

NOTE TO USERS

This reproduction is the best copy available.

UMI

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

OPTIMISATION DE L'OPÉRATION D'UN RÉACTEUR BIOLOGIQUE
SÉQUENTIEL POUR L'ÉLIMINATION DES NUTRIMENTS D'UN EFFLUENT
INDUSTRIEL AGRO-ALIMENTAIRE FORTEMENT CHARGÉ EN CARBONE,
AZOTE ET PHOSPHORE

DANIEL LAMARRE
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLOME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)
AVRIL 1996

© Daniel Lamarre, 1996



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*

Our file *Notre référence*

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-46654-X

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

OPTIMISATION DE L'OPÉRATION D'UN RÉACTEUR BIOLOGIQUE
SÉQUENTIEL POUR L'ÉLIMINATION DES NUTRIMENTS D'UN EFFLUENT
INDUSTRIEL AGRO-ALIMENTAIRE FORTEMENT CHARGÉ EN CARBONE,
AZOTE ET PHOSPHORE

présenté par: LAMARRE Daniel

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

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

M. SAMSON Réjean, Ph.D., président

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

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

M. DESJARDINS Raymond, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

Je remercie les professeurs Yves Comeau et Michel Perrier pour leur support tout au long du projet. De plus je tiens à remercier M. Raymond C. Mayer qui a rendu possible la réalisation de ce projet de recherche grâce notamment à son support financier, ainsi que les différents partenaires du projet, soit Agropur, Éco-Équipement, le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et le Centre québécois de valorisation de la biomasse.

Je souligne également l'importante contribution des techniciens Gino Robin et Denis Bouchard pour le travail réalisé durant la période expérimentale.

Enfin, je me dois de remercier Alain Larose (en chantant), François Roberge et Édith Bouchard-Marchand pour leur importante contribution dans différentes phases du projet.

RÉSUMÉ

Le projet présenté dans ce mémoire avait pour but de démontrer la faisabilité de l'épuration d'un effluent industriel agro-alimentaire grâce à un traitement biologique par boues activées réalisant de la déphosphatation biologique opéré en mode de réacteur biologique séquentiel (RBS). Par la suite, une optimisation du procédé devait être réalisée de façon à obtenir un enlèvement maximal du phosphore tout en visant le respect des normes québécoises de rejet à la rivière.

Les eaux usées pré-fermentées de la fromagerie Agropur située à Notre-Dame-du-Bon-Conseil ont été utilisées. Les caractéristiques générales de ces eaux usées étaient une DCO₅ d'environ 2200 mg/l, une DCO₂₀ d'environ 1500 mg/l, une concentration en NTK_{n.-f.} de 60 mg N/l et une concentration en P_(n.-f.) de 65 mg P/l.

Cet effluent fut alimenté à un RBS de 15 litres opéré selon un temps de rétention hydraulique de 2 jours et un âge de boues de 20 jours. Le cycle de traitement utilisé initialement s'étalait sur 12 heures. Il débutait par une période d'alimentation de 10 minutes au début d'une période non aérée de 3 heures, suivie d'une période aérobie de 3 heures puis d'une seconde période non aérée de 2 heures, pour se terminer avec une seconde période aérée de 2h30 et une période de décantation et de soutirage du surnageant de 1h30. La cyclologie peut alors être décrite par la séquence (en heures) 3/3/2/2,5/1,5. Les performances d'épuration ont rapidement atteint plus de 97% pour la DCO, 95% pour l'azote total et 85% pour le phosphore total non filtré, résultant en un effluent contenant environ 10 mg P_(n.-f.)/l. Ces performances furent maintenues durant 81 jours (4 fois l'âge de boues) afin de démontrer la stabilité du procédé. L'élimination du phosphore est le résultat de la suraccumulation du phosphore par les bactéries déphosphatantes ainsi qu'une importante précipitation-adsorption du phosphore.

Après le jour 81, l'effluent fut enrichi en phosphore pour atteindre une concentration en $P_{(n-r)}$ d'environ 95 mg/l afin de déterminer le potentiel maximal d'élimination du phosphore. L'ajout de phosphore provoqua automatiquement une augmentation de l'enlèvement du phosphore mais diminua l'efficacité du procédé.

L'optimisation du procédé passa par des modifications de la cyclologie d'opération du réacteur (allongement de la première période aérée), par une modification de l'alimentation (ajout de magnésium) et par la variation des conditions d'opération, principalement le pH.

L'étude de la répartition du carbone alimenté au procédé a permis de constater que la matière organique n'était pas utilisée de façon optimale par la biomasse déphosphatante, alors que moins de 50% des AGV alimentés étaient utilisés pour la suraccumulation du phosphore. Un modèle biochimique représentant le métabolisme possible des bactéries "G" a été présenté, et les prédictions ont été comparées à 3 valeurs obtenues avec le procédé réel.

D'après le modèle proposé, les bactéries "G" forment des réserves de glycogène beaucoup plus importantes que les déphosphatantes. L'accumulation d'importantes quantités de PHA par une boue activée n'est alors pas nécessairement représentative d'une importante suraccumulation du phosphore. Les calculs ont également démontré que, si 95% du carbone alimenté sous forme d'AGV était utilisé par les bactéries déphosphatantes, la concentration en $P_{(n)}$ serait abaissée à près de 0 mg/l dans le surnageant.

ABSTRACT

The goal of the present project was to demonstrate the treatment feasibility of a food industry wastewater using the activated sludge process in which enhanced biological phosphorus removal was achieved in an SBR reactor. The process was then optimized to maximize the removal of phosphorus, always keeping in mind that the maximum allowed concentration in total phosphorus permitted by the Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec is 1 mg/l for the discharge of industrial wastewater directly to a river.

The pre-fermented wastewaters produced by Agropur cheese factory of Notre-Dame-du-Bon-Conseil (Quebec) were used to study the process. The general characteristics of these wastewaters were: filtered COD of 1500 mg/l, unfiltered TKN of about 60 mg N/l and total phosphorus of about 65 mg P/l.

The wastewater was fed to a 15 liters sequencing batch reactor (SBR) operated at a hydraulic retention time of 2 days and a sludge retention time of 20 days, using a 12 hour cycle. The cycle was started with a 10 minute feed at the beginning of a 3 hour non aerated period, followed by a 3 hour aerobic period, and then by a second non aerated period (2 hours). The cycle ended with a 2h30 aerated period followed by a 1h30 period for settling, decant and idle.

The removal performances rapidly reached more than 97% for the COD, 95% for the TKN and about 85% for the total phosphorus. These performances were maintained for 81 days (which represented 4 times the sludge age) to demonstrate the process stability. The phosphorus removal mechanisms were by biological growth, by excess polyphosphates accumulation and also by precipitation-adsorption onto the biomass.

From day 81 to the end, the feed was enriched with phosphorus up to an unfiltered total phosphorus concentration of 95 mg P/l to determine the maximum phosphorus removal potential of the process. The phosphorus addition rapidly led to an increased phosphorus removal but in a drop of the removal efficiency.

The process optimisation was achieved by modifying the operating cycle with a longer first aerated period, by modifying the feed with magnesium addition and by changing the operating conditions by pH control.

The study of the carbon utilisation by the biomass indicated that organic matter was not utilised in an optimal way by the bio-P population, less than 50% of the VFAs in the feed being utilized by the bio-P population. A biochemical model presenting the possible "G" bacteria metabolism was proposed, and model predictions were compared with 3 experimental values.

From the proposed biochemical model, "G" bacteria build greater glycogen reserves than the bio-P bacteria. So, the accumulation of a large amount of PHA by an activated sludge does not necessarily mean that the sludge is able to accumulate large quantities of phosphorus, but probably that "G" bacteria are present in the system. It was demonstrated that, if 95% of the fed VFAs were accumulated by the bio-P organisms, the effluent total phosphorus concentration could practically reach 0 mg P/l.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xiv
LISTE DES FIGURES	xv
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xvii
LISTE DES ANNEXES	xix
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I	
REVUE DE LA LITTÉRATURE ET THÉORIE	6
1.1 Enlèvement de la matière organique	6
1.2 Enlèvement des polluants azotés	6
1.2.1 L'azote dans les eaux usées	6
1.2.2 Ammonification	7
1.2.3 Nitrification	7
1.2.4 Dénitrification	9

1.3	Enlèvement du phosphore	10
1.3.1	Formes de phosphore dans les eaux usées	10
1.3.2	Précipitation chimique	11
1.3.2.1	Historique	11
1.3.2.2	Principes de la précipitation du phosphore	11
1.3.3	Enlèvement biologique	12
1.3.3.1	Principes de la déphosphatation biologique	13
1.3.3.2	Modèles biochimiques	15
1.3.3.3	Rôle des cations dans la déphosphatation biologique	21
1.3.3.4	Précipitation du phosphore conséquent à l'activité biologique	21
1.3.3.5	Précipitation du phosphore indépendante de l'activité biologique	25
1.3.3.6	Effet des conditions d'opération d'un procédé de déphosphatation biologique sur l'enlèvement du phosphore	26
1.3.3.7	Microorganismes impliqués	38
1.4	Effluents chargés en carbone, azote et phosphore	46
1.5	Le réacteur biologique séquentiel	47
1.6	Exigences de rejet	50

CHAPITRE 2

MATÉRIELS ET MÉTHODES	52
2.1 Eaux usées	52
2.2 Montages utilisés	55
2.2.1 Réacteur RBS-3	55

2.2.2	Réacteur RBS-6	58
2.2.3	Essais en discontinu	59
2.3	Analyses	61
2.3.1	Méthodes analytiques	61
2.3.2	Observations microscopiques	63
2.3.3	Détermination de la concentration en polyphosphates dans la biomasse	63
2.3.4	Phosphore précipité	64
CHAPITRE 3		
	RÉSULTATS ET DISCUSSION	66
3.1	Contexte de travail	67
3.1.1	Hypothèses de recherche	67
3.1.2	Essais préalables	68
3.2	Opération du RBS-3	69
3.2.1	Cyclologie	69
3.2.2	Résultats du RBS-3	71
3.2.3	Jours 0 à 81: démonstration de la faisabilité et de la stabilité du procédé	85
3.2.4	Jours 82 à 93: augmentation de la concentration en orthophosphates dans l'alimentation	88
3.2.5	Jours 94 à 128: première modification de la cyclologie d'opération (3/4/1/2,5/1,5)	90
3.2.6	Jour 121: essais en discontinu sur la composition de l'alimentation	95
3.2.6.1	Objectifs et méthodologie	95
3.2.6.2	Résultats et discussion	97
3.2.6.3	Conclusions	105

3.2.7	Jours 129 à 142: Effet de l'ajout de magnésium dans l'alimentation	106
3.2.8	Jours 143 à 220: seconde modification de la cyclologie (3/5/0,5/2,5/1)	108
3.2.9	Jours 221 à 267: retour de la déphosphatation biologique	113
3.2.10	Jour 261: essais en discontinu sur l'effet du pH durant la première période non aérée	117
3.2.10.1	Mise en situation	118
3.2.10.2	Objectif	119
3.2.10.3	Méthodologie	119
3.2.10.4	Résultats et discussion	120
3.2.10.5	Conclusions	124
3.2.11	Jour 268 à 289: contrôle du pH à 7.0 durant la première période non aérée	124
3.2.12	Jour 290 à 310: contrôle du pH à 6,0 durant la première période non-aérée	126
3.2.13	Estimation du profil de précipitation-adsorption du phosphore durant un cycle d'opération	129
3.2.14	Diminution de la concentration en orthophosphates en fin de première période non aérée	131
3.2.15	Analyse de l'assimilation du carbone par la biomasse	133
3.2.15.1	Métabolisme théorique du carbone	134
3.2.15.2	Mesures de la répartition du carbone dans la biomasse	142
3.2.15.3	Respiration de la biomasse	147
3.2.15.4	Effet sur l'enlèvement du phosphore	149
3.2.16	Tests de DBO sur le réacteur RBS-3	152

3.2.17	Consignes d'opération du réacteur RBS-3	154
3.3	Opération du réacteur RBS-6	156
3.3.1	Objectif	156
3.3.2	Résultats et discussion	157
3.3.2.1	Période 1: jour 1 à 36, biomasse du RBS-3 avec ajout d'acétate dans l'alimentation	159
3.3.2.2	Période 2: jour 39 à 70, biomasse du RBS-3 avec ajout d'acétate et d'azote dans l'alimentation	159
3.3.2.3	Période 3: jour 98 à 131, biomasse de l'unité pilote avec alimentation sans ajout de DCO ni d'azote	160
3.3.2.4	Période 4: jour 137 à 188, biomasse du RBS-3 et alimentation sans ajout de DCO ni d'azote	163
3.3.3	Conclusions	164
3.4	Discussion générale	165
3.4.1	Cyclologie du RBS	166
3.4.2	Alimentation	167
3.4.3	pH	168
3.4.4	Microorganismes	169
3.4.5	Enlèvement du phosphore	170
	CONCLUSION	173
	RECOMMANDATIONS	178
	RÉFÉRENCES	182
	ANNEXES	189

LISTE DES TABLEAUX

<u>Tableau 1.1</u>	Normes habituelles pour les industries agro-alimentaires . . .	51
<u>Tableau 2.1</u>	Caractéristiques des eaux usées utilisées	54
<u>Tableau 2.2</u>	Méthodes analytiques	62
<u>Tableau 2.3</u>	Détermination de la fraction de phosphore précipitée	65
<u>Tableau 3.1</u>	RBS-3, jour 0 à 310	79
<u>Tableau 3.2</u>	Analyse du précipité granulaire du RBS-3	93
<u>Tableau 3.3</u>	Résultats des analyses de PHA sur la biomasse du RBS-3 et du RBS-6	132
<u>Tableau 3.4</u>	Utilisation théorique du carbone par les bactéries "G" et énergie impliquée selon le pH du milieu	141
<u>Tableau 3.5</u>	Répartition du carbone dans la biomasse, RBS-3	145
<u>Tableau 3.6</u>	Enlèvement du phosphore selon la quantité d'AGV assimilés par la biomasse déphosphatante, RBS-3, jour 275	151
<u>Tableau 3.7</u>	Résultats des tests de DBO sur l'alimentation et l'effluent du RBS-3	154

LISTE DES FIGURES

<u>Figure 1.1</u>	Modèle de Comeau <i>et al.</i> en conditions anaérobies	17
<u>Figure 1.2</u>	Modèle de Comeau <i>et al.</i> en conditions aérobies	18
<u>Figure 1.3</u>	Modèle de Smolders <i>et al.</i> en condition anaérobie	19
<u>Figure 1.4</u>	Modèle de Smolders <i>et al.</i> en condition aérobie	20
<u>Figure 1.5</u>	Formes de phosphore dans une biomasse déphosphatante .	23
<u>Figure 1.6</u>	Relargage du phosphore en fonction du pH (Smolders <i>et al.</i>, 1994a)	27
<u>Figure 1.7</u>	Cycle de traitement d'un RBS	49
<u>Figure 2.1</u>	Système actuel de traitement des eaux usées de la fromagerie Agropur	53
<u>Figure 2.2</u>	Schéma du montage expérimental RBS-3	57
<u>Figure 2.3</u>	Schéma du montage expérimental RBS-6	59
<u>Figure 2.4</u>	Schéma du montage expérimental utilisé pour les essais discontinus	60
<u>Figure 3.1</u>	Concentrations en orthophosphates de l'alimentation et du surnageant, RBS-3	73
<u>Figure 3.2</u>	Répartition du phosphore dans la biomasse, RBS-3	74
<u>Figure 3.3</u>	pH de l'alimentation, du surnageant et de la liqueur mixte, RBS-3	75
<u>Figure 3.4</u>	Concentration en MVES de l'affluent, du surnageant et de la liqueur mixte, RBS-3	76
<u>Figure 3.5</u>	Concentration en DCO de l'alimentation et du surnageant, RBS-3	77
<u>Figure 3.6</u>	Concentrations en azote ammoniacal et nitrates de l'affluent et de l'effluent, RBS-3	78
<u>Figure 3.7</u>	Profils des $o\text{-PO}_4$ pour l'essai discontinu du jour 121	97
<u>Figure 3.8</u>	Profils de DCO pour l'essai discontinu du jour 121	98

<u>Figure 3.9</u>	Profils de Mg pour l'essai discontinu du jour 121	98
<u>Figure 3.10</u>	Profils de NH ₄ pour l'essai discontinu du jour 121	99
<u>Figure 3.11</u>	Profils de NO ₃ pour l'essai discontinu du jour 121	99
<u>Figure 3.12</u>	Effet du pH initial sur le profil de concentration en orthophosphates	120
<u>Figure 3.13</u>	Effet du pH initial sur le taux de relargage et de recaptage du phosphore, essai discontinu sur le pH initial	121
<u>Figure 3.14</u>	Profils de pH pour l'essai discontinu sur le pH initial	121
<u>Figure 3.15</u>	Répartition du phosphore dans la biomasse, RBS-3, jour 260	130
<u>Figure 3.16</u>	Estimation du profil de précipitation-adsorption du phosphore dans le RBS-3, jour 260	131
<u>Figure 3.17</u>	Modèle biochimique de Smolders <i>et al.</i> en condition anaérobie et énergie impliquée	135
<u>Figure 3.18</u>	Consommation du glycogène selon la voie métabolique I	137
<u>Figure 3.19</u>	Consommation du glycogène selon la voie métabolique II	138
<u>Figure 3.20</u>	Modèle proposé pour le métabolisme des bactéries "G" en conditions anaérobies	139
<u>Figure 3.21</u>	Répartition du carbone entre les bactéries bio-P et les bactéries déphosphatantes	143
<u>Figure 3.22</u>	Taux d'utilisation d'oxygène et profil des orthophosphates au jour 260 dans le RBS-3	148
<u>Figure 3.23</u>	Profils de DCO du RBS-6, jours 0 à 70	157
<u>Figure 3.24</u>	Profils des orthophosphates et des polyphosphates du RBS-6, jours 0 à 70	158
<u>Figure 3.25</u>	Profils des orthophosphates et des polyphosphates, RBS-6, jours 98 à 188	158

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Acétyl-CoA:	acétyl-coenzymeA
ADP:	adénosine diphosphate
AGV:	acides gras volatils
ATP:	adénosine triphosphate
DBO:	demande biochimique en oxygène
DCO:	demande chimique en oxygène
est.:	estimé
F1PA:	fin de la première période aérée
HAc:	acide acétique
MEF:	Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec
MES:	matières en suspension
mg/l:	milligrammes par litres
mV:	millivolts
MVES:	matières volatiles en suspension
NaAc:	acétate de sodium
NADH:	nicotinamide adénine dinucléotide (réduite)
NDBC:	Notre-Dame-du-Bon-Conseil
NTK:	azote total Kjeldahl
N-NH₄:	azote sous forme ammoniacale
N-NO₃:	azote sous forme de nitrates
o-PO₄:	orthophosphates
P:	phosphore
Pa:	période aérée
PHA:	poly-β-hydroxyalcanoates
PHB:	poly-β-hydroxybutyrates
PHV:	poly-β-hydroxyvalérates
pmf:	force motrice protonique

P_{na}:	période non aérée
poly-P:	polyphosphates
P-PO₄:	phosphore sous forme d'orthophosphates
Q:	volume alimenté au réacteur par cycle (débit alimenté dans un système en continu)
RBS:	réacteur biologique séquentiel
V:	volume total du réacteur
X:	concentration en biomasse dans la liqueur mixte
X_o:	concentration en biomasse dans le surnageant
θ:	temps de rétention

INDICES

b:	brut
c:	cellule
e:	effluent
f:	filtré
n.-f.:	non-filtré
org.:	organique
préc.:	précipité
t:	total
u:	ultime
w:	liqueur mixte
5:	après 5 jours
7:	après 7 jours

LISTE DES ANNEXES**ANNEXE I****Résultats des échantillonnages intensifs, jours 0 à 310 189****ANNEXE II****Résultats complets de l'essai en discontinu sur l'alimentation 252****ANNEXE III****Résultats complets de l'essai en discontinu sur le pH initial 256****ANNEXE IV****Résultats complets de l'opération du RBS-6 258**

INTRODUCTION

L'eutrophisation est définie comme un enrichissement des cours d'eau par des nutriments comme l'azote et le phosphore, favorisant la prolifération des végétaux. Cet enrichissement se traduit par une forte croissance des organismes aquatiques photosynthétiques, principalement les algues. Cette prolifération excessive entraîne une importante diminution de la qualité des eaux. Les principaux effets qu'entraîne cette croissance excessive des algues sont les suivants (Benefield et Randall, 1980):

- a) les coûts de traitement de l'eau potable sont augmentés puisque les algues colmatent rapidement les filtres;
- b) les sports nautiques sont souvent impraticables à cause de la couleur, de l'odeur et du goût de l'eau;
- c) la population d'organismes aquatiques (poissons, crustacés,...) montre une forte mortalité causée par des toxines produites par les algues bleues-vertes;
- d) la concentration en oxygène dissous diminue de façon importante à cause de la dégradation des algues mortes par des microorganismes aérobies. Cette réduction de l'oxygène entraîne la disparition de certaines espèces de poissons désirables (principalement les salmonidés) qui sont remplacés par des espèces peu exigeantes par rapport à l'oxygène (carpe, crapet, perchaude,...). Dans les cas extrêmes, la concentration en oxygène dissous peut devenir nulle, entraînant la mort des organismes aérobies.

L'eutrophisation se déroule normalement dans la nature, même sans la contribution de l'homme, puisque les réservoirs d'eau accumulent, en vieillissant, de plus en plus d'azote, de phosphore et de sels minéraux, qui contribuent au développement des algues. Ce processus se déroule lentement durant le cycle de vie d'un cours d'eau. Il est par contre fortement accéléré par l'activité humaine urbaine et industrielle.

L'eutrophisation accélérée des cours d'eau est donc un phénomène indésirable. Il est possible de limiter le développement des algues en minimisant la concentration en azote et en phosphore d'un cours d'eau. Cependant, la réduction de l'azote seul n'est pas bénéfique dans tous les cas. En effet, lorsque le phosphore est présent en fortes concentrations, l'azote atmosphérique peut être utilisé par certaines algues pour leur développement. Dans ce cas, la réduction de la concentration en azote n'empêche pas l'eutrophisation des cours d'eau. Il semble donc que le facteur clé à contrôler pour diminuer le phénomène d'eutrophisation soit la concentration en phosphore d'un cours d'eau. Cette concentration est fortement influencée par les rejets diffus de source agricole (utilisation excessive d'engrais), mais aussi ceux ponctuels d'eaux usées riches en phosphore. Ces eaux usées peuvent provenir d'effluents municipaux (qui contiennent, au Québec, généralement entre 3 et 5 mg/l de phosphore) ou d'effluents industriels, spécialement ceux provenant du secteur agro-alimentaire, qui peuvent contenir de fortes concentrations en phosphore (jusqu'à 150 mg P/l). Il est donc essentiel de réduire la concentration en phosphore de ces eaux usées pour limiter l'eutrophisation des cours d'eau. Pour ce faire, une directive du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) demande aux municipalités et aux industries de réduire la concentration en phosphore de leurs effluents à moins de 1 mg P/l.

La coopérative Agropur, une des plus importantes industries agro-alimentaires du Québec, possède une fromagerie située à Notre-Dame-du-Bon-Conseil. Cette fromagerie produit des eaux usées fortement chargées en matière organique, en azote et en phosphore. Ce phosphore provient principalement du lavage des équipements où d'importantes quantités d'acide phosphorique sont utilisées. Les eaux usées traitées sont par la suite déversées directement dans la rivière Nicolet.

Le système de traitement actuel d'Agropur élimine efficacement la charge en matière organique. Par contre, la faible croissance microbienne rencontrée dans le digesteur anaérobie ainsi que dans les étangs aérés (voir figure 2.1) n'entraîne qu'un faible enlèvement du phosphore, de sorte que les rejets actuels sont fortement chargés en phosphore, soit environ 60 mg/l. Cette concentration est actuellement acceptée par le MEF grâce à une entente antérieure entre les deux parties. Par contre, un projet de valorisation du lactosérum présentement à l'étude par Agropur entraînerait une modification de l'effluent produit, qui serait alors plus chargé en phosphore (100 à 150 mg/l). Le MEF obligerait alors Agropur à se soumettre à la norme directrice de 1 mg P/l de phosphore à l'effluent.

Agropur doit donc étudier les différentes avenues envisageables pour la diminution de ses rejets en phosphore. Une de ces avenues est le traitement biologique de l'effluent par un procédé de boues activées où la biomasse utilisée accumule plus de phosphore que ne le demande ses besoins métaboliques de base. Ce type de procédé est appelé déphosphatation biologique. Les effluents de type agro-alimentaire sont particulièrement aptes à subir une épuration biologique à cause de la très grande biodégradabilité de leurs polluants. Le traitement de l'effluent d'Agropur par déphosphatation biologique devrait ainsi

permettre une importante réduction de la charge en matière organique, en azote et en phosphore.

Le projet présenté dans ce mémoire a été réalisé dans le cadre d'un important projet devant étudier la possibilité de réaliser la déphosphatation biologique de l'effluent réel de la fromagerie Agropur. Ce projet devait entre autres, tenter d'optimiser l'étape d'acidogénèse présentement effectuée dans le bassin tampon, réaliser et optimiser la déphosphatation biologique des eaux fermentées et modéliser les différentes étapes du procédé. Le présent ouvrage présente les résultats du sous-projet sur la déphosphatation biologique. Les objectifs spécifiques de ce projet étaient:

- 1) de démontrer la faisabilité de la déphosphatation biologique de l'effluent réel d'Agropur;
- 2) de démontrer la stabilité du procédé.

Par la suite, une phase d'optimisation du procédé devait avoir lieu, où les objectifs étaient:

- 3) d'optimiser la déphosphatation pour déterminer le potentiel maximal d'enlèvement du phosphore;
- 4) d'étudier l'effet du pH et du potentiel d'oxydo-réduction sur la déphosphatation biologique de l'effluent réel;
- 5) d'étudier la répartition du carbone entre la biomasse déphosphatante et les groupes microbiens compétiteurs pour la matière organique.

- 6) de démontrer que le procédé pouvait être utilisé pour le traitement d'un effluent industriel fortement chargé en carbone, azote et phosphore et hautement biodégradable, sans se limiter à un effluent précis.

Puisque les bactéries "G" sont souvent rencontrées dans un système de déphosphatation biologique, il était important d'atteindre les points suivants:

- 7) étudier l'importance des bactéries "G" dans un système réalisant la déphosphatation biologique d'un effluent industriel;
- 8) de proposer un modèle biochimique représentant le métabolisme des bactéries "G".

Peu de travaux ayant été effectués sur la déphosphatation biologique d'effluents industriels, l'étude réalisée ici visait autant le côté qualitatif que quantitatif du procédé. De plus, puisque la déphosphatation biologique d'effluents municipaux a été beaucoup plus étudiée, les bases de la théorie présentée ont été développées principalement pour des effluents municipaux.

La section qui suit présente une revue de la littérature et expose les bases de la théorie relatives à l'épuration biologique d'effluents municipaux et industriels, et plus spécifiquement à la déphosphatation biologique de tels effluents.

CHAPITRE I

REVUE DE LA LITTÉRATURE ET THÉORIE

1.1 Enlèvement de la matière organique

La charge organique d'une eau est déterminée de façon indirecte par la quantité d'oxygène requise pour la dégradation chimique (demande chimique en oxygène) ou pour l'oxydation biochimique (demande biochimique en oxygène) des polluants carbonés.

La DCO d'un affluent se divise en deux parties, soit la DCO biodégradable et la DCO non biodégradable. Ces deux parties se divisent également en deux fractions, soluble et insoluble. Le traitement biologique permet d'éliminer la composante biodégradable d'une eau usée. La fraction soluble passe directement à travers la membrane cellulaire et est rapidement métabolisée tandis que la partie insoluble est rapidement adsorbée à la surface de la cellule mais doit d'abord être hydrolysée avant d'être métabolisée.

Les cellules utilisent la matière organique pour la convertir en matériel cellulaire ou pour générer de l'énergie nécessaire pour effectuer différentes tâches (maintien des fonctions vitales, déplacement, etc...).

1.2 Enlèvement des polluants azotés

1.2.1 L'azote dans les eaux usées

L'azote se retrouve sous différentes formes dans les eaux usées. La forme organique provient entre autres des protéines, des plantes mortes, des cellules

mortes et de l'urée. L'azote peut également se retrouver sous forme d'ammoniaque, de nitrite et de nitrate. Chacune de ces formes pourra être transformée sous certaines conditions par des groupes spécifiques de microorganismes, qui utiliseront alors les molécules azotées comme matériel cellulaire pour la formation d'acides aminés, comme accepteur final d'électron lors de l'oxydation de la matière organique pour la production d'énergie ou comme source d'énergie directement. Puisque l'azote est utilisée pour la synthèse des acides aminés et donc des protéines, elle constitue un élément essentiel à la survie et à la croissance des microorganismes.

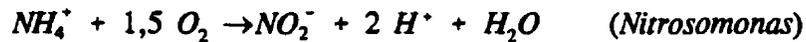
1.2.2 Ammonification

L'ammonification d'une eau usée permet de transformer l'azote organique en azote ammoniacal. La déamination permet aux microorganismes hétérotrophes d'hydrolyser l'azote organique puis de l'utiliser pour produire de l'énergie et de l'ammoniac sous forme d'ions ammoniums. L'urée peut également être hydrolysée pour produire de l'ammoniaque.

1.2.3 Nitrification

L'ammoniac (NH_3) initialement présent dans les eaux usées ou produit par les réactions de déamination se retrouve en équilibre avec sa forme ionique, soit l'ion ammonium (NH_4^+). Cet équilibre est fonction, entre autres, de la température et du pH de l'eau, une eau chaude et basique favorisant la présence de NH_3 . L'ammoniac est considéré très toxique pour les microorganismes en général. L'ion ammonium est par contre moins toxique. Ainsi, une accumulation importante d'ammoniac sous l'une ou l'autre de ses formes représente un danger important à tout système biologique, mais plus particulièrement dans des conditions chaudes et basiques.

L'ammoniaque est oxydé par des bactéries (*Nitrosomonas*) en milieu aérobie pour produire des nitrites (NO_2^-). Ces nitrites sont par la suite oxydés par un autre groupe de bactéries (*Nitrobacter*) pour donner des nitrates (NO_3^-), possédant une très faible toxicité. Les deux réactions peuvent s'écrire de la façon suivante:



La production de nitrites s'effectue suivant une réaction lente, alors que la transformation en nitrates se déroule rapidement. Ainsi, dans un système biologique bien balancé où les deux types de bactéries nitrifiantes sont présentes, les nitrites ne peuvent s'accumuler et leur présence est rarement détectée.

Il est par contre possible, dans certaines situations, que l'accumulation de nitrites se réalise dans un système biologique. En effet, il a été démontré (Anthonisen *et al.*, 1995) que, selon certaines conditions d'opération tel le pH du milieu, l'ammoniac peut être toxique pour les deux types de bactéries nitrifiantes, ou, à plus faible concentration, à *Nitrobacter* seulement. L'inhibition de ce dernier groupe de microorganismes peut alors entraîner une accumulation des nitrites. Les nitrites sont présents dans l'eau en équilibre avec l'acide nitreux (HNO_2), un composé particulièrement toxique. Cet équilibre est déplacé vers l'acide nitreux lorsque le pH diminue. À certaines concentrations, les nitrites peuvent entraîner la mort des bactéries du genre *Nitrobacter*. La mort de ces bactéries entraîne un arrêt de la seconde étape de la nitrification, et donc une accumulation encore plus importante de nitrites. Les bactéries nitrifiantes du genre *Nitrobacter* peuvent donc être affectées par une concentration trop élevée en ammoniaque,

particulièrement en milieu basique, ou par la formation et l'accumulation de nitrites, spécialement en milieu acide.

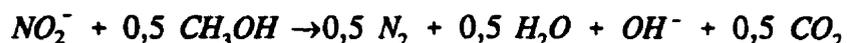
Le pH optimal pour la nitrification se situe entre 7 et 9 (Roberge, 1992) alors qu'une température de 30°C permet un maximum de nitrification. À une température inférieure à 15°C, l'activité des bactéries nitrifiantes est fortement ralentie.

Les bactéries nitrifiantes sont des organismes autotrophes possédant un taux de croissance beaucoup plus faible que celui des hétérotrophes. Elles sont donc beaucoup plus affectées par un changement de leur milieu de croissance que les bactéries hétérotrophes. Ainsi, une modification des conditions de vie d'une culture mixte se répercute plus rapidement par une diminution de la nitrification que par une diminution de l'enlèvement de la DCO.

1.2.4 Dénitrification

La dénitrification permet à des bactéries hétérotrophes appelées bactéries dénitrifiantes de réduire les nitrates en nitrites puis en azote gazeux, qui s'échappe ensuite à l'atmosphère. Cette réaction se déroule en milieu peu oxygéné, alors que la concentration en oxygène dissous est inférieure à 0,5 mg/l (Roberge, 1992) et le potentiel rédox inférieur à 200 mV. Dans ces conditions, les bactéries dénitrifiantes oxydent la matière organique présente dans le milieu en utilisant les nitrates et les nitrites comme accepteurs d'électrons. Les réactions en cause sont alors semblables à celles présentées ci-dessous alors que, par exemple, la matière organique est présente sous forme de méthanol.





Les conditions optimales pour la dénitrification sont, entre autres, un pH compris entre 6,5 et 7,5 et une température de 30°C, bien qu'un taux élevé de conversion soit observé entre 5°C et 30°C. Le processus de dénitrification entraîne la formation d'ions OH⁻, permettant la récupération potentielle de 50% de l'alcalinité consommée par la nitrification.

1.3 Enlèvement du phosphore

1.3.1 Formes de phosphore dans les eaux usées

Le phosphore se retrouve dans les eaux usées sous forme organique ou inorganique. La forme organique se compose principalement d'ATP (adénosine triphosphate) et d'ADP (adénosine diphosphate), molécules importantes dans le mécanisme énergétique cellulaire, ainsi que de phospholipides et d'ADN. Le phosphore organique est généralement peu présent dans les eaux usées, mais le sera beaucoup plus dans les boues d'épuration biologiques. Le phosphore inorganique se divise en deux composantes: les orthophosphates et les polyphosphates. Les orthophosphates (PO₄⁻³) constituent la fraction la plus importante du phosphore inorganique et sont simplement les sels de l'acide phosphorique. Cette forme de phosphore inorganique est assimilée directement par les microorganismes durant le traitement des eaux usées. Les polyphosphates représentent les pyrophosphates (P₂O₇⁻⁴) et les tripolyphosphates (P₃O₁₀⁻⁶), qui doivent d'abord subir une hydrolyse enzymatique en orthophosphates avant d'être absorbés par les microorganismes. Il est également possible de parler de phosphore total, qui englobe alors tout le phosphore organique et inorganique.

Pour limiter les rejets en phosphore dans l'environnement, les unités de traitement des eaux usées doivent adopter des stratégies permettant de diminuer fortement les concentrations en phosphore total dans leurs effluents. Deux méthodes sont alors envisageables: la précipitation chimique du phosphore et la déphosphatation biologique (ou une combinaison des deux).

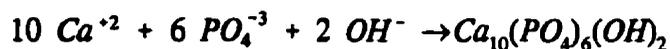
1.3.2 Précipitation chimique

1.3.2.1 Historique

Au début du siècle, on croyait impossible le traitement biologique des eaux usées pour diminuer la DCO. Ainsi, à Londres en 1890, les eaux usées étaient traitées chimiquement par un mélange de chaux et de sulfate ferreux dans le but de diminuer la concentration en matière organique (Yeoman *et al.*, 1987). Les capacités du traitement biologique ne furent reconnues que plusieurs années plus tard. Aujourd'hui, la précipitation chimique est utilisée pour le traitement complet des eaux usées (réduction de la DCO et de la concentration en phosphore) en certaines occasions où il n'y a pas d'exigence de rejet en DBO₅ (par exemple, à l'usine de la CUM), mais surtout comme traitement tertiaire pour réduire la concentration en phosphore des effluents des centrales d'épuration biologique des eaux.

1.3.2.2 Principes de la précipitation du phosphore

La précipitation chimique du phosphore se réalise lorsque les molécules fortement négatives d'orthophosphates se combinent à des ions positifs, comme par exemple le calcium (Ca^{+2}) pour former certains composés stables, solides et facilement décantables. Un des principaux précipités est l'hydroxyapatite, formé à partir du calcium suivant la réaction



où le produit formé est sous forme solide et très dense, donc facile à décanter. Cette réaction est nécessairement favorisée par la présence de concentrations élevées en calcium, en phosphore et en ions OH^- , et donc par un pH élevé.

Le calcium est un précipitant fréquemment utilisé pour l'enlèvement du phosphore. D'autres précipitants employés couramment sont l'alum (source de Al^{+3}) ainsi que le fer ferreux (Fe^{+2}) ou ferrique (Fe^{+3}), sous forme de sulfates ou de chlorures.

1.3.3 Enlèvement biologique

Le phosphore peut être retiré des eaux suite à l'activité biologique de certaines plantes ou de certains microorganismes. Cette méthode d'élimination du phosphore offre quelques avantages comparativement à la précipitation chimique.

Lorsque la DCO est retirée des eaux par les microorganismes et que le phosphore est précipité par la suite, l'utilisation de la déphosphatation biologique peut faire diminuer les coûts d'opération reliés à l'aération. De plus, le traitement tertiaire de précipitation du phosphore est éliminé, ce qui diminue les coûts de construction et d'opération. Finalement, la quantité produite de boues biologiques d'épuration n'augmente généralement pas puisque l'âge des boues est habituellement plus long pour la déphosphatation biologique, mais les boues physico-chimiques sont éliminées, ce qui entraîne une réduction des coûts de disposition des boues de procédé.

Dans le cas des procédés où la DCO et le phosphore sont éliminés par précipitation, il est possible de diminuer de façon importante les coûts de

traitement (élimination de l'ajout de précipitant) et d'élimination des boues en utilisant un procédé biologique puisque la quantité totale de boues générées est beaucoup plus faible. De plus, les boues biologiques ne contenant pas de précipitant, leur valorisation est beaucoup plus facile. Enfin, lorsque les boues proviennent d'un procédé biologique d'enlèvement du phosphore, la valorisation agricole est encore plus intéressante puisque les boues chargées en phosphore représentent en engrais de qualité et peu dispendieux.

Il est à noter que les procédés biologiques en général sont beaucoup mieux perçus par la population que les procédés physico-chimiques, ce qui peut entraîner des répercussions importantes sur une entreprise.

Les procédés biologiques d'élimination du phosphore sont par contre moins fiables que les procédés physico-chimiques. Ainsi, il peut arriver de perdre le pouvoir déphosphatant des microorganismes. Il est également possible que la déphosphatation ne parvienne pas à éliminer complètement le phosphore, et qu'une certaine quantité résiduelle se retrouve à l'effluent. Ces avantages et inconvénients doivent donc être pris en considération lors du choix d'une technique de traitement des eaux usées.

1.3.3.1 Principes de la déphosphatation biologique

Le phosphore peut être retiré des eaux par des organismes vivants, soit les plantes et les microorganismes. Les plantes aquatiques utilisées pour ce type de traitement offrent par contre les désavantages reliés à la cultures de tels organismes, soit un besoin en lumière et une température relativement élevée, deux conditions difficiles à remplir lors de l'opération d'un système en continu durant toute l'année au Québec. Les microorganismes peuvent quant à eux être présents de façon naturelle (ex. les sols) ou concentrés artificiellement (ex. boues

activées). Les microorganismes des sols sont capables d'éliminer de façon efficace la DCO ainsi que l'azote et le phosphore pour la synthèse microbienne. Par contre, ces systèmes ne peuvent être utilisés l'hiver au Québec. De plus, le phosphore assimilé par les microorganismes correspond aux besoins reliés à la croissance microbienne seulement (2% des MVES) mais non à une suraccumulation du phosphore. De plus, l'épandage continu d'un effluent chargé sur un même sol provoque un colmatage de ce dernier suite à la croissance microbienne. Ce type de procédé ne peut donc être envisageable pour un effluent produit sans arrêt durant toute l'année, et montrant un concentration excessive en phosphore nécessitant une suraccumulation par la biomasse. Il est donc préférable, pour l'épuration d'un effluent industriel chargé en carbone et en phosphore, d'utiliser un système de boues activées pour obtenir une suraccumulation du phosphore par les microorganismes.

Les traitements biologiques par les microorganismes sont reconnus depuis longtemps comme étant capables de retirer une fraction plus ou moins importante du phosphore des eaux. Ainsi, pour un effluent municipal, le traitement en étangs aérés permet d'enlever 8% à 15% du phosphore, les filtres à ruissellement 20% à 30%, alors que les systèmes à boues activées conventionnels atteignent un enlèvement de 30% à 50% (Yeoman *et al.*, 1987). Dans ces systèmes, utilisés principalement pour retirer la DBO des eaux usées, le phosphore est capté par la biomasse afin de satisfaire ses besoins pour la croissance. Ainsi, dans une cellule type d'un traitement biologique conventionnel, le phosphore représente environ 2% de sa masse volatile totale. Un certain degré de précipitation chimique du phosphore est aussi observé, dépendant des caractéristiques des eaux usées, notamment de sa teneur en métaux aluminium et fer.

La déphosphatation d'une eau usée par simple croissance de la biomasse ne permet d'obtenir une eau épurée (moins de 1 mg P/l) que lors du traitement d'effluents faiblement chargés en phosphore. Lorsque le traitement par boues activées conventionnel ne permet pas d'enlever suffisamment de phosphore, il est nécessaire de forcer la biomasse à réaliser une suraccumulation du phosphore en excès de ses besoins métaboliques.

La suraccumulation du phosphore est possible lorsque la biomasse subit une carence en oxygène pour une période de temps plus ou moins longue. Par la suite, lorsque l'oxygène redevient présent dans le milieu, la biomasse accumule le phosphore sous forme de polyphosphates en excès de ses besoins métaboliques normaux. Ainsi, un traitement par boues activées cherchant à réaliser une suraccumulation de phosphore devra être opéré en alternant les périodes aérées et non-aérées.

1.3.3.2 Modèles biochimiques

La première observation du phénomène d'accumulation du phosphore en surplus des besoins métaboliques normaux fut rapportée par Srinath en 1959 (Yeoman *et al.*, 1987). La première explication de ce comportement fut proposée par Levin et Shapiro (1965) qui présentèrent un modèle métabolique simplifié. Une accélération de la recherche dans ce domaine durant les années 1970 et 1980 permit à certains chercheurs de proposer des modèles biochimiques beaucoup plus complets. Les modèles se basent sur un effluent synthétique contenant une source de carbone unique et simple, l'acétate.

a) Modèle de Comeau et al.

Un premier modèle complet permettant d'expliquer l'accumulation excédentaire du phosphore fut proposé par Comeau et al., (1986). Le modèle propose des mécanismes expliquant la déphosphatation biologique lorsque la biomasse est soumise à des conditions anaérobies ou aérobies. La condition essentielle pour réaliser la déphosphatation biologique est la présence d'une zone anaérobie (où l'oxygène et les nitrates sont absents) en début de procédé, suivie d'une zone aérée.

Lorsque les bactéries capables de stocker le phosphore (appelées couramment bactéries bio-P) se retrouvent en condition anaérobie et qu'une source de carbone facilement assimilable est disponible (par exemple, l'acétate), il se produit un relargage de phosphore sous forme d'orthophosphates provenant de la dégradation des réserves internes de polyphosphates, ainsi qu'une accumulation du carbone facilement assimilable sous forme de poly- β -hydroxyalkanoates (PHA).

Subséquentement, en conditions aérées, les réserves de PHA sont consommées pour permettre entre autre aux bactéries de reconstruire leurs réserves de polyphosphates, entraînant une diminution des orthophosphates en solution.

Le modèle est basé sur la nécessité qu'ont les bactéries bio-P à maintenir un gradient dans leur force protomotrice (pmf). Ainsi, les bactéries cherchent à maintenir une charge électrique intérieure négative par rapport au milieu extérieur. Les bactéries cherchent également à maintenir un gradient de pH avec l'extérieur de la cellule, le milieu cytoplasmique devant demeurer relativement basique. Le transport de protons à l'extérieur de la cellule permet donc d'augmenter le gradient des deux composantes de la pmf.

i) Modèle anaérobie de Comeau et al.

Le modèle proposé considère l'acétate comme seule source de carbone. En période anaérobie, l'acétate est tout d'abord transportée sous sa forme neutre (HAc) à l'intérieur de la cellule, où elle se dissocie en H^+ et Ac^- . L'introduction d'ions H^+ entraîne une diminution de la pmf. Il est alors nécessaire d'expulser le surplus de H^+ . L'expulsion de ces ions, qui s'effectue contre les forces

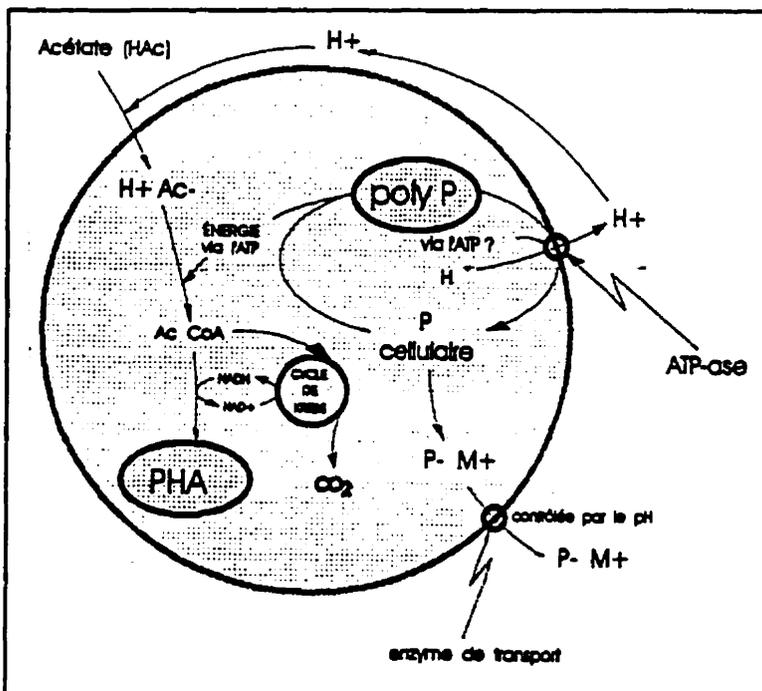


Figure 1.1 Modèle de Comeau et al. en conditions anaérobies

électriques et osmotiques de la cellule, nécessite un apport d'énergie, qui est fournie par la destruction des réserves de polyphosphates. Les polyphosphates sont alors brisés en orthophosphates, qui s'accumulent dans la cellule. Lorsque la concentration en $o-PO_4$ devient trop élevée, ils sont à leur

tour expulsés sous une forme neutre, couplés à certains métaux, notamment K^+ et Mg^{+2} . Enfin, un surplus d'énergie provenant également des polyphosphates est nécessaire pour transformer l'acétate en PHA, qui est la forme de carbone accumulée par la cellule. Un schéma des processus impliqués dans le phénomène de déphosphatation biologique en période anaérobie tel que présenté par Comeau est disponible à la figure 1.1.

ii) Modèle aérobie de Comeau et al.

Les bactéries déphosphatantes quittant la zone anaérobie possèdent donc de bonnes réserves de PHA, mais peu de polyphosphates. La présence d'oxygène

dissous en période aérobie permet de rendre active la chaîne de transport d'électrons utilisant l'oxygène comme accepteur final d'électrons, permettant de produire d'importantes quantités d'énergie à partir de l'oxydation de la matière organique par l'intermédiaire du cycle de Krebs.

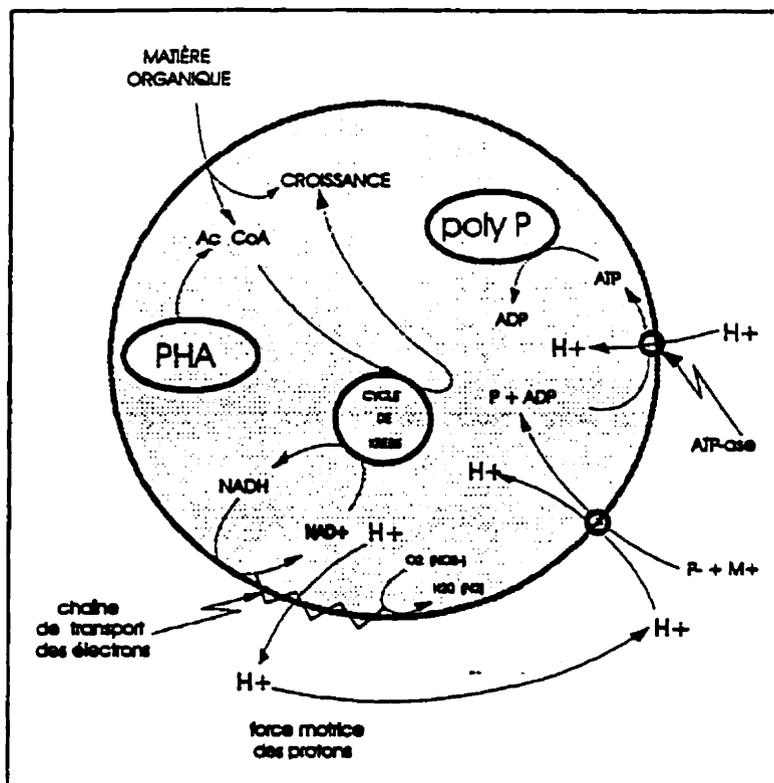


Figure 1.2 Modèle de Comeau et al. en conditions aérobies

L'énergie produite

entraîne la formation d'adénosine triphosphate (ATP) puis de polyphosphates. La matière organique oxydée durant cette période provient des réserves de PHA. Le PHA peut également servir comme matériel de base pour la synthèse microbienne. Lorsque les réserves de PHA sont complètement oxydées, l'énergie produite via le cycle de Krebs a permis de régénérer les réserves de polyphosphates au même niveau (ou même à un niveau supérieur) qu'au début de la période anaérobie. Un schéma simplifié du modèle aérobie de Comeau et al. est présenté à la figure 1.2.

b) Modèle de Smolders et al.

Le modèle développé par Smolders *et al.* (Smolders *et al.*, 1994a, 1994b, 1995) permet de caractériser la stoechiométrie et la cinétique des réactions impliquées dans le processus de déphosphatation biologique. Ce modèle reprend les principes généraux du modèle de Comeau *et al.*, sauf qu'il considère la présence d'une réserve de carbone additionnelle dans la biomasse déphosphatante, soit le glycogène, tel que proposé par Mino *et al.* (1987).

i) Modèle anaérobie de Smolders et al.

En condition anaérobie, lorsqu'une certaine quantité d'acétate est présente, les bactéries bio-P assimilent cette acétate pour construire des réserves de PHB. L'énergie nécessaire pour bâtir ces réserves provient de la dégradation des

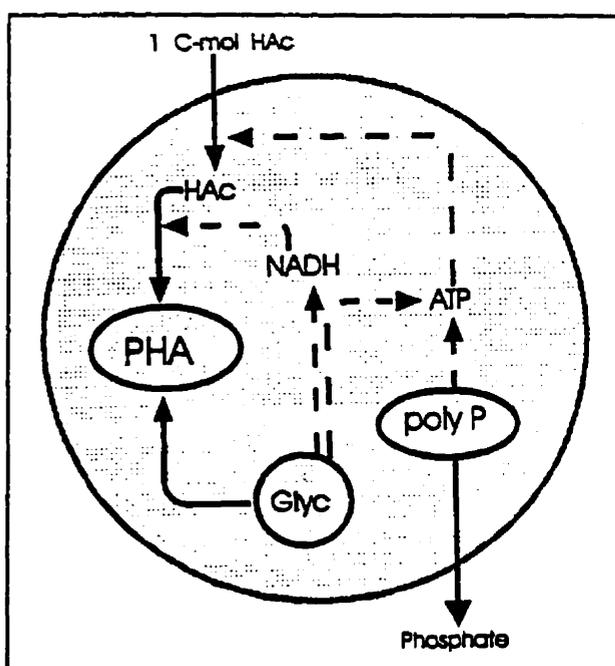


Figure 1.3 Modèle de Smolders *et al.* en condition anaérobie

polyphosphates, mais également de la conversion des réserves initiales de glycogène en PHB. L'assimilation de l'acétate est divisée en une étape de transport de l'acétate à l'intérieur de la cellule, puis à son stockage sous forme de PHB. L'énergie nécessaire pour le transport de l'acétate est fortement dépendante du pH du milieu réactionnel, un pH faible demandant moins d'énergie qu'un pH élevé. Finalement, les besoins énergétiques pour le métabolisme de base sont comblés par la

dégradation des polyphosphates. Une représentation du modèle de Smolders *et al.* en condition anaérobie est montrée à la figure 1.3.

ii) Modèle aérobie de Smolders *et al.*

Durant la période aérée, le PHB accumulé en période anaérobie est utilisé pour la synthèse microbienne, pour le métabolisme de base, l'assimilation du phosphore et l'accumulation des polyphosphates, et la synthèse de nouvelles réserves de glycogène. Ces processus sont schématisés à la figure 1.4.

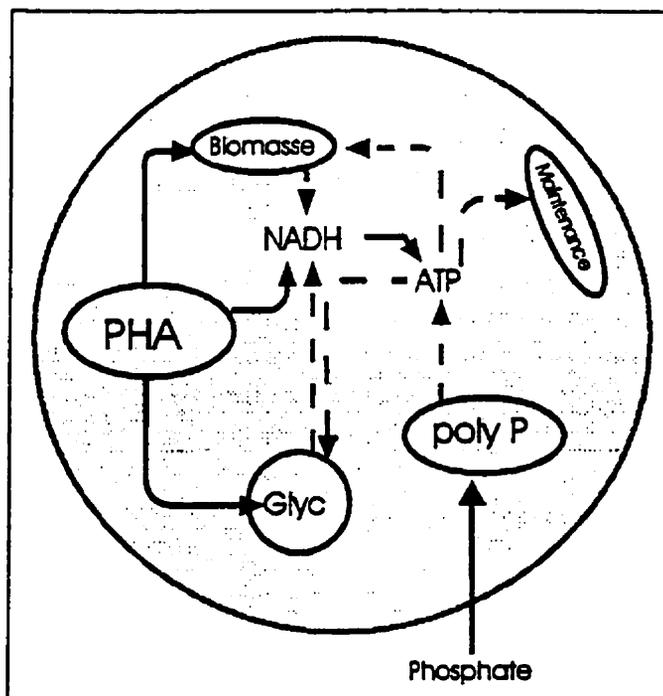


Figure 1.4 Modèle de Smolders *et al.* en condition aérobie

L'observation des modèles biochimiques de Comeau *et al.* et de Smolders *et al.*

permet de constater l'important avantage des bactéries déphosphatantes sur les bactéries non-déphosphatantes aérobies, qui se retrouvent également dans les systèmes de traitement des eaux par boues activées. En effet, les bactéries bio-P sont capables d'accumuler le carbone d'un milieu de réaction en période anaérobie, puis d'utiliser le carbone stocké lorsque les conditions énergétiques deviennent plus favorables, soit en présence d'oxygène. Il est donc possible d'opérer un réacteur biologique de façon à cultiver préférentiellement les organismes déphosphatants en alimentant le réacteur en période non aérée

(assimilation du carbone, relargage de phosphore), pour ensuite aérer le milieu (oxydation des réserves de carbone, recaptage du phosphore). Lorsque le carbone est entièrement consommé en période non aérée, il devient impossible pour les bactéries incapables d'accumuler le carbone de proliférer.

1.3.3.3 Rôle des cations dans la déphosphatation biologique

Le rôle des cations dans le processus de déphosphatation biologique est montré dans le modèle de Comeau, alors que le phosphore qui entre et qui sort de la cellule est co-transporté avec un ion positif. Il a été démontré (Rickard et McClintock, 1992; Gerber *et al.*, 1987, Somiya *et al.*, 1987) que les cations co-transportés avec le phosphore sont le potassium et le magnésium. Le rapport molaire mesuré entre le potassium et le phosphore est environ égal à celui mesuré entre le magnésium et le phosphore, soit environ 0,30 mol/mol. Ce rapport est valable aussi bien pour le relargage du phosphore que pour son recaptage. Selon Rickard et McClintock (1992), le calcium ne semble pas nécessaire pour la déphosphatation biologique, tout comme le sodium et le fer. Par contre, Comeau *et al.* (1987) a obtenu un co-transport du calcium durant le relargage et le recaptage du phosphore, selon un rapport molaire Ca/P d'environ 0,06.

1.3.3.4 Précipitation du phosphore consécutive à l'activité biologique

Dans un traitement de déphosphatation biologique par boues activées, le phosphore soluble contenu dans l'alimentation du procédé peut être capté par la biomasse pour être utilisé sous forme biologique ou être éliminé de la phase aqueuse de façon physico-chimique, soit précipité ou adsorbé sur la biomasse (Arvin, 1983). la partie biologique du phosphore est composée d'une fraction permanente essentielle dans la synthèse cellulaire (environ 2% des MVES), et

d'une fraction non-permanente pouvant être détruite ou augmentée sans effet sur la viabilité de la cellule (surtout les polyphosphates, qui peuvent représenter jusqu'à 38% des MVES (Smolders *et al.*, 1995), mais généralement entre 8% et 10% (Wedi *et al.*, 1994). La partie précipitée peut quant à elle être indépendante de la biomasse (précipité d'orthophosphates et d'un cation, par exemple le calcium) ou bien adsorbée sur celle-ci (Arvin, 1983). L'adsorption du phosphore non précipité sur la biomasse est plus importante lorsque les floccs microbiens sont jeunes (Yeoman *et al.*, 1987). La quantité de phosphore précipité est fonction de divers paramètres, notamment le pH du milieu, la concentration en phosphore et la concentration en cations, spécialement le calcium. Un schéma des diverses formes de phosphores rencontrées dans un procédé de déphosphatation biologique est présenté à la figure 1.5. Cette figure est tirée de Arvin (1983).

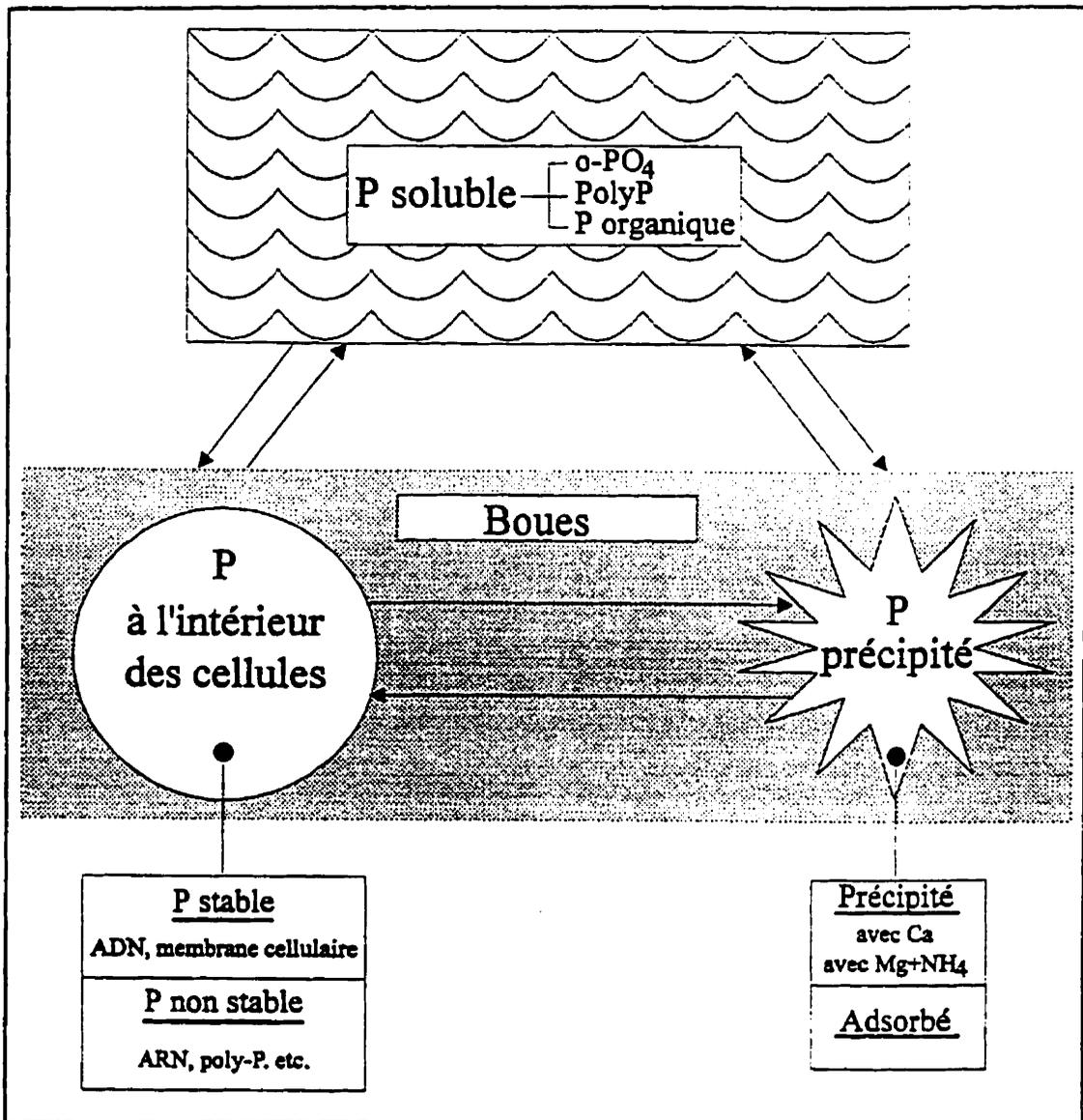


Figure 1.5 Formes de phosphore dans une biomasse déphosphatante

Le principe général de ce type de procédé est donc de faire passer le phosphore de la phase aqueuse à la phase solide, soit dans les boues. L'enlèvement du phosphore par un procédé de boues activées peut ainsi être effectué par un mécanisme biologique ou un mécanisme physico-chimique. Les modèles biochimiques permettent de caractériser les mécanismes biologiques. Les mécanismes physico-chimiques consistent principalement en une précipitation du

phosphore avec un cation, généralement le calcium, mais aussi possiblement avec le magnésium couplé à l'ammonium pour former de la struvite. Ces réactions de précipitation sont régies par des équilibres, qui sont fonction de la concentration de chacun des réactifs ainsi que du pH du milieu, un pH élevé entraînant une plus grande précipitation (Arvin, 1983).

Les mécanismes physico-chimiques d'enlèvement du phosphore, particulièrement la précipitation, peuvent être amplifiés par le déroulement de certains processus biologiques dans la biomasse, notamment le relargage du phosphore par la biomasse déphosphatante et la dénitrification (Arvin, 1983, Appeldoorn *et al.*, 1991, Witt *et al.*, 1994). Ainsi, lors de l'opération d'un procédé de déphosphatation biologique, la concentration en phosphore et en métaux (K^+ et Mg^{+2}) augmentent dans le milieu de réaction en période anaérobie suite à l'accumulation des PHA. Cette augmentation de concentration des réactifs de la précipitation, notamment $o-PO_4$ et Mg^{+2} , pousse l'équilibre vers la formation d'un précipité. Il est important de noter que la vitesse de formation d'un précipité entre le phosphore et le calcium est de second à troisième ordre par rapport au phosphore (Arvin, 1983). Donc, plus la concentration en phosphore est élevée dans le milieu, plus la vitesse de formation du précipité augmente rapidement.

La précipitation du phosphore peut également être accélérée par la dénitrification se produisant à l'intérieur des floccs microbiens en périodes anoxies. Ainsi, un taux de dénitrification élevé entraîne une hausse locale du pH dans le flocc lorsque le biofilm recouvrant le flocc est relativement épais, puisque la présence d'un important biofilm crée une résistance à la diffusion de l'alcalinité produite par la dénitrification. La hausse locale de pH dans le flocc favorise alors la formation d'un précipité de phosphore (Arvin, 1983).

La précipitation du phosphore ne semble pas influencer la quantité de phosphore enlevée par les processus biologiques. Par contre, les processus biologiques peuvent provoquer une augmentation de la précipitation. Il est alors possible de représenter la biomasse comme une pompe à phosphore, alors que les orthophosphates en solution se retrouvent précipités suite à l'activité biologique.

1.3.3.5 Précipitation du phosphore indépendante de l'activité biologique

Le phosphore peut former un précipité avec le calcium pour former de l'hydroxyapatite passablement impure, pouvant contenir des carbonates et des concentrations variables de différents cations et anions, Na^+ , Mg^+ , Fe^{+3} , F^- , etc. (Arvin, 1983). La formation de l'hydroxyapatite est favorisée par les conditions suivantes (Arvin, 1983):

- a) une concentration relativement élevée en calcium (supérieure à 50 mg/l);
- b) un pH élevé (supérieur à 7,5);
- c) une concentration en phosphore élevée (supérieure à 20 mg P/l).

Il est également possible que le magnésium et l'ammoniac précipitent avec le phosphore pour former de la struvite. Par contre, la formation de ce précipité semble demander des concentrations en réactifs plus élevées que pour la formation du précipité de calcium (Miya *et al.*, 1987).

1.3.3.6 Effet des conditions d'opération d'un procédé de déphosphatation biologique sur l'enlèvement du phosphore

Il est possible de retirer le phosphore d'une eau usée par l'utilisation d'un procédé de boues activées. L'enlèvement total sera alors égal à la somme de l'enlèvement biologique et de l'enlèvement physico-chimique.

Pour cultiver une biomasse déphosphatante, il est essentiel d'opérer le procédé en alternant les périodes aérées et non aérées. Il est également essentiel que l'alimentation du procédé contienne tous les nutriments nécessaires au métabolisme microbien. Par contre, l'efficacité du procédé est dépendante de diverses conditions d'opération pouvant être contrôlées par l'opérateur du système de traitement. Les sections suivantes présentent de brèves explications des principales conditions opératoires pouvant avoir une influence sur l'efficacité d'enlèvement du phosphore.

a) pH du milieu de réaction

Le pH est une variable clé pour la réalisation de la déphosphatation biologique. De façon générale, le pH doit être maintenu dans une plage permettant la survie de la flore microbienne, soit approximativement entre 5 et 9, le pH optimal pour le développement de la biomasse étant à peu près neutre. Le pH d'opération du système déphosphatant a un effet sur les mécanismes biologiques et physico-chimiques d'enlèvement du phosphore. Par ailleurs, cet effet sera différent, selon que le système soit en conditions aérobies ou anaérobies.

i) conditions anaérobies

Sous conditions anaérobies, le pH du réacteur influence la quantité de phosphore relarguée. À pH faible, moins d'énergie est nécessaire au transport de l'acétate à l'intérieur de la cellule qu'à pH élevé (Smolders *et al.*, 1994c). En conséquence, moins de polyphosphates seront dégradés pour combler la demande énergétique, et donc moins de phosphore sera relargué dans le milieu. Ainsi, à un pH de 5.5, le transport de l'acétate ne nécessite aucun travail de la part de la cellule, et le phosphore relargué n'est que le résultat des autres processus énergivores décrits dans la section sur les modèles métaboliques. Par

contre, à un pH de 8,0, la demande énergétique pour le transport sera beaucoup plus élevée, entraînant le relargage supplémentaire d'environ 0,4 mol P/mol C-HAc assimilée. La relation entre le relargage du phosphore et l'assimilation de l'acétate en fonction du pH du milieu est présentée à la figure 1.6, et est tirée de Smolders *et al.* (1994a).

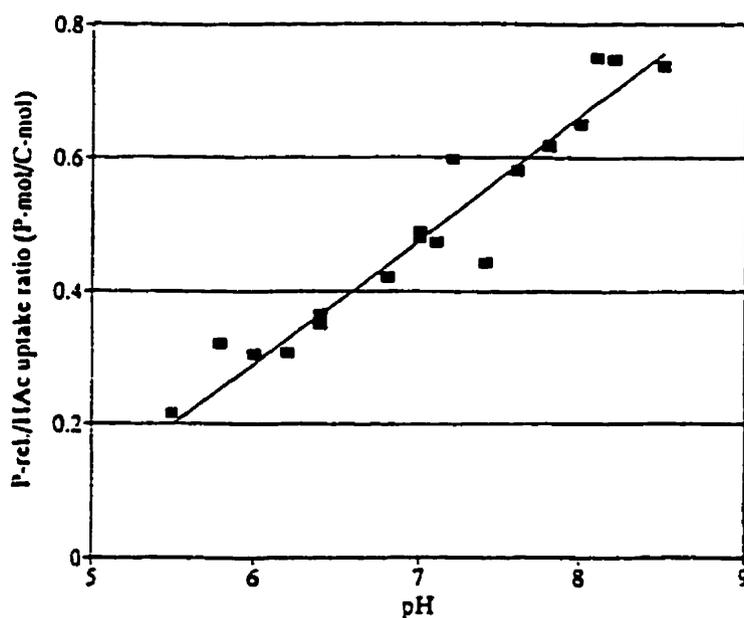


Figure 1.6 Relargage du phosphore en fonction du pH (Smolders *et al.*, 1994a)

L'opération d'un procédé de déphosphatation biologique à un pH faible en période anaérobie peut entraîner la formation d'un surplus d'énergie par les bactéries déphosphatantes résultant en une croissance plus importante des

bactéries bio-P. Ainsi, si le phosphore du milieu est entièrement consommé en période aérobie et qu'il reste encore des réserves de PHA, l'énergie et le carbone contenus dans ce PHA pourront être utilisés pour la synthèse microbienne, résultant en une augmentation de la proportion de bactéries déphosphatantes dans le réacteur et ultimement de l'enlèvement du phosphore (Smolders *et al.*, 1994a).

Le relargage du phosphore en période anaérobie permet d'un autre côté de favoriser les réactions de précipitation du phosphore. Ces réactions sont dépendantes du pH, un pH élevé favorisant la précipitation (Arvin, 1983).

Dans les systèmes où une forte déphosphatation biologique est réalisée, le relargage d'une grande quantité d'orthophosphates en condition anaérobie peut provoquer une baisse du pH (les orthophosphates étant les sels de l'acide phosphorique), alors que le recaptage en aérobiose peut entraîner une hausse du pH du milieu (Converti *et al.*, 1995).

Le pH du milieu en période anaérobie provoque ainsi une réaction opposée des mécanismes biologiques et physico-chimiques sur l'enlèvement du phosphore. Le pH optimal devra être déterminé expérimentalement, selon que la précipitation soit forte ou non, ce qui peut être estimé par les règles générales exprimées aux sections 1.3.3.4 et 1.3.3.5.

ii) Conditions aérobies

En conditions aérées, le pH semble avoir une influence moins grande sur l'efficacité d'enlèvement du phosphore. Certains travaux montrent que le pH optimal pour le recaptage du phosphore se situe entre 6 et 8, ce qui coïncide

avec les conditions optimales pour la croissance d'*Acinetobacter* (Yeoman *et al.*, 1987).

Dans un procédé de déphosphatation biologique, le pH montre généralement une hausse en période aérée, alors que l'aération du milieu de réaction par bullage d'air permet une désorption du CO₂ dissous dans l'eau (Yeoman *et al.*, 1987). Le CO₂ peut provenir de l'oxydation d'une fraction de la matière organique dans le cycle de Krebs en période anaérobie tel que proposé dans le modèle anaérobie de Comeau et mesuré par Smolders (Smolders *et al.*, 1994a).

Il est possible de s'interroger quant à l'effet du pH en présence d'oxygène sur l'enlèvement du phosphore à partir des modèles biochimiques. Ainsi, selon le modèle de Comeau, le transport des orthophosphates à l'intérieur de la cellule demande le co-transport d'ions positifs. Ce transport pourrait être facilité par un pH faible, tout comme pour le transport de l'acétate en période anaérobie. Par contre, peu de travaux ont étudiés spécifiquement ce phénomène. Pour la précipitation, il est évident qu'un pH élevé favorise cette réaction. Cependant, en période aérée, les concentrations en phosphore et en magnésium diminuent suite à leur recaptage, de sorte que les conditions sont moins favorables à la précipitation qu'en période non aérée. Donc, l'influence du pH du milieu en période aérée sur l'élimination du phosphore paraît limitée. Toutefois, il est important de tenir compte des concentrations en phosphore et en métaux durant cette période pour évaluer s'il est possible qu'une précipitation du phosphore s'effectue.

b) Durée des périodes anaérobie et aérobie

La durée des périodes anaérobie et aérobie est un paramètre important pour l'enlèvement du phosphore. Ainsi, pour un relargage et un recaptage maximal,

une période anaérobie d'une durée supérieure à 20 heures est parfois suggérée (Yeoman *et al.*, 1987). Par contre, plusieurs études montrent qu'une durée moins longue (inférieure à 4h) permet un recaptage complet du phosphore durant la période aérobie subséquente (Yeoman *et al.*, 1987). De plus, les résultats obtenus par Fukase *et al.* (1985) ont montré que l'utilisation de périodes anaérobies prolongées couplées à une alimentation concentrée en DCO résulte en une faible concentration de phosphore dans la biomasse, et donc un faible enlèvement. Il est important de se rappeler que, selon le modèle biochimique de Smolders *et al.*, le relargage du phosphore est limité par les réserves de polyphosphates et de glycogène de la biomasse ainsi que par la concentration en DCO de l'alimentation. La poursuite de la période anaérobie alors que l'accumulation de PHA par la biomasse n'est plus possible entraîne un phénomène de relargage secondaire du phosphore, alors qu'un peu de phosphore est relargué sans accumulation de carbone (Randall *et al.*, 1992). Ce phosphore relargué en phase secondaire ne peut alors pas être complètement capté par la biomasse en période aérobie puisque les réserves de PHA des bactéries déphosphatantes sont insuffisantes. Il semble donc indiqué d'ajuster la durée de la période anaérobie aux besoins du système, en s'assurant que le maximum de carbone est assimilé par la biomasse tout en évitant le phénomène de relargage secondaire.

La durée de la période aérobie semble quant à elle moins importante, puisque aucun relargage du phosphore ne peut s'y produire, en autant que cette période ne soit pas excessivement longue, alors qu'une digestion aérobie de la biomasse pourrait s'effectuer, entraînant une solubilisation des réserves de phosphore des bactéries digérées. Il est par contre primordial de s'assurer que la période aérée soit suffisamment longue pour permettre un recaptage maximal du phosphore relargué. Il est également reconnu que la présence d'une période aérée en fin de traitement permet l'oxydation de toute la matière organique en solution ou

stockée par les microorganismes (PHA) ce qui permet d'affamer la biomasse. Elle sera alors plus en mesure de recevoir de la nouvelle matière organique avec l'alimentation du cycle de traitement suivant, ce qui devrait résulter en une meilleure accumulation des PHA par les bactéries déphosphatantes.

c) Âge de boues

L'âge des boues dans un procédé de boues activées est une mesure du temps de résidence moyen de chaque élément de biomasse dans le procédé. Le calcul de l'âge de boues doit tenir compte de la concentration en biomasse dans la purge de liqueur mixte ainsi que dans le soutirage du surnageant. Par simple bilan de masse, il est possible de calculer l'âge de boues à partir de l'équation suivante (Benefield et Randall, 1980):

$$\theta_c = \frac{XV}{Q_w X + (Q - Q_w) X_c}$$

où l'âge de boues (θ_c) est fonction de la concentration en biomasse dans la liqueur mixte et dans le surnageant (X et X_c), du volume du réacteur (V), du volume alimenté (Q) et du volume de liqueur mixte retiré par la purge de liqueur mixte (Q_w).

L'âge de boues influence la composition de la flore microbienne du réacteur. Ainsi, pour obtenir de la nitrification, l'âge de boues doit être maintenu au moins au-dessus de 4 jours (Benefield et Randall, 1980). Il est possible de cultiver une biomasse déphosphatante à un âge de boues très faible (4 jours, (Rickard *et al.*, 1992)) jusqu'à un âge élevé (50 jours (Cech *et al.*, 1994)). Une des caractéristiques de la biomasse déphosphatante est qu'elle possède un taux de croissance faible (Okada *et al.*, 1991). Il semble alors essentiel, selon Okada *et al.*, (1991) de cultiver la biomasse déphosphatante à un âge de boues supérieur

à 25 jours. Par contre, un âge de boues trop élevé favorise la croissance d'organismes supérieurs pouvant diminuer l'efficacité du procédé de déphosphatation (Cech *et al.*, 1994). Des recherches effectuées en laboratoire ont montré que l'enlèvement du phosphore peut diminuer lorsque l'âge de boues est supérieur à 14 jours (Yeoman *et al.*, 1987). Un effluent industriel pré-fermenté, fortement chargé en DCO, azote et phosphore a été traité avec succès dans un réacteur biologique séquentiel colonisé avec une biomasse déphosphatante cultivée à un âge de boues de 20 jours (Subramaniam, 1994).

d) Potentiel d'oxydo-réduction

Le potentiel rédox est un reflet des conditions oxydantes ou réductrices du milieu. Dans le traitement des eaux, les sondes rédox sont principalement utilisées pour suivre le déroulement de la nitrification et de la dénitrification. Dans un système déphosphatant, le rédox est surtout intéressant en période non aérée. Ainsi, durant la période non aérée suivant l'alimentation, le potentiel d'oxydo-réduction est négatif, alors que la concentration en oxygène dissous est nulle. Il semble que le relargage du phosphore soit relié à une valeur de rédox fortement négative. Ainsi, Siebritz *et al.* (1980) observèrent que le relargage du phosphore était dépendant d'un potentiel rédox faible, ce qui ne pu être confirmé par Randall *et al.* (1970). Une étude réalisée par Koch et Oldham (1985) conclue qu'il existe parfois une relation claire entre une augmentation du relargage du phosphore et une diminution du potentiel rédox d'environ -170 à -275 mV (référence à Ag/AgCl). En condition aérobie et anoxie, le potentiel rédox montre une valeur positive, à cause des conditions oxydantes résultant de l'aération du milieu ou de la présence de nitrates.

e) Oxygène dissous

Un des paramètres les plus faciles à suivre dans un procédé biologique de traitement des eaux usées par boues activées est la concentration en oxygène dissous. Durant les périodes non aérées, il est essentiel que cette valeur demeure à 0 mg/l en tout temps, puisque la présence d'oxygène dans le milieu permettrait aux organismes non déphosphatants aérobies de consommer le carbone disponible, au détriment des réserves de PHA des organismes déphosphatants, et donc de l'enlèvement du phosphore.

Durant les périodes aérées, la concentration en oxygène dissous doit être comprise entre 2 mg/l et 6 mg/l (Yeoman *et al.*, 1987). Par contre, une aération excessive produisant une concentration en oxygène dissous supérieure à 5 mg/l semble nuire à l'élimination du phosphore, de telles conditions pouvant entraîner une digestion aérobie des solides, résultant en une élimination des bactéries déphosphatantes et en un relargage du phosphore, évidemment sans accumulation de PHA (Yeoman *et al.*, 1987).

f) Température

La température d'opération peut avoir une influence importante sur le relargage et le recaptage du phosphore. Ainsi, un abaissement de la température semble réduire l'enlèvement du phosphore (Yeoman *et al.*, 1987). Une étude menée par Converti *et al.* (1995) montre que, suite à une diminution brusque de température, telles que rencontrées dans les procédés de traitement à ciel ouvert, les performances de la déphosphatation se dégradent sur une courte période (environ 60 heures, période d'acclimatation) pour revenir par la suite à une efficacité comparable pour toutes les températures.

Il semble par ailleurs que la plage optimale de température pour la déphosphatation biologique s'étende entre 20°C et 30°C, ce qui correspond à la plage optimale pour la croissance des espèces microbiennes impliquées dans la déphosphatation (Yeoman *et al.*, 1987). Boughton *et al.* (1971) ont obtenu un recaptage maximal du phosphore en période aérée à une température de 22°C.

Il a été suggéré que les bactéries déphosphatantes sont psychrophiles, des essais ayant montré que l'enlèvement du phosphore était supérieur à 5°C qu'à 10°C et 15°C (Yeoman *et al.*, 1987). La déphosphatation biologique est réalisable dans des climats froids, alors que la température du réacteur descend à 10°C (Yeoman *et al.*, 1987). Marklund *et al.*, (1994) ont étudié durant près de deux ans la déphosphatation biologique en RBS de l'effluent d'une municipalité située près du cercle polaire arctique, alors que la température des eaux usées a varié entre 3°C et 10°C. Les résultats obtenus ont montré qu'il est possible d'obtenir une excellente déphosphatation biologique jusqu'à 5°C, mais que les performances diminuent dramatiquement à partir d'une température de 4°C.

g) Alimentation

La composition de l'alimentation d'un procédé de déphosphatation biologique influence fortement l'opération du procédé et la qualité finale de l'effluent. Un affluent typique ne demandant ni nitrification, ni dénitrification, ni déphosphatation devrait avoir un rapport $DBO_5/N-NH_3/P_i$ d'environ 100/5/1 pour supporter la croissance microbienne. Dans ce cas, l'enlèvement des polluants pourrait être effectué par simple assimilation par les microorganismes pour maintenir leur métabolisme de base et satisfaire leurs besoins liés à la croissance (Benefield et Randall, 1980). Par contre, l'affluent à traiter présentera généralement un certain déséquilibre, qu'il faudra corriger grâce aux réactions de nitrification-dénitrification (surplus d'azote) et déphosphatation (surplus de phosphore). Dans

un procédé de déphosphatation biologique, l'influence de chacun des constituants principaux de l'alimentation (carbone, azote et phosphore) sur l'efficacité du système sera telle que décrite dans les 3 sections suivantes (i, ii et iii).

i) DCO

Il semble que, pour obtenir une bonne déphosphatation biologique, la charge organique doit être élevée, tout en étant offerte sous une forme facilement assimilable par les microorganismes, comme l'acétate et le propionate (Yeoman *et al.*, 1987). Lorsque la DCO de l'affluent est faible, la déphosphatation peut être affectée négativement (Yeoman *et al.*, 1987). Dans une expérience sur une unité pilote opérant avec une alimentation faiblement chargée en DCO, l'ajout de 100 mg/l d'acide acétique à l'affluent a amélioré l'enlèvement du phosphore jusqu'à une valeur supérieure à 90% (Yeoman *et al.*, 1987). Rensink *et al.* (1985) ont suggéré que le *taux* de relargage du phosphore en période anaérobie était indépendant de la concentration initiale en DCO, mais que la quantité *totale* de phosphore relargué était proportionnelle à la charge organique. Certains auteurs ont proposé un rapport DCO/P qui serait favorable à la déphosphatation biologique, ce rapport pouvant être supérieur à 100/1, à 100/2 et même à 100/3, tel que rapporté par Yeoman *et al.* (1987).

Gerber *et al.* (1987) ont classé la matière organique susceptible de se retrouver dans une eau usée en trois groupes. Chaque groupe indique la facilité d'assimilation de la DCO par la biomasse. Le premier groupe, les acides gras de faible poids moléculaire (acides acétique, propionique et formique) permet aux organismes bio-P de relarguer le phosphore en période anaérobie, anoxie (présence de nitrates) et même en période aérobie. Le second groupe (citrate, éthanol, méthanol, glucose) ne permet un relargage du phosphore qu'en conditions anaérobies. En conditions aérobie, la présence de ces composés

induit le recaptage du phosphore. Finalement, le groupe trois, formé des acides gras de poids moléculaire moyennement élevé (butyrate, lactate et succinate), permet les mêmes réactions que les composés des groupes 1 et 2 (parfois l'un, parfois l'autre).

Donc, dans un procédé de déphosphatation biologique, la quantité de DCO de l'affluent est importante de même que la qualité de cette DCO, la présence de matière organique facilement assimilable (acétate, propionate) favorisant le processus de déphosphatation.

ii) Azote

La concentration minimale en azote de l'alimentation doit être suffisante pour ne pas créer de carence pour la synthèse microbienne. Par contre, de fortes concentrations en azote peuvent nuire considérablement à la déphosphatation biologique (Kuba *et al.*, 1993). En effet, si une grande concentration en nitrates est alimentée en période non aérée (ces nitrates peuvent provenir de la recirculation des boues), alors que la biomasse déphosphatante est sensée accumuler le carbone et relarguer le phosphore, il se produit une compétition pour la matière organique entre les bactéries dénitrifiantes et les organismes déphosphatants, ce qui diminue la quantité totale de carbone pouvant être accumulée par les bactéries bio-P, au détriment de l'élimination du phosphore. La source de carbone influence également les réactions se produisant en période non aérée, puisque la matière organique du groupe 1 (voir section précédente) permet la dénitrification et le relargage simultanément .

Les concentrations acceptables suggérées de nitrates dans le courant de recirculation des boues d'un procédé en continu varient selon les auteurs, de moins de 2 mg/l à moins de 5 mg/l (Yeoman *et al.*, 1987). Par contre, Iwema *et*

al. (1985) ont obtenu un relargage de phosphore malgré une concentration de 40 mg/l dans le courant de recirculation, alors que l'alimentation était additionnée d'acide acétique. Cette situation correspond alors à l'addition de matière organique du groupe 1 (Gerber *et al.*, 1987), qui permet le relargage du phosphore en condition anoxie.

Il est possible d'utiliser les nitrates comme accepteurs d'électron lors du recaptage du phosphore. Dans ce cas, la déphosphatation se produit en même temps que la dénitrification, dans une zone anoxie (Kuba *et al.*, 1993). L'utilisation des nitrates permet un enlèvement du phosphore aussi efficace qu'en utilisant l'oxygène, mais demande un contrôle précis de la dénitrification, ce qui peut être réalisé par l'utilisation de sondes rédox (Kuba *et al.*, 1993).

iii) Phosphore

La concentration en phosphore de l'alimentation peut influencer la quantité de phosphore éliminée, en modifiant l'importance de l'enlèvement biologique et la précipitation. Ainsi, lorsqu'une forte concentration de DCO est présente dans l'alimentation comparativement à la concentration en phosphore, il est possible que les réserves de PHA accumulées en période anaérobie soient supérieures à la quantité requise pour le captage de tout le phosphore en solution. Inversement, pour de fortes concentrations en phosphore, les réserves de PHA peuvent être limitantes pour le recaptage de tous les orthophosphates. La précipitation est quant à elle reliée à la concentration en orthophosphates dans le milieu de réaction (voir sections 1.3.3.4 et 1.3.3.5), une concentration plus élevée en phosphore favorise sa précipitation, et donc son élimination globale.

1.3.3.7 Microorganismes impliqués

Les boues activées utilisées pour un traitement de déphosphatation biologique forment une culture mixte comprenant une grande variété de microorganismes. Ces microorganismes sont surtout représentés par les bactéries, mais également par les organismes supérieurs tels les protozoaires, les rotifères et les nématodes, et également par quelques algues et moisissures. Les bactéries réalisent diverses tâches dans le processus d'épuration des eaux, telles la dégradation de la matière organique, la nitrification, la dénitrification et l'accumulation excédentaire du phosphore, alors que les organismes supérieurs, principalement des prédateurs, s'occupent à ingérer les bactéries, principalement celles ne formant pas de floccs. Les principaux organismes présents dans un réacteur de déphosphatation biologique sont brièvement présentés aux sections suivantes.

a) Organismes déphosphatants

Plusieurs études ont été effectuées afin d'identifier les bactéries responsables de la déphosphatation biologique. Lawson *et al.* (1980) ont isolé 8 souches différentes d'*Acinetobacter calcoaceticus* à partir d'une boue déphosphatante. Ils notèrent que *Acinetobacter calcoaceticus* (var. *Iwoffii*) et *Acinetobacter calcoaceticus* (var. *anitratius*) étaient les principales espèces responsables de l'accumulation excédentaire du phosphore. Beccari *et al.* (1985) ont remarqué la présence d'un grand nombre d'*Acinetobacter calcoaceticus* (var. *Iwoffii*) et d'*Acinetobacter calcoaceticus* (var. *anitratius*) dans une station de déphosphatation biologique des eaux usées. Yeoman *et al.*, (1987) affirment qu'environ 50% des organismes hétérotrophes d'un procédé de déphosphatation biologique étaient des *Acinetobacters*. D'autres espèces de bactéries ont été reliées à la déphosphatation biologique. Ainsi, *Aeromonas* et *Pseudomonas*

constituaient parfois plus de 50% de la population microbienne totale de certaines installations de déphosphatation biologique. Ces bactéries sont capables de réaliser de la dénitrification en plus de l'accumulation excédentaire du phosphore (Yeoman *et al.*, 1987). La suraccumulation du phosphore par *Microthrix parvicella*, une bactérie filamenteuse associée à la formation de mousse dans les procédés de déphosphatation biologique fut également observée (Yeoman *et al.*, 1987).

Même si plusieurs chercheurs ont identifié des bactéries du genre *Acinetobacter* comme responsables de la suraccumulation du phosphore, des bactéries réalisant un véritable enlèvement du phosphore ne purent être isolées puisque aucune des souches isolées ne réussit à montrer un véritable relargage du phosphore en condition anaérobie simultanément à une accumulation d'un substrat organique, comme le suggèrent les modèles biochimiques (Ubukata, 1994). Ainsi, Yeoman *et al.*, (1987) rapportent des observations réalisées à partir de boues activées d'un procédé en continu d'élimination des nutriments ayant montré que, malgré une quantité importante d'*Acinetobacter calcoaceticus* (67% des bactéries facultatives et aérobies dans la zone aérée), aucune suraccumulation du phosphore ne fut réalisée. L'élimination du phosphore ne fut possible qu'en présence d'espèces d'*Aeromonas*, spécialement *Aeromonas punctata*. Une explication proposée pour expliquer ce phénomène était que *Aeromonas punctata* produisait de l'acétate par fermentation dans la zone anaérobie, qui pouvait alors être utilisée par *Acinetobacter calcoaceticus* pour réaliser la suraccumulation du phosphore. Ohtake *et al.* (1985) ne put obtenir de suraccumulation du phosphore par une culture pure d'*Acinetobacter calcoaceticus*.

Puisque la composition microbienne d'un système biologique d'élimination du phosphore ne semble pas se limiter à une seule espèce, il est important

d'identifier la masse biologique d'un procédé de déphosphatation comme une culture mixte déphosphatante, composée probablement d'espèces d'*Acinetobacter*, mais aussi de *Pseudomonas*, de *Micrococcus* et de plusieurs autres espèces. Des études réalisées avec de telles cultures mixtes ont permis d'observer que les bactéries capables de réaliser de la suraccumulation du phosphore montrent un taux de croissance spécifique très faible (Okada *et al.*, 1991). La culture d'une biomasse déphosphatante serait alors favorisée par un temps de résidence cellulaire élevé, soit supérieur à 30 jours. Okada *et al.* (1991) ont obtenu une accumulation des bactéries déphosphatantes en alimentant de l'acétate en condition anaérobie, ce qui ne put être obtenu en alimentant le carbone sous une forme plus complexe (glucose). Cette constatation a amené ces chercheurs à conclure que l'alimentation d'acides gras volatils à un procédé de déphosphatation biologique permet une meilleure accumulation des bactéries déphosphatantes que ne le permet l'alimentation d'autres substances organiques.

b) Prédateurs

Les informations recueillies pour ce mémoire sur la microfaune supérieure pouvant être contenue dans une boue activée proviennent principalement de Task Force on Wastewater Biology (1990). Une culture mixte déphosphatante est composée de plusieurs espèces microbiennes, mais également d'organismes supérieurs pouvant influencer de façon relativement importante le déroulement des processus de déphosphatation. Les principales espèces rencontrées dans une boue activée typique sont les protozoaires, les rotifères et les nématodes.

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires très abondants dans les boues activées, leur nombre pouvant atteindre 50000 organismes/ml de liqueur mixte, soit environ 5% des MES. Leur taille se situe généralement entre 5 et

1000 μm . Les protozoaires rencontrés dans les systèmes de traitement des eaux usées comprennent les amibes et les flagellés (groupe des Sarcostigophores) ainsi que les ciliés (groupe des Ciliophores). Dans chacun de ces groupes, les protozoaires peuvent être libres ou attachés aux particules, principalement les floccs bactériens. La présence de chacun de ces groupes dans les boues activées est fonction du temps écoulé depuis le début de l'opération du procédé, de la compétition entre les différents organismes ainsi que de diverses conditions d'opération, notamment la concentration en oxygène dissous (les protozoaires pouvant être des organismes aérobies, anaérobies ou facultatifs), le pH (la plage optimale pour le développement de cette population se situant entre 6,0 et 8,0) et la présence de composés toxiques.

Les protozoaires peuvent être divisés selon quatre différents groupes nutritionnels. Ainsi, il existe des espèces autotrophes qui réalisent de la photosynthèse (généralement absents d'un procédé de boues activées), saprobiques qui oxydent les complexes organiques dissous dans l'eau et qui entrent donc en compétition avec les bactéries hétérotrophes, phagotrophes qui se nourrissent de bactéries et carnivores s'alimentant d'autres protozoaires, et pouvant même tomber dans le cannibalisme.

Les protozoaires jouent un rôle important dans un système de boues activées, le principal étant la prédation des bactéries libres (ne formant pas de flocc) permettant d'obtenir un effluent moins chargé en MES et moins turbide, et donc de réduire la sortie de matière organique, d'azote et de phosphore du système de traitement. La consommation continue de bactéries par les protozoaires permet également de stimuler la croissance de bactéries vigoureuses produisant des floccs microbiens plus actifs. Un protozoaire peut consommer typiquement environ 500 bactéries par heure.

La qualité de l'effluent produit par un procédé de boues activées peut être estimée par la simple observation de la population de protozoaires présente. Par exemple, la présence d'une forte concentration de flagellés est représentative d'un effluent fortement chargé ($DBO_5 > 30 \text{ mg/l}$), une prédominance de *Carchesium sp.* est reliée à une DBO_5 comprise entre 10 mg/l et 20 mg/l , alors que *Vorticella sp.* se retrouve dans les systèmes produisant un effluent très peu chargé ($DBO_5 < 10 \text{ mg/l}$).

Les rotifères sont les macroinvertébrés les plus petits et les plus simples, leur grosseur se situant entre 40 et $500 \mu\text{m}$. Ces organismes sont généralement présents en nombre plus restreint que les protozoaires dans un procédé de boues activées, mais possèdent par contre un appétit gargantuesque qui leur permet d'ingérer de grandes quantités de bactéries, de l'ordre de $10000/\text{h}/\text{rotifère}$. La population de rotifères est influencée par les conditions d'opération d'un système de traitement des eaux usées par boues activées, notamment la concentration en oxygène dissous, le pH, le temps de rétention cellulaire et les sources de nourriture.

Grâce à la forte prédation qu'ils exercent, les rotifères aident à conserver la population bactérienne jeune et active, dans des conditions de croissance continue. Cette prédation permet de diminuer les MES et la turbidité de l'effluent. Elle favorise également la formation de floccs microbiens ainsi que la pénétration de l'oxygène à l'intérieur des floccs. Enfin, le mucus sécrété près de l'ouverture buccale ou au pied des rotifères agit comme un agent liant favorisant la formation des floccs.

Les nématodes sont des macroinvertébrés terrestres capables de vivre en milieu aqueux. Ces organismes sont des vers microscopiques présents en très grand nombre dans le sol et pouvant mesurer de $0,5$ à 3 mm de long. Dans une boue

activée, leur nombre est très variable selon l'origine des eaux usées, mais est généralement assez faible. La concentration en nématodes dans un procédé de boues activées est influencée principalement par la concentration en oxygène dissous (ces organismes étant strictement aérobies), l'âge des boues et la disponibilité de la nourriture, les nématodes se nourrissant des bactéries constituant les boues activées.

Le rôle des nématodes dans un procédé biologique de traitement des eaux usées est principalement d'ingérer les bactéries, qu'elles soient libres ou formant un floc. Ces microorganismes peuvent en effet traverser les floccs microbiens en consommant la biomasse. Cette perforation des floccs permet une meilleure pénétration de l'oxygène, qui est alors disponible à une plus grande quantité de bactéries, ce qui peut améliorer le traitement des eaux. Cette consommation des bactéries permet également de maintenir la biomasse en croissance continue, ce qui résulte en une population plus active.

c) bactéries filamenteuses

Les bactéries filamenteuses croissent en nombre très variable dans un procédé de boues activées. Le développement de ces organismes peut être influencé entre autres par l'oxygène dissous, le pH, le rapport entre le substrat alimenté et la biomasse ainsi que la concentration en nutriments (N et P). L'effet principal des bactéries filamenteuses sur un procédé de boues activées est d'influencer la séparation du liquide et des solides dans la zone de décantation. Ces bactéries agissent comme un squelette pour l'agglomération de la biomasse, formant ainsi des floccs de bonne dimension et résistants. Lorsque ces bactéries sont présentes en bonne proportion, le surnageant est très clair et l'indice de volume des boues (IVB) est faible. Lorsque présentes en trop faible quantité, les floccs ont de la difficulté à se former et une partie de la biomasse ne parvient pas

à flocculer puis à décantier, ce qui donne un effluent trouble et un IVB très faible. Enfin, si ces bactéries croissent en trop grand nombre, les floccs formés contiennent beaucoup de filaments qui s'étendent plus loin que les frontières des floccs et jusque dans le liquide, ce qui rend la décantation difficile. Dans ce cas, l'IVB est élevé, et dans les cas sévères, le surnageant peut devenir trouble à cause de l'entraînement de la biomasse. Il est donc important de maintenir une concentration en organismes filamenteux telle que la flocculation s'effectue efficacement et que la décantation se réalise assez rapidement de façon à obtenir le surnageant le plus clair possible.

d) Bactéries "G"

Un procédé de déphosphatation biologique par boues activées est normalement composé de bactéries déphosphatantes et d'organismes supérieurs, ainsi que de quelques organismes filamenteux. Ce type de procédé est hautement sélectif quant à la nature des bactéries présentes puisque l'assimilation de la matière organique s'effectue dans la zone non aérée par les organismes capables d'emmagasiner le carbone, tels les bactéries bio-P. Par la suite, dans la zone aérée, il ne reste plus de matière organique disponible pour soutenir la croissance des organismes hétérotrophes. Le système permet donc la culture sélective des organismes emmagasinant le carbone. Généralement, les bactéries ainsi accumulées sont du type déphosphatant. Par contre, il arrive que ce genre de système accumule des bactéries capables de stocker le carbone mais non déphosphatantes. Le métabolisme de ces bactéries est semblable à celui des déphosphatantes. Par contre, l'énergie normalement produite par la dégradation des réserves de polyphosphates proviendrait plutôt de la dégradation des réserves de glycogène (Sato *et al.*, 1994). Ces bactéries sont ainsi dénommées bactéries "G".

Les bactéries "G" sont peut-être en réalité des bactéries bio-P opérant, pour une raison inconnue, selon le métabolisme "G". Par contre, Cech et Hartman (1993) ont réussi à isoler une souche bactérienne montrant le métabolisme "G" et les tests effectués les ont porté à croire que ces bactéries appartiendraient au groupe *Archaeobacteria*. Les organismes montrant le métabolisme "G" sont appelés bactéries "G" dans le restant du texte, mais cette appellation regroupe tous les organismes utilisant ce métabolisme, et même les déphosphatantes pouvant hypothétiquement avoir changé de métabolisme.

Les bactéries "G" entrent en compétition directe avec les bactéries déphosphatantes pour la matière organique en condition anaérobie, ce qui diminue fortement les performances de la déphosphatation. Une étude réalisée par Cech *et al.* (1994) a permis d'observer que la compétition entre ces deux types de bactéries est fortement influencée par la population de prédateurs. Il semble en effet que les bactéries "G" puissent former des flocs plus compacts que les bactéries bio-P, ce qui les rendrait plus résistantes à la prédation. Il se produirait donc parfois une élimination progressive de la biomasse déphosphatante par les prédateurs au profit des bactéries "G", causant ainsi une perte de la capacité de déphosphatation de la biomasse. Selon Satoh *et al.* (1994), le développement des bactéries "G" semble favorisé par:

- a) des variations de la concentration en matière organique à l'affluent;
- b) de faibles concentrations en acides aminés ou en protéines dans l'alimentation;
- c) la présence de polysaccharides tel le glucose dans l'alimentation;
- d) des périodes anaérobies et aérobies trop longues.

Ces lignes directrices ne sont par contre proposées qu'à titre indicatif puisqu'elles n'ont pu être vérifiées en laboratoire jusqu'à maintenant. Deux de ces conditions, soit la présence de protéines et de polysaccharides, sont présentes dans le cas de l'effluent d'Agropur utilisé dans la partie expérimentale.

1.4 Effluents chargés en carbone, azote et phosphore

La grande majorité des travaux effectués sur la déphosphatation biologique ont été réalisés à l'aide d'effluents municipaux ou d'effluents synthétiques caractéristiques d'un effluent municipal. Ce type d'effluent est caractérisé par de faibles charges en matière organique et en nutriments. Quelques études ont par contre porté sur des effluents plus chargés typiques des rejets industriels. La caractéristique principale de ces effluents est une forte charge organique, couplée à une importante concentration en azote ou en phosphore, parfois les deux. Converti *et al.* (1993) utilisèrent un effluent synthétique relativement chargé en carbone (DCO d'environ 450 mg/l) et en phosphore (P_i de 18, 36, 68 et 100 mg/l) pour alimenter en continu un réacteur de déphosphatation biologique dans lequel les périodes aérées et non aérées étaient alternées. Le système montra un bon enlèvement de la DCO et réussit à éliminer plus de 95% du phosphore alimenté jusqu'à une concentration en phosphore de 68 mg/l dans l'alimentation. Par contre, une augmentation de la concentration en phosphore à 100 mg/l entraîna une perte totale de la déphosphatation biologique. Les travaux de Subramaniam *et al.* (1994) ont porté sur la possibilité de réaliser de la déphosphatation biologique couplée à une nitrification et une dénitrification à partir d'un effluent industriel fortement chargé provenant d'un abattoir. Cet effluent subissait tout d'abord une pré-fermentation avant d'être acheminé vers un réacteur biologique opéré en mode séquentiel. Les caractéristiques de l'alimentation du réacteur biologique séquentiel (RBS) étaient une $DCO_{soluble}$ de 600 à 1500 mg/l, NTK de 180 à 250 mg/l, et une concentration en $o-PO_4$ de 30

à 50 mg/l. Le RBS opéré selon un cycle de traitement de 6 heures permet d'obtenir un effluent peu chargé en matière organique (DCO_{soluble} entre 100 et 200 mg/l) et en azote, tout en effectuant une excellente déphosphatation biologique, l'effluent contenant toujours moins de 0,5 mg/l d'orthophosphates. Ces performances ne purent être répétées lorsque la DCO de l'alimentation fut abaissée à 300 mg/l suite au passage de l'affluent dans un réacteur de méthanogénèse avant son alimentation, ce qui montre l'importance d'avoir une bonne quantité de DCO pour réaliser la déphosphatation biologique d'un effluent chargé en phosphore.

1.5 Le réacteur biologique séquentiel

Les procédés conventionnels de traitement des eaux usées sont opérés en continu. Ils nécessitent de grands bassins, et le nombre de bassin augmente lorsque des réactions de nitrification et dénitrification ou encore de déphosphatation sont recherchées. Ce type de procédé demande également l'opération de nombreuses pompes pour la recirculation des boues dans le procédé. Le réacteur biologique séquentiel (RBS) permet de réaliser toutes les opérations relatives au traitement des eaux usées en cuvée dans un seul bassin, ce qui permet des économies importantes lors de la construction et de l'opération du procédé. Les différentes étapes de traitement sont alors séparées dans le temps plutôt que dans l'espace. Le traitement est réalisé selon un cycle prédéterminé et il est alors possible de parler de périodes de traitement (par exemple, période anaérobie) plutôt que de zones (zone anaérobie) pour les procédés en continu. Un cycle de traitement typique est divisé en cinq parties, soit une période de remplissage du réacteur, une période de réaction, une purge de liqueur mixte, une période de décantation et finalement un soutirage du surnageant qui a été épuré. En général, plus de 50% du volume total du réacteur est utilisé pour conserver les boues en fin de cycle, l'alimentation

représentant alors moins de 50% du volume du réacteur, typiquement 20 à 40%. Ce paramètre, couplé à la fréquence des cycles de traitement, détermine le temps de résidence hydraulique dans le réacteur. À la fin d'un cycle de traitement, un volume de boues décantées est conservé dans le réacteur pour l'épuration de l'affluent alimenté au cycle suivant. Durant la période de réaction, il est possible d'alterner les périodes aérées et non aérées de façon à favoriser l'élimination de l'azote ou l'enlèvement du phosphore (Subramaniam *et al.*, 1994).

Pour réaliser la déphosphatation biologique d'un effluent, l'alimentation est effectuée au début d'une période non aérée qui permet une assimilation de la matière organique facilement assimilable, une fermentation des composés plus complexes en AGV, et un relargage du phosphore. Cette période est suivie d'une phase aérobie où la DCO plus difficilement assimilable ainsi que le phosphore sont consommés. À la fin de cette période, une purge de liqueur mixte est effectuée pour contrôler l'âge de boues et pour évacuer le phosphore du procédé. Durant toutes ces opérations, le milieu est continuellement agité. Suite à la purge de liqueur mixte, l'agitation est arrêtée pour permettre la décantation des solides. Finalement, le surnageant est retiré et le cycle peut être recommencé. Un cycle de traitement typique d'un réacteur biologique séquentiel est schématisé à la figure 1.7.

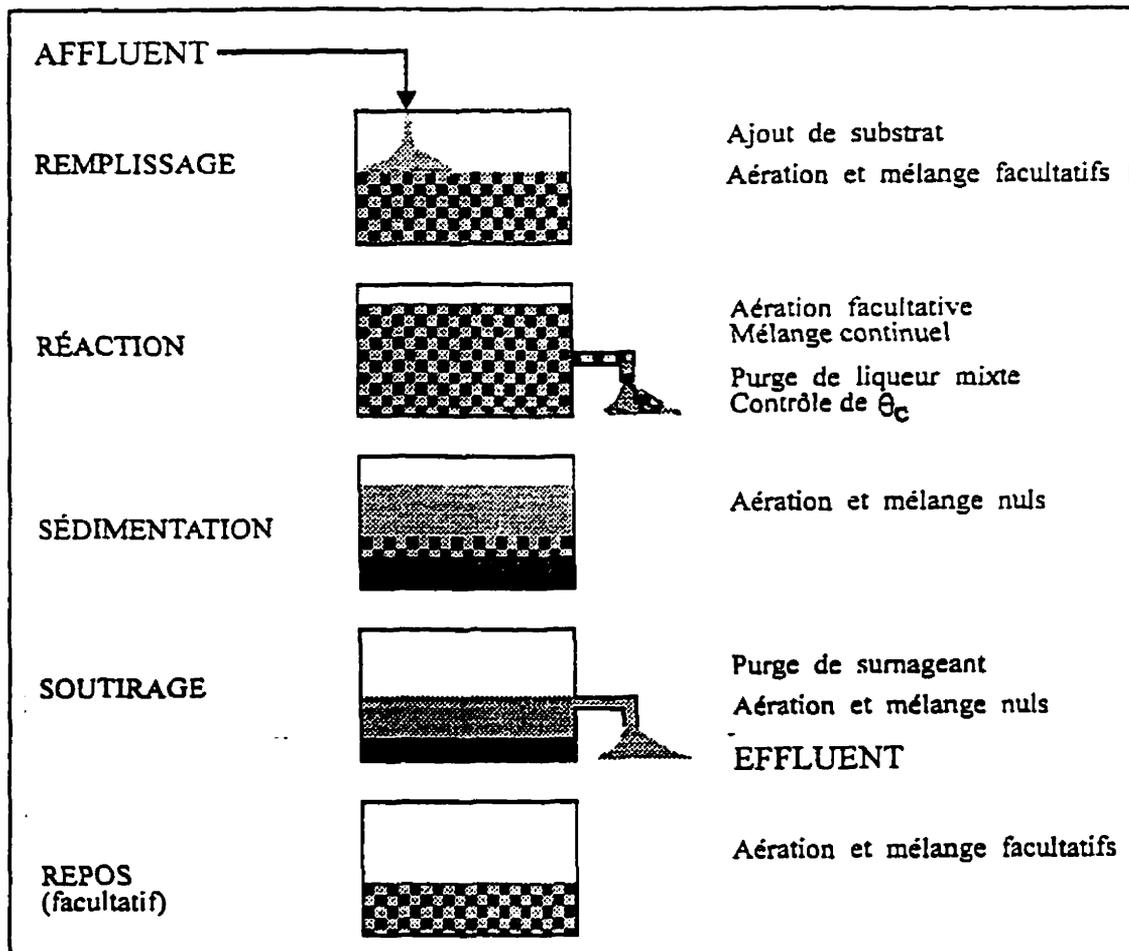


Figure 1.7 Cycle de traitement d'un RBS

La base du traitement en RBS repose en grande partie sur la sélection d'un cycle de traitement permettant de réaliser les réactions envisagées. Le cycle de traitement initial est déterminé à partir de la composition de l'alimentation, laissant suffisamment de temps à chaque période pour la réalisation des réactions visées, principalement le relargage et le recaptage du phosphore. Également, pour des raisons pratiques de fonctionnement, une journée d'opération doit permettre le déroulement d'un nombre déterminé de cycles complets, par exemple 2 cycles de 12 heures par jour ou 3 cycles de 8 heures. Le cycle déterminé initialement pourra par la suite être modifié, selon les résultats obtenus.

Le RBS offre les principaux avantages suivants comparativement aux procédés en continu (Roberge, 1992):

- la modification du temps de résidence pour chaque étape du traitement (ex.: période anaérobie, décantation, etc.) est facilement réalisable et permet une optimisation plus facile du traitement,
- le décanteur étant dans le même bassin que le réacteur, aucun système de recirculation des boues n'est nécessaire,
- la séparation du liquide et de la biomasse s'effectue sans turbulence, empêchant tout court-circuitage lors de la décantation,
- le contrôle de la population microbienne peut être effectué notamment en modifiant les conditions de remplissage,

Par contre, parmi les désavantages du traitement en RBS, on note que ce type de procédé demande une forte automatisation afin de contrôler les différentes étapes du cycle de traitement, que les systèmes d'aération sont parfois obstrués lors de la décantation et que finalement, les pompes effectuant l'alimentation et le soutirage du surnageant doivent être capables de manipuler de grandes quantités de liquide en peu de temps.

1.6 Exigences de rejet

Les exigences de rejet en vigueur au Québec sont déterminées par le MEF. Un effluent peut être déversé dans un réseau d'égout municipal unitaire (les normes sont alors moins sévères) ou dans un cours d'eau récepteur ou un fossé de drainage, pour lesquels les normes sont beaucoup plus strictes. Pour les rejets

industriels dans les cours d'eau, l'exigence imposée aux entreprises tient compte de certaines directives du MEF ainsi que de la capacité du milieu récepteur à

Tableau 1.1 Normes habituelles pour les industries agro-alimentaires

PARAMÈTRE	VALEUR LIMITE
DBO ₅	30 mg/l
MES	30 mg/l
P _t	1 mg/l
pH	entre 5,5 et 9,5
Température	< 65°C
H&G _t	< 15 mg/l

accepter une charge polluante. La concentration maximale finale exigée à une industrie est établie lors de l'émission des certificats d'autorisation par le MEF, et peut différer d'une industrie à l'autre. Les normes habituellement exigées aux industries agro-alimentaires réalisant un traitement biologique de leurs effluents sont présentées au tableau 1.1.

CHAPITRE 2

MATÉRIELS ET MÉTHODES

La section qui suit présente toute l'information nécessaire à la reproduction des expériences réalisées. Ainsi, une description de la composition de l'alimentation est effectuée, suivie d'une présentation des différents montages expérimentaux. Finalement, les diverses méthodes analytiques sont brièvement énoncées, accompagnées des références utilisées pour l'obtention des protocoles expérimentaux complets.

2.1 Eaux usées

Les eaux usées utilisées pour l'expérimentation provenaient de la fromagerie Agropur située à Notre-Dame-du-Bon-Conseil, Québec. Les eaux usées produites actuellement subissent une fermentation anaérobie acidogène dans un bassin complètement mélangé utilisé pour tamponner les variations de charge et de débit des eaux usées. Ces eaux usées sont par la suite alimentées à un digesteur anaérobie où la matière organique facilement biodégradable est convertie en méthane et en CO₂. Finalement, l'effluent est dirigé vers une série d'étangs aérés où la matière organique difficilement dégradable est consommée. L'effluent épuré est rejeté dans la rivière Nicolet. Le système actuel de traitement des eaux usées de la fromagerie est schématisé à la figure suivante.

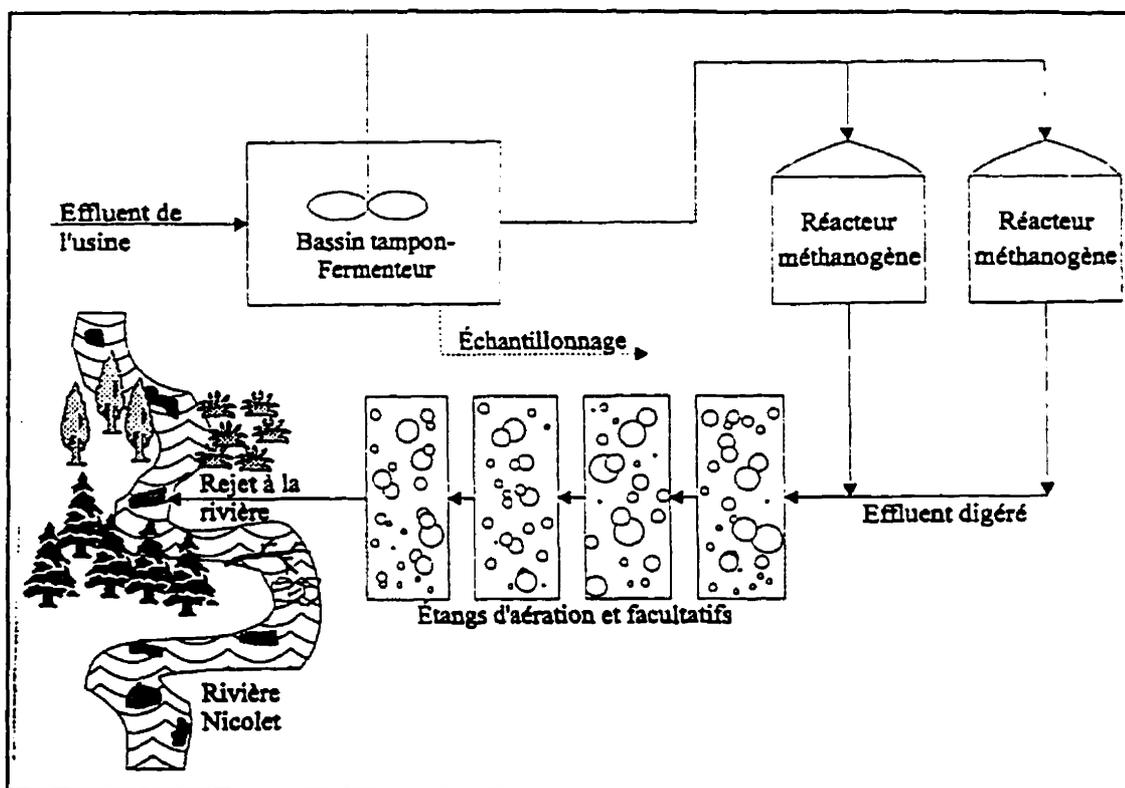


Figure 2.1 Système actuel de traitement des eaux usées de la fromagerie Agropur

Les eaux usées de la fromagerie sont donc envoyées à un bassin d'égalisation complètement mélangé où se développent des conditions anaérobies. Le temps de rétention de ce bassin (20h) permet une importante fermentation de la matière organique qui passe donc d'une forme relativement complexe à la sortie de l'usine (principalement du lactosérum) à une forme beaucoup plus simple à la sortie de ce bassin tampon (principalement des acides gras volatils (AGV)).

Puisque la suraccumulation du phosphore par la biomasse demande une source de carbone au début du cycle pour l'accumulation du PHA, l'alimentation utilisée devait provenir de l'amont des digesteurs anaérobies. De plus, la matière organique doit être disponible sous une forme simple, facilement assimilable pour induire l'accumulation de PHA. Il fut donc décidé d'utiliser l'effluent du bassin tampon, montrant une DCO élevée et facilement biodégradable.

Des échantillons du bassin d'égalisation (voir figure 2.1) étaient récoltés dans des barils de 200 litres et envoyés à l'École Polytechnique, où ils étaient entreposés à 4°C pour une période n'excédant généralement pas 6 semaines. Cet effluent était ensuite acheminé à chaque semaine vers un baril de conservation de l'alimentation à partir duquel il était alimenté au réacteur.

Les caractéristiques générales des eaux usées fermentées utilisées pour les travaux expérimentaux étaient telles que décrites au tableau 2.1. L'alimentation

Tableau 2.1 Caractéristiques des eaux usées utilisées

PARAMÈTRE	CONCENTRATION
DCO _t	2000-2500 mg/l
DCO _{soluble}	1000-2000 mg/l
AGV	800-1500 mg DCO/l
NTK _{non-filtré}	50-80 mg N/l
N-NH ₄ _{filtré}	3-30 mg N/l
N-NO ₃ _{filtré}	0-0,3 mg N/l
P _{t non-filtré}	60-75 mg P/l
o-PO ₄ _{filtré}	50-65 mg P/l

était donc fortement chargée en matière organique principalement présente sous forme d'AGV, chargée en azote et très chargée en phosphore, le rapport DCO/NTK/P_t étant d'environ 100/4,5/4,5. Le but du traitement envisagé était de réduire la DCO ainsi que les concentration en azote et en phosphore. La forte charge en phosphore de

cet effluent étant l'élément le plus difficile à éliminer des eaux usées, il fut nécessaire de recourir à un système de traitement réalisant de la déphosphatation biologique.

2.2 Montages utilisés

Les réacteurs utilisés pour réaliser l'épuration des eaux usées d'Agropur étaient du type réacteurs biologiques séquentiels (RBS), principalement à cause de l'espace restreint que ce type de réacteur demande ainsi que pour la grande flexibilité d'opération de ces réacteurs, notamment au niveau de la cyclologie. Trois réacteurs différents furent utilisés dans ce projet, soit les réacteurs RBS-3 et RBS-6 ainsi que des réacteurs en discontinu. Seul le RBS-3 était équipé de sondes permettant l'acquisition et le contrôle de différents paramètres. Ce réacteur fut utilisé sans arrêt tout au long de la recherche, alors que l'utilisation des deux autres types de réacteurs fut plus sporadique.

2.2.1 Réacteur RBS-3

Le réacteur principalement utilisé en laboratoire pour réaliser l'épuration de l'alimentation provenant d'Agropur est un ancien fermenteur maintenant utilisé comme réacteur biologique séquentiel. Son volume total est de 18 litres, mais le réacteur est opéré à un volume maximal de 15 litres de façon à conserver un volume de sécurité. Ce réacteur est opéré en mode RBS et est identifié RBS-3 pour les besoins de la recherche. L'agitation est réalisée par trois turbines Rushton à six pales et est maintenue à environ 150 rpm en tout temps, sauf durant les périodes de décantation et de soutirage du surnageant. La température du réacteur est contrôlée entre 20 et 25°C tout au long de la période d'expérimentation. L'aération est réalisée par bullage d'air à partir du fond du réacteur. La concentration en oxygène dissous est mesurée en continu à l'aide d'une sonde et maintenue entre 50 et 80% de la valeur de saturation en période aérée. Une sonde à pH permet l'acquisition de ce paramètre en continu, qui peut également être maintenu à une valeur de consigne si désiré. Finalement, une sonde rédox permet de suivre l'évolution du potentiel d'oxydo-réduction.

Avant la fin de chaque cycle, une pompe péristaltique amène l'alimentation dans un bassin d'égalisation où un volume fixe d'alimentation (3,75 litres) est mesuré par trop plein. Au début du cycle de traitement, l'agitation est mise en marche et l'alimentation est acheminée au réacteur à l'aide d'une seconde pompe sur une période d'environ 10 minutes. À la fin de la période de réaction, une troisième pompe est utilisée pour réaliser la purge de liqueur mixte, alors qu'une quatrième pompe péristaltique s'occupe du soutirage du surnageant en fin de cycle. Un volume de 11,25 litres est conservé dans le réacteur à la fin du cycle afin de conserver la biomasse pour le cycle suivant. Le RBS-3 est opéré de façon à obtenir un temps de résidence hydraulique de 2 jours et un temps de résidence cellulaire de 20 jours. Un schéma du montage est présenté à la page suivante, à la figure 2.2.

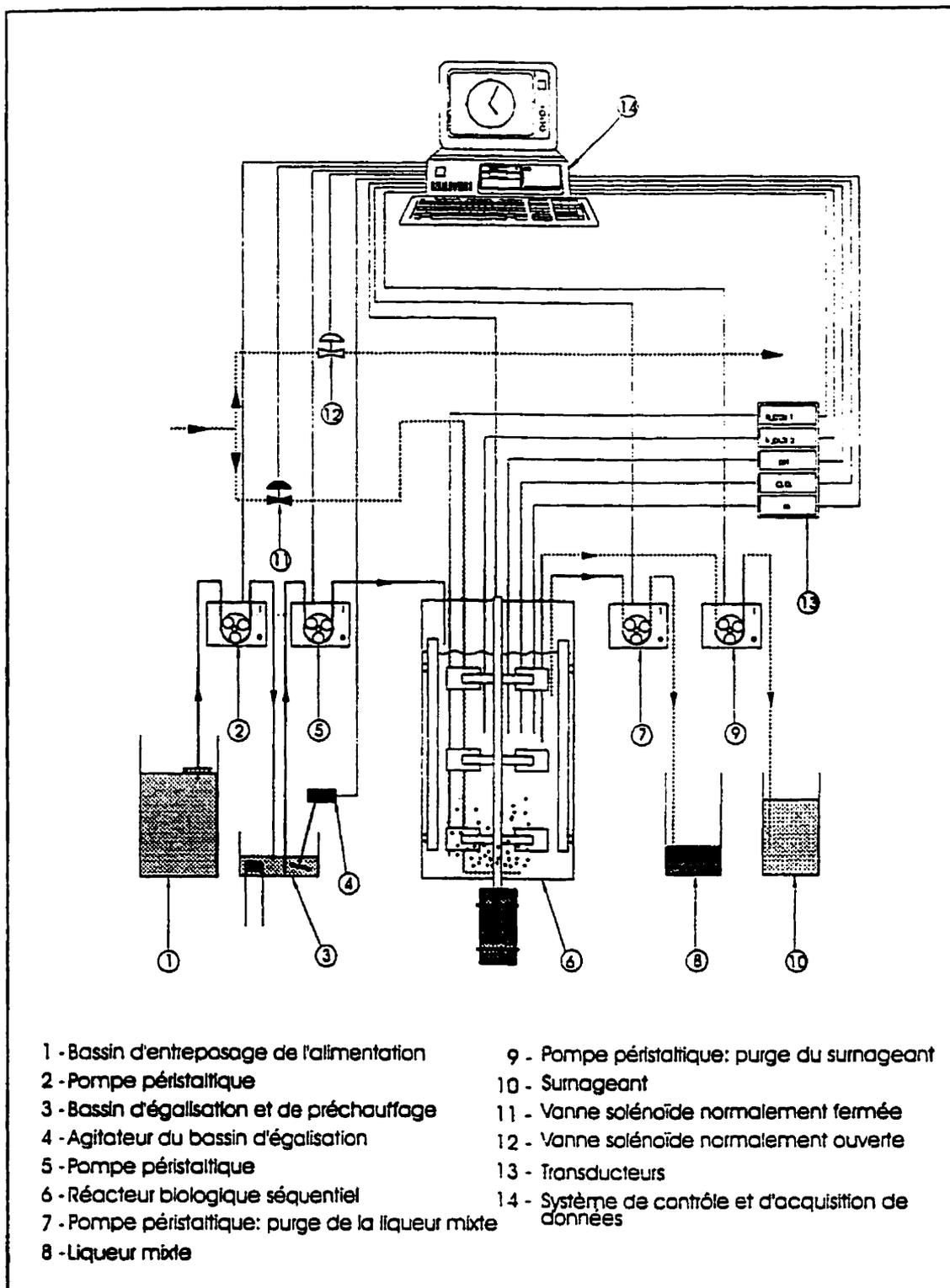


Figure 2.2 Schéma du montage expérimental RBS-3

L'opération du réacteur et des périphériques de même que l'acquisition des données en continu (pH, DO, rédox et température) sont effectués par un ordinateur compatible IBM 8086 (XT). L'ordre des opérations et la durée de chacune de celles-ci sont ainsi programmés et répétés à chaque cycle. Le logiciel de contrôle permet de modifier facilement la durée de chaque période du cycle de traitement, ce qui rend le réacteur très flexible quant à la cyclogie de traitement utilisée.

2.2.2 Réacteur RBS-6

Le RBS-6 est une version plus simple du RBS-3. Il est constitué d'un Erlenmeyer de 6 litres opéré à un volume maximal de 4 litres et possédant un volume d'alimentation de 1 litre. L'alimentation est effectuée par une première pompe péristaltique, alors que la purge de liqueur mixte ainsi que le soutirage de surnageant sont réalisés par une seconde pompe. L'aération est effectuée par un aérateur de plastique relié à un petit compresseur à air fonctionnant sans arrêt durant les périodes aérées. L'agitation est effectuée au moyen d'une plaque agitatrice et d'un barreau aimanté. Le contrôle de la cyclogie du réacteur est réalisé par une minuterie. Un schéma du réacteur RBS-6 est présenté à la figure 2.3.

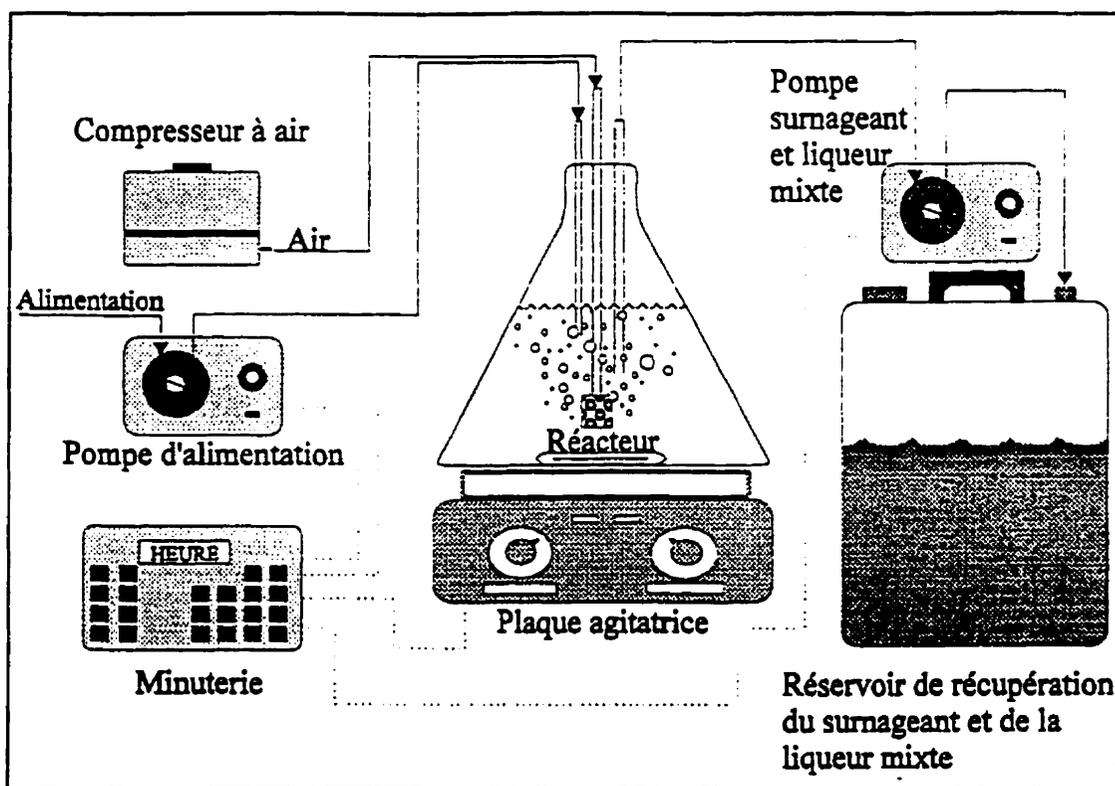


Figure 2.3 Schéma du montage expérimental RBS-6

2.2.3 Essais en discontinu

Des essais furent réalisés sur de courtes périodes ne représentant qu'une partie d'un cycle de traitement. Pour ces expériences, les réacteurs sont des Erlenmeyers de 2 litres remplis à un volume de 1 litre. L'agitation est réalisée grâce à une plaque agitatrice et un barreau aimanté, alors que l'aération est effectuée par un aérateur de plastique relié à une source d'air comprimé, tel que représenté à la figure 2.4. Le remplissage du réacteur est réalisé à la main, et aucune purge autre que pour les échantillonnages n'est effectuée. Le faible volume employé dans ce type de réacteur ainsi que sa grande simplicité permet l'opération de plusieurs réacteurs semblables simultanément.

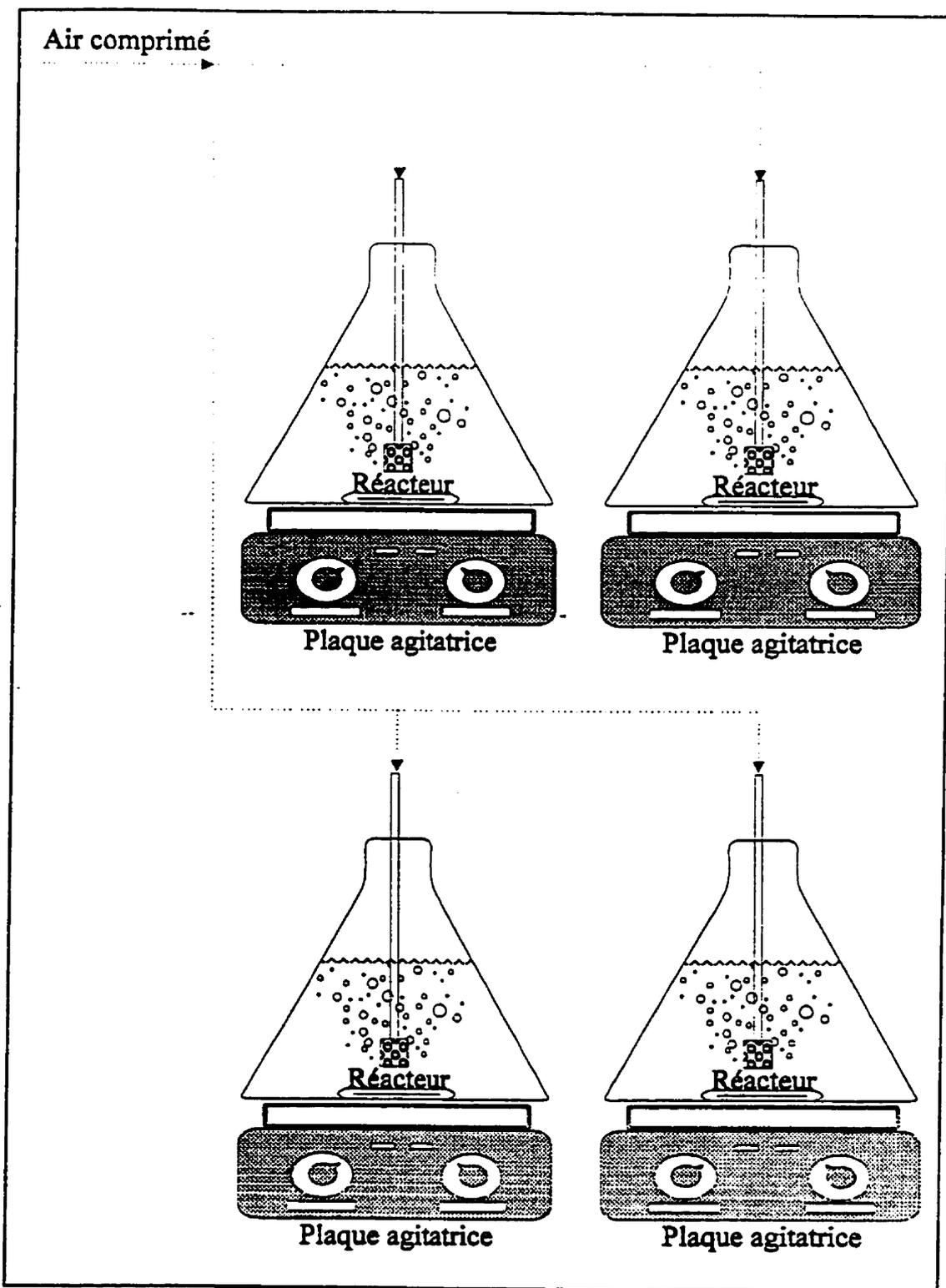


Figure 2.4 Schéma du montage expérimental utilisé pour les essais discontinus

Les essais en discontinu se déroulent de la façon suivante. Au départ, 750 ml de biomasse sont prélevés dans le RBS-3 pour chaque réacteur en discontinu. Après répartition de cette biomasse dans les réacteurs et le départ de l'agitation, 250 ml d'alimentation (modifiée ou non, selon l'essai) est ajoutée à chaque réacteur, ce qui correspond alors au temps 0 de l'expérience. Après un temps donné de période non-aérée (mais avec exposition de la liqueur mixte à l'atmosphère), l'aération est mise en marche pour le restant de l'expérience. Les échantillons prélevés à l'aide de pipettes sont par la suite filtrés et analysés de façon identique à ceux du RBS-3 et du RBS-6.

2.3 Analyses

2.3.1 Méthodes analytiques

Les analyses effectuées ont été principalement réalisées conformément à "Standard Methods" (APHA *et al.*, 1995). Le tableau suivant résume les différentes méthodes d'analyse utilisées.

Tableau 2.2 Méthodes analytiques

PARAMÈTRE	PRINCIPE	RÉFÉRENCE ¹
O ₂ dissous	sonde	APHA 4500-O G
pH	sonde	APHA 4500-H ⁺
rédox	sonde	APHA 2580
alcalinité	titrage acide	APHA 2320
MES et MVES	gravimétrie	APHA 2540 D, E
IVB	volumétrie	APHA 2710 D
DBO ₅ , DBO ₇ , DBO _u	consommation d'O ₂	APHA 5210 B
DCO	dichromate, reflux fermé	APHA 5220 D
AGV	GC FID	APHA 5660 B
NH ₄ ⁺	autoanalyseur-phénate	APHA 4500-NH ₃ D
NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	autoanalyseur-sulfanilamide	Lachat (1992)
NTK	digestion-autoanalyseur	APHA 4500 NOrgB
o-PO ₄	vanadomolybdate autoanalyseur-acide ascorbique	APHA 4500-P C Lachat (1992)
P _t	digestion-autoanalyseur	Lachat (1992)
polyphosphates	ajout d'acétate	Comeau <i>et al.</i> , (1990)
métaux: Ca, Mg, K	digestion (si requis) absorption atomique	APHA 3030 E APHA 3111 B
PHA	GC FID	Comeau <i>et al.</i> , (1988)

Note¹: APHA=APHA *et al.* (1995)

Les analyses peuvent être effectuées sur des échantillons bruts ou filtrés (spécifié dans la présentation des résultats). Dans ce deuxième cas, les échantillons sont filtrés sur un filtre de 0,45µm. Lorsque l'analyse ne peut être effectuée immédiatement, les échantillons sont réfrigérés à 4°C jusqu'à leur analyse, sauf pour les tests de PHA et d'AGV où l'échantillon à analyser est préservé par congélation.

2.3.2 Observations microscopiques

Des observations microscopiques de la biomasse ont été réalisées de façon régulière tout au long du projet. Ces observations permettaient principalement d'évaluer qualitativement l'état de la biomasse, en s'attardant principalement sur les organismes supérieurs. Le dénombrement de ces organismes a été réalisé en quelques occasions. Pour réaliser ces comptes, un volume précis de d'échantillon (20 µl) était placé sur une lame de microscope et recouvert d'une lamelle. Les organismes désirés étaient alors comptés en entier pour cet échantillon, à un grossissement de 100X. Ce décompte était réalisé en duplicata. Des dilutions étaient effectuées pour les échantillons trop concentrés de façon à obtenir moins de 250 spécimens à compter par échantillon.

2.3.3 Détermination de la concentration en polyphosphates dans la biomasse

Il est intéressant de souligner l'importance du test réalisé pour quantifier les polyphosphates, dénommé couramment test de relargage. La capacité d'enlèvement biologique du phosphore dépend de la quantité de phosphore accumulée sous forme de polyphosphates par les microorganismes. Le principe du test de relargage est de soumettre une quantité connue de biomasse à une concentration élevée d'acétate en conditions anaérobies. L'assimilation du carbone provoque le catabolisme complet des réserves de polyphosphates,

évacuées par la cellule sous forme d'orthophosphates. L'étude de la concentration en orthophosphates relargués lors du test de relargage, mesurée par la concentration en orthophosphates à la fin du test de relargage moins la concentration en orthophosphates au début du test et qui représente donc la capacité de synthèse des polyphosphates par la biomasse, permet de quantifier l'accumulation des polyphosphates, indépendamment de la concentration en MVES. Il est donc justifié et essentiel d'utiliser cette mesure pour quantifier les performances d'un système de déphosphatation biologique.

2.3.4 Phosphore précipité

L'enlèvement du phosphore dans un système biologique est égal à la somme entre l'assimilation biologique et la précipitation. La connaissance d'un système déphosphatant demande donc de connaître l'importance de chacun de ces processus. L'assimilation biologique est facilement quantifiable, alors que le phosphore nécessaire au métabolisme de base de la biomasse a été estimé à 2% des MVES, et que la concentration en polyphosphates peut être déterminée par le test de relargage. Par contre, la fraction de phosphore précipitée dans la biomasse n'a pas été mesurée analytiquement mais a plutôt été déterminée par bilan sur un échantillon de liqueur mixte. Les calculs effectués pour déterminer la fraction de phosphore précipité sont résumés au tableau 2.3.

Tableau 2.3 Détermination de la fraction de phosphore précipitée

IDENTIFICATION	PARAMÈTRE	MESURE EFFECTUÉE
A	détermination de P_T sur la liqueur mixte	P_T sur la liqueur mixte non filtrée
B	phosphore soluble de la liqueur mixte	$\alpha\text{-PO}_4$ sur l'échantillon filtré
C	phosphore relié au métabolisme de base de la biomasse	2% des MVES
D	réserves de polyphosphates	test de relargage
$E=A-(B+C+D)$	phosphore précipité	bilan

L'erreur sur la mesure du phosphore précipité est donc égale à la somme des erreurs reliées aux autres mesures, notamment celle reliée à la détermination du phosphore total. Cette dernière peut être considérable à cause des difficultés associées à l'échantillonnage d'une faible quantité de liqueur mixte pouvant décanter très rapidement.

Puisque la fraction de phosphore appelée "précipité" n'est pas mesurée mais plutôt calculée par bilan, il est considéré que cette fraction contient tout le phosphore ayant véritablement précipité sous forme de granules dans le réacteur, précipité sur les flocs microbiens ou tout simplement adsorbé sur la biomasse.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET DISCUSSION

La partie expérimentale du projet s'est étendue sur 330 jours, du 9 janvier 1995 (jour 0 d'opération) au 8 décembre 1995. Le RBS-3 fut opéré sans interruption durant les 310 premiers jours (du 9 janvier 1995 au 16 novembre 1995), alors que le RBS-6 fut utilisé durant 188 jours entre le 8 juin 1995 et le 8 décembre 1995. Des essais en discontinu furent réalisés à deux reprises, soit le 10 mai 1995 et le 28 septembre 1995.

La présentation des résultats accompagnée d'une discussion est exposée selon un ordre chronologique. Ce mode de présentation permet au lecteur de suivre le déroulement des expérimentations dans le temps et de se placer dans le contexte ayant permis la prise de certaines décisions, notamment en ce qui concerne les modifications de la cyclologie et de l'alimentation.

L'alimentation utilisée tout au long de la période expérimentale provenait du bassin tampon d'Agropur, NDBC. Par contre, un objectif fondamental de ce projet était de démontrer que le procédé pouvait être utilisé pour le traitement d'un effluent industriel fortement chargé en carbone, azote et phosphore et hautement biodégradable, sans se limiter à un effluent précis. Les résultats ont donc été obtenus avec un seul effluent mais peuvent être transposés comme base de recherche, de façon générale, à tout effluent présentant une composition similaire, soit principalement ceux provenant du secteur agro-alimentaire.

3.1 Contexte de travail

Cette courte section présente les hypothèses de recherche posées durant le projet ainsi que l'avancement des travaux en laboratoire lors du début du présent projet de maîtrise.

3.1.1 Hypothèses de recherche

Quelques hypothèses ont dû être posées durant la période expérimentale afin de simplifier le contexte entourant l'opération du réacteur de déphosphatation biologique de même que pour diminuer les contraintes relatives à l'expérimentation en laboratoire, notamment au niveau du temps. Les hypothèses suivantes ont donc été posées au départ:

- 1) la déphosphatation biologique de l'effluent d'Agropur est possible;
- 2) un pH d'opération compris entre 6,5 et 8.5 n'est pas néfaste pour la biomasse;
- 3) l'alimentation initiale ne possède aucun composé en concentration limitante pouvant empêcher la déphosphatation biologique.

Par la suite, au cours de l'opération du réacteur, d'autres hypothèses ont été ajoutées, soit:

- 4) une bonne idée du régime permanent est obtenue après environ 3 semaines (plutôt que les 80 jours proposés par la littérature) de façon à ne pas être trop limités par le temps;

- 5) la consommation du carbone n'est réalisée que par les bactéries bio-P et les bactéries "G" (les autres groupes microbiens (filamenteuses, etc...) sont négligés);
- 6) la consommation des microorganismes par les prédateurs n'influence pas l'âge de boues de 20 jours;
- 7) le volume de liqueur mixte prélevé lors des échantillonnages (pouvant atteindre 500 ml) n'influence pas l'opération du réacteur. L'influence du volume d'échantillonnage fut minimisée en sautant la purge de liqueur mixte durant les 2 cycles précédant la journée d'échantillonnage.

3.1.2 Essais préalables

Des essais réalisés avant le début de ce projet de maîtrise avaient permis de réaliser certaines observations relatives à la déphosphatation biologique de l'effluent d'Agropur. Ainsi, après un premier essai infructueux d'acclimatation en RBS d'une biomasse déphosphatante à l'effluent du bassin tampon, un début de suraccumulation du phosphore fut observé après avoir modifié le procédé de la façon suivante:

- le traitement de cet effluent dans un RBS entraînant une forte augmentation du pH en période aérée (jusqu'à 8,8), une acidification de l'alimentation fut réalisée pour limiter cette hausse à un pH maximum d'environ 8,2;
- une pré-décantation de l'effluent du bassin tampon préalable à son alimentation dans le réacteur de déphosphatation biologique fut réalisée pour minimiser l'entraînement de biomasse acidogène dans le RBS;

- une interruption de l'aération durant deux jours se produit juste avant le moment où le début de suraccumulation du phosphore fut noté.

Le RBS-3 fut donc démarré en tenant compte de ces observations, soit en laissant décanter et en acidifiant l'alimentation. La biomasse utilisée pour le démarrage du réacteur fut également conservée durant 2 jours dans un réservoir non aéré lors de son transport vers l'École Polytechnique.

3.2 Opération du RBS-3

L'opération du RBS-3 a permis d'obtenir la majorité des informations recueillies dans ce mémoire. Par contre, durant la période d'optimisation, des essais en discontinus ont dû être effectués afin d'éclaircir certains points ambigus. La section 3.2 présente donc l'ensemble du cheminement parcouru durant l'opération du RBS-3, en incluant les deux séries d'essais en discontinu.

3.2.1 Cyclologie

Le cycle de traitement initial est déterminé à partir de l'alimentation à traiter. Pour obtenir de la déphosphatation biologique, le cycle de traitement utilisé doit nécessairement débiter par l'alimentation du réacteur au début d'une période non aérée. Cette période non aérée doit être suffisamment longue pour permettre l'assimilation de toute la matière organique facilement assimilable. Puisque l'effluent d'Agropur alimenté au RBS est fortement chargé en DCO, une période anaérobie relativement longue doit être utilisée, soit 3h. Cette période non aérée est suivie d'une période aérée assez longue pour permettre un recaptage maximal des orthophosphates. Une période de trois heures est estimée suffisante à prime abord. Cette période aérobie est suivie d'une seconde période non aérée, dont l'objectif est la réduction de la concentration en

nitrites par dénitrification ainsi que le relargage de phosphore. Ces deux réactions biologiques demandent nécessairement une source de carbone facilement assimilable. Par contre, dans cette partie du cycle, tous les AGV ont déjà été consommés. Il est donc ici souhaité que la DCO difficilement assimilable ainsi que celle provenant de la lyse cellulaire soit fermentée par la biomasse acidogène en AGV. Ces AGV pourraient par la suite être utilisés pour la dénitrification et le relargage du phosphore. Il est évident que la fermentation de la DCO complexe ne permet pas de produire beaucoup d'AGV, et il ne faut donc pas s'attendre à observer une dénitrification complète du milieu de réaction ou un relargage massif de phosphore. La durée de cette période est fixée à 2h. Par la suite, une période aérée de 2h30 permet aux bactéries de recapter le phosphore. Cette période sert également à affamer la biomasse pour favoriser une meilleure accumulation des PHA au cycle suivant. Pour terminer le cycle, une période de 1h30 est laissée à la décantation et au soutirage du surnageant, pour un cycle d'une durée totale de 12h, soit 2 cycles par jour.

Le cycle est donc divisé en cinq périodes distinctes, soit une période initiale non aérée, une période aérée, une seconde période non aérée, une deuxième période aérobie, et finalement une période de décantation et soutirage du surnageant. La durée de chacune de ces périodes peut être représentée par la séquence suivante (en heures): 3/3/2/2,5/1,5. Cette séquence correspond au déroulement suivant:

- 3 :** - une période d'alimentation de 20 minutes, non aérée, agitée;
- une période de réaction de 160 minutes non aérée, agitée;
- (pour un total de 3 heures non aérées et agitées);

- 3 :** - une période de réaction de 180 minutes aérée, agitée;

- 2 :** - une période de réaction de 120 minutes, non aérée, agitée;
- 2,5 :** - une période de réaction de 148 minutes aérée, agitée;
- une purge de liqueur mixte de 2 minutes, aérée, agitée;
(pour un total de 2h30 aérées et agitées);
- 1,5 :** - une période de décantation de 70 minutes;
- une période de soutirage du surnageant de 20 minutes (indépendante de la cyclologie retenue);
(pour un total de 1h30 non aérées et non agitées).

Dans la suite du texte, lorsque des modifications seront apportées à la cyclologie, le nouveau cycle d'opération sera décrit en utilisant la séquence de 5 chiffres utilisée précédemment, en considérant que l'ordre des périodes est toujours le même et que seule la durée des périodes peut varier.

3.2.2 Résultats du RBS-3

Le RBS-3 fut démarré le 9 janvier 1995 à l'aide de biomasse provenant de la station municipale d'épuration des eaux de Granby, qui réalise l'enlèvement de la matière organique des eaux usées à l'aide d'un traitement en bassins aérés.

Les échantillonnages du RBS-3 ont été réalisés de deux façons, soit des suivis généraux où seuls l'alimentation, le surnageant et la liqueur mixte étaient prélevés et des suivis intensifs où plusieurs échantillons de chaque période du cycle de traitement étaient analysés.

Les pages qui suivent présentent les résultats généraux d'opération du RBS-3 entre les jours 0 et 310 pour les paramètres suivants: o-PO₄, poly-P et P

précipité, pH, MVES, DCO et azote ammoniacal et nitrates (figures 3.1 à 3.6 et tableau 3.1). Les résultats complets des échantillonnages intensifs sont disponibles à l'annexe 1.

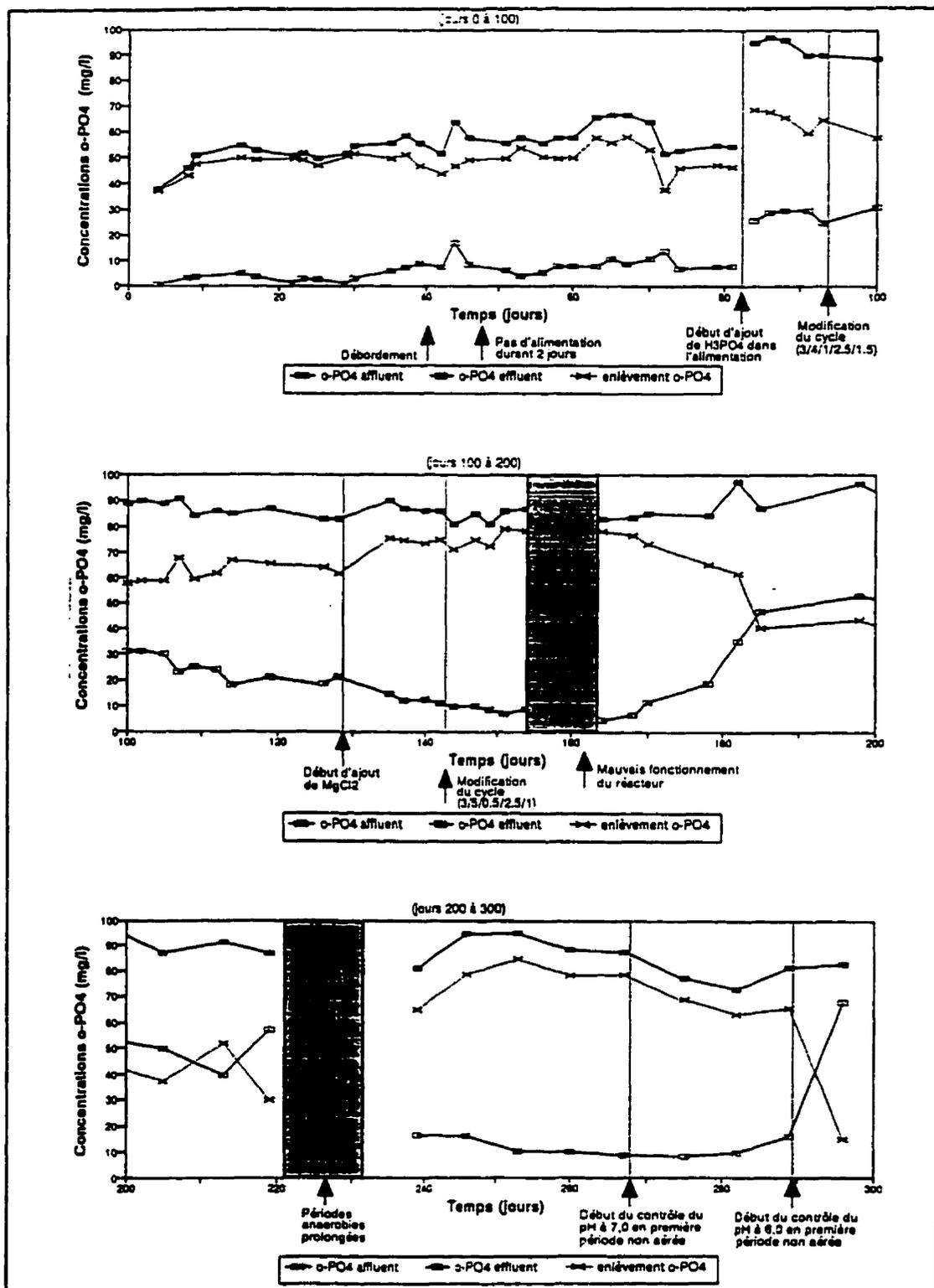


Figure 3.1 Concentrations en orthophosphates de l'alimentation et du surageant, RBS-3

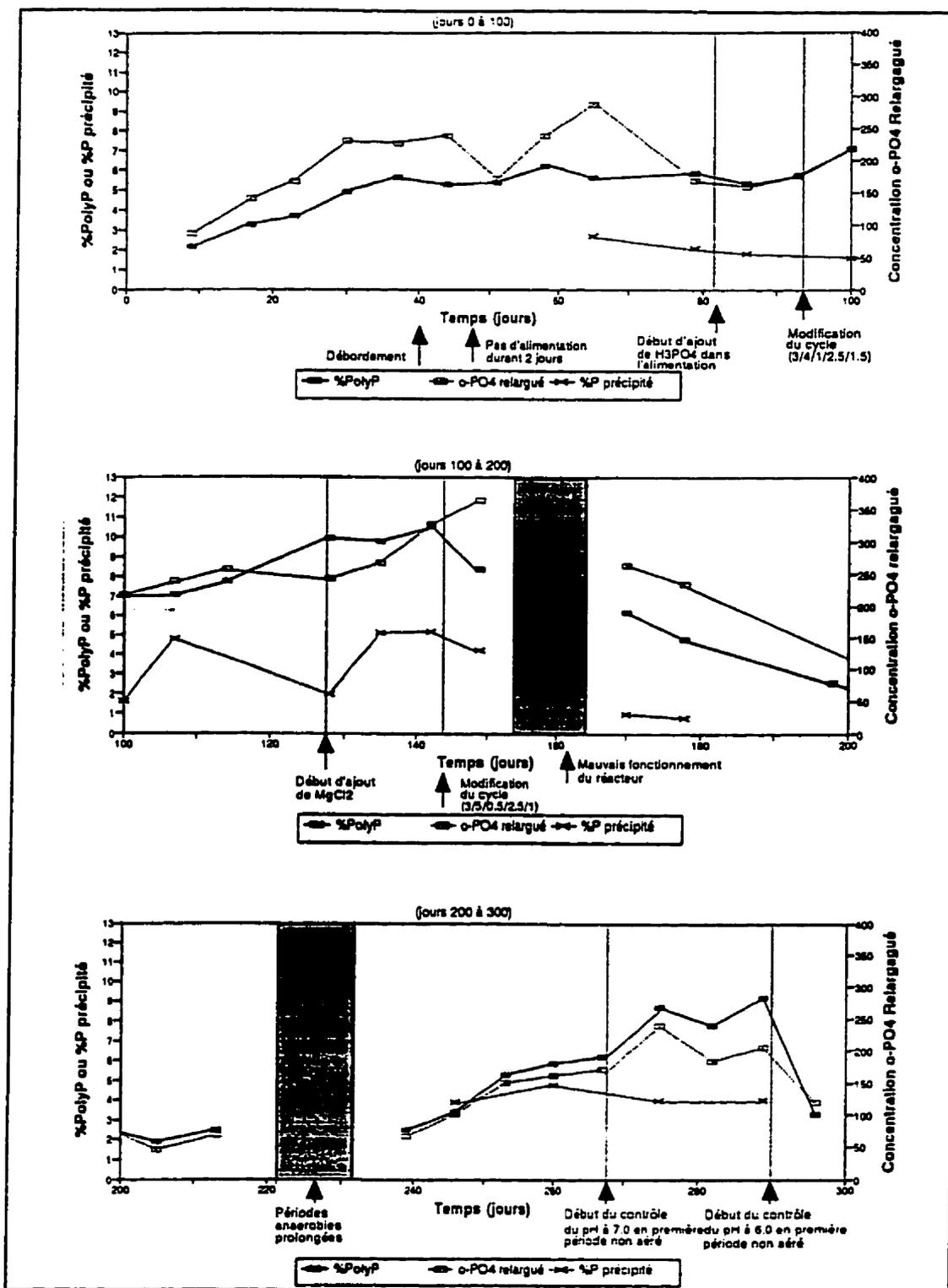


Figure 3.2 Répartition du phosphore dans la biomasse, RBS-3

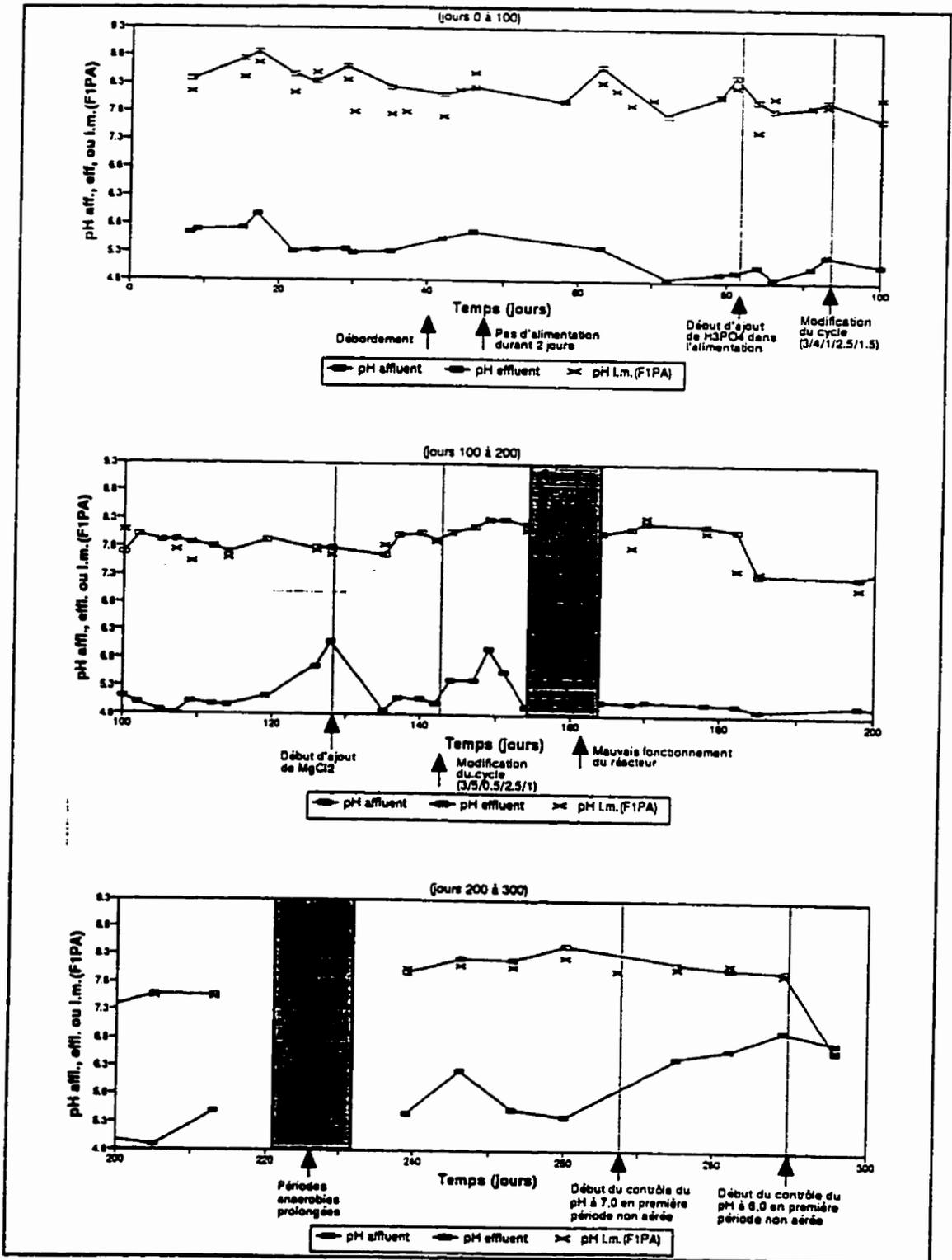


Figure 3.3 pH de l'alimentation, du surnageant et de la liqueur mixte, RBS-3

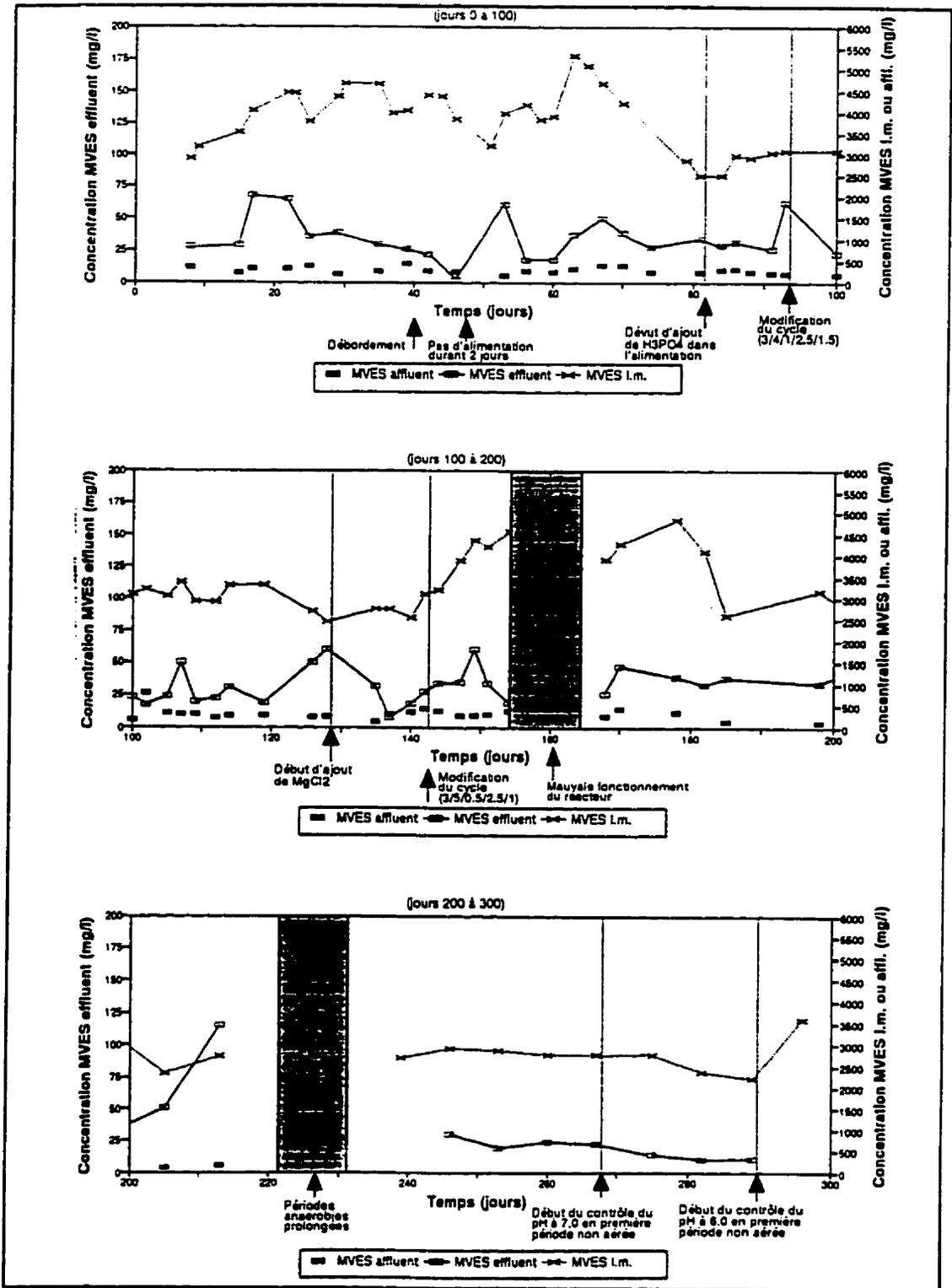


Figure 3.4 Concentration en MVES de l'affluent, du surnageant et de la liqueur mixte, RBS-3

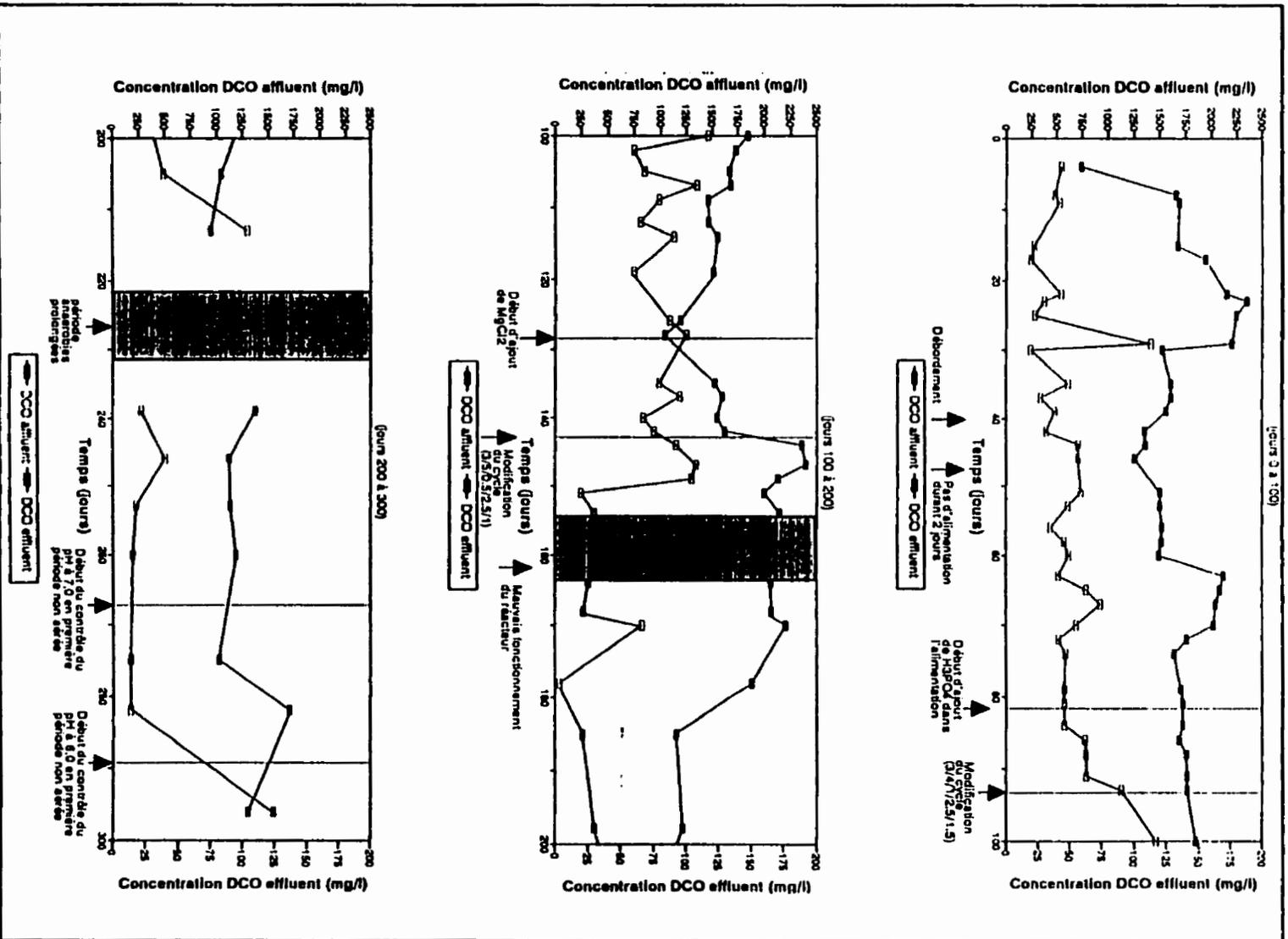


Figure 3.5 Concentration en DCO de l'alimentation et du surageant, RBSS-3

Figure 3.6 Concentrations en azote ammoniacal et nitrates de l'affluent et de l'effluent, RBS-3

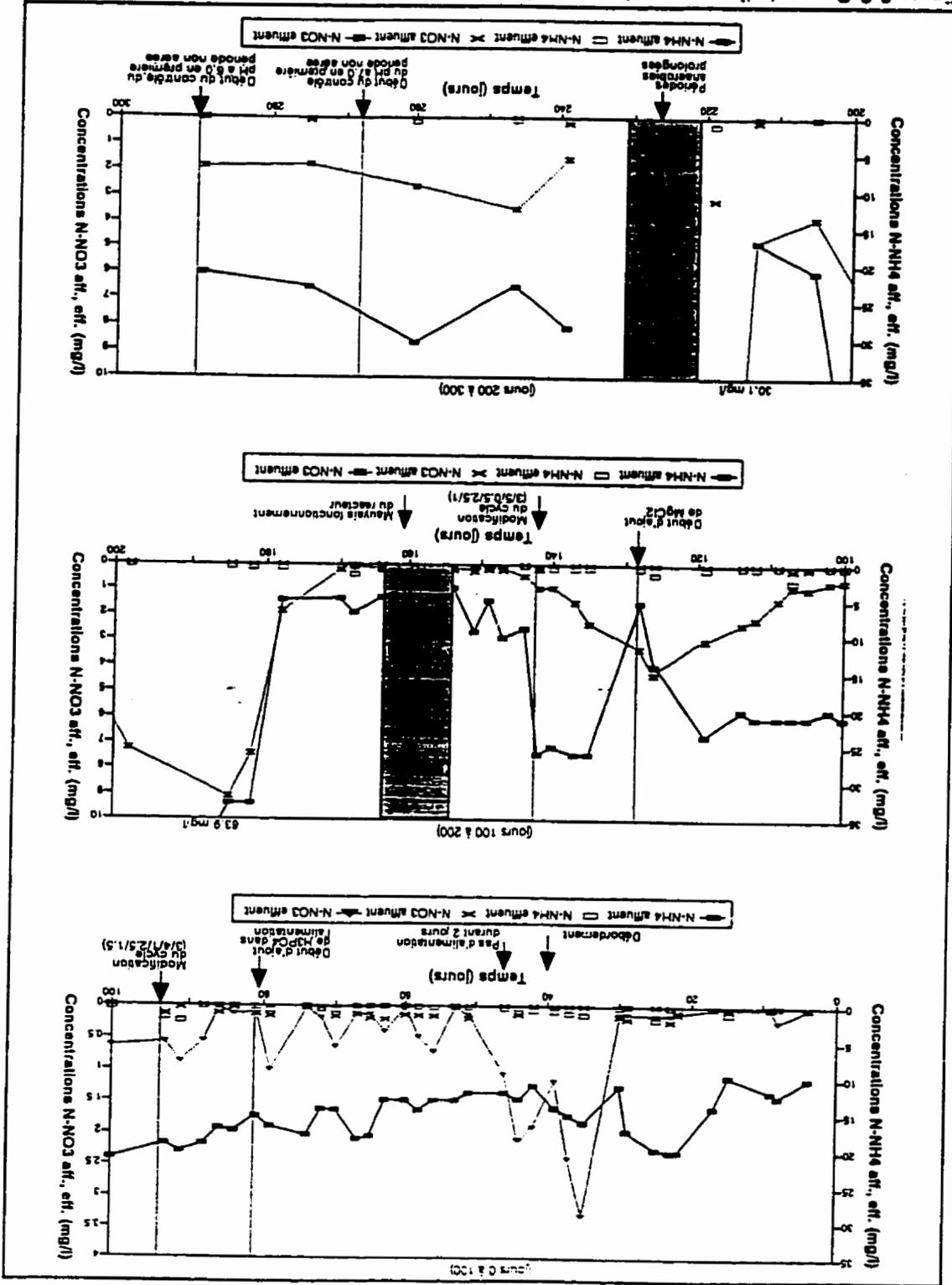


Tableau 3.1 RBS-3, jour 0 à 310 (suite)

RBS-3	Unité	2008		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015	
		44	48	51	52	56	59	60	63	65	67	70	72	74	75	77	
Affluent																	
DCO	mg/L	Filtre															
AGV	mgCOD/L	1358	1252	1503	1503	1517	1514	1482	2120	2077	2038	2016	1754	1634	1696	1717	
NTK	mg/L	33		20			28										
NTK non-filtré	mg/L											46				60	
N-NH4	mg/L	12.8	12.0	12.0	13.0	13.0	14.4	13.0	13.0	17.9	18.3	14.3	14.2	17.7	16.6	15.2	
N-NO3	mg/L	0.13	0.00	0.19	0.00	0.16	0.15	0.14	0.21	0.19	0.12	0.16	0.02	0.02	0.16	0.12	
P-tot	mg/L	58		70			61										
P-tot non-filtré	mg/L										73					65	
o-PO4	mg/L	64	58	56	58	58	58	66	67	67	64	52	53	55	55		
MES	mg/L		250		166	282		260	348		434	436		266		250	
MVES	mg/L		246		158	276		250	332		402	398		242		238	
pH			5.68						5.40				4.84		4.95	4.98	
Alc.	mgCaCO3/L								393			245				208	
Mg+2	mg/L																
K+	mg/L																
Ca+2	mg/L																
Cl-	mg/L							1900	1800		1800					1200	
Effluent																	
DCO	mg/L	57	57	59	49	35	46	49	41	63	74	55	41	47	46	46	
AGV	mgCOD/L																
NTK	mg/L	2.9		3.6			2.3										
NTK non-filtré	mg/L									2.00					4.20		
N-NH4	mg/L	0.30	0.30	0.04	0.06	0.10	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.39	0.00	0.60	0.09	
N-NO3	mg/L	2.10	1.07	0.13	0.02	0.71	0.48	0.02	0.39	0.12	0.11	0.64	0.18	0.02	1.00	0.11	
P-tot	mg/L	17.0		7.1			9.0										
P-tot non-filtré	mg/L									11.3						9.5	
o-PO4	mg/L	17.0	8.6	6.1	4.0	5.4	8.0	7.8	8.0	10.8	8.8	10.7	14.0	8.8	7.7	6.0	
MES	mg/L		2		63	20		30	37		58	43		28		37	
MVES	mg/L		2		61	18		18	37		50	39		28		34	
pH			8.25				8.00		8.62				7.75		8.11	8.48	
Alc.	mgCaCO3/L								550			500				410	
Mg+2	mg/L																
K+	mg/L																
Ca+2	mg/L									1800	1800		1800			1300	
Cl-	mg/L																
Liq. mère																	
DCO	mg/L	48	14nFPA1		60	14nFPA1		44	14n		14nFPA1						
AGV	mgCOD/L																
NTK	mg/L	2.5		1.2			1.9										
NTK non-filtré	mg/L									580.0					334.0		
N-NH4	mg/L	0.44		0.00			0.03			0.00					0.01		
N-NO3	mg/L	1.58		0.37			0.87			0.02					1.56		
P-tot	mg/L	10		14			11										
P-tot non-filtré	mg/L									595					326		
o-PO4	mg/L	11.0		12.7			8.6			6.6					14.0		
o-PO4 (non-filtré)	mg/L	239		171.3			238.4			287.4					168		
o-PO4 (filtré)	mg/L	250		184			248			294					182		
Spaly-P	mgP/mgMES	5.3		5.4			6.2			5.6					5.9		
SP précipité	mgP/mgMES									2.7					2.1		
MES	mg/L	6347	5727	4710	5877	6123	5844	5830	7704	7360	6754	6083			4100	3397	
MVES	mg/L	4394	3547	3194	3967	4190	3830	3910	5340	5094	4690	4234			2864	2500	
MES/MVES		1.44	1.49	1.47	1.47	1.46	1.47	1.49	1.44	1.45	1.44	1.44			1.43	1.36	
MB	mgP/mgMES	55		72			87			108		115			78		
pH		8.20	8.50				8.00		8.34	8.20	7.94	8.04			8.11	8.28	
Alc.	mgCaCO3/L								560			463				390	
Mg+2	mg/L																
K+	mg/L																
Ca+2	mg/L																
Cl-	mg/L								1700	1700		1800				1300	
ENLEVEMENT																	
DCO	mg/L	1301	1195	1444	1454	1462	1468	1443	2079	2014	1954	1961	1713	1567	1650	1671	
NTK non-filtré	mg/L									24					55.1		
o-PO4	mg/L	47.0	49.4	49.9	54.0	50.6	50.0	50.2	58.0	56.2	58.2	53.3	58.0	46.2	47.3	46.5	
o-PO4	mg/L	73.4	65.2	69.1	63.1	60.4	66.2	66.6	87.9	83.9	86.9	82.3	73.1	87.2	86.0	85.3	
P-tot non-filtré	mg/L									61.7					55.3		
P-tot non-filtré	mg/L									64.5					65.3		

Tableau 3.1 RBS-3, jour 0 à 310 (suite)

RBS-3	Day	Date												
		20-08	20-08	20-08	20-08	20-08	20-08	20-08	20-08	20-08	20-08	20-08	20-08	20-08
Affluent	Unit	M4	M6	M8	M1	M3	M10	M12	M16	M17	M18	M19	M20	M21
DCO	mg/L	1717	1685	1755	1761	1761	1847	1728	1667	1679	1462	1467	1554	1511
AGV	mgCOD/L									1154				
NTK	mg/L					25								
NTK non-filtré	mg/L		61						56			77		
N-NH4	mg/L	17.2	16.8	19.0	20.0	19.0	21.0	20.0	21.0	21.0	21.0	21.0	20.0	23.5
N-NO3	mg/L	0.03	0.11	0.00	0.03	0.13	0.00	0.00	0.13	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00
Ptot	mg/L					96								
Ptot non-filtré	mg/L		106				104			106				
o-PO4	mg/L	95	97	96	90	90	89	90	89	91	85	86	85	87
MES	mg/L	342	368	264	244	256	208	886	380	338	336	234	302	304
MVES	mg/L	300	318	252	224	208	176	600	324	306	298	224	264	270
pH		5.08	4.87		5.06	5.27	5.11	5.00	4.87	4.82	5.03	4.98	4.96	5.12
Alc.	mgCaCO3/L	233			283			250	208			206		240
Mg+2	mg/L													
K+	mg/L													
Ca+2	mg/L													
Cl-	mg/L	1200			1300			1300	1200			1300		1300
Effluent														
DCO	mg/L	46	62	63	63	90	117	60	68	108	79	65	90	60
AGV	mgCOD/L													
NTK	mg/L					4.1								
NTK non-filtré	mg/L		3.70				0.00			7.00				
N-NH4	mg/L	0.05	0.04	0.10	2.10	1.70	0.27	0.22	0.26	2.27	0.22	0.35	0.31	0.61
N-NO3	mg/L	0.12	0.02	0.55	0.88	0.57	0.64	0.68	0.94	0.86	1.39	2.15	2.36	3.00
Ptot	mg/L					28.0								
Ptot non-filtré	mg/L		31.0				36.0			50.0				
o-PO4	mg/L	26.0	29.0	30.0	30.0	25.0	31.0	31.0	30.0	23.0	25.0	24.0	18.0	21.1
MES	mg/L	51	37		32	72	31	21	37	75	27	35	44	41
MVES	mg/L	29	32		26	62	23	17	24	50	20	22	31	19
pH		8.02	7.86		7.92	8.02	7.70	8.01	7.92	7.93	7.88	7.81	7.72	7.93
Alc.	mgCaCO3/L	415			418			395	371			318		316
Mg+2	mg/L													
K+	mg/L													
Ca+2	mg/L													
Cl-	mg/L	1300			1300			1300	1300			1300		1300
Liq.mètre														
DCO	mg/L													
AGV	mgCOD/L													
NTK	mg/L					2.3								
NTK non-filtré	mg/L		292.0				265.0			444.0				
N-NH4	mg/L		0.06			0.08	0.14			2.30			0.36	
N-NO3	mg/L		0.02			0.21	2.18			3.45			5.97	
Ptot	mg/L					29								
Ptot non-filtré	mg/L		332				388			578				
o-PO4	mg/L		33.0			27.0	31.0			23.0			21.0	
o-PO4 non-filtré	mg/L		159			177	218			239			257	
o-PO4 filtré	mg/L		182			204	249			262			278	
Wash-P	mgP/m3		5.3			5.7	7.1			7.1			7.8	
SP précipité	mgP/m3		1.8				1.8			4.8				
MES	mg/L	3594	4360	4304	4710	4810	4747	4960	4737	5154	4640	4650	5225	5238
MVES	mg/L	2510	2880	2930	3053	3100	3090	3217	3047	3367	2620	2905	3313	3315
MES/MVES		1.43	1.46	1.47	1.54	1.58	1.54	1.54	1.55	1.52	1.59	1.60	1.58	1.56
IVB	mgP/m3		46			39	29			24				
pH		7.49	8.09		7.92	7.94	8.09			7.75	7.55		7.61	
Alc.	mgCaCO3/L	423			453			386	346			303		301
Mg+2	mg/L					0.07								
K+	mg/L					65								
Ca+2	mg/L					32								
Cl-	mg/L	1300			1300			1300	1200			1400		1300
ENLEVEMENT														
DCO	mg/L	1671	1623	1692	1698	1671	1730	1668	1598	1571	1363	1402	1464	1451
NTK non-filtré	mg/L		57.3							70.0				
o-PO4	mg/L	69.0	68.0	66.0	60.0	65.0	58.0	59.0	59.0	68.0	59.5	62.0	67.0	65.8
o-PO4	mg/L	72.6	70.1	68.8	68.7	72.2	65.2	65.6	66.3	74.7	70.4	72.1	78.8	75.7
Ptot non-filtré	mg/L		75.0				68.0			56.0				
Ptot non-filtré	mg/L		70.8				65.4			52.8				

Tableau 3.1 RBS-3, jour 0 à 310 (suite)

RBS-3		Date	1-03-08	11-03-08	24-03-08	29-03-08	26-04-08	23-04-08	23-04-08	5-05-08	7-05-08	6-06-08	12-06-08	23-06-08	26-06-08	
Affluent			126	126	136	137	140	142	144	147	148	151	154	164	168	
			Filtré	Filtré	Filtre	Filtre	Filtre	Filtre	Filtre	Filtre	Filtre	Filtre	Filtre	Filtre	Filtre	
DCO	mg/L		1190	1039	1528	1597	1548	1624	2354	2395	2134	2004	2148	2066	2069	
AQV	mgCOD/L															
NTK	mg/L															
NTK non-filtré	mg/L			147	122			81			48					
N-NH4	mg/L		14.0	5.3	26.0	26.0	25.0	26.0	9.0	10.2	5.0	9.4	3.3	4.7	6.6	
N-NO3	mg/L		0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.19	0.00	0.24	0.22	0.29	0.23	0.00	0.02	
P-tot	mg/L															
P-tot non-filtré	mg/L			95	109			95			92					
o-PO4	mg/L		83	83	90	87	86	81	81	85	81	86	87	63	64	
MES	mg/L		274	292	152	314	354	484	402	292	322	326	394		278	
MVES	mg/L		238	244	135	298	352	422	378	262	268	304	378		266	
pH			5.65	6.10	4.88	5.10	5.09	5.01	5.42	5.42	5.98	5.57	4.95	5.05	5.03	
Alc.	mgCaCO3/L		250			215	220			410					273	
Mg+2	mg/L				11						10(+90)					
K+	mg/L				68						110					
Ca+2	mg/L				125						94					
Cl-	mg/L		1200			1400	1600			1200			1600		1200	
Effluent																
DCO	mg/L		87	100	79	95	67	75	92	107	104	20	30	25	22	
AQV	mgCOD/L															
NTK	mg/L															
NTK non-filtré	mg/L			38.00				4.40			6.20					
N-NH4	mg/L		1.28	0.50	0.42	0.50	0.50	0.64	0.21	0.18	0.21	0.21	0.69	0.71	1.33	
N-NO3	mg/L		4.34	3.31	2.32	1.47	0.83	0.94	0.45	0.13	0.13	0.14	0.18	0.13	0.11	
P-tot	mg/L															
P-tot non-filtré	mg/L			29.0	18.2			13.0			10.5					
o-PO4	mg/L		18.7	21.2	14.4	12.0	12.3	10.8	9.8	9.9	8.3	6.7	8.5	4.7	6.6	
MES	mg/L		62	86	54	15	21	45	44	40	93	40	29		30	
MVES	mg/L		50	80	32	6	18	26	34	35	60	34	19		26	
pH			7.79	7.79	7.68	8.03	8.06	7.94	8.08	8.18	8.31	8.31	8.23	8.08	8.16	
Alc.	mgCaCO3/L		305			240	270			540			445		552	
Mg+2	mg/L				38						36					
K+	mg/L				40						60					
Ca+2	mg/L				75						50					
Cl-	mg/L		1200			1500	2000			1400			2000		1400	
Liq. morte																
DCO	mg/L							107								
AQV	mgCOD/L															
NTK	mg/L															
NTK non-filtré	mg/L			392.0	410.0			421.0			480.0					
N-NH4	mg/L			0.14	0.18			0.10			0.11					
N-NO3	mg/L			3.81	3.43			1.33			0.11					
P-tot	mg/L															
P-tot non-filtré	mg/L			398	583			671			764					
o-PO4	mg/L			24.0	22.5			12.3			10.2					
o-PO4/Precipité	mg/L			244	267.5			327.7			364.8					
o-PO4/nitrosurepage	mg/L			268	290			340			375					
Spoly-P	mgP/MES			9.9	8.8			10.6			8.4					
MP précipité	mgP/MES			2.0	5.1			5.2			4.2					
MES	mg/L		4394	4100	4623	4637	4187	5167	5120	6140	7123	6827	7327		5683	
MVES	mg/L		2693	2450	2747	2744	2540	3107	3200	3880	4360	4204	4583		3920	
MES/MVES			1.63	1.67	1.68	1.69	1.65	1.66	1.60	1.58	1.63	1.52	1.60		1.45	
NB	mgP/MES			29	25			23			17					
pH			7.75	7.68	7.65			7.92			8.31		8.11		7.83	
Alc.	mgCaCO3/L		203			240	270			555			485		515	
Mg+2	mg/L				44						36					
K+	mg/L				40						68					
Ca+2	mg/L				70						44					
Cl-	mg/L		1300			1500	1200			1200			2000		1200	
ENLEVEMENT																
DCO	mg/L		1103	939	1449	1502	1481	1549	2262	2288	2030	1984	2118	2041	2047	
NTK non-filtré	mg/L			109.0				76.6			41.6					
o-PO4	mg/L		64.3	61.8	75.6	75.0	73.7	75.2	71.4	75.1	72.7	79.3	78.5	78.4	77.1	
o-PO4	mg/L		77.5	74.5	84.0	86.2	85.7	87.4	88.1	88.4	89.8	92.2	90.2	84.4	82.2	
P-tot non-filtré	mg/L			66.0				82.0			81.5					
P-tot non-filtré	mg/L			89.5				86.3			88.6					

Tableau 3.1 RBS-3, jour 0 à 310 (suite)

RBS-3		20-08	20-10	20-10	21-12	19-11
Date		20-08	20-10	20-10	21-12	19-11
JUL		275	267	268	268	270
Affluent		Filtré	Filtré	Filtré	Filtré	ARRÊT
DCO	(mg/L)	1016	1705	1273		
AGV	(mgCOD/L)					
NTK	(mg/L)					
NTK non-filtré	(mg/L)	62		73	52	
N-NH ₄	(mg/L)	22.9		21.0	25.0	
N-NO ₃	(mg/L)	0.08		0.00		
P-tot	(mg/L)					
P-tot non-filtré	(mg/L)	92		92	65	
o-PO ₄	(mg/L)	77	73	82	63	
MES	(mg/L)					
MVES	(mg/L)					
pH		6.45	6.60	6.96	6.75	
Al ³⁺	(mgCaCO ₃ /L)					
Mg ⁺²	(mg/L)					
K ⁺	(mg/L)					
Ca ⁺²	(mg/L)					
Cl ⁻	(mg/L)					
Effluent						
DCO	(mg/L)	13	13	134		
AGV	(mgCOD/L)					
NTK	(mg/L)					
NTK non-filtré	(mg/L)	3.83		4.67	3.79	
N-NH ₄	(mg/L)	0.14		0.05		
N-NO ₃	(mg/L)	1.81		1.87		
P-tot	(mg/L)					
P-tot non-filtré	(mg/L)	10.4		18.1	71.4	
o-PO ₄	(mg/L)	8.3	9.6	15.9	67.9	
MES	(mg/L)	18	15	14		
MVES	(mg/L)	14	11	11		
pH		8.14	8.05	8.01	6.60	
Al ³⁺	(mgCaCO ₃ /L)					
Mg ⁺²	(mg/L)					
K ⁺	(mg/L)					
Ca ⁺²	(mg/L)					
Cl ⁻	(mg/L)					
Liq.mètre						
DCO	(mg/L)					
AGV	(mgCOD/L)					
NTK	(mg/L)					
NTK non-filtré	(mg/L)	236.6		243.0	324.1	
N-NH ₄	(mg/L)	0.11		0.00		
N-NO ₃	(mg/L)	2.37		2.26		
P-tot	(mg/L)					
P-tot non-filtré	(mg/L)	504		436	485	
o-PO ₄	(mg/L)	9.7	11.0	20.1	81.7	
o-PO ₄ (précipité)	(mg)	239.9	184.4	205.5	119.6	
o-PO ₄ (non-précipité)	(mg)	249.6	195.4	225.6	201.3	
Spéci-P	(mgP/mVES)	8.7	7.8	9.2	3.3	
SP précipité	(mgP/mVES)	4.0		4.0		
MES	(mg/L)	4992	4256	4115	5208	
MVES	(mg/L)	2768	2369	2229	3600	
MES/MVES		1.80	1.80	1.85	1.45	
IVB	(mgP/mVES)	18	18	15		
pH		8.05	8.14	7.96	6.53	
Al ³⁺	(mgCaCO ₃ /L)					
Mg ⁺²	(mg/L)					
K ⁺	(mg/L)					
Ca ⁺²	(mg/L)					
Cl ⁻	(mg/L)					
ENLEVEMENT						
DCO	(mg/L)	1003	1652	1139		
NTK non-filtré	(mg/L)	57.8		66.2		
o-PO ₄	(mg/L)	69.0	63.5	65.7	14.8	
o-PO ₄	(mg)	89.2	86.9	80.5	17.9	
P-tot non-filtré	(mg/L)	82.1		74.3	16.1	
P-tot non-filtré	(mg)	88.6		80.4	16.4	

3.2.3 Jours 0 à 81: démonstration de la faisabilité et de la stabilité du procédé

Le but recherché au cours de cette première étape d'expérimentation était de démontrer l'efficacité du traitement ainsi que la stabilité du procédé sur une longue période. Il est à noter que le régime permanent pour un réacteur biologique séquentiel est atteint lorsque l'opération s'est maintenue sur une période d'environ 4 fois l'âge de boues, donc ici après 80 jours.

Le démarrage du réacteur a révélé une acclimatation rapide de la biomasse à l'effluent du bassin tampon. Cet effluent fut alimenté à 50% de sa concentration durant les sept premiers jours de façon à faciliter l'acclimatation de la biomasse d'un effluent municipal faiblement chargé à un effluent industriel très chargé. L'efficacité d'enlèvement de la DCO a rapidement atteint 97% et s'est maintenue à ce niveau par la suite. La DCO était consommée rapidement en début de cycle, notamment la fraction des AGV, comme le montre l'échantillonnage du jour 37 (tableau A1.4). L'enlèvement de l'azote total filtré et non-filtré s'est situé à environ 90%, alors que de la nitrification durant la première période aérobie et de la dénitrification pendant les deux périodes non aérées furent observées. L'efficacité d'enlèvement des orthophosphates a oscillé entre 85% et 92%, alors que la concentration à l'alimentation de 55 à 65 mg o-PO₄/l était abaissée à environ 5 mg/l dans le surnageant. Le pourcentage moyen de polyphosphates dans la biomasse a augmenté rapidement de 0,14% (résultat non présenté) à 2,2% après seulement 9 jours d'opération, puis graduellement par la suite pour atteindre près de 6,0% à partir du jour 37. Les mesures de répartition du phosphore dans la biomasse ont montré que le phosphore sous forme précipitée contribue pour environ 25% à 30% du phosphore particulaire, et les polyphosphates pour environ 50%. La fraction de phosphore considérée précipitée n'est estimée que par bilan sur la biomasse, et peut être composée

d'un précipité de phosphore adsorbé sur les floccs ou tout simplement du phosphore adsorbé sur la biomasse.

Les suivis intensifs réalisés durant cette période montrent un recaptage du phosphore en fin de première période non aérée. Ce recaptage peut être attribué à une précipitation chimique du phosphore ou à un léger entraînement d'oxygène dans le réacteur permettant un recaptage du phosphore par la biomasse. Ce point sera discuté plus en détail ultérieurement.

Les boues produites par la déphosphatation biologique offrent d'excellentes caractéristiques de décantabilité (IVB d'environ 50 ml/g MES, et MVES à l'effluent autour de 25 mg/l), les boues étant vraisemblablement lestées par leur teneur élevée en phosphore (jusqu'à 8,0% g P/g MES au jour 65).

L'analyse des résultats indique qu'il existe une corrélation entre la concentration en biomasse dans le réacteur et la DCO dans l'alimentation. Par contre, une augmentation de la DCO à l'affluent n'engendre pas une amélioration de l'enlèvement du phosphore malgré une plus forte croissance microbienne et malgré la présence d'une plus grande source de carbone permettant de construire des réserves supérieures de PHA. Un accroissement de la DCO a plutôt comme effet de faire diminuer la concentration observée en polyphosphate, même si la concentration en orthophosphate à la fin du test de relargage est la même. Cette diminution des polyphosphates provient de l'augmentation des MVES, alors que la capacité d'enlèvement du phosphore (soit le phosphore relargué lors du test de relargage) demeure la même.

L'élimination de la DCO et du phosphore se réalise de façon satisfaisante. Par contre, l'élimination de l'azote est pratiquement trop importante, ce composé pouvant même être limitant pour le développement de la biomasse, même si la

population déphosphatante montre un faible taux de croissance. Ainsi, en quelques occasions (ex. jour 30), la concentration en azote ammoniacal, en nitrates et en NTK solubles était très faible dans le surnageant, pouvant refléter une carence en azote. Cette carence peut également devenir plus importante lorsque la biomasse montre une croissance élevée, comme lorsque la DCO de l'alimentation augmente.

Les 81 jours d'opération accumulés montrent la faisabilité de la déphosphatation biologique de l'effluent d'Agropur. Ces 81 jours (plus de 4 fois l'âge de boues) prouvent également la stabilité du procédé de déphosphatation biologique, malgré le pH élevé (jusqu'à 8.66) observé en fin de première période aérée.

Conclusions

- L'épuration d'un effluent industriel du type Agropur par un procédé de boues activées réalisant de la déphosphatation biologique et opéré en mode RBS est réalisable;
- l'opération d'un RBS de déphosphatation biologique s'effectue de façon stable sur une longue période;
- la précipitation du phosphore est importante pour ce type d'effluent, alors qu'environ 25% à 35% de l'enlèvement du phosphore est le résultat de la précipitation;
- une première période non aérée de 3 heures semble suffisante pour l'assimilation de toute la matière organique peu complexe;

- la concentration en azote dans l'alimentation est peut-être limitante, surtout lorsque la biomasse montre une forte croissance;
- l'acidification de l'alimentation à un pH d'environ 5,5 permet d'obtenir un pH inférieur à 7,3 durant la première période non aérée, tout en limitant généralement la hausse du pH en période aérée à moins de 8,2, bien que d'importantes variations sont enregistrées sur ce paramètre;
- la hausse du pH à plus de 8,6 en période aérée ne semble pas influencer négativement la déphosphatation.

Suite à la démonstration de faisabilité et de stabilité du procédé, il est important d'effectuer une optimisation de l'enlèvement du phosphore de manière à obtenir l'effluent le moins concentré en phosphore tout en alimentant l'affluent le plus chargé possible en phosphore. Cette optimisation peut s'effectuer en agissant sur deux types de variables, soit en modifiant les conditions opératoires du réacteur ou en modifiant la composition de son alimentation. Les différentes étapes de l'optimisation du procédé ont été réalisées entre les jours 82 et 310. Cette optimisation a également nécessité l'opération d'un second réacteur de déphosphatation biologique (RBS-6) ainsi que la réalisation de deux séries d'essais en discontinu.

3.2.4 Jours 82 à 93: augmentation de la concentration en orthophosphates dans l'alimentation

Puisque la concentration future en phosphore de l'effluent d'Agropur est estimée à une valeur d'environ 100 mg/l à 150 mg/l, il est intéressant de déterminer le maximum d'enlèvement en phosphore permis par la déphosphatation biologique

en RBS. Pour ce faire, la concentration en orthophosphates fut augmentée de 55-60 mg/l à environ 85 mg/l à l'aide d'acide phosphorique, tout en maintenant le même cycle d'opération.

L'augmentation de la concentration en phosphore a entraîné immédiatement une augmentation de l'enlèvement des orthophosphates de plus de 15 mg/l (environ 50 mg/l pour les jours 0 à 81, puis en moyenne 65 mg/l après l'ajout d'acide phosphorique). Cette amélioration de l'enlèvement peut difficilement être attribuable à une amélioration de la déphosphatation biologique, puisque la concentration en polyphosphates de la biomasse ainsi que les MVES sont demeurées à peu près constantes suite à la modification de l'alimentation. La fraction de phosphore précipitée est également demeurée relativement constante. Il est par contre à noter que la valeur obtenue lors du calcul de la fraction de phosphore précipitée comporte une erreur importante qui peut expliquer que l'augmentation de l'enlèvement ne soit pas accompagnée d'une amélioration de l'élimination biologique et physico-chimique (voir section 3.3.6.2 pour plus de détails). Durant cette période, le surnageant recueilli contenait de 25 à 30 mg o-PO₄/l.

Une analyse des principaux métaux impliqués dans le processus de déphosphatation biologique (Mg, K, Ca) durant les échantillonnages intensifs des jours 86 et 93 permet de constater que, conformément à la littérature, le magnésium et le potassium sont co-transportés avec le phosphore, alors que le calcium ne semble pas jouer un rôle important dans le transport du phosphore. Le rapport molaire mesuré entre le relargage du magnésium et celui du phosphore est de 0.3 mol Mg⁺²/mol P, le même rapport étant obtenu pour le potassium. Ce rapport est également de 0,30 pour les deux cations durant le processus de recaptage en période aérée. Les résultats montrent aussi que durant le recaptage du phosphore, le magnésium est entièrement consommé et

semble devenir limitant environ 1h30 après le début de la première période aérée.

Conclusions

- Une augmentation de la concentration en orthophosphates à l'affluent entraîne nécessairement une augmentation de l'élimination du phosphore mais diminue l'efficacité d'enlèvement;
- le magnésium et le potassium sont co-transportés avec le phosphore selon un rapport de 0.3 mol cation/mol P pour le relargage et le recaptage, alors que le calcium ne semble ni relargué, ni recapté;
- le magnésium semble devenir limitant pour le recaptage du phosphore durant la première période aérée;
- le recaptage du phosphore est encore faiblement observé après les trois premières heures d'aération.

3.2.5 Jours 94 à 128: première modification de la cyclologie d'opération (3/4/1/2,5/1,5)

Les résultats obtenus durant les 93 premiers jours d'expérimentation montrent que la seconde période non aérée permet de réaliser une dénitrification efficace du milieu, alors que la concentration en nitrates à la fin de cette période est toujours abaissée à près de 0 mg/l. Par contre, puisque la concentration en nitrates au début de cette période est faible (toujours moins de 2 mg/l), il n'est pas nécessaire de réaliser la dénitrification du milieu de réaction. De plus, puisque la concentration en azote dans le système est peut-être limitante, il est

souhaitable de conserver le maximum d'azote dans le système pour répondre à la demande relative à la synthèse microbienne jusqu'à la fin du cycle.

L'analyse des profils de relargage et de recaptage du phosphore entre les jours 0 et 93 indique quant à elle que la seconde période anaérobie semble peu utile. En effet, très peu de relargage de phosphore y est observé, probablement dû à l'absence d'une quantité suffisante de DCO facilement assimilable dans cette partie du cycle, la DCO étant entièrement consommée durant la première période non aérée ainsi qu'au début de la première période aérobie (voir, par exemple, le suivi du jour 79). Il est également possible de constater que le taux de recaptage du phosphore après les trois premières heures aérées semble relativement élevé, indiquant qu'il reste probablement encore des réserves de PHA à ce moment, mais que l'apparition de la seconde période anoxie/anaérobie empêche un recaptage optimal.

Dans le but de diminuer les pertes d'azote par dénitrification et afin de maximiser le recaptage du phosphore, il fut décidé d'augmenter la durée de la première période aérobie d'une heure et de réduire d'autant la seconde période non aérée, qui ne dure alors plus qu'une heure. Le nouveau cycle d'opération est alors décrit par la séquence 3/4/1/2,5/1,5, l'ordre des périodes étant le même que précédemment.

Une semaine après la modification de la cyclologie (jour 100), une importante augmentation de la concentration en polyphosphates dans la biomasse est observée (hausse de 1,4%), alors que la précipitation montre une légère baisse (0,2%). Les semaines subséquentes montrent une augmentation continue du contenu en polyphosphates de la biomasse, alors que le phosphore précipité est également à la hausse mais montre d'importantes variations pouvant provenir d'erreurs liées à l'échantillonnage. La précipitation joue un rôle important dans

l'élimination du phosphore, alors que plus de 20% du phosphore particulaire se retrouve sous forme précipitée au jour 128. L'enlèvement du phosphore se maintient à environ 65 mg/l durant cette période, avec un surnageant contenant 20 à 25 mg/l d'orthophosphates, soit environ 5 mg/l de moins qu'avant la modification de la cyclologie.

La modification apportée au cycle de traitement semble donc avoir porté fruit, alors que l'enlèvement des orthophosphates passe d'environ 70% entre les jours 82 et 93 à plus de 75% pour les jours 100 à 128, malgré une diminution de la concentration en orthophosphates dans l'alimentation de 5-10 mg/l. La concentration en polyphosphates dans la biomasse augmente jusqu'à 9.9% au jour 128 (figure 3.2) principalement à cause d'une diminution des MVES, alors que la concentration en orthophosphates relargués augmente plus modérément jusqu'à 257 mg/l au jour 114 puis redescend à 244 mg/l au jour 128, ce qui explique que, malgré la forte augmentation de la concentration en polyphosphates, l'amélioration de l'enlèvement des orthophosphates est plus modeste.

L'augmentation du contenu en phosphore de la biomasse suite à la modification de la cyclologie est facilement observable puisque la concentration totale en phosphore de la liqueur mixte passe d'environ 8% g P/g MES au jour 79 à 9,6% g P/g MES au jour 128, pour une même concentration en MES. Puisque l'élimination du phosphore du procédé s'effectue à partir de la purge de liqueur mixte, une augmentation du contenu en phosphore de la biomasse ($P_{org.}$ et $P_{préc.}$) résulte nécessairement en une amélioration de l'enlèvement du phosphore.

Le suivi intensif du 26 avril (jour 107) semble démontrer que le recaptage s'effectue encore en fin de première période aérée malgré l'allongement de cette période apporté au jour 94, et que le faible relargage observé en seconde

période non aérée n'est pas compensé par un recaptage significatif lors de la deuxième période aérobie. Par contre, une bonne dénitrification est observée lors de la seconde période anoxie/anaérobie puisque les nitrates sont alors complètement éliminés du système. Il est donc possible qu'il se produise une faible fermentation de la DCO complexe ou provenant de la lyse cellulaire, cette source de carbone étant minime mais suffisante pour réaliser la dénitrification. Il est également possible que la DCO consommée durant la seconde période anoxie/anaérobie pour réaliser la dénitrification provienne des dernières réserves de PHA des organismes déphosphatants-dénitrifiants, et qui auraient pu servir à recapter le phosphore si la première aérée avait été plus longue.

Durant la période d'opération comprise entre les jours 94 et 128, la présence d'un précipité solide sous forme de granules ambrées fut remarquée dans le réacteur. Le prélèvement d'une fraction de ce précipité au fond du réacteur à l'aide d'une pompe fut effectué au jour 128. La composition de ce précipité se révéla être la suivante:

Tableau 3.2 Analyse du précipité granulaire du RBS-3

ÉLÉMENT	COMPOSITION MASSIQUE MESURÉE	COMPOSITION MASSIQUE THÉORIQUE		
		hydroxyapatite	carbonate de calcium	struvite
		$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$	CaCO_3	MgNH_4PO_4
	% (g/g)	% (g/g)	% (g/g)	% (g/g)
P	0.0155	18.5	0	22.6
Ca	27.6	39.9	40.0	0
Mg	0.474	0	0	17.7
K	8.22	0	0	0
N	0.0017	0	0	10.2
reste	63.69 (CO_2 présent)	41.6 (O+H)	60.0 (CO3)	49.5 (O+H)
somme	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Le précipité est donc composé principalement de calcium (27%) et d'un peu de potassium (8%). Par contre, très peu de magnésium, de phosphore et d'azote

sont présents, ce qui rejette l'hypothèse de formation de struvite. Un test d'ajout d'acide sulfurique a permis d'identifier la présence de carbonate dans le précipité. Le précipité est donc composé principalement de carbonate de calcium, alors qu'un maximum de 0,1% (g/g) pourrait être de l'hydroxyapatite. La présence de 8,2% de potassium dans ce précipité demeure pour l'instant inexplicée.

Les bilans réalisés pour le calcul de la fraction de phosphore précipité dans la biomasse montrent la présence de phosphore sous une forme jusqu'ici appelée précipitée, responsable d'une fraction importante de la déphosphatation observée. Malgré les résultats des analyses du précipité granulaire prélevé dans le réacteur montrant une très faible concentration en phosphore, la précipitation du phosphore peut quand même avoir lieu, mais à la surface des flocs microbiens de sorte que le précipité formé serait aussitôt adsorbé sur la biomasse. Cette hypothèse est justifiable par le fait que la précipitation du phosphore dans un système de déphosphatation biologique est généralement conséquente à l'activité microbienne et est favorisée dans le RBS-3 par l'important relargage en période non aérée, le pH relativement élevé durant cette période (environ 7,1-7,3) et la concentration élevée en calcium dans l'alimentation (125 mg/l au jour 135, tableau 3.1). La précipitation peut également être stimulée en période aérobie lors du recaptage du phosphore (puisque le recaptage est important), ou en période non aérée lorsque de la dénitrification s'effectue. Ces deux phénomènes provoquent une hausse locale du pH à l'intérieur des flocs microbiens, créant une diminution de la solubilité des complexes phosphorés comme la struvite ($MgNH_4PO_4$) ou l'hydroxyapatite et donc, une augmentation de la précipitation de ces composés à l'intérieur des flocs. Finalement, il est possible qu'une partie du phosphore appelé précipité soit tout simplement adsorbée sur la biomasse sans être précipité ou assimilé par celle-ci.

Conclusions

La modification de la cyclologie d'opération du RBS-3 a permis:

- d'améliorer l'efficacité d'enlèvement du phosphore d'environ 5% malgré une diminution de la concentration en orthophosphates dans l'alimentation de 5-10 mg/l;
- d'augmenter la concentration en phosphore relargable de 177 mg/l (jour 93) à 257 mg/l (jour 114);
- de conserver une bonne dénitrification durant la seconde période non aérée malgré la diminution de sa durée de 1 heure;

De plus, l'opération du RBS-3 entre les jours 93 et 128 a permis:

- de récolter et d'analyser un précipité granulaire contenant peu de phosphore, indiquant que la précipitation du phosphore dans le RBS-3 a probablement lieu à l'intérieur des floccs microbiens, le précipité étant par la suite adsorbé sur ces floccs, ou bien que le phosphore est tout simplement adsorbé sur les floccs.

3.2.6 Jour 121: essais en discontinu sur la composition de l'alimentation

3.2.6.1 Objectifs et méthodologie

Après 128 jours d'opération stable légèrement optimisée, plusieurs questions demeurent sans réponse, notamment sur l'effet que pourrait avoir une modification de l'alimentation sur la déphosphatation. Les réponses à trois

questions ont alors été éclaircies à l'aide d'essais en discontinu, ces questions étant:

- 1) L'ajout de DCO supplémentaire permettrait-elle une amélioration de la déphosphatation biologique?
- 2) L'ajout de magnésium (qui semble déficitaire selon les résultats des jours 86 et 93) entraînerait-elle automatiquement un meilleur recaptage du phosphore en période aérée?
- 3) La concentration en azote dans l'alimentation est-elle suffisante pour combler les besoins de la biomasse?

Pour répondre à ces questions, une série de cinq essais discontinus fut réalisée en modifiant la composition de l'alimentation. Les modifications apportées à l'alimentation initiale provenant du baril de conservation de l'alimentation du RBS-3 étaient les suivantes:

- ▶ réacteur #1: aucune modification (réacteur témoin);
- ▶ réacteur #2: ajout de 1500 mg/l de DCO facilement assimilable, sous forme d'acétate de sodium;
- ▶ réacteur #3: ajout de 30 mg/l d'azote, sous forme de NH_4Cl ;
- ▶ réacteur #4: ajout de 30 mg Mg^{+2} /l, sous forme de MgCl_2 ;

- réacteur #5: ajout de DCO, d'azote et de magnésium, afin de déterminer les interactions possibles entre les différents ajouts.

Les réacteurs furent opérés de façon à reproduire la partie la plus importante du cycle de traitement du RBS-3, soit la première période non aérée agitée (3h) suivi de la première période aérée agitée (4h).

3.2.6.2 Résultats et discussion

Les résultats obtenus pour les 5 réacteurs sont présentés aux figures 3.7 à 3.11 et les données complètes sous forme tabulaire sont disponibles à l'annexe 2.

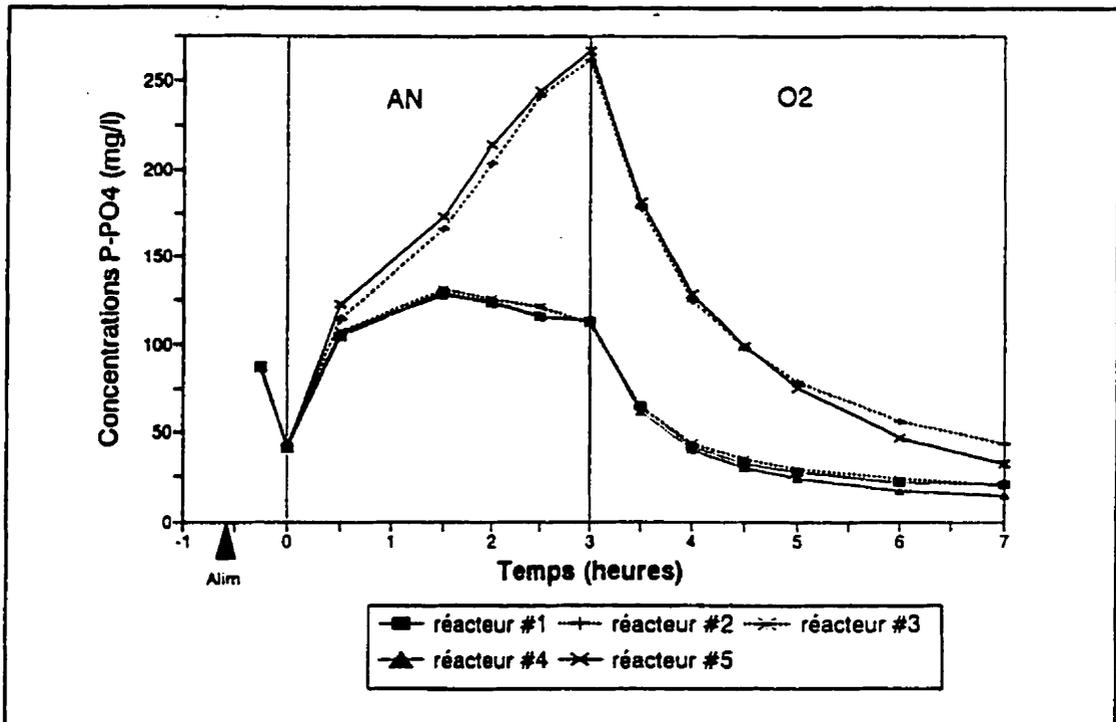
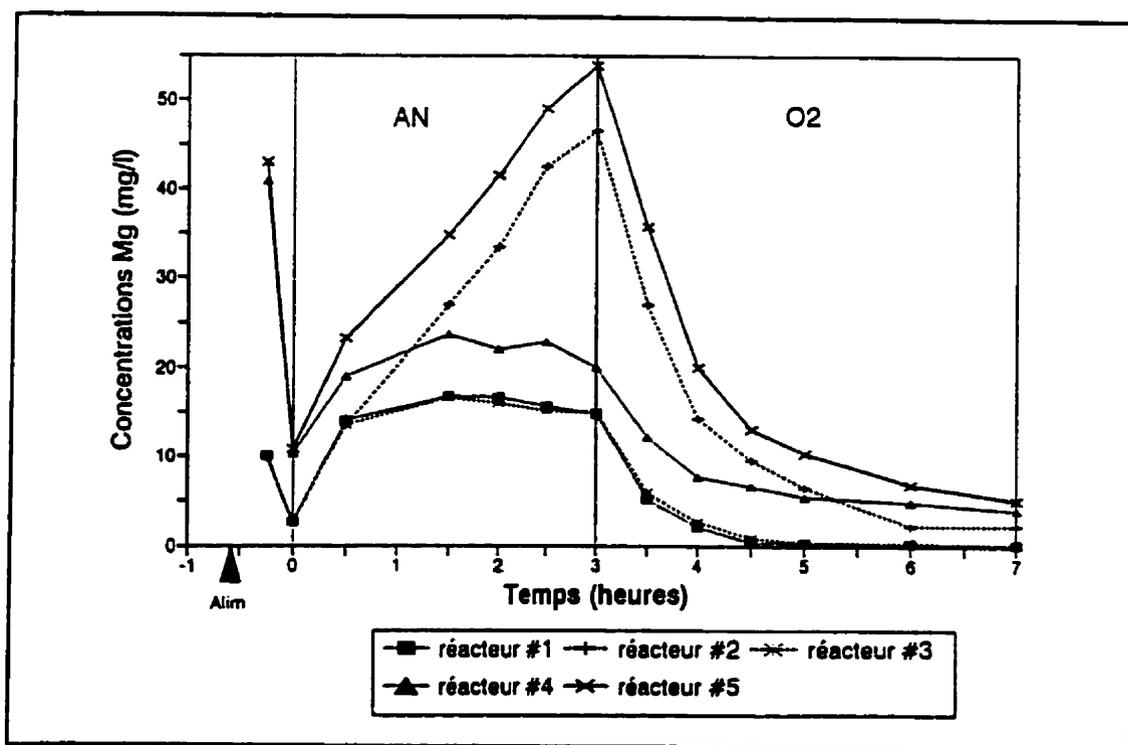
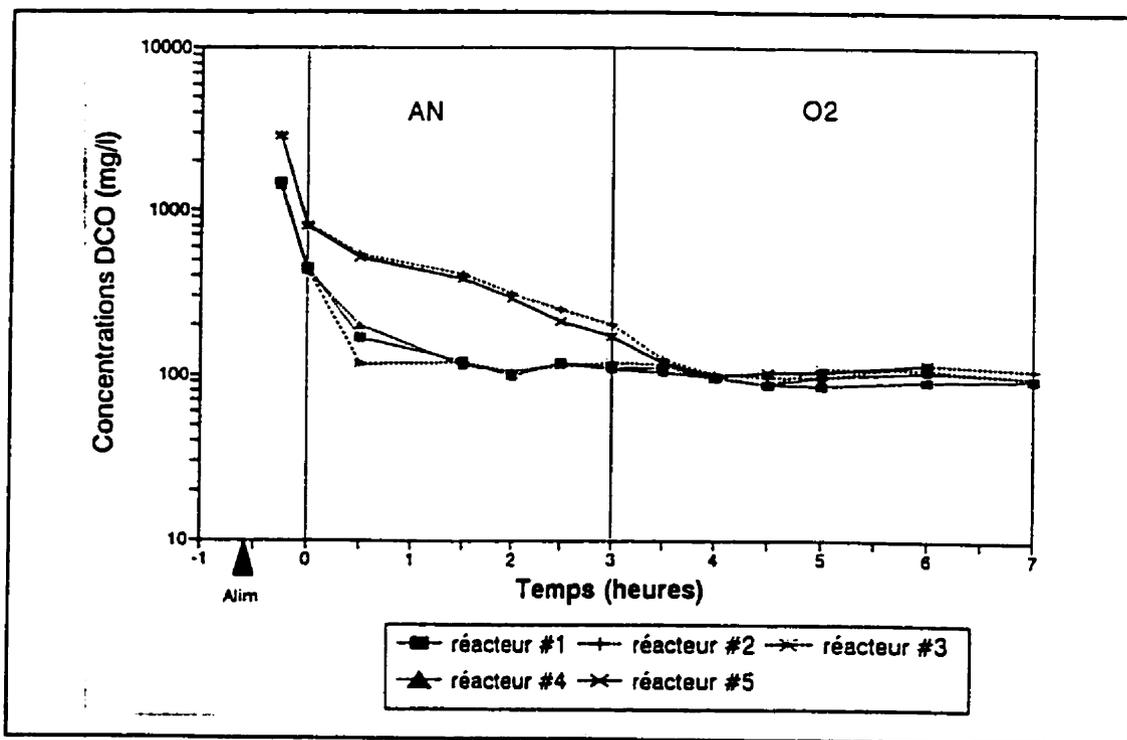


Figure 3.7 Profils des o-PO₄ pour l'essai discontinu du jour 121



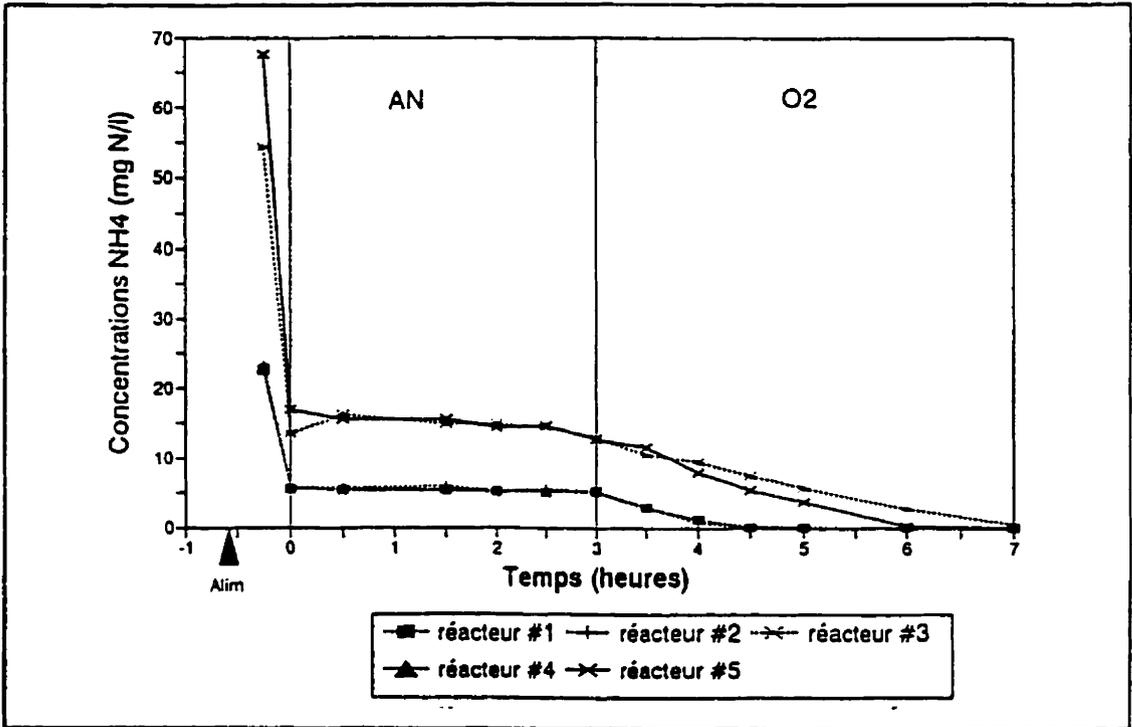


Figure 3.10 Profils de NH_4 pour l'essai discontinu du jour 121

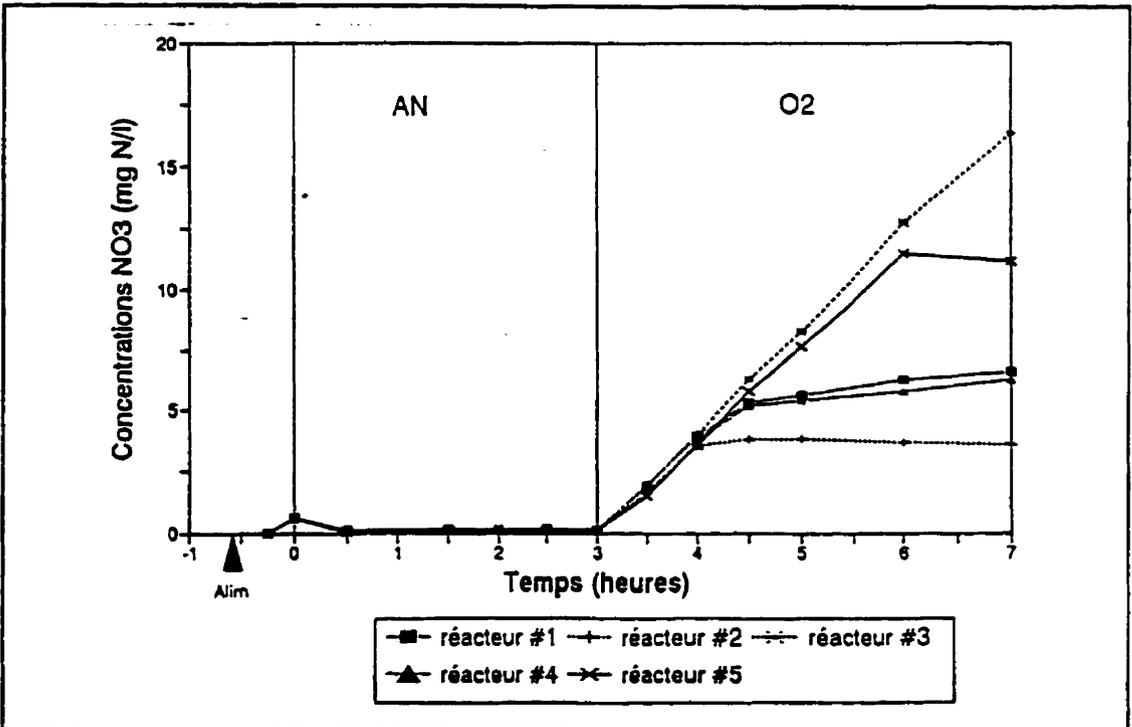


Figure 3.11 Profils de NO_3 pour l'essai discontinu du jour 121

a) Réacteur témoin

Le réacteur témoin montre un relargage significatif (jusqu'à 129 mg o-PO₄/l) durant les trois heures non aérées. Un phénomène de recaptage anaérobie du phosphore par la biomasse est observé après 1h30 d'opération, associé à une diminution de la concentration en magnésium soluble. Le rapport molaire entre la diminution des orthophosphates et du magnésium est de 1:0,16, alors qu'un rapport de 1:0,30 est observé dans le cas du recaptage en période aérée. La diminution de la concentration en orthophosphates peut donc être le résultat d'une précipitation associée à l'activité biologique, où le précipité formé pourrait être constitué en partie de magnésium (par exemple, de la struvite). Il est également possible que la configuration des réacteurs (Erlenmeyers ouverts à l'atmosphère avec agitation par barreau aimanté) provoque un léger entraînement d'air induisant un faible recaptage du phosphore, ce qui expliquerait la diminution de concentration en magnésium, utilisé comme co-transporteur d'orthophosphates. Cependant, ce phénomène seul ne peut expliquer la faible diminution mesurée de la concentration en magnésium. Enfin, il est possible que la diminution des orthophosphates en solution soit le résultat d'une précipitation (pas nécessairement avec le magnésium) et d'un recaptage biologique.

La période aérée permet à la biomasse de réaliser un bon recaptage du phosphore. Après 4 heures d'aération, le taux de recaptage est pratiquement nul et l'expérience est arrêtée. La biomasse utilisée montre un bon potentiel de déphosphatation, alors que le contenu en polyphosphates s'élève à 7,1%.

b) Ajout d'acétate

L'ajout d'acétate à l'alimentation devrait provoquer un plus grand relargage de phosphore couplé à une augmentation des réserves de PHA. Ces réserves

accrues devraient par la suite être utilisées en période aérobie lors du recaptage pour atteindre une concentration encore plus basse en orthophosphates.

Les résultats obtenus montrent que le relargage de phosphore est effectivement beaucoup plus important, la concentration en orthophosphates atteignant 262 mg/l après trois heures anaérobies. Au début de la période aérée, le recaptage est très rapide et ralentit progressivement par la suite. Après 4h d'aération, un recaptage significatif est encore observable. Par contre, la concentration en orthophosphates est toujours élevée, à 44 mg/l. Le taux de recaptage observé à la fin de la période aérée suggère qu'une augmentation de la durée de la période aérée ne permettrait pas une réduction de la concentration en orthophosphates qui rendrait la concentration finale comparable à celle du réacteur témoin, soit 20,7 mg P-PO₄/l. Donc, l'addition de 1500 mg/l de DCO sous forme d'acétate ne permet pas d'améliorer l'enlèvement du phosphore lors d'un essai en discontinu ne recréant qu'un seul cycle d'opération.

À plus long terme, l'ajout d'acétate devrait entraîner une forte croissance microbienne, ainsi qu'une augmentation des réserves globales de PHA de la biomasse durant la première période non aérée du cycle de traitement. Ces réserves accrues de PHA devraient alors permettre un relargage de phosphore supérieur, suivi d'un meilleur recaptage des orthophosphates pendant les périodes aérobies subséquentes. Cette hypothèse pourra être vérifiée ultérieurement avec l'opération du RBS-6.

c) Ajout d'azote

L'hypothèse émise ici était que la concentration normale en azote total dans l'alimentation se situant aux environs de 65 mg/l serait parfois insuffisante et deviendrait limitante pour le métabolisme microbien normal durant l'opération du

RBS-3. En effet, le rapport massique $\text{DBO}_5\text{:N:P}$ suggéré pour la synthèse microbienne est d'environ 100:5:1. L'alimentation utilisée pour le RBS-3 offre un rapport fort différent, par exemple 100:3,9:7,0 (jour 86) et 100:3,7:5,3 (jour 178). Ces rapports montrent que l'alimentation est pauvre en azote et beaucoup trop riche en phosphore.

D'un autre côté, considérant qu'un âge de boues de 20 jours est visé, l'expérimentation avec le RBS-3 montre (jour 86) qu'une purge de surnageant de $23,3 \text{ ml}_{\text{liqueur mixte}} / \text{l}_{\text{réacteur}}$ doit être effectuée, pour une sortie totale de MVES (soutirage du surnageant + purge de liqueur mixte) de 1152 mg MVES/cycle. Considérant que cette biomasse sortant du réacteur contient 12% d'azote, un total de 138 mg NTK/cycle est requis, alors que la quantité alimentée est de $(3,75 \text{ L}_{\text{alimentation}} * 61 \text{ mg NTK/l}) = 229 \text{ mg NTK/cycle}$, soit environ deux fois plus que nécessaire. Il faut cependant tenir compte que l'azote alimenté n'est pas entièrement disponible à la synthèse microbienne, puisqu'une partie de l'azote s'échappe du réacteur par dénitrification durant la première et la seconde période non aérée, ce qui est difficilement mesurable, notamment à cause des réactions simultanées de nitrification-dénitrification durant la période d'alimentation (Roberge, 1991). Finalement, les mesures de NTK effectuées sur des échantillons filtrés de surnageant ont montré qu'une concentration en azote total suffisante à la croissance microbienne était encore présente dans le surnageant (ex. 2,9 mg NTK/l, jour 44 et 2,3 mg NTK/l, jour 58), et donc que la concentration en azote total dans l'alimentation semblait suffisante.

Il est donc possible, mais peu probable selon les résultats du bilan sur les MVES du jour 86 effectué précédemment et grâce aux analyses d'azote total sur des échantillons filtrés de surnageant, que l'azote soit déficient dans l'alimentation et que cette carence nuise au métabolisme microbien. L'essai avec ajout d'azote n'a malheureusement pas permis de vérifier si une augmentation de l'azote

disponible pour la biomasse permettrait d'accroître le pouvoir déphosphatant, puisque l'alimentation utilisée cette journée là contenait déjà un surplus d'azote (147 mg/L de NTK dans l'alimentation du RBS-3, jour 128, soit plus du double de la concentration habituelle). Les résultats obtenus avec le réacteur #3 montrent que la déphosphatation est semblable à celle du réacteur témoin, alors que la nitrification est très importante et s'effectue jusqu'à la fin de la période aérée.

Finalement, il est supposé, pour l'opération du RBS-3, que si l'azote commençait à devenir limitant, la biomasse serait alors capable d'assimiler l'azote sous forme de nitrate, comme le suggère Dold (1991). Une déficience en azote dans l'alimentation serait alors associée à une absence de nitrates dans le surnageant. Cette situation semble avoir été possible en quelques occasions, notamment entre les jours 60 et 79, alors que la concentration en nitrates à la sortie était inférieure à 0,64 mg/l. Par contre, il est difficile d'ajouter de l'azote à l'alimentation du RBS-3 à cause de la grande variabilité en NTK de l'alimentation, le but étant de limiter la dénitrification durant la première période non aérée pour laisser la plus grande quantité possible de DCO pour la déphosphatation. Il est donc supposé qu'une concentration en azote total d'environ 60 mg/l à l'alimentation est suffisante pour la biomasse, et des actions ne seront entreprises que si le NTK se retrouve inférieur à cette valeur ou si la concentration en NTK et en nitrates dans le surnageant filtré se situent près de 0 mg/l.

d) Ajout de magnésium

L'ajout de magnésium dans l'alimentation a permis d'obtenir un meilleur enlèvement du phosphore (enlèvement de 72,4 mg o-PO₄/l avec Mg contre 66,7 mg o-PO₄/l pour le réacteur témoin, soit une amélioration de 6,5% ou 5,7 mg P/l),

pour un relargage comparable à celui du témoin en période non aérée. Le recaptage semble avoir été plus efficace, alors que le taux de recaptage était légèrement plus élevé tout au long de la période aérobie. De plus, un faible recaptage était encore possible après 4 heures d'aération. Par contre, la fraction de polyphosphates mesurée après la période aérée ressemble beaucoup à celle du témoin, de sorte qu'il est difficile d'affirmer que l'amélioration de l'enlèvement provient d'une augmentation de l'assimilation biologique plutôt que par précipitation ou adsorption sur la biomasse.

e) Ajout d'acétate, d'azote et de magnésium

La modification simultanée des trois paramètres a permis d'observer l'effet des deux facteurs ayant provoqué une réaction différente à celle du témoin, soit l'ajout d'acétate et de magnésium. Ainsi, un très fort relargage est observable durant la période aérée, alors que le recaptage est supérieur à celui observé avec l'ajout d'acétate seulement. La concentration finale en orthophosphates (32,7 mgP/l) est inférieure à l'essai #2 (avec acétate), mais est supérieure à celle du témoin. Par contre, le taux de recaptage en fin de période aérée est le plus élevé de tous les essais, suggérant qu'une poursuite de la période aérée aurait pu donner une concentration finale en orthophosphates se situant entre celle de l'essai #4 et celle du témoin.

L'augmentation des MVES observée dans certains réacteurs lors de l'essai discontinu, surtout lors de l'ajout d'acétate, est attribuable à une plus forte croissance microbienne conséquente à la présence d'une disponibilité accrue de matière organique, puisque la concentration en MVES était, au départ, à toutes fins pratiques, identique.

Un point intéressant à soulever ici est la présence de fortes variations de la mesure d'azote total et surtout de phosphore total sur les échantillons non filtrés. Ainsi, durant les essais en discontinu, plusieurs échantillons de liqueur mixte provenant des mêmes réacteurs furent prélevés et analysés pour les NTK et le P_i (tableau A2.1 à A2.5). Pour un réacteur donné, les résultats pour le P_i auraient normalement dû être les mêmes tout au long du cycle, le phosphore ne pouvant quitter le réacteur sous forme gazeuse. Les résultats montrent cependant d'importantes variations, pouvant atteindre 20%. Ces variations ont probablement été causées par une erreur lors de l'échantillonnage, alors que la décantation rapide de la biomasse a pu entraîner le prélèvement d'échantillons non homogènes.

3.2.6.3 Conclusions

Les essais en discontinu sur la composition de l'alimentation ont permis d'éclaircir certains points qui pourront être utilisés pour l'optimisation de l'enlèvement du phosphore dans le RBS-3. Les principales conclusions sont donc:

- l'ajout de 1500 mg/l de DCO facilement assimilable ne permet pas d'améliorer l'enlèvement du phosphore après l'opération sur une seule partie de cycle;
- l'ajout de 60 mg/l d'azote faisant passer la concentration en NTK de l'alimentation de 133 mg/l à 193 mg/l n'affecte pas l'élimination du phosphore sur une partie de cycle d'opération;
- l'ajout d'un excès de magnésium améliore de façon significative l'enlèvement du phosphore (5,7 mg/l ou 6,5%);

- l'erreur sur la mesure du phosphore total non filtré de la liqueur mixte tel que réalisé durant cet essai discontinu s'élève à plus de 20%;
- la diminution de la concentration en orthophosphates en fin de période non aérée ne peut être causée par un recaptage biologique du phosphore seul, et doit nécessairement faire appel, du moins en partie, à la précipitation.

3.2.7 Jours 129 à 142: Effet de l'ajout de magnésium dans l'alimentation

Suite aux résultats obtenus lors de l'essai en discontinu du jour 121, il fut décidé d'éliminer la carence en magnésium que subissait la biomasse depuis le début de l'opération du RBS-3 par l'ajout d'un excès de magnésium. Ainsi, 90 mg/l de Mg furent ajoutés à l'alimentation sous forme de $MgCl_2$. Par crainte de former un précipité entre le phosphore et le magnésium dans le baril d'alimentation, il fut décidé d'ajouter le magnésium dans le réservoir d'égalisation de l'alimentation (voir figure 2.1).

Cette modification de l'alimentation provoqua une nette amélioration de la déphosphatation, alors que l'enlèvement des orthophosphates passa d'environ 65 mg/l entre les jours 94 à 128, à 75 mg/l après l'addition de magnésium (de 86 mg/l dans l'alimentation à 12,3 mg/l dans le surnageant au jour 142), soit une amélioration de 10 mg/l, pour une efficacité d'enlèvement des orthophosphates et du phosphore total de plus de 85%.

L'ajout de magnésium a permis d'augmenter la fraction de polyphosphates dans la biomasse (9,8% à 10,6%) malgré une augmentation des MVES, de sorte que la quantité de phosphore relargable est passée de 244 mg/l au jour 128 à 340 mg/l au jour 142. La contribution de la précipitation à l'enlèvement du phosphore

a également subi une forte augmentation, la fraction de phosphore sous forme précipitée passant de 2% massique par rapport aux MES (jour 128) à plus de 5% suite à l'ajout de magnésium. Cette précipitation est très importante pour l'élimination du phosphore, alors qu'au jour 142, 40% de l'enlèvement du phosphore est attribuable à la précipitation. La biomasse est fortement chargée en phosphore, alors que près de 13% des MES se retrouve sous forme de phosphore (jour 142). L'analyse des métaux effectuée au jour 142 permet de confirmer la présence d'un surplus de calcium, de potassium et de magnésium tout au long du cycle de traitement. La biomasse, fortement lestée par le phosphore, offre une décantation excellente, comme en fait foi l'IVB observé d'environ 25 ml/gMES couplé à des MES de 15 mg/l à 54 mg/l dans le surnageant, observé entre les jours 128 et 142.

L'échantillonnage du jour 135 montre que le recaptage du phosphore s'effectue encore à un taux relativement important à la fin de la première période aérée, et que la seconde période anoxie/anaérobie ne semble permettre qu'une dénitrification relativement faible et aucun relargage de phosphore.

Conclusions

La modification de l'alimentation par l'ajout de magnésium a permis de réaliser les observations suivantes:

- l'ajout d'un excès de magnésium améliore de façon importante la déphosphatation biologique (augmentation de l'enlèvement des orthophosphates d'environ 10 mg/l) en permettant à la biomasse de se charger fortement en phosphore (jusqu'à près de 13% des MES);

- l'ajout de 90 mg/l de magnésium produit un excès d'environ 40 mg/l de magnésium dans le surnageant;
- l'ajout de magnésium semble favoriser l'assimilation biologique du phosphore ainsi que sa précipitation.

De plus, l'opération du RBS-3 avec la même cyclologie que durant les jours 94 à 128 a permis d'effectuer les observations suivantes:

- le recaptage du phosphore en fin de première période aérobie semble interrompu par l'arrivée de la seconde période non aérée;
- la seconde période anoxie/anaérobie ne permet pas d'éliminer complètement les nitrates et ne provoque aucun relargage de phosphore.

3.2.8 Jours 143 à 220: seconde modification de la cyclologie (3/5/0,5/2,5/1)

Suite aux résultats obtenus avec la cyclologie 3/4/1/2,5/1,5 et à partir des observations du jour 135, une autre modification est apportée au cycle d'opération. Ainsi, la première période aérée est allongée d'une heure afin de permettre un recaptage maximal du phosphore puisque le taux de recaptage observé avec la cyclologie précédente en fin de première période aérée permet d'espérer un meilleur enlèvement. Il faut alors retrancher une heure aux autres périodes du cycle. Pour ce faire, la seconde période non aérée est raccourcie à 30 minutes. Cette période est conservée pour permettre une possible dénitrification, dans le cas où une forte concentration en nitrates se retrouverait à la fin de première période aérobie et qu'une source de carbone serait présente. La présence d'une concentration excessive de nitrates dans le surnageant

pourrait plus tard renverser cette décision. L'autre 30 minutes est retranché à la période de décantation, puisque la biomasse montre des qualités de sédimentation exceptionnelles. La nouvelle cyclologie d'opération est alors décrite par la séquence 3/5/0,5/2,5/1.

L'allongement de la première période aérobie semble avoir permis encore une fois de maximiser l'enlèvement des orthophosphates. Ainsi, la période d'opération précédente avait permis un retranchement de près de 75 mg P/l en orthophosphates, pour une efficacité d'environ 85%. La modification du cycle a permis d'accroître l'enlèvement jusqu'à 79 mg/l pour les jours 151 et 154, pour une efficacité d'enlèvement supérieure à 90%. La concentration en orthophosphates du surnageant a atteint une valeur aussi basse que 6,7 mg/l au jour 151. L'augmentation de l'efficacité semble être imputable entièrement à une amélioration du recaptage du phosphore puisque la concentration en orthophosphates mesurée à la fin du test de relargage a augmenté jusqu'à 375 mg/l au jour 149. Par contre, une forte augmentation de DCO dans l'alimentation au jour 144 (d'environ 1600 mg/l à 2400 mg/l) a entraîné une augmentation des MVES dans le réacteur et donc une diminution de la fraction de polyphosphates par rapport aux MVES. La biomasse montrait plus de 10% de phosphore par rapport aux MES au jour 149, ayant comme effet de lester les floccs et entraînant une décantation très rapide et très compacte (IVB de 16,9 ml/g MES au jour 149).

L'accroissement de la durée de l'aération a permis un enlèvement plus complet de la DCO, alors que la DCO soluble à l'effluent est passée à environ 25 mg/l aux jours 151 et 154. Il est possible que l'amélioration de l'enlèvement des orthophosphates soit attribuable à l'augmentation de DCO à l'alimentation plutôt qu'à la modification de la cyclologie (malgré les résultats obtenus avec l'essai en discontinu du jour 121), alors que plus de DCO permettrait à la biomasse de se

construire des réserves supérieures de PHA durant la première période non aérée, et rend par la suite possible un plus grand recaptage du phosphore. Un retour à une DCO normale (environ 1500 mg/l) aurait pu clarifier cette question. Malheureusement, un mauvais fonctionnement du logiciel de contrôle entre les jours 154 et 164 a empêché tout échantillonnage durant ces dix jours. Les troubles d'opération ont entraîné l'absence d'alimentation en quelques occasions, alors que d'autres fois, un saut de la période de purge de surnageant provoquait un débordement lors du cycle suivant.

La correction du problème au jour 164 a permis de retrouver une opération mécanique normale. Par contre, la mauvaise exécution des cycles couplée à une carence possible en azote (seulement 48 mg/l NTK dans l'alimentation au jour 149) semblent avoir perturbé la flore microbienne, alors que le retour de l'opération normale du réacteur n'a pas empêché une détérioration importante de l'efficacité d'enlèvement du phosphore. Ainsi, entre les jours 164 et 219, l'enlèvement des orthophosphates en solution est passé de 79 mg/l à seulement 30 mg/l, correspondant à une efficacité de 34%. La teneur en polyphosphates a connu une chute continue, alors que l'importance de la précipitation diminuait à seulement 1% gP/gMES au jour 170, puis à 0,8% gP/gMES au jour 178, ce qui supporte l'hypothèse de la précipitation issue de l'activité biologique.

Les mesures de pH et du potentiel d'oxydoréduction ont par ailleurs été récoltées systématiquement lors des suivis intensifs à partir du jour 170. À ce moment, la déphosphatation était encore relativement efficace (73 mg/l d'enlèvement en o-PO_4). Le profil de pH du jour 170 montre ainsi que, si le pH du milieu est relativement stable durant la première période non aérée, la déphosphatation s'accompagne d'une forte montée du pH en période aérée (plus d'une unité de pH). De plus, le potentiel rédox montre une valeur fortement négative à la fin de la première période non aérée (-221 mV), pour augmenter rapidement durant les

périodes aérobies et terminer le cycle à une valeur moyennement élevée (70 mV). La différence entre le rédox à la fin de la première période non aérée et celui à la fin de la seconde période aérée se situe à 291mV. La prise de mesure du potentiel rédox est trop espacée pour remarquer un effet attribuable à la nitrification ou à la dénitrification.

Des échantillonnages furent réalisés aux jours 205 et 213. Les résultats montrent une perte presque totale de la déphosphatation biologique. Ainsi, au jour 213, aucun relargage de phosphore n'est observé durant la première période anoxie/anaérobie malgré la consommation d'une partie de la DCO, alors que la consommation des orthophosphates en période aérée est anémique et peut être imputable à la croissance microbienne plutôt qu'à la suraccumulation du phosphore. Cette perte d'efficacité se répercute sur les mesures de pH et de potentiel rédox. Ainsi, la montée du pH en période aérée est très faible (0,25 unité de pH). De plus, le potentiel rédox montre une valeur beaucoup moins négative à la fin de la première période non aérée, soit -120 mV et atteint une valeur élevée en fin de cycle, soit 109 mV, pour un écart absolu de 229 mV durant le cycle.

La perte de la déphosphatation s'est réalisée sans diminution importante de l'enlèvement de la DCO. De plus, la consommation de cette DCO a continué à s'effectuer rapidement en début de cycle durant la période non aérée, de sorte que la matière organique n'a pas pu être assimilée par des organismes aérobie. Ainsi, au jour 205, la DCO fut consommée en grande partie durant le premier 30 minutes du cycle. Cette constatation indique que la perte de déphosphatation est conséquence à un changement de population microbienne, alors que les organismes effectuant une suraccumulation du phosphore (bactéries bio-P) ont été remplacés par des organismes consommant la DCO en période anaérobie tout en n'effectuant aucun relargage et recaptage de phosphore. De telles

bactéries sont identifiées sous le pseudonyme de «bactéries "G"», et ont été décrites brièvement à la section 1.3.3.7.

Conclusions

L'opération du RBS-3 entre les jours 143 et 220 a permis de retirer beaucoup d'information sur la déphosphatation biologique. Les principales conclusions sont:

- la prolongation de la durée de la première période aérée semble augmenter l'enlèvement biologique du phosphore, l'efficacité d'enlèvement des orthophosphates atteignant 90%;
- la perte de capacité de la déphosphatation biologique s'est déroulée conjointement à une diminution de la précipitation, supportant très bien le mécanisme de la précipitation consécutive à l'activité biologique;
- le suivi du pH durant les échantillonnages intensifs semble indiquer qu'une forte augmentation du pH durant la première période aérobie peut être associée à une importante déphosphatation biologique;
- les profils du potentiel d'oxydo-réduction semblent montrer que la déphosphatation biologique s'accompagne d'un rédox fortement négatif en fin de première période anaérobie;
- la perte de déphosphatation biologique semble imputable à la prolifération de bactéries "G".

3.2.9 Jours 221 à 267: retour de la déphosphatation biologique

Au jour 221, l'observation microscopique de la biomasse révèle l'existence d'une concentration très élevée en prédateurs, notamment des rotifères et des ciliés péritriches (probablement *Corchesium sp.*). La littérature sur les bactéries "G" pose l'hypothèse que, dans un système de déphosphatation biologique, la prédation s'effectue préférentiellement au dépend des organismes bio-P plutôt que des bactéries "G" (les bactéries "G" formeraient des flocs plus compacts, plus difficiles d'accès pour les prédateurs), favorisant alors le développement de la microflore "G". Pour rétablir la déphosphatation dans le réacteur, il serait alors nécessaire d'éliminer le surplus de prédateurs pour permettre aux organismes bio-P de proliférer. Puisque la microfaune supérieure est généralement strictement aérobie, et puisque les bactéries bio-P sont capables de résister à des périodes anaérobies, il a été décidé de soumettre la biomasse à de fortes carences en oxygène par un arrêt complet de l'aération durant des périodes variant entre 20 et 72 heures. Après ces longues périodes anaérobies, le système était aéré durant quelques heures avant de subir une décantation et une purge du surnageant. Le volume soutiré était aussitôt remplacé par de l'alimentation fraîche et l'agitation remise en marche sans aération pour une autre période de 20h à 72h. Durant ces périodes non aérées, le cycle d'opération était arrêté et l'agitation fonctionnait continuellement. Le potentiel rédox a diminué à des valeurs fortement négatives, descendant autour de -450 mV. Ces périodes anaérobies prolongées se sont succédées durant 10 jours (jour 221 à 231). Au jour 231, l'opération normale du réacteur a été rétablie. L'observation microscopique de la biomasse a permis de constater que les prédateurs ont été progressivement éliminés du système, pour ne laisser que peu de rotifères, et encore moins de protozoaires ciliés.

Au jour 233, un test de nitrites effectué sur la liqueur mixte durant la première période aérée révéla la présence de plus de 10 mg/l de nitrites, composé toxique pour les microorganismes. Après un nettoyage des parois du réacteur (comme suggéré par Appeldoorn *et al.*, 1991), la concentration en nitrites est devenue nulle au jour 238. L'hypothèse d'Appeldoorn *et al.* (1991) est que des bactéries du genre *Nitrosomonas* se fixeraient aux parois du réacteurs après plus de 100 jours d'opération, favorisant la première étape de la nitrification et produisant alors des nitrites en concentrations toxiques pour les bactéries du genre *Nitrobacter*. Un essai en discontinu réalisé d'une part avec la biomasse provenant de la paroi du réacteur et d'autre part avec un échantillon de liqueur mixte a révélé que la nitrification incomplète provenait d'un déséquilibre dans la flore de la liqueur mixte, et que la biomasse des parois ne produisait que peu de nitrites (résultats non présentés). Il semble donc que le déséquilibre dans la nitrification de la liqueur mixte se soit replacé de lui-même après quelque temps, et que la perturbation de la nitrification pourrait être le résultat des périodes anaérobies prolongées plutôt que celui de la croissance microbienne sur les parois du réacteur.

Un échantillonnage réalisé au jour 239 permet de remarquer la présence d'un léger relargage durant la première période non aérée, suivi d'un recaptage permettant un enlèvement de 64,9 mg/l d'orthophosphates. Les réserves de polyphosphates sont de 2,5% gP/gMVES à la fin de la première période aérée. La déphosphatation s'améliore progressivement jusqu'au jour 267, alors que la biomasse montre une réserve en polyphosphates de 6,2% gP/gMVES, pour un enlèvement de près de 79 mg/l (90% d'efficacité), ce qui ressemble grandement à ce qui était obtenu avant la perte de la déphosphatation (jour 154). Au jour 260, la biomasse montre une teneur en phosphore de 9,4% par rapport aux MES, même si le phosphore relargable (163 mg/l) est inférieur à ce qui pouvait être relargué au jour 149 (365 mg/l). L'amélioration progressive de la

déphosphatation s'accompagne d'une augmentation de la précipitation du phosphore, ce qui supporte encore une fois la précipitation associée à l'activité biologique. L'importance de la précipitation est à noter, alors qu'au jour 260, près de 50% de l'enlèvement du phosphore est le résultat de ce processus (tableau 3.1).

Le retour de la déphosphatation noté à partir du jour 239 s'accompagne d'une plus grande augmentation du pH en période aérée, de 0,9 unité au jour 239 (de 7,10 à 7,98), puis de 1,2 unité au jour 260 (7,24 à 8,47). Le potentiel d'oxydo-réduction semble également concorder avec une amélioration de la déphosphatation, alors que la valeur atteinte à la fin de la première période non aérée passe de -190 mV au jour 239 à -202 mV au jour 260, avec une variation absolue de 243 mV au jour 260. Une meilleure déphosphatation semble entraîner une augmentation moins rapide du potentiel rédox en période aérée.

L'enlèvement de la DCO est très efficace durant cette période, alors que le surnageant montre une concentration en DCO filtrée inférieure à 25 mg/l. Ce surnageant peu chargé est peut-être relié au fait que l'alimentation contient moins de matière organique (environ 1100 mg DCO/l). Une bonne dénitrification est effectuée en début de cycle, alors que la seconde période anoxie ne permet qu'une très faible dénitrification, dû peut-être à un manque de DCO ou à une durée trop courte de cette période. La décantation est exceptionnelle, alors que l'IVB descend sous les 17 ml/g MES, avec un surnageant contenant environ 30 mg MES/l.

Il fut donc possible de ramener la croissance des organismes bio-P en soumettant le réacteur à des périodes anaérobies prolongées. Ce phénomène fut également observé par Carucci *et al.*, (1995), alors qu'un système (RBS) apparemment paralysé par la présence de bactéries "G" (aucune

suraccumulation du phosphore) retrouva une excellente capacité d'enlèvement du phosphore après avoir été soumis à une période sans aération de trois jours pendant laquelle le restant du cycle se déroulait normalement (alimentation, purges, etc...). L'arrêt d'aération était dû, dans ce cas, à un bris mécanique.

Dans le RBS-3, il fut noté par des observations microscopiques que les longues périodes anaérobies ont permis de diminuer la concentration en organismes supérieurs prédateurs. Deux hypothèses sont avancées pour expliquer la diminution de la population de bactéries "G" en faveur des bactéries bio-P. Il est possible qu'une surcroissance des prédateurs (peut être à cause des problèmes d'opération des jours 154 à 164) ait créée une surconsommation des organismes bio-P, consommés préférentiellement aux bactéries "G" qui formeraient des floccs plus compacts et donc plus difficiles d'accès pour les prédateurs (Cech *et al.*, 1994). Il est également possible que les bactéries déphosphatantes soient tout simplement plus résistantes à des périodes anaérobies prolongées que les bactéries "G". Ces hypothèses pourraient être vérifiées grâce à des comptes bactériens réalisés durant la période où une biomasse contaminée par les bactéries "G" est soumise à des périodes anaérobies prolongées.

Conclusions

L'opération du RBS-3 entre les jours 221 à 267 a permis un retour de la déphosphatation biologique. Ce retour de la déphosphatation a rendu possibles les observations suivantes:

- les périodes anaérobies prolongées ont provoqué un retour de la déphosphatation biologique jusqu'à une efficacité comparable à celle obtenue avant la perte de la déphosphatation (environ 90% des orthophosphates et du phosphore total);

- la succession de périodes anaérobies prolongées a permis d'éliminer une quantité importante de prédateurs du milieu de réaction;
- la présence de nitrites dans le réacteur ne peut être imputée à la biomasse agglomérée sur les parois du réacteur mais provient probablement d'un déséquilibre de la flore nitrifiante causé par les périodes anaérobies prolongées;
- le retour de la déphosphatation biologique s'est effectué simultanément à un retour de la précipitation du phosphore, prouvant que la précipitation est liée à l'activité biologique;
- le retour en force de la déphosphatation biologique montre que la cyclologie d'opération 3/5/0,5/2,5/1 permet d'effectuer un très bon enlèvement du phosphore tout en étant stable pour une période supérieure à 30 jours;
- la seconde période non aérée semble trop courte pour permettre une bonne dénitrification.

3.2.10 Jour 261: essais en discontinu sur l'effet du pH durant la première période non aérée

Les modèles biochimiques relatifs à la déphosphatation biologique sont des outils très utiles lors d'un processus d'optimisation de la déphosphatation. Un paramètre facilement contrôlable et influençant le processus de déphosphatation biologique est le pH du milieu durant la période de relargage du phosphore. Une série d'essais discontinus a alors été effectuée, afin de vérifier l'influence de ce

paramètre sur la déphosphatation d'un effluent réel fortement chargé et où la précipitation du phosphore est importante.

3.2.10.1 Mise en situation

La cyclologie d'opération du réacteur semble à peu près optimisée, puisqu'il est difficile d'allonger les périodes d'aération, en considérant qu'une période de trois heures non aérées est essentielle en début de cycle. Il faut alors tenter de maximiser l'enlèvement du phosphore en modifiant les conditions d'opération du procédé. Une voie d'optimisation possible consiste à abaisser le pH lors de la première période non aérée, comme le suggèrent Smolders *et al.* (1994a,c). Ainsi, l'assimilation du carbone dans un milieu acide demande moins d'énergie aux microorganismes déphosphatants, qui doivent alors utiliser moins de polyphosphates pour combler la demande énergétique, entraînant alors un relargage de phosphore moins important, tout en permettant l'accumulation d'une même quantité de PHA. Donc, une diminution du pH en période non aérée devrait permettre de diminuer le relargage de phosphore, tout en permettant de recapter la même quantité d'orthophosphates en période aérée.

D'un autre côté, la précipitation du phosphore observée dans le réacteur est favorisée par une concentration élevée en orthophosphates ainsi que par un pH élevé. L'acidification du milieu réactionnel durant la première période non aérée devrait entraîner une solubilisation du phosphore précipité adsorbé sur la biomasse ainsi qu'une diminution de la précipitation causée par un plus faible relargage du phosphore. L'effet global sur l'enlèvement des orthophosphates après un cycle d'opération sera donc le résultat d'une diminution du relargage du phosphore, d'une solubilisation des précipités phosphorés et d'une diminution de la précipitation.

3.2.10.2 Objectif

L'objectif de ces essais en discontinu est de déterminer l'effet du pH du milieu réactionnel en période non aérée sur l'enlèvement global du phosphore, l'enlèvement mesuré étant la somme de l'enlèvement biologique et de la précipitation-adsorption du phosphore. Ces essais devraient donc permettre de déterminer si la diminution du relargage de phosphore est plus importante que la mise en solution du phosphore précipité couplée à une diminution de la précipitation, à différents pH.

3.2.10.3 Méthodologie

L'effet du pH en période non aérée fut testé au cours d'essais en discontinu réalisés avec la biomasse du RBS-3 au jour 261. Les essais se sont déroulés de la même façon que les essais discontinus sur la composition de l'alimentation (jour 121), avec cette fois quatre réacteurs opérés simultanément. Pour chacun, après l'ajout de 250 ml d'alimentation aux 750 ml de biomasse initiale, le pH fut ajusté à une valeur prédéterminée. Aucun contrôle ne fut exercé sur le pH par la suite. La composition de l'alimentation était identique à celle déterminée pour le RBS-3 lors de l'échantillonnage du jour 260. Le cycle utilisé fut de deux heures non aérées suivies de quatre heures aérées. Le pH initial de chaque réacteur (environ 7,2) fut ajusté aux valeurs suivantes, avec du HCl 1M ou du NaOH 1N, selon le cas:

- ▶ réacteur #1: pH=5,0;
- ▶ réacteur #2: pH=6,0;
- ▶ réacteur #3: pH=7,0;
- ▶ réacteur #4: pH=8,0;

3.2.10.4 Résultats et discussion

Deux paramètres furent suivis dans le temps, soit le pH de la liqueur mixte et la concentration en orthophosphates dans le milieu. La concentration en MES et MVES fut déterminée à la fin de l'essai afin de tenir compte de la quantité de biomasse présente dans chaque réacteur. Les résultats de ces essais discontinus sont présentés aux figures 3.12, 3.13 et 3.14 ainsi qu'à l'annexe 3.

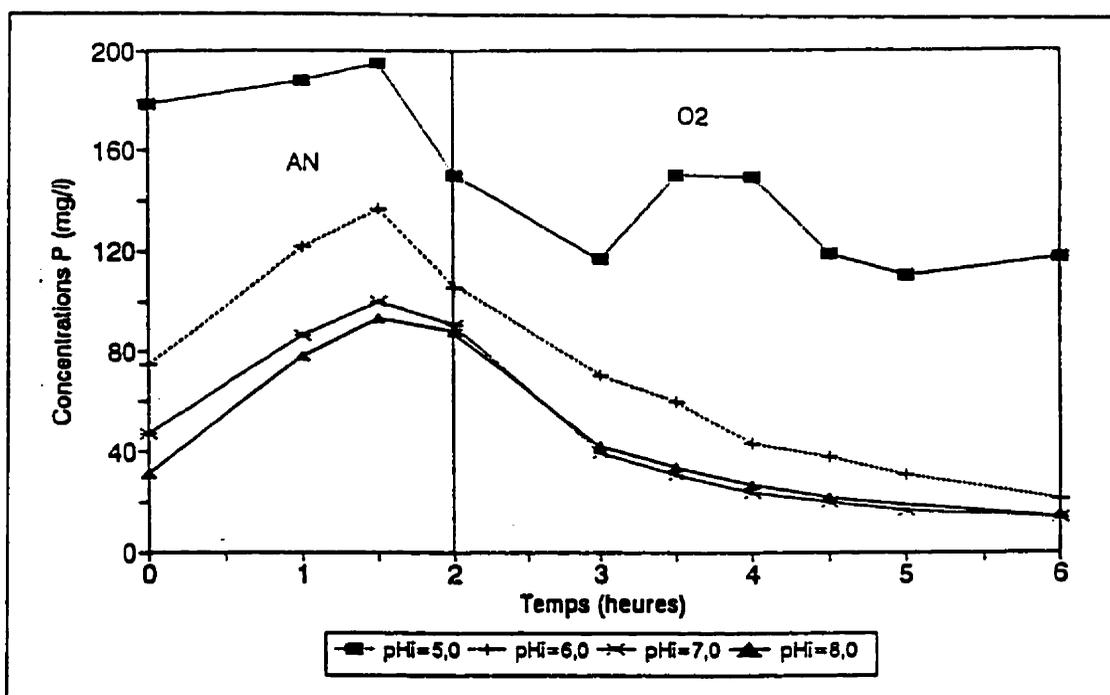


Figure 3.12 Effet du pH initial sur le profil de concentration en orthophosphates

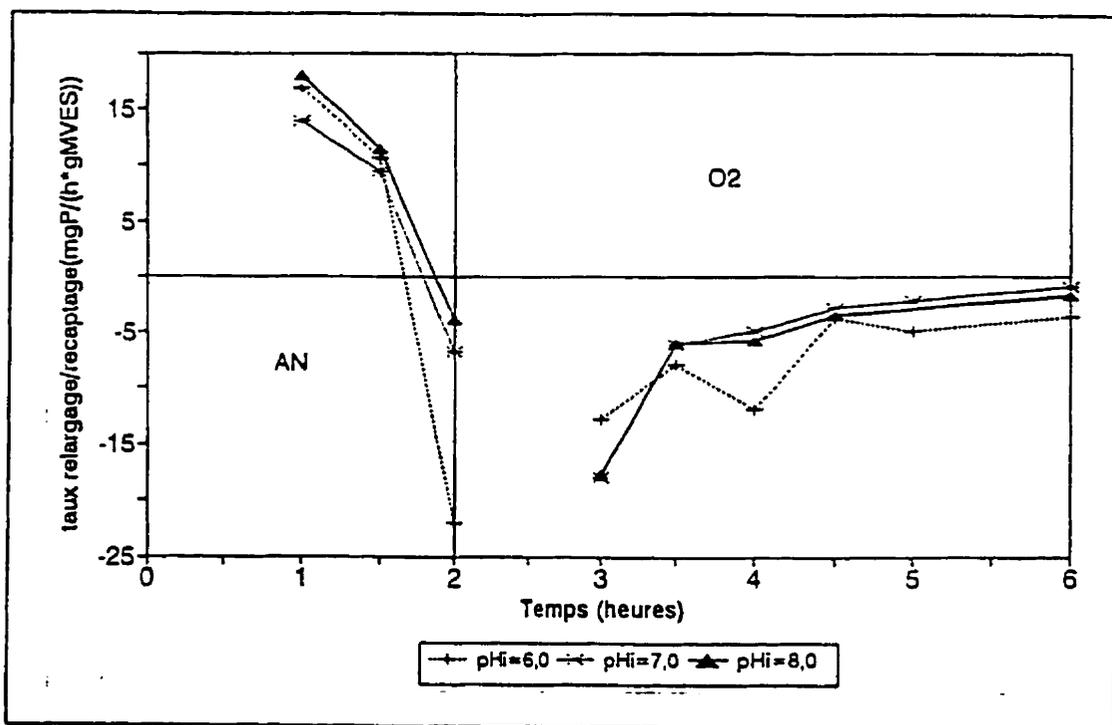


Figure 3.13 Effet du pH initial sur le taux de relargage et de recaptage du phosphore, essai discontinu sur le pH initial

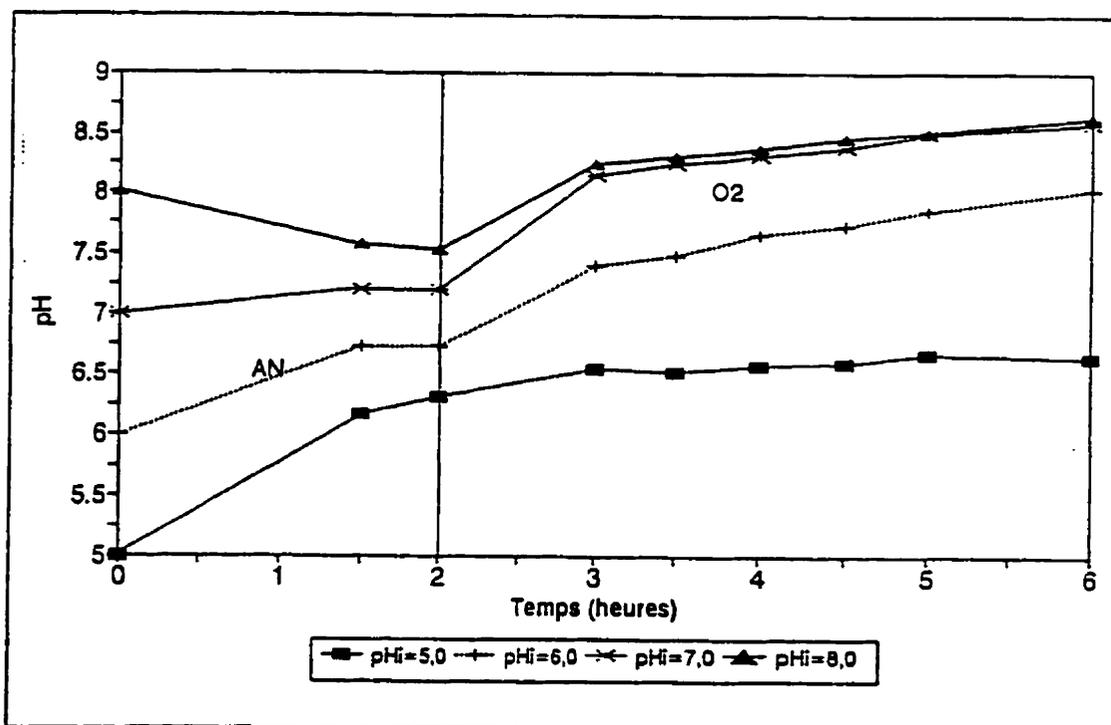


Figure 3.14 Profils de pH pour l'essai discontinu sur le pH initial

Les résultats montrent que, au début de la période non aérée, le pH semble tendre vers une valeur d'environ 7,2 pour tous les réacteurs, soit la même valeur que celle mesurée durant la première période non aérée lors de l'échantillonnage du jour 260 dans le RBS-3. Cette tendance est par contre interrompue après 1h30 de période anaérobie (peut-être avant), le pH demeurant plutôt constant à partir de ce moment. La figure 3.12 montre que l'acidification du milieu réactionnel provoque une importante solubilisation du phosphore initialement présent dans le réacteur sous forme précipitée. Plus le pH est élevé, moins il y a d'orthophosphates en solution. L'ajout de NaOH dans le réacteur #4 pour atteindre un pH de 8,0 semble même avoir permis de précipiter une partie du phosphore au début de l'expérience. Il faut se rappeler que la précipitation du phosphore est un équilibre qui est fonction entre autres de la concentration en orthophosphates dans le milieu et du pH. La fin de la période non aérée permet d'observer une diminution de la concentration en orthophosphates. Cette baisse est probablement attribuable à la précipitation plutôt qu'à un recaptage biologique puisque la période non aérée a permis d'élever la concentration en orthophosphates dans tous les réacteurs ainsi que le pH dans 3 des 4 réacteurs, deux conditions favorisant la précipitation. De plus, un recaptage biologique relatif à un léger entraînement d'oxygène dans le milieu aurait provoqué un recaptage uniforme dans les quatre réacteurs, ce qui ne fut pas observé ici, la diminution de la concentration en orthophosphates augmentant inversement avec le pH.

Les différents pH initiaux auraient dû permettre d'observer une diminution du relargage de phosphore avec le pH. Par contre, à cause de la solubilisation du phosphore précipité avec l'abaissement du pH, ce phénomène ne fut pas observé, alors que la concentration la plus faible en orthophosphates après deux heures non aérées fut mesurée dans le réacteur #4 ($pH_i=8,0$). Finalement, l'abaissement du pH à 5,0 semble avoir inhibé l'activité biologique de la biomasse

déphosphatante. Les résultats obtenus avec le réacteur #1 ne seront donc pas discutés plus en détails.

À la fin de la période non aérée, les réserves de PHA sont supposées comparables dans tous les réacteurs, puisque la même quantité de carbone a été assimilée, soit la totalité des AGV provenant de l'alimentation et un peu de DCO plus complexe fermentée durant la période anaérobie. Ces réserves devraient donc provoquer un recaptage identique pour chaque réacteur. Par contre, les résultats montrent que le réacteur #2 a obtenu un recaptage plus significatif que les réacteurs #3 et #4. De plus, après 4 heures d'aération, le recaptage dans les réacteurs #3 et #4 était pratiquement nul, alors que le réacteur #2 montrait encore un recaptage significatif. Aucun travail n'a à ce jour étudié spécifiquement l'influence du pH du milieu sur le recaptage du phosphore. Cependant, selon les modèles biochimiques disponibles sur les organismes bio-P (Smolders *et al.* et Comeau *et al.*, entre autres), le recaptage du phosphore pourrait être favorisé par une diminution du pH. Ainsi, le recaptage du phosphore créerait un déséquilibre de la force motrice que maintient la cellule, et le rétablissement de cette force serait plus facile à accomplir en milieu acide. Il est également possible que le recaptage supérieur observé pour le réacteur #2 soit imputable à une plus grande précipitation du phosphore provoquée par une concentration plus élevée en orthophosphates durant toute la période aérobie comparativement aux réacteurs #3 et #4, même si le pH est demeuré en tout temps inférieur dans le réacteur #2. Une réponse serait possible si la composition du précipité était connue, permettant d'étudier le comportement de ce précipité avec le pH et la concentration en orthophosphates à l'aide des constantes d'équilibre, même si l'effet biologique de hausse locale du pH est difficile à mesurer.

3.2.10.5 Conclusions

L'acidification du milieu au début du cycle de traitement lors d'un essai en discontinu réalisé sur une partie d'un seul cycle de traitement a permis d'obtenir les informations suivantes:

- la diminution du pH du milieu de réaction durant la première période anaérobie ne permet pas de réduire la concentration en phosphore à la fin de cette période, à cause d'une solubilisation du phosphore présent initialement sous forme précipitée-adsorbée sur la biomasse;
- le pH de la liqueur mixte au début de la période non aérée tend vers une valeur d'environ 7,2 (pas nécessairement atteinte), indépendamment du pH de départ;
- le recaptage du phosphore semble légèrement favorisé par des conditions acides.

3.2.11 Jour 268 à 289: contrôle du pH à 7.0 durant la première période non aérée

Suite à l'essai discontinu sur l'effet du pH en période non aérée, le pH du RBS-3 fut contrôlé à 7,0 tout au long de la première période anaérobie, dans le but de minimiser le relargage du phosphore durant la période non aérée, tout en obtenant une importante précipitation à la fin de la première période anaérobie et lors des périodes d'aération subséquentes. De plus, le contrôle du pH à des valeurs favorisant la suraccumulation biologique devrait permettre d'accroître la concentration d'organismes bio-P dans le réacteur, menant éventuellement à une meilleure déphosphatation.

L'abaissement du pH a peut-être permis de diminuer légèrement le relargage (voir Pna 120, jour 275, 81,6 mg P/l, versus Pna 90 à 135, jour 260, environ 83 mg P/l, annexe I). Par contre, l'ajout d'acide durant cette période a empêché la formation de précipité en fin de première période non aérée, de sorte que l'effet global du contrôle de pH sur l'enlèvement du phosphore semble peu significatif, l'enlèvement en phosphore total demeurant à peu près constant à près de 90% d'efficacité. L'abaissement du pH semble par contre avoir provoqué un changement dans la répartition du phosphore dans la biomasse. Ainsi, la fraction de phosphore précipité a légèrement diminué, alors que l'enlèvement biologique a subi une hausse importante, la concentration en phosphore relargable augmentant de près de 70 mg/l une semaine après le début du contrôle. Une diminution des MVES aux jours 282 et 289 semble responsable de la diminution de l'enlèvement des orthophosphates, même si les polyphosphates ont atteint 9,2% gP/gMVES au jour 289. La diminution du retranchement des orthophosphates et du phosphore total observée au jour 289 est également imputable à un mauvais fonctionnement du logiciel de contrôle du RBS-3 (saut d'une alimentation et absence d'aération durant deux cycles au jour 287) qui a pu favoriser les bactéries "G", comme lors du mauvais fonctionnement des jours 154 à 164.

La diminution de la concentration en orthophosphates à l'alimentation observable durant cette période est attribuable à un arrêt de l'acidification de l'alimentation, rendu non nécessaire par le nouveau contrôle de pH directement dans le réacteur. Puisque l'alimentation est moins acide, moins de phosphore est solubilisé sous forme d'orthophosphates dans l'alimentation.

Conclusions

- L'acidification du milieu à 7,0 durant la première période non aérée n'a pas entraîné de variations importantes de l'enlèvement du phosphore;
- le contrôle du pH à 7,0 a provoqué un changement dans la répartition du phosphore dans la biomasse, alors qu'une fraction du phosphore précipité a été remplacée par une suraccumulation du phosphore par la biomasse.

3.2.12 Jour 290 à 310: contrôle du pH à 6,0 durant la première période non-aérée

Le contrôle du pH à 7,0 n'a pas entraîné de répercussions majeures sur le traitement de l'effluent du bassin tampon, ce qui était prévisible puisque l'opération avec acidification de l'alimentation à un pH d'environ 5,0 à 5,5 (jour 0 à 267) faisait en sorte que le pH durant la première période non aérée se maintenait entre 7,0 et 7,4 environ. Le contrôle du pH du réacteur à 7,0 était donc à peu près équivalent à l'acidification de l'alimentation. Alors, malgré les résultats plus ou moins convaincants obtenus lors de l'essai discontinu sur le pH en période anaérobie, le pH durant la première période non aérée fut abaissé à 6,0. Cette condition d'opération devait permettre de vérifier si un pH acide permet le développement d'une plus grande population d'organismes bio-P, ce qui n'a pu être vérifié durant l'essai en discontinu. De plus, des informations supplémentaires pouvaient être prélevées relativement à l'influence du pH sur le recaptage du phosphore.

Après 6 jours d'opération avec l'acidification du milieu à 6,0, un échantillonnage fut effectué (jour 296). Une importante dégradation de l'enlèvement global du

phosphore est observée, alors que l'enlèvement des orthophosphates se limite à 14,8 mg/l, pour une efficacité médiocre de 17,9%. Selon l'essai en discontinu sur le pH initial, l'acidification du milieu a probablement provoqué une importante solubilisation du phosphore précipité, qui n'a pu être compensé par une amélioration de la déphosphatation biologique. Cette hypothèse semble se confirmer lorsque le rapport MES/MVES de la liqueur mixte est étudié. En effet, le rapport de 1,7-1,8 observé depuis le jour 247 passe soudainement à 1,45 lors du contrôle du pH à 6,0. La diminution de la fraction de solides non volatils est sûrement attribuable à une diminution de la quantité de phosphore précipité dans la biomasse.

Par contre, la répartition du phosphore dans la biomasse laisse croire à une augmentation de la précipitation au détriment de la déphosphatation biologique, alors que la fraction de phosphore précipité atteint 4,28%. Il est possible qu'un biais ait été introduit dans le test de relargage alors que l'échantillon initialement acide a pu voir une partie de son phosphore, relargué par la présence d'acétate, être précipité par la suite, amenant une répartition du phosphore erronée lors du calcul du bilan sur ce composé.

Lors de l'échantillonnage du jour 296, une analyse des nitrites durant le cycle révéla la présence d'une nitrification incomplète créant une accumulation de NO_2^- dans le réacteur. Ce composé, extrêmement toxique sous forme de HNO_2 pour les organismes vivants, a pu affecter le métabolisme de la population déphosphatante, ce qui peut expliquer l'importante diminution de la réserve de polyphosphates qu'a provoqué l'acidification à 6,0. La nitrification incomplète est associée à la perte de la population de *Nitrobacter*, responsables de la transformation des nitrites en nitrates. L'élimination de cette espèce peut être attribuable à une alimentation riche en azote ammoniacal pouvant provoquer un stress des bactéries du genre *Nitrobacter*. Une prolongation de l'expérimentation

jusqu'au jour 310, dans l'espoir de voir réapparaître *Nitrobacter* s'est avéré infructueuse, les nitrites étant toujours présents en forte concentration durant les périodes aérées.

Conclusions

- L'acidification du milieu à un pH de 6,0 durant la première période non aérée provoque une accumulation des nitrites dans le réacteur;
- l'abaissement du pH à 6,0 provoque une importante solubilisation du phosphore précipité-adsorbé sur la biomasse;
- la solubilisation du phosphore et la diminution de la précipitation suite à l'acidification du milieu ne sont pas compensés par une diminution du relargage du phosphore par la biomasse déphosphatante;
- l'acidification du milieu semble entraîner un biais lors du test de relargage de phosphore, occasionnant une erreur dans le calcul de la répartition du phosphore dans la biomasse.

L'apparition de nitrites associée au contrôle du pH à 6,0, de même que les résultats de déphosphatation plus ou moins encourageants obtenus lors de l'essai en discontinu sur le pH initial permettent de conclure que le contrôle du pH à 6,0 durant la première période non aérée n'est pas envisageable dans le cas d'un effluent fortement chargé en DCO, en phosphore et en azote, comme dans le cas d'Agropur.

Une tentative de récupération de la déphosphatation en opérant le réacteur à un pH de 8,0 durant la première période non aérée s'est avérée infructueuse, alors

que le mauvais fonctionnement du contrôleur de pH a entraîné le déversement de 1 litre de NaOH 1N durant un cycle, causant la perte totale du système. Le réacteur a alors été arrêté définitivement.

3.2.13 Estimation du profil de précipitation-adsorption du phosphore durant un cycle d'opération

L'importance de l'enlèvement du phosphore par précipitation-adsorption a été démontrée durant l'opération des RBS 3 et 6. Il est alors intéressant d'estimer l'évolution de cette précipitation durant les cycles de traitement de façon à identifier les mécanismes généraux causant la précipitation. Un profil peut être estimé pour le suivi du jour 260 (RBS-3) puisqu'une quantité importante d'échantillons a été prélevée à cette occasion.

Le phosphore se retrouve dans l'alimentation sous forme soluble ($o\text{-PO}_4$) et insoluble. Cette seconde fraction est par contre hydrolysée durant le cycle de traitement de sorte qu'il est préférable de considérer le phosphore total alimenté (97,1 mg P/l) plutôt que la fraction des orthophosphates seulement. Au début du cycle, l'affluent alimenté ne contient pas de phosphore précipité. Par la suite, durant la première période anaérobie, le relargage de phosphore accompagné d'un relargage de cations (Mg^{+2} et K^+) induit le processus de précipitation-adsorption. Il est difficile d'évaluer les vitesses de précipitation à partir des informations disponibles. Par contre, il est raisonnable de croire que la diminution de la concentration en orthophosphates à la fin de la première période non aérée est entièrement due à la précipitation du phosphore et qu'en absence de précipitation, la concentration en orthophosphates serait demeurée constante à la fin de la période. Dans le même ordre d'idée, il est normal de considérer que la précipitation débute progressivement pour atteindre un maximum de 14

mg P/l en fin de période non aérée, alors que les concentrations en orthophosphates et en cations sont maximales.

Pour le reste du cycle, le pH est plus élevé mais les concentrations en phosphore et cations diminuent rapidement, de sorte que la précipitation devient

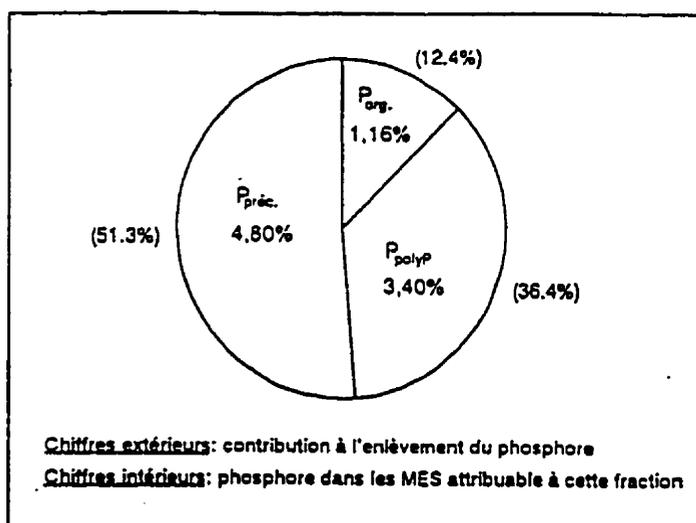


Figure 3.15 Répartition du phosphore dans la biomasse, RBS-3, jour 260

bientôt négligeable. Par contre, à la fin du cycle, un calcul de répartition du phosphore dans la biomasse (voir figure 3.15) permet de conclure que 51,3% de l'enlèvement du phosphore est le résultat de la précipitation-adsorption, ce qui représente 11,1 mg P/l au jour 260.

Puisque près de 14 mg P/l sont précipités à la fin de la première période anaérobie et que seulement 11,1 mg P/l se retrouvent sous cette forme à la fin du cycle, il semble que les dernières 9 heures du cycle permettent la solubilisation d'un peu de phosphore (2,9 mg P/l) ou une consommation préférentielle du phosphore adsorbé plutôt que du phosphore en solution. La figure 3.16 offre une estimation du profil de précipitation-adsorption du phosphore dans le RBS-3 pour le jour 260.

La courbe de concentration en phosphore précipité dans le réacteur est donc imprécise, mais permet d'obtenir une idée générale du déroulement simultané des processus biologiques et physico-chimiques d'élimination du phosphore.

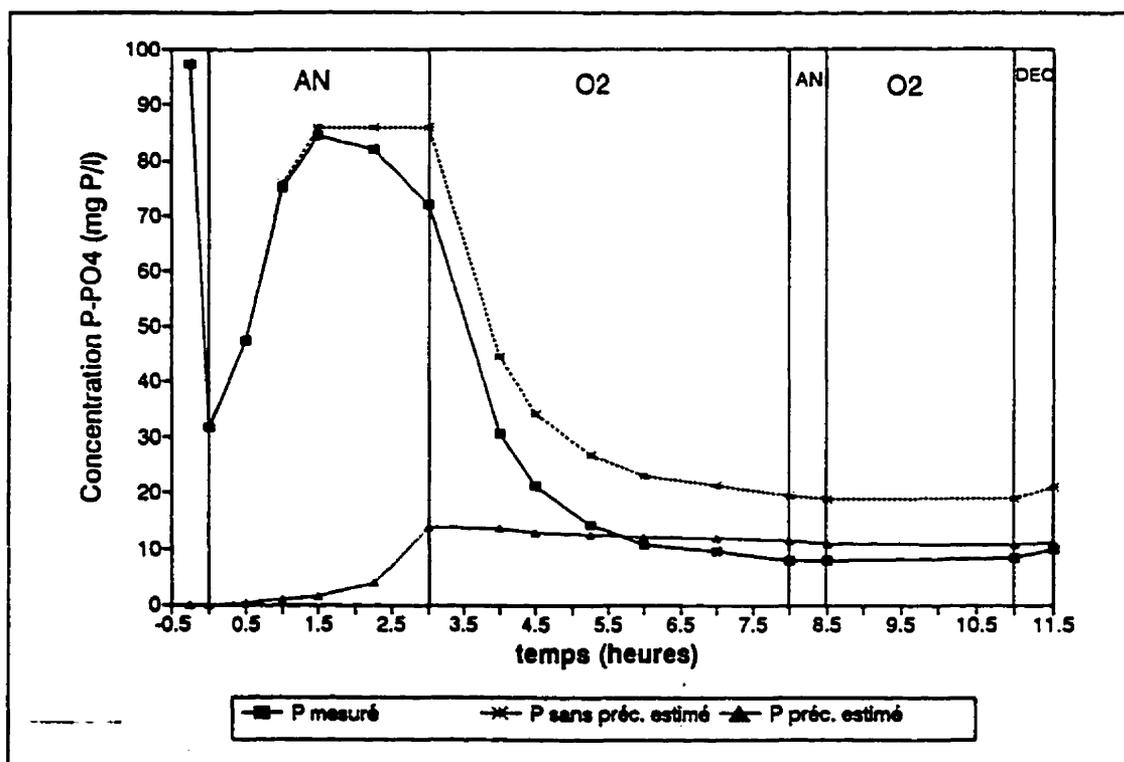


Figure 3.16 Estimation du profil de précipitation-adsorption du phosphore dans le RBS-3, jour 260

3.2.14 Diminution de la concentration en orthophosphates en fin de première période non aérée

Après plus de 200 jours d'opération du RBS, le phénomène de réduction de la concentration en $o\text{-PO}_4$ en fin de première période anaérobie demeurait toujours plus ou moins expliqué. Des analyses de PHA furent alors effectuées dans le but de vérifier l'hypothèse de la précipitation du phosphore en fin de période non aérée, plutôt qu'un recaptage provoqué par un entraînement d'oxygène par l'agitation du milieu. Ainsi, une diminution de la concentration en PHA en fin de période couplée à une diminution de la concentration en orthophosphates prouverait la présence d'un entraînement d'oxygène dans le réacteur. Les résultats des tests de PHA sont présentés au tableau 3.3.

Tableau 3.3 Résultats des analyses de PHA sur la biomasse du RBS-3 et du RBS-6

DATE	JOUR	REACTEUR	PÉRIODE	PHB (%gHB/gMES)	PHV (%gHV/gMES)	PHA (%gHA/gMES)	PHA (%gHA/gMVES)	PHA (mg/l)
13-09-05	216	RBS-3	FPNA	2.93	2.70	5.63	9.27	271.1
13-09-05	216	RBS-3	F2PA	0.13	0.08	0.21	0.35	10.2
12-10-05	275	RBS-3	FPNA	3.79	2.44	6.23	11.23	310.8
12-10-05	275	RBS-3	F2PA	0.22	0.08	0.30	0.54	14.9
26-10-05	289	RBS-3	PNA90	3.56	1.99	5.55	10.25	228.5
26-10-05	289	RBS-3	FPNA	3.64	2.57	6.21	11.50	256.3
26-10-05	289	RBS-3	F2PA	0.27	0.09	0.36	0.66	14.7
2-11-05	296	RBS-3	PNA105	6.26	4.12	10.38	15.01	540.4
2-11-05	296	RBS-3	FPNA	5.73	4.34	10.07	14.57	524.5
2-11-05	296	RBS-3	F2NA					
26-10-05	146	RBS-6	FPNA	4.32	2.80	7.12	12.37	330.1
26-10-05	146	RBS-6	F2PA	0.20	0.07	0.27	0.47	12.5

Les résultats montrent qu'au jour 289, les réserves de PHA continuent d'augmenter dans les dernières 90 minutes de la première période anaérobie, et donc qu'aucun entraînement d'oxygène dans le réacteur ne semble affecter le métabolisme microbien. Au jour 296, une légère diminution du contenu en PHA durant les dernières 75 minutes de la première période non aérée laisse entrevoir la possibilité d'un recaptage du phosphore causé par la présence d'oxygène dans le milieu. Aucune diminution de la concentration en orthophosphates n'est observée durant ces 75 minutes. Cette constatation peut être expliquée par le fait que l'ajout continu d'acide tout au long de la période non aérée et nécessaire pour maintenir le pH à 6,0 provoquerait une solubilisation continue du phosphore pouvant normalement être précipité suite à l'augmentation de la concentration en orthophosphates et en cations résultant du relargage du phosphore. Il est important de se rappeler que la précipitation du phosphore est fonction du pH du milieu et de la concentration en orthophosphates, en plus de la concentration en cations. Par contre, la diminution des PHA est faible (0,71 mmol C-PHA) ce qui, selon le modèle de Smolders *et al.*, ne permet que le recaptage de 9 mg o-PO₄/l si la biomasse est composée exclusivement

d'organismes déphosphatants, et seulement 3,6 mg o-PO₄/l avec 40% du carbone alimenté assimilé par les bactéries bio-P dans la liqueur mixte, alors que la diminution des orthophosphates en fin de période anaérobie lorsque le pH n'était pas contrôlé était plus importante (par exemple, au jour 260, 12,5 mg o-PO₄/l de diminution). Le phénomène de diminution de la concentration en orthophosphates en fin de première période non aérée est donc probablement imputable à un phénomène de précipitation chimique, alors que l'entraînement d'oxygène causé par l'agitation du milieu ne semble jouer qu'un rôle secondaire. L'entraînement d'oxygène devrait de plus être assez faible pour ne pas être détecté par les sondes à oxygène dissous et rédox (comme mesuré, par exemple, au jour 260, figures A1.33 et A1.34), ce qui ne permettrait qu'un très faible entraînement d'oxygène qui ne serait peut-être pas nécessairement suffisant pour permettre un recaptage significatif du phosphore.

3.2.15 Analyse de l'assimilation du carbone par la biomasse

Des tests de PHA furent réalisés aux jours 246, 275, 289 et 296 du RBS-3, sur des échantillons provenant de la première période non aérée (où la concentration en PHA est maximale) et de la fin de la seconde période aérée (où la concentration en PHA est minimale). L'objectif principal de ces analyses était d'étudier la répartition du carbone dans la biomasse afin d'identifier les voies métaboliques utilisées pour la consommation de la matière organique. Cette étude peut par la suite être utile pour optimiser l'accumulation du PHA par les bactéries déphosphatantes afin d'obtenir une meilleure élimination du phosphore. Elle peut également être utile pour chercher des explications au fait que l'objectif général de réduction du phosphore total à moins de 1 mg P/l n'a pu être atteint avec l'affluent supplémenté en phosphore.

3.2.15.1 Métabolisme théorique du carbone

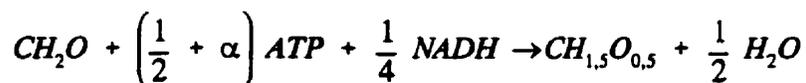
Les résultats obtenus avec le RBS-3 portent à croire que la perte de déphosphatation biologique (jours 160 à 220) avait été le résultat d'une prolifération des bactéries "G" au détriment des bactéries déphosphatantes. Il est alors normal de considérer que lors de l'opération normale du réacteur, la biomasse contenait toujours une fraction importante de bactéries "G" qui nuisaient considérablement à la déphosphatation. L'analyse du métabolisme complet du carbone par la biomasse du RBS-3 permet de quantifier l'importance de ces deux populations dans le RBS-3. Elle permet également de proposer un métabolisme caractéristique des bactéries "G" à partir du modèle biochimique de Smolders *et al.* (1994a, 1994b, 1995).

a) Modèle de Smolders pour les bactéries déphosphatantes

Le modèle de Smolders a été présenté de façon générale à la section 1.3.3.2. Le métabolisme anaérobie et l'énergie impliquée pour les différentes réactions sont schématisés à la figure 3.17.

Les principales réactions en jeu s'expriment stoéchiométriquement par les équations qui suivent.

Assimilation de l'acétate et accumulation sous forme de PHB



où l'acétate (représenté sur une base de 1 carbone, CH_2O) est transformé en PHB ($CH_{1,5}O_{0,5}$) en consommant α ATP pour le transport de l'acide acétique à l'intérieur de la cellule (α compris entre 0 et $\frac{1}{2}$ molATP/molC-HAc), $\frac{1}{2}$ ATP pour

la transformation de l'acétate en acétyl-CoA et $\frac{1}{4}$ NADH pour la transformation de l'acétyl-CoA en PHB.

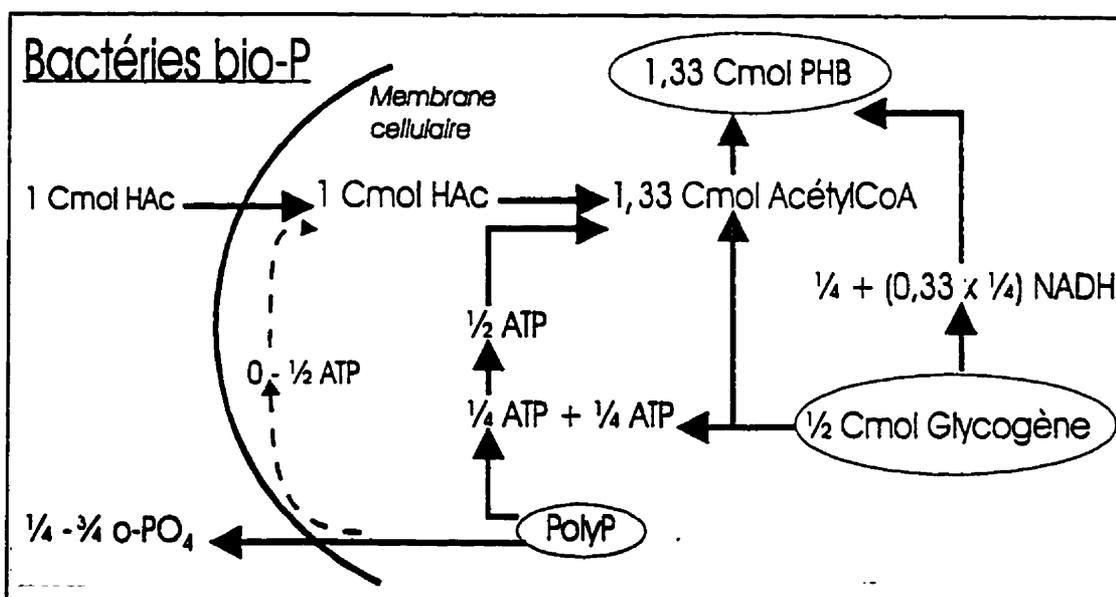
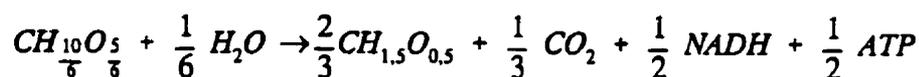


Figure 3.17 Modèle biochimique de Smolders *et al.* en condition anaérobie et énergie impliquée

Dégradation du glycogène



où le glycogène (sur une base de 1 carbone, $\text{CH}_{10/6}\text{O}_{5/6}$) est converti en PHB en perdant le tiers de son carbone sous forme de CO_2 et en produisant de l'énergie sous forme d'ATP et de NADH. Cette réaction produit en réalité plus de NADH, mais une certaine quantité du NADH produit est utilisée pour la transformation en PHB de l'acétyl-CoA provenant du glycogène.

Donc, l'assimilation de 1 mmolC-HAc demande la consommation de 0,5 mmolC-glycogène et de $\frac{1}{4}$ à $\frac{3}{4}$ mmolP-polyP, dépendant du pH du milieu, ce phosphore

étant par la suite expulsé de la cellule. La transformation de 1 mmol P-polyP en P-PO₄ permet la production de 1 mmol d'ATP. Ces processus permettent la synthèse de 1,33 mmol C-PHA/mmol C-HAc_{assimilé}.

b) Modèle proposé pour les bactéries "G"

Il est possible de présenter un modèle pour les bactéries "G" à partir du modèle de Smolders *et al.* en éliminant la réserve de polyphosphates de la cellule. L'énergie déficitaire ne peut alors provenir que des réserves de glycogène. La dégradation des réserves de glycogène produira par contre un surplus de NADH et un déficit d'ATP si la même voie métabolique que celle des bactéries bio-P est utilisée. La consommation du glycogène doit permettre de combler la demande énergétique en ATP et en NADH, mais sans provoquer d'accumulation d'un de ces composés. La dégradation du glycogène s'effectue alors probablement selon deux voies métaboliques différentes. Dans la voie I, le PHA est synthétisé par l'intermédiaire de l'acétyl-CoA, ce qui permet la production d'ATP et de NADH. Cette voie métabolique est celle empruntée pour la dégradation du glycogène par les bactéries déphosphatantes. Durant ce processus, le tiers du carbone provenant du glycogène est converti en CO₂, ce qui entraîne la formation d'une quantité moindre de PHA. La voie II passe par le propionyl-CoA et produit de l'ATP mais consomme du NADH (Sato *et al.*, 1992). La production du propionyl-CoA passerait par la voie de fermentation du propionate via l'oxaloacétate, ce qui est courant chez plusieurs bactéries anaérobies. Ce processus ne produit pas de CO₂, et donc tout le glycogène consommé se retrouve sous forme de PHA. L'équation générale des transformations se produisant par la voie II est alors:



Ces deux voies métaboliques sont schématisées aux figures 3.18 et 3.19. Les PHA produits par la voie I sont des PHB (à partir de 2 acétyl-CoA), alors que la voie II permet la production de PHV (à partir de 1 acétyl-CoA provenant de la voie I et de 1 propionyl-CoA de la voie II).

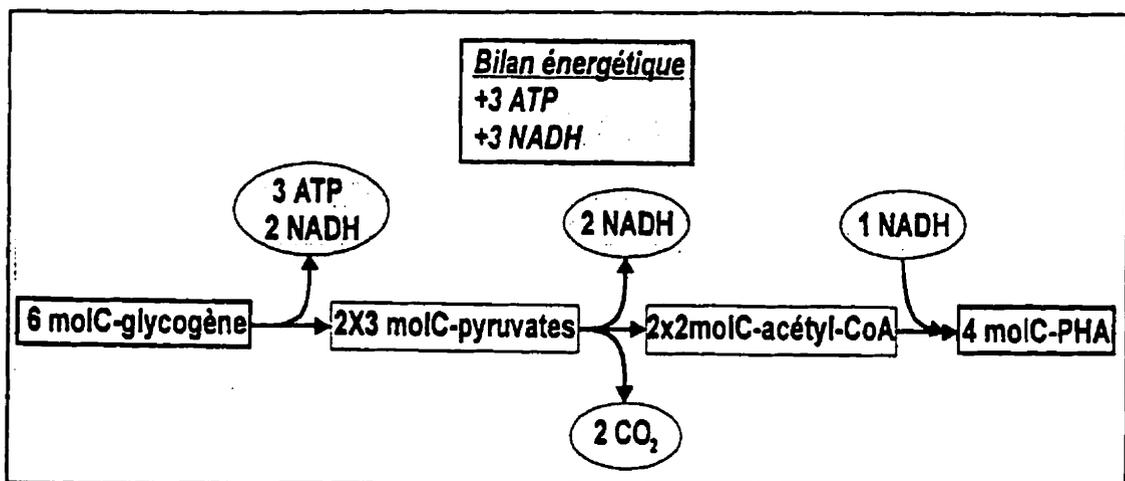


Figure 3.18 Consommation du glycogène selon la voie métabolique I

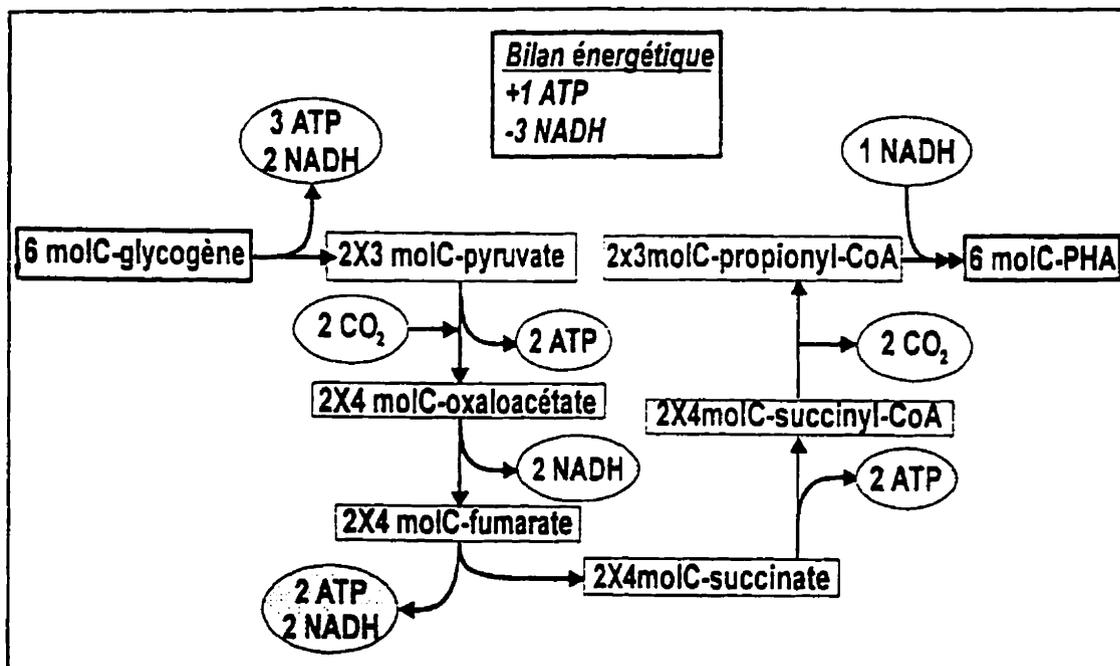


Figure 3.19 Consommation du glycogène selon la voie métabolique II

Les bactéries "G" utiliseraient alors les deux voies métaboliques simultanément, de façon à fournir l'ATP et le NADH nécessaire pour l'assimilation de la matière organique extracellulaire (les AGV), tout en n'accumulant pas de NADH, ce qui inhiberait plusieurs processus microbiens et paralyserait le fonctionnement normal de la cellule. Ce métabolisme "G" proposé est schématisé à la figure 3.20.

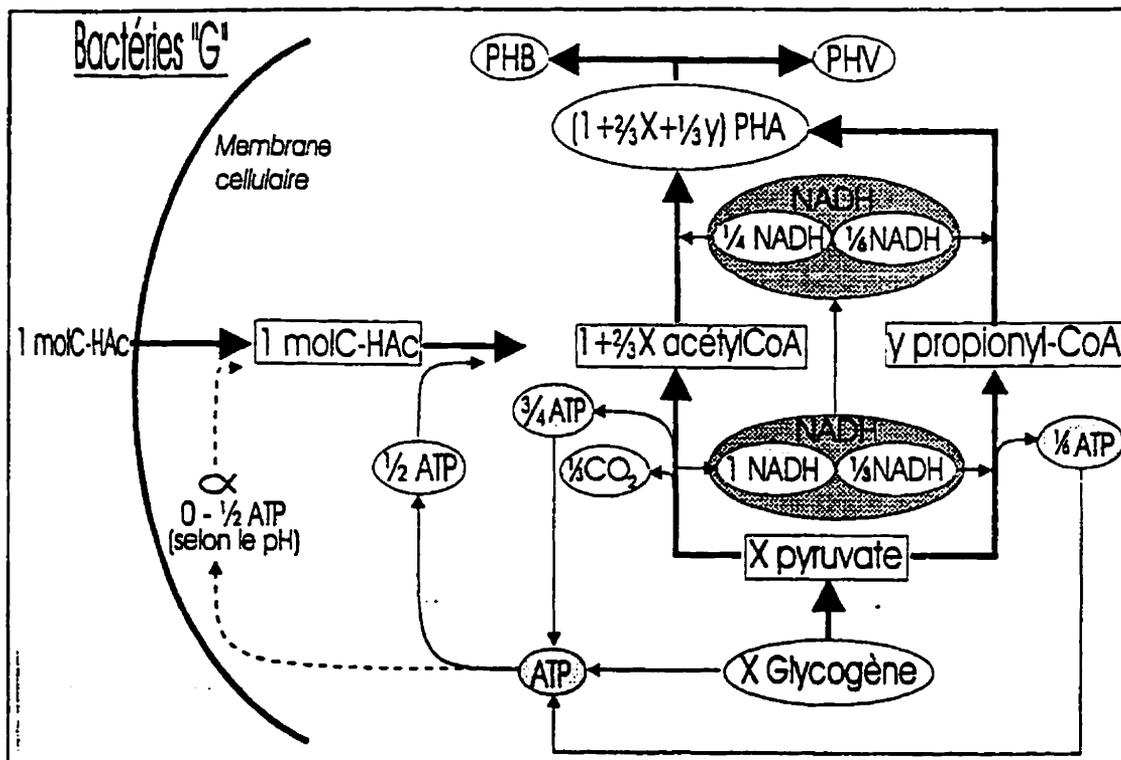


Figure 3.20 Modèle proposé pour le métabolisme des bactéries "G" en conditions anaérobies

La demande énergétique associée au transport de l'acétate à l'intérieur de la cellule est de 0 à $\frac{1}{2}$ mmolATP/mmolC-HAc. La relation présentée à la figure 1.6 peut être utilisée en retranchant 0,25 mmolP/mmolC-HAc à l'axe y puisque, pour les bactéries déphosphatantes, pour chaque mmolC-HAc assimilée, $\frac{1}{4}$ mmolP-ATP provenant des polyphosphates est consommée pour la transformation en acétylCoA et 0 à $\frac{1}{2}$ mmolP-ATP pour le transport de l'acétate (voir figure 3.17). Ainsi, à un pH d'environ 5,7, le relargage de phosphore dans les bactéries bio-P est de 0,25 mmolP/mmolc-HAc, ce qui correspond à une production de $\frac{1}{4}$ mmol d'ATP, utilisé exclusivement pour la conversion de l'acétate en acétyl-CoA.

Le glycogène consommé pour la production d'ATP et de NADH est transformé en PHA, tout comme la matière organique assimilée. Les quantités de NADH et d'ATP produites lors de la transformation du glycogène en acyl-CoA (acétyl-CoA

et propionyl-CoA) sont représentées à la figure 3.20 avec des unités de mol NADH (ou ATP) par molC-acyl-CoA produites par la dégradation du glycogène (ex. 1 mole NADH est générée lors de la production d'une mole de C-acétyl-CoA provenant de la dégradation de 1,5 mole de C-glycogène). Par la suite, lors de la transformation des acyl-CoA en PHA, le NADH consommé est exprimé en mol NADH par molC-acyl-CoA transformé en PHA.

Puisque l'énergie associée au transport de la matière organique à l'intérieur de la cellule est dépendante du pH du milieu et que, pour les bactéries "G", l'unique source d'énergie provient des réserves de glycogène, la production de PHA est dépendante du pH du milieu. La variation du pH modifie la demande énergétique en ATP, ce qui entraîne une variation de la quantité de glycogène consommée, mais qui modifie également la répartition de ce glycogène vers les 2 voies métaboliques. La quantité de glycogène utilisée et la fraction passant par chacune des deux voies métaboliques sont calculées par un bilan sur l'ATP et le NADH. Les résultats calculés pour différents pH sont présentés au tableau 3.4, à partir des variables (X et Y) posées à la figure 3.20.

Tableau 3.4 Utilisation théorique du carbone par les bactéries "G" et énergie impliquée selon le pH du milieu

pH	6,0	7,0	7,3	8,0
ATP(transport) (molP/molC-HAc)	0.043	0.229	0.285	0.415
$y=3/8 + 3/2*(\alpha)=$	0.4395	0.7185	0.8025	0.9975
$X=1+2*(\alpha)+2/3y=$	1.379	1.937	2.105	2.495
HAc consommé (molC)	1	1	1	1
AcétylCoA formé (molC)	1.626333	1.812333	1.868333	1.998333
PropionylCoA formé (molC)	0.4395	0.7185	0.8025	0.9975
Glycogène utilisé (molC)	1.379	1.937	2.105	2.495
PHA formé (molC)	2.065833	2.530833	2.670833	2.995833
PHV formé (molC)	0.7325	1.1975	1.3375	1.6625
PHB formé (molC)	1.333333	1.333333	1.333333	1.333333
NADH(produit)	0.626333	0.812333	0.868333	0.998333
NADH(utilisé)	0.626333	0.812333	0.868333	0.998333
NADH(p)-NADH(u)	0.00	0.00	0.00	0.00
ATP(produit)	0.543	0.729	0.785	0.915
ATP(utilisé)	0.543	0.729	0.785	0.915
ATP(p)-ATP(u)	0.00	0.00	0.00	0.00
rapport PHA(f)/AGV(assim.)	2.0658	2.5308	2.6708	2.9958

La valeur clé à obtenir à partir de ce modèle est le rapport entre la production de PHA et l'assimilation des AGV. Un rapport supérieur à 1 indique qu'une source de carbone interne (le glycogène) est utilisée pour la formation du PHA en plus des AGV consommés. Pour les organismes bio-P, le rapport obtenu par Smolders *et al.* (1994a) est de 1,33 mmolC-PHA/mmolC-AGV. L'exercice de modélisation réalisé avec les bactéries "G" permet d'obtenir une relation dépendante du pH, mais également supérieure sous toutes conditions au rapport obtenu pour les bactéries déphosphatantes. Les bactéries "G" possèderaient donc des réserves de glycogène beaucoup plus importantes que les bactéries déphosphatantes. Ainsi, l'assimilation de 1 molC-HAc par les bactéries bio-P fait intervenir 0,5 molC-glycogène, alors que pour les bactéries "G", la quantité de

glycogène utilisée est de 1,9 molC-glycogène à un pH de 7,0 et atteint 2,5 molC-glycogène à un pH de 8,0, soit 4 à 5 fois plus.

La mesure de la concentration en PHA d'une biomasse déphosphatante, utilisée pour estimer le pouvoir de déphosphatation de la biomasse, doit être considérée prudemment puisqu'une concentration en PHA élevée n'indique pas nécessairement une accumulation importante de carbone par les organismes bio-P mais peut-être la présence de bactéries "G" dans le système. De plus, un rapport $\text{PHA}_{\text{synthétisé}} / \text{C-AGV}_{\text{assimilé}}$ supérieur à 1,33 signifierait automatiquement la présence de bactéries "G" dans le système. La détermination de ce rapport à partir des données expérimentales est présentée à la section suivante de façon à le comparer avec la prédiction du modèle biochimique.

3.2.15.2 Mesures de la répartition du carbone dans la biomasse

Le carbone alimenté au RBS-3 peut être divisé en deux groupes, soit les AGV et le carbone plus difficilement assimilable. Puisque la biomasse est composée de deux groupes microbiens distincts en compétition pour la matière organique en période non aérée (bactéries bio-P et bactéries "G"), la compétition pour le substrat peut être représentée par le schéma suivant.

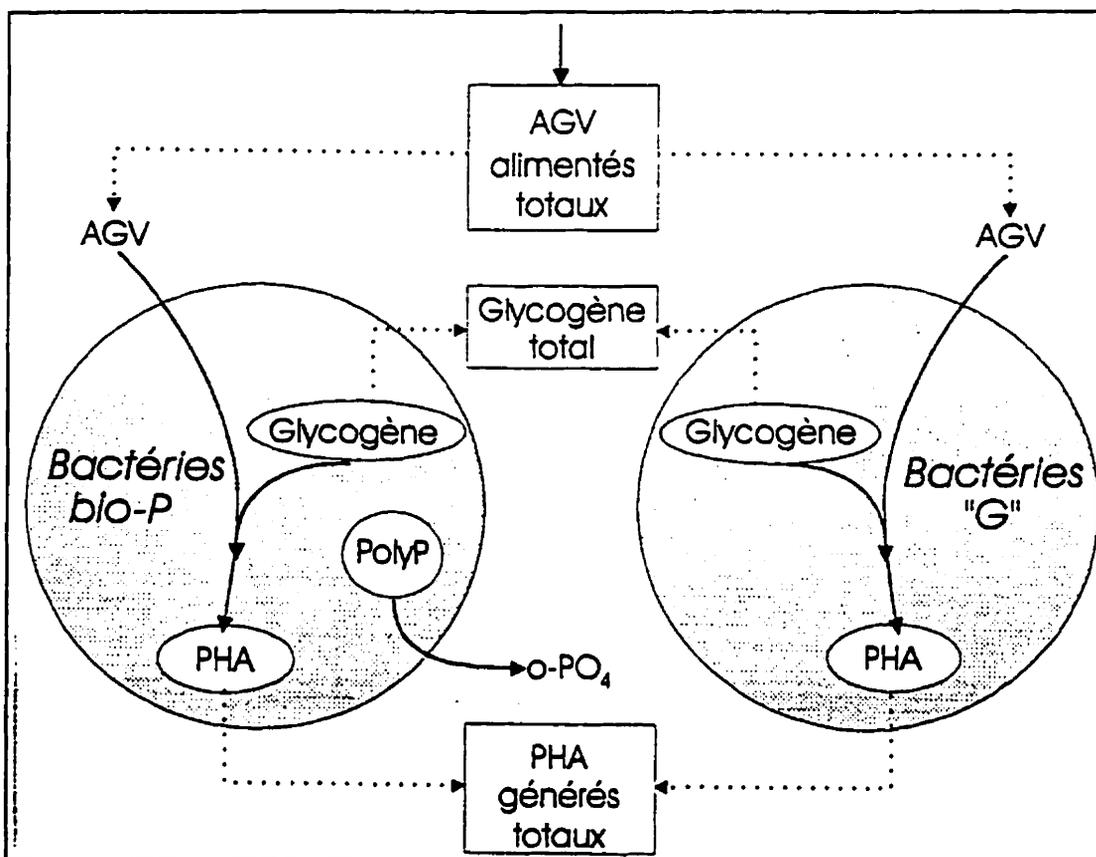


Figure 3.21 Répartition du carbone entre les bactéries bio-P et les bactéries déphosphatantes

Pour quantifier la répartition du carbone dans le RBS-3, les mesures de DCO, PHA et orthophosphates sont nécessaires. De plus, un certain nombre d'hypothèses doivent être posées, soit:

- la concentration en phosphore relargué est estimée par la plus forte différence entre la concentration en orthophosphates durant la première période non aérée et la concentration de départ au début du cycle ($t=0$), en considérant le phosphore total alimenté plutôt que les orthophosphates seuls;

- la DCO pouvant être assimilée en période anaérobie se limite aux AGV provenant de l'alimentation (la fermentation durant les périodes anaérobies est négligée);
- la consommation de DCO provenant de la dénitrification est négligée (cette consommation annule une partie de la DCO fermentée en AGV durant les périodes anaérobies et qui est négligée).
- la concentration et la répartition des AGV pour une journée d'opération donnée est extrapolée linéairement à partir de la valeur de DCO_r de cette journée et des résultats de DCO_r et d'AGV du jour 275;

Pour débiter le calcul de répartition de la matière organique, il faut estimer la concentration en AGV alimentée, qui représente le carbone assimilable. Par la suite, les résultats des tests de PHA (tableau 3.3) permettent de calculer la quantité de PHA accumulée durant la première période anaérobie. La différence entre la concentration en PHA accumulée et la concentration en AGV assimilée (en mmolC) permet d'obtenir la quantité totale de PHA provenant du glycogène.

Par la suite, seules les bactéries bio-P doivent être considérées. Il est possible, à partir de la relation entre la concentration en phosphore relargué et le pH du milieu en période anaérobie (figure 1.6) de calculer la quantité de carbone assimilée par les bactéries déphosphatantes et ayant permis de relarguer la quantité de phosphore mesurée expérimentalement. La quantité de glycogène utilisée par les organismes bio-P est alors facilement calculable (0,5 fois C-AGV assimilé), tout comme la quantité de PHA produite (C-AGV assimilé + 0,67 C-glycogène utilisé).

Par différence, il est aisé de déterminer la quantité de carbone assimilée par les bactéries "G" et le PHA formé. Tous ces calculs permettent finalement d'obtenir un rapport expérimental entre le PHA formé et les AGV assimilés pour les bactéries "G". Les résultats condensés obtenus pour les jours 246, 260, 275 et 296 sont présentés au tableau 3.5.

Tableau 3.5 Répartition du carbone dans la biomasse, RBS-3

Jour	pH (Pna)	Population microbienne	C-AGV assimilé		C-PHA accumulé		C-PHA/C-AGV	
			mMolC-AGV	%	mMolC-PHA	%	expérimental	modèle
246	7.50	bio-P	1.74	22%	2.31	18%	1.33	1.33
		"G"	6.04	78%	10.28	82%	1.70	2.76
260	7.20	bio-P	3.42	42%	4.55	33%	1.33	1.33
		"G"	4.78	58%	9.15	67%	1.91	2.62
275	6.95	bio-P	3.93	55%	5.23	37%	1.33	1.33
		"G"	3.17	45%	8.97	63%	2.83	2.51
296	6.05	bio-P	5.55	62%	7.38	30%	1.33	1.33
		"G"	3.35	38%	17.1	70%	5.10	2.09

Au jour 246, la concentration en phosphore total est extrapolée à partir de celle du jour 260. De plus, l'échantillonnage trop espacé du jour 246 ne permet pas de quantifier réellement le relargage. La concentration en phosphore relargué est alors estimée à partir du profil de précipitation présenté à la section 3.3.13 et d'un bilan sur le phosphore dans la biomasse.

Au jour 260, l'analyse de PHA n'a pas été réalisée. Les valeurs utilisées pour les calculs ont été interpolés entre celles des jours 246 et 275, ce qui peut entraîner une erreur dans la répartition du carbone.

Au jour 296, il est difficile de quantifier le phosphore relargué puisque l'ajout d'acide entraîne une solubilisation du phosphore précipité. De plus, la légère chute de PHA en fin de première période anaérobie provoque peut-être un

recaptage de phosphore. Cette incertitude sur la valeur de phosphore relargué rend le rapport C-PHA/C-AGV difficile à estimer. Une autre valeur faisant malheureusement défaut lors de cet échantillonnage est la concentration en PHA en fin de cycle, qui fut estimée à 0,7 mMolC-PHA comme au jour 275. Par contre, il est possible que les PHA n'aient pas été entièrement consommés durant le traitement, entre autres à cause de la concentration élevée de nitrites pouvant causer un tort majeur à la biomasse bio-P et "G". Les résultats obtenus pour le jour 296 doivent donc être considérés avec beaucoup de prudence.

Les résultats des jours 246, 260 et 275 sont donc plus fiables que ceux du jour 296. Les rapports calculés entre le stockage des PHA et l'assimilation des AGV pour les bactéries "G" sont supérieurs à 1,33, et se situent entre 1,7 et 1,9 pour les jours 246 et 260 et s'élève à 2,8 au jour 275.

La valeur de 5,1 au jour 296 est difficilement explicable. Ce rapport indique que des quantités très élevées de glycogène ont dû être utilisées pour combler la demande énergétique associée à l'assimilation des AGV par les organismes "G", ce qui découlerait d'une perte d'efficacité énergétique pour ces bactéries. Il est également possible que la présence de nitrites a pu causer un stress important aux bactéries provoquant une augmentation de la consommation d'énergie. À cause des importantes incertitudes reliées aux analyses non effectuées (ex. PHA en fin de cycle), le résultat du jour 296 est mis de côté.

Le modèle énergétique des bactéries "G" est donc possible, alors que les résultats des jours 246 et 260 concordent relativement bien avec la valeur estimée par le modèle malgré une certaine déviation, plus marquée au jour 246. Cette déviation semble correspondre avec l'incertitude sur les mesures expérimentales, comme la quantité de phosphore relargué au jour 246. Par contre, la valeur obtenue au jour 275, alors que toutes les données

expérimentales étaient disponibles, correspond assez bien avec la valeur théorique. La comparaison entre le modèle biochimique des bactéries "G" et les résultats expérimentaux s'est malheureusement limitée à trois points. Il serait donc intéressant de valider le modèle des bactéries "G" en comparant la prédiction avec d'autres résultats expérimentaux d'un système de déphosphatation biologique dominé par les bactéries "G".

3.2.15.3 Respiration de la biomasse

La consommation d'oxygène est reliée à trois processus généraux pour une biomasse composée simplement d'organismes déphosphatants, soit l'accumulation de polyphosphates associée à l'utilisation du PHA et au stockage de glycogène, la croissance de la biomasse et la respiration endogène associée à l'activation des fonctions vitales des bactéries. Par contre, la présence de bactéries "G" fait en sorte que l'accumulation des polyphosphates peut se terminer avant que les bactéries "G" aient achevé la transformation de leurs importantes réserves de PHA en glycogène. Cette situation a pu être possible dans le RBS-3 puisque, comme le montrent les calculs de répartition du carbone dans la biomasse (tableau 3.5), les réserves totales de PHA des bactéries "G" sont plus de trois fois supérieures à celles des bactéries bio-P. Alors, au moment où l'accumulation du phosphore s'estompe (qui correspond au moment où les réserves de PHA des bactéries déphosphatantes sont pratiquement nulles), la transformation du PHA en glycogène dans les bactéries "G" continue jusqu'à ce que les réserves de PHA de ces organismes soient à leur tour minimales.

L'échantillonnage du jour 260 a permis de mesurer le taux d'utilisation d'oxygène (OUR) de la biomasse durant les périodes aérées du cycle. Les résultats obtenus sont présentés à la figure suivante.

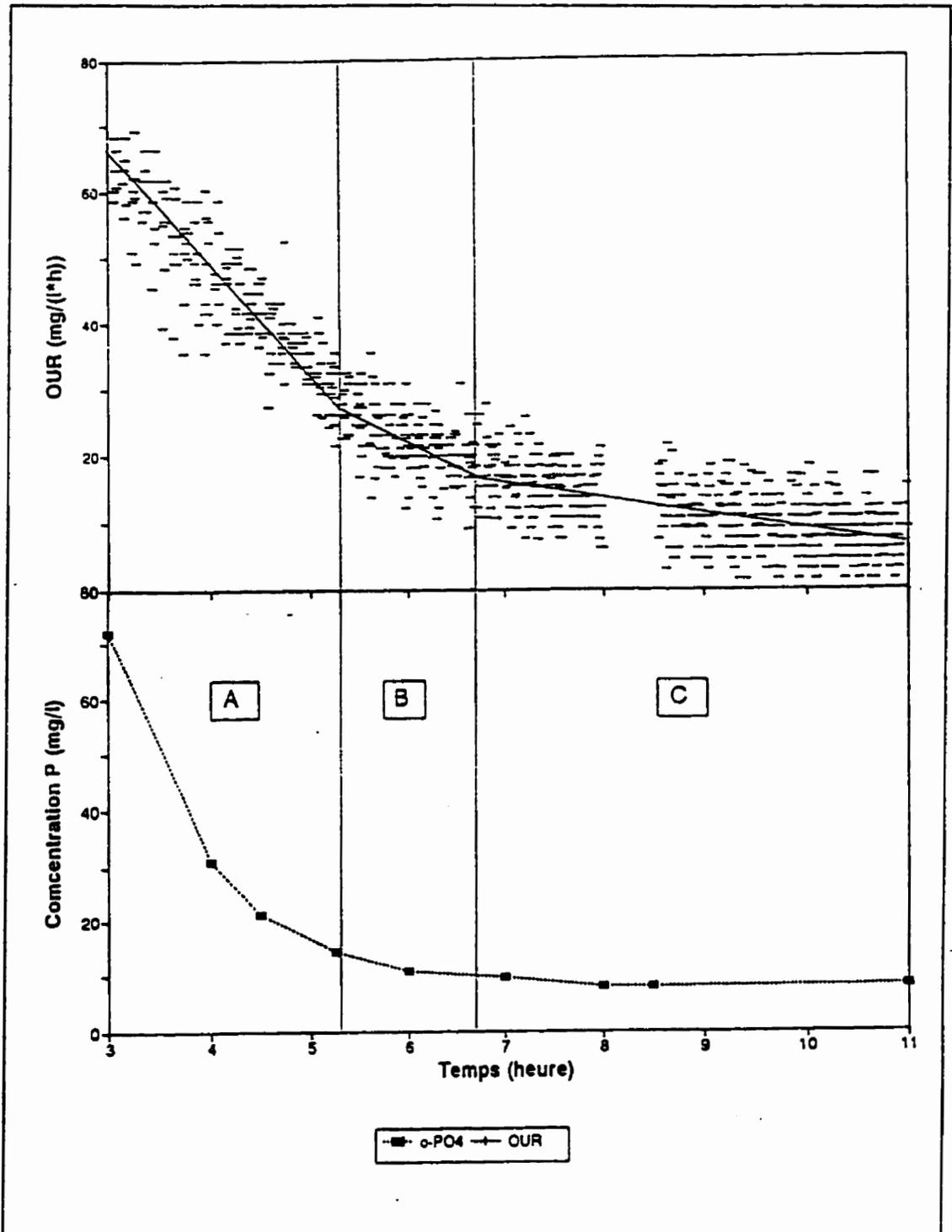


Figure 3.22 Taux d'utilisation d'oxygène et profil des orthophosphates au jour 260 dans le RBS-3

Les taux mesurés peuvent être divisés en trois périodes où la dérivée du taux de consommation est à peu près constante, soit les périodes A, B et C. Dans la période A, toutes les réactions consommant de l'oxygène se déroulent simultanément, soit le recaptage du phosphore et le stockage du glycogène par les bactéries bio-P, la transformation du PHA en glycogène par les bactéries "G" et la croissance et le maintien de toutes les populations bactériennes. De plus, au tout début de la première période aérobie, les organismes hétérotrophes consomment une partie de la DCO plus difficilement assimilable. Ce dernier phénomène est par contre négligé vu l'importante fraction d'AGV de l'alimentation qui laisse peu de DCO difficilement assimilable pour les hétérotrophes. La fin de la période A correspond donc à la fin de la période de recaptage du phosphore par la biomasse déphosphatante (figure 3.20). Les bactéries "G" forment pour leur part du glycogène jusqu'à la fin de la période B. La consommation de phosphore durant cette période provient probablement de la croissance des bactéries "G", qui possèdent encore des réserves de PHA. À la période C, la consommation d'oxygène ne provient que d'une faible croissance de la biomasse (peu de matière organique soluble disponible mais réserves importantes de glycogène) ainsi que de la respiration endogène.

Le profil de respiration montre donc une corrélation intéressante avec les résultats des calculs sur la répartition du phosphore. Il serait intéressant de confirmer que la fin de la période B correspond bien avec la fin de l'utilisation du PHA par les bactéries "G", ce qui pourrait être réalisé à l'aide de tests de PHA réalisés à la fin de la période B.

3.2.15.4 Effet sur l'enlèvement du phosphore

L'étude de la répartition du carbone montre que les AGV alimentés au réacteur ne sont pas utilisés de manière optimale pour la suraccumulation du phosphore,

alors que seulement 20 à 60% des AGV sont assimilés par les bactéries déphosphatantes, la balance allant aux bactéries "G". Puisque l'enlèvement du phosphore est proportionnel à l'accumulation du PHA (et donc de l'assimilation de la matière organique) par les bactéries bio-P, il serait possible d'améliorer beaucoup la suraccumulation du phosphore en permettant l'accumulation d'une plus grande fraction de la DCO alimentée par les organismes bio-P.

Il est possible de calculer la quantité de DCO qui devrait être assimilée par les déphosphatantes pour obtenir un effluent contenant moins de 1 mg P/l de phosphore soluble. Au jour 275, l'enlèvement du phosphore est calculé par la différence entre la concentration au temps $t=0$ ($\frac{1}{4} P_{t(\text{alimentation})} + \frac{3}{4} O\text{-}PO_4(\text{fin du cycle})$) = 29,3 mg P/l) et la concentration en phosphore soluble à la fin du cycle (8,3 mg P/l). L'enlèvement du phosphore s'établit donc à 21,0 mg P/l pour les 15 litres du réacteur. Un bilan sur le phosphore dans la biomasse montre que 40% de l'élimination du phosphore est le résultat du phénomène de précipitation-adsorption. Puisque la consommation de phosphore reliée à la croissance microbienne s'établit à environ 2% des MVES, la suraccumulation par la biomasse permet d'éliminer 11,3 mg P/l.

Une hypothèse conservatrice est alors posée pour estimer la précipitation du phosphore. Ainsi, en supposant que la quantité de carbone assimilée par la biomasse déphosphatante augmente (au dépens des bactéries "G"), ce qui entraînerait une augmentation du relargage de phosphore et donc de la concentration en phosphore en fin de première période non aérée, provoquant du même coup une augmentation de la précipitation, il est posé que la précipitation demeure la même que celle calculée précédemment avec les résultats réels, soit 40% de l'enlèvement total (21 mg P/l), donc 8,4 mg P/l.

Connaissant la quantité de phosphore précipitée, et en supposant que la croissance demeure la même, une hausse de l'assimilation des AGV alimentés par la biomasse déphosphatante permettrait d'abaisser fortement la concentration en phosphore soluble à l'effluent, comme le montrent les résultats du tableau 3.6.

Tableau 3.6 Enlèvement du phosphore selon la quantité d'AGV assimilés par la biomasse déphosphatante, RBS-3, jour 275

Cas	Population microbienne	C-AGV assimilé	P enlevé par suraccumulation	P enlevé au total	Concentration P soluble effluent
			mg P/l	mg P/l	mg P/l
1 (expérimental)	bio-P	55%	11.3	21.0	8.3
	"G"	45%	0.0		
2 (hypothétique)	bio-P	75%	15.4	25.1	4.2
	"G"	25%	0.0		
3 (hypothétique)	bio-P	95%	19.5	29.2	0.1
	"G"	5%	0.0		

Donc, le contrôle de la population microbienne dans le réacteur pour favoriser le développement des bactéries bio-P au dépens des bactéries "G" permettrait une utilisation optimale de la DCO alimentée au procédé, ce qui augmenterait d'autant l'efficacité de la déphosphatation biologique. Il serait même possible d'obtenir une concentration en phosphore soluble pratiquement nulle si 95% des AGV étaient consommés par les déphosphatantes (tableau 3.6, cas 3), ce qui laisserait une marge d'environ 1 mg P/l pour le phosphore particulaire contenu dans les MES de l'effluent, de façon à respecter l'exigence de rejet. Il est à noter que la DCO alimentée au jour 275 ne s'élevait qu'à 1016 mg/l, alors que cette valeur se situe généralement aux environs de 1500 mg/l. Donc, avec une DCO "normale" dans l'alimentation, la proportion de carbone assimilée par les bactéries déphosphatantes nécessaire pour obtenir une concentration en

phosphore soluble à peu près nulle ne s'élèverait qu'à 70%-80% (selon la proportion d'AGV) plutôt que 95% présenté au tableau 3.6.

3.2.16 Tests de DBO sur le réacteur RBS-3

Des tests de DBO furent réalisés sur l'alimentation et le surnageant du RBS-3. Ces tests visaient à caractériser la biodégradabilité de l'alimentation et du surnageant du RBS-3, ainsi que la facilité à réaliser cette biodégradation. La détermination de la DBO est également importante puisque cette mesure est utilisée par le MEF pour caractériser la charge organique d'une eau usée, plutôt que la DCO. L'exigence du MEF fixe la DBO_5 maximale d'un effluent agro-alimentaire à 30 mg/l pour le rejet de l'effluent traité à la rivière.

Les résultats complets des tests de DBO sont présentés plus loin au tableau 3.7. Les résultats montrent que, comme il fallait s'y attendre, la demande biochimique en oxygène de l'alimentation brute est presque entièrement exercée durant les 5 premiers jours, ce qui correspond à la très grande proportion de carbone facilement assimilable contenu dans l'alimentation, soit principalement la fraction des AGV. Le rapport DBO_5/DBO_u se situe entre 92% et 98%. La DBO_u de l'alimentation brute représente pour sa part environ 75% de la DCO non filtrée. Ce résultat est par contre présenté avec prudence puisque les tests de DCO sur des échantillons bruts ont semblé donner des résultats peu fiables. Il serait ainsi très surprenant que 25% de la DCO_b mesurée (soit plus de 500 mg DCO/l) ne soit pas biodégradable, alors que la DCO_f du surnageant se situait à moins de 100 mg/l (souvent moins de 50 mg/l) avec peu de MES (moins de 30 mg/l). Il faudrait alors que le traitement en RBS parvienne à dégrader une fraction de la DCO non oxydée par le test de DBO.

Pour l'alimentation filtrée, la DBO s'exerce complètement dans les sept premiers jours ($DBO_7/DBO_u > 99\%$), et compte pour environ 90% de la DCO de l'alimentation filtrée. Donc, environ 10% de la DCO filtrée alimentée n'est pas disponible initialement aux microorganismes. Par contre, cette DCO difficilement biodégradable est consommée durant le cycle de traitement puisque la DCO filtrée du surnageant se situe régulièrement à moins de 50 mg/l, ce qui est beaucoup moins que 10% de la DCO alimentée, soit environ 150 mg/l.

Enfin, pour le surnageant, la DBO_5 sur des échantillons non filtrés a permis d'obtenir 25,5 mg/l, en une occasion, et moins de 15 mg/l en deux occasions. La matière organique contenue dans le surnageant est par contre plus difficilement biodégradable, comme le montre un rapport DBO_5/DBO_u inférieur à 63%.

Donc, 90% de la DCO filtrée alimentée au RBS est facilement assimilable, alors que la fraction difficilement biodégradable est consommée dans le cycle de traitement, mais plus lentement. L'alimentation brute contient pour sa part 25% de DCO difficilement assimilable (résultat présenté sous toutes réserves), qui est elle aussi consommée durant le traitement. Enfin, le surnageant produit respecte facilement l'exigence de rejet future de 30 mg DBO_5/l .

Tableau 3.7 Résultats des tests de DBO sur l'alimentation et l'effluent du RBS-3

ÉCHANTILLON		Alimentation brute	Alimentation filtrée	Effluent brut
DATE	DBO	DBO (mg/l)	DBO (mg/l)	DBO (mg/l)
6-04-95 (jour 87)	5	1572		14.0
	ultime	1603		22.5
	DBO5/DBOu	0.98		0.62
11-04-95 (jour 92)	7	1704	1549	
	ultime	1768	1560	
	DBO7/DBOu	0.96	0.99	
5-7-95 (jour 177)	5	1839		25.5
12-10-95 (jour 275)	5	821		6.5
	7	865		8.5
	ultime	896		19.0
	DBO5/DBOu	0.92		0.34

3.2.17 Consignes d'opération du réacteur RBS-3

La déphosphatation biologique a été réalisée et optimisée dans le RBS-3 de façon relativement stable durant plusieurs mois. Certains indices provenant des sondes utilisées dans le RBS-3 (pH, rédox et consommation d'oxygène) permettent d'identifier très rapidement une dégénération de la déphosphatation, ce qui permet d'entreprendre des actions immédiates avant une perte complète du système. Également, en cas de perte d'efficacité de déphosphatation, des gestes peuvent être posés (élimination des prédateurs pour diminuer la population de bactéries "G") pour ramener le système déphosphatant sur la bonne voie.

Le RBS-3 est muni de sondes à oxygène dissous, à pH et à potentiel d'oxydo-réduction permettant une acquisition en continu de ces paramètres. La lecture

de ces sondes permet d'évaluer qualitativement la performance de la déphosphatation biologique.

a) consommation d'oxygène

Une forte consommation d'oxygène (durant les deux périodes aérées) est associée à un bon recaptage du phosphore et donc à une bonne déphosphatation, comme le montrent bien les données sur la respiration (OUR) mesurées lors des échantillonnages des jours 178 (446,1 mg O₂//cycle) et 205 (176,4 mg O₂//cycle) (résultats non montrés), alors que l'enlèvement des orthophosphates atteignait 65,7 mg o-PO₄/l et 37,3 mg o-PO₄/l respectivement.

Ces résultats sont en accord avec le modèle de Smolders *et al.* alors que, pour des organismes déphosphatants, près de 60% de l'oxygène consommé est utilisé pour le métabolisme relié à l'accumulation du phosphore durant les périodes aérées.

b) hausse du pH

Le suivi du pH de la liqueur mixte peut être utilisé pour qualifier l'état de la déphosphatation biologique à partir de l'augmentation qu'il subit au début de la première période aérée. Ainsi, une montée rapide d'environ 1 unité (7,2 à 8,2, par exemple) permet de conclure que la déphosphatation s'opère de façon efficace. Par contre, lorsque la hausse du pH est plus faible, il est normal de croire à une diminution de la déphosphatation. L'explication de ce phénomène est évidente, puisque que le recaptage des orthophosphates en condition aérobie nécessite le transport du phosphore sous une forme neutre. La neutralisation des ions PO₄⁻³ est réalisée majoritairement par les cations K⁺ et Mg⁺², mais également par quelques ions H⁺, ce qui occasionne la hausse du pH du milieu.

c) potentiel d'oxydo-réduction

Il semble qu'une valeur fortement négative du rédox en fin de première période non aérée laisse croire au bon déroulement de la suraccumulation du phosphore par les organismes bio-P. Peut-être que l'assimilation massive de la matière organique par les bactéries déphosphatantes en début de cycle crée des conditions particulièrement réductrices qui sont alors un indicateur de l'accumulation de PHA par la biomasse déphosphatante.

3.3 Opération du réacteur RBS-6

L'opération d'un réacteur biologique séquentiel à faible volume a été réalisée afin de permettre d'explorer un plus grand nombre d'avenues que ne le permettait l'opération du RBS-3 seulement, telles des modifications majeures de l'alimentation ou l'utilisation de biomasse de différentes provenances. Le faible volume de ce réacteur permettait de redémarrer rapidement son opération avec de la nouvelle biomasse pouvant provenir du RBS-3 en cas de perte de la biomasse du RBS-6.

3.3.1 Objectif

L'opération du RBS-6 avait pour but de vérifier l'effet à plus long terme de certaines conditions d'opération et d'alimentation testées lors des essais en discontinus, afin de vérifier si l'adaptation de la biomasse permettrait d'obtenir des résultats différents de ceux obtenus durant le déroulement d'une seule fraction de cycle de traitement.

3.3.2 Résultats et discussion

L'opération du RBS-6 s'est déroulée en quatre périodes différentes ayant chacune nécessité le redémarrage du réacteur. Les résultats de l'opération du RBS-6 sont présentés aux figures 3.23, 3.24 et 3.25 ainsi qu'à l'annexe 4. Les jours d'opération ne correspondent pas aux jours du RBS-3, alors que le jour 1 du RBS-6 (1^{er} juin 1995) correspond au jour 143 du RBS-3.

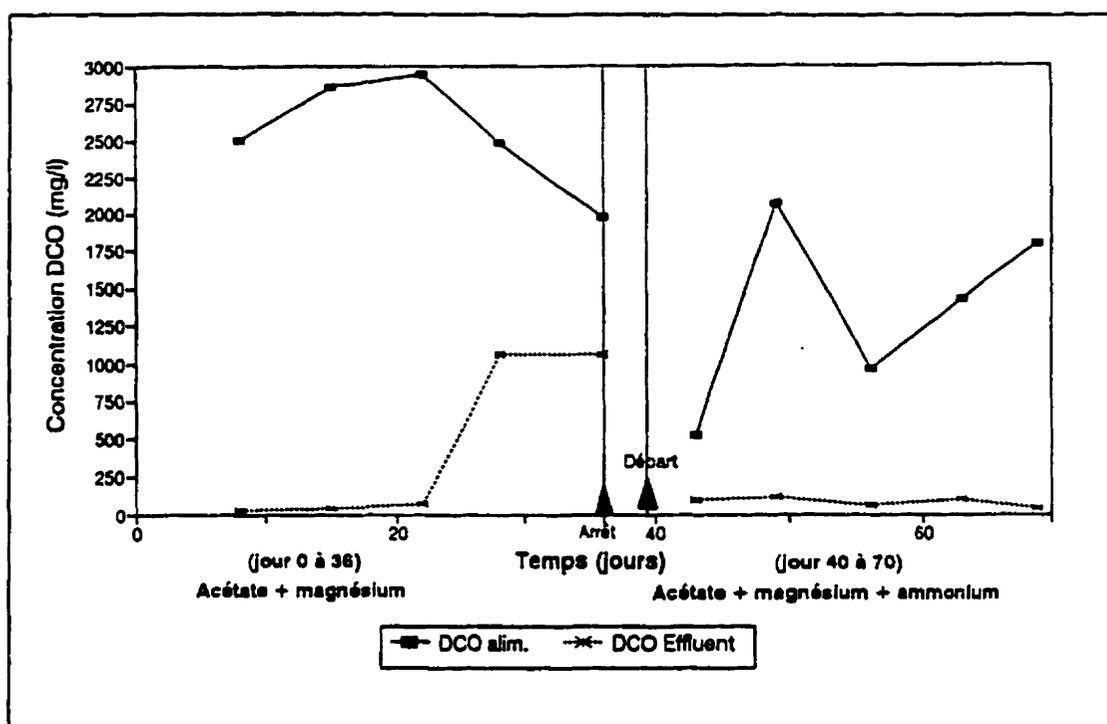


Figure 3.23 Profils de DCO du RBS-6, jours 0 à 70

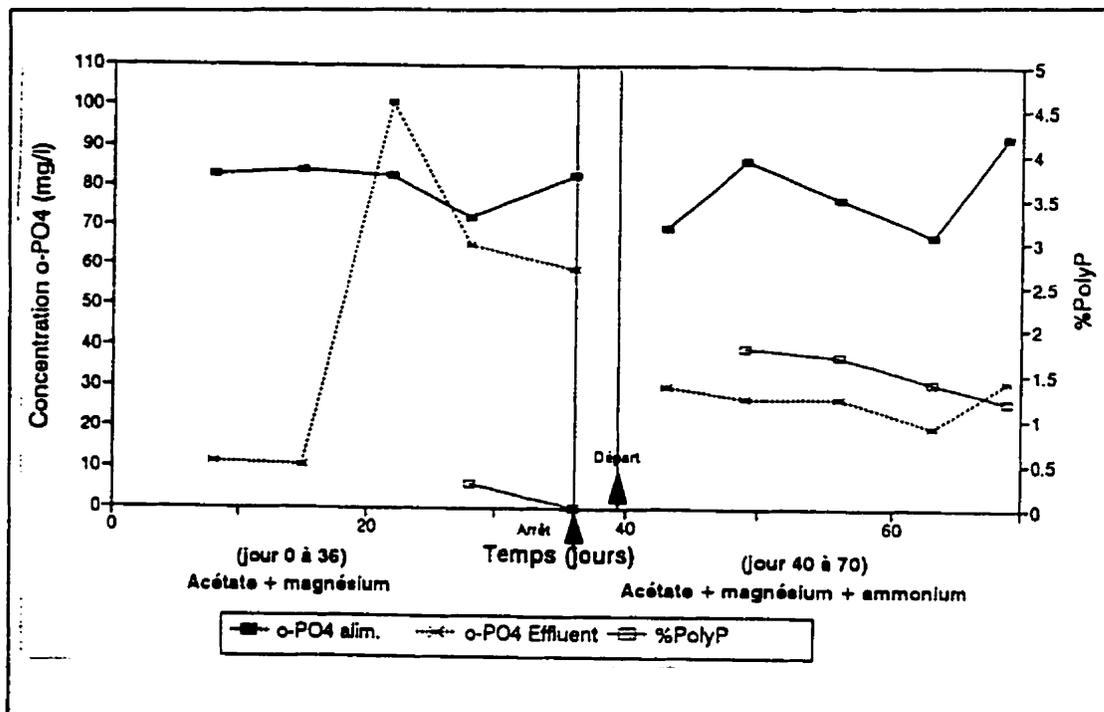


Figure 3.24 Profils des orthophosphates et des polyphosphates du RBS-6, jours 0 à 70

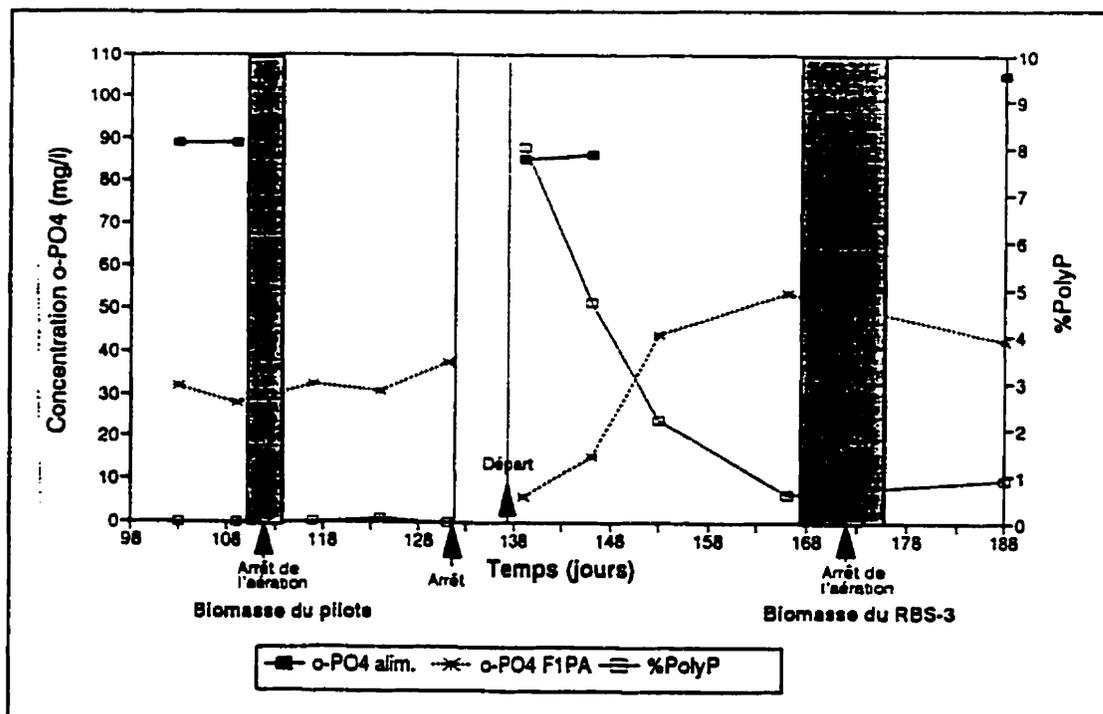


Figure 3.25 Profils des orthophosphates et des polyphosphates, RBS-6, jours 98 à 188

3.3.2.1 Période 1: jour 1 à 36, biomasse du RBS-3 avec ajout d'acétate dans l'alimentation

La première condition d'alimentation étudiée fut l'effet sur plusieurs cycles de l'ajout d'une forte concentration de DCO facilement assimilable, soit 1000 mg/l d'acétate de sodium (environ 650 mg DCO/l). Le RBS-6 fut inoculé avec la biomasse du RBS-3 du jour 143. La présence d'une forte quantité de DCO a entraîné une importante croissance dans le réacteur, les MVES passant de 2654 mg/l à 6760 mg/l en 28 jours (voir tableau A4.1). La figure 3.24 montre que les deux premières semaines d'opération ont permis d'obtenir un enlèvement du phosphore comparable à celui du RBS-3. L'ajout d'acétate n'a donc pas favorisé la déphosphatation biologique. Par contre, il est à noter que l'alimentation ne contenait aucun ajout de magnésium jusqu'au jour 29, ce qui a pu réduire les performances possibles du réacteur. L'ajout d'acétate a par contre entraîné la mort du système au jour 22, alors que l'enlèvement du phosphore est devenu négatif (plus de phosphore à l'effluent qu'à l'affluent) et que l'abattement de la DCO est descendu à moins de 50% (figure 3.23).

3.3.2.2 Période 2: jour 39 à 70, biomasse du RBS-3 avec ajout d'acétate et d'azote dans l'alimentation

La perte de déphosphatation biologique du RBS-6 au jour 22 a pu être provoquée par une carence en azote dans le système (seulement 18 mg NTK/l dans l'alimentation au jour 36), empêchant le développement normal de la biomasse. Une seconde expérience fut tentée avec les mêmes conditions d'opération que précédemment, tout en ajoutant de l'azote sous forme ammoniacale dans l'alimentation. Le réacteur fut inoculé avec la biomasse du RBS-3 provenant du jour 181. À ce moment, le RBS-3 se faisait envahir par les bactéries "G", de sorte que la biomasse de départ pour cet essai ne montrait pas

un grand potentiel de déphosphatation. Aucune déphosphatation biologique importante ne fut remarquée durant les 30 jours de cet essai. Le pourcentage de polyphosphates passa de 1,8% après 10 jours (jour 49) à 1,2% après 30 jours (jours 69) (figure 3.24), ce qui se compare au RBS-3 pour la même période. Le développement des bactéries "G" ne peut donc pas être imputable à une carence en azote, puisque l'addition d'azote ammoniacal dans cet essai aurait alors dû favoriser une amélioration de la déphosphatation.

L'enlèvement de la DCO est demeuré excellent tout au long de l'expérience, contrairement à l'essai précédent. Par contre, des problèmes de conservation de l'alimentation ont fait en sorte que la quantité de DCO alimentée fut très variable mais demeura inférieure à l'affluent de la période 1. Cette plus faible DCO de l'alimentation se reflète sur la concentration en MVES, qui demeura à environ 3000 mg/l tout au long de l'essai, alors qu'une forte croissance fut observée durant la période 1. Il est intéressant de noter que, malgré une faible suraccumulation du phosphore par la biomasse, l'enlèvement des orthophosphates est demeuré entre 65% et 70% (tableau A4.1) principalement à cause de la précipitation. L'effet combiné de la suraccumulation et de la croissance au jour 69 a ainsi permis un enlèvement total de 6,1 mg P/l, alors que 61,1 mg P/l étaient retranchés de l'alimentation, signifiant donc que 90% de l'enlèvement était imputable à la précipitation.

3.3.2.3 Période 3: jour 98 à 131, biomasse de l'unité pilote avec alimentation sans ajout de DCO ni d'azote

Dans le cadre du projet avec Agropur, un réacteur de déphosphatation biologique de type RBS fut opéré à l'échelle pilote (1800 litres) à NDBC. Les conditions d'opération utilisées étaient semblables à celles du RBS-3, mais sans ajout de magnésium dans l'alimentation. La cyclologie utilisée pour l'unité pilote était de

3/4/1,5/2,5/1, soit semblable à celle du RBS-3 entre les jours 94 et 142. L'alimentation du RBS-pilote provenait d'un fermenteur acidogène pilote. Ce fermenteur produisait des eaux comparables à celles du bassin tampon, mais de fortes concentrations de biomasse acidogène se retrouvaient périodiquement dans l'alimentation du réacteur pilote de déphosphatation biologique.

Après quelques semaines d'opération durant lesquelles la déphosphatation biologique était bonne, une détérioration de l'efficacité d'enlèvement du phosphore du réacteur pilote fut observée vers la fin du mois d'août 1995. Cette détérioration fut étudiée en laboratoire à l'aide du RBS-6. Une des raisons possibles de la détérioration de la déphosphatation du pilote pouvait être que son alimentation était trop riche en biomasse fermentaire, ce qui nuisait à la suraccumulation du phosphore.

Le RBS-6 fut doncensemencé avec la biomasse du réacteur pilote le 8 septembre 1995 (jour 98 du RBS-6), en utilisant une alimentation décantée comme pour le RBS-3, contenant donc peu de biomasse acidogène. La composition de l'alimentation était comparable à celle du RBS-3 pour la même période. Après 11 jours d'opération, la déphosphatation par suraccumulation du phosphore était toujours nulle, poussant alors à la conclusion que l'effet de la biomasse fermentaire sur un réacteur de déphosphatation biologique devait être plutôt mineur.

Les analyses de PHA réalisées sur l'unité pilote ont alors réussi à déterminer que la perte de la déphosphatation était probablement causée par la présence de bactéries "G". Puisque la population d'organismes "G" avait été réduite dans le RBS-3 grâce à des périodes anaérobies prolongées, une tentative d'élimination de ces microorganismes fut réalisée dans le RBS-6, alors que l'aération fut coupée durant 72 heures au jour 110, immédiatement après la période

d'alimentation. Le retour de l'opération normale du réacteur n'a pas permis de constater de reprise de la suraccumulation durant les 12 jours suivants (jour 112 à 124). L'incapacité à éliminer les bactéries "G" du réacteur peut être imputable à un arrêt trop court de l'aération (seulement 3 jours), puisque le redémarrage du RBS-3 avait été réalisé après 10 jours de périodes anaérobies prolongées qui avaient permis de diminuer la population de bactéries "G".

La présence de bactéries "G" en grande quantité est peut être imputable à la flore microbienne supérieure, comme le démontre un décompte des prédateurs effectué sur la biomasse des RBS-3 (jour 251) et RBS-6 (jour 108). Ainsi, au jour 251, l'enlèvement du phosphore dans le RBS-3 était en pleine ascension et s'élevait à plus de 85%. À ce moment, la concentration en organismes prédateurs dans la biomasse était la suivante:

- rotifères: 2500 ml⁻¹;
- protozoaires ciliés péritriches (probablement *Carchesium sp.*): 4525 ml⁻¹;
- petits protozoaires ciliés libres: 28600 ml⁻¹;

Le même dénombrement effectué sur la biomasse du RBS-6 a permis d'identifier les mêmes groupes en grandes quantités, surtout pour les petits protozoaires ciliés libres. Les résultats de ce dénombrement étaient:

- rotifères: 1600 ml⁻¹;
- protozoaires ciliés péritriches (probablement *Carchesium sp.*): 11350 ml⁻¹;
- petits protozoaires ciliés libres: 105000 ml⁻¹;

Il est donc possible que les bactéries "G" aient été favorisées dans le RBS-6 (et dans le pilote) à cause d'une trop grande concentration en organismes prédateurs consommant trop de bactéries déphosphatantes.

3.3.2.4 Période 4: jour 137 à 188, biomasse du RBS-3 et alimentation sans ajout de DCO ni d'azote

La période 4 fut utilisée pour vérifier si la configuration du RBS-6 (aération continue durant les périodes aérées et agitation par un barreau magnétique seulement) permet le maintien d'une biomasse déphosphatante, ce qui n'avait pu être réalisé durant les trois périodes précédentes. Le RBS-6 fut inoculé au jour 137 avec la biomasse du RBS-3 (jour 280). Après deux jours d'opération dans le RBS-6, la déphosphatation était meilleure que dans le RBS-3, l'enlèvement des orthophosphates atteignant près de 95% (figure 3.24). Par contre, après 9 jours d'opération, la déphosphatation s'est détériorée, le pourcentage de polyphosphates passant de 8,0% gP/gMVES au jour 139 à 4,7%gP/gMVES au jour 146. Cette diminution de l'efficacité est attribuable à un retour de la population "G", puisque les tests de PHA réalisés le 26 octobre 1995 sur le RBS-3 et le RBS-6 (voir tableau 3.3) montrent une accumulation en PHA très semblable pour les deux réacteurs. Il est possible (mais peu probable) que le retour des organismes "G" aurait dû aussi se réaliser dans le réacteur RBS-3, mais que le mauvais fonctionnement noté au jour 287 (pas d'aération durant deux cycles) a pu permettre de stopper la prolifération de ces organismes. Il semble plutôt que la configuration du RBS-6 (probablement l'aération continue) favorise le développement des bactéries "G".

Au jour 166, la déphosphatation était médiocre, alors que la concentration en polyphosphates de la biomasse ne s'élevait qu'à 0,57% gP/gMVES (figure 3.23). Puisque la perte de déphosphatation était attribuable à la présence de bactéries "G", une tentative d'élimination de cette population fut effectuée dans le but de ramener la suraccumulation du phosphore. La méthode employée fut semblable à celle utilisée pour le RBS-3 aux jours 221 à 231. Ainsi, l'aération du RBS-6 fut interrompue durant 8 jours entre les jours 167 et 175 mais le

déroulement des cycles fut conservé de façon à ce que la biomasse reçoive régulièrement de la DCO fraîche. Un échantillonnage réalisé 12 jours plus tard (jour 288) montre que la tentative d'élimination des bactéries "G" semble avoir porté fruit, alors qu'une importante élimination des orthophosphates fut mesurée (68,3 mg/l), couplée à une augmentation des polyphosphates de 0,33% gP/gMVES comparativement au jour 166 malgré une augmentation de 500 mg/l des MVES, résultant en une augmentation de la concentration en phosphore relargable de 18,1 mg/l. La poursuite de l'opération du réacteur aurait permis de confirmer le retour de la déphosphatation, mais des contraintes temporelles ont fait en sorte que le réacteur fut arrêté définitivement au jour 188.

3.3.3 Conclusions

L'opération d'un réacteur biologique séquentiel de faible volume (RBS-6) a permis de réaliser plusieurs observations relatives à la déphosphatation biologique d'un effluent agro-alimentaire pré-fermenté. Les principales conclusions sont les suivantes:

- l'ajout d'acétate ne semble pas permettre d'améliorer le potentiel de déphosphatation d'une biomasse initialement déphosphatante dans les conditions étudiées, allant même jusqu'à causer la perte de l'élimination du phosphore et même du carbone;
- l'ajout d'acétate provoque une forte croissance de la biomasse, qui entraîne une augmentation de la quantité de boues générées par le traitement biologique;
- l'ajout d'azote sous forme ammoniacale dans l'alimentation n'empêche pas le développement des bactéries "G";

- l'effet de la biomasse fermentaire sur la biomasse déphosphatante, s'il existe, semble mineur;
- un arrêt de l'aération durant 72 heures est insuffisant pour rétablir la déphosphatation biologique dans un système paralysé par les bactéries "G";
- le développement des bactéries "G" semble favorisé par la configuration du RBS-6, probablement à cause de l'aération continue en période aérée qui entraîne une concentration en oxygène dissous supérieure à celle maintenue dans le RBS-3 (cette concentration est contrôlée entre 4 et 6 mg/l dans le RBS-3), et peut-être l'agitation à l'aide d'un barreau magnétique qui peut entraîner de l'oxygène dans le milieu réactionnel en période non aérée;
- le développement des bactéries "G" semble associé à une concentration élevée en organismes prédateurs;
- le retour de la déphosphatation biologique semble possible lorsqu'un système envahi par les bactéries "G" est soumis à des conditions anaérobies prolongées durant plus de trois jours et que l'alimentation du système est maintenue.

3.4 Discussion générale

Les informations tirées de l'opération des RBS-3 et RBS-6 ainsi que de la réalisation des deux essais en discontinu permettent de dégager certaines tendances relatives à l'opération d'un RBS de déphosphatation biologique alimenté avec un effluent semblable à celui produit par le bassin tampon

d'Agropur. Ces tendances peuvent être regroupées sous différentes classes, soit la cyclogie d'opération, la composition de l'alimentation et les conditions d'opération. Ces paramètres ont tous une influence certaine sur la qualité de la déphosphatation réalisée, qui est également fonction de la flore microbienne présente dans le réacteur. Les sections suivantes présentent une brève discussion des principales conclusions tirées de tous les résultats obtenus dans ce projet.

3.4.1 Cyclogie du RBS

L'opération du RBS-3 durant 310 jours a permis une certaine optimisation de la cyclogie. Il semble que la période non aérée de trois heures en début de cycle permet le stockage d'importantes réserves de PHA résultant d'une assimilation complète de la matière organique facilement assimilable. Elle permet également, en général, une certaine précipitation du phosphore durant la dernière heure anaérobie, alors que la concentration en orthophosphates dans le réacteur est maximale. Cette précipitation est ainsi conséquente à l'activité biologique dans le réacteur. Finalement, cette période permet d'éliminer l'azote nitrifié du cycle précédent grâce à une dénitrification très efficace.

Il semble que la première période aérée doive être longue (5 heures) afin de maximiser le recaptage du phosphore, puisque le recaptage semblait incomplet après seulement 3 heures ou même 4 heures d'aération.

La seconde période non aérée permet une légère dénitrification, limitée par l'absence de DCO facilement métabolisable. La durée proposée de 30 minutes paraît suffisante, puisque peu de nitrates (généralement moins de 2 mg/l) sont contenus dans l'effluent. La durée de la seconde période non aérée peut être augmentée dans le cas où une concentration plus élevée en nitrates se retrouve

à l'effluent, en diminuant d'autant la seconde période aérée qui, à 2h30, semble plus que suffisante pour terminer le traitement. La DCO nécessaire à la dénitrification durant la seconde période anoxie peut provenir de la respiration endogène des cellules se produisant durant cette période, ou de la DCO difficilement assimilable encore disponible dans cette partie du cycle ou pouvant être adsorbée sur la biomasse.

La seconde période aérée doit être relativement longue (2h30 semble suffisant, selon les résultats obtenus) puisque, pour stimuler le stockage des PHA lors du cycle suivant, la biomasse doit être affamée, ce qui est obtenu en aérant le milieu réactionnel durant 2h30 à la fin de chaque cycle.

Une période de décantation courte peut être envisagée sans problème puisque la biomasse, lestée par une teneur élevée en phosphore, décante rapidement pour laisser un surnageant pouvant contenir moins de 15 mg/l de MVES.

Le cycle d'opération recommandé pour le traitement de l'effluent du bassin tampon est identique à celui ayant permis un maximum de déphosphatation, soit 12 heures réparties selon la séquence 3/5/0,5/2,5/1.

3.4.2 Alimentation

Il est toujours tentant, lors d'une opération à petite échelle, de modifier la composition d'un effluent pour le rendre plus apte à son traitement. Par contre, il est préférable de minimiser ces modifications puisque les coûts associés à ces changements de composition de l'effluent complet peuvent rapidement devenir importants lors de l'opération à échelle réelle. Les différentes modifications apportées à l'effluent du bassin tampon pour l'opération des RBS-3 et RBS-6 ont été limitées à un ajout de magnésium, un ajout d'acétate et un ajout d'azote

ammoniacal, en plus d'une acidification au HCl. Parmi ces modifications, l'acidification de l'alimentation a permis d'obtenir de la déphosphatation biologique, et l'ajout de magnésium a permis de rehausser significativement l'efficacité de déphosphatation du procédé, de 75% à 85%. Il semble donc que l'effluent réel soit relativement optimal pour le traitement biologique, mais que l'ajout de magnésium permettrait d'améliorer la déphosphatation. Il est également possible que l'ajout d'un peu d'acétate (quelques centaines de mg/l) permettrait d'améliorer l'enlèvement du phosphore. Par contre, avant d'arriver à cet ajout de DCO, il faudrait commencer par augmenter la proportion de bactéries déphosphatantes dans la liqueur mixte afin d'utiliser de façon optimale la DCO présente initialement dans l'affluent. Si à ce moment la DCO est estimée insuffisante, un ajout d'acétate pourrait être considéré.

3.4.3 pH

Le pH de l'effluent du bassin tampon est légèrement acide, à environ 6,0. Par contre, le traitement par boues activées de cet effluent résulte en un pH d'opération très élevé (plus de 8,8) en fin de première période aérée, ce qui n'est alors plus optimal pour le métabolisme microbien. De plus, selon le modèle biochimique de Smolders *et al.*, le pH doit être le plus bas possible durant la première période non aérée afin de minimiser la demande énergétique associée au transport de la matière organique à l'intérieur des microorganismes, et donc de diminuer la quantité de phosphore relargué.

L'acidification de l'alimentation paraît donc nécessaire. Cette acidification peut être réalisée sur l'alimentation ou directement dans le réacteur. La quantité d'acide ajoutée ne doit par contre pas être trop grande. En effet, les résultats obtenus montrent que le contrôle du pH à 6,0 durant la première période non aérée entraîne non seulement un stress des bactéries nitrifiantes causant

l'accumulation de nitrites dans le réacteur, mais aussi une solubilisation du phosphore précipité qui fait en sorte que l'efficacité d'enlèvement globale du phosphore est réduite. L'acidification à pH 6,0 est donc à rejeter. Il est par contre possible qu'un pH moins acide (par exemple, 6,5) permette une nitrification complète. L'efficacité de la déphosphatation pourrait alors être améliorée, à condition que la diminution du relargage soit supérieure à l'augmentation de la solubilisation du phosphore et à la diminution de la précipitation créée par l'acidification du milieu. L'expérimentation a montré que le contrôle du pH dans une plage comprise entre 7,0 et 7,3 permet un excellent enlèvement du phosphore tout en maintenant le système dans des conditions relativement stables. Finalement, la lecture en continu du pH peut être utilisée comme indicateur de la performance de la déphosphatation.

3.4.4 Microorganismes

Le développement de bactéries possédant un métabolisme basé sur la dégradation du glycogène en période anaérobie (plutôt que celle des polyphosphates) fut supposée, en se basant sur certains résultats expérimentaux. L'apparition de cette population entraîne une réduction de l'efficacité de la déphosphatation biologique. La croissance de ces organismes semble reliée à la croissance des prédateurs dans la liqueur mixte, à un mauvais déroulement du cycle d'opération et à une concentration en oxygène dissous trop élevée en période aérée. Il semble possible d'éliminer la biomasse "G" du système en soumettant le réacteur à des périodes anaérobies prolongées tout en maintenant l'alimentation du réacteur. Ces périodes provoquent la mort d'une forte proportion de la masse de prédateurs qui semblent se nourrir préférentiellement des organismes bio-P plutôt que des bactéries "G". Il est également possible que les bactéries "G" subissent un stress plus grand que les organismes

déphosphatants lors des longues périodes anaérobies, causant la mort de ces organismes indésirables.

3.4.5 Enlèvement du phosphore

La concentration en orthophosphates de l'alimentation brute utilisée est en moyenne de 55 mg/l à 65 mg/l. Une quantité supplémentaire de phosphore fut ajoutée à cette alimentation à partir du jour d'opération 82 du RBS-3, pour obtenir une concentration à peu près constante en orthophosphates de 85 mg/l à 90 mg/l. Les résultats montrent que l'enlèvement des orthophosphates est dépendant de la concentration en phosphore de l'alimentation, un affluent plus concentré résultant en un meilleur enlèvement. Par contre, cette amélioration de l'enlèvement est absolue mais non relative, de sorte que, pour un traitement identique, un effluent plus concentré en orthophosphates montrera un meilleur enlèvement absolu (par exemple en mg/l) mais un moins bon enlèvement relatif (en %). Par exemple, avant l'ajout de phosphore à l'alimentation (jour 79), l'enlèvement des orthophosphates était de 47,3 mg/l, soit une efficacité de 86%. Après l'ajout d'acide phosphorique dans l'alimentation (jour 86), l'enlèvement des orthophosphates atteignait 68 mg/l, mais l'efficacité était descendue à 70,1%.

Le phosphore peut être présent sous forme soluble ou sous forme non soluble, qui est retirée lors de la filtration des échantillons préalable à leur analyse. L'acidification de l'alimentation à un pH d'environ 5-5,5, du jour 0 au jour 267, a permis de solubiliser sous forme d'orthophosphates environ 90% du phosphore total contenu dans l'alimentation. Les résultats obtenus sur l'efficacité d'enlèvement des orthophosphates sont alors presque directement transposables à l'enlèvement du phosphore total soluble, comme le montrent les résultats de phosphore total du surnageant filtré des jours 9 à 58. Ainsi, au jour 23, l'enlèvement des orthophosphates se situait à 94,8%, alors que l'efficacité

d'enlèvement du phosphore total filtré était de 94,5%. L'efficacité d'enlèvement du phosphore total non-filtré est pratiquement identique à celle des orthophosphates, même si le surnageant contient un peu de biomasse provenant du RBS, et que cette biomasse est très chargée en phosphore.

Les différentes optimisations réalisées avec le RBS-3 ont été effectuées avec une alimentation supplémentée en phosphore. Elles ont permis d'atteindre un enlèvement relatif en orthophosphates identique à celui des jour 0 à 81 (soit environ 90%) alors qu'aucun ajout de phosphore n'était effectué. Donc, l'application du traitement optimisé à l'effluent du bassin tampon sans ajout de phosphore devrait permettre d'atteindre des pourcentages d'enlèvement du phosphore total très élevés, soit supérieurs à 95%.

Il est par contre très difficile d'atteindre une concentration en phosphore total inférieure à 1 mg P/l à la sortie du réacteur, à cause de la présence d'une faible concentration de MES dans le surnageant. Ainsi, même si la concentration en orthophosphates était abaissée à 0 mg/l en fin de cycle, il faudrait limiter le surnageant à une concentration de 10 mg MES/l (pour des MES contenant 10% de phosphore, ce qui fut dépassé avec le RBS-3) pour atteindre 1 mg P/l, soit l'exigence de rejet à la rivière. Il est intéressant de noter que cette limite de 1 mg P/l représente une efficacité d'enlèvement très élevée, soit environ 99%. Le contrôle des MES à l'effluent est donc primordial afin de retrouver une concentration en phosphore total la plus faible possible. Ce contrôle peut être réalisé par une filtration tertiaire de l'effluent traité (moins attrayant du point de vue économique) ou par un contrôle de la population microbienne, notamment les bactéries filamenteuses.

L'enlèvement du phosphore de l'effluent du bassin tampon dans le RBS-3 et le RBS-6 fut attribuable à une combinaison de différents processus biologiques et

physico-chimiques. Ainsi, la croissance microbienne a permis l'enlèvement d'environ 10 à 20% du phosphore total, la suraccumulation biologique environ 50% et la précipitation-adsorption à peu près 30 à 40%, ces valeurs pouvant varier selon l'alimentation utilisée, l'état de la biomasse, la cyclologie et les conditions d'opération du réacteur. La concentration en phosphore précipité a montré d'importantes variations tout au long de la période d'expérimentation. Ces variations sont conséquentes à une erreur d'échantillonnage pouvant entraîner des écarts de plus de 20% sur la mesure du P_i non filtré, utilisée pour calculer la fraction de phosphore précipitée. Enfin, un précipité granulaire formé durant le traitement et récolté au fond du réacteur a révélé que ce composé est formé majoritairement de carbonate de calcium, le phosphore étant à peu près absent de ce précipité. Le phosphore est donc précipité et adsorbé sur la biomasse, ou tout simplement adsorbé sur celle-ci (ou une combinaison des deux), ces phénomènes étant conséquents à l'activité biologique des bactéries déphosphatantes et (ou) dénitrifiantes.

CONCLUSION

L'opération d'un réacteur biologique séquentiel sur banc d'essai (RBS-3) durant 310 jours et à plus petite échelle (RBS-6) durant 188 jours, de même que la réalisation d'essais en discontinu a permis de caractériser les phénomènes reliés à la déphosphatation biologique d'un effluent agro-alimentaire pré-fermenté fortement chargé en carbone, azote et phosphore.

L'adaptation d'une culture mixte déphosphatante à l'effluent d'Agropur (NDBC) a été réalisée. Cette culture mixte a été utilisée pour obtenir une déphosphatation biologique stable durant plus de 80 jours. Une optimisation du procédé a par la suite été réalisée, alors que le niveau de déphosphatation atteint initialement avec l'effluent original a pu être égalé, malgré l'ajout d'une quantité importante de phosphore dans l'alimentation.

En ce qui concerne l'élimination des polluants, un enlèvement de la DCO, supérieur à 97% est facilement atteignable. Une réduction de la concentration en azote total de plus de 95% est également possible si les MES à l'effluent sont bien contrôlées. Enfin, une réduction de la concentration en orthophosphates et en phosphore total supérieure à 95% est réalisable en utilisant l'effluent brut (sans ajout de phosphore) et le cycle de traitement optimisé, ainsi qu'avec un contrôle serré des MES dans le surnageant. Ces performances peuvent être atteintes en opérant le réacteur selon un cycle de 12 heures (3/5/0,5/2,5/1), en ajoutant du magnésium à l'alimentation (50 mg/l), et en contrôlant le pH entre 7,0 et 7,3 durant la première période non aérée. La quantité de magnésium à ajouter provient, par exemple, des résultats du jour 149, où 90 mg Mg/l ont été ajoutés aux 10 mg Mg/l contenus initialement dans l'alimentation (total de 100 mg/l dans l'alimentation), occasionnant une concentration de 38 mg Mg/l à

l'effluent, qui est donc excédentaire. La quantité à ajouter est donc de 90 mg Mg/l - 38 mg Mg/l, soit 52 mg Mg/l.

En plus des conclusions générales énoncées ci-dessus, l'étude de la déphosphatation biologique de l'effluent d'Agropur a permis de réaliser les observations spécifiques suivantes:

- 1) la déphosphatation biologique par procédé de boues activées opéré en mode RBS d'un effluent agro-alimentaire fortement chargé en C, N et P est possible et permet une opération stable;
- 2) l'opération du réacteur selon un cycle de 12 heures divisé selon la séquence 3/5/0,5/2,5/1 permet une assimilation complète de la matière organique durant la première période non aérée, puis un recaptage du phosphore efficace pendant la période d'aération qui suit. La dernière période non aérée permet d'affamer la biomasse pour le cycle de traitement suivant, alors qu'une période de décantation et de soutirage du surnageant de 1 heure est suffisante, puisque la biomasse, lestée par une forte teneur en phosphore, offre une décantation très rapide;
- 3) l'ajout de phosphore à l'alimentation résulte en une augmentation de l'enlèvement mais une diminution de l'efficacité;
- 4) l'ajout de 90 mg/l de magnésium dans l'alimentation permet d'améliorer l'efficacité d'enlèvement du phosphore de plus de 10%;
- 5) la prolongation de la première période aérée de 3 h à 5 h favorise un meilleur recaptage du phosphore en solution;

- 6) la précipitation-adsorption du phosphore est responsable de plus de 40% de l'élimination totale du phosphore dans les cas où la déphosphatation biologique est importante;
- 7) la précipitation-adsorption du phosphore est conséquente à l'activité biologique dans le procédé, principalement le relargage du phosphore en période non aérée;
- 8) le précipité granulaire formé dans le réacteur durant le processus d'épuration est principalement constitué de carbonate de calcium et contient très peu de phosphore;
- 9) la dénitrification se déroule efficacement au début de la première période non aérée et durant la seconde période non aérée, lorsque cette dernière est d'une durée supérieure ou égale à 1 heure;
- 10) une forte déphosphatation biologique s'accompagne d'une importante augmentation du pH durant la première période aérobie et d'un potentiel rédox fortement négatif à la fin de la première période non aérée;
- 11) l'acidification de l'alimentation à 5-5,5 permet généralement de limiter l'augmentation du pH durant la première période aérée à moins de 8,2, mais une montée du pH à plus de 8,6 ne semble pas nuire à la déphosphatation;
- 12) l'acidification du milieu de réaction durant la première période non aérée ne permet pas d'augmenter la déphosphatation lors d'un essai

discontinu, puisque la diminution du relargage biologique est inférieure à l'augmentation de la solubilisation du phosphore précipité-adsorbé;

- 13) l'acidification du milieu à 7,0 durant la première période non aérée semble stimuler la suraccumulation du phosphore par la biomasse déphosphatante;
- 14) le contrôle du pH à 6,0 durant la première période anaérobie affecte la nitrification et cause une accumulation des nitrites dans le système qui, en bout de ligne, montre une forte diminution de sa capacité de déphosphatation;
- 15) l'ajout d'acétate ne permet pas automatiquement d'améliorer le potentiel de déphosphatation d'une biomasse initialement déphosphatante, et peut même causer la perte de l'élimination du phosphore et même du carbone;
- 16) l'ajout d'acétate provoque une forte croissance de la biomasse, qui entraîne une augmentation de la quantité de boues générées par le traitement biologique;
- 17) l'effet de la biomasse fermentaire sur la biomasse déphosphatante, s'il existe, semble mineur;
- 18) la croissance des bactéries "G" parvient à inhiber presque complètement la déphosphatation biologique;
- 19) les bactéries "G" synthétisent beaucoup plus de glycogène que les bactéries déphosphatantes;

- 20) moins de 50% des AGV alimentés au réacteur sont assimilés par les bactéries déphosphatantes lors de l'opération normale du réacteur;
- 21) l'assimilation par les organismes bio-P de 95% des AGV alimentés permettrait probablement d'atteindre environ 0 mg $P_{(0)}$ /l dans le surnageant;
- 22) la présence de périodes anaérobies prolongées durant 8 à 10 jours en alimentant normalement le système permet d'éliminer une importante quantité de prédateurs et de bactéries "G" mais de conserver les organismes déphosphatants;
- 23) un arrêt de l'aération durant 72 heures est insuffisant pour rétablir la déphosphatation biologique dans un système paralysé par les bactéries "G";
- 24) l'ajout d'azote sous forme ammoniacale dans l'alimentation n'empêche pas le développement des bactéries "G";
- 25) le développement des bactéries "G" semble favorisé par la configuration du RBS-6, notamment l'aération continue en période aérée qui peut entraîner une concentration en oxygène dissous différente à celle du RBS-3 (cette concentration est contrôlée entre 4 et 6 mg/l dans le RBS-3) et l'agitation à l'aide d'un barreau magnétique, qui peut entraîner de l'oxygène dans le milieu réactionnel en période non aérée.

RECOMMANDATIONS

Certaines recommandations peuvent être émises pour la poursuite des travaux sur la déphosphatation biologique d'un effluent de fromagerie fortement chargé en carbone, azote et phosphore. Ces recommandations touchent différents aspects du traitement, mais visent principalement à optimiser l'enlèvement du phosphore tout en maintenant la stabilité du système. Il serait également nécessaire de tenter de minimiser les coûts liés à la construction et à l'opération d'un tel procédé à échelle réelle afin de le rendre viable au plan économique. Les différentes avenues qui pourraient être étudiées sont regroupées en 3 groupes généraux pouvant avoir un effet sur la déphosphatation.

a) microorganismes

L'avenue la plus prometteuse est sans contredit celle menant à l'enrichissement de la biomasse en bactéries déphosphatantes. Il fut démontré que la présence de bactéries "G" influence fortement le processus de déphosphatation biologique. Il serait ainsi possible d'atteindre l'objectif d'épuration (moins de 1 mg $P_{t(n..t)}$) si plus de carbone était assimilé par les bactéries déphosphatantes plutôt que par les bactéries "G". Il est donc essentiel de déterminer des façons d'éliminer les bactéries "G" d'un procédé de déphosphatation. Par contre, très peu d'information est disponible sur ce sujet dans la littérature, le concept de bactéries "G" étant relativement nouveau de la communauté scientifique. Il serait alors important:

- d'identifier les mécanismes favorisant la croissance des bactéries "G" plutôt que des bactéries déphosphatantes;

- d'identifier les mécanismes permettant d'éliminer les bactéries "G" d'un système infesté par cette population, en vérifiant si la présence de périodes non aérées prolongées aide effectivement à atteindre cet objectif, et si oui, de quelle façon.
- d'identifier les moyens permettant d'augmenter la proportion de bactéries déphosphatantes dans la liqueur mixte du RBS.

Cette recherche pourrait être facilitée par l'utilisation du modèle proposé dans ce mémoire pour le métabolisme des bactéries "G".

b) conditions d'opération

Les meilleures conditions opératoires possibles doivent être déterminées pour atteindre la concentration minimale atteignable en phosphore et pour diminuer autant que possible les coûts d'opération reliés à un procédé à échelle réelle. La principale condition d'opération ayant un impact sur le rendement de l'élimination du phosphore est probablement le pH du milieu durant les périodes anaérobies et aérobies. Il serait par contre intéressant de vérifier l'effet d'autres conditions opératoires sur l'élimination du phosphore, mais également sur le contrôle des matières en suspension à l'effluent. Il serait donc intéressant:

- d'identifier le pH optimal à utiliser en première période non aérée, les valeurs intéressantes pouvant être 6,5, qui permet probablement un bon déroulement de la nitrification et un relargage minimal du phosphore, et 8,0 où les processus d'élimination par précipitation-adsorption seraient fortement favorisés;

- de vérifier l'effet du pH sur le recaptage du phosphore durant les période aérées de façon à maximiser le recaptage des orthophosphates;
- de déterminer des moyens permettant de diminuer la concentration en MES à l'effluent, le développement et le maintien de bactéries filamenteuses dans la liqueur mixte étant l'avenue la plus prometteuse du point de vue des coûts d'opération comparativement à la filtration tertiaire;
- de minimiser le temps de rétention hydraulique de façon à diminuer les coûts de construction et d'opération des stations d'épuration;
- d'étudier l'influence de l'âge de boues sur l'enlèvement du phosphore dans le but de diminuer la quantité de boues générées tout en maximisant l'enlèvement du phosphore.

c) alimentation

Les modifications de l'alimentation doivent être conservées à un minimum dans l'optique d'une opération à pleine échelle. Les points importants à analyser seraient par contre:

- de vérifier les performances du système avec l'effluent non supplémenté en phosphore pour identifier si le procédé permet d'atteindre les exigences de rejet du MEF, ce qui rendrait la technologie plus facilement applicable pour le traitement d'effluents moins fortement chargés en phosphore;

- de vérifier avec plus de certitude si l'ajout de DCO facilement assimilable ne permet effectivement pas d'améliorer la déphosphatation.

RÉFÉRENCES

ANTHONISEN, A.C., LOEHR, R.C., PRAKASAM, T.B.S. et SRINATH, E.G. (1995). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal WPCF, 48, 835-852.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AWWA et WEF (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater, APHA, Washington D.C.

APPELDOORN, K.J., KORTSTEE, G.J.J. et ZEHNDER, A.J.B. (1991). Biological phosphate removal by activated sludge under defined conditions. Wat. Res., 26, 453-460.

ARVIN, E. (1983). Observations supporting phosphate removal by biologically mediated chemical precipitation - a review. Wat. Sci. Tech., 15, 43-63.

BECCARI, M., DI PINTO, A.E., RAMADORI, R. et TANDOI, V. (1985). Enhanced biological phosphorus removal in single sludge systems. Proc. Int. Conf. Management Strategies for Phosphorus in the Environment, 386-393.

BENEFIELD, L.D. et RANDALL, C.W. (1980). Biological process design for wastewater treatment. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J..

BOUGHTON, W.H., GOTTFRIED, R.J., SINCLAIR, N.A. et YALL, I. (1971). Metabolic factors affecting enhanced phosphorus uptake by activated sludge. Appl. Microbiol., 22, 571-577.

CARUCCI, A., LINDREA, K., MAJONE, M. et RAMADORI, R. (1995). Dynamics of the anaerobic utilization of organic substrates in an anaerobic/aerobic sequencing batch reactor. Wat. Sci. Tech., 31, 35-43.

CECH, J.S. et HARTMAN, P. (1993). Competition between polyphosphate and polysaccharide accumulating bacteria in enhanced biological phosphate removal systems. Wat. Res., 27, 1219-1225.

CECH, J.S., HARTMAN, P. et MACEK, M. (1994). Bacteria and protozoa population dynamics in biological phosphate removal systems. Wat. Sci. Tech., 29, 109-117.

COMEAU, Y., HALL, K.J., HANCOCK, R.W.E. et OLDHAM, W.K. (1986). Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal. Wat. Res., 20, 1511-1521.

COMEAU, Y., HALL, K.J. et OLDHAM, W.K. (1988). Determination of poly- β -hydroxybutyrate (PHB) and poly- β -hydroxyvalerate (PHV) in activated sludge by gas-liquid chromatography. Appl. Environ. Microbiol., 54, 2325-2327.

COMEAU, Y., HALL, K.J. et OLDHAM, W.K. (1991). Indirect polyphosphate quantification in activated sludge. Water Pollut. Res. J. Canada, 25(2), 161-174.

CONVERTI, A., ZILLI, M, POLONIECKI, R.H, DEL BORGHI, M. et FERRAILOLO, G. (1993). Influence of nutrient concentration in new operating criteria for biological removal of phosphorus from wastewater. Wat. Res., 27, 791-798.

CONVERTI, A., ROVATTI, M. et DEL BORGHI, M. (1995). Biological removal of phosphorus from wastewaters by alternating aerobic and anaerobic conditions. Wat. Res., 29, 263-269.

DOLD, P.L. (1991). Modification du modèle général des boues activées pour y inclure la déphosphatation biologique. Science et technique de l'eau, 24, 229-243.

FUKASE, T., SHIBATA, M. et MIYAJI, Y. (1985). Factors affecting biological removal of phosphorus. Wat. Sci. Tech., 17, 187-198.

GERBER, A., MOSTERT, E.S., WINTER, C.T. et DE VILLIERS, R.H. (1987). Interactions between phosphate, nitrate, and organic substrate in biological nutrient removal process. Wat. Sci. Tech., 19, 183-194.

IWEMA, A. et MEUNIER, A. (1985). Influence of nitrate on acetic acid induced biological phosphate removal. Wat. Sci. Tech., 17, 289-294.

KOCH, F.A. et OLDHAM, W.K. (1985). Oxydation-reduction potential - A tool for monitoring, control and optimisation of biological nutrient removal systems. Wat. Sci. Tech., 17, 259-281.

KUBA, T., SMOLDERS, G., VAN LOOSDRECHT, M.C.M et HEIJEN, J.J. (1993). Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor. Wat. Sci. Tech., 27, 241-252.

LACHAT INSTRUMENTS (1992). Compendium of QuikChem methods approved by U.S.E.P.A. Lachat instruments, Milwaukee, Wisconsin.

LAWSON, E.N. et TONHAZY, N.E. (1980). Changes in morphology and phosphate uptake patterns of *Acinetobacter calcoaceticus* strains. Water SA, 6, 105-112.

LEVIN, G.V. et SHAPIRO, J. (1965). Metabolic uptake of phosphorus by wastewater microorganisms. J. Water Pollut. Control Fed., 37, 800-821.

MARKLUND, S. and MORLING, S. (1994). Biological phosphorus removal at temperatures from 3 to 10°C - a full-scale study of a sequencing batch reactor unit. Can. J. Civ. Eng., 21, 81-88.

MINO T., ARUN V., TSUZUKI Y. et MATSUO T. (1987). Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. Biological removal from wastewater (advances in Water Pollution Control 4), Ed. R. Ramadori, Pergamon Press, Oxford, 27-38.

MIYA, A., KITAGAWA, M. et TANAKA, T. (1987). The behavior of magnesium in biological phosphate removal. Biological Phosphate Removal from Wastewater. (Advances in Water Pollution Control No.4), 135-146.

OHTAKE, H. TAKAHASHI, K., TSUZUKI, Y. et TODA, K. (1985). Uptake and release of phosphate by a pure culture of *Acinetobacter calcoaceticus*. Water Res., 19, 1587-1594.

OKADA, M., MURAKAMI, A., LIN, C.K., UENO, Y. et OKUBO, T. (1991). Population dynamics of bacteria for phosphorus removal in sequencing batch reactor (SBR) activated sludge process. Wat. Sci. Tech., 23, 755-763.

RANDALL, C.W., MARSHALL, D.W. et KING, P.H. (1970). Phosphate release in the activated sludge process. J. San. Eng. Div., 96, 395-408.

RANDALL, C.W., BARNARD, J.L. et STENSEL H.D. (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Water quality management library, volume 5, 70-73.

RENSINK, J.H., DONKER, H.J.G.W. et SIMONS, T.S.J. (1985). Phosphorus removal at low sludge loadings. Wat. Sci. Tech., 17, 177-186.

RICKARD, L.F. et McCLINTOCK, S.A. (1992). Potassium and magnesium requirements for enhanced biological phosphorus removal from wastewater. Wat. Sci. Tech., 26, 2203-2206.

ROBERGE, F. (1991). Analyse de l'influence des conditions d'opération d'un réacteur biologique séquentiel sur le biotraitement d'une eau usée municipale faiblement chargée. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

ROBERGE, F. (1992). Le réacteur biologique séquentiel. Manuel académique, École Polytechnique de Montréal, 1-31.

SATOH, H., MINO, T. et MATSUO, T. (1992). Uptake of organics substrates and accumulation of polyhydroxyalkanoates linked with glycolysis of intracellular carbohydrates under anaerobic conditions in the biological excess phosphate removal processes. Wat. Sci. Tech., 26, 933-942.

SATOH, H., MINO, T. et MATSUO, T. (1994). Deterioration of enhanced biological phosphorus removal by the domination of microorganisms without polyphosphate accumulation. Wat. Sci. Tech., 30, 203-211.

SIEBRITZ, I.P., EKAMA, G.A. et MARAIS, G.V.R. (1980). Excess biological phosphorus removal in the activated sludge process at warm temperature climates. Proc. Waste Treatment and Utilisation, 2, 233-251.

SMOLDERS, J.G.F., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. et HEIJNEN., J.J. (1994a). Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process; stoichiometry and pH influence. Biotech. & Bioeng., 43, 461-470.

SMOLDERS, J.G.F., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. et HEIJNEN., J.J. (1994b). Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process. Biotech. & Bioeng., 44, 837-848.

SMOLDERS, J.G.F., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. et HEIJNEN., J.J. (1994c). pH: keyfactor in the biological phosphorus removal process. Wat. Sci. Tech., 29, 71-74.

SMOLDERS, J.G.F., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. et HEIJNEN., J.J. (1995). A metabolic model for the biological phosphorus removal process. Wat. Sci. Tech., 31, 79-93.

SOMIYA, I., TSUNO, H. et NISHIKAWA, M. (1987) Behavior of phosphorus and metals in the anaerobic-oxic activated sludge process. Biological Phosphate Removal from Wastewater. (Advances in Water Pollution Control No.4), Pergamon Press, IAWPAC, 321-324.

SUBRAMANIAM, K., GREENFIELD, P.F., HO, K.M., JOHNS, M.R. et KELLER, J. (1994). Efficient biological nutrient removal in high strength wastewater using combined anaerobic-sequencing batch reactor treatment. Wat. Sci. Tech., 30, 315-321.

TASK FORCE ON WASTEWATER BIOLOGY (1990). Wastewater Biology: the Microlife. Water pollution control federation, Special Publication, 39-93.

UBUKATA, Y. (1994). Some physiological characteristics of a phosphate removing bacterium isolated from anaerobic/aerobic activated sludge. Wat. Sci. Tech., 30, 229-235.

WEDI, D. et WILDERER, P.A. (1994). Full scale investigation on enhanced biological phosphorus removal - P-release in the anaerobic reactor. Wat. Sci. Tech., 29, 153-156.

WITT, P.C., GRABOWSKI, F. et HAHN, H.H. (1994). Interactions between biological and physico-chemical mechanisms in biological phosphate elimination. Wat. Sci. Tech., 30, 271-279.

YEOMAN, S., STEPHENSON, T., LESTER, J.N. et PERRY, R. (1988). The removal of phosphorus during wastewater treatment: a review. Environ. Pollut., 49, 183-221.

ANNEXE I

Résultats des échantillonnages intensifs, jours 0 à 310

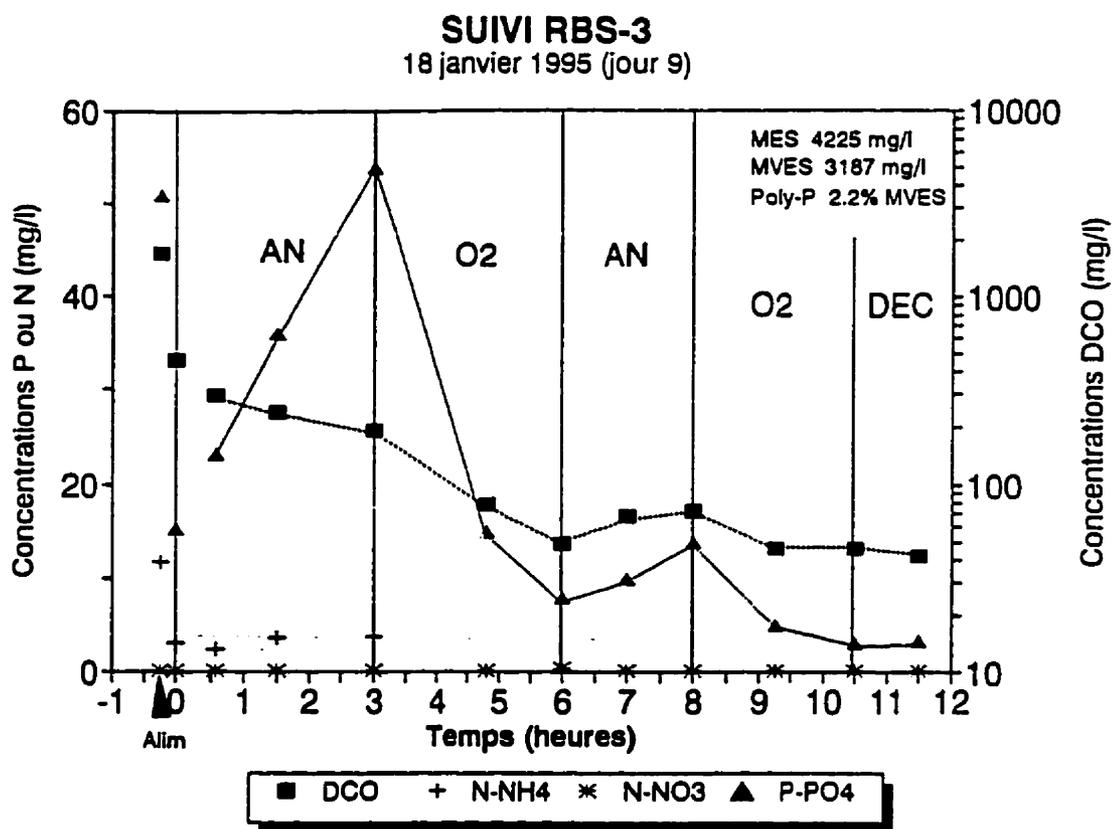


Figure A1.1 Échantillonnage du jour 9

Tableau A1.1 Échantillonnage du jour 9

RBS-3 18-01-95 Jour 9 PS960118	Heure T tot(h) Période T per (min)	Calcul	3h Non aéré			3h Aéré		2h Non Aéré		2.5h Aéré		Surn	
		7h45	8h	8h35	9h30	11h	12h47	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		-0.25	0.00	0.58	1.50	3.00	4.80	6.00	7.00	8.00	9.25	10.50	11.50
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Surn
		-15	0	35	90	180	107	180	60	120	75	150	
DCO tot	(mg/L)												
DCO fil	(mg/L)	1687	453	291	238	191	78	49	68	73	46	46	42
AGV fil	(mgDCO/L)												
ACET. fil	(mgHAc/L)												
PROP. fil	(mgHPy/L)												
BUT. fil	(mgHBu/L)												
NTK tot	(mg/L)												
NTK fil	(mg/L)	40						12					3
N-NH4 fil	(mg/L)	11.80	3.00	2.40	3.60	3.70	0.01	0.01	0.00	0.01	0.04	0.02	0.03
N-NO3 fil	(mg/L)	0.02	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.34	0.02	0.02	0.04	0.02	0.03
Pt tot													
Pt fil	(mg/L)	53						3					4
o-PO4 fil	(mg/L)	51.0	15.3	23.0	36.0	54.0	15.0	8.0	10.0	14.0	5.0	3.0	3.4
%poly-P	(%P/gMVE)							2.2					
%P précipité	(%P/gMES)												
MES	(mg/L)							4225					
MVES	(mg/L)							3187					
MES/MVES								1.33					
IVB	(mgMES)							76					
Age de boues	(jours)							20					
pH tot													
pH fil		5.7											
Alc. fil	(mgCaCO3/L)												
Rédox	(mV)												
Cl fil	(mg/L)												

NOTE: Ajout de 9 mL/L HCl 1M dans l'alimentation

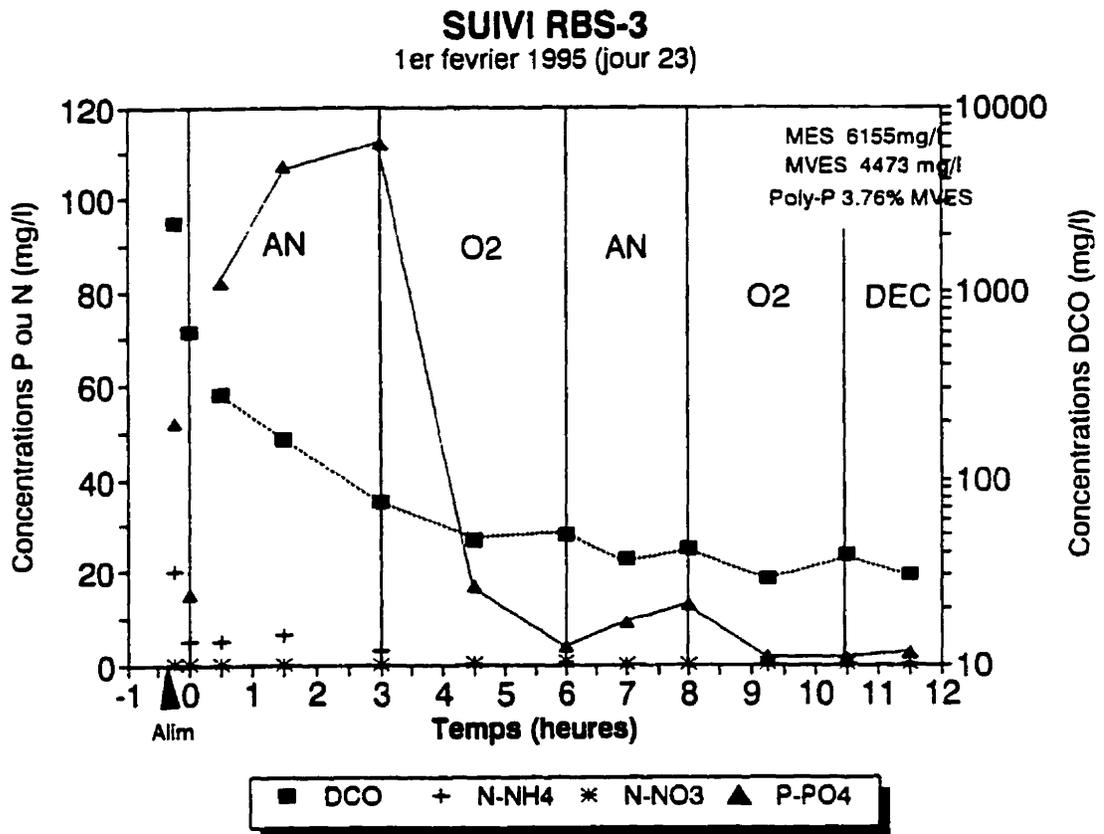


Figure A1.2 Échantillonnage du jour 23

Tableau A1.2 Échantillonnage du jour 23

RBS-3 01-02-95 Jour 23 PC960201	Heure T.tot(h) Période T.par.(min)	Calcul	3h Non aéré			3h Aéré		2h NA		2.5h Aéré		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h30	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		-0.25	0.00	0.50	1.50	3.00	4.50	6.00	7.00	8.00	9.25	10.5	11.5
		Alim	Difut.	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	180	90	180	60	120	75	150	
DCO tot	(mg/L)												
DCO fil	(mg/L)	2348	610	283	165	76	47	50	37	42	29	39	30
AGV fil	(mgDCO/L)	1554											0
ACET. fil	(mgHAc/L)	732											0
PROP. fil	(mgHPr/L)	218											0
BUT. fil	(mgHBu/L)	243											0
NTK tot	(mg/L)												
NTK fil	(mg/L)	51					0.14						6.3
N-NH4 fil	(mg/L)	20.00	5.05	4.90	6.30	3.00	0.15	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07
N-NO3 fil	(mg/L)	0.23	0.16	0.11	0.12	0.14	0.47	0.55	0.11	0.11	0.11	0.12	0.13
Pt tot	(mg/L)												
Pt fil	(mg/L)	61					9						3.3
o-PO4 fil	(mg/L)	52.0	15.0	82.0	107.0	112.0	16.8	4.0	9.0	13.0	1.7	1.3	2.7
% poly-P	(%P/gMVES)						3.76						
%P précipité	(%P/gMES)												
MES	(mg/L)						6155						
MVES	(mg/L)						4473						
MES/MVES							1.38						
IVS	(mL/gMES)						48						
Age de boues	(jours)						20						
pH tot													
pH fil													
Alc. fil	(mgCaCO3/L)												
Rédox	(mV)												
Cl fil	(mg/L)												

NOTE: Ajout de 9 mL/L de HCl 1M dans l'alimentation

SUIVI RBS-3
8 février 1995 (jour 30)

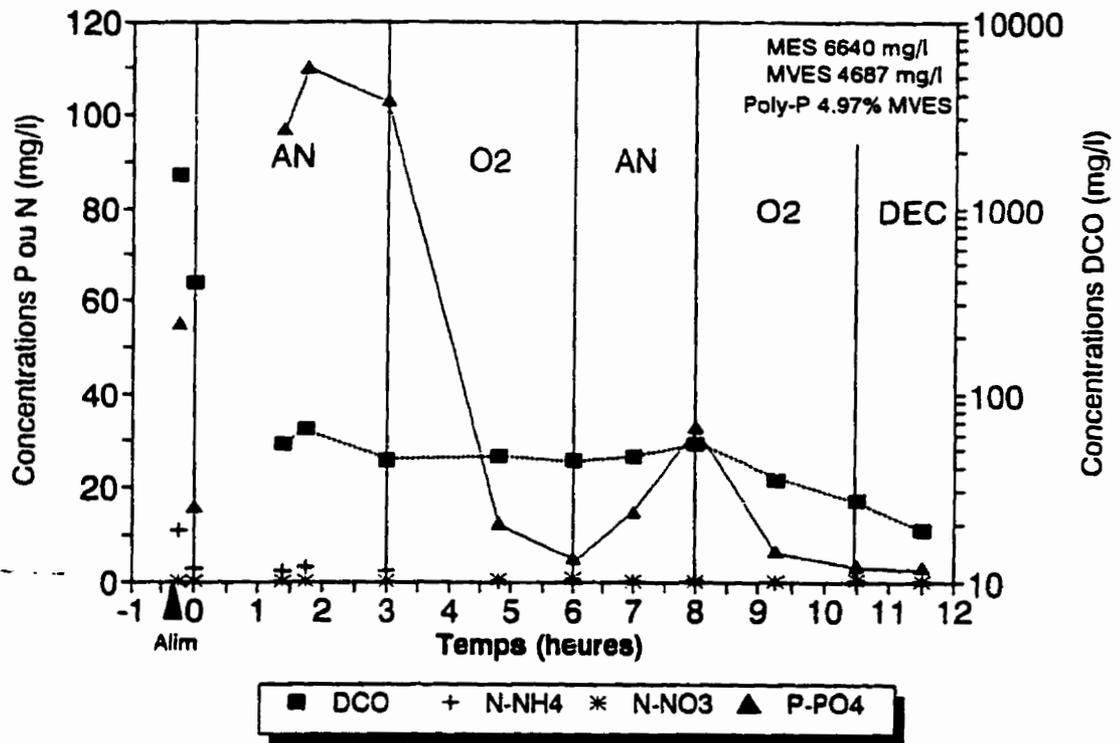


Figure A1.3 Échantillonnage du jour 30

Tableau A1.3 Échantillonnage du jour 30

RBS-3 08-02-95 Jour 30 RC682028	Heure T.tot(h) Période T per (min)	Calcul	3h Non aéré			3h Aéré		2h NA		2.5h A		Sum	
		7h45	8h	9h23	9h45	11h	12h50	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		-0.25	0.00	1.38	1.75	3.00	4.80	6.00	7.00	8.00	9.25	10.5	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	83	105	180	110	180	60	120	75	150	
DCO tot (mg/L)													
DCO fil (mg/L)		1525	396	54	65	44	46	44	46	54	35	27	19
AGV fil (mgDCO/L)		1137											
ACÉT. fil (mgHAc/L)		550											<10
PROP. fil (mgHP/L)		146											<5
BUT. fil (mgHBu/L)		180											<2
NTK tot (mg/L)													
NTK fil (mg/L)		29						2.3					2.5
N-NH4 fil (mg/L)		11.00	2.84	2.40	3.10	2.30	0.00	0.13	0.10	0.42	0.00	0.38	0.12
N-NO3 fil (mg/l)		0.16	0.14	0.11	0.11	0.13	0.45	0.57	0.11	0.15	0.12	0.41	0.13
Pt tot		51						4.7					3
Pt fil (mg/L)													
o-PO4 fil (mg/L)		55.0	16.0	97.0	110.0	103.0	12.5	4.9	14.8	33.0	6.8	3.3	3.0
%poly-P (kgP/gMES)								4.97					
MES (mg/L)								6640					
MVES (mg/L)								4687					
MES/MVES								1.42					
IVS (mL/gMES)								55					
Age de boues (jours)								20					
pH tot													
pH fil		5.3						7.8					
Alc. fil (mgCaCO3/L)													
Rédox (mV)													
Cl fil (mg/L)													

NOTE: Ajout de 9mL/L HCl 1M dans l'alimentation

SUIVI RBS-3
15 fevrier 1995 (jour 37)

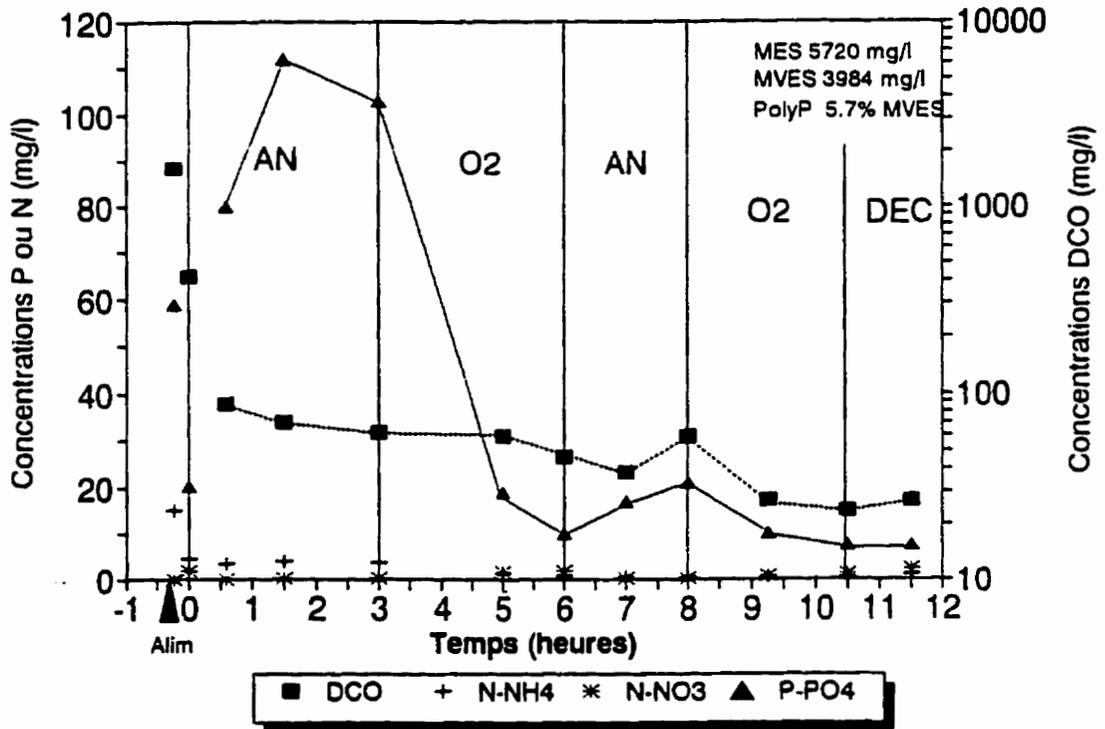


Figure A1.4 Échantillonnage du jour 37

Tableau A1.4 Échantillonnage du jour 37

RBS-3 15-02-95 Jour 37 PC060216	Heure T. tot(h) Période T. par.(min)	Calcul		3h Non aéré			3h Aéré		2h NA		2.5h A		Surn
		7h45	8h	8h35	9h30	11h	13h00	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Surn
		-15	0	35	90	180	120	180	60	120	75	150	
DCO tot	(mg/L)												
DCO fi	(mg/L)	1601	421	87	70	62	59	46	38	59	27	24	27
AGV fi	(mgCO ₂ /L)	1252		51	48	0							
ACET. fi	(mgHAc/L)	678		34	23	0							
PROP. fi	(mgHPn/L)	143		0	6	0							
BUT. fi	(mgHBu/L)	171		8	8	0							
NTK tot	(mg/L)												
NTK fi	(mg/L)	39						9.5					3.8
N-NH ₄ fi	(mg/L)	15.00	4.43	3.30	4.00	3.70	1.10	0.60	0.54	0.41	0.36	0.36	0.90
N-NO ₃ fi	(mg/L)	0.00	1.79	0.00	0.13	0.18	1.60	1.80	0.15	0.12	0.61	1.18	2.39
Pi tot	(mg/L)												
Pi fi	(mg/L)	55						3.8					6.6
o-PO ₄ fi	(mg/L)	59.0	20.4	80.0	112.0	103.0	19.0	10.0	17.0	21.0	9.9	7.5	7.5
%poly-P	(%P/gMVEB)							5.7					
%P précipité	(%P/gMVEB)												
MES	(mg/L)							5720					
MVES	(mg/L)							3984					
MES/MVES								1.44					
IVB	(mL/gMES)							58					
Age de boues	(jours)							20					
pH tot				6.9				7.8				7.7	
pH fi													
Alc. fi	(mgCaCO ₃ /L)												
Rédox	(mv)												
Cl fi	(mg/L)												

NOTE: Ajout de 9mL/L HCl 1M dans l'alimentation

SUIVI RBS-3
22 février 1995 (jour 44)

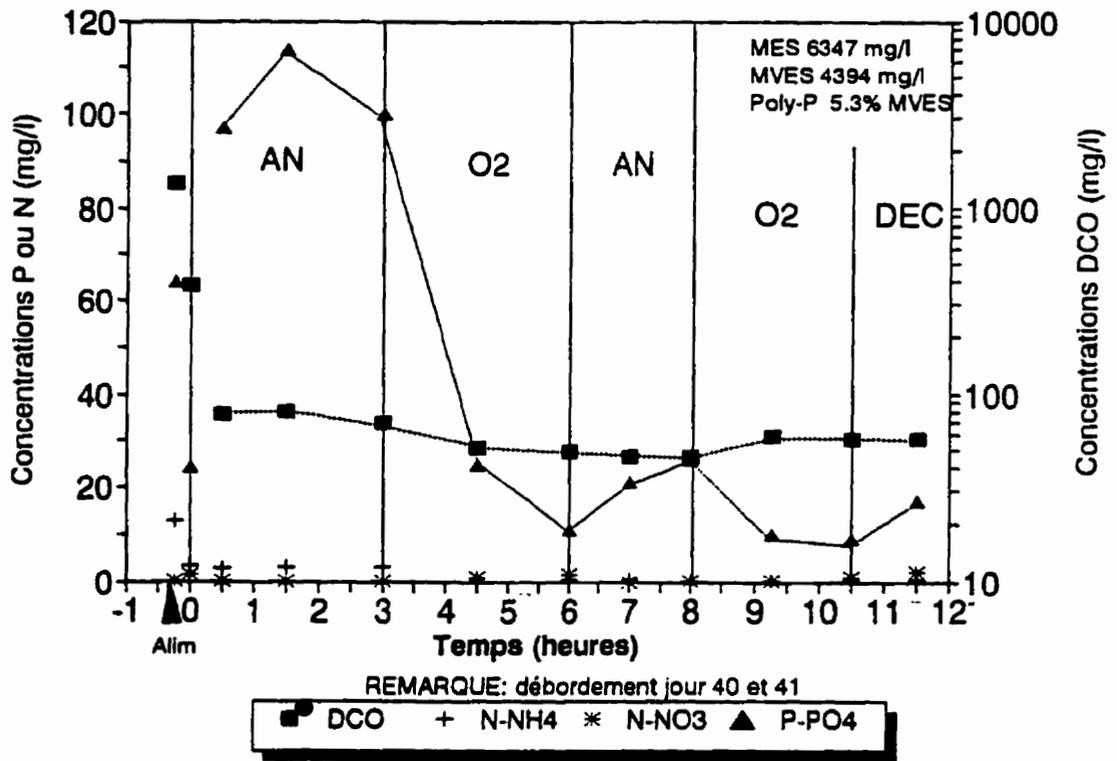


Figure A1.5 Échantillonnage du jour 44

Tableau A1.5 Échantillonnage du jour 44

RBS-3 22-02-95 Jour 44 PC960222	Heure T. tot (h) Période T. par. (min)	Calcul	3h Non aéré			3h Aéré		2h NA		2.5h A		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h30	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		-0.25	0.00	0.50	1.50	3.00	4.50	6.00	7.00	8.00	9.25	10.5	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	180	90	180	60	120	75	150	
DCO tot (mg/L)													
DCO fil (mg/L)		1358	382	79	81	70	51	49	46	46	59	57	57
AGV fil (mg DCO/L)		1002				0							
ACÉT. fil (mg HAc/L)		538				0							
PROP. fil (mg HPr/L)		111				0							
BUT. fil (mg HBu/L)		142				0							
NTK tot (mg/L)													
NTK fil (mg/L)		33						2.5					2.9
N-NH4 fil (mg/L)		12.80	3.40	2.90	3.10	3.20	0.76	0.44	0.33	0.13	0.25	0.46	0.30
N-NO3 fil (mg/L)		0.13	1.60	0.10	0.12	0.14	0.97	1.58	0.00	0.11	0.24	0.97	2.10
Pt tot (mg/L)													
Pt fil (mg/L)		58						10.4					17
o-PO4 fil (mg/L)		64.0	24.3	97.0	114.0	100.0	25.0	11.0	21.0	26.0	10.0	9.0	17.0
%poly-P (kg P/g MES)								5.3					
%P précipité (kg P/g MES)													
MES (mg/L)							6347						
MVES (mg/L)							4394						
MES/MVES							1.44						
IVB (mL/g MES)							55						
Age de boues (jours)							20						
pH tot		5.7			7.3	7.1	8.2	8.2			8.0	7.9	
pH fil													
Alc. fil (mg CaCO3/L)													
Rédox (mV)						-287	370					77	
Cl fil (mg/L)													

NOTE: Ajout de 9 mL/L HCl 1M dans l'alimentation

SUIVI RBS-3
1er mars 1995 (jour 51)

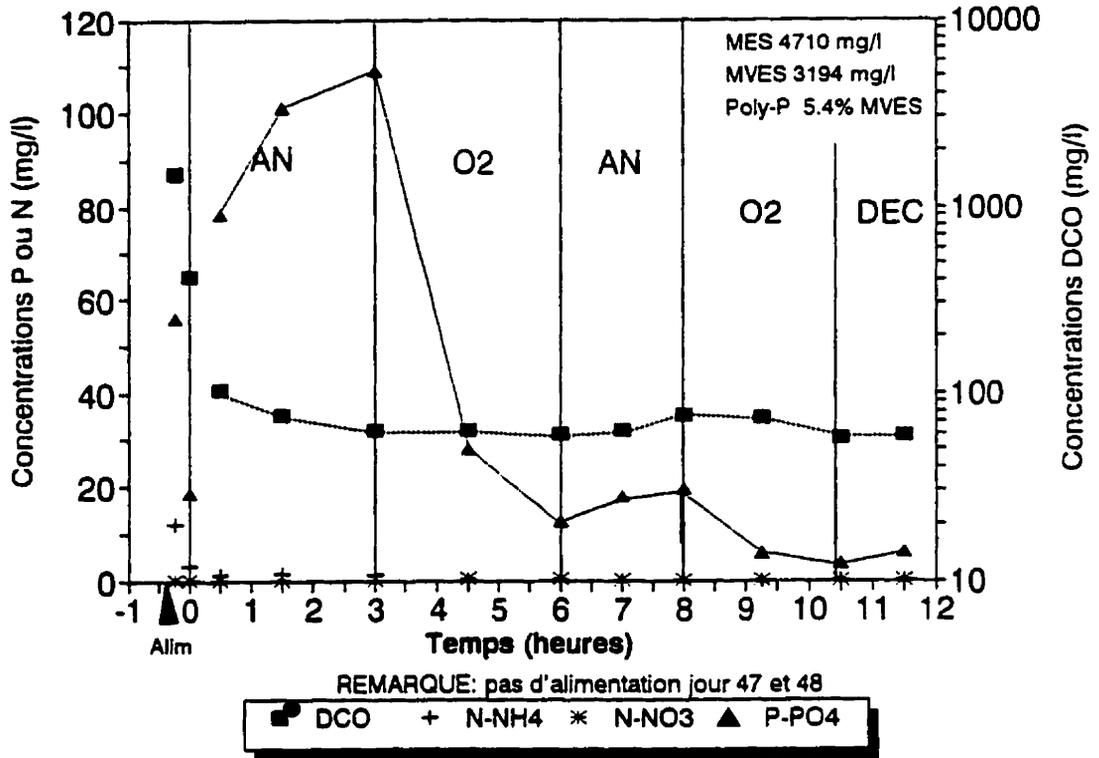


Figure A1.6 Échantillonnage du jour 51

Tableau A1.6 Échantillonnage du jour 51

RBS-3 1-03-95 Jour 51 RC260301	Heure T tot(h) Période T.per. (min)	Calcul		3h Non aéré			3h Aéré		2h NA		2.5h A		Sum
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h30	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	180	90	180	60	120	75	150	
DCO tot	(mg/L)												
DCO fil	(mg/L)	1503	420	104	76	63	63	60	63	76	74	57	59
AGV fil	(mgDCO/L)	1078				0							
ACÉT. fil	(mgHAc/L)	537				0							
PROP. fil	(mgHPr/L)	122				0							
BUT. fil	(mgHBu/L)	175				0							
NTK tot	(mg/L)												
NTK fil	(mg/L)	20						1.2					3.6
N-NH4 fil	(mg/L)	12.00	3.00	1.10	1.40	1.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.04
N-NO3 fil	(mg/L)	0.19	0.15	0.16	0.17	0.14	0.39	0.37	0.11	0.13	0.11	0.14	0.13
Pi tot	(mg/L)												
Pi fil	(mg/L)	69.7						13.9					7.1
o-PO4 fil	(mg/L)	56.0	18.6	78.4	101.0	109.0	28.0	12.7	17.8	19.4	5.8	3.8	6.1
%poly-P	(%P/gMVES)							5.4					
%P précipité	(%P/gMES)												
MES	(mg/L)							4710					
MVES	(mg/L)							3194					
MES/MVES								1.47					
IVB	(mL/gMES)							72					
Age de boues	(jours)							20					
pH tot													
pH fil													
Alc. fil	(mgCaCO3/L)												
Rédox	(mV)												
Cl fil	(mg/L)												

NOTE: Ajout de 9 mL/L HCl 1M dans l'alimentation

SUIVI RBS-3
8 mars 1995 (jour 58)

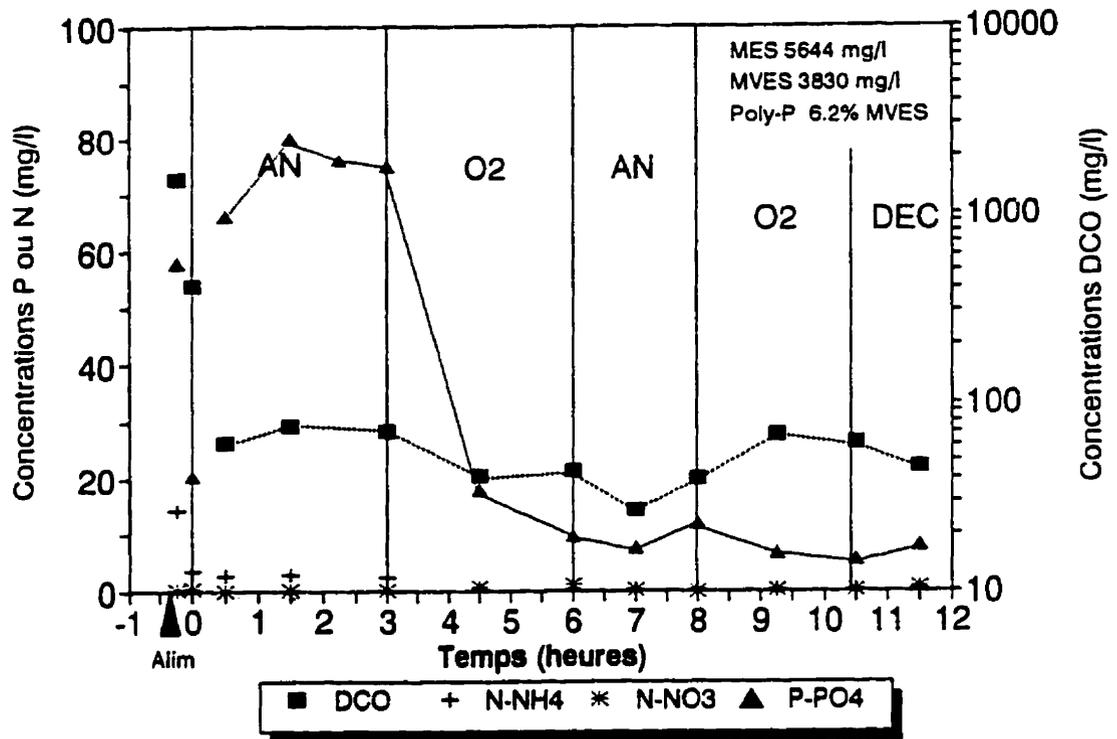


Figure A1.7 Échantillonnage du jour 58

Tableau A1.7 Échantillonnage du jour 58

RBS-3 08-03-95 Jour 58 AC850308	Heure T. tot(pH) Période T. par. (min)	Calcul	3h Non aéré					3h Aéré		2h NA		2.5h A		Sum
		7h45	8h	8h30	9h30	10h15	11h	12h30	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		-0.25	0.00	0.50	1.50	2.25	3.00	4.50	6.00	7.00	8.00	9.25	10.5	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	135	180	90	180	60	120	75	150	
DCO tot	(mg/L)													
DCO fil	(mg/L)	1514	413	62	76		71	41	44	27	40	68	62	46
AGV fil	(mgDCO/L)	1164					0							
AC&T. fil	(mgHAc/L)	593					0							
PROP. fil	(mgHP/L)	124					0							
BUT. fil	(mgHBu/L)	188					0							
NTK tot	(mg/L)													
NTK fil	(mg/L)	26							1.9					2.3
N-NH4 fil	(mg/L)	14.40	3.60	2.63	2.73		2.29	0.15	0.03	0.02	0.04	0.01	0.04	0.05
N-NO3 fil	(mg/L)	0.15	0.40	0.00	0.01		0.03	0.62	0.97	0.02	0.00	0.01	0.14	0.48
Pi tot	(mg/L)													
Pi fil	(mg/L)	61							10.6					9
α-PO4 fil	(mg/L)	58.0	20.5	66.0	80.0	76.0	75.0	18.0	9.6	7.7	12.0	6.7	5.5	8.0
%poly-P	(%P/gMES)								6.2					
%P précipité	(%P/gMES)													
MES	(mg/L)								5644					
MVES	(mg/L)								3830					
MES/MVES									1.47					
IVS	(mL/gMES)								97					
Age de boues	(jours)								20					
pH tot					7.0	7.05	7.2	7.9	8.0	7.9	7.8	8.0	8.0	8.0
pH fil														
Alc. fil	(mgCaCO3/L)													
Rédox	(mV)				-244	-257	-266	37	53	-27	-154	72	106	
Cl fil	(mg/L)													

NOTE: Ajout de 9 mL/L HCl 1M dans l'alimentation

SUIVI RBS-3
15 mars 1995 (jour 65)

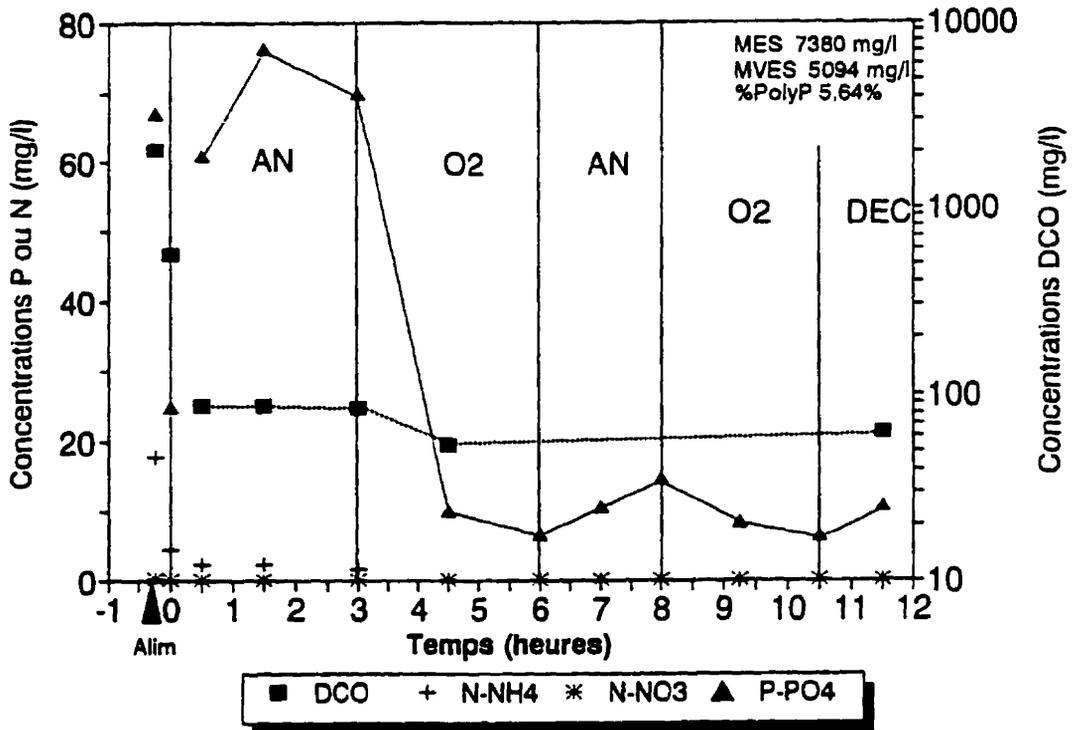


Figure A1.8 Échantillonnage du jour 65

Tableau A1.8 Échantillonnage du jour 65

RBS-3 15-03-95 Jour 65 RC660315	Heure T. tot(h) Période T. par. (min)	Calcul	3h Non aéré			3h Aéré		2h NA		2.5h A		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h30	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		-0.25	0.00	0.50	1.50	3.00	4.50	6.00	7.00	8.00	9.25	10.5	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	180	90	180	60	120	75	150	
DCO tot (mg/L)													
DCO fil (mg/L)		2077	567	87	87	85	54						63
AGV fil (mgDCO/L)		1359				0							
ACÉT. fil (mgHAc/L)		644				0							
PROP. fil (mgHPi/L)		146				0							
BUT. fil (mgHBu/L)		247				0							
NTK tot (mg/L)		46						580					2
NTK fil (mg/L)													
N-NH4 fil (mg/L)		17.90	4.48	2.20	2.30	1.60	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
N-NO3 fil (mg/L)		0.19	0.15	0.13	0.10	0.11	0.03	0.02	0.03	0.02	0.02	0.12	0.12
Pt tot (mg/L)		73						595					11.3
Pt fil (mg/L)													
o-PO4 fil (mg/L)		67.0	24.9	60.8	76.2	70.0	10.0	6.6	10.6	14.8	8.5	6.4	10.8
%poly-P (‰P/gMVES)								5.64					
%P précipité (‰P/gMVES)								2.7					
MES (mg/L)								7380					
MVES (mg/L)								5094					
MES/MVES								1.45					
IVB (mL/gMES)								108					
Age de boues (jours)								20					
pH tot					7.4	7.3	8.1	8.2	7.9	7.8	8.1	8.1	
pH fil													
Alc. fil (mgCaCO3/L)													
Redox (mV)					-300	-310	47	85	-192	-250	75	110	
Cl fil (mg/L)		1900						1700					1800

NOTE: Ajout de 9 mL/L HCl 1M dans l'alimentation

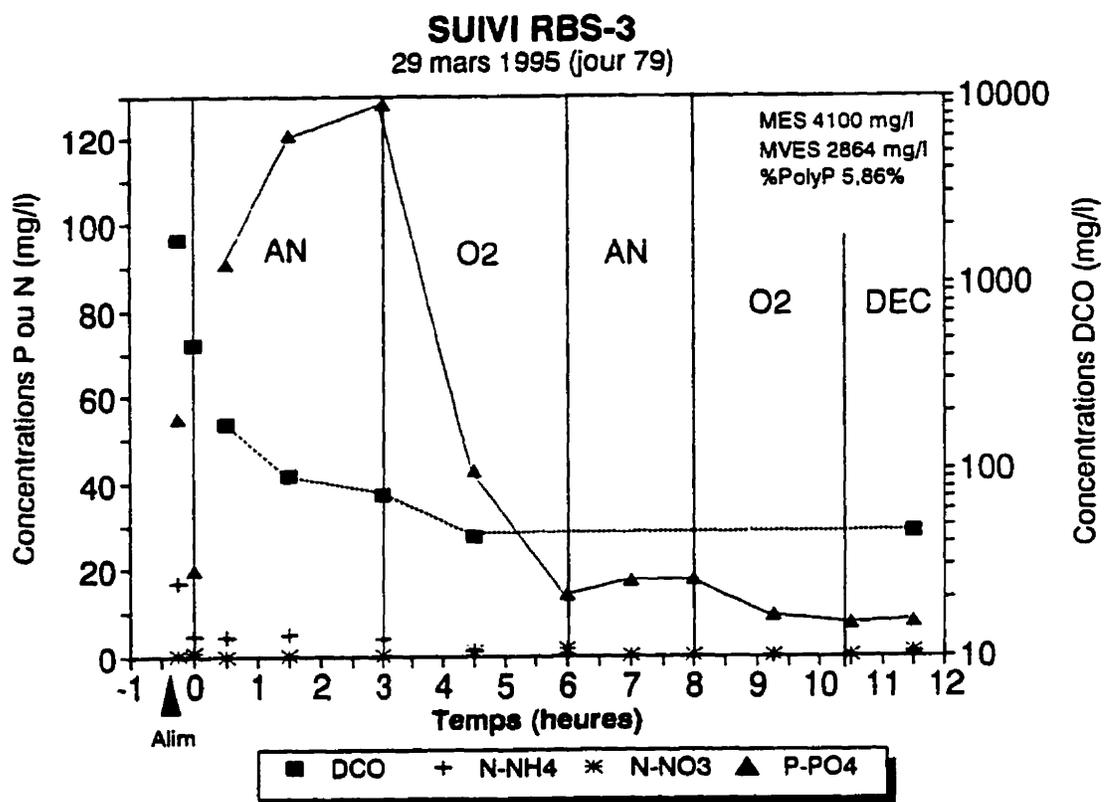


Figure A1.9 Échantillonnage du jour 79

Tableau A1.9 Échantillonnage du jour 79

RBS-3 29-03-95 Jour 79 PC80328	Heure T. tot (h) Période T per. (min)	Calcul	3h Non aéré			3h Aéré		2h NA		2.5h A		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h30	14h	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		-0.25	0.00	0.50	1.50	3.00	4.50	6.00	7.00	8.00	9.25	10.5	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa85	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	180	85	180	60	120	75	150	
DCO tot (mg/L)													
DCO fil (mg/L)		1696	459	171	92	73	43						46
AGV fil (mgDCO/L)		1306				0							
ACÉT. fil (mgHAc/L)		136				0							
PROP. fil (mgHPi/L)		214				0							
SUT. fil (mgHSu/L)						0							
NTK tot (mg/L)		60.3						334					4.2
NTK fil (mg/L)													
N-NH4 fil (mg/L)		16.60	4.60	4.30	4.90	3.90	1.20	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.60
N-NO3 fil (mg/L)		0.16	0.79	0.00	0.03	0.03	0.93	1.56	0.03	0.02	0.02	0.17	1.00
Pt tot (mg/L)		64.8						326					9.5
Pt fil (mg/L)													
o-PO4 fil (mg/L)		55.0	19.5	91.0	121.0	128.0	43.0	14.0	17.3	17.4	9.3	7.6	7.7
%poly-P (mgP/gMES)								5.86					
XP précipité (mgP/gMES)								2.1					
MES (mg/L)								4100					37
MVES (mg/L)								2864					37
MES/MVES								1.43					1.00
IVB (mL/gMES)								78					
Age de bouse (jours)								19.8					
pH tot		4.95		6.96	7.07	7.26	8.18	8.11	8.16	7.95	8.20	8.05	8.11
pH fil													
Alc. fil (mgCaCO3/L)													
Rédox (mV)				-169	-236	-252	6	50	-142	-202	71	110	
Cl fil (mg/L)													

NOTE: Ajout de 9 mL/L HCl 1M dans l'alimentation

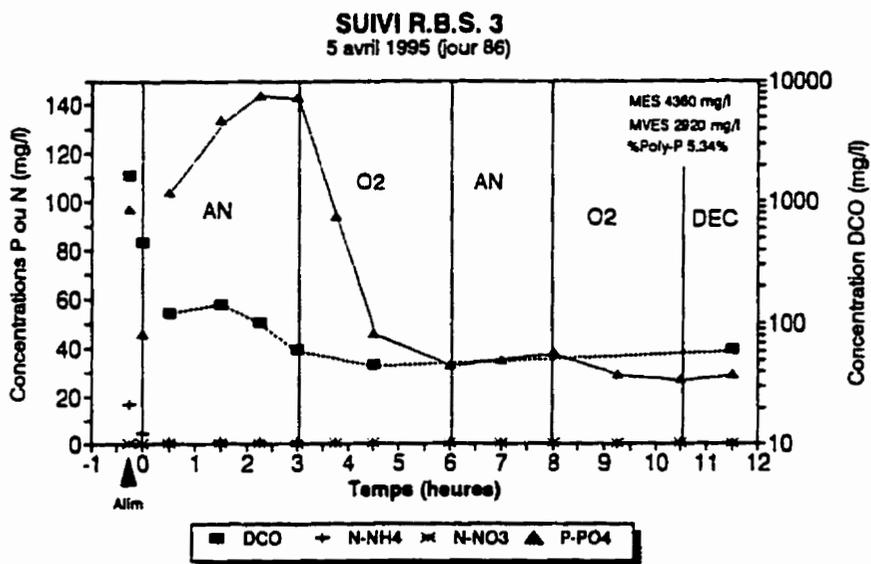


Figure A1.10 Profils de DCO, NH4, NO3 et o-PO4, jour 86

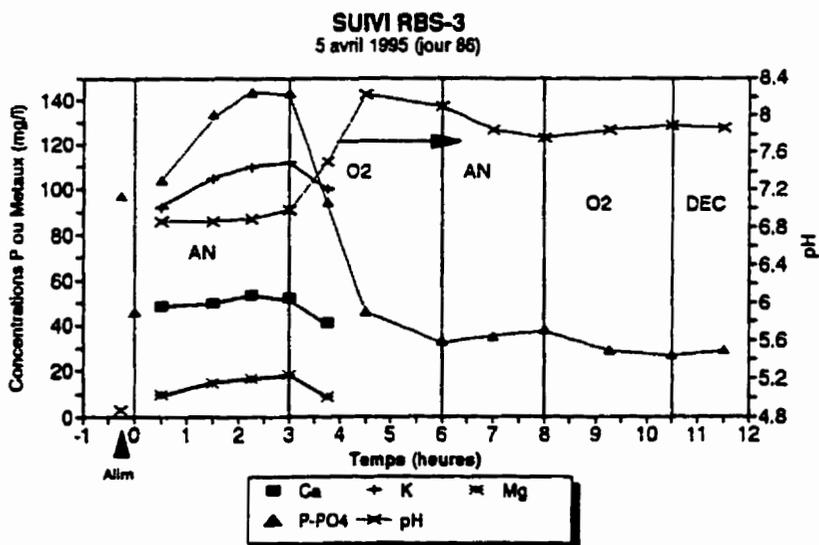


Figure A1.11 Profils de métaux et de pH, jour 86

SUIVI R.B.S. 3

5 avril 1995 (jour 86)

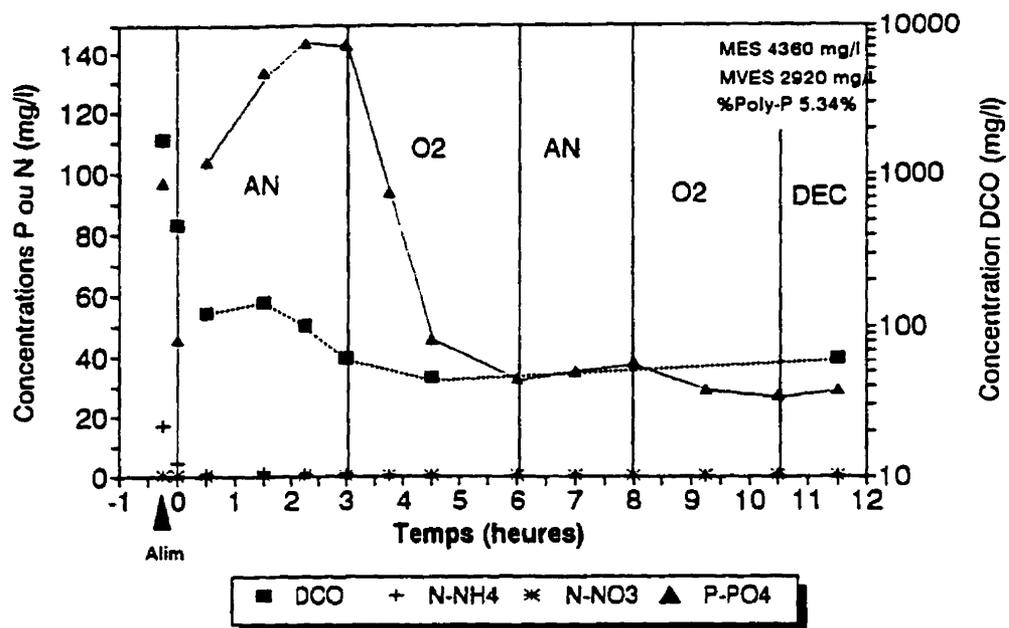


Figure A1.10 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 86

SUIVI RBS-3

5 avril 1995 (jour 86)

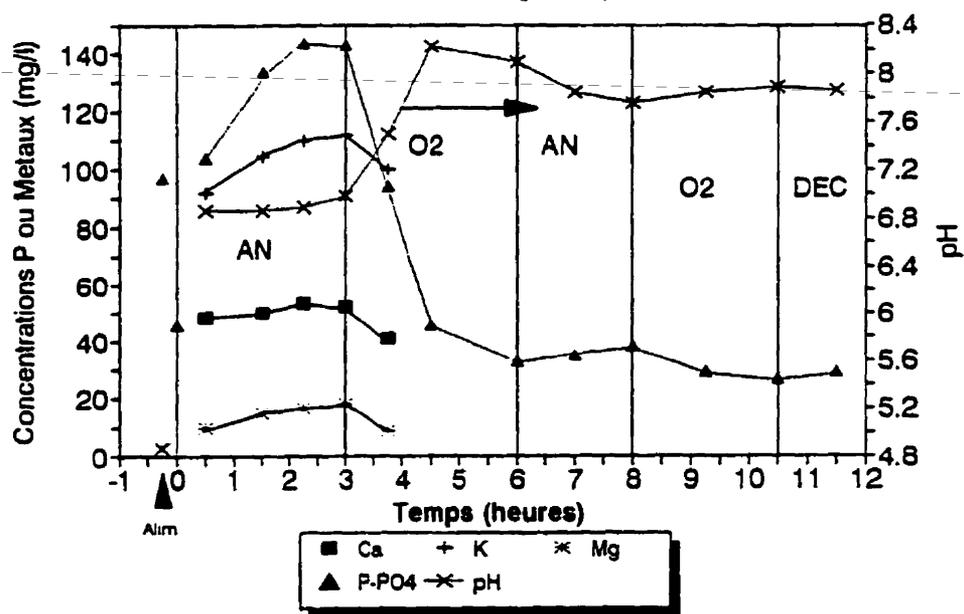


Figure A1.11 Profils de métaux, pH et o-PO₄, jour 86

Tableau A1.10 Échantillonnage du jour 86

RBS-3 05-04-95 Jour 86 RC960406	Heure T tot(p) Période T per. (min)	Calcul		3h Non aéré				3h Aéré			2h NA		2.5h A		Surr	
		7h45	8h	8h30	9h30	10h15	11h	11h45	12h30	14h	15h00	16h	17h15	18h30		7h52
		Alim	Dilut	Pna	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa		
		-15	0	30	90	135	180	45	90	180	60	120	75	150		
DCO tot	(mg/L)															
DCO fil	(mg/L)	1685	468	122	144	102	62		46						62	
AGV fil	(mgDCO/L)	1266														
ACÉT. fil	(mgHAc/L)	591														
PROP. fil	(mgHPi/L)	135														
BUT. fil	(mgHBu/L)	236														
NTK tot	(mg/L)	61								292					3.7	
NTK fil	(mg/L)															
N-NH4 fil	(mg/L)	16.80	4.23	0.45	0.96	0.53	0.47	0.03	0.02	0.06	0.03	0.00	0.00	0.01	0.04	
N-NO3 fil	(mg/L)	0.11	0.04	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	0.01	0.01	0.03	0.02	0.01	0.02	
Pi tot	(mg/L)	106								332					31	
Pi fil	(mg/L)															
o-PO4 fil	(mg/L)	97.0	46.0	104.0	134.0	144.0	143.0	94.0	46.0	33.0	35.0	38.0	29.0	27.0	29.0	
% poly-P	(%P/igMVES)									5.34						
%P précipité	(%P/igMVES)									1.8						
MES	(mg/L)	368								4360				3954	37	
MVES	(mg/L)	318								2920				2744	32	
MES/MVES		1.16								1.49				1.44	1.16	
IVB	(mL/gMES)									46						
Age de bouse	(jours)									19.4						
pH tot		4.87		6.86	6.86	6.89	6.98	7.50	8.23	8.09	7.84	7.75	7.84	7.89	7.86	
pH fil																
Alc. fil	(mgCaCO3/L)															
Rédox	(mV)			-165	-225	-244	-252	-23	-10	17	-170	-205	23	59		
Cl fil	(mg/L)															
Ca +2	(mg/L)			48.5	50.0	53.5	52.0	41.0								
K+	(mg/L)			92.0	105.0	110.0	112.0	100.0								
Mg +2	(mg/L)			10.0	14.5	16.7	18.0	8.6								

NOTE: Ajout de 9 mL/L HCl 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 1.25 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

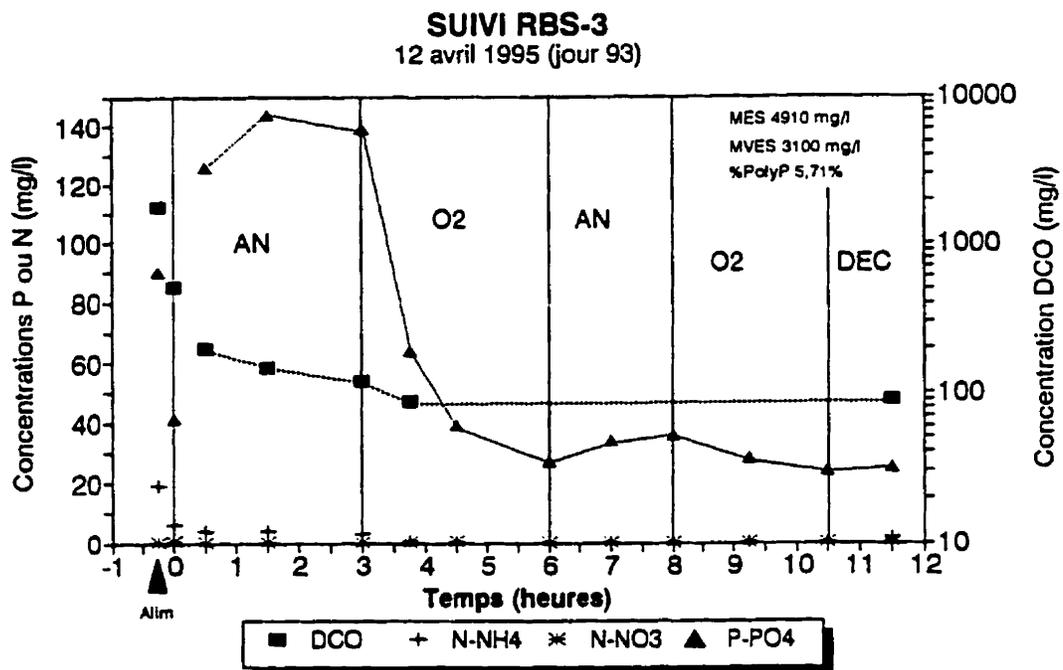
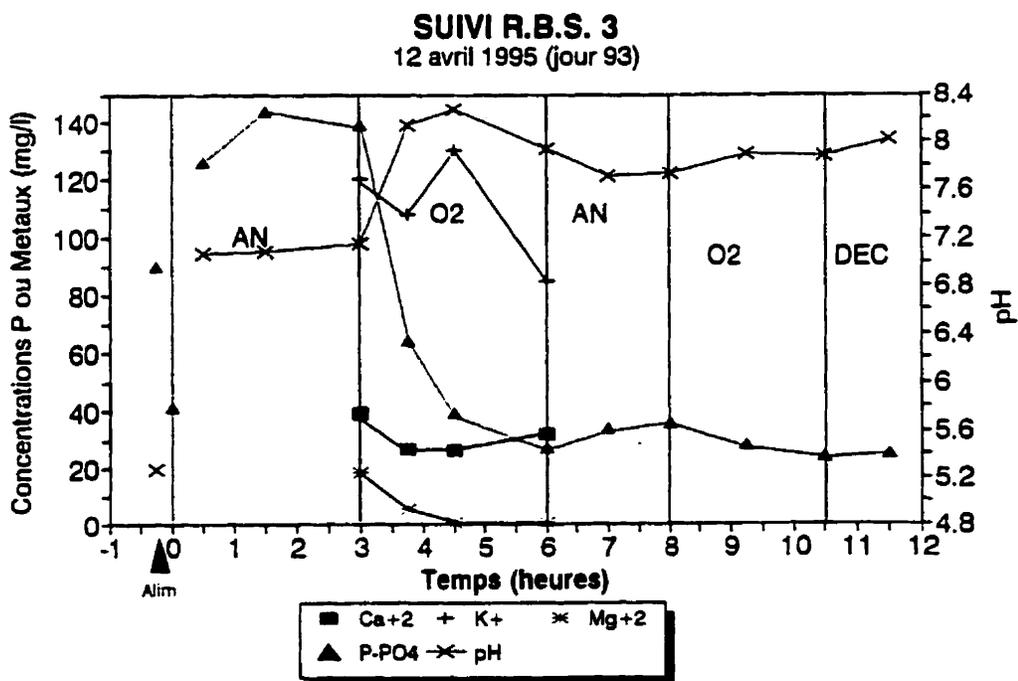
Figure A1.12 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 93Figure A1.13 Profils de métaux, pH et o-PO₄, jour 93

Tableau A1.11 Échantillonnage du jour 93

RBS-3 12-04-95 Jour 93 PC380412	Heure T lot(h) Période T.per.(min)	Calcul		3h Non aéré			3h Aéré			2h NA		2.5h A		Sum
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	11h45	12h30	14h	15h00	16h	17h15	18h30	
		-0.25	0.00	0.50	1.50	3.00	3.75	4.50	6.00	7.00	8.00	9.25	10.5	
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	Pna	FPna	Pa	FPa	Surn
DCO tot (mg/L)														
DCO fil (mg/L)		1761	508	198	147	120	87							90
AGV fil (mgDCO/L)		1278		72.5										
ACÉT. fil (mgHAc/L)		596		49										
PROP. fil (mgHPi/L)		137		0										
BUT. fil (mgHBu/L)		238		11										
NTK tot (mg/L)														
NTK fil (mg/L)		25							2.3					4.1
N-NH4 fil (mg/L)		19.00	6.03	3.80	3.80	3.00	0.50	0.11	0.08	0.09	0.08	0.06	0.03	1.70
N-NO3 fil (mg/L)		0.13	0.46	0.10	0.12	0.12	0.28	0.44	0.21	0.10	0.10	0.11	0.12	0.57
Pi tot (mg/L)														
Pi fil (mg/L)		96							29					28
o-PO4 fil (mg/L)		90.0	41.3	126.0	144.0	139.0	64.0	39.0	27.0	34.0	36.0	28.0	24.0	25.0
% poly-P (NgP/gMVES)									5.71					
% P précipité (NgP/gMVES)														
MES (mg/L)		256							4910					72
MVES (mg/L)		208							3100					62
MES/MVES		1.23							1.58					1.16
IVB (mL/gMVES)									39					
Age de boue (jours)									20.6					
pH tot		5.27		7.07	7.09	7.15	8.14	8.27	7.94	7.71	7.73	7.90	7.88	8.02
pH fil														
Alc. fil (mgCaCO3/L)														
Redox (mV)				-204	-257	-286	-42	-21	-3	-190	-220	10	28	
Cl fil (mg/L)														
Ca+2 (mg/L)						39.0	26.5	26.0	32.0					
K+ (mg/L)						120.0	108.0	130.0	85.0					
Mg+2 (mg/L)						18.5	5.0	0.06	0.07					

NOTE: Ajout de 9 mL/L HCl 1M dans l'alimentation
 NOTE: Ajout de 1.20 mL/L H3PO4 dans l'alimentation

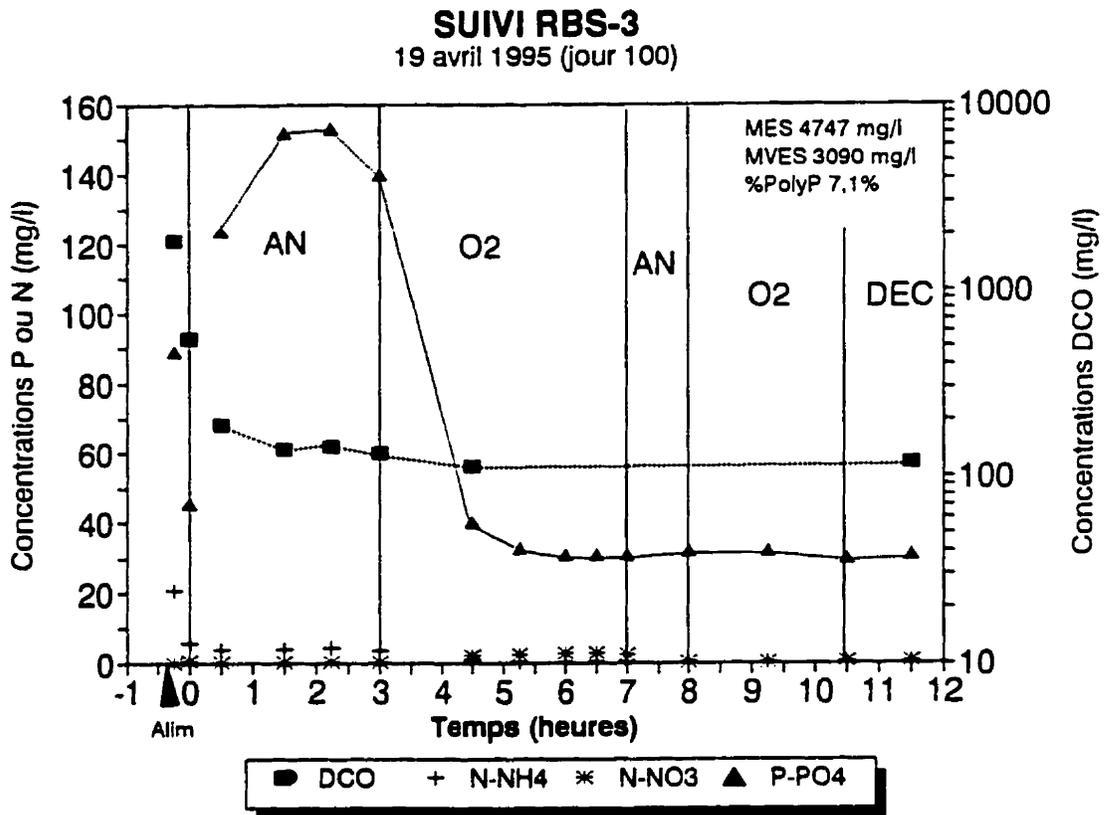


Figure A1.14 Échantillonnage du jour 100

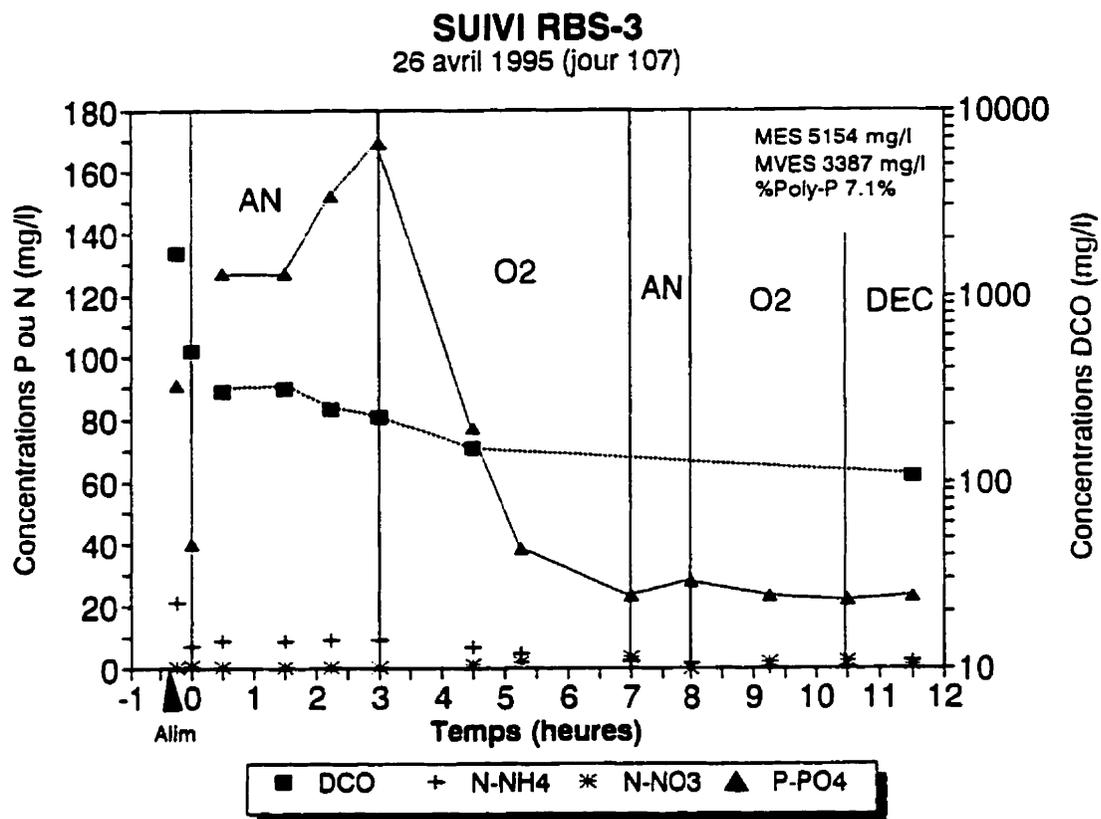


Figure A1.15 Échantillonnage du jour 107

Tableau A1.13 Échantillonnage du jour 107

RBS-3 26-04-95 Jour 107 PC990428	Heure T tot(h) Période T.per.(min)	Calcul	3h Non aéré					4h Aéré			1h NA		2.5h A		Sum
		7h45	8h	8h30	9h30	10h15	11h	12h30	13h15	15h00	16h	17h15	18h30	7h52	
		-0.25	0.00	0.50	1.50	2.25	3.00	4.50	5.25	7.00	8.00	9.25	10.5	11.5	
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	FPna	Pa	FPa	Sum	
		-15	0	30	90	135	180	90	135	240	60	75	150		
DCO tot (mg/L)															
DCO fil (mg/L)		1679	501	301	309	241	220	149						108	
AGV fil (mgDCO/L)		1154		169											
ACET. fil (mgHAc/L)		561		96											
PROP. fil (mgHP/L)		127		11											
BUT. fil (mgHBu/L)		199		27											
NTK tot (mg/L)		77								444				7	
NTK fil (mg/L)															
N-NH4 fil (mg/L)		21.0	6.95	8.70	8.80	9.20	9.30	6.60	4.60	2.30	1.49	0.39	0.01	2.27	
N-NO3 fil (mg/L)		0.16	0.69	0.11	0.13	0.14	0.17	0.93	1.64	3.45	0.00	1.65	2.32	0.86	
Pi tot (mg/L)		106								576				50	
Pi fil (mg/L)															
o-PO4 fil (mg/L)		91.0	40.0	127.0	127.0	152.0	169.0	77.0	38.0	23.0	28.0	23.0	22.0	23.0	
% poly-P (NgP/gMVES)										7.1					
%P précipité (NgP/gMVES)										4.8					
MES (mg/L)		338								5154				75	
MVES (mg/L)		306								3387				50	
MES/MVES		1.10								1.52				1.50	
IVB (mL/gMES)										24					
Age de boues (jours)										19.8					
pH tot		4.82		6.69	6.76	6.82	6.84	7.62	8.09	7.75	7.60	7.82	7.84	7.93	
pH fil															
Alc. fil (mgCaCO3/L)															
Rédox (mV)				-35	-155	-185	-208	-30	-25	-10	-115	-12	1		
Cl fil (mg/L)															

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 1.0 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

SUIVI R.B.S. 3
3 mai 1995 (jour 114)

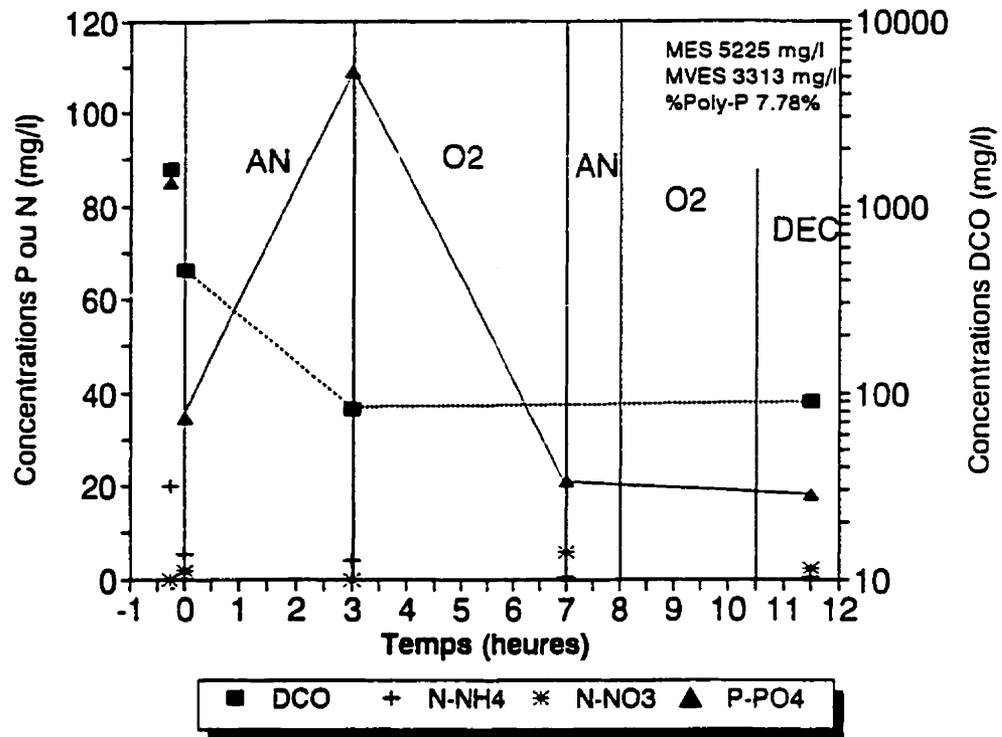


Figure A1.16 Échantillonnage du jour 114

Tableau A1.14 Échantillonnage du jour 114

RBS-3 03-05-95 Jour 114 RC950503		Heure	Calcul	3h NA	4h A	
		T.tot(h)	7h45	8h	11h	15h
Periode		Alim	Dilut.	FPna	FPa	Sum
T.per.(min)		-15	0	180	240	
DCO tot	(mg/L)					
DCO fil	(mg/L)	1554	456	82		90
AGV fil	(mgDCO/L)					
ACÉT. fil	(mgHAc/L)					
PROP. fil	(mgHPr/L)					
BUT. fil	(mgHBu/L)					
NTK tot	(mg/L)					
NTK fil	(mg/L)					
N-NH4 fil	(mg/L)	20.0	5	3.87	0.36	0.31
N-NO3 fil	(mg/L)	0.00	2	0.00	5.97	2.36
Pt tot	(mg/L)					
Pt fil	(mg/L)					
o-PO4 fil	(mg/L)	85.0	35	109.0	21.0	18.0
%poly-P	(%P/gMVES)				7.78	
MES	(mg/L)	302			5225	44
MVES	(mg/L)	264			3313	31
MES/MVES		1.14			1.58	1.42
IVB	(mL/gMES)					
Age de boues	(jours)					
pH tot		4.96		6.98	7.61	7.72
pH fil						
Alc. fil	(mgCaCO3/L)					
Redox	(mV)			-235	50	
Cl fil	(mg/L)					

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .35 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

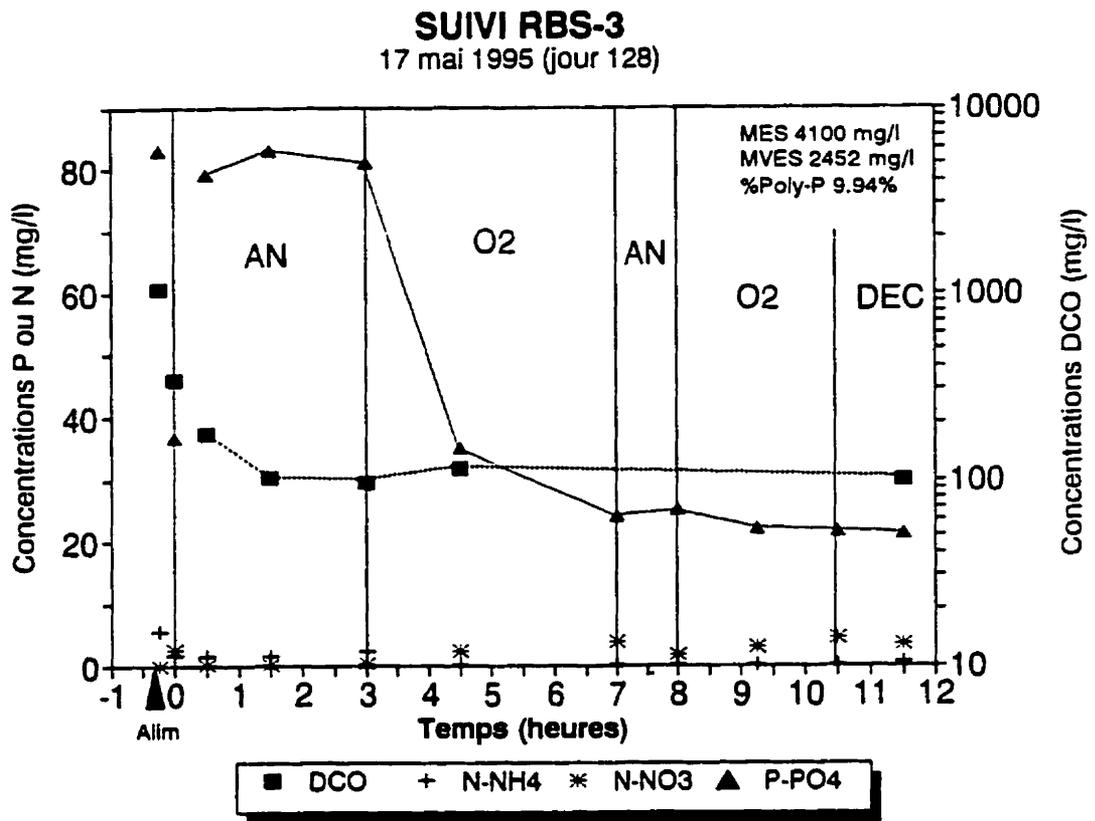


Figure A1.17 Échantillonnage du jour 128

Tableau A1.15 Échantillonnage du jour 128

RBS-3 17-05-95 Jour 128 RC950517	Heure T.tot(h) Période T.per.(min)	Calcul	3h Non aéré			4h Aéré		1h NA	2.5h A		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h30	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		-0.25	0.00	0.50	1.50	3.00	4.50	7.00	8.00	9.25	10.5	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	FPa	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	180	90	240	60	75	150	
DCO tot	(mg/L)											
DCO fil	(mg/L)	1039	335	174	103	96	114					100
AGV fil	(mgDCO/L)											
NTK tot	(mg/L)	147						392				38
NTK fil	(mg/L)											
N-NH4 fil	(mg/L)	5.3	2	1.60	1.56	2.36	0.19	0.14	0.18	0.16	0.15	0.50
N-NO3 fil	(mg/L)	0.00	2	0.03	0.03	0.32	2.26	3.81	1.67	3.02	4.32	3.31
Pt tot	(mg/L)	95						398				29
Pt fil	(mg/L)											
o-PO4 fil	(mg/L)	83.0	37	79.0	83.0	81.0	35.0	24.0	25.0	22.0	21.5	21.2
%poly-P	(%P/gMVES)							9.94				
%P précipité	(%P/gMES)							2.0				
MES	(mg/L)	292						4100				86
MVES	(mg/L)	244						2450				60
MES/MVES		1.20						1.67				1.43
IVB	(mL/gMES)							29.3				
Age de boues	(jours)							18.5				
pH tot		6.11		7.21	7.23	7.25	7.89	7.68	7.53	7.58	7.68	7.79
pH fil												
Alc. fil	(mgCaCO3/L)											
Rédox	(mV)											
Cl fil	(mg/L)											

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .30 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

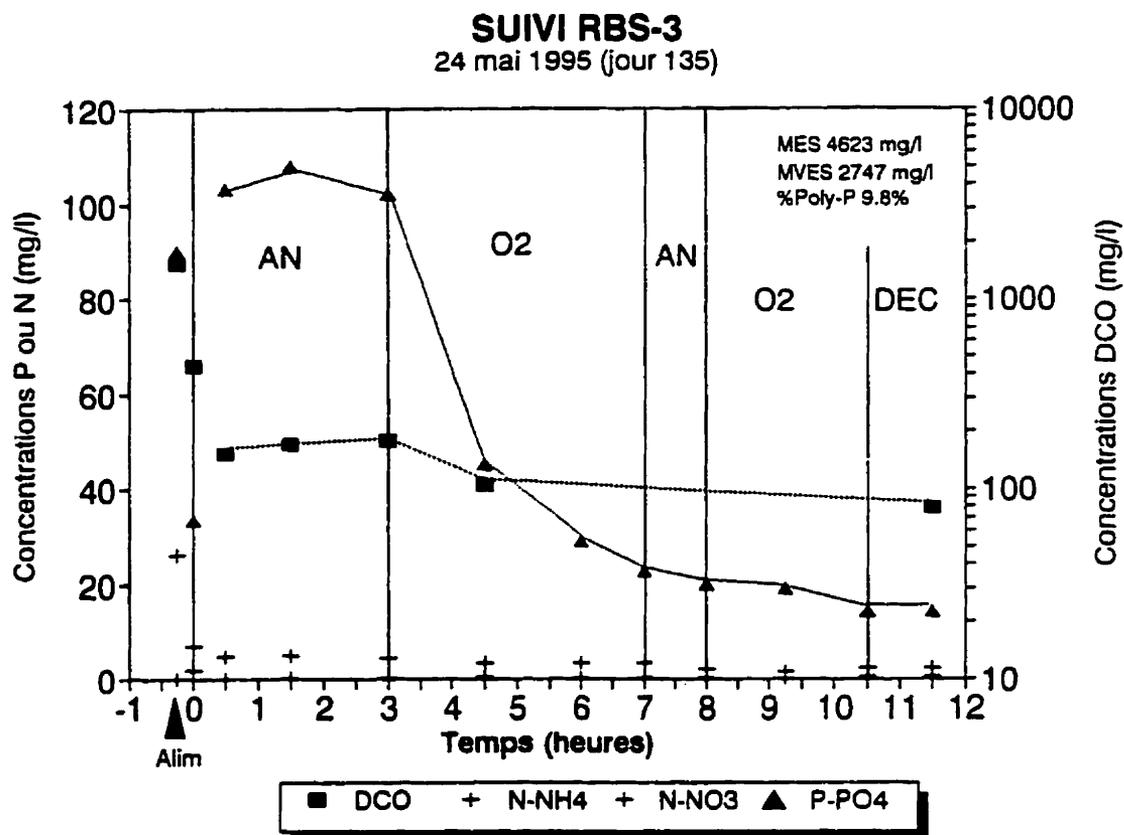


Figure A1.18 Échantillonnage du jour 135

Tableau A1.16 Échantillonnage du jour 135

RBS-3 24-05-95 Jour 135 PC960524	Heure T.tot(h) Période T.per.(min)	Calcul	3h Non aère			4h Aère			1h NA	2.5h A		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h50	14h00	15h00	16h	17h15	18h30	7h52
		Alim	Dilut	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	180	110	180	240	60	75	150	
DCO tot (mg/L)													
DCO fil (mg/L)		1528	441	153	171	178	104						79
AGV fil (mgDCO/L)													
NTK tot (mg/L)		122						410					26
NTK fil (mg/L)													
N-NH4 fil (mg/L)		26.0	6.82	4.78	5.00	4.40	0.43	0.09	0.18	0.10	0.10	0.53	0.42
N-NO3 fil (mg/L)		0.00	1.74	0.00	0.13	0.14	3.32	3.32	3.43	2.10	1.40	2.30	2.32
Pt tot (mg/L)		109						583					18.2
Pt fil (mg/L)													
o-PO4 fil (mg/L)		90.0	33.3	103.0	108.0	102.0	45.0	29	22.5	20.0	19.0	14.4	14.4
%poly-P (‰P/gMVES)								9.8					
%P précipité (‰P/gMES)								5.1					
MES (mg/L)		152						4623					54
MVES (mg/L)		135						2747					32
MES/MVES													
IVS (mL/gMES)								24.9					
Age de boues (jours)								22.4					
pH tot		4.88		6.82	6.88	6.93	7.48	7.67	7.85	7.79	7.71	7.72	7.68
pH fil													
Alc. fil (mgCaCO3/L)													
Rédox (mV)													
Cl fil (mg/L)													

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .30 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

Tableau A1.17 Échantillonnage du jour 142

RBS-3 31-05-95 Jour 142 RC950531	Heure T.tot(h) Periode T.per.(min)	Calcul	3h NA	4h A		
		7h45	8h	11h	15h	7h52
		-0.25	0.00	3.00	7.00	11.50
		Alim	Dilut.	FPna	FPa	Surn
		-15	0	180	240	
DCO tot	(mg/L)					
DCO fil	(mg/L)	1624	462	171	107	75
AGV fil	(mgDCO/L)					
NTK tot	(mg/L)	81			421	4.4
NTK fil	(mg/L)					
N-NH4 fil	(mg/L)	26.0	6.98	1.74	0.10	0.64
N-NO3 fil	(mg/L)	0.19	0.75	0.21	1.33	0.94
Pt tot	(mg/L)	95			671	13
Pt fil	(mg/L)					
α-PO4 fil	(mg/L)	86.0	29.6	51.0	12.3	10.8
%poly-P	(%P/gMVES)				10.55	
%P précipité	(%P/gMES)				5.2	
MES	(mg/L)	484			5167	45
MVES	(mg/L)	422			3107	28
MES/MVES		1.15			1.66	1.61
IVB	(mL/gMES)				23	
Age de boues	(jours)		22			
pH tot		5.01		7.07	8.03	7.94
pH fil						
Alc. fil	(mgCaCO3/L)					
Rédox	(mV)					
Ca+2	(mg/l)	103		90	75	80
K+	(mg/l)	60		51	36	50
Mg+2	(mg/l)	99.4		53.5	48.5	43.5
Cl fil	(mg/L)					

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .35 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

SUIVI RBS-3
7 juin 1995 (jour 149)

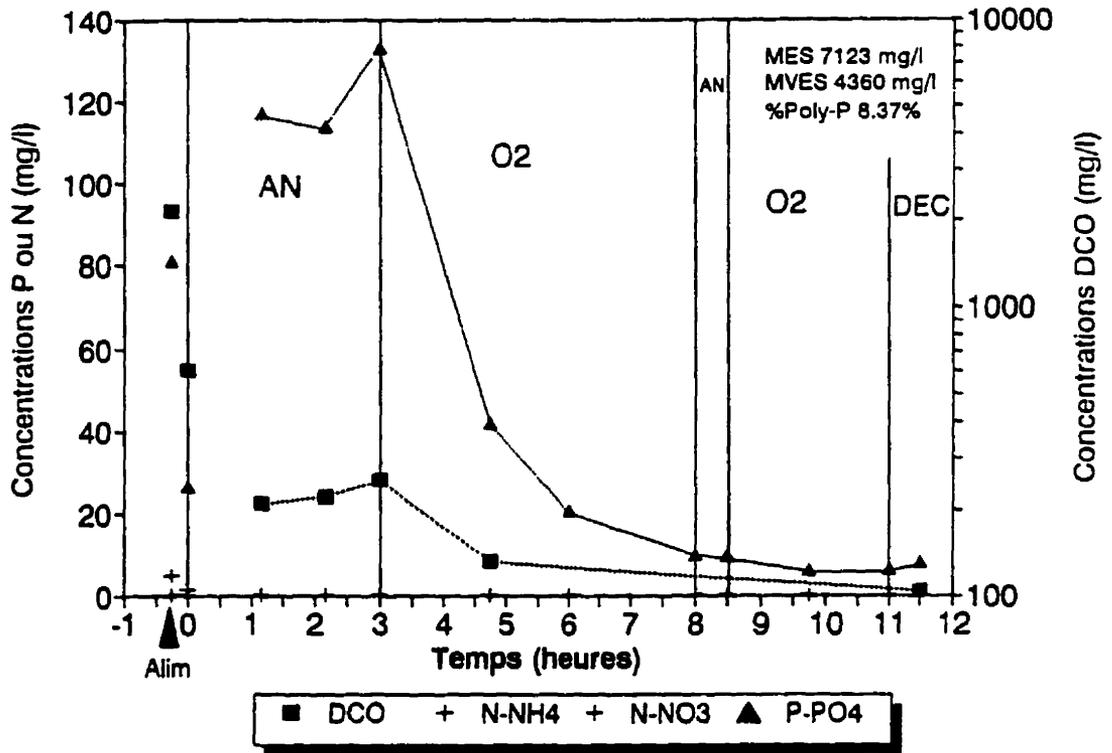


Figure A1.19 Échantillonnage du jour 149

Tableau A1.18 Échantillonnage du jour 149

RBS-3 07-06-85 Jour 149 RC350887	Heure T. (°C) Période T. par. (min)	Calcul		3h Non aéré			5h Aéré			.5h NA		2.5h A		Sum
		7h45	8h	9h10	10h10	11h	12h45	14h00	16h00	16h30	17h45	19h	7h52	
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	FPna	Pa	FPa	Sum	
		-15	0	70	130	180	105	180	300	30	75	150		
DCO tot	(mg/L)													
DCO fil	(mg/L)	2134	612	209	222	252	133						104	
AGV fil	(mgDCO/L)													
NTK tot	(mg/L)	48							480				6.2	
NTK fil	(mg/L)													
N-NH4 fil	(mg/L)	5.0	1.41	0.17	0.20	0.23	0.18	0.15	0.11	0.11	0.14	0.14	0.21	
N-NO3 fil	(mg/L)	0.22	0.15	0.15	0.15	0.14	0.12	0.14	0.11	0.12	0.11	0.12	0.13	
Pi tot	(mg/L)	92							764				10.5	
Pi fil	(mg/L)													
o-PO4 fil	(mg/L)	81.0	26.5	117.0	114.0	133.0	42.0	21	10.2	10.0	6.4	6.6	8.3	
%poly-P	(%P/igMVE)								8.37					
%P précipité	(%P/igMVE)								4.2					
MES	(mg/L)	322							7123				93	
MVES	(mg/L)	268							4360				60	
MES/MVES		1.20							1.63				1.55	
IVB	(mL/gMES)								16.9					
Age de biomas	(jours)								21.2					
pH tot		5.98		7.19	7.22	7.21	8.21	8.34	8.31	8.29	8.33	8.33	8.31	
pH fil														
Alc. fil	(mgCaCO3/L)													
Redox	(mv)													
Ca+2	(mg/l)	94	61.0			67			44				50	
K+	(mg/l)	110	72.5			110			68				60	
Mg+2	(mg/l)	100	53.5			64			36				38	
Cl fil	(mg/L)													

NOTE: Ajout de 2 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .66 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/L Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

SUIVI RBS-3
28 juin 1995 (jour 170)

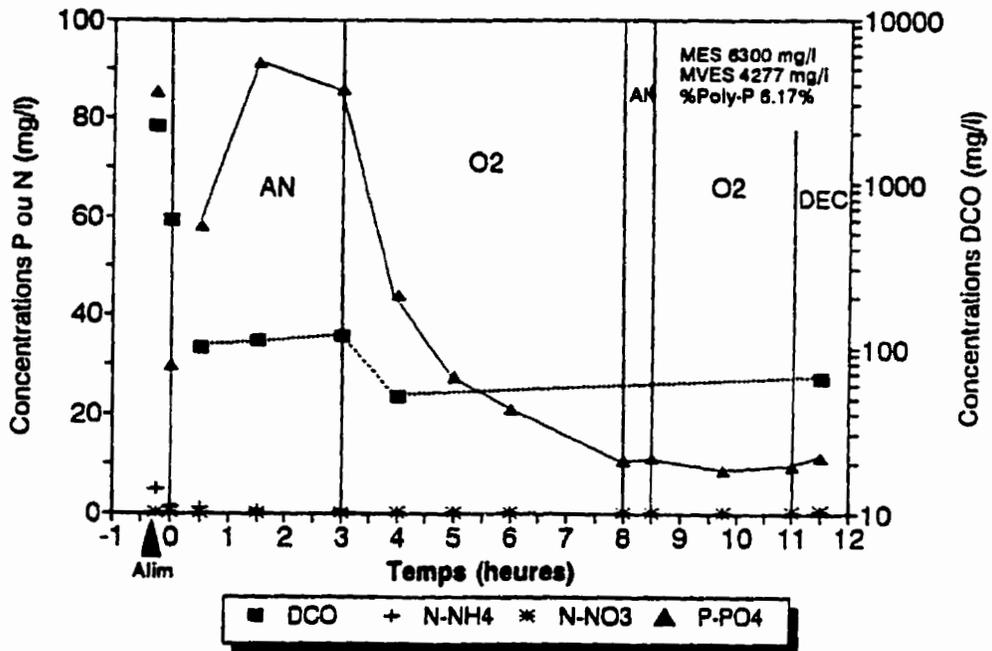


Figure A1.20 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 170

SUIVI RBS-3
28 juin 1995 (jour 170)

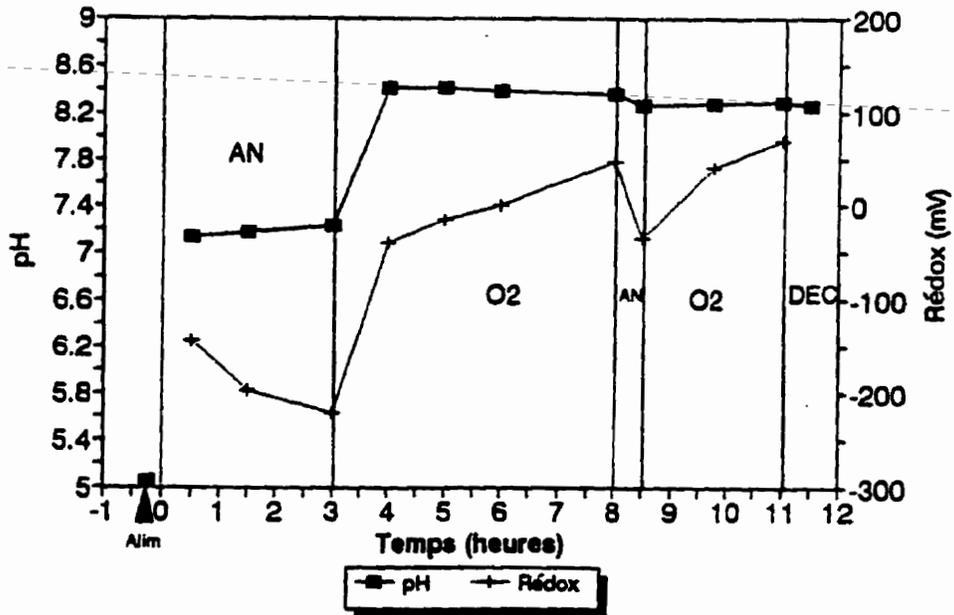


Figure A1.21 Profils de pH et de rédox, jour 170

Tableau A1.19 Échantillonnage du jour 170

RBS-3 28-06-95 Jour 170 RC66022	Heure T. tot(h) Période T. par. (min)	Calcul	3h Non aéré					5h Aéré				5hNA	2.5h A		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h00	13h00	14h00	16h00	16h30	17h45	19h00	7h52		
		Alim	Dilut	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	Pa	FPa	FPna	Pa	FPa	Sum		
DCO tot (mg/L)																
DCO fil (mg/L)	2210	602	101	111	117	51										66
AGV fil (mgDCO/L)																
NTK tot (mg/L)	72.2								330				510	9.3		
NTK fil (mg/L)	17				6.4							2.53		2.7		
N-NH4 fil (mg/L)	4.8	1.53	1.04	0.61	0.54	0.14	0.16	0.11	0.16	0.14	0.14	0.14	0.14	0.44		
N-NO3 fil (mg/L)	0.21	0.40	0.03	0.17	0.11	0.11	0.19	0.15	0.13	0.12	0.15	0.34	0.46			
Pi tot (mg/L)	91.8								421				601	12		
Pi fil (mg/L)	87.6				109							8.33		11.9		
o-PO4 fil (mg/L)	85.1	29.8	58.2	91.3	85.6	43.9	27.5	21.2	10.8	11.5	8.8	9.6	11.4			
%poly-P (%P/gMES)									6.17							
%P précipité (%P/gMES)									1.0							
MES (mg/L)	462								6300				5507	61		
MVES (mg/L)	426								4277				3717	47		
MES/MVES	1.08								1.47				1.48	1.30		
IVB (mL/gMES)									19.8							
Age de boues - (jours)									20.4							
pH tot	5.06		7.13	7.17	7.23	8.41	8.41	8.36	8.36	8.26	8.28	8.29	8.26			
pH fil																
Alc. fil (mgCaCO3/L)																
Rédox (mV)			-143	-196	-221	-40	-15	0	48	-35	42	70				
Ca+2 (mg/L)	114								54					49		
K+ (mg/L)	125								75					42		
Mg+2 (mg/L)	100								53.5					73		
Ca+2(non filré) (mg/L)									320							
K+(non filré) (mg/L)									2500							
Mg+2(non filré) (mg/L)									150							

NOTE: Ajout de 6 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0.66 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

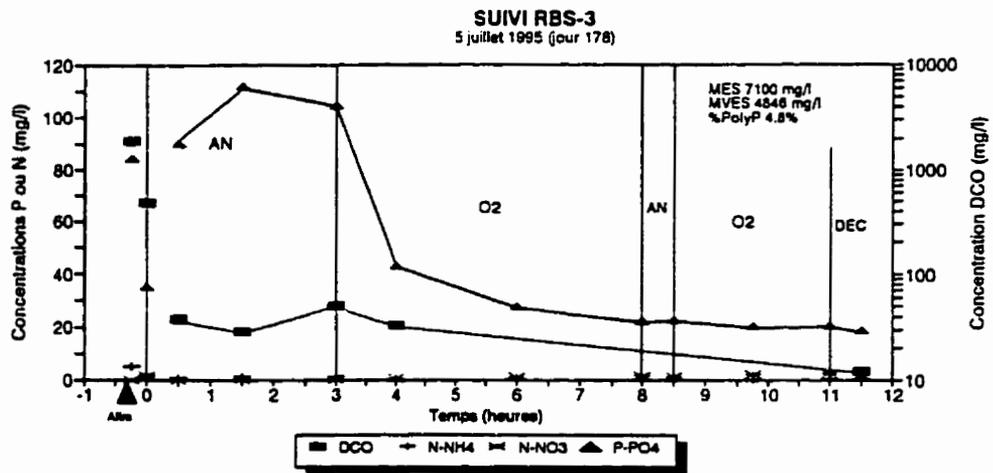


Figure A1.22 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 178

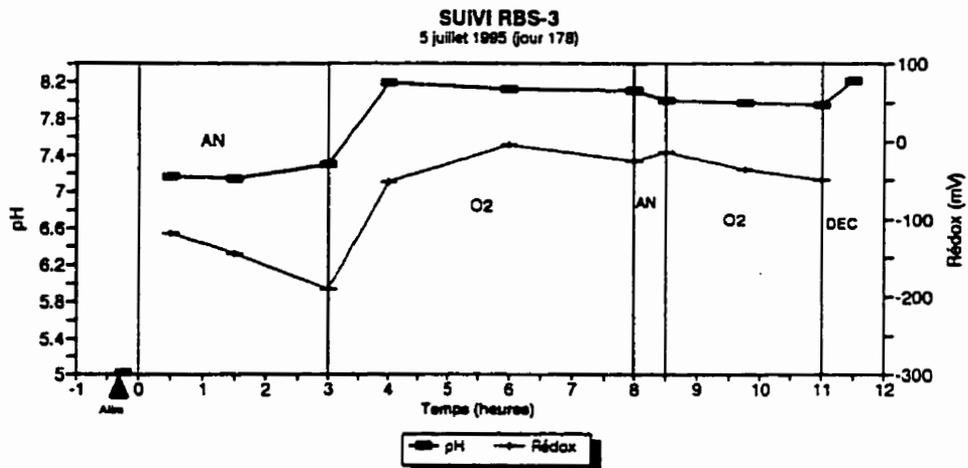


Figure A1.23 Profils de pH et de rédox, jour 178

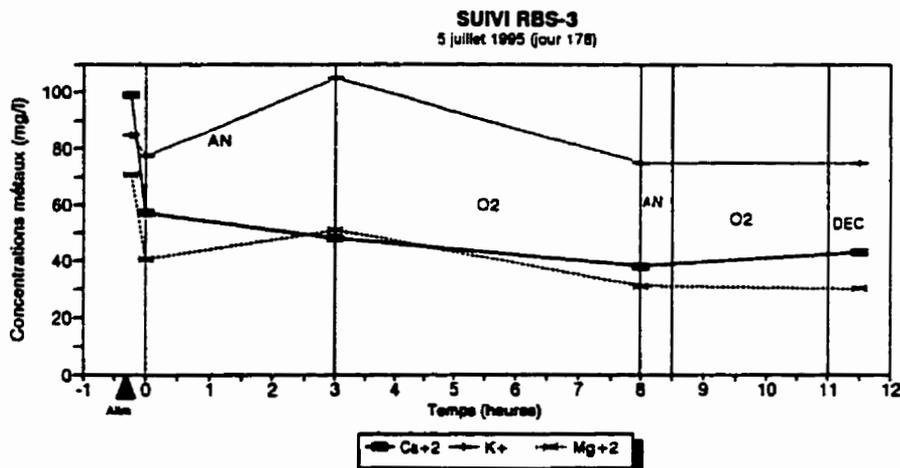


Figure A1.24 Profils de calcium, potassium et magnésium, jour 178

Tableau A1.20 Échantillonnage du jour 178

RBS-3 5-07-95 Jour 178 PC44705	Heure T tot(h) Période T per (min)	Calcul	3h Non aéré			5h Aéré			5hNA	2.5h A		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h00	14h00	16h00	16h30	17h45	19h00	7h52
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	FPna	Pa	FPa	Sum
		-15	0	30	90	180	60	180	300	30	75	150	
DCO tot	(mg/L)	2533										5647	
DCO fil	(mg/L)	1879	479	38	29	50	33						12
AGV fil	(mgDCO/L)												
NTK tot	(mg/L)	67.6							272.4				6.6
NTK fil	(mg/L)												
N-NH4 fil	(mg/L)	4.9	1.59	0.76	0.83	1.05	0.20	0.2	0.21	0.28	0.27	0.36	0.48
N-NO3 fil	(mg/L)	0.00	1.40	0.00	0.03	0.11	0.56	0.99	1.61	1.16	1.96	2.46	1.87
Pt tot	(mg/L)	97.4							410.2				22.8
Pt fil	(mg/L)												
o-PO4 fil	(mg/L)	84.5	35.2	90.3	112.0	104.7	43.0	27.5	22.5	22.9	20.6	20.8	18.8
%poly-P	(%P/gMES)								4.8				
%P précipité	(%P/gMES)								0.8				
MES	(mg/L)	354							7100				57
MVES	(mg/L)	348							4846				39
MES/MVES		1.05							1.47				1.46
IVB	(mL/gMES)								16.9				
Age de boves	(jours)								20.3				
pH tot		5.02		7.17	7.14	7.31	8.19	8.12	8.10	8.00	7.97	7.95	8.21
pH fil													
Alc. fil	(mgCaCO3/L)												
Rédox	(mV)			-118	-145	-190	-52	-4	-25	-13	-36	-50	
Ca+2	(mg/L)	99	57			48			38				43
K+	(mg/L)	85	78			105			75				75
Mg+2	(mg/L)	70.7	41			51			31.2				30.5
Ca+2(nan /litre)	(mg/L)								520				
K+(nan /litre)	(mg/L)								2500				
Mg+2(nan /litre)	(mg/L)								230				

NOTE: Ajout de 7.5 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0.69 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 60 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

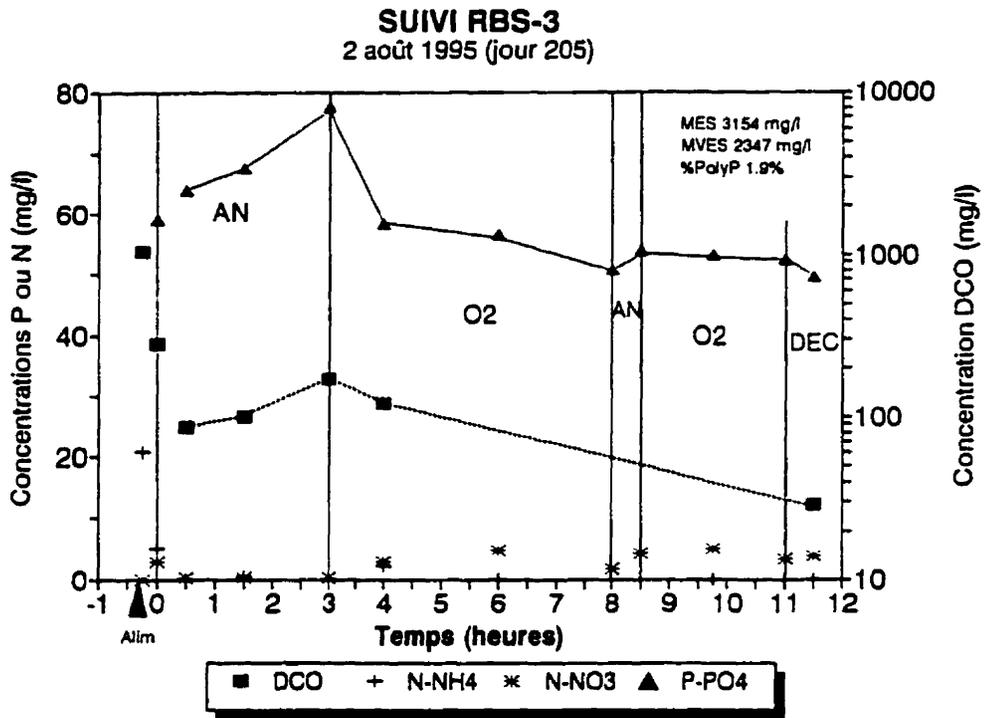


Figure A1.25 Profils de DCO, NH4, NO3 et o-PO4, jour 205

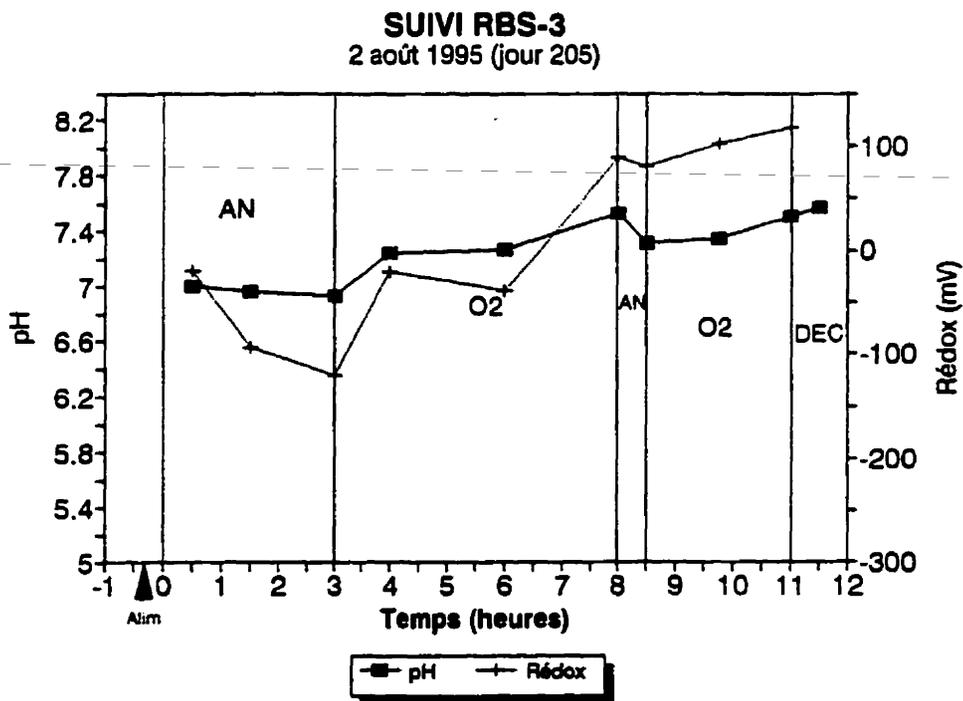


Figure A1.26 Profils de pH et de rédox, jour 205

Tableau A1.21 Échantillonnage du jour 205

RBS-3 2-08-95 Jour 205	Heure T. tot(°) Période T. par. (min)	Calcul	3h Non aéré			5h Aéré			5hNA	2.5h A		Sum	
		7h45	8h	8h30	9h30	11h	12h00	14h00	16h00	16h30	17h45	19h00	7h52
		Alim	Dilut.	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	FPna	Pa	FPa	Sum
PC265002		-15	0	30	90	180	60	180	300	30	75	150	
DCO tot	(mg/L)	1267							3024				39
DCO fil	(mg/L)	1042	282	86	99	172	120						29
AGV fil	(mgDCO/L)												
NTK tot	(mg/L)												
NTK fil	(mg/L)												
N-NH4 fil	(mg/L)	20.8	5.22	0.00	0.52	0.00	2.19	0.14	0.00	0.00	0.17	0.00	0.02
N-NO3 fil	(mg/L)	0.00	2.89	0.27	0.29	0.26	2.88	4.89	1.69	4.22	5.18	3.39	3.85
Pt tot	(mg/L)												
Pt fil	(mg/L)												
o-PO4 fil	(mg/L)	87.0	59.0	64.0	67.5	77.5	58.4	56.5	50.8	53.9	53.3	52.5	49.7
%poly-P	(%P/gMES)								1.9				
%P précipité	(%P/gMES)												
MES	(mg/L)	138							3154				62
MVES	(mg/L)	120							2347				51
MES/MVES		1.15							1.34				1.22
IVB	(mL/gMES)								44.4				
Age de boues	(jours)								21.4				
pH tot		4.89		7.00	6.96	6.93	7.25	7.27	7.53	7.32	7.35	7.51	7.57
pH fil													
Alc. fil	(mgCaCO3/L)												
Rédox	(mv)			-20	-94	-121	-21	-39	88	80	102	117	

NOTE: Ajout de 7 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0.69 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 60 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

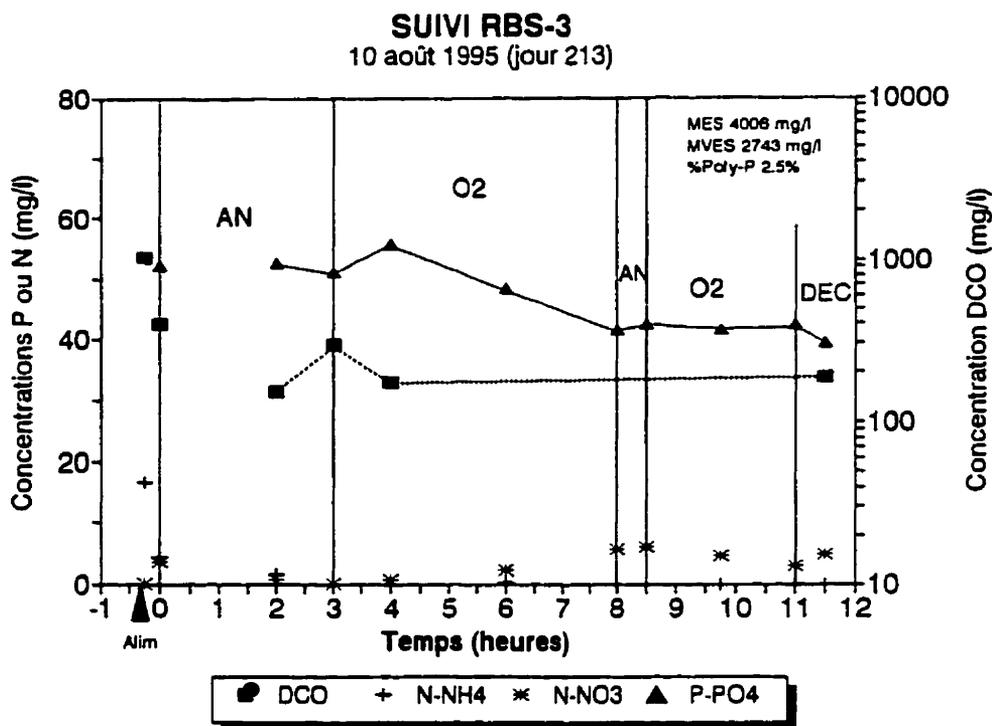
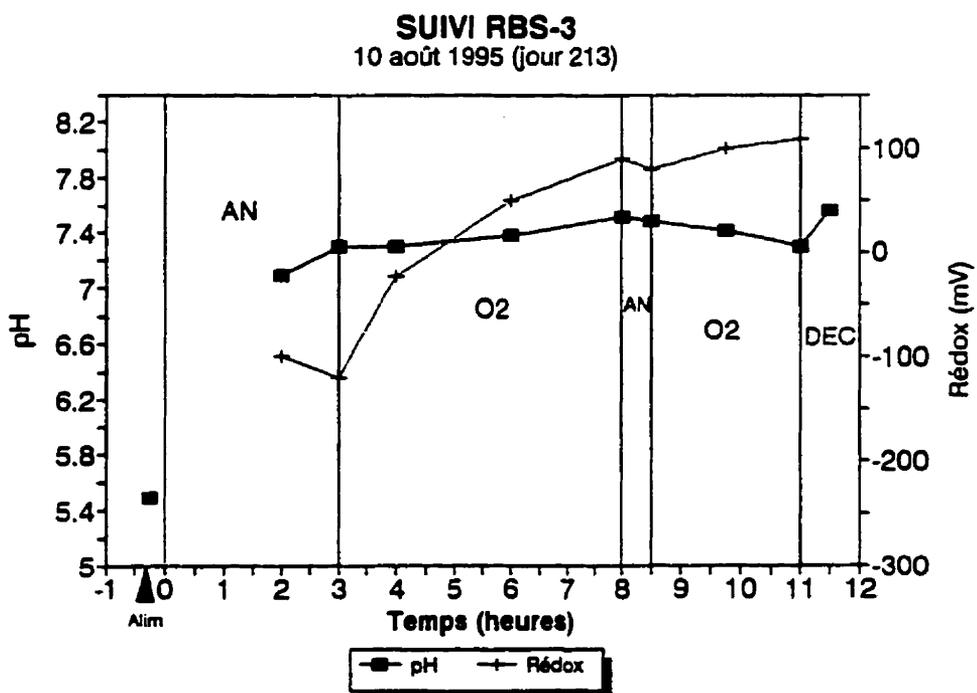
Figure A1.27 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 213

Figure A1.28 Profils de pH et de rédox, jour 213

Tableau A1.22 Échantillonnage du jour 213

RBS-3 10-08-95 Jour 213 RC950810	Heure T.tot(h) Période T.per.(min)	Calcul	3h Non Aéré		5h Aéré			5hNA	2.5h A		Surn	
		7h45	8h	10h	11h	12h00	14h00	16h00	16h30	17h45	19h00	7h52
		-0.25	0.00	2.00	3.00	4.00	6.00	8.00	8.50	9.75	11.0	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	FPna	Pa	FPa	Surn
		-15	0	120	180	60	180	300	30	75	150	
DCO tot	(mg/L)											
DCO fil	(mg/L)	1021	394	151	291	173						185
AGV fil	(mgDCO/L)											
NTK tot	(mg/L)											
NTK fil	(mg/L)											
N-NH4 fil	(mg/L)	16.7	4.18	1.57	0.00	0.00	0.19	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00
N-NO3 fil	(mg/L)	0.12	3.59	0.60	0.12	0.70	2.28	5.65	5.99	4.59	2.97	4.75
Pt tot	(mg/L)											
Pt fil	(mg/L)											
o-PO4 fil	(mg/L)	91.2	52.4	52.7	51.2	55.8	48.5	41.6	42.6	41.7	42.5	39.5
%poly-P	(%P/gMVES)							2.5				
MES	(mg/L)	176						4006				167
MVES	(mg/L)	166						2743				115
MES/MVES		1.06						1.46				1.45
IVB	(mL/gMES)							34.9				
Age de boue	(jours)							19.4				
pH tot		5.49		7.09	7.30	7.30	7.38	7.52	7.49	7.42	7.30	7.56
pH fil												
Alc. fil	(mgCaCO3/L)											
Rédox	(mV)			-99	-120	-24	50	89	79	99	109	

NOTE: Ajout de 7 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0.69 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 60 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

Tableau A1.23 Échantillonnage du jour 239

RBS-3 06-09-95 Jour 239 RC950906	Heure T.tot(h) Période T.per.(min)	Calcul	3h NA	5h Aéré		2h30	Surn	
		7h45	8h	10h30	14h00	15h30	18h30	7h52
		-0.25	0.00	2.50	6.00	7.50	10.5	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	Pa	Pa	Pa	Surn
		-15	0	150	180	270	120	
DCO tot	(mg/L)							
DCO fil	(mg/L)	1375	360	162				22
AGV fil	(mgDCO/L)							
NTK tot	(mg/L)							
NTK fil	(mg/L)							
N-NH4 fil	(mg/L)	28.3	7.21	5.43	0.41	0.17	0.15	0.18
N-NO3 fil	(mg/L)	0.18	1.22	0.57	2.04	2.07	1.60	1.56
Pt tot	(mg/L)							
Pt fil	(mg/L)							
o-PO4 fil	(mg/L)	81.2	32.5	44.6	29.3	16.1	20.2	16.3
%poly-P	(%gP/gMVES)					2.5		
%P précipité	(%gP/gMES)							
MES	(mg/L)					4311		
MVES	(mg/L)					2714		
MES/MVES						1.59		
IVB	(mL/gMES)							
Age de boues	(jours)							
pH tot		5.45		7.10	7.31	8.03	7.51	7.98
pH fil								
Alc. fil	(mgCaCO3/L)							
Rédox	(mV)			-190	10	29	59	

NOTE: Ajout de 8,5 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0,39 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

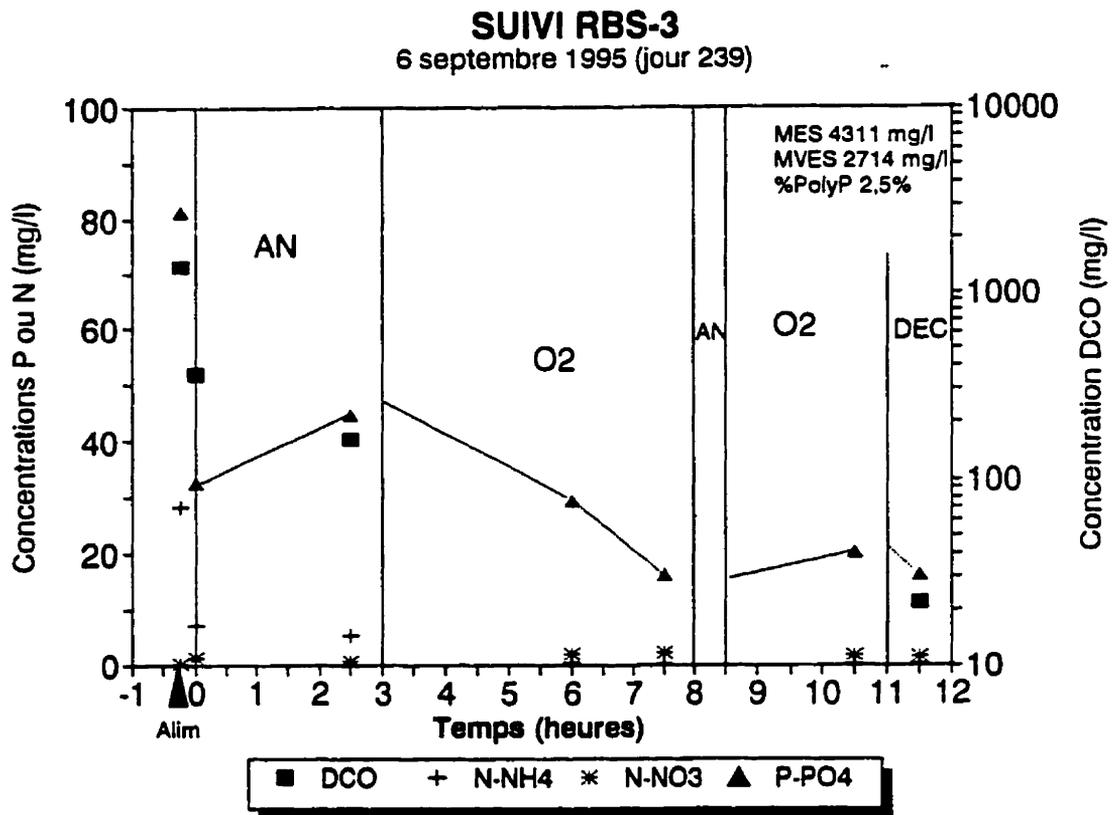


Figure A1.29 Échantillonnage du jour 239

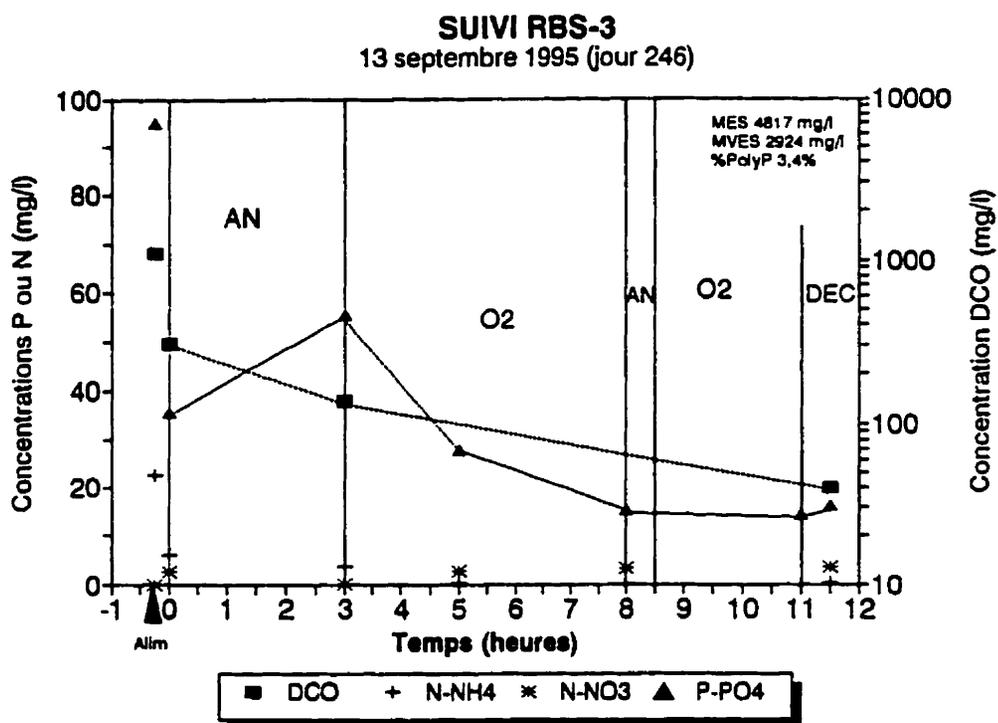
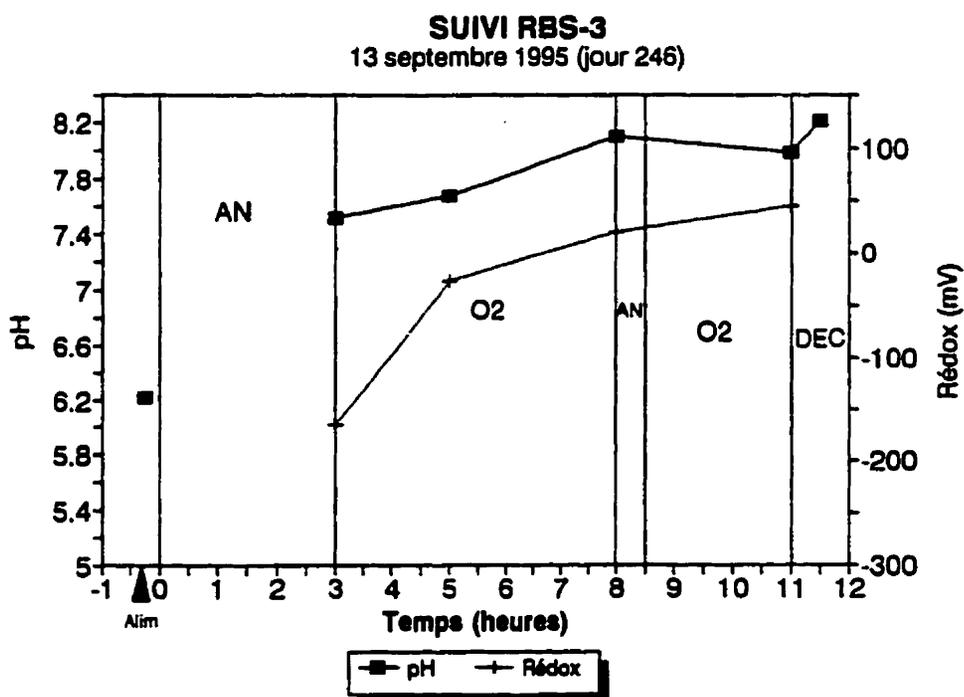
Figure A1.30 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 246

Figure A1.31 Profils de pH et de rédox, jour 246

Tableau A1.24 Échantillonnage du jour 246

RBS-3 13-09-95 Jour 246 RC950913		Heure	Calcul	3h NA	5h Aéré		2h30	Sum
		T.tot(h)	7h45	8h	11h00	13h00	16h00	19h00
Periode		Alim	Dilut.	FPna	Pa	FPa	FPa	Sum
T.per.(min)		-15	0	180	120	300	150	
DCO tot	(mg/L)							
DCO fil	(mg/L)	1114	309	138				40
NTK tot	(mg/L)					187	190	
NTK fil	(mg/L)							
N-NH4 fil	(mg/L)	22.8	5.90	3.66	0.37	0.01	0.00	0.27
N-NO3 fil	(mg/L)	0.00	2.63	0.17	2.77	3.37		3.50
Pt tot	(mg/L)					363	371	
Pt fil	(mg/L)							
o-PO4 fil	(mg/L)	94.8	35.8	55.4	28.1	15.3	14.5	16.1
%poly-P	(%gP/gMVES)					3.4		
%P précipité	(%gP/gMES)					3.9		
MES	(mg/L)					4817		42
MVES	(mg/L)					2924		30
MES/MVES						1.65		1.40
IVB	(mL/gMES)					33.2		
Age de boues	(jours)					23.2		
pH tot		6.22		7.52	7.68	8.10	7.99	8.22
pH fil								
Alc. fil	(mgCaCO3/L)							
Rédox	(mV)			-166	-27	20	44	

NOTE: Ajout de 8,5 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0,39 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

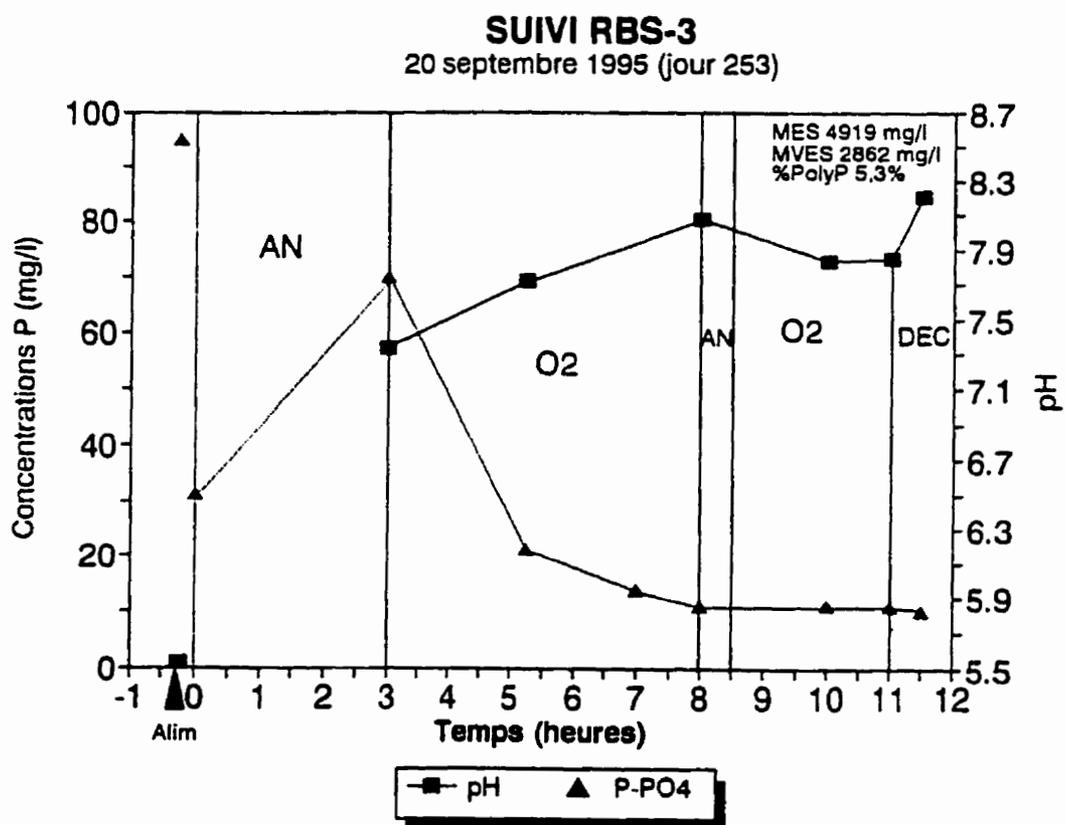


Figure A1.32 Échantillonnage du jour 253

Tableau A1.25 Échantillonnage du jour 253

RBS-3 20-09-95 Jour 253 RC950920	Heure T.tot(h) Periode T.per.(min)	Calcul	3h NA	5h Aéré			2h30 Aere		Surn	
		7h45	8h	11h00	13h15	15h00	16h00	18h00	19h00	7h52
		Alim	Dilut.	FPna	Pa	Pa	FPa	Pa	FPa	Surn
		-15	0	180	135	240	300	90	150	
DCO tot	(mg/L)									
DCO fil	(mg/L)	1126	295	113						18
AGV fil	(mgDCO/L)	1014								
ACET. fil	(mgHAc/L)	594								
PROP. fil	(mgHPr/L)	125								
BUT. fil	(mgHBu/L)	104								
NTK tot	(mg/L)									
NTK fil	(mg/L)									
N-NH4 fil	(mg/L)									
N-NO3 fil	(mg/L)									
Pt tot	(mg/L)									
Pt fil	(mg/L)									
o-PO4 fil	(mg/L)	94.9	31.4	69.9	21.1	14	11.1	11.2	10.9	10.2
%poly-P	(%P/gMVES)						5.3			
%P précipité	(%P/gMES)									
MES	(mg/L)						4919			25
MVES	(mg/L)						2868			19
MES/MVES							1.72			1.32
IVB	(mL/gMES)						18.7			
Age de boues	(jours)									
pH tot		5.53		7.33	7.72		8.07	7.83	7.85	8.20
pH fil										
Alc. fil	(mgCaCO3/L)									
Rédox	(mV)			-187	-41	-7	8	30	41	

NOTE: Ajout de 8,5 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0,39 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

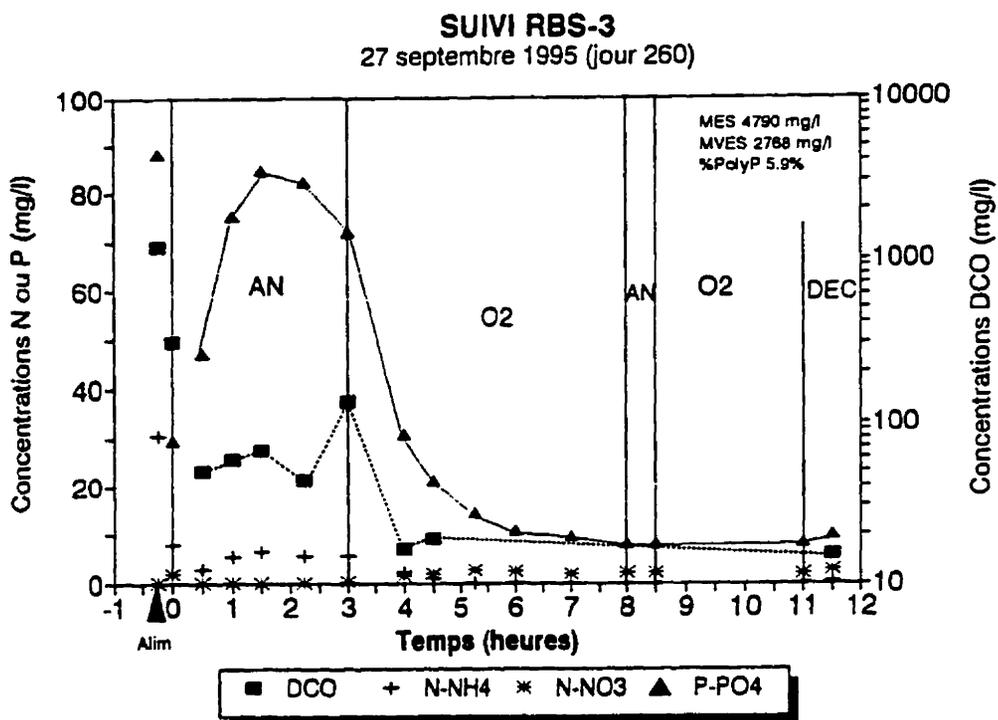
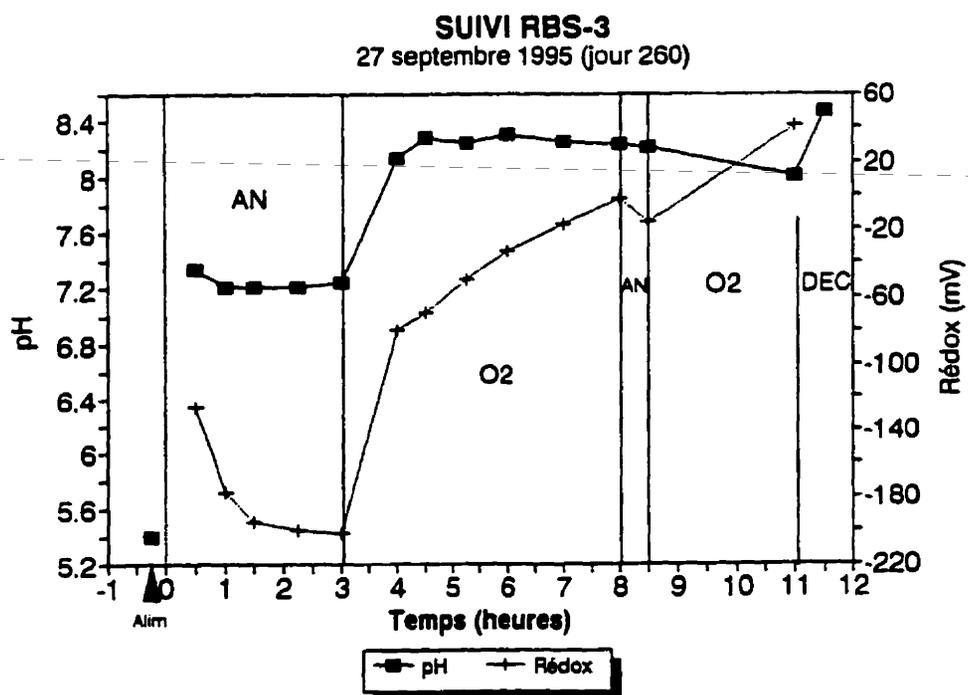
Figure A1.33 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 260

Figure A1.34 Profils de pH et de rédox, jour 260

Tableau A1.26 Échantillonnage du jour 260

RBS-3	Heure	Calcul	3h Non Aéré						3h Aéré						0.5hNA	2h30hA	Surn
			7h45	8h	8h30	9h00	9h30	10h15	11h00	12h00	12h30	13h15	14h00	15h00			
27-08-85	T _{air} (°C)	-0.25	0.00	0.50	1.00	1.50	2.25	3.00	4.00	4.50	5.25	6.00	7.00	8.00	8.50	11.00	11.50
Jour 260	Parcels	Alim	Dilut.	Pna	Pna	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	FPa	FPna	FPa	Surn
CH2O7	T _{air} (°C)	-15	0	30	60	90	135	180	60	90	135	180	240	300	90	150	
DCO tot	(mg/L)	14.12												3601			46
DCO fil	(mg/L)	1183	307	50	59	67	44	133	16	19							15
AGV fil	(mgCO ₂ /L)																
NTK tot	(mg/L)	68.6														243.6	5.37
NTK fil	(mg/L)																
N-NH ₄ fil	(mg/L)	30.4	7.9	2.78	5.24	6.35	5.59	5.57	2.26	1.08	0.13	0.06	0.05	0.09	0.07	0.04	0.42
N-NO ₃ fil	(mg/L)	0.04	2.0	0.08	0.13	0.16	0.14	0.26	1.48	2.01	2.52	2.45	2.04	2.18	2.05	2.01	2.62
Pi tot	(mg/L)	97.1														456.2	12
Pi fil	(mg/L)																
o-PO ₄ fil	(mg/L)	86.2	29.5	47.3	75.2	64.6	82.1	72.1	30.8	21.3	14.3	10.6	9.65	6.01	7.96	6.34	9.93
% poly-P	(mgP/mL _{ES})													5.9			
% P précipité	(mgP/mL _{ES})													4.8			
MES	(mg/L)													4790			35
MVES	(mg/L)													2765			24
MES/MVES														1.73			1.46
IVS	(mgP/mL _{ES})													16.7			
Age de l'eau	(jours)																
pH tot		5.40		7.34	7.21	7.21	7.21	7.24	8.14	8.29	8.25	8.31	8.26	8.24	8.22	8.01	8.47
pH fil																	
Alc. fil	(mgCaCO ₃ /L)																
Redox	(mv)			-126	-178	-195	-200	-202	-60	-69	-50	-33	-17	-2	-16	41	

NOTE: Ajout de 8.5 mL HCL 1M dans l'alimentation
 NOTE: Ajout de 0.38 mL/L H₃PO₄ 1M dans l'alimentation
 NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg + 2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl₂)

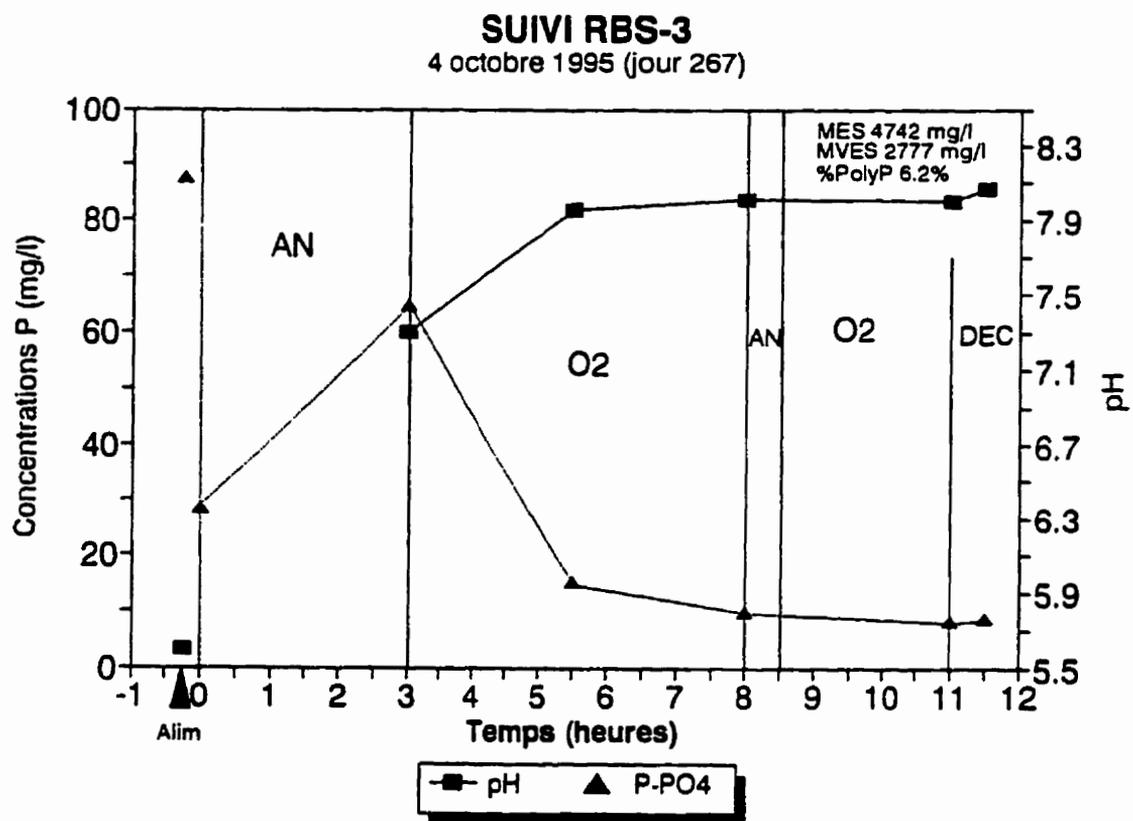


Figure A1.35 Échantillonnage du jour 267

Tableau A1.27 Échantillonnage du jour 267

RBS-3 04-10-95 Jour 267 RC951004		Heure	Calcul	3h NA	5h Aéré		2h30A	Surn	
			7h45	8h	11h00	13h30	16h00	19h00	7h52
		T.tot(h)	-0.25	0.00	3.00	5.50	8.00	11.0	11.5
		Periode	Alim	Dilut.	FPna	Pa	FPa	FPa	Surn
		T.per.(min)	-15	0	180	150	300	150	
DCO tot	(mg/L)								
DCO fil	(mg/L)		1124	281					
AGV fil	(mgDCO/L)								
NTK tot	(mg/L)								
NTK fil	(mg/L)								
N-NH4 fil	(mg/L)								
N-NO3 fil	(mg/L)								
Pt tot	(mg/L)								
Pt fil	(mg/L)								
o-PO4 fil	(mg/L)		87.4	28.5	64.8	15.4	10.1	8.4	8.9
%poly-P	(%gP/gMVES)						6.2		
%P précipité	(%gP/gMVES)								
MES	(mg/L)						4742		30
MVES	(mg/L)						2777		22
MES/MVES							1.71		1.36
IVB	(mL/gMES)								
Age de boues	(jours)								
pH tot			5.60		7.30	7.95	8.01	8.00	8.07
pH fil									
Alc. fil	(mgCaCO3/L)								
Rédox	(mV)				-273	-28	-19	-9	

NOTE: Ajout de 8,5 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0,39 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

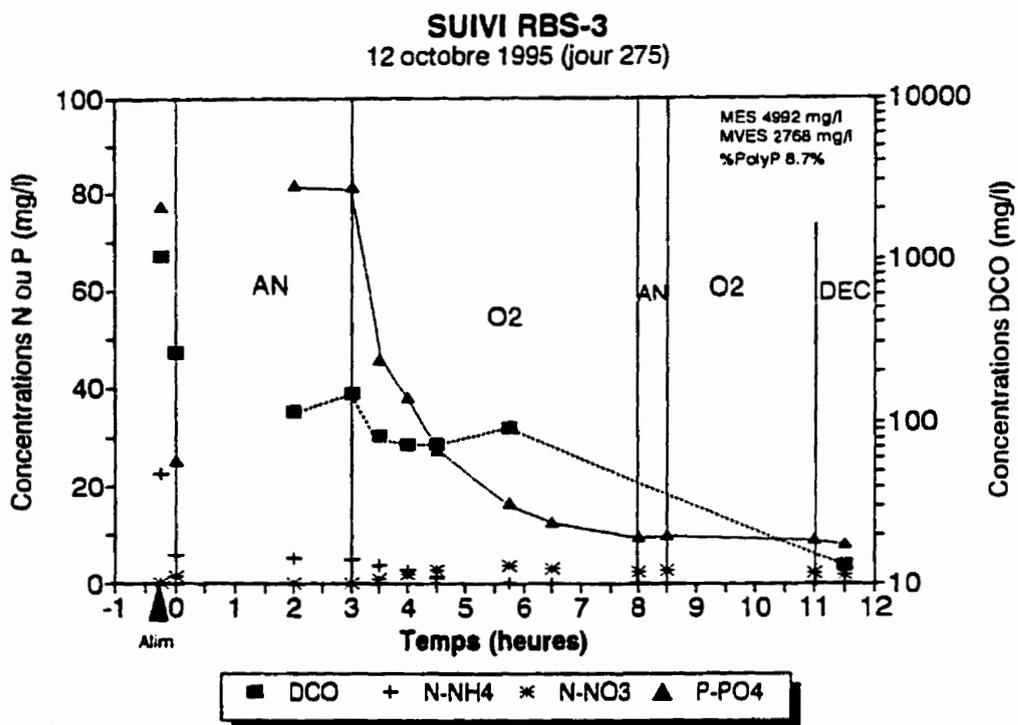
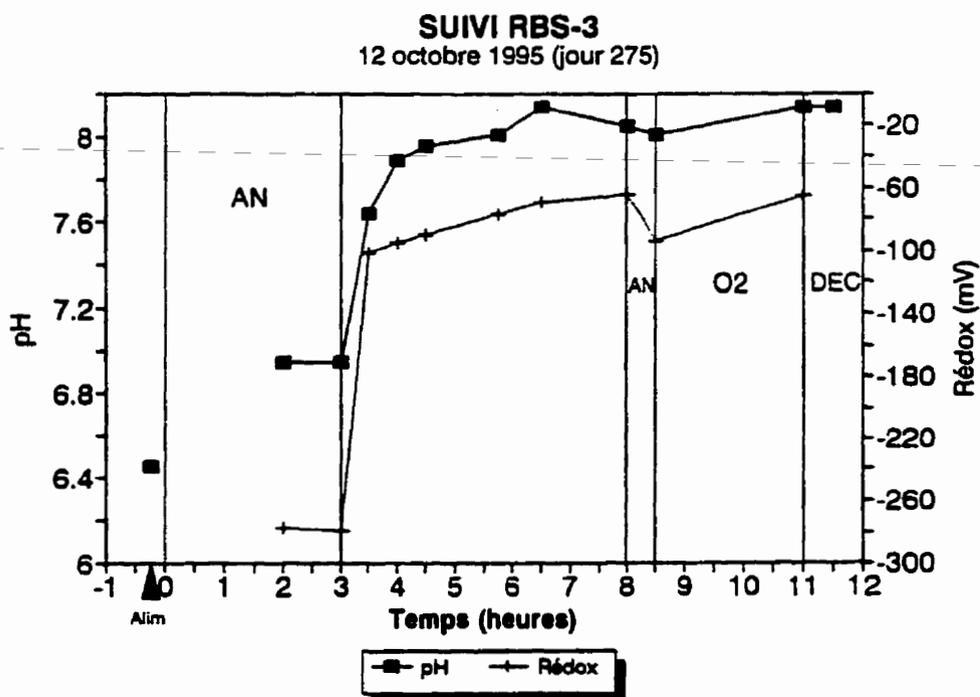
Figure A1.36 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 275

Figure A1.37 Profils de pH et de rédox, jour 275

Tableau A1.28 Échantillonnage du jour 275

RBS-3 12-10-95 Jour 275 RC861012	Heure T.tot(h) Période T.par.(min)	Calcul				5h Aérié						0.5hNA	2h30h	Sum
		7h45	8h	10h00	11h00	12h30	12h00	12h30	13h45	14h30	16h00	16h30	19h00	7h52
		Alim	Dilut.	Pna	FPna	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	FPa	FPna	FPa	Sum
		-15	0	120	180	30	60	90	185	210	300	90	150	
DCO tot (mg/L)														
DCO fil (mg/L)		1016	264	114	148	82	72	72	92					13
AGV fil (mgDCO/L)		972	243		0	0								
ACET. fil (mgAc/L)		579	145		0	0								
PROP. fil (mgPr/L)		113	28		0	0								
BUT. fil (mgBu/L)		99	25		0	0								
NTK tot (mg/L)		61.6											238.6	504.3
NTK fil (mg/L)														
N-NH4 fil (mg/L)		22.9	5.8	5.09	4.78	3.73	2.66	1.17	0.14	0.18	0.11	0.13	0.13	0.14
N-NO3 fil (mg/L)		0.08	1.4	0.08	0.19	1.00	1.85	2.64	3.42	3.15	2.37	2.53	2.23	1.81
Pt tot (mg/L)		92.4											504.3	10.35
Pt fil (mg/L)														
o-PO4 fil (mg/L)		77.3	25.6	81.6	81.2	46.0	38.3	27.6	16.7	12.70	9.74	10.05	9.14	8.32
%poly-P (%P/gMES)											8.7			
%P précipité (%P/gMES)											4.0			
MES (mg/L)											4992			18
MVES (mg/L)											2768			14
MES/MVES											1.80			1.29
IVB (mL/gMES)											18			
Age de boues (jours)														
pH tot		6.45		6.95	6.95	7.64	7.89	7.96	8.01	8.14	8.05	8.01	8.14	8.14
pH fil														
Alc. fil (mgCaCO3/L)														
Rédox (mV)				-277	-279	-102	-95	-90	-77	-69	-64	-94	-65	

NOTE: Ajout de 8,5 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 0,39 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

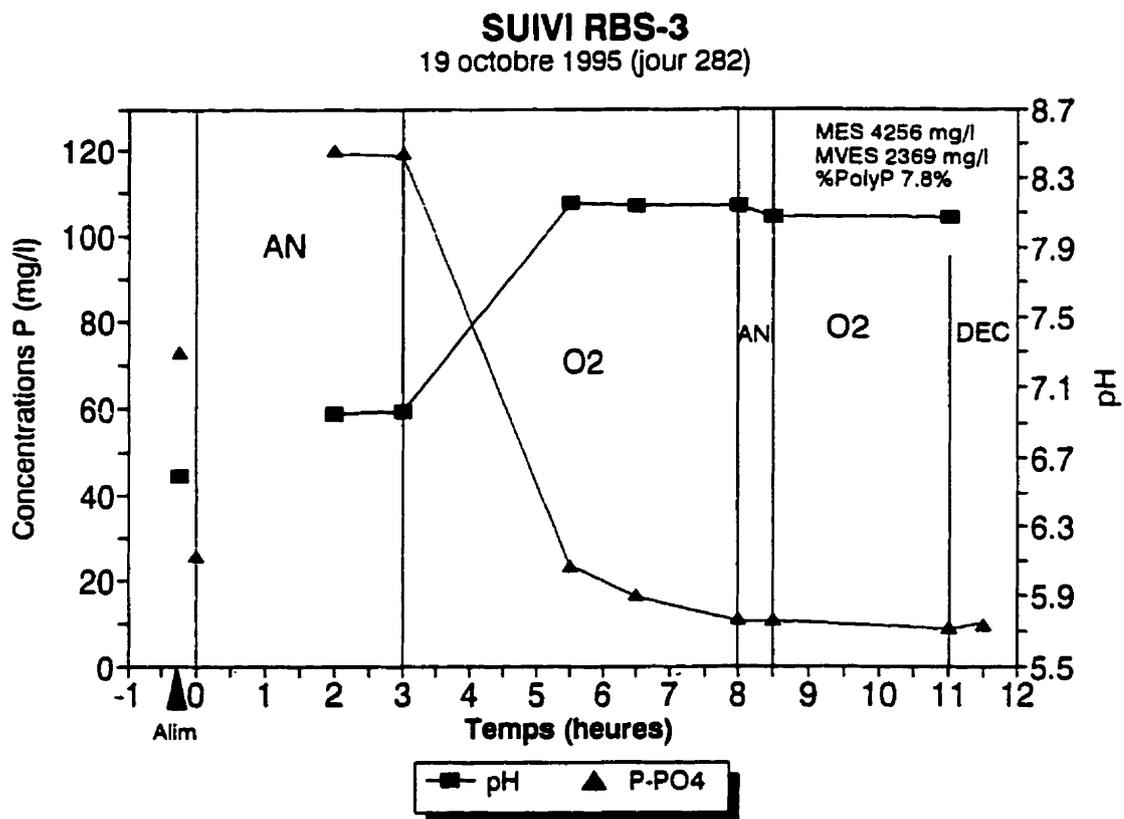


Figure A1.38 Échantillonnage du jour 282

Tableau A1.29 Échantillonnage du jour 282

RBS-3 19-10-95 Jour 282 RC951018	Heure T.tot(h) Pénodé T.per. (min)	Calcul	3h Non Aéré		5h Aéré			0.5hNA	2h30A	Sum	
		7h45	8h	10h00	11h00	13h30	14h30	16h00	16h30	19h00	7h52
		-0.25	0.00	2.00	3.00	5.50	6.50	8.00	8.50	11.0	11.5
		Alim	Dilut.	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	FPna	FPa	Sum
		-15	0	120	180	150	210	300	30	150	
DCO tot	(mg/L)										
DCO fil	(mg/L)	1705	436								13
AGV fil	(mgDCO/L)										
NTK tot	(mg/L)										
NTK fil	(mg/L)										
N-NH4 fil	(mg/L)										
N-NO3 fil	(mg/L)										
Pt tot	(mg/L)										
Pt fil	(mg/L)										
o-PO4 fil	(mg/L)	73.0	25.4	120.1	119.4	23.0	16.8	11.0	10.8	8.9	9.6
%poly-P	(%P/gMVES)							7.8			
%P précipité	(%P/gMES)										
MES	(mg/L)							4256			14.5
MVES	(mg/L)							2369			10.5
MES/MVES								1.80			1.38
IVB	(mL/gMES)							17.6			
Age de boues	(jours)										
pH tot		6.60		6.95	6.96	8.15	8.14	8.14	8.07	8.07	
pH fil											
Alc. fil	(mgCaCO3/L)										
Rédox	(mV)			-255	-266	-27	-2	20	8	37	

NOTE: Ajout de 0.39 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

NOTE: Contrôle du pH à 7.0 en première PNA avec HCl 1.0M

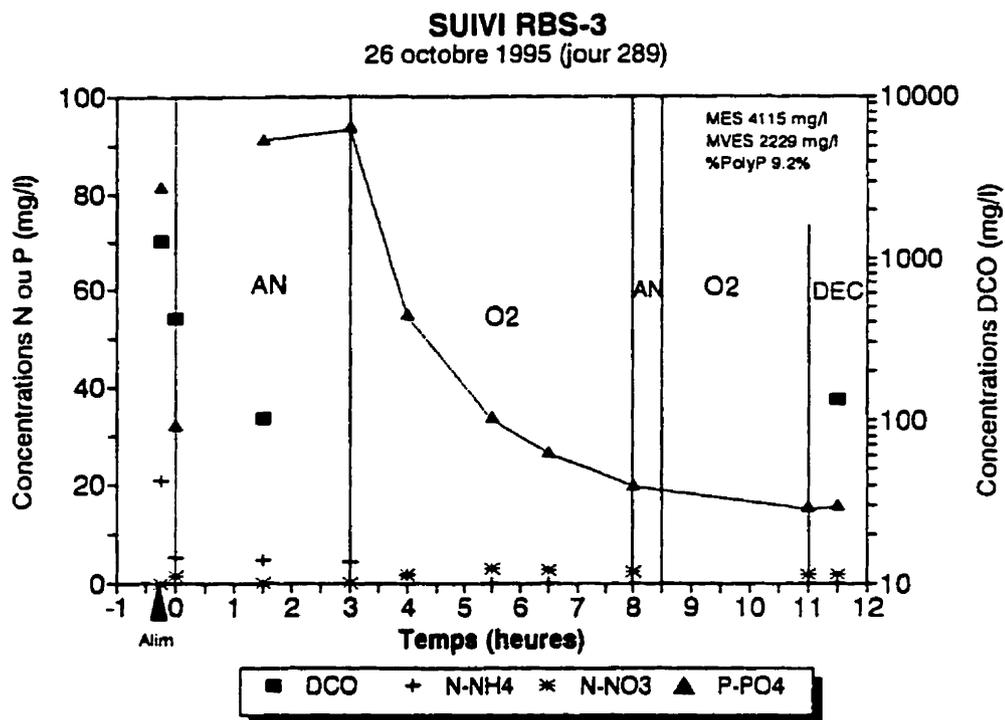
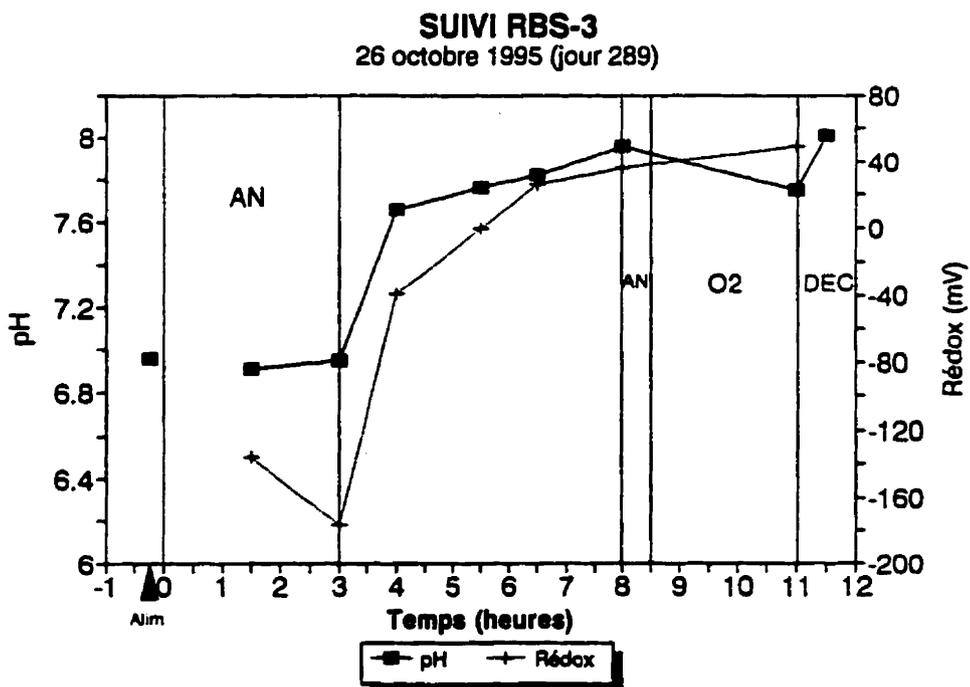
Figure A1.39 Profils de DCO, NH₄, NO₃ et o-PO₄, jour 289

Figure A1.40 Profils de pH et de rédox, jour 289

Tableau A1.30 Échantillonnage du jour 289

RBS-3 26-10-95 Jour 289 RC951026	Heure T.tot(h) Période T.per.(min)	Calcul				5h Aéré				2h30h	Sum
		7h45	8h	9h30	11h00	12h00	13h30	14h30	16h00	19h00	7h52
		Alim	Dilut.	Pna	FPna	Pa	Pa	Pa	FPa	FPa	Sum
		-0.25	0.00	1.50	3.00	4.00	5.50	6.50	8.00	11.00	11.50
		-15	0	90	180	60	150	210	300	150	
DCO tot	(mg/L)										
DCO fil	(mg/L)	1273	419	103							134
AGV fil	(mgDCO/L)										
ACET. fil	(mgHAc/L)										
PROP. fil	(mgHPr/L)										
BUT. fil	(mgHBu/L)										
NTK tot	(mg/L)	72.9								243	4.67
NTK fil	(mg/L)										
N-NH4 fil	(mg/L)	21.0	5.3	4.77	4.49	1.72	0.2	0.01	0.00	0.03	0.05
N-NO3 fil	(mg/L)	0.00	1.4	0.05	0.08	1.80	3.14	2.87	2.28	1.94	1.87
Pt tot	(mg/L)	92.4								435.6	18.1
Pt fil	(mg/L)										
o-PO4 fil	(mg/L)	81.6	32.3	91.2	93.8	55.1	33.9	26.6	20.1	15.7	15.9
%poly-P	(%P/gMVES)								9.2		
%P précipité	(%P/gMES)								4.0		
MES	(mg/L)								4115		14
MVES	(mg/L)								2229		11
MES/MVES									1.85		1.27
IVB	(mL/gMES)								14.6		
Age de boues	(jours)										
pH tot		6.96		6.91	6.95	7.66	7.76	7.82	7.96	7.75	8.01
pH fil											
Alc. fil	(mgCaCO3/L)										
Rédox	(mV)			-136	-177	-39	0	26	36	49	

NOTE: Ajout de 0,39 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

NOTE: Contrôle du pH à 7.0 en première PNA avec HCl 1.0M

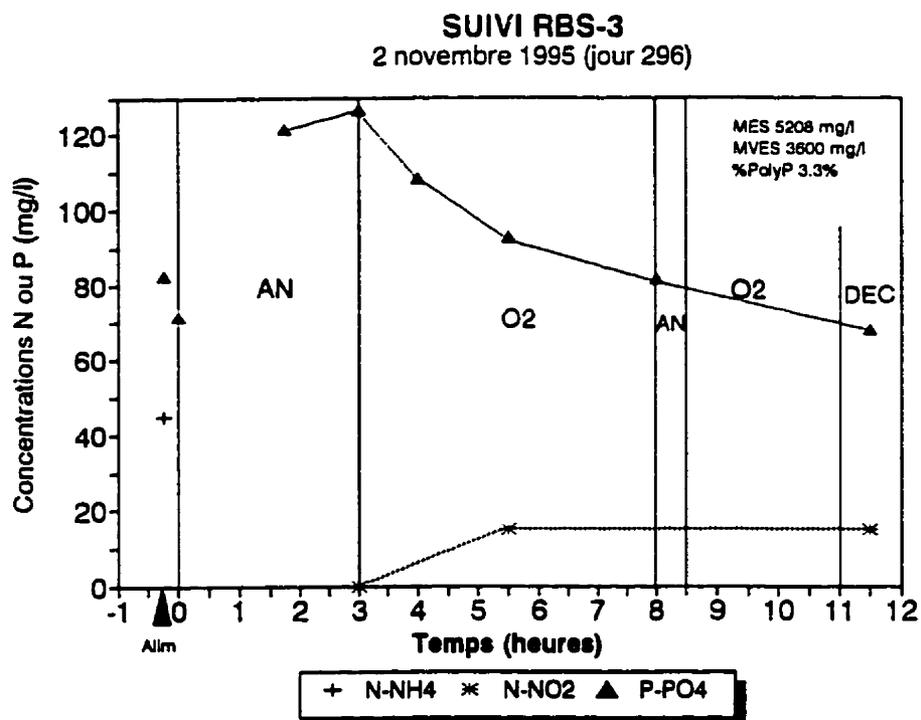
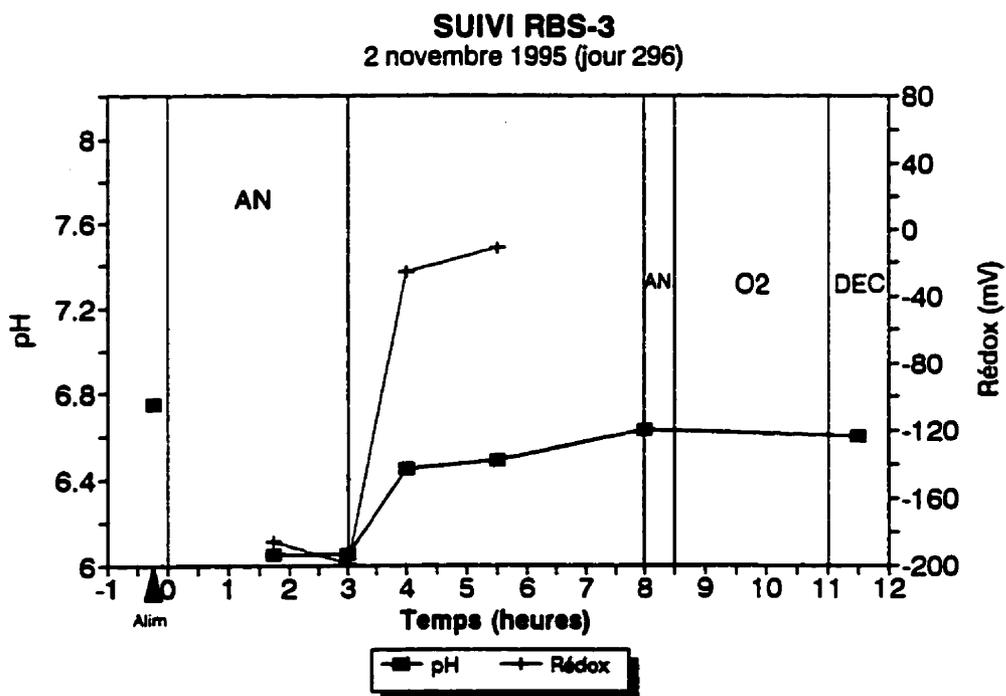
Figure A1.41 Profils de NH₄, NO₂ et o-PO₄, jour 296

Figure A1.42 Profils de pH et rédox, jour 296

Tableau A1.31 Échantillonnage du jour 296

RBS-3 2-11-95 Jour 296 RC951102	Heure T.tot(h) Periode T.per. (min)	Calcul	3h Non aérée		5h Aéré			Sum	
		7h45	8h	9h45	11h00	12h00	13h30	16h00	7h52
		-0.25	0.00	1.75	3.00	4.00	5.50	8.00	11.50
		Alim	Dilut.	Pna	FPna	Pa	Pa	FPa	Sum
		-15	0	105	180	60	150	300	
DCO tot	(mg/L)								
DCO fil	(mg/L)								
AGV fil	(mgDCO/L)								
ACET. fil	(mgHAc/L)								
PROP. fil	(mgHPr/L)								
BUT. fil	(mgHBu/L)								
NTK tot	(mg/L)	52.1					324.1	3.79	
NTK fil	(mg/L)								
N-NO2 fil	(mg/L)				0		15	15	
N-NH4 fil	(mg/L)	45							
N-NO3 fil	(mg/L)								
Pt tot	(mg/L)	87.5					495.3	71.4	
Pt fil	(mg/L)								
o-PO4 fil	(mg/L)	82.7	71.6	121.5	126.5	108.2	92.9	81.7	67.9
%poly-P	(%gP/gMES)							3.3	
%P précipité	(%gP/gMES)							4.278	
MES	(mg/L)							5208	14
MVES	(mg/L)							3600	11
MES/MVES								1.45	1.27
IVB	(mL/gMES)								
Age de boues	(jours)								
pH tot		6.75		6.05	6.05	6.45	6.49	6.63	6.60
pH fil									
Alc. fil	(mgCaCO3/L)								
Rédox	(mV)			-186	-199	-26	-11		

NOTE: Ajout de 0,39 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation (sous forme de MgCl2)

NOTE: Contrôle du pH à 6.0 en première PNA avec HCl 1.0M

ANNEXE II

Résultats complets de l'essai en discontinu sur l'alimentation

Tableau A2.1 Essais en discontinu sur l'alimentation, jour 121, réacteur #1

Essais en discontinu	10-05-05	Réacteur #1	Temoin	Calcul	3h Non aéré								4h Aéré					Enlèvement		
					8h45	9h	9h30	10h30	11h	11h30	12h	12h30	13h	13h30	14h	15h	16h00			
					8h45	9h	9h30	10h30	11h	11h30	12h	12h30	13h	13h30	14h	15h	16h00			
					T _{total}	Biomasse	Alim	Dilut	P _{na}	P _{na}	P _{na}	P _{na}	FP _{na}	P _a	P _a	P _a	P _a	FP _a		
					T _{air (mg)}															
DCO RI					97	1518	453	166	121	99	119	112	110	96	87	85	82	85		1424
NTK tot						132.9						518.9				413.3		503.1		
N-NH ₄ RI					0.02	22.4	5.62	5.52	5.40	5.24	5.18	5.27	2.98	1.12	0.13	0.09	0.1	0.11		
N-NO ₃ RI					0.84	0.00	0.63	0.11	0.12	0.13	0.15	0.12	1.92	3.99	5.35	5.63	6.27	6.54		
PI tot						95.1						537.2				378.7		484.7		
o-PO ₄ RI					26.7	87.4	41.88	104.6	129.3	123.3	115.6	113.3	65.2	42.3	32.7	27.5	22.4	20.7		66.7
%poly-P																				7.46
MES					5767	282														5117
MVES					3640	250														3197
MES/MVES					1.58	1.13														1.60
Mg+2					0.1	10	2.56	14	16.8	16.7	15.7	14.6	5.2	2.0	0.31	0.18	0.14	0.11		9.89
Cl RI						1600														1400
Taux de collage PO ₄													96.2	45.8	19.2	10.4	5.1	1.7		

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .30 mL/L H₃PO₄ 1M dans l'alimentation

Tableau A2.2 Essais en discontinu sur l'alimentation, jour 121, réacteur #2

Essais en discontinu	10-05-05	Réacteur #2	NaAc	Calcul	3h Non aéré								4h Aéré					Enlèvement		
					8h45	9h	9h30	10h30	11h	11h30	12h	12h30	13h	13h30	14h	15h	16h00			
					8h45	9h	9h30	10h30	11h	11h30	12h	12h30	13h	13h30	14h	15h	16h00			
					T _{total}	Biomasse	Alim	Dilut	P _{na}	P _{na}	P _{na}	P _{na}	FP _{na}	P _a	P _a	P _a	P _a	FP _a		
					T _{air (mg)}															
DCO RI					97	2967	620	545	412	318	252	203	125	102	98	96	116	109		2676
NTK tot						138.6						490.8				470.7		376.4		
N-NH ₄ RI					0.02	23.2	5.62	5.80	6.00	5.33	5.88	5.29	2.67	0.64	0.09	0.08	0.07	0.04		
N-NO ₃ RI					0.84	0.00	0.63	0.11	0.15	0.13	0.13	0.10	1.86	3.56	3.84	3.83	3.88	3.60		
PI tot						84.3						513.7				447.9		511.1		
o-PO ₄ RI					26.7	86.0	41.5	114.4	165.9	203.6	241.5	261.7	178.1	125.1	96.7	78.8	56.2	44.0		42
%poly-P																				5.89
MES					5767	282														5397
MVES					3640	250														3407
MES/MVES					1.58	1.13														1.58
Mg+2					0.1	8.8	2.3	13.5	27	33.3	42.5	46.5	27	14.3	9.5	6.4	2.2	2.2		7.8
Cl RI						1500														1200
Taux de collage PO ₄													167.2	106	52.8	30.8	22.6	12.2		

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .30 mL/L H₃PO₄ 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 2.08g/L NaAc dans l'alimentation

Tableau A2.3 Essais en discontinu sur l'alimentation, jour 121, réacteur #3

Essais en discontinu 10-05-85	Réacteur#3	NH4	Temps	Calcul	3h Non aéré								4h Aéré					Enlèvement		
					8h45	8h45	9h	9h30	10h30	11h	11h30	12h	12h30	13h	13h30	14h	15h		16h00	
					-0.25	-0.25	0.00	0.50	1.50	2.00	2.50	3.00	3.50	4.00	4.50	5.00	6.00	7.00		
					Biomasse	Allm	Dilut.	Pna	Pna	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	FPa		
					Temp (°C)															
					-15	-15	0	30	90	120	150	180	30	60	90	120	180	240		
					DCO (g)	97	1454	436	177	119	106	115	119	116	97	88	111	108	97	1357
					NTK tot (mg/L)		182.5					600.3				475.2		535.3		
					N-NH4 (g)	0.02	54.4	13.62	16.10	14.90	14.8	14.5	12.90	10.50	9.5	7.6	5.75	2.74	0.49	
					N-NO3 (g)	0.84	0.00	0.63	0.11	0.15	0.13	0.12	0.14	1.87	4.03	6.32	6.32	12.73	16.33	
					Pi tot (mg/L)		96.7					464.8				437.9		525.2		
					o-PO4 (g)	26.7	87.2	41.8	106.7	131.3	125.7	121.2	111.8	64.6	44	35	29.7	24	21.1	66.1
					%poly-P (mgP/mgVES)													8.08		
					MES (mg/L)	5767	282												5170	
					MVES (mg/L)	3640	250												3187	
					MES/MVES	1.58	1.13												1.62	
					Mg+2 (mg/L)	0.1	10.2	2.6	13.5	16.7	18	15.1	15	5.9	2.6	0.63	0.3	0.22	0.11	10.09
					Cl (g)		1600												1400	
					Taux de recyclage PO4 (mg/L/h)								84.4	41.2	16	10.6	5.7	2.9		

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .30 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 152mg/L NH4Cl dans l'alimentation

Tableau A2.4 Essais en discontinu sur l'alimentation, jour 121, réacteur #4

Essais en discontinu 10-05-85	Réacteur#4	Mg+2	Temps	Calcul	3h Non aéré								4h Aéré					Enlèvement		
					8h45	8h45	9h	9h30	10h30	11h	11h30	12h	12h30	13h	13h30	14h	15h		16h00	
					-0.25	-0.25	0.00	0.50	1.50	2.00	2.50	3.00	3.50	4.00	4.50	5.00	6.00	7.00		
					Biomasse	Allm	Dilut.	Pna	Pna	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	FPa		
					Temp (°C)															
					-15	-15	0	30	90	120	150	180	30	60	90	120	180	240		
					DCO (g)	97	1428	430	201	115	106	117	106	104	96	88	97	106	97	1331
					NTK tot (mg/L)		140.3					478.8				507.5		530.9		
					N-NH4 (g)	0.02	23.2	5.82	5.34	5.38	5.12	5.26	5.13	2.79	1.15	0.17	0.11	0.12	0.10	
					N-NO3 (g)	0.84	0.00	0.63	0.12	0.13	0.13	0.17	0.13	2.02	3.85	5.18	5.4	5.78	6.30	
					Pi tot (mg/L)		83.8					478.8				458.2		520.1		
					o-PO4 (g)	26.7	86.8	41.7	106.4	128.2	124.2	115.8	114.1	61.9	40.2	30	23.9	17.4	14.4	72.4
					%poly-P (mgP/mgVES)													7.43		
					MES (mg/L)	5767	282												5234	
					MVES (mg/L)	3640	250												3234	
					MES/MVES	1.58	1.13												1.62	
					Mg+2 (mg/L)	0.1	40.8	10.3	19	23.6	22	22.9	20	12.1	7.7	6.5	5.4	4.8	3.9	36.9
					Cl (g)		1600												1400	
					Taux de recyclage PO4 (mg/L/h)								104.4	43.4	20.4	12.2	6.5	3		

NOTE: Ajout de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de .30 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajout de 338.5mg/L MgCl2 dans l'alimentation

Tableau A2.5 Essais en discontinu sur l'alimentation, jour 121, réacteur #5

Essais en discontinu	Unité	Calcul			3h Non aéré					4h Aéré					Enlèvement	
		8h45	8h45	9h	9h30	10h30	11h	11h30	12h	12h30	13h	13h30	14h	15h		16h00
10-05-05	heure															
Réacteur#5	Taux	-0.25	-0.25	0.00	0.50	1.50	2.00	2.50	3.00	3.50	4.00	4.50	5.00	6.00	7.00	
As,NH4,Mg	Parces	Biomasse	Alim	Dilut	Pna	Pna	Pna	Pna	FPna	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	FPa	
226-010	Taux parces	-15	-15	0	30	90	120	150	180	30	60	90	120	180	240	
DCO NI	mg/L	97	2946	806	519	366	296	215	172	120	100	106	105	118	97	2648
NTK tot	mg/L															
N-NH4 NI	mg/L	0.02	67.5	16.88	15.54	15.47	14.41	14.72	12.81	11.62	8	5.52	3.7	0.2	0.04	
N-NO3 NI	mg/L	0.84	0.00	0.63	0.03	0.13	0.12	0.11	0.11	1.52	3.55	5.8	7.7	11.51	11.18	
Pi tot	mg/L															
o-PO4 NI	mg/L	26.7	86.4	41.6	122.4	173.2	214.5	244.2	266.3	181.9	128.5	99.4	75.9	47.2	32.7	53.7
%poly-P	(mg/gDW(C))															6.3
MES	mg/L	5767	282													5327
MVES	mg/L	3640	250													3350
MES/MVES		1.58	1.13													1.59
Mg+2	mg/L	0.1	43	10.6	23.2	34.7	41.5	49	53.8	35.7	20	13	10.3	6.8	5.1	37.9
Cl NI	mg/L	1700														1300
Taux de restage PDI	mg/L									168.8	106.8	58.2	47	26.7	14.5	

NOTE: Ajust de 10 mL/L HCL 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajust de .30 mL/L H3PO4 1M dans l'alimentation

NOTE: Ajust de 336.3mg/L MgCl2, 152mg/l NH4Cl, 2.06g/l NaAc dans l'alimentation

ANNEXE III

Résultats complets de l'essai en discontinu sur le pH initial

ANNEXE IV
Résultats complets de l'opération du RBS-6

Tableau A4.1 Résultats du réacteur RBS-6

RBS-6	Date	1-06-05	8-06-05	15-06-05	22-06-05	29-06-05	6-07-05	13-07-05	20-07-05	27-07-05	3-08-05	10-08-05	11-08-05	
		1	8	15	22	29	6	13	20	27	3	10	11	
Affluent		Départ	Filtré	Filtré	Filtré	Filtré	Filtré	Arrêt	Départ	Filtré	Filtré	Filtré	Filtré	Arrêt
DCO (mg/L)		2503	2860	2944	2463	1962			526	2075	969	1424	1785	
AGV (mgDCO/L)														
NTK (mg/L)						18								
NTK non-filtré (mg/L)														
N-NH ₄ (mg/L)		20.0	3.1	4.5	3.9			10.4	43.7	28.9	18.5	52.5		
N-NO ₃ (mg/L)		0.00	0.13	0.18	0.14	0.00		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
P-tot (mg/L)						87								
P-tot non-filtré (mg/L)														
o-PO ₄ (mg/L)		83.0	84.0	82.7	72.2	83.1		69.5	66.7	77.0	67.5	92.3		
MES (mg/L)								216	182	218	106	212		
MVES (mg/L)								176	164	196	106	178		
pH		5.5	5.4	5.5	5.6	6.9		7.4	5.4	7.3	5.3	5.5		
Effluent														
DCO (mg/L)		31	41	66	1066	1065		97	117	60	99	43		
AGV (mgDCO/L)														
NTK (mg/L)														
NTK non-filtré (mg/L)														
N-NH ₄ (mg/L)		0.11	0.10	0.10	0.09	1.94		0.12	0.10	0.21	0.00	0.00		
N-NO ₃ (mg/L)		0.10	0.11	0.04	0.03	0.13		7.52	5.12	4.91	1.01	1.66		
P-tot (mg/L)														
P-tot non-filtré (mg/L)														
o-PO ₄ (mg/L)		11.4	10.8	100.6	65.3	56.9		30.0	27.1	27.2	20.0	31.2		
MES (mg/L)						333		26	7	11	19	44		
MVES (mg/L)						299		18	7	11	7	24		
pH		8.4	8.2	8.1		7.8		8.1	8.3	8.4	8.5	8.4		
LIQUEUR MIXTE														
		F2PA	F2PA	F2PA	F1PA	F1PA		F1PA	F1PA	F1PA	F1PA	F1PA		
DCO (mg/L)					1066			59		97				
AGV (mgDCO/L)														
NTK (mg/L)					8.1									
NTK non-filtré (mg/L)														
N-NH ₄ (mg/L)					5.07	3.92		0.32	0.11		0.19	0.00		
N-NO ₃ (mg/L)					0.03	0.19		6.80	5.27		0.85	4.16		
P-tot (mg/L)						59								
P-tot non-filtré (mg/L)														
o-PO ₄ (mg/L)					74.0	54.7		37.9	33.3	31.2	23.1	36.6		
%oxy-P (mgP/gMES)					0.27	0.01		1.80	1.71	1.40	1.20			
MES (mg/L)		4037	6967	7794	8172	8819		4167	3790	4920	5970	3157		
MVES (mg/L)		2654	4800	5753	6760	6500		2603	2263	2973	3583	2060		
MES/MVES		1.52	1.46	1.35	1.36	1.36		1.61	1.67	1.71	1.67	1.53		
IVB (mgP/gMES)														
pH		8.4			7.4	7.8		7.7	8.0		8.4	8.0		
ENLEVEMENT														
DCO (mg/L)		2472	2818	2878	1417	917		431	1958	906	1325	1752		
o-PO ₄ (mg/L)		71.6	73.2	-18.1	6.9	24.2		39.5	59.6	49.9	47.5	61.1		
o-PO ₄ (%)		86.3	87.1	-21.9	9.6	29.1		56.8	66.7	64.7	70.4	66.2		

NOTE: Ajout de 1g NaAc/l dans l'alimentation
 NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 (sous forme de MgCl2)
 (à partir du jour 29)

NOTE: Ajout de 10 mg/l NH₄⁺ (10 au 17 juillet)
 20 mg/l NH₄⁺ (à partir du 17 juillet)
 NOTE: Ajout de 1g/l NaAc dans l'alimentation
 NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 (sous forme de MgCl2)

Tableau A4.1 Résultat du réacteur RBS-6 (suite)

RBS-6	Date Jour	0-09-95	13-09-95	19-09-95	27-09-95	4-10-95	11-10-95	11-10-95	17-10-95	19-10-95	26-10-95	2-11-95	16-11-95	7-12-95	8-12-95
		Départ	Filtré	Filtré	Filtré	Filtré	Filtré	Arrêt	Départ	Filtré	Filtré	Filtré	Filtré	Filtré	Filtré
DCO	mg/L										1520				1756
ADV	mgDCO/L														
NTK	mg/L														
NTK non-filtré	mg/L														
N-NH ₄	mg/L		24.9								46.4			51.3	
N-NO ₃	mg/L		0.11								0.08			0.2	
P _{tot}	mg/L														
P _{act non-filtré}	mg/L														
o-PO ₄	mg/L		66.9	66.9						85.5	86.3			105	
MES	mg/L														
MVES	mg/L														
pH										5.2	5.4			5.5	
Effluent															
DCO	mg/L										197			50	
ADV	mgDCO/L														
NTK	mg/L														
NTK non-filtré	mg/L														
N-NH ₄	mg/L		0.11								0.00			0.1	
N-NO ₃	mg/L		5.05								5.47			2.67	
P _{tot}	mg/L														
P _{act non-filtré}	mg/L														
o-PO ₄	mg/L		24.9	27.0						5.0	14.7			36.7	
MES	mg/L		38												
MVES	mg/L		25												
pH										8.1	8.1			7.9	
LIQUEUR MÛTE															
			F1PA	F1PA	F1PA	F1PA	F1PA			F1PA	F1PA	F1PA	F1PA	F1PA	
DCO	mg/L														
ADV	mgDCO/L														
NTK	mg/L														
NTK non-filtré	mg/L														
N-NH ₄	mg/L		0.14		0.13						0.03			0.13	
N-NO ₃	mg/L		4.48		1.41						5.21			4.31	
P _{tot}	mg/L														
P _{act non-filtré}	mg/L														
o-PO ₄	mg/L		32	28	33	31	38			5.86	15.5	44.6	53.9	42.9	
React-P	mgP/MVES		0.00	0.00	0.02	0.08	0.00			8.00	4.70	2.20	0.57	0.80	
MES	mg/L		4837	4344	5885	8493	7107			3980	4637	6365	6223	6452	
MVES	mg/L		3247	2634	3703	4983	4044			2130	2670	3823	4047	4545	
MES/MVES			1.43	1.53	1.53	1.70	1.76			1.73	1.74	1.66	1.54	1.42	
VB	mgP/MVES														
pH										7.8				7.8	
ENLEVEMENT															
DCO	mg/L										1323			1706	
o-PO ₄	mg/L		64.0	61.9						80.5	71.6			66.3	
o-PO ₄	(%)		72.0	69.6						94.1	83.0			65.0	

NOTE: Biomasse initiale provenant de l'unité pilote

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation

NOTE: Le 19-09-95, alimentation puis arrêt de l'aération pour 72h

NOTE: Biomasse initiale provenant du RBS-3

NOTE: Ajout de 90 mg/l Mg+2 dans l'alimentation