

Titre: Rôles de la pression et de la biosorption dans l'efficacité du procédé biotours séquencées
Title: biotours séquencées

Auteur: Catherine Morin
Author:

Date: 1998

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Morin, C. (1998). Rôles de la pression et de la biosorption dans l'efficacité du procédé biotours séquencées [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal].
Citation: PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/6912/>

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/6912/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Yves Comeau
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

RÔLES DE LA PRESSION ET DE LA
BIOSORPTION DANS L'EFFICACITÉ
DU PROCÉDÉ BIOTOURS SÉQUENCÉES

CATHERINE MORIN

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

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

AVRIL 1998



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.

0-612-38698-8

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE

Ce mémoire intitulé :

RÔLES DE LA PRESSION ET DE
LA BIOSORPTION DANS L'EFFICACITÉ
DU PROCÉDÉ BIOTOURS SÉQUENCÉES

présenté par : MORIN Catherine

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

M. DESJARDINS Raymond, M.Sc.A., président

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

M. RAMSAY Bruce, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

Comme cette épreuve de détermination et d'auto-motivation s'achève, j'aimerais remercier quelques personnes de leur aide et de leur appui. Je remercie tout d'abord la compagnie Éco Équipements et Procédés inc. et son président, M. Gaétan Desjardins, de m'avoir fait confiance pour la réalisation d'une phase importante de son projet de recherche sur les Biotours Séquencées. Merci aussi à M. Martin Boudreau et à son équipe du département de recherche et développement pour leur soutien et leur contribution à l'établissement d'une ambiance de travail amicale.

Merci à MM. Denis Bouchard et Marcel Dugal du laboratoire d'environnement de l'École polytechnique pour leur assistance toujours efficace et cordiale et dont la présence a su agrémenter mes journées au laboratoire.

Merci aussi à mon directeur, le professeur Yves Comeau, pour ses précieux conseils et sa supervision toujours discrète et bienveillante.

Enfin et surtout, merci à mes parents et amis proches de m'avoir soutenue et encouragée au cours de ces deux années afin que je demeure sur le chemin qui mène à l'obtention de quatre petites lettres bien significatives : M.Sc.A.

RÉSUMÉ

Le projet Biotour Séquencée (BTS) a pour objectif final la commercialisation d'un réacteur biologique du même nom. Il s'agit d'une initiative de la compagnie ÉCO Équipement et Procédés inc. Ce réacteur qui n'existe à l'heure actuelle qu'à l'échelle banc d'essai, vise le traitement aérobie de faibles débits d'effluents fortement chargés en matière organique biodégradable. Le procédé BTS mise sur l'épuration des effluents par une biomasse fixée sur un géotextile spécial. Essentiellement, les rejets sont traités par cuvées dans un système de deux tours reliées par la base entre lesquelles le liquide est transvidé à répétition en cours de traitement. Le transfert est forcé par un coussin d'air et l'aération se fait sous pression grâce au poids de la colonne d'eau contenue dans la colonne adjacente.

Le réacteur se veut efficace, simple, sans pièces mécaniques mobiles, permettant une bonne distribution du liquide et de l'air, à l'épreuve du colmatage et peu énergivore.

Le but des travaux d'expérimentation rapportés dans le présent document était d'étudier les possibilités du procédé BTS et d'observer sa performance sous diverses conditions de charge appliquée, de pression, de temps de contact et d'aération. On voulait aussi, à cette étape, ajuster le système afin qu'il génère un effluent qui, après une simple décantation, respecterait les normes de rejet en DBO et en MES.

Le mécanisme d'épuration sous-tendant le procédé BTS comprend deux étapes : 1) le contact du biofilm avec le substrat contenu dans l'effluent à traiter pour adsorption de la matière organique 2) la dégradation en milieu gazeux sous pression de la matière organique préalablement adsorbée.

Les hypothèses sur lesquelles reposent les hautes performances escomptées sont les suivantes :

1) le géotextile spécial (biotextile) utilisé comme support microbien permettrait d'abriter et de protéger de l'écrasement une très grande concentration de micro-organismes grâce à sa grande surface spécifique et à la rigidité de ses fibres;

- 2) l'aération sous pression et la perméabilité du géotextile devraient permettre une meilleure pénétration de l'air dans le biofilm et permettre ainsi d'obtenir une plus grande épaisseur active que celle que l'on retrouve généralement dans les biofilms;
- 3) le pourcentage de transfert d'oxygène obtenu dans ce système devrait être très élevé et permettre la réduction du débit d'aération;
- 4) le passage des bulles d'air à travers la liqueur mixte devrait favoriser sa flocculation et permettre un bon mélange du liquide.

Un montage expérimental composé d'un modèle réduit des biotours d'un volume total de 66 l et d'un décanteur a été utilisé pour estimer les capacités épuratoires du procédé. On a, pour ce faire, alimenté le modèle réduit avec une eau usée réelle provenant d'un abattoir bovin, en l'occurrence l'abattoir Forget, situé à Terrebonne, et on l'a fait fonctionner selon les mêmes conditions d'alimentation, d'aération, de fréquence de transfert et de pression que celles prévues pour les biotours à pleine échelle. Un système de colonne d'eau a été installé pour imiter la pression qui serait causée par la colonne d'eau dans le système réel. Les autres essais réalisés à l'aide du montage expérimental avaient pour but de mesurer l'effet de divers paramètres tels que la surface de géotextile, la pression, le débit d'aération et la fréquence de transfert sur l'efficacité épuratoire des biotours. Diverses modifications au montage et au mode de fonctionnement ont aussi été apportées afin de tenter d'obtenir un effluent dont le surnageant de décantation respecterait les normes de rejet de 30 mg/l en MES et en DBO_5 .

Les résultats montrent que les biotours peuvent enlever plus de $1,5 \text{ kg DBO}_5 / \text{m}^3 \text{ réacteur} \cdot \text{d}^{-1}$. On a pu enlever 80 g DBO_5 filtrée et plus de matière organique par m^2 de surface de géotextile. La surface de géotextile s'est avérée être un paramètre ayant beaucoup d'influence sur la qualité de l'effluent. Ainsi, à $80 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2$, l'effluent obtenu était de couleur foncée et impossible à séparer par décantation alors qu'à 33 g DBO_5/m^2 on obtenait une liqueur mixte décantable et moins colorée. On n'a par ailleurs

pas réussi, malgré les diverses modifications apportées au montage et à son mode d'opération, à obtenir un surnageant de décantation qui contienne moins de 30 mg de matières en suspension par litre.

La pression ne semble pas avoir d'effet sur l'efficacité d'épuration. On a en effet observé le même enlèvement de matière organique sous une pression relative de 70 kPa que sous une pression de 0 kPa, tant en quantité globale qu'en vitesse de disparition. Dans la gamme des fréquences de transfert testées, ce paramètre n'a pas engendré d'effet observable non plus : les courbes de disparition de la DCO_{filtrée} obtenues de l'opération des biotours avec des transferts à toutes les 5, 10 ou 20 minutes sont toutes semblables. Les différents débits d'aération 4,7 l/min, 0,40 l/min et 0,21 l/min étaient tous suffisants, de sorte que l'aération n'a pas influencé la cinétique d'enlèvement de la DCO.

Avec une charge applicable de 1,5 kg DBO₅ / m³ · d⁻¹, les biotours se comparent aux systèmes à boues activées conventionnels (0,8 à 1,9 kg/ m³·d⁻¹, selon Metcalf & Eddy, 1991) et aux réacteurs biologiques séquentiels à haute charge. Du point de vue de la charge applicable par unité de surface et par jour, les biotours sont plus performantes que leur procédé compétiteur, les biodisques.

Les biotours étant très efficaces dans l'enlèvement de la matière organique soluble, elles peuvent être utilisées de façon avantageuse comme système de pré-traitement dans les cas d'effluents fortement chargés comme ceux des industries de l'agro-alimentaire. On doit cependant prévoir un bassin d'égalisation des débits puisque leur alimentation se fait par cuvée. Elles devront en outre, si l'on désire en rejeter l'effluent directement au cours d'eau, être complétées au moins par des dispositifs de dégraissage et de déphosphatation.

ABSTRACT

The goal of the Sequencing BioTower (SBT) project is to develop a bioreactor under this last name. ECO Process and Equipment has initiated the project. Presently, the reactor only exists at bench scale, but it is hoped that it will be used at larger scale for the aerobic treatment of high strength, low flow effluents. The SBT water treatment process is based on the action of attached-growth microorganisms on a special geotextile matrix.

The waste waters are treated in a two-tower system. The two towers are linked together at their base, allowing the liquid to be repeatedly transferred from one side to the other during the course of the treatment. The movement of liquid between the towers is forced by an inflow of air that also allows for aeration.

The SBT reactor is simple and doesn't contain any moving mechanical part. Its configuration allows for a good distribution of air and liquid, while preventing fouling. The system also has a low energy requirement.

The reported experimental work was aimed at determining the potential of the SBT process, and assessing its behavior under different conditions of organic matter loading, pressure, transfer frequency and aeration. We also tried to adjust the system so that it would lend an effluent that would comply with the regulations for BOD and SS, that is, < 30 mg/l for each of them.

The treatment mechanism underlying the SBT process involves two alternate steps:

- 1) the contact between the biofilm and the substrate present in the effluent, allowing adsorption of organic matter, and
- 2) the degradation, under pressurized gaseous conditions, of the previously adsorbed organic matter.

The expected high performance of the system was supported by the following hypothesis:

- 1) the geotextile used as a microbial support should carry a high concentration of microorganisms and protect these from being compressed by the surrounding gas pressure through the stiffness of its fibers;
- 2) the combined effects of aeration under pressure and geotextile permeability should allow for a better gas diffusion in the biofilm, thus creating an active layer thicker than that usually seen in conventional attached-growth systems;
- 3) the high oxygen transfer rate obtained with the system should permit the use of lower aeration rates;
- 4) bubbling of air through the mixed liquor should favor flocculation and allow for good mixing.

An experimental set-up composed of small-scale biotowers (66 l total volume) and a sedimentation tank was used to assess the treating capacity of the process. The system was fed real wastewater coming from the Forget slaughterhouse located in Terrebonne, Que. At first, the feeding, aeration transfer frequency and pressure conditions were identical to those planned to be applied at full scale. A water column was set up to emulate the pressure conditions that would prevail in the real system. The other experiments carried with the bench-scale SBT were aimed at measuring the effects of various parameters — such as geotextile area, pressure, aeration rate and transfer frequency — on treatment efficiency. Several modifications were also made to set-up and operating mode to obtain a sedimentation supernatant complying with the 30 mg/l BOD and SS regulations.

Our results showed that the biotowers can remove more than 1,5 kg BOD₅ / m³ of reactor, and more than 80 g BOD₅ / m² of geotextile. The geotextile area proved to be of prime importance in affecting the quality of the effluent obtained. Thus at a level of 80 g/m², the effluent had a dark color and was impossible to clarify by sedimentation, whereas a 33 g/m² loading level allowed for the sedimentation of a lightly colored mixed

liquor. It was not possible to bring the SS level below 30 mg/l, despite the changes that have were made to the experimental set-up and its operation mode.

Pressure did not seem to have an effect on the treatment efficiency. Both the removal rate and the quantity of organic matter removed remained the same, whether at a relative pressure of 0 or 70 kPa (10 psi). Within the range of transfer frequency tested, no significant effect was seen: the filtered COD curves were all the same with transfers taking place every 5, 10 or 20 minutes. Also, the various aeration conditions tested (4.7 l/min, 0.40 l/min and 0.21 l/min) were all sufficient, so that the kinetics of COD_f removal was not affected by this parameter.

With an organic loading of 1.5 kg BOD₅/m³, the SBT system was comparable to conventional activated sludge systems (0.8 to 1.9 kg/m³) and with high rate sequencing batch reactors. From the standpoint of applicable loading per surface unit per day, the biotowers process was more effective than its rival the rotating biological contactor.

Biotowers, being very effective in removing soluble organic matter, could be used as pre-treatment step for systems with highly loaded effluents such as those coming from the agro-food industry. It is however, necessary for such batch operated systems to include an equalization tank to regulate the flow. Also, if the treated effluent is to be discharged directly to watercourse, it will have to be further treated to remove phosphorus, oils and grease.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	xiv
LISTE DES FIGURES	xv
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES.....	xvi
LISTE DES ANNEXES	xviii
CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS	1
1.1 PROBLÉMATIQUE	1
1.2 OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE.....	3
CHAPITRE 2 : REVUE DE LA LITTÉRATURE	4
2.1 BIOFILM	4
2.1.1 Métabolisme	5
2.1.2 Transport et épaisseur du biofilm	5
2.1.3 Détachement.....	7
2.2 LES GÉOTEXTILES	8
2.3 CONDITIONS AFFECTANT LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE	9
2.3.1 La pression	9
2.3.2 L'intensité de mélange	11
2.3.3 La biosorption	12
2.4 PROCÉDÉS APPARENTÉS.....	13
2.4.1 Procédés à biomasse en suspension	13
2.4.2 Procédés à biofilm.....	15

2.5 EXIGENCES DE REJET	17
2.6 EXEMPLE D'UTILISATION DES GÉOTEXTILES COMME SUPPORT MICROBIEN	18
CHAPITRE 3 : MATÉRIEL ET MÉTHODES	20
3.1 MONTAGE	20
3.1.1 Les tours	20
3.1.2 Les bassins	22
3.1.3 Pompes, compresseur et mélangeur	22
3.1.4 Panneau de contrôle et vannes solénoïdes	23
3.1.5 Le biotextile support	23
3.1.6 Fonctionnement du système de biotours à l'échelle banc d'essai	23
3.2 LES EAUX USÉES	24
3.3 MÉTHODES D'ANALYSE	26
3.4 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL	26
3.4.1 Efficacité des biotours dans l'enlèvement de la matière organique	28
3.4.2 Vérification de l'effet de la pression sur le traitement	28
3.4.3 Évaluation de l'effet de la surface de géotextile	29
3.4.4 Influence de la fréquence de transfert et du débit d'aération	29
3.4.5 Tentatives d'obtention d'un surnageant contenant moins de 30 mg MES / l	29
3.5 CHRONOLOGIE DES ESSAIS	30
CHAPITRE 4 : RÉSULTATS	34
4.1 PÉRIODE DE DÉMARRAGE	34
4.2 PHASE 1 : GÉOTEXTILES TUBULAIRES	37
4.2.1 Analyses physico-chimiques	37
4.2.2 Drainage et colonisation des biotextiles, phase 1	40

4.3.1 Influence de divers paramètres d'opération	42
4.3.2 Biosorption initiale.....	48
4.3.3 Dénitrification.....	48
4.3.4 Décantation	50
4.3.5 Drainage et colonisation des biotextiles, phase 2	52
4.3.6 Observations microscopiques.....	54
 CHAPITRE 5 : DISCUSSION	56
5.1 ENLÈVEMENT DE LA MATIÈRE ORGANIQUE CARBONÉE	56
5.1.1 Modélisation de la cinétique d'enlèvement	57
5.2 IMPORTANCE DE LA SURFACE DE BIOTEXTILE.....	59
5.3 MODÉLISATION : BIOSORPTION/DÉGRADATION EN MILIEU GAZEUX	59
5.4 EFFET DE L'AÉRATION	64
5.6 ÉQUIPEMENT COMPLÉMENTAIRE.....	66
5.6.1 Bassin d'égalisation	68
5.6.2 Étapes de traitement additionnelles	68
 CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	70
6.1 CONCLUSION	70
6.2 RECOMMANDATIONS.....	72
RÉFÉRENCES.....	74
ANNEXES.....	78

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 - Effet de la pression sur divers paramètres.....	10
Tableau 2.2 - Paramètres influençant la biosorption.....	13
Tableau 2.3 - Les différents types de filtres biologiques.....	17
Tableau 3.1 - Caractéristiques des eaux brutes utilisées pour alimenter les biotours.....	25
Tableau 3.2 - Paramètres analysés et méthodes d'analyse.....	37
Tableau 3.3 - Appellation des activités expérimentales.....	31
Tableau 3.4 - Chronologie des essais.....	32
Tableau 4.1 - Moyennes des résultats d'analyses complètes, périodes 2, 3 et 5.....	38
Tableau 4.2 - Moyennes des paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyses, périodes 2, 3 et 5.....	39
Tableau 4.3 - Paramètres de colonisation du biotextile, fin de la phase 1.....	40
Tableau 4.4 - Enlèvement total de la DCO et taux d'enlèvement de la DCO filtrée, périodes 5 à 6e.....	44
Tableau 4.5 - Pourcentages de transfert d'oxygène minimum requis pour traiter entièrement l'affluent en milieu liquide.....	45
Tableau 4.6 - Paramètres de colonisation du biotextile, fin de la phase 2.....	52
Tableau 5.1 - Pourcentages de transfert d'oxygène en fonction de la taille des bulles d'air.....	65
Tableau 5.2 - Domaines d'application des biofiltres.....	66
Tableau 5.3 - Comparaison des biotours avec d'autres procédés.....	67
Tableau 5.4 - Volume des biotours et rapport des volumes d'égalisation en fonction du nombre de cuvées par jour.....	69

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 -	Schéma du montage expérimental.....	21
Figure 4.1 -	Évolution du pourcentage d'enlèvement de la $DCO_{filtrée}$, périodes 1 à 6..	35
Figure 4.2 -	Évolution des MES et de la DCO_f dans l'affluent et l'effluent des biotours (périodes 1 à 6).....	36
Figure 4.3 -	Représentation schématique des volumes estimés, deux transferts après l'alimentation des biotours, fin de la phase 1.....	41
Figure 4.4 -	Ensemble des courbes d'enlèvement de la DCO_f , périodes 6a à 6e.....	43
Figure 4.5 -	Relation entre le taux de croissance dispersée et l'âge des boues.....	47
Figure 4.6 -	Essai de dénitrification réalisé en laboratoire avec la liqueur mixte des biotours, 17/09/97.....	49
Figure 4.7 -	Évolution de la teneur en MES dans le surnageant de décantation.....	51
Figure 4.8 -	Représentation schématique des volumes estimés, deux transferts après l'alimentation des biotours, fin de la phase 2.....	53
Figure 5.1 -	Représentations semi-logarithmiques des suivis de la $DCO_{filtrée}$	58
Figure 5.2 -	Modélisation et évaluation de l'importance d'un mécanisme de strict traitement en milieu gazeux.....	63

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES

A:	surface de géotextile
A _t :	surface totale d'accrochage du biofilm
aff.:	affluent
alc.:	alcalinité
b :	biosorption
BTS:	biotours séquencées
cfh:	pieds cubes par minute (" <i>cubic feet per hour</i> ")
C _i :	concentration initiale de DCO _f
C _t :	concentration résiduelle de DCO _f à l'instant t
DBO ₅ :	demande biochimique en oxygène 5 jours
DCO:	demande chimique en oxygène
eff.:	effluent
éq.:	équivalent
f:	filtré
F:	fréquence de transfert du liquide
F/M:	rapport " <i>food to microorganisms</i> "
k :	taux spécifique d'utilisation maximal du substrat
K _s :	constante de saturation pour le substrat
MES:	matières en suspension
MVES:	matières volatiles en suspension
n :	nombre de transferts ayant eu lieu depuis le début du cycle de traitement
NO ₃ ⁻ :	nitrate
NTK:	azote total Kjeldahl
P:	phosphore
Q:	débit

S :	concentration de substrat
RBS:	réacteur biologique séquentiel
r% :	pourcentage total d'enlèvement
r_{su} :	taux de consommation du substrat
t:	total
V_{cuvée}:	volume de la cuvée
V_{mort}:	volume mort
V_v:	volume du film liquide retenu par le biofilm
V_{réact}:	volume utile de réacteur
Y_{obs}:	croissance apparente de la biomasse
Z :	facteur de dilution

LISTE DES ANNEXES

Annexe I:	Photographies.....	78
Annexe II:	Caractéristiques techniques du géotextile utilisé.....	80
Annexe III:	Corrélation entre la DBO ₅ et la DCO.....	81
Annexe IV:	Résultats bruts de l'ensemble des analyses.....	82
Annexe V:	Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse...	89
Annexe VI:	Équations de calcul des paramètres de validation et d'interprétation.....	97
Annexe VII:	Volumes et surfaces relatifs aux différentes périodes d'opération.....	98
Annexe VIII:	Ensemble des suivis de la cinétique d'enlèvement de la DCO _{filtrée}	99
Annexe IX:	Tableau de calcul de la biosorption ayant lieu pendant la première minute de contact.....	102
Annexe X:	Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2.....	103
Annexe XI:	Résultats de l'essai de dénitrification du 17/09/97.....	107
Annexe XII:	Pourcentage de l'oxygène fourni potentiellement utile à la biodégradation en fonction de la charge organique, de la fréquence de transfert et de la pression.....	108
Annexe XIII:	Exemple de calcul du temps requis pour l'épuration du substrat contenu dans le film liquide retenu sur le biofilm.....	110

CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS

1.1 PROBLÉMATIQUE

Il est depuis longtemps reconnu que l'épuration biologique des eaux usées est une technologie avantageuse qui utilise une ressource renouvelable, les bactéries, pour traiter les effluents municipaux et industriels. Les boues activées sont utilisées à cette fin, et avec succès, depuis le début du 20^e siècle. Les recherches en cours à ce jour visent à trouver de nouvelles façons de rendre les procédés biologiques plus compacts et moins énergivores.

Les systèmes à biomasse fixée ont déjà l'avantage de permettre l'obtention d'une grande concentration de micro-organismes et d'augmenter ainsi l'efficacité du traitement. Ces systèmes présentent toutefois quelques points faibles tels que la difficulté à répartir uniformément l'air et l'eau usée, le colmatage ainsi que la lourdeur de certains matériaux utilisés comme support microbien. Le procédé Biotour Séquencée® (BTS) a été conçu spécialement pour éviter les problèmes de colmatage et de distribution des fluides et permettre de réduire le poids du support.

Le procédé s'inspire aussi de la technologie des réacteurs biologiques séquentiels (RBS), qui sont aujourd'hui contrôlés par automate programmable et est donc simple d'utilisation. Cet aspect, en plus de la compacité, présente un grand intérêt pour les industries. En effet, ces dernières doivent traiter leurs rejets mais ne disposent pas de personnel spécialisé dans l'opération de systèmes complexes de traitement des eaux comme ceux à boues activées.

Les industries qui rejettent de petits débits d'eaux usées fortement chargées (ex : secteur agro-alimentaire) constituent le principal marché visé par cette technologie. Le choix du procédé BTS devrait, de plus, permettre une réduction considérable des coûts énergétiques associés au traitement des rejets.

En effet, le faible débit d'aération nécessaire au système abaisse la demande énergétique reliée à l'oxygénation. Selon Owen (1982), les coûts reliés à la consommation énergétique représentent près de 10 % du coût total associé aux usines de traitement par boues activées de faible capacité ($< 3\ 800\ m^3/d$) et jusqu'à 30 % des coûts pour les usines de grande capacité ($> 380\ 000\ m^3/d$). D'après l'Electric Power Research Institute (EPRI), ces mêmes coûts électriques peuvent représenter entre 20 et 35 % des budgets de fonctionnement des installations de traitement et d'épuration des eaux.

Les biotours séquencées forment un système de traitement des eaux complexe et innovateur spécialement conçu pour tirer parti des avantages des systèmes à biomasse fixée sans en avoir les points faibles. Les biotours séquencées sont une paire de tours dont les bases sont reliées par une conduite. Ces tours contiennent chacune une structure revêtue d'un géotextile (biotextile) destiné à abriter une très grande concentration de micro-organismes épurateurs. Sous la poussée d'un coussin d'air, la liqueur mixte est transférée d'une tour à l'autre à plusieurs reprises en cours de traitement. Le transfert de la liqueur mixte doit permettre à la biomasse fixée sur le biotextile d'être alimentée en substrat qu'elle dégradera par la suite lors d'un séjour en milieu gazeux sous pression. La pression régnant dans le volume d'air résulte du poids de la liqueur mixte présente dans la tour voisine et doit permettre une meilleure pénétration de l'oxygène dans le biofilm et donc une plus grande efficacité de traitement tant en vitesse de traitement qu'en réduction de la quantité d'air requis. Le biotextile supportant la biomasse a été spécialement conçu pour abriter une grande concentration de biomasse et pour être perméable aux fluides et résistant à la compression. Le mode d'installation du biotextile, en alvéoles carrées formant des tubes ininterrompus du haut au bas des tours, vise à permettre une bonne distribution de l'air et du liquide à travers le réacteur. Le réseau de canaux ainsi formé doit résister au colmatage grâce à la grosseur des canaux et à l'effet autonettoyant résultant du transfert périodique du liquide d'une tour à l'autre.

1.2 OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE

Le projet de recherche sur lequel porte le présent ouvrage a été réalisé pour le compte d'une entreprise de développement et de vente d'équipements de traitement des eaux. La méthodologie de recherche utilisée résulte donc d'un compromis entre les considérations théoriques et la rigueur scientifique nécessaires aux études universitaires et les impératifs de temps et d'argent de la compagnie initiatrice du projet, en l'occurrence Éco Équipements et Procédés inc, Terrebonne. Dans ce contexte, les objectifs visés par les expérimentations étaient :

- vérifier l'efficacité du procédé biotours séquencées pour l'enlèvement de la matière organique;
- vérifier si l'application d'une surpression au sein des tours augmente la vitesse de traitement ou la qualité de l'effluent obtenu;
- évaluer l'importance du mécanisme d'adsorption en milieu liquide et de dégradation en milieu gazeux;
- obtenir un effluent dont le surnageant de décantation respecte les normes de rejet de 30 mg / l en MES et en DBO₅;
- déterminer des paramètres d'opération et de conception: fréquence de transfert du liquide, quantité de géotextile et débit d'aération requis.

Le présent mémoire détaille en 6 chapitres les divers aspects entourant le programme de recherche intitulé Rôles de la pression et de la biosorption dans l'efficacité du procédé BTS. Ainsi, une revue de littérature répertorie les connaissances théoriques mises en relief par la problématique et les objectifs du programme de recherche. Le matériel et les méthodes ayant été utilisés pour la réalisation des essais sont ensuite présentés. Les chapitres subséquents rapportent les résultats obtenus lors de la phase expérimentale, discutent de ces résultats et proposent des explications théoriques avant de conclure. Quelques recommandations concernant le procédé mis à l'épreuve et les étapes à venir sont enfin présentées.

CHAPITRE 2 : REVUE DE LA LITTÉRATURE

Dans la présente revue de littérature, une grande part du texte est consacrée aux biofilms car ils forment le cœur des biotours séquencées. On y traite ensuite de l'influence de la biosorption et de certaines conditions d'opération sur le traitement biologique. Les procédés apparentés aux biotours séquencées font l'objet de la troisième section, suivie de courtes sections consacrées aux géotextiles et aux normes de rejet liquide en cours d'eau en vigueur au Québec, à titre d'objectifs de traitement visés par les biotours. Suit enfin un exemple d'utilisation des géotextiles comme support microbien pour le biotraitemen t d'une eau usée.

2.1 BIOFILM

Le biofilm peut être décrit comme un ensemble diversifié de micro-organismes, entourés d'une grande quantité de polymères extracellulaires, fixés sur un support. Les cellules comptent pour environ 20 à 50 % du volume occupé par le biofilm. Le support peut être constitué de pierres, de pièces de plastique ou de céramique, de morceaux de bois, de géotextile, etc. Le biofilm est un mélange complexe de bactéries autotrophes et hétérotrophes, anaérobies ou aérobies et d'organismes supérieurs dont la composition varie en fonction des conditions environnementales.

Les systèmes à biomasse fixée peuvent être utilisés pour l'enlèvement de la matière organique et de l'azote. Ils présentent plusieurs avantages par rapport aux systèmes à biomasse en suspension. Voici les plus importants :

- Une mise en activité rapide;
- Pas de risque de lessivage car la biomasse est fixée sur un support;
- Résistance aux fluctuations de charge;
- Compacité résultant de la grande quantité de biomasse présente;
- Possibilité de fonctionner à des charges très élevées.

Les biofilms comportent toutefois un risque de colmatage. Ce colmatage affecte la performance du procédé et peut être causé par une croissance excessive de biomasse ou par la rétention de particules inorganiques.

2.1.1 Métabolisme

Afin de mieux comprendre les biofilms, les chercheurs simplifient le système en utilisant des cultures pures et de la biomasse en suspension. Robinson *et al.*(1984) et Bakke *et al.*(1984) ont utilisé *Pseudomonas aeruginosa*, qu'ils ont fait croître dans un chemostat et sous forme de biofilm dans des conditions identiques (substrat, température, etc.). Ils ont montré que :

- Le taux spécifique maximal de croissance, la constante de saturation et la production de boues mesurés dans le chemostat et dans le biofilm sont à peu près identiques.
- Le taux de production de polymères extracellulaires est le même chez les bactéries en suspension que dans le biofilm mais les polymères s'accumulent dans le biofilm jusqu'à 50% du carbone organique.

2.1.2 Transport et épaisseur du biofilm

Plusieurs facteurs influencent le transfert du substrat. Entre autres, le taux d'enlèvement du substrat augmente avec l'épaisseur du biofilm, jusqu'à une épaisseur limite au-delà de laquelle il demeure constant. Des observations montrent que cette épaisseur-limite (ou épaisseur active) est proportionnelle à la concentration de substrat appliquée (Trulear et Characklis, 1982).

Le concept d'épaisseur active s'applique aux biofilms à population mixte. En fait, il a été observé que l'épaisseur atteinte par des biofilms de cultures pures, comme *P. aeruginosa*, excède rarement 50 μm alors que dans les mêmes conditions on obtient souvent des épaisseurs de l'ordre de 120 μm avec des cultures mixtes. Dans le cas de *P. aeruginosa*, une aérobie stricte, c'est la disponibilité de l'oxygène qui en limite la croissance.

Les conditions environnementales changent à l'intérieur du biofilm et les cultures pures ne peuvent pas s'adapter. Lorsque plusieurs types de micro-organismes sont présents, la croissance du biofilm au-delà de l'épaisseur active est attribuable à d'autres organismes. Ces organismes s'accommodeent des nouvelles conditions mais ne sont pas considérés actifs, par exemple, pour l'enlèvement du substrat.

Plus le biofilm est dense, plus le flux de substrat qui le traverse est important. On observe une densification du biofilm, sous exposition à une forte concentration de substrat. À une certaine concentration assez élevée, concentration plafond, le flux de substrat cesse d'augmenter, limité par l'atteinte du taux de croissance maximal, le dépassement de l'épaisseur active du biofilm ou le manque d'oxygène ou de nutriments.

Par ailleurs, le coefficient de diffusion, tant du substrat que de l'oxygène, semble être en relation inverse avec l'âge du biofilm et avec son épaisseur d'après Siegrist et Gujer (1985).

Enfin, le régime hydraulique influence le transfert des substances dans le biofilm. Dans un environnement calme, la diffusion des substances vers le biofilm peut être limitée par la présence d'un épais film liquide. Des expériences réalisées par Trulcar et Characklis (1982) à l'aide d'un Réacteur annulaire rotatif (RotoTorque) montrent une augmentation du taux d'enlèvement du glucose par un biofilm en fonction de la vitesse de rotation. En d'autres mots, plus la vitesse d'écoulement du fluide vecteur est élevée, meilleur est le transfert du substrat vers le biofilm.

2.1.3 Détachement

Le détachement est le terme employé pour le transfert de biomasse du biofilm au liquide environnant. C'est un phénomène dont on connaît mal la cinétique mais qui influence de façon importante la performance d'un système à biomasse fixée. Le détachement peut être scindé en deux catégories. D'abord, l'érosion, qui peut être définie comme l'arrachement continu de petits fragments de biofilm sous l'effet des forces hydrodynamiques, puis le décrochage (en anglais : *sloughing*), qui est la perte sporadique massive de débris de biofilm résultant d'une perte de capacité d'accrochage.

L'érosion est directement reliée au taux de croissance microbien du biofilm, tel qu'observé par Bakke *et al.* (1984) sur des cultures pures. Trulear et Characklis (1982), ont observé que le taux d'érosion augmente avec la force de cisaillement et avec l'épaisseur du biofilm. Wanner et Gujer (1988), proposent l'équation suivante pour modéliser l'érosion du biofilm :

$$r_E = -k_E L_f^2 X \quad (1)$$

où r_E = taux d'érosion du biofilm

k_E = taux spécifique d'érosion du biofilm

L_f^2 = épaisseur du biofilm

X = densité du biofilm

Alors que l'érosion est le mécanisme dominant de détachement des biofilms recevant peu de substrat et soumis à la turbulence, le décrochage est fréquemment observé dans les milieux à forte charge organique où l'écoulement est laminaire.

Le décrochage est un phénomène aléatoire pour lequel aucun véritable modèle n'existe. Le décrochage peut être l'élément limitant la performance des filtres biologiques. Il est causé par une foule de facteurs, dont voici quelques uns :

- pénurie d'oxygène dans les profondeurs du biofilm sous haute charge organique;
- formation de gaz sous conditions anaérobies;
- expansion de bulles de gaz entrappées dans le biofilm, causée par un changement de pression;
- choc thermique ou hydraulique.

Une augmentation rapide de l'apport en substrat peut aussi provoquer de forts décrochages de biofilm. Bakke (1983) a imposé des hausses subites de concentration en substrat à des biofilms de *Pseudomonas aeruginosa* dans un RotoTorque et a observé les phénomènes suivants :

- décrochage immédiat de matière de biofilm;
- nombre de cellules demeurant constant dans le biofilm;
- augmentation immédiate du taux spécifique d'enlèvement du substrat.

2.2 LES GÉOTEXTILES

Le terme géotextile désigne toute espèce de textile perméable utilisé en géotechnique. Ce sont des matériaux légers, robustes et polyvalents dont l'utilisation est de plus en plus répandue. Ils sont composés de polymères qui présentent de bonnes caractéristiques de force, durabilité, inertie chimique, etc. Le plus souvent, on utilise des fibres de polypropylène ou de polyester pour les fabriquer. Ils peuvent être tissés ou non tissés et avoir une épaisseur allant de très mince à assez épais. Les géotextiles peuvent

être combinés avec d'autres types de géosynthétiques ou d'autres matériaux pour former ce que l'on appelle les géocomposites.

Les géotextiles commencent à être utilisés comme support microbien dans le domaine du traitement des eaux usées. Valentis et Lesavre (1990), notamment, ont utilisé avec succès un réacteur aérobio à feuilles de géotextile. Le contenu de cet article est d'ailleurs exposé plus en détail à la section 2.6. L'utilisation de membranes géotextiles sur plan incliné est relatée dans le mémoire de maîtrise de Côté (1991). Il est aussi question de géotextiles utilisés comme support microbien dans le mémoire de Tchio (1996).

2.3 CONDITIONS AFFECTANT LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE

2.3.1 La pression

Peu d'auteurs ont étudié l'effet de la pression sur l'efficacité des procédés biologiques de traitement des eaux. Ce sujet a fait l'objet d'un article publié par Ellis *et al.* (1992). Leurs résultats montrent une influence de la pression sur plusieurs paramètres de réponse, notamment la nitrification et la production de boues. Huang et Bates (1978), ayant opéré des biodisques sous des pressions allant jusqu'à 0,7 bar, avaient déjà observé une amélioration de la nitrification et de la décantabilité des boues.

Les résultats proviennent de l'opération en parallèle de deux systèmes identiques de biodisques à l'échelle laboratoire, avec un temps nominal de rétention hydraulique moyen de 4 heures et un affluent synthétique (194 mg DBO₅/l). Une des unités est opérée sous pression successivement à 1, 2, 3, 4, 5 et 6 bar. À chaque pression, les caractéristiques de son effluent et de ses boues sont comparées à celles du système de référence.

Tableau 2.1 - Effet de la pression sur divers paramètres (adapté de Huang et Bates, 1978)

Pression appliquée (bar)	% Enlèvement		% nitrification	Yobs
	DBO ₅	DCO		
P atm	93,9	84,0	3,6	0,51
1,0	91,3	87,6	11,6	0,38
2,0	89,8	86,3	23,8	0,23
3,0	95	87,3	43,8	0,11
4,0	95	87,9	66,2	0,10
5,0	94,4	84,6	71,7	0,14
6,0	97,7	86,2	71,3	0,13

Les phénomènes suivants sont observés :

- la pression n'a pratiquement pas d'effet sur les taux d'enlèvements de la DBO et de la DCO;
- le taux de nitrification augmente avec la pression;
- le coefficient de production de boue diminue de façon importante avec l'augmentation de la pression;
- les boues issues du système pressurisé, qui à priori décantent mal, donnent des indices de volume des boues très bas après aération et faible agitation mécanique ;
- les boues issues du système pressurisé semblent plus facilement déshydratables.

Les auteurs de cette étude ne proposent aucune explication pour justifier les phénomènes observés.

2.3.2 L'intensité de mélange

L'influence du mélange sur les caractéristiques physiques des flocs biologiques a fait l'objet de travaux réalisés par Galil *et al.*(1991). Cette étude visait à comparer les caractéristiques des bioflocs obtenus dans des unités opérées en parallèle où toutes les conditions d'opération étaient identiques à l'exception de l'énergie de mélange appliquée.

Quatre unités de boues activées de laboratoire, suivies de décanteurs, alimentées en continu ($\theta_H=12$ heures) servent pour les essais. L'unité 1 est mélangée seulement par le débit d'aération alors que les 3 autres sont pourvues de mélangeurs mécaniques permettant d'induire des gradients de vitesse (G) différents.

Les équations suivantes sont utiles :

$$P = Pa + Pm \quad (2)$$

Avec

$$Pa = 110,5 Qa \log(H / 34 + 1) \text{ où} \quad (3)$$

Pa et Pm sont respectivement les puissances d'aération et mécanique (en W)

Qa est le débit d'aération en SCFM

et H , la hauteur de submersion du diffuseur (en pi)

En plus de,

$$G = (P/\gamma V)^{0,5} \quad (4)$$

où V est le volume de liquide en cm^3 et γ , la viscosité cinématique en cP.

Des équations reliant la taille des petits et des gros flocs avec le gradient G sont obtenues. Dans les deux cas la taille est fonction de $G^{0,71}$. Le diamètre des flocs est une fonction inverse de la turbulence régnant dans le bassin de boue activée, exprimée en termes de gradient de vitesse. Aux conditions fixées pour cette série d'expériences (20°C et 750 mg/l DCO, TRB=9,8 d) un gradient de vitesse de $70,1 \text{ s}^{-1}$ ($4,9 \text{ W/m}^3$) permettait d'obtenir la plus basse concentration en MES dans le surnageant du décanteur.

2.3.3 La biosorption

La biosorption est le nom que l'on donne à la disparition rapide de substrat que l'on observe au contact de la biomasse avec celui-ci. Une certaine quantité du substrat est ainsi mise en réserve par les bactéries. Cet emmagasinement se fait de différentes façons soit par adsorption sur les flocs ou par capture des particules.

La biosorption augmente avec le temps de contact pour atteindre un plateau après 30 minutes de contact. Le degré de biosorption augmente aussi rapidement avec la charge organique appliquée jusqu'à une valeur maximale après laquelle il décroît de façon asymptotique. On observe, de plus, une relation directe entre l'indice de volume des boues (IVB) et la biosorption. La quantité maximale de matière biosorbée obtenue (en appliquant 100 mg DCO/g MES avec un temps de contact de 10 minutes) lors des expériences est de 60 mg DCO/g MES mais en tout temps comprise entre 15 et 30 mg DCO/g MES lorsque l'IVB est inférieur à 150 ml/g.

Finalement, l'aération et surtout la température affectent la biosorption. On passe de 35 à moins de 10 mg DCO/g MES en opérant à 3 °C plutôt qu'à 24 °C (Pujol *et al.*, 1992). Le tableau 2.2, où b représente la biosorption, présente quelques exemples de valeurs qui donne un aperçu du degré d'influence de certains paramètres sur la quantité de matière biosorbée.

Tableau 2.2 - Paramètres influençant la biosorption (b; valeurs tirées de Pujol *et al.*, 1992)

a) Indice de volume des boues		c) température	
IVB (ml/g)	b (mg DCO/g MES)	T (°C)	b (mg DCO/g MES)
320	35	24	35
160	17	3	<10
b) aération		d) charge appliquée	
Aération	b (mg DCO/g MES)	mg DCO/g MES	b (mg DCO/g MES)
Suffisante	45	200	25
Insuffisante	35	600	48
		1500	25

2.4 PROCÉDÉS APPARENTÉS

Les procédés dont s'inspirent les biotours séquencées peuvent être classés en deux catégories, soient celle des procédés à biomasse en suspension et celle des procédés à biomasse fixée (biofilm).

2.4.1 Procédés à biomasse en suspension

2.4.1.1 Réacteur biologique séquentiel (RBS)

Contrairement aux procédés à boues activées réguliers, où le débit est traité en continu et passe d'un bassin à l'autre pour y subir les différentes étapes de traitement, le RBS est un procédé dans lequel les étapes de traitement se succèdent dans le temps plutôt que dans l'espace. On alimente le réacteur par cuvées et le remplissage, l'aération,

la dénitrification, la décantation et l'évacuation se font toutes, tour à tour, dans le même bassin.

Les biotours s'apparentent au RBS en ce qu'elles opèrent en cuvée. Ce mode de fonctionnement nécessite un bassin d'égalisation pour régulariser le débit. Le même bassin permet aussi d'avoir un taux de chargement assez constant malgré les variations journalières de l'effluent.

Le RBS a, de plus, l'effet bonus d'agir comme sélecteur. Au moment du remplissage, la biomasse est exposée à une importante concentration en substrat, ce qui permet de favoriser la croissance des bactéries agglutinantes au détriment des bactéries filamenteuses, réduisant ainsi les risques de foisonnement des boues.

2.4.1.2 Contact-stabilisation

La technique de contact-stabilisation est une technique qui s'avère très performante dans le traitement des effluents riches en matières colloïdales. Le traitement s'effectue dans 2 bassins séparés. Dans le premier bassin, la biomasse est mise en contact avec l'effluent pendant une période aussi courte que 30 minutes, durant lesquelles le substrat tant soluble que particulaire est adsorbé très rapidement. L'effluent intermédiaire passe alors dans un décanteur où la biomasse est séparée et acheminée dans un deuxième bassin pour la stabilisation. À ce stade les solides biologiques sont aérés pendant une période prolongée (typiquement 6 heures) durant laquelle ils digèrent la matière organique préalablement adsorbée et acquièrent un état de famine.

Les boues ainsi affamées sont retournées au début de la chaîne de traitement où elles sont à nouveau mises en contact avec l'effluent riche en matière organique. Ce procédé permet une réduction du volume total requis pour le traitement, puisque seules les boues recirculées passent par le bassin d'aération.

2.4.1.3 Boues activées en puits profond

Le procédé en puits profond (en anglais : "*deep shaft*") est un procédé à boues activées qui met la pression à profit pour augmenter l'efficacité du traitement. Dans ce système, le bassin d'aération est en forme de fosse cylindrique de très grande profondeur (50 à 150 m) et n'occupe qu'une faible surface de terrain. L'effluent à traiter y est injecté vers le bas dans un tube central et remonte éventuellement par les côtés. La pression qui règne dans la moitié inférieure de la fosse favorise la dissolution de l'oxygène et la longue remontée vers la surface permet un temps de contact prolongé des bulles d'air avec la liqueur mixte.

L'effluent du bassin d'aération est ensuite acheminé dans une unité de séparation qui utilise la flototation à air dissous. On profite ainsi de l'expansion que prennent les bulles d'air préalablement pressurisées pour faire remonter les solides à la surface. Un convoyeur de surface récupère les boues concentrées flottantes pour recirculation dans la fosse d'aération. On peut aussi prévoir un bassin de dégazage suivi d'un décanteur conventionnel pour la séparation solide/liquide.

2.4.2 Procédés à biofilm

Les deux procédés à biomasse fixée qui sont présentés ci-après sont ceux avec lesquels les biotours ont le plus de points en commun ou qui ont inspiré sa conception, en l'occurrence, les biodisques et les filtres biologiques.

2.4.2.1 Biodisques

Les biodisques sont des disques très rapprochés qui sont montés perpendiculairement à un arbre leur permettant de tourner. Ils ne sont que partiellement submergés dans un bassin contenant l'effluent à traiter et sont colonisés par une biomasse fixée. C'est la rotation des disques qui permet au biofilm d'être exposé en alternance au

substrat, pour adsorption, et à l'oxygène nécessaire à sa digestion. La force de cisaillement créée par la rotation du disque permet aussi de contrôler l'épaisseur du film microbien en plus de maintenir les fragments détachés en suspension pour qu'ils puissent être acheminés vers le décanteur secondaire.

Le taux d'enlèvement de la matière organique par le biofilm est dépendant de l'épaisseur de celui-ci et de l'arrivée du substrat et de l'oxygène jusqu'aux micro-organismes.

2.4.2.2 Les filtres biologiques

Les filtres biologiques sont des unités dans lesquelles la biomasse est fixée sur un médium granulaire. Ces systèmes permettent une réduction intéressante du volume requis pour le traitement car on y retrouve de 10 à 20 fois plus de biomasse active par unité de volume que dans les boues activées conventionnelles.

Les écoulements de l'affluent et de l'air nécessaires à l'oxygénéation des micro-organismes peuvent s'agencer de différentes façons. Le tableau 2.3 montre les différentes combinaisons possibles ainsi que le nom commercial de procédés qui fonctionnent selon le mode présenté.

Les biofiltres jouent deux rôles. Ils ont un pouvoir filtrant qui leur permet de retenir les matières en suspension de l'effluent et la biomasse qui se détache. L'enlèvement de la matière en solution, est réalisé sous l'action du film microbien qui l'utilise pour ses besoins en énergie et pour sa croissance.

Un des problèmes que l'on rencontre avec les biofiltres est celui du colmatage. La croissance de la biomasse, à un taux proportionnel au substrat appliqué, provoque le remplissage plus ou moins rapide des interstices intergranulaires. Il faut donc procéder à des lavages périodiques des filtres (à l'eau et à l'air) pour en conserver l'efficacité. Les

eaux de lavage sont acheminées au décanteur où les fragments de biofilm contenant les matières particulières sont séparées du liquide.

Puisque la rapidité de colmatage du médium augmente avec la charge organique appliquée, l'utilisation des filtres biologiques est limitée à des charges moyennes (<500 mg DBO₅ /l). De trop grandes quantités de matière organique ou de matières en suspension requièrent des lavages plus rapprochés et rendent le procédé inintéressant.

Tableau 2.3 - Les différents types de filtres biologiques

Procédés commercialisés	Sens d'écoulement de l'affluent	Sens d'écoulement de l'air
Biofor	Ascendant	ascendant
Biocarbone Nitrazur	Descendant	ascendant
Biodrof	Descendant	descendant

2.5 EXIGENCES DE REJET

Les normes sur les rejets d'eaux usées des industries au Québec fixent les concentrations limites à l'effluent de plusieurs substances. Parmi celles-ci, les MES et la DBO₅ totale nous concernent et les valeurs maximales acceptables qui leur sont attribuées sont respectivement de 30 mg/l et 30 mg/l. La valeur maximale acceptable pour le phosphore total est de 1 mg P/l en tout temps avec une moyenne annuelle ne dépassant pas 0,8 mg P/l. Ces concentrations s'appliquent aux rejets dans l'environnement. Les rejets dans un réseau d'égout sont soumis à des critères fixés par les municipalités et peuvent varier de l'une à l'autre.

2.6 EXEMPLE D'UTILISATION DES GÉOTEXTILES COMME SUPPORT MICROBIEN

La mise au point d'un procédé d'épuration aérobie en lit immergé par bactéries fixées sur support géotextile a fait l'objet d'une étude par Valentis et Lesavre (1990). À la suite d'une tentative de discrimination des géotextiles, et considérant que plus la surface d'échange augmente, plus l'efficacité du traitement est grande, mais que la colonisation d'un média peut résulter en une diminution (comme c'est le cas pour un matériau dont la rugosité est microscopique) de cette même surface et puisqu'il est difficile d'évaluer l'influence du médium support sur les caractéristiques hydrauliques du système, le transfert d'oxygène ou la distribution des espèces bactériennes en présence, ils concluent que le choix du médium est empirique et dépend des conditions d'opération du système.

Des essais ont été réalisés sur un réacteur pilote de 3m de haut et $0,25\text{ m}^2$ de section contenant $180\text{ m}^2/\text{m}^3$ de feuilles de géotextile ENKAMAT suspendues. Les résultats obtenus montrent que ces géotextiles ont un avenir très prometteur comme support microbien. Le réacteur peut en effet, à partir d'un affluent contenant 100 mg DBO_5/l et 160 mg MES/l, produire un effluent contenant moins de 30 mg/l de MES et de DBO_5 , sans décanteur secondaire. Un tel réacteur peut recevoir une charge de 7 kg $\text{DCO}/\text{m}^3/\text{d}$ (environ 3,5 kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3/\text{d}$) et ne nécessite qu'un seul lavage par 3 ou 4 jours d'opération. Le taux de consommation de l'oxygène qui y a été mesuré était compris entre 0,3 et 0,5 kg $\text{O}_2/\text{kg DBO}_5$. Des taux aussi bas peuvent indiquer que la matière organique n'est pas toute dégradée par les microorganismes mais plutôt qu'une partie est capturée par la matrice de polymère du biofilm et est éliminée lors du lavage. L'intervalle séparant les lavages peut d'ailleurs être rallongé en augmentant la densité de géotextile dans le réacteur. Enfin, le lavage de feuilles de géotextile suspendues nécessite beaucoup moins d'énergie que celle requise pour le soulèvement des lits granulaires des filtres biologiques conventionnels.

D'après ce que l'on retrouve dans la littérature, le procédé biotours séquencées semble prometteur car il est conçu pour tirer profit de plusieurs phénomènes microbiologiques. Il cumule, de plus, les avantages d'autres procédés déjà existants tout en contournant certains désavantages.

Ainsi, du point de vue du biofilm, les biotours fonctionnent de façon à obtenir en cascade une importante épaisseur de biofilm résultant de la grande concentration de matière organique appliquée et engendrant un fort taux d'enlèvement du substrat. La vitesse de déplacement du liquide autour du biofilm, occasionnée par la montée des bulles d'air, assure une bonne diffusion du substrat vers le biofilm. Les décrochages provoqués par les hausses subites de concentration de substrat entraîne l'augmentation du taux spécifique d'enlèvement de ce dernier. De plus, la pression relative sous laquelle on prévoit opérer les biotours pourrait aussi accentuer la dénitrification et abaisser le coefficient de production de boues et la biosorption, ayant lieu en réponse à l'apport discontinu de substrat à la biomasse fixée, devrait bonifier le traitement.. Finalement, comme tous les procédés à biomasse fixée, les BTS permettent une mise en activité rapide, sont compactes, résistantes aux chocs et ne craignent pas le lessivage de la biomasse.

Les aspects empruntés aux procédés déjà existant sont nombreux et variés. Les voici : l'opération en mode cuvée, l'effet sélecteur et l'opération sans recirculation des RBS; l'adsorption abondante et rapide de substrat du procédé contact-stabilisation; la contribution de la pression à la dissolution de l'oxygène et la faible surface de terrain des boues activées en puits profond; l'exposition alternée de la biomasse au substrat et à l'air des biodisques; l'abondance de biomasse et les fortes charges organiques volumiques applicables des filtres biologiques et la performance des géotextiles comme support microbien de Valentis et Lesavre (1990).

Le prochain chapitre présente le programme expérimental qui a été réalisé pour permettre de vérifier si les performances théoriques anticipées des biotours sont conformes aux performances réelles.

CHAPITRE 3 : MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce chapitre est consacré à la description du montage utilisé pour l'ensemble des expériences sur le procédé biotours séquencées (BTS), à l'échelle banc d'essai. Une caractérisation de l'effluent industriel traité est aussi fournie. Les troisième et quatrième sections décrivent les méthodes d'analyse utilisées et le protocole expérimental suivi. Un tableau synthétise enfin la chronologie des activités, leurs buts particuliers ainsi que la numérotation qui leur est attribuée.

3.1 MONTAGE

Le montage utilisé est un modèle réduit des biotours que l'on prévoit commercialiser. Il s'agit d'une réplique à l'échelle 1:10. La figure 3.1 illustre ce montage

Les principaux éléments sont les suivants :

- une paire de tours contenant des structures de géotextile;
- un panneau de contrôle automatisé et un ensemble de vannes solénoïdes;
- une chambre froide;
- des bassins d'acclimatation, d'égalisation et de décantation;
- un mélangeur, un compresseur et des pompes.

3.1.1 Les tours

Les deux tours ont une hauteur de 1 m (3'4"). Elles sont construites à l'aide de tuyau de PVC d'un diamètre nominal de 20 cm (8"). Le volume interne de chacune est d'environ 33 litres. Les deux tours sont reliées par une conduite en PVC de 5 cm (2") de

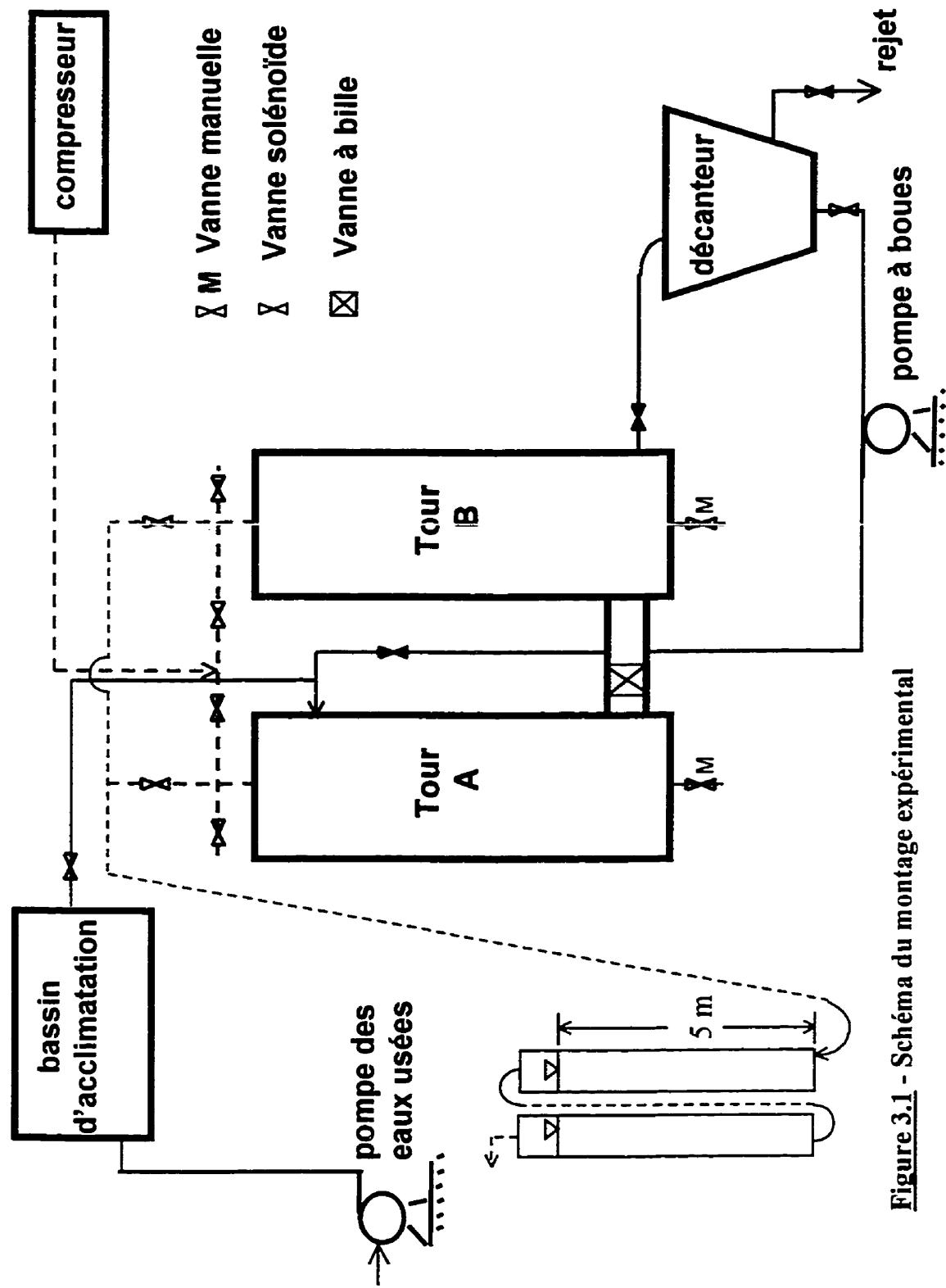


Figure 3.1 - Schéma du montage expérimental

diamètre, fermée aux 2 bouts qui se situe à environ 5 cm du fond. Cette conduite traverse la totalité du diamètre des tours et est perforée de manière à jouer le rôle de diffuseur d'air ainsi qu'à permettre la circulation de la liqueur mixte d'une tour à l'autre. L'alimentation en eau usée s'effectue par un orifice situé près du haut de la tour A et l'évacuation de l'effluent vers le décanteur se fait par le bas de la tour B. L'échantillonnage de la liqueur mixte peut se faire par l'un des 2 orifices prévus à cet effet qui sont situés sur le côté de chaque tour. Des orifices situés au fond de chacune des tours permettent l'évacuation complète du contenu par le biais de vannes manuelles.

Chaque tour est munie d'un couvercle boulonné que l'on peut enlever pour observer l'intérieur ou pour manipuler les structures de géotextile. Des trous y sont aménagés pour l'entrée d'air.

3.1.2 Les bassins

Un baril de polyéthylène de 700 l sert de bassin d'égalisation. On y fait l'égalisation de la charge organique par dilution. Ce bassin contient suffisamment d'eau usée pour alimenter les biotours pendant une semaine.

On dispose d'un bassin d'acclimatation dans lequel l'eau usée, provenant de la chambre froide, prend la température ambiante. On évite ainsi l'imposition cyclique de chocs thermiques à la biomasse. Chaque cuvée à traiter y est pompée à l'avance et un système de trop plein assure la constance du volume. Ce bassin est placé au-dessus des tours et déverse son contenu dans celles-ci par gravité.

3.1.3 Pompes, compresseur et mélangeur

Des pompes sont utilisées pour remplir et vider le bassin d'égalisation, pour remplir le bassin d'acclimatation et pour vider le décanteur. Un compresseur est utilisé

pour fournir l'air nécessaire à l'oxygénation de la biomasse et pour pousser la liqueur mixte d'une tour à l'autre au moment des transferts. Enfin, un mélangeur est installé sur le bassin d'égalisation pour en homogénéiser le contenu avant chaque nouveau cycle.

3.1.4 Panneau de contrôle et vannes solénoïdes

Le fonctionnement du système est entièrement automatisé. On a recours à des vannes solénoïdes pour contrôler l'écoulement des fluides. De telles vannes sont installées tant sur le circuit d'aération que sur celui du liquide et des boues. Un automate programmable spécialement conçu en coordonne les actions en plus de commander les départs et les arrêts des pompes, du compresseur et du mélangeur. La figure 3.1 illustre le positionnement des différentes vannes.

3.1.5 Le biotextile support

Fourni par la firme SAGÉOS, le biotextile utilisé est une combinaison de fibres hydrophobes (64,5 % polypropylène et 9 % polyester) et hydrophiles (5 % viscose et 21,5 % coton) et porte le titre P26. La masse surfacique du biotextile est de 543 g / m². Deux arrangements de biotextile sont utilisés en cours de projet. Le premier arrangement est un simple cylindre d'une surface de 0,247 m². Le deuxième arrangement est composée d'alvéoles carrées de 35 mm de côté dont la surface totale est de 0,679 m². Les caractéristiques techniques du produit P26 sont présentées à l'annexe II.

3.1.6 Fonctionnement du système de biotours à l'échelle banc d'essai

L'eau usée à traiter est pompée dans le bassin d'acclimatation (voir figure 3.1) afin d'atteindre la température ambiante. Elle est ensuite déversée, par gravité, dans les tours pour être traitée. La vanne centrale permettant d'isoler les tours l'une de l'autre

est, sauf exception, toujours ouverte. Les tours sont donc reliées entre elles en vases communicants. Tout au long du temps de séjour de l'eau usée dans les biotours, celle-ci est transférée d'une tour à l'autre à intervalle régulier et alimente ainsi de façon alternée la biomasse fixée sur les géotextiles contenue dans chacune des tours. La biomasse fixée est donc, tour à tour, exposée à l'eau usée pour adsorber de la matière organique et à l'air (sous pression ou non) pour en faire la biodégradation aérobie.

Le transfert du liquide d'une tour à l'autre est réalisé par la poussée d'un coussin d'air provenant du haut de la tour. Le liquide demeure dans la même tour jusqu'à ce que, par un jeu de vannes, l'alimentation en air change de tour et chasse l'eau vers l'autre tour. Les sorties d'air des deux tours sont reliées à la base d'un système de colonnes d'eau qui permet de maintenir la pression voulue au sein des biotours.

Lorsque le temps alloué au traitement est écoulé, la vanne entre les deux tours est fermée et la totalité du liquide contenu dans les biotours est vidée dans le décanteur, à partir de la tour B. On peut alors envoyer cette liqueur mixte à l'égout si l'on ne souhaite pas faire de recirculation des boues. Dans les cas où il y a recirculation des boues, celles-ci sont pompées du fond du bassin de décantation après une période de 30 minutes de repos et après que le surnageant de décantation ait été évacué.

3.2 LES EAUX USÉES

Les eaux utilisées proviennent d'un abattoir bovin, l'abattoir Forget situé à Terrebonne. Les caractéristiques présentées au tableau 3.1 proviennent d'une campagne d'échantillonnage réalisée du 10 juillet au 6 novembre 1996.

Tableau 3.1 - Caractéristiques des eaux usées brutes utilisées pour alimenter les biotours

Paramètre	Valeurs (mg/l)		
	moyenne	min	max
MES	547	249	903
MVES	499	224	882
DCO _t	3921	3303	5197
DCO _f	2570	1743	3385
DBO _{5t}	2342	1760	3620
DBO _{5f}	1370	750	1768
P _{t_t}	34	19,8	42,4
P _{t_f}	30	16,4	39,3
TKN	293	196	450
(NH ₄ -N)	28	17	68
Alcalinité (mg CaCO ₃ /l)	310	198	560
Huiles et graisses	168		1864*
pH	7,1	6,4	7,8

* valeur obtenue le 16/01/96

3.3 MÉTHODES D'ANALYSE

L'ensemble des analyses a été effectué selon des méthodes standardisées. Ces méthodes sont présentées au tableau 3.2.

Pour obtenir les valeurs filtrées des différents paramètres chimiques, les échantillons sont filtrés sur des filtres de 0,45 µm peu de temps après leur prélèvement. Tous les échantillons sont réfrigérés jusqu'au moment de l'analyse qui est réalisée à l'intérieur du délai de temps approprié à celle-ci.

Des observations microscopiques occasionnelles ont été réalisées à l'aide d'un microscope binoculaire à grossissement maximal de 1000x (*Fifty*, American Optical Corporation, Southbridge, Mass.)

3.4 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

Les conditions d'opération normales pour les biotours sont les suivantes :

temps entre les transferts	5 min
surpression appliquée	69 kPa (10 psi)
débit d'aération	4,72 l / min (10 cfh)

Les valeurs données aux paramètres d'opération ont été changées une à une afin de mesurer l'effet de chacun de ces derniers sur l'efficacité de traitement.

Tableau 3.2. Paramètres analysés et méthodes d'analyse

Paramètre	Nom de la méthode d'analyse	Appareil utilisé	Référence
Alcalinité	titrage	pHmètre Accumet 910 Fisher Scientific	Méthode 2320B ⁽¹⁾
Demande biochimique en oxygène 5 jours (DBO ₅)	méthode respirométrique	Respirateur BODTRACK de Hach	méthode 5210D ⁽¹⁾
Demande chimique en oxygène (DCO)	Reflux fermé	Incubateur et spectrophotomètre Hach	
Matières en suspension (MES)	Solides en suspension totaux 103-105 °C	Four modèle 17 de Precision Scientific co.	2540 D ⁽¹⁾
Matières volatiles en suspension (MVES)	Solides volatiles 550 °C	Four Lindberg de General Signal	2540 E ⁽¹⁾
Azote ammoniacal (NH ₃ -NH ₄ ⁺)	méthode par titrage après distillation	distillateur Büchi 323	4500-NH ₃ B et C ⁽¹⁾
Azote total Kjeldahl (NTK)	Azote Kjeldahl	QuickChem AE de Lachat Instruments	10-107-06-2-D QuickChem basée sur 351.2 ⁽²⁾
Nitrites-nitrates (NO ₂ ⁻ -NO ₃ ⁻)	méthode par réduction au cadmium automatisée	QuickChem AE de Lachat Instruments	10-107-04-1-O QuickChem
Phosphore total (Pt)	Phosphore total dans le digestat Kjeldahl	QuickChem AE de Lachat Instruments	10-115-01-1-C QuickChem basée sur 365.4 ⁽²⁾

⁽¹⁾ APHA, AWWA, WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition 1995.

⁽²⁾ USEPA, Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes, 1983.

Deux types de suivis ont été utilisés pour caractériser le fonctionnement des biotours : la caractérisation complète affluent-effluent et le suivi de la cinétique d'enlèvement de la DCO filtrée. Les paramètres couverts par la caractérisation complète sont ceux présentés au tableau 3.2. Les suivis cinétiques consistaient à prélever un échantillon une minute après le début du cycle et au moins 4 autres échantillons en cours de cycle. Les échantillons, d'un volume approximatif de 200 ml, étaient filtrés sur-le-champ.

3.4.1 Efficacité des biotours dans l'enlèvement de la matière organique

La vérification de l'efficacité générale d'enlèvement de la matière organique par les biotours à l'échelle banc d'essai a été évaluée par la caractérisation complète d'une série de 6 échantillons d'affluent et effluent. On a refait les mêmes analyses sur plusieurs échantillons afin d'obtenir un portrait représentatif de la performance des biotours malgré la variabilité de l'affluent. On fonctionnait alors selon les conditions normales de pression, de fréquence de transfert et d'aération.

3.4.2 Vérification de l'effet de la pression sur le traitement

Afin de mesurer l'impact de la pression sur l'efficacité de traitement des biotours, une série de 5 caractérisations complètes a été réalisée sur les affluent et effluent. Ces échantillons ont été obtenus lors de l'opération du réacteur sans surpression appliquée. L'effet de la pression est évalué par comparaison des performances mesurées lors de l'opération normale avec celles obtenues ici, sans application de surpression.

3.4.3 Évaluation de l'effet de la surface de géotextile

On a remplacé les structures de géotextile à un seul cylindre utilisées au début des essais par des structures en alvéoles. Après colonisation, ces nouvelles structures ont été soumises aux conditions normales d'opération et une série de caractérisations complètes ont été effectuées. Cette série d'échantillons permet, par comparaison avec celle du début, d'évaluer l'effet de la surface de géotextile sur le traitement.

3.4.4 Influence de la fréquence de transfert et du débit d'aération

La fréquence de transfert peut jouer sur deux aspects du traitement : le nombre de contact avec le substrat, pour la biosorption et l'importance de l'oxygénéation du biofilm en milieu gazeux. On a donc fait fonctionner les biotours avec des intervalles entre les transferts de 10 minutes et de 20 minutes afin d'obtenir, par suivis cinétiques, des profils de disparition de la DCO filtrée et de vérifier l'hypothèse du traitement par dégradation dans l'air du substrat préalablement biosorbé. Le temps entre les transferts a aussi été fixé à 6 heures pour réduire au minimum le phénomène biosorption/traitement dans l'air et enlever la contribution des séjours en milieu gazeux à l'oxygénéation du biofilm. Pour confirmer l'importance des séjours en milieu gazeux dans l'oxygénéation du système, le débit utilisé pour l'aération a été réduit à 0,40 l / m puis à 0,21 l / m, soient à des valeurs qui seraient insuffisantes pour oxygénérer convenablement le système sans l'aide des transferts.

3.4.5 Tentatives d'obtention d'un surnageant contenant moins de 30 mg MES / l

Quelques mesures ont été prises dans le but d'améliorer la décantabilité de la liqueur mixte des biotours. D'abord, la vanne solénoïde située entre les 2 tours a été

changée et remplacée par une vanne à bille, pour réduire le cisaillement subi par les flocs au moment des transferts. Un système de recirculation des boues a aussi été mis en place afin d'améliorer les caractéristiques de décantabilité de la biomasse libre en augmentant le temps de rétention cellulaire et la concentration des solides biologiques. On laissait pour ce faire reposer la liqueur mixte de fin de cycle pendant 30 minutes dans le bassin de décantation. On pompait enfin les solides biologiques restant au fond du décanteur vers les tours.

3.5 CHRONOLOGIE DES ESSAIS

En fonction de la quantité de géotextile présente dans les biotours et des conditions d'opération en vigueur lors des essais, le programme expérimental est divisé en 2 phases et 6 périodes. Les appellations et les conditions particulières de chacune des périodes sont présentées au tableau 3.3.

Le tableau 3.4, quant à lui, donne une vue d'ensemble de la chronologie des travaux expérimentaux réalisés en présentant ensemble les dates et la numérotation des jours, depuis la mise en route du banc d'essai. Y sont aussi soulignées les modifications importantes et les buts particuliers de chacune des activités.

Tableau 3.3 - Appellation des activités expérimentales

PHASE 1		PHASE 2	
Période	activité	période	Activité
1	Colonisation et ajustements	4	Colonisation
2	Fonctionnement de référence	5	Fonctionnement de référence
3	Fonctionnement à 0 kPa	6a	Variation de la fréquence de transfert
		6b	Débit d'aération réduit
		6c	Fonctionnement à 0 kPa
		6d	Fonctionnement sans transfert du liquide
		6e	Recirculation

Tableau 3.4 - Chronologie des essais

Date	jours	période	but particulier	Activité
1 avril	1	1		Démarrage
2 avril au 9 juin	2 à 67	1		Analyses et ajustements divers
10 juin au 3 juillet	68 à 91	2		70 kPa, transfert aux 5 min, 2 cycles/d, surface réduite, analyses complètes affluent et effluent
4 au 8 juillet	92 à 96	3		Acclimatation à 0 kPa
9 au 14 juillet	97 à 102	3	Observer l'effet de la pression	0 kPa, transfert aux 5 min., 2 cycles/d, surface réduite, analyses complètes aff et eff
16 juillet	104			Changement des structures de géotextile
17 juillet au 4 août	105 à 123	4		Colonisation des géotextiles alvéolés
5 août au 3 septembre	124 à 153	5	Comparer avec l'opération à surface réduite	Analyses complètes affluent et effluent, 70 kPa, transfert aux 5 min, 2 cycles / d
2 septembre	152	5		DCOf vs t
3 septembre	153			Début des suivis cinétiques
12 septembre	162		Mesurer la dénitrification	DCOf et NO ₃ vs t in situ
16 septembre	166			DCOf vs t
17 septembre	167		Mesurer la dénitrification	NO ₃ vs t en laboratoire
19 septembre	169	6a		DCOf vs t avec transfert aux 10 min
24 septembre	174	6a		DCOf vs t avec transfert aux 20 min

Tableau 3.4 - Chronologie des essais (suite)

Date	jours	période	But particulier	Activité
30 septembre	180		Limiter le cisaillement des flocs	Installation vanne à bille
7 et 10 octobre	187 et 190	6b	Évaluer l'influence du débit d'aération	Suivis avec $Q_{air}=0,40$ l/min
13 octobre	193	6c		Début d'acclimatation à 0 kPa
21 au 24 octobre	201 à 204	6c	Confirmer l'effet de la pression	Suivis à 0 kPa
24 au 27 octobre	204 à 207			Réacclimatation à 70 kPa
29 et 30 octobre	209 et 210	6d	Évaluer l'importance du traitement en milieu gazeux	Suivis avec transfert aux 6 heures
4 et 6 novembre	215 et 217	6b	Confirmer l'influence du débit d'aération	Suivis avec $Q_{air}=0,21$ l/min
10 et 11 novembre	221 et 222			Montage de la recirculation
14 novembre	225			Correction du montage
15 au 24 novembre	226 à 235	6e		Atteinte de l'équilibre de l'âge des boues
25 novembre au 9 décembre	236 à 250	6e	Améliorer la décantabilité de l'effluent	Suivis de la cinétique avec recirculation, 4 cycles / d (\uparrow âge et concentration des boues)

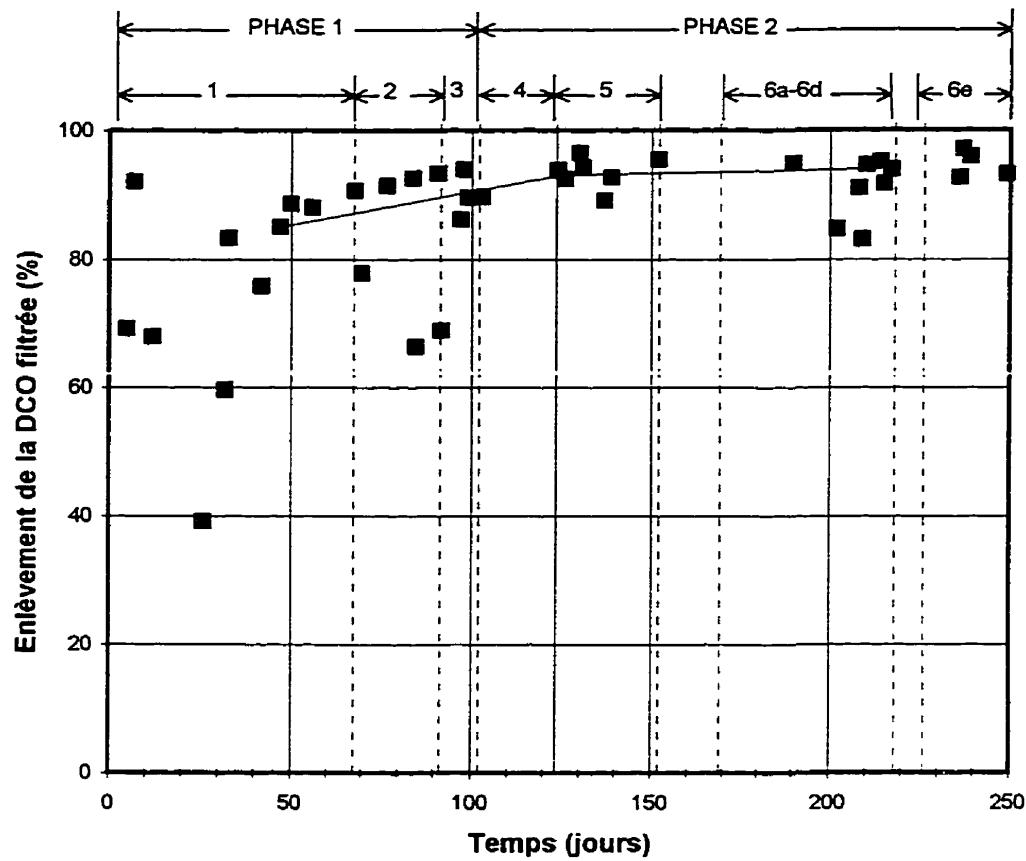
CHAPITRE 4 : RÉSULTATS

Les résultats sont séparés en trois parties : la période de démarrage; le fonctionnement avec des géotextiles tubulaires (surface réduite) et; le fonctionnement avec des géotextiles arrangées en alvéoles (surface élevée). Le texte consacré à la phase 1 est divisé en sections portant sur les analyses physico-chimiques et les caractéristiques de drainage et de colonisation des biotextiles. La période de fonctionnement avec un géotextile à alvéoles est, quant à elle, celle qui a fait l'objet du plus grand nombre d'essais et ceux-ci sont présentés dans des sections portant sur l'influence de divers paramètres d'opération tels que la dénitrification, la décantation, le drainage et la colonisation des biotextiles. Les résultats des observations microscopiques réalisées tout au long du projet sont présentés à la fin de ce chapitre.

4.1 PÉRIODE DE DÉMARRAGE

Sept jours après le démarrage avec un temps de rétention hydraulique de 24 heures, le système réussit déjà à enlever une partie très importante de la matière organique soluble, soit 92 % de celle contenue dans l'affluent (figure 4.1). L'efficacité chute lorsque l'on tente de raccourcir le temps de séjour de moitié au jour 12. La figure 4.2 représentant l'évolution de la demande biochimique en oxygène soluble, montre qu'une certaine stabilité dans la qualité de l'effluent est obtenue à partir du jour 33. Le pourcentage d'enlèvement est à ce moment d'environ 84 %.

Les concentrations de matières en suspension correspondant à la période de démarrage ne sont pas disponibles car la méthode d'échantillonnage utilisée alors ne fournissait pas d'échantillons représentatifs.



**Figure 4.1 – Évolution du pourcentage d'enlèvement de la DCO filtrée,
périodes 1 à 6**

(DCO_{f,aff} moy (mg/l) = 1760 ± 230)

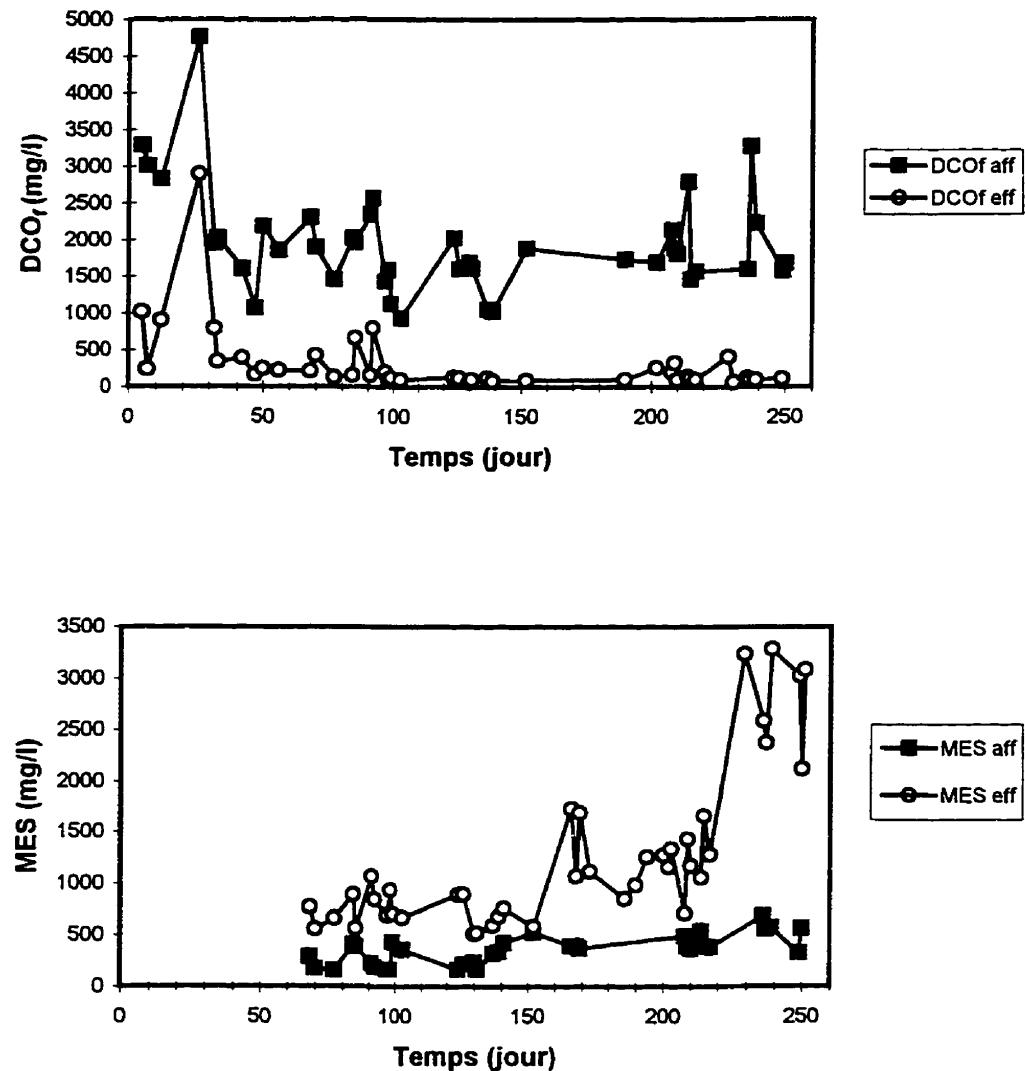


Figure 4.2 – Évolution des MES et de la DCO dans l'affluent et l'effluent des biotours (périodes 1 à 6)

4.2 PHASE 1 : GÉOTEXTILES TUBULAIRES

4.2.1 Analyses physico-chimiques

La phase 1 se compose de deux séries d'analyses détaillées de l'affluent et de l'effluent du système. Les paramètres analysés et les résultats bruts obtenus sont présentés à l'annexe IV. La première série d'analyses provient de l'opération du système en conditions de référence. Cette série d'analyses sert de base de comparaison pour une deuxième série pour laquelle aucune surpression n'est appliquée à l'intérieur des tours. On compte ainsi déterminer si l'augmentation de la pression améliore l'efficacité du traitement.

La pression ne semble pas influencer l'enlèvement de la matière organique. Prenant le pourcentage d'enlèvement de la DCO filtrée comme base de comparaison, les deux conditions s'équivalent. Dans les deux cas ce taux avoisine les 90 %.

La transformation de l'azote n'est pas non plus influencée par les différentes pressions testées dans nos essais. On observe toujours une forte ammonification qui mène à des concentrations en azote ammoniacal au moins trois fois plus élevées dans l'effluent que dans l'affluent. On retrouve par ailleurs toujours, à l'effluent, la totalité de l'azote Kjedahl venant de l'affluent.

Le phosphore est utile pour faire le bilan de masse du système et donc valider les résultats d'analyse. Il n'y a pas d'autre source de phosphore que l'affluent et l'on rejette à chaque cuvée un volume égal au volume d'alimentation. La concentration totale en phosphore à l'effluent, non-filtré, doit donc être égale à celle de l'affluent. On note cependant que lorsque la surpression est appliquée, le taux de récupération du phosphore à l'effluent est de 89 % en moyenne. Cela suggère que le biofilm est en faible croissance et qu'une partie du phosphore est retenue par les nouvelles cellules. Une légère

**Tableau 4.1 - Moyennes des résultats d'analyses complètes
affluent-effluent des périodes 2, 3 et 5**

Période jours	Affluent	unité	F	NF	2	3	5	moyenne	écart- type
					68 à 91	92 à 103	124 à 152		
	MES	mg/l		X	274	262	261	266	8
	MVES	mg/l		X	261	239	237	246	13
	DCO _t	mg/l		X	2609	2150	2283	2347	236
	DCO _f	mg/l	X		1999	1529	1761	1763	235
	DBO _{5t}	mg/l		X	1960	1655	1640	1752	181
	DBO _{5f}	mg/l	X		1423	1204	1154	1260	143
	NH ₃ -NH ₄	mg/l		X	34	28	53	38	13
	NTK _t	mg N/l		X	214	170	185	190	23
	NTK _f	mg N/l	X		170	137	159	155	17
	Ptotal _t	mg P/l		X	24	32	36	30,8	5,9
	Ptotal _f	mg P/l	X		20	31	34	28	7
	Alc.	mg CaCO ₃ /l		X	280	206	313	266	55
	pH			X	7,04	6,90	7,37	7,1	0,2
	Effluent								
	MES	mg/l		X	751	767	679	732	47
	MVES	mg/l		X	693	708	624	675	45
	DCO _t	mg/l		X	1531	1264	951	1249	290
	DCO _f	mg/l	X		288	262	96	216	104
	DBO _{5t}	mg/l		X	756	796	446	666	192
	DBO _{5f}	mg/l	X		111	173	6,3	97	84
	NH ₃ -NH ₄	mg/l		X	109	105	49	88	34
	NTK _t	mg N/l		X	204	176	111	164	48
	NTK _f	mg N/l	X		137	105	43	95	48
	Ptotal _t	mg P/l		X	21	34	33	30	7
	Ptotal _f	mg P/l	X		14	23	20	19	4,6
	Alc.	mg CaCO ₃ /l		X	560	488	294	447	138
	pH			X	7,72	7,73	7,72	7,72	0,01
	T°	°C		X	23,1	24,7	23,0	23,6	1,0

Les moyennes proviennent de l'ensemble des valeurs obtenues en périodes 2, 3 et 5

Tableau 4.2 - Moyennes des paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse, périodes 2, 3 et 5

Période	2	3	5	valeur
jours	68 à 91	92 à 103	124 à 152	typique*
Validation				
Bilan P (%)	89	107	93	
% $N_{amm}/NTK_{t\ eff}$	15,1	17,1	28,6	
% $N_{amm}/NTK_{t\ eff}$	53,7	59,7	42,6	
Bilan N (%)	97	104	59	
Interprétation				
% ammonification	367	306	-5	
Y_{obs} (g MVES formées/g DBO_5 enlevées)	0,36	0,45	0,44	0,6
mg DCO/mg MES affluent	2,31	2,46	1,67	1,67
mg DCO/mg MES effluent	1,68	1,31	1,36	1,67
MVES/MES affluent	0,95	0,91	0,91	0,80
MVES/MES effluent	0,93	0,93	0,92	0,80
kg DBO_5 appliquée / m^3 /d	1,57	1,32	1,27	
kg DCO _t appliquée / m^3 /d	2,09	1,72	1,77	
% augmentation alcalinité	107	137	-9	
% enlèvement DBO_5	94,5	97,8	99,6	
% enlèvement DCO	88,8	93,6	95,7	
kg DBO_5 enlevée / m^3 /d	1,48	1,17	1,27	
g DBO_5 enlevée / m^2 surface /d	78	62	33	
kg DCO enlevée / m^3 /d	1,86	1,51	1,70	
g DCO enlevée / m^2 surface /d	98	80	44	
Paramètres d'interprétation en unités impériales				
lb DBO_5 appliquée /1000 pi ³ /d	98	83	79	
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d	130	108	111	
lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d	92	73	79	
lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d	15,9	12,6	6,6	
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d	116	94	106	
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d	20	16	9	

*Metcalf & Eddy (1991)

Jour 1= 4/04/97

décroissance du biofilm a lieu lorsque la surpression est enlevée et une quantité de phosphore légèrement supérieure à celle provenant de l'affluent se retrouve à l'effluent.

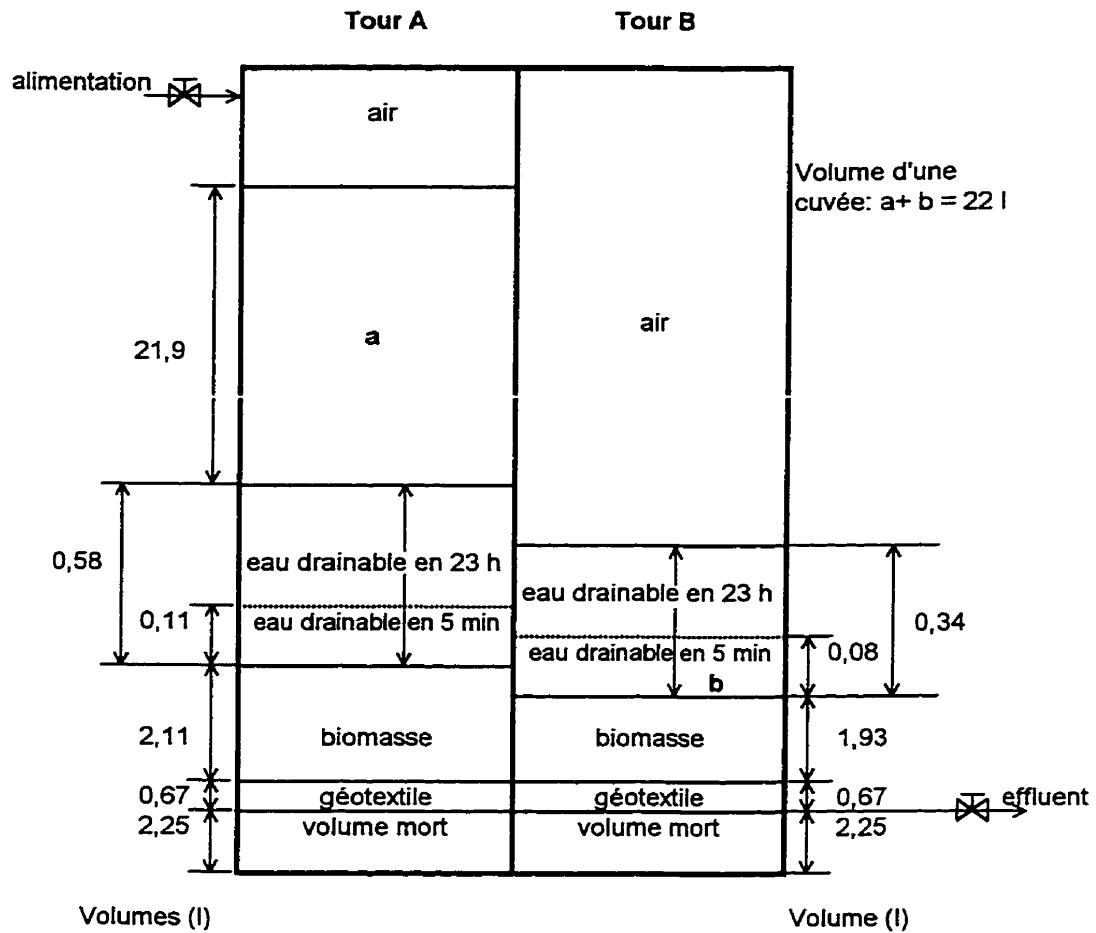
La fraction volatile des matières en suspension est en moyenne de 0,92 g MVES/g MES. Cette valeur est très élevée car la fraction habituelle associée aux solides des systèmes de traitement de l'eau est de 0,80 g/g. La présence de graisses peut expliquer cette valeur particulièrement élevée et le fait que la fraction MVES/MES soit la même à l'effluent des biotours qu'à l'affluent suggère que les graisses ne sont pas dégradées en cours de traitement.

4.2.2 Drainage et colonisation des biotextiles, phase 1

Les principaux résultats du test de drainage du biotextile (eau drainable en 5 min et 23 h) apparaissent sur la figure 4.3 et les paramètres relatifs à la quantité de biomasse fixée sont présentés au tableau 4.3. Les structures provenant des tours A et B, bien qu'ayant la même surface de textile, ont laissé s'égoutter, en 23 heures, des masses d'eau différentes. Elles ont aussi retenu des quantités différentes de biomasse humide. On remarque que la structure A, qui abritait plus de biomasse, est aussi celle qui a perdu le plus d'eau par égouttement. Après séchage complet au four, il ne reste en moyenne que 20,5 g de biofilm sec sur chaque tube de géotextile. La teneur en eau moyenne du biofilm est de 98,98%. Lors de la première phase, contenait en moyenne 83 g / m² de biomasse sèche dont 93,5% de matière volatile.

Tableau 4.3 - Paramètres de colonisation du biotextile, fin de la phase 1.

	A	B	moyenne
Biomasse sèche (g)	21,7	19,3	20,5
Colonisation surfacique humide (g/m ²)	8490	7772	8131
Colonisation surfacique sèche (g/m ²)	87,1	78,5	82,8
Colonisation surfacique volatile (g/m ²)	81,4	73,4	77,4
Teneur en eau du biofilm (%)	98,97	98,99	98,98



**Figure 4.3 – Représentation schématique des volumes estimés, deux transferts après l'alimentation des biotours, fin de la phase 1.
(n'est pas à l'échelle)**

4.3 PHASE 2 : GÉOTEXTILES ALVÉOLÉS

Après une période de colonisation du médium support de 6 semaines, une série d'analyses est réalisée dans les mêmes conditions que celles qui prévalaient au début de la phase 1. On veut ainsi mesurer l'impact de l'augmentation de la surface de support.

Le taux d'enlèvement de la DCO est maintenant de 95.7 %. Il y a donc une amélioration substantielle de l'épuration. Comme l'indique le taux de récupération du phosphore, le biofilm est encore en croissance, fait normal pour les systèmes à biomasse fixée, qui requièrent beaucoup de temps pour atteindre un équilibre.

On note ici que l'azote Kjeldahl provenant de l'affluent n'est pas restitué en totalité. La diminution avoisine les 40 %, ce qui suggère la présence d'une activité de nitrification/dénitrification assez importante. Les concentrations en nitrites et nitrates n'ont cependant pas été mesurées pour le confirmer.

4.3.1 Influence de divers paramètres d'opération

Aucune des modifications apportées aux conditions d'opération n'influence vraiment la capacité épuratoire des biotours. Comme le montre le tableau 4.4, les pourcentages d'enlèvement de la DCO et les vitesses d'enlèvement de la DCO filtrée se ressemblent pour toutes les périodes, de 5 à 6e. Cette ressemblance est aussi illustrée à la figure 4.4.

La vitesse d'enlèvement observée à la période 6e, lors du fonctionnement avec recirculation de solides, est plus faible à cause de la forte dilution de départ qui amenuise l'écart entre la concentration initiale et la concentration finale. Le pourcentage global d'enlèvement de la DCO est toutefois aussi élevé que pour les autres conditions.

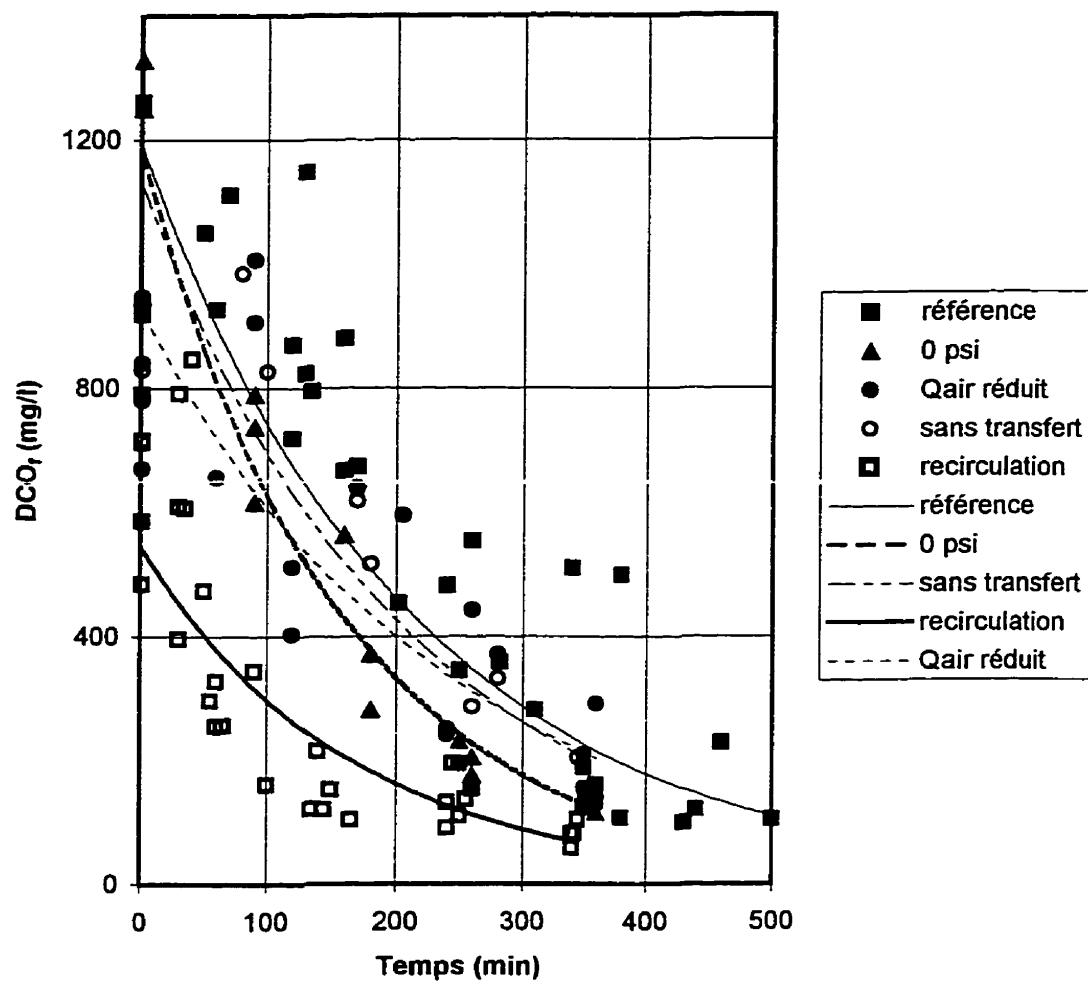


Figure 4.4 – Ensemble des courbes d'enlèvement de la DCO_₂, périodes 6a à 6e

Tableau 4.4 - Enlèvement total de la DCO et taux d'enlèvement de la DCO filtrée, périodes 5 à 6e

Période	Taux d'enlèvement		Enlèvement total
	mg DCO _{filtrée} · l ⁻¹ ·min ⁻¹	ln(mg DCO · l ⁻¹)·min ⁻¹	% DCO _{totale}
6a	1,49		96
6b	2,12	0,0050	97
6c	2,17	0,0065	90 ⁽¹⁾
6d	2,79	0,0063	97
6e	1,20	0,0053	97
5			96
ensemble	2,36		95

Un autre paramètre de comparaison peut aussi être utilisé et c'est celui des pentes des droites de régression obtenues en traçant le logarithme de la DCO en fonction du temps (figure 5.1). Sur cette base, les taux de réaction sont encore similaires pour l'ensemble des périodes. Toutefois, si l'on considère les faibles variations comme étant significatives, on peut classer les périodes en fonction de leur taux de réaction. Mais les classements obtenus en comparant les coefficients de disparition de la DCO ou du logarithme de la DCO sont différents, ce qui empêche encore d'établir la supériorité d'une condition d'opération par rapport aux autres.

⁽¹⁾ Cette valeur n'est pas une moyenne mais une valeur unique et sa fiabilité est mise en doute

4.3.1.1 Débit d'aération

Les débits d'aération utilisés pour l'oxygénation de la biomasse des biotours ont toujours été suffisants pour ne pas nuire à la cinétique d'enlèvement de la matière organique. La vitesse moyenne d'enlèvement de la DCO soluble, sur une base de logarithme de la concentration résiduelle demeure à peu près inchangée (autour de 0,0052).

L'air utilisé pour oxygénérer les biotours a été tour à tour fourni aux taux de 4,72 l/min, 0,40 l/min et 0,21 l/min. En considérant les conditions de pression d'alimentation et de fréquence de transfert du liquide et de fraction du temps consacré au transfert, on peut estimer le pourcentage de transfert minimal d'oxygène qui aura été nécessaire pour que le traitement s'effectue complètement en milieu liquide. Ces pourcentages, basés sur un rapport O₂ / DBO₅ de 1,0 g / g et sur la concentration moyenne en DBO₅ (1770 mg/l), sont présentés au tableau 4.5.

Tableau 4.5 - Pourcentage de transfert d'oxygène minimum requis pour traiter entièrement l'affluent en milieu liquide

Débit nominal d'aération (l / min)	Équivalent en air standard (l / min)	Transfert d'oxygène minimum (%)
4,72 (10 cfh)	11,1	1,89
0,40 (0,85 cfh)	0,95	22,2
0,21 (0,45 cfh)	0,50	42,0

Les pourcentages minimaux de transfert requis avec de tels débits nominaux d'aération sont de beaucoup supérieurs à ce que l'on peut espérer avoir avec un diffuseur à moyennes bulles et qui plus est, dans un réacteur de petite taille. La surpression appliquée ne peut, à elle seule, expliquer la réussite du traitement dans ces conditions de

restriction du débit d'aération. Les séjours cycliques de la biomasse fixée en milieu gazeux contribuent de façon évidente à l'oxygénéation du système.

4.3.1.2 Pression appliquée

L'application d'une surpression de 70 kPa n'a pas d'effet sur la cinétique d'enlèvement de la DCO filtrée. L'écart entre le taux d'enlèvement en mg DCO/l obtenu sous une pression de 0 kPa et celui obtenu à 70 kPa n'est pas significatif puisqu'il est inférieur aux écarts-types de chacune des deux conditions.

4.3.1.3 Fréquence de transfert

La fréquence de transfert n'a pas d'impact visible sur la cinétique de traitement. On n'observe pas d'accélération de la disparition du substrat associée à l'augmentation de la fréquence de transfert lorsqu'on compare les courbes obtenues avec des intervalles entre les transferts de 10 ou 20 minutes. Si le traitement se faisait uniquement par adsorption en milieu liquide et dégradation en milieu gazeux, le taux de disparition du substrat devrait être proportionnel au nombre de contacts entre le biofilm et le substrat. En cas de consommation de la totalité du substrat retenu par le biofilm et le film liquide lié, le facteur limitant serait la fréquence des contacts. On devrait alors observer une décroissance beaucoup plus rapide avec transferts aux 5 minutes qu'avec transferts aux 20 minutes. Le fait que les courbes ne suivent pas cette tendance suggère que la majeure partie de la dégradation ne se fait pas en milieu gazeux mais plutôt en milieu liquide.

4.3.1.4 Âge de boue

L'augmentation de l'âge de boue de la biomasse en suspension engendrée par la recirculation des solides n'améliore pas la décantabilité de l'effluent. L'accroissement moyen estimé du temps de rétention cellulaire n'est d'ailleurs que de 8%. Comme le montre la figure 4.5, lorsque le temps de rétention cellulaire est de 0,5 jour, le taux de croissance dispersée est de 12%. Dans ces conditions, il est peu probable que l'on

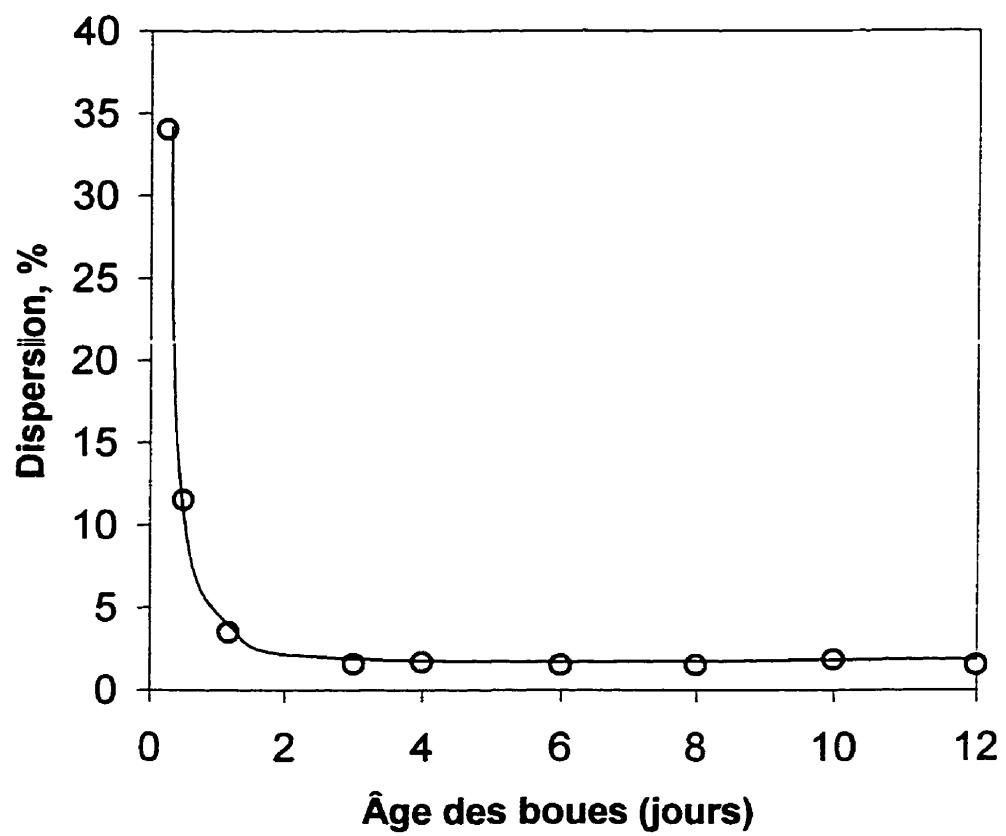


Figure 4.5 – Relation entre le taux de croissance dispersée et l'âge des boues
(adapté de WEF, 1990)

réussisse à obtenir un surnageant de décantation ne contenant que 30 mg MES/l et dans les faits, on n'y arrive pas.

4.3.2 Biosorption initiale

La biosorption observée pendant la première minute du cycle est très irrégulière. Elle varie entre 112 mg DCO_f / l et 1347 mg DCO_f / l (voir annexe IX). En moyenne, 33 % de la matière organique présente est adsorbée en une minute. La variabilité observée pour l'ensemble des valeurs de biosorption peut être expliquée par la difficulté à prélever l'échantillon à un temps de contact précis d'une minute. Le temps réel pendant lequel la biosorption peut se produire joue donc sur la quantité de substrat qui peut être stockée. Il n'y a pas de lien entre la biosorption et la concentration en matière organique appliquée. La recirculation n'augmente pas non plus la quantité de substrat biosorbé.

4.3.3 Dénitritification

Le potentiel dénitritifiant des biotours a été évalué, durant la période 5, pour expliquer la disparition observée de l'azote total Kjeldahl. Les résultats d'un essai de dénitritification avec ajout de nitrate réalisé en fiole au laboratoire sont illustrés à la figure 4.6. Puisque la dénitritification est une réaction d'ordre 0 par rapport à la concentration en nitrates, le taux de dénitritification peut être estimé directement par la droite reliant la concentration estimée immédiatement après l'injection et le premier point du plateau. Le taux de dénitritification ainsi obtenu est de 0,107 mg NO₃-N / l / min ce qui correspond dans ce cas-ci à un taux spécifique de $1,27 \times 10^{-4}$ g NO₃-N / g MVES / min.

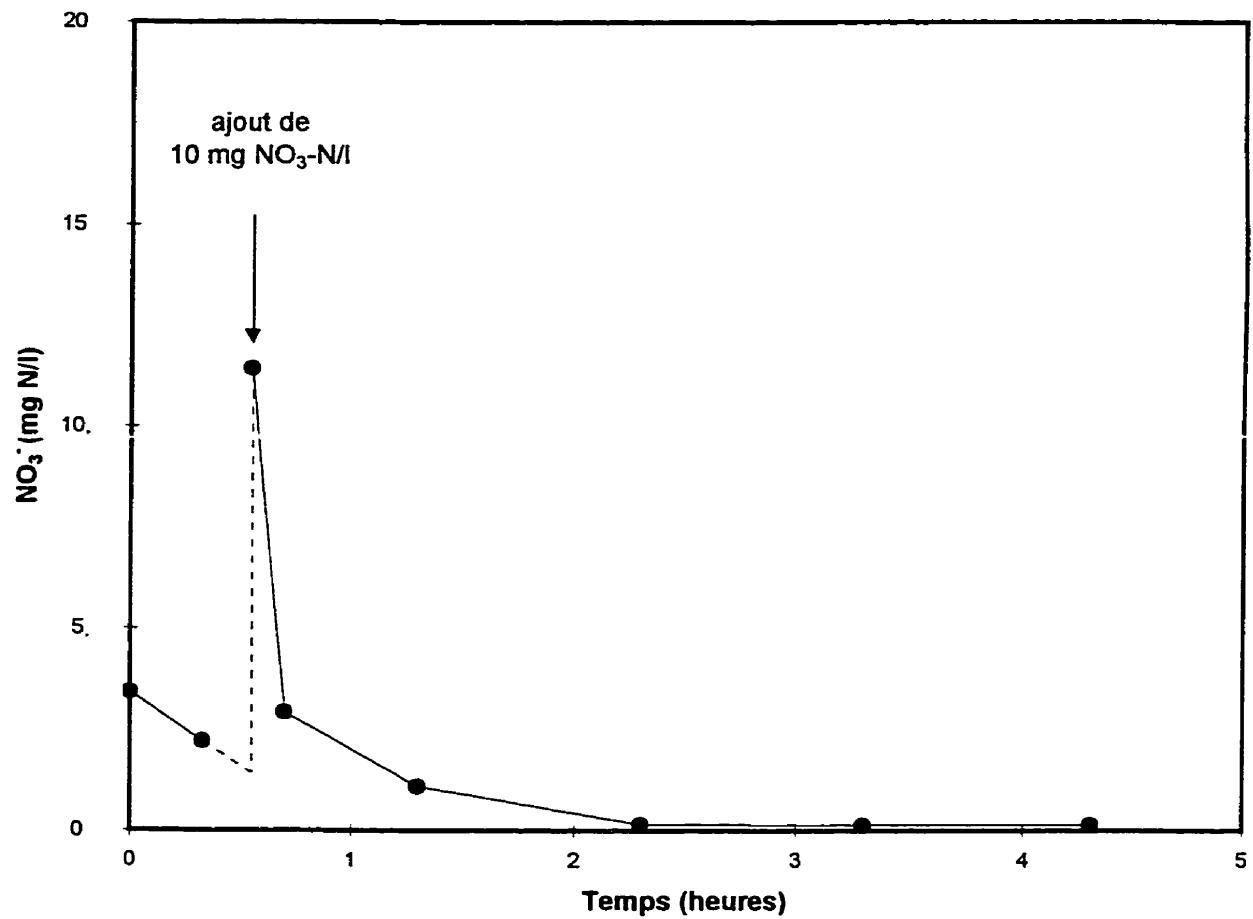


Figure 4.6 – Essai de dénitrification réalisé en laboratoire avec la liqueur mixte des biotours (17/09/97)

4.3.4 Décantation

Les différentes actions posées pour tenter d'obtenir une liqueur mixte séparable par décantation n'ont pas permis d'atteindre la norme de rejet de 30 mg MES / l. Comme le montre la figure 4.7, la concentration de matières en suspension dans les surnageants de décantation est assez variable. Les teneurs les plus basses ont été obtenues immédiatement après le remplacement de la vanne solénoïde reliant les deux tours par une vanne à bille (jour 180). La vanne à bille présentant un plus grand orifice a été installée précisément dans le but de présenter moins de résistance au passage de la liqueur mixte de façon à préserver l'intégrité des flocs biologiques et d'en améliorer la décantabilité.

La décantation semble être la plus favorisée dans les conditions telles que celles en vigueur à la période 6c, c'est-à-dire sans surpression appliquée. Dans ces conditions le surnageant obtenu contient peu de matières en suspension (environ 65 mg/l) et on ne retrouve pas de couche flottante à la surface du liquide. En d'autres temps, lorsqu'une surpression de 70 kPa est appliquée, une couche de particules flottantes, d'épaisseur variable se forme dans la partie supérieure du cône de décantation. Cette couche de particules flottantes est probablement causée par l'expansion des bulles de gaz trappées dans la liqueur mixte en réaction au brusque retour à la pression atmosphérique. La dénitrification peut aussi être responsable de la flottation d'une partie de la boue puisque les particules commencent généralement à remonter à la surface après une période d'environ 20 minutes de décantation.

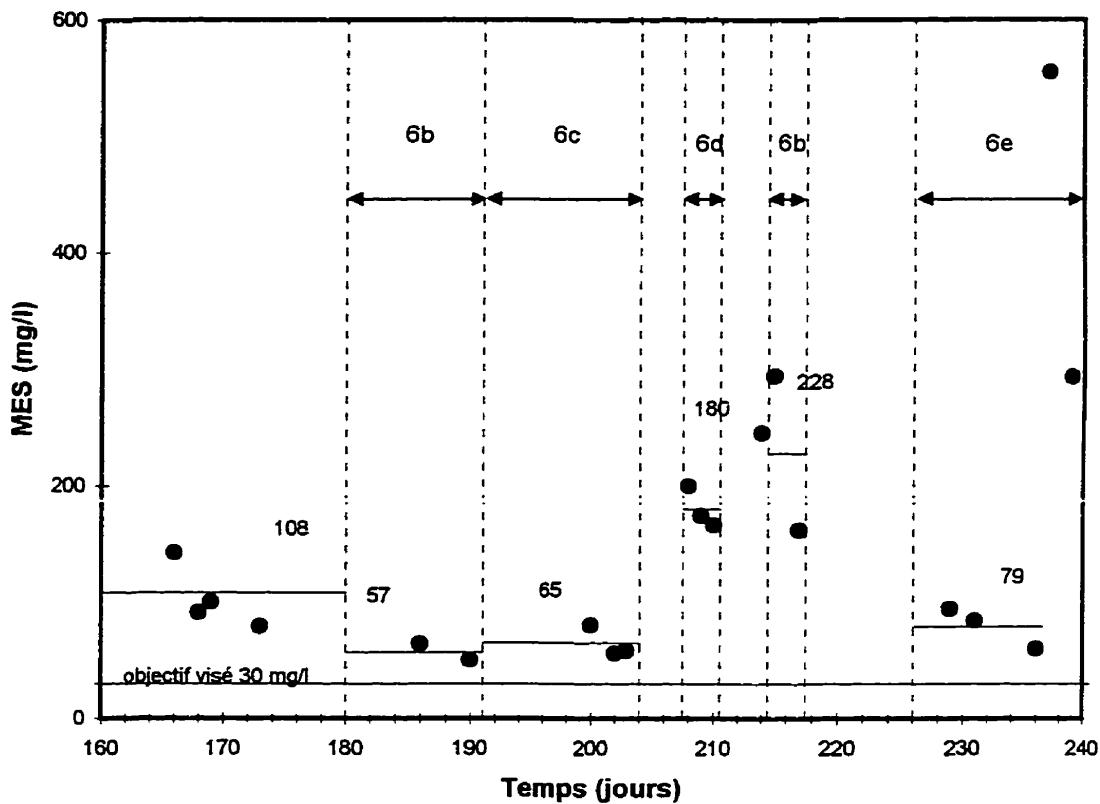


Figure 4.7 – Évolution de la teneur en MES dans le surnageant de décantation

4.3.5 Drainage et colonisation des biotextiles, phase 2

La quantité de liquide qui s'égoutte des biotextiles colonisés en 24 heures est de 2164 g pour la structure A et supérieure à 2830 g pour la structure B. La masse exacte égouttée de la structure 2 n'est pas disponible car une partie du liquide a été perdue accidentellement lors de l'essai de drainage. La structure B est celle qui abritait la plus grande quantité de biomasse. La figure 4.8 montre, sur un schéma, les volumes drainables et les masses de biofilm frais obtenus en fin de phase 2.

Tableau 4.6 - Paramètres de colonisation du biotextile, fin de la phase 2.

	A	B	Moyenne
Biomasse sèche (g)	49,6	49,0	49,3
Colonisation surfacique humide (g/m ²)	7167	7077	7122
Colonisation surfacique sèche (g/m ²)*	73	72	72,6
Colonisation surfacique volatile (g/m ²)*	68	67	68

* valeur estimée

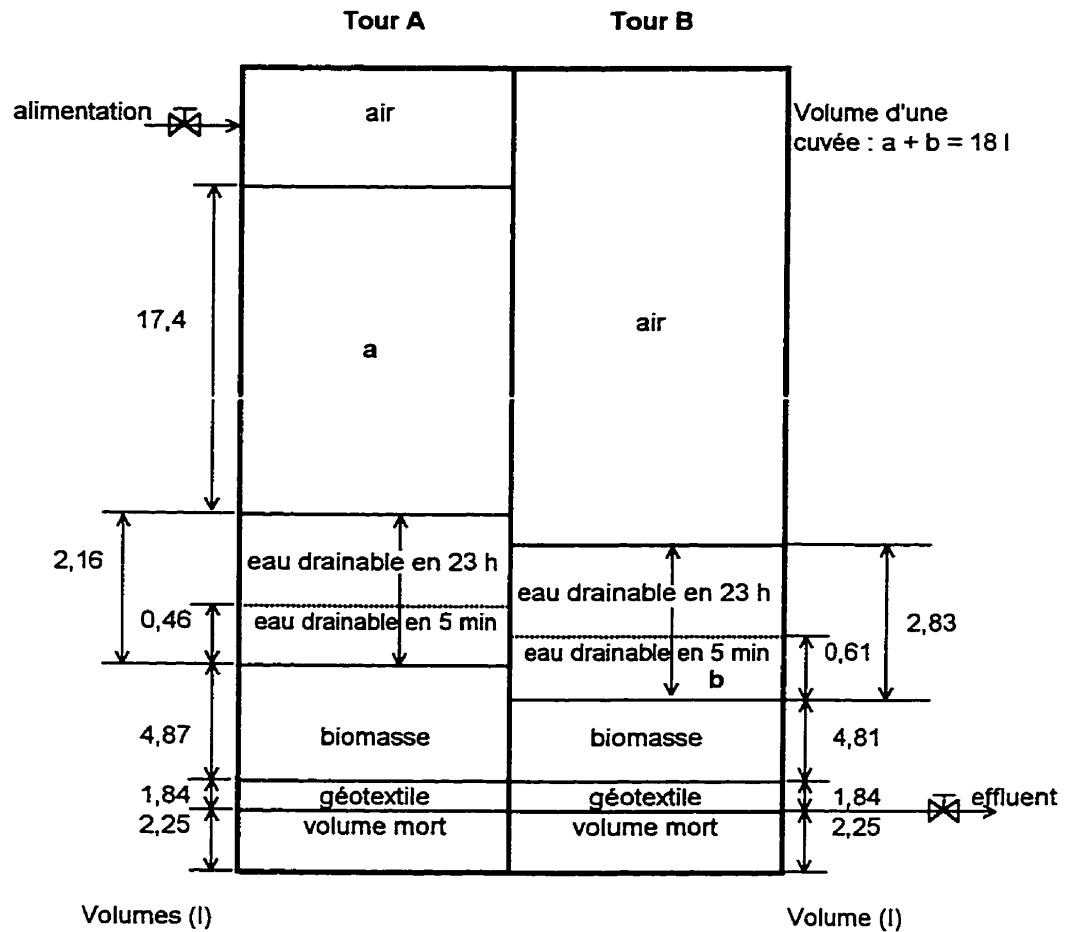


Figure 4.8 - Représentation schématique des volumes estimés, deux transferts après l'alimentation des biotours, fin de la phase 2.
 (n'est pas à l'échelle)

4.3.6 Observations microscopiques

Les observations microscopiques réalisées de façon ponctuelle sur la liqueur mixte prélevée à la fin du cycle tout au long du projet, permettent de faire ressortir certains aspects la biomasse habitant les biotours. Le nombre de bactéries filamenteuses est toujours très élevé. Ceci explique en partie la difficulté rencontrée pour séparer la liqueur mixte par simple décantation. Les bactéries filamenteuses sont par ailleurs souvent associées à l'insuffisance d'aération des systèmes. On peut donc soupçonner le manque de disponibilité de l'oxygène pour l'ensemble de la biomasse.

Les principaux types de bactéries filamenteuses rencontrées lors des observations sont identifiées par leur morphologie seulement, comme étant les *Beggiatoa sp.* et les 021N. Selon Jenkins *et al.* (1988), *Beggiatoa* est favorisée par la présence de soufre et croît sur les biofilms lorsque ceux-ci sont suralimentés. Sa présence est normale dans un système qui fonctionne à haute charge comme les biotours. Les bactéries de type 021N croissent aussi en présence de soufre et elle causent le foisonnement des boues. Elle ont un potentiel dénitrifiant dont le taux est de $8,3 \times 10^{-4}$ g NO₃-N / g MES / min. Elle peut donc être associée à la dénitrification observée dans les biotours.

Des organismes supérieurs tels que les *Opercularia*, les nématodes, les rotifères sont régulièrement présents. Ces micro-organismes proviennent de fragments qui se détachent du biofilm et montrent que celui-ci atteint un âge assez élevé. Des *Aspidisca*, des *Litonotus* et des *Oicomonas* font aussi partie des espèces rencontrées régulièrement. Des larves télotroches sont présentes systématiquement à chacun des échantillonnages.

Les flocs biologiques semblables à ceux observés dans des systèmes à boues activées en bonne santé n'existent à toutes fins pratique pas dans la liqueur mixte des biotours. Il ne semble pas y avoir d'équilibre entre les bactéries agglutinantes et filamenteuses au sein des flocs. On retrouve des amas de bactéries filamenteuses,

dépourvus de structure plus dense et des formes semblables à des petits flocs ne contenant qu'une ou deux bactéries filamenteuses ou même aucune.

Des masses de micro-organismes plus imposantes regroupant des bactéries filamenteuses et des organismes supérieurs attachés à une matrice se détachent du biofilm et se retrouvent dans la liqueur mixte.

Les observations microscopiques suggèrent globalement que l'oxygène n'est pas disponible en assez grande quantité pour la biomasse, d'où la présence de bactéries filamenteuses. L'abondance de *Beggiatoa* dénote aussi une suralimentation en matière organique du biofilm.

CHAPITRE 5 : DISCUSSION

Le présent chapitre compare l'ensemble des périodes d'opération entre elles et apporte des explications théoriques aux résultats d'expérimentation. Pour ce faire, on y discute de l'enlèvement de la matière organique carbonée puis de l'importance de la surface de géotextile. Une section propose aussi un modèle du mécanisme de traitement en deux étapes de biosorption en milieu liquide / dégradation en milieu gazeux. La discussion ne saurait être complète sans une mise en évidence des divers rôles de l'aération dans le procédé BTS, une comparaison des BTS avec d'autres procédés et la présentation de l'équipement devant assister les biotours pour l'épuration complète des effluents à traiter.

5.1 ENLÈVEMENT DE LA MATIÈRE ORGANIQUE CARBONÉE

Il est important de noter que les variations des paramètres d'opération ont été faites de façon ponctuelle, de jour en jour. On n'a donc mesuré que la réaction immédiate du système et non son comportement à long terme ou en condition d'équilibre. Comme le montrent les résultats des phases 1 et 2, dans les gammes de valeurs testées, l'intervalle entre les transferts, le débit d'aération et la pression appliquée n'influencent ni le pourcentage total d'enlèvement de la DCO, ni la vitesse de consommation de la DCO filtrée. Cela ne signifie pas pour autant que le système soit insensible aux variations des conditions d'opération mais peut indiquer que divers phénomènes aux effets opposés se produisent en même temps. Par exemple, l'épuration peut se faire simultanément par les micro-organismes en suspension dans la liqueur mixte, le biofilm immergé et le biofilm en milieu gazeux. Les divers groupes de micro-organismes peuvent contribuer en différentes proportions lorsque l'on change les conditions d'opération, de sorte que la capacité épuratoire demeure constante. En augmentant la fréquence de transfert, le biofilm est mieux alimenté en substrat et en oxygène alors que la liqueur mixte, elle, voit sa période d'oxygénéation réduite.

5.1.1 Modélisation de la cinétique d'enlèvement

Il n'est pas aisé de choisir le modèle qui représente le mieux les courbes obtenues lors des suivis de l'enlèvement de la DCO filtrée. Mais cette modélisation est nécessaire pour obtenir des paramètres de comparaison entre les différents périodes. Les modèles de réaction retenus pour nos suivis ont été les réactions d'ordre 0 et d'ordre 1. L'ordre 0 a été choisi pour sa simplicité et parce que c'est celui que l'on utilise lorsque le substrat est abondant et que le taux de réaction est, dans ce cas, indépendant de la concentration du substrat. Avec près de 2000 mg/l de DCO filtrée et une constante de saturation (Ks) typique de 60 mg DCO/l, c'est probablement le cas dans nos essais. La réaction d'ordre 1 est la modélisation que l'on utilise lorsque le taux de réaction dépend de la concentration en substrat, c'est-à-dire, quand la rareté du substrat limite la vitesse de réaction. Ce n'est peut-être pas le cas avec le type d'eau usée que l'on a utilisé mais cette modélisation est quand même, pour l'ensemble des périodes, celle qui décrit le mieux la cinétique d'enlèvement. (figure 5.1)

Les courbes de disparition du substrat d'ordre 1 ou d'ordre 0 peuvent être observées telles quelles lorsqu'on fonctionne en mode cuvée et que le mélange est adéquat. Dans le cas des biotours, l'opération est en mode cuvée et le mélange est assez important. Cependant, les transferts de la liqueur mixte d'une tour à l'autre, exposant le biofilm au substrat après au moins 5 minutes de privation, ont un effet certain sur l'aspect de la courbe de disparition de la DCO filtrée. Ce phénomène de transfert-contact peut justifier que les courbes d'enlèvement s'apparentent à celles des réactions de premier ordre, alors que les conditions d'alimentation suggéreraient plutôt l'ordre 0. D'ailleurs, la modélisation du phénomène de biosorption/dégradation en milieu gazeux (voir section 5.3) pour laquelle la concentration en substrat n'est pas une variable, produit des courbes de type ordre 1.

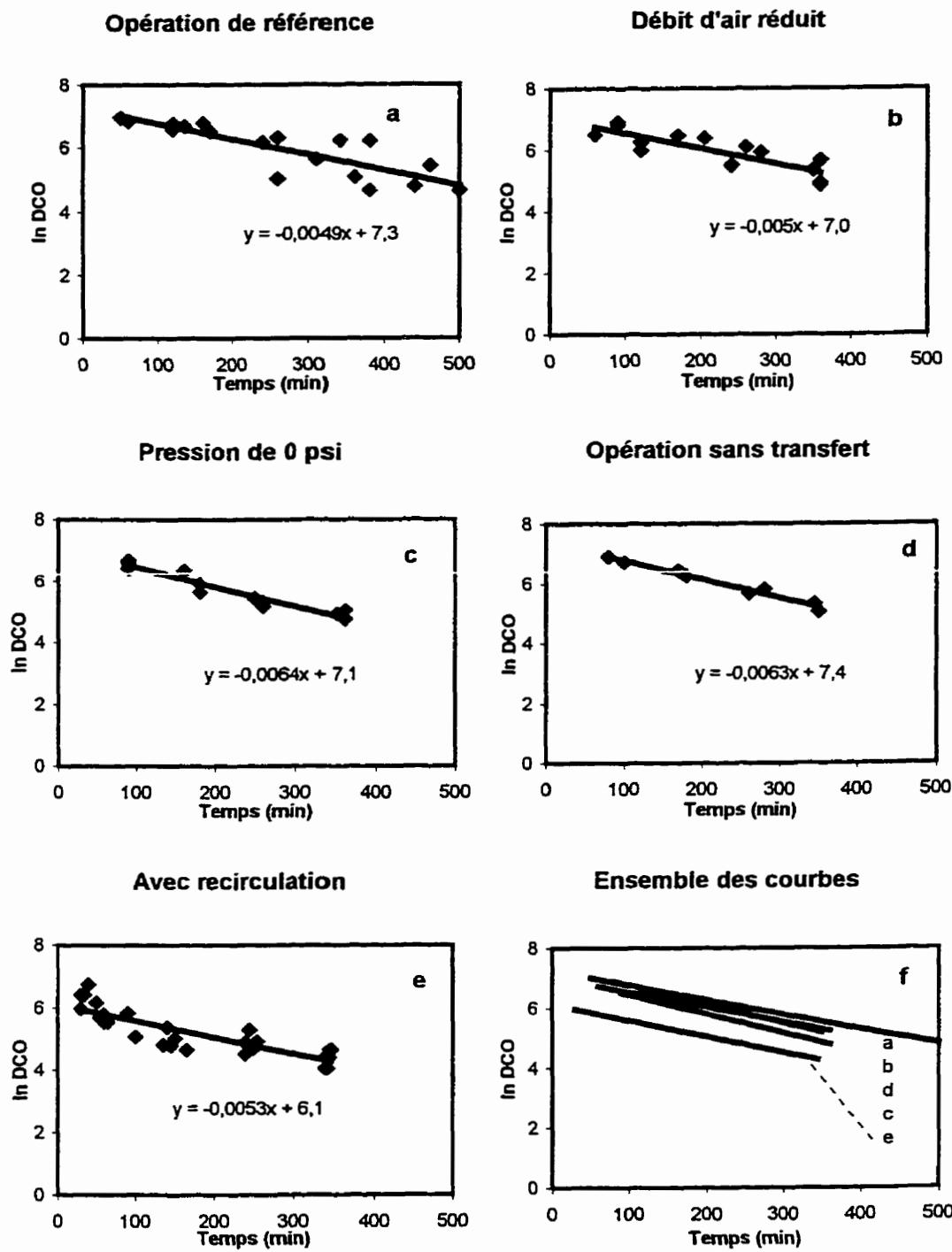


Figure 5.1 – Représentations semi-logarithmiques des suivis de la DCO_{filtrée}

5.2 IMPORTANCE DE LA SURFACE DE BIOTEXTILE

La surface de biotextile est un paramètre crucial lors de la conception des biotours. C'est de celui-ci que dépendent directement les caractéristiques physiques ou macroscopiques de l'effluent. En effet, tout au long de l'opération des biotours avec les biotextiles tubulaires (surface réduite), l'effluent obtenu des biotours était de couleur brune rougeâtre, le filtrat était jaune et cette liqueur mixte ne pouvait être séparée par décantation. Avec l'installation de nouvelles structures de biotextile alvéolé, la liqueur mixte est devenue moins colorée, son filtrat presque incolore et il était alors possible de la séparer par décantation. Les odeurs indiquaient alors aussi la qualité du traitement puisqu'en phase 1, l'effluent était malodorant alors qu'en phase 2, avec plus de biotextile, l'effluent avait une odeur de terre humide plutôt neutre.

5.3 MODÉLISATION : BIOSORPTION/DÉGRADATION EN MILIEU GAZEUX

Afin d'évaluer l'importance du mécanisme de biosorption en milieu liquide suivi de la biodégradation en milieu gazeux sous pression qui est à la base du concept des biotours, ledit mécanisme à deux étapes est décrit par un modèle simple. La validation de ce modèle est réalisée, par comparaison des courbes qu'il génère avec des courbes expérimentales. Le modèle permet de prévoir la cinétique d'enlèvement de la matière organique que l'on obtiendrait si le traitement se faisait, comme supposé, uniquement par le biofilm, en milieu gazeux. Dans un tel cas, ne serait consommé que le substrat adsorbé sur le biofilm et celui contenu dans le film liquide restant. Au retour de la liqueur mixte, on aurait dilution de celle-ci par mélange avec le film liquide traité et le traitement se poursuivrait dans l'autre tour.

Le modèle suppose que la colonisation surfacique et la quantité de liquide retenu par unité de surface de biotextile sont constantes. Le modèle suppose aussi que :

- 1) la biosorption a lieu seulement au tout début du cycle, alors que le biofilm est en carence de substrat organique et que la quantité de matière organique offerte est très grande ;
- 2) toute la matière organique contenue dans le film liquide retenu sur le biofilm est dégradée entre chaque transfert ;
- 3) le temps maximal requis au biofilm pour dégrader le substrat contenu dans le film liquide est du même ordre de grandeur que l'intervalle de temps entre les transferts ;
- 4) la population active de micro-organismes hétérotrophes est estimée par la masse totale de matière volatile fixée au géotextile.

Le temps maximal requis pour traiter la totalité de la matière organique contenue dans le film liquide, estimé à l'aide de paramètres typiques de cinétique est d'environ 4 minutes. Ce qui confirme la validité des hypothèses 2 et 3 ci-dessus. L'annexe XIII présente un exemple de calcul des temps épuratoires estimés pour le suivi de la DCO_f réalisé le 19 septembre 1997.

Les deux seules variables influençant la cinétique d'enlèvement sont donc, dans ce modèle simplifié, la surface de géotextile et la fréquence des transferts. L'épuration réalisée en milieu liquide par la biomasse en suspension et le biofilm submergé est négligée. Selon les hypothèses posées, les effets de la surface de géotextile et de la fréquence de transfert devraient suivre les tendances illustrées par la figure 5.2

Les équations qui permettent d'estimer la concentration résiduelle de matière organique (C_t) à tout moment du cycle et sous diverses conditions sont les suivantes :

$$C_t = (C_i - b) \cdot Z^n \quad (5)$$

Avec

$$Z = \frac{0,5 V_{réact} - 2V_r}{0,5 V_{réact} - V_r} \quad (6)$$

où C_i : concentration initiale de matière organique (mg DCO_f / l)

b : concentration de matière organique biosorbée en 1 minute, au début du cycle (mg/l)

Z : coefficient de dilution

n : nombre de transferts ayant eu lieu depuis le début du traitement

$V_{réact}$: volume utile de réacteur (l)

V_r : volume du film liquide retenu par le biofilm (l)

Il est possible d'ajuster le paramètre V_r du modèle afin d'obtenir une courbe qui s'ajuste bien à la courbe de disparition de la DCO_f obtenue le 19 septembre 1997 avec un intervalle entre les transferts de 10 minutes. La valeur alors utilisée comme volume de film liquide retenu est de 1,175 l. Cette valeur est réaliste puisqu'elle est inférieure à la quantité d'eau ($\approx 2,5$ l) qui s'égouttait, en 23 heures, des géotextiles colonisés de la phase 2.

La variation de la fréquence de transfert ne produit cependant pas l'effet prédict par le modèle. Alors que l'on réduit de moitié la fréquence de transfert du liquide, la cinétique de disparition réelle de la DCO filtrée demeure inchangée. Cette dernière constatation montre que le phénomène de biosorption en milieu liquide, rétention d'un

film liquide et digestion successive en milieu gazeux n'est pas le principal mécanisme par lequel l'eau usée est épurée dans les biotours. Les résultats obtenus par la suite, de l'opération des biotours sans transfert de la liqueur mixte, confirment cet état de faits. L'aspect hydraulique (volume de film liquide, fréquence de transfert du liquide) n'est donc pas celui qui limite la cinétique de réaction. Il semble que la contribution du mécanisme ainsi modélisé soit même presque négligeable, vu la différence entre les courbes réelles et les courbes modélisées montrées à la figure 5.2.

La variation de la surface de transfert ne produit pas, non plus, l'effet escompté sur la cinétique de disparition de la DCO_f. On ne dispose pas de courbe expérimentale complète pour la phase 1 du programme d'essais, alors que les biotours contenaient environ 2,7 fois moins de géotextile qu'en phase 2. C'est du moins ce que suggère le résultat d'un suivi incomplet de l'évolution de la DCO_f (annexe VIII) réalisé le 27 mai 1997 en phase 1.

L'utilisation de l'hypothèse 4 peut conduire à une surestimation de la quantité de biomasse active résultant d'une sous estimation du temps requis pour l'épuration complète du substrat contenu dans le film liquide retenu par le biofilm. Une partie de la matière volatile fixée au géotextile peut, en effet, être inactive ou autotrophe. Lorsque la matière organique n'est pas dégradée en entier, l'importance du phénomène de dilution diminue et les variations de cinétiques attribuables à la fréquence de transfert et à la surface de géotextile s'estompent.

Un modèle qui voudrait représenter de façon fidèle l'enlèvement de la matière organique au sein des biotours devrait prendre en considération les actions épuratoires de la liqueur mixte et du biofilm en milieu liquide. L'opération du réacteur sans transfert de la liqueur mixte (période 6d) révèle d'ailleurs que la totalité de l'épuration peut s'effectuer en milieu liquide. L'efficacité globale du système est donc déterminée par une combinaison de l'aspect hydraulique du mécanisme de traitement et par l'activité de

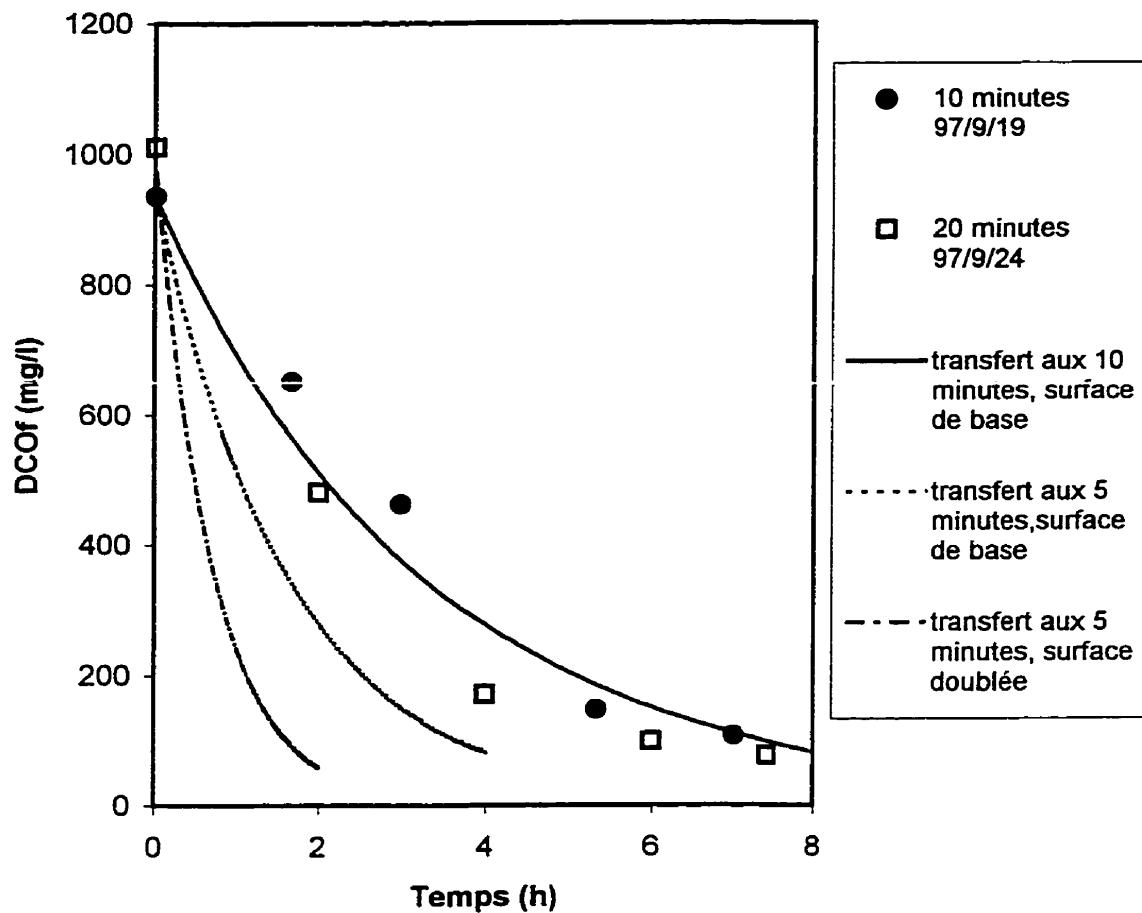


Figure 5.2 – Modélisation et évaluation de l'importance d'un mécanisme de strict traitement en milieu gazeux

biodégradation des différents groupes de micro-organismes présents dans les deux tours, en milieux liquide et gazeux.

Le modèle qui décrit le concept de mécanisme épuratoire des biotours est invalidé par comparaison avec les résultats expérimentaux. L'hypothèse selon laquelle la totalité de l'épuration s'effectue en milieu gazeux par la biomasse fixée est donc erronée car l'épuration a lieu en milieux liquide et gazeux.

5.4 EFFET DE L'AÉRATION

Les biotours forment un système complexe où plusieurs concepts entrent en jeu. La constance avec laquelle la matière organique disparaît, même lorsque le débit d'aération est restreint illustre encore l'étendue des interactions ayant lieu dans les biotours. En effet, lorsque le débit d'air est maintenu à 0,40 ou même à 0,22 l/min, considérant que 1,0 g d' O_2 serait nécessaire à l'oxydation de 1,0 g de DBO_5 , les taux globaux d'utilisation de l'oxygène fourni deviennent respectivement 22 et 42 %. Puisque l'on utilise un diffuseur d'air à moyennes bulles dont la hauteur de submersion est très faible, il est impossible que de tels taux de transfert aient lieu exclusivement à travers le liquide.

Le tableau 5.1 donne les taux de transfert généralement observés en eau claire sous 4 m de submersion. Par comparaison avec ces derniers, on voit que le transfert cyclique de la liqueur mixte d'une tour à l'autre joue un rôle important dans l'apport d'oxygène à la biomasse.

Le phénomène de biosorption et digestion successives en milieu gazeux sous pression n'est pas prédominant si l'on se fie aux performances obtenues lors de l'opération des biotours sans transfert de la liqueur mixte pendant 6 heures. On obtient en fait le même enlèvement lorsque la totalité du traitement se fait en milieu liquide.

L'opération des biotours sans transfert et à débit d'aération réduit n'a pas eu lieu mais aurait sans doute confirmé cet état de fait. On y aurait probablement observé une

Le débit d'air requis pour faire fonctionner les biotours peut être estimé pour différentes conditions de pression, de fréquence de transfert et de charge appliquée. On peut ainsi déterminer dans quelles conditions d'opération les biotours consomment moins d'air qu'un système conventionnel.

Le débit d'air requis pour transférer le liquide d'une tour à l'autre devient vite assez important. En effet à chaque transfert, il faut pousser un volume d'air équivalent au volume de liquide à déplacer et cet air ne sert pas à l'oxygénation de la liqueur mixte : il ne sert qu'à la poussée. La masse globale d'air de poussée augmente avec la fréquence de transfert et aussi avec la pression régnant dans les biotours puisque l'air est un fluide compressible. À titre d'exemple, la masse d'air requise pour transférer la liqueur mixte d'une tour à l'autre à toutes les 5 minutes, sous une pression de 70kPa (10 psi), suffirait à traiter en 12 heures une eau contenant 2000 mg/l DBO₅ et ce, avec un taux de transfert aussi bas que 2,5 %. D'autres valeurs de transfert d'oxygène équivalent en fonction de la fréquence de transfert et de la pression sont présentées à l'annexe XII

Tableau 5.1 - Pourcentages de transfert d'oxygène en fonction de la taille des bulles d'air, en eau claire, à 10 °C et 4 m de submersion (Degrémont 1989)

Type de bulles	Diamètre	Pourcentage de transfert
grosses bulles	> 6mm	4 à 6 %
moyennes bulles	4-6 mm	5 à 10 %
fines bulles	< 4mm	15 à 30 %

.5.5 COMPARAISON DES BIOTOURS AVEC D'AUTRES PROCÉDÉS

Le tableau 5.3 présente les charges organiques applicables à divers procédés en ce qui a trait à la DBO_5 enlevée par unité de surface ou de volume de réacteur et par jour. Selon ces critères, les biotours se comparent aux biodisques, aux RBS à haute charge, aux lits bactériens de pré-traitement et aux systèmes à boues activées conventionnels mais ne rivalisent pas avec les biofiltres dont les charges par unité de volume (jusqu'à 4 kg /m³ /d) sont nettement supérieures.

Les biotours disposent cependant d'un avantage par rapport aux biofiltres en ce qu'elles n'imposent pas de limites quant à la DBO_5 et aux MES contenues dans l'eau à traiter. Les biofiltres ne sont donc pas des compétiteurs directs des biotours.

Tableau 5.2 - Domaines d'application des biofiltres

Procédé	Domaine d'application	Charge applicable	Référence
	mg/l à l'affluent	kg /m ³ /d	
Biofor	$DBO_5 < 300 \text{ mg/l}$ $MES < 100 \text{ mg/l}$	2 à 6	Degrémont (1989)
Biodrof	$DBO_5 < 100 \text{ mg/l}$ $MES < 80 \text{ mg/l}$	3 à 7	Degrémont (1989)
Biocarbone	$DBO_5 < 500 \text{ mg/l}$ $MES < 100 \text{ mg/l}$	< 11	John Meunier (1993)
Biotours	DBO_5 et MES non limitées	1,5	ce mémoire

5.6 ÉQUIPEMENT COMPLÉMENTAIRE

La paire de tours qui forment le procédé que l'on nomme «biotours séquencées» ne peuvent pas être utilisées seules pour traiter complètement un effluent industriel pour rejet au cours d'eau. Jumelées à un bassin d'égalisation, elles pourraient être utilisées

Tableau 5.3 - Comparaison des biotours avec d'autres procédés

Procédé (valeurs tirées de Metcalf & Eddy)	Charge organique appliquée	
	kg DBO ₅ / m ³ /d	g DBO ₅ / m ² /d
Boues activées		
conventionnelles	0,8-1,92	
haute charge	1,6-16	
RBS		
aération prolongée	0,4	
conventionnel	0,4-1,04	
haute charge	1,04-2,88	
Biodisques		
global		1-17
maximum applicable au premier stade		39-59
Lits bactériens		
faible charge	0,08-0,4	
super haute charge	0,48-1,6	
pré-traitement	1,6-8	
Biotours		
périodes 2 et 3	1,47	82
période 5	1,27	32

lb/1000 pi³/d = 62,5 * kg/m³/dlb/1000 pi²/d = 204,1 * kg/m²/d

comme pré-traitement dans le cas de rejet au réseau d'égout de la municipalité. Cette configuration constitue le système le plus simple envisageable.

5.6.1 Bassin d'égalisation

Les biotours requièrent l'installation d'un bassin d'égalisation car elles fonctionnent par cuvées. On doit être en mesure de les alimenter jour et nuit, sept jours par semaine à partir d'un effluent dont le débit est inégal. Ce bassin pourra éventuellement servir de décanteur primaire, pour éliminer une partie des matières en suspension.

5.6.1.1 Exemple de calcul du volume des biotours et du bassin d'égalisation

Cas : effluent d'abattoir

Débit hebdomadaire à traiter : 30 m^3

Distribution du débit : $7,5 \text{ m}^3/\text{d}$ du lundi au jeudi inclusivement, entre 7h et 15h.

Charge organique moyenne de l'effluent : 2000 mg/l DBO_5

Charge organique applicable aux biotours : $1,5 \text{ kg/m}^3/\text{d}$

Une telle répartition du débit rend nécessaire un bassin d'égalisation d'au moins $3/7 * 30$, soit 13 m^3 . Le tableau 5.4 montre que le volume requis pour le traitement de l'effluent industriel n'est pas le facteur limitant la compacité globale du système.

5.6.2 Étapes de traitement additionnelles

D'autres éléments doivent encore compléter les biotours si l'on souhaite en déverser l'effluent au cours d'eau. Premièrement, dans leur configuration actuelle les

biotours rejettent un effluent de type liqueur mixte dont les phases liquides et solides doivent être séparées. On doit donc prévoir, au minimum, un décanteur.

Deuxièmement, dans le cas particulier de l'abattoir Forget, le rejet à traiter est riche en matières grasses et en phosphore. Il faut alors ajouter une étape de dégraissage-déhuilage puisque les biotours, bien qu'elles n'aient pas été perturbées par la présence de graisses lors des essais, ne sont pas conçues pour en faire la dégradation. L'enlèvement du phosphore devrait, quant à lui, peut être se faire par déphosphatation physico-chimique. Cette étape pourrait d'ailleurs remplir la double fonction d'enlèvement du phosphore et de coagulation des particules car, avec les biotours à l'échelle banc d'essai, on n'a pas réussi à atteindre la norme de 30 mg MES / l par simple décantation.

Tableau 5.4 - Volume des biotours et rapport des volumes d'égalisation et de traitement en fonction du nombre de cuvées traitées par jour

Nombre de cuvées par jour	Volume total des tours (m ³)	Rapport vol égalisation / vol réacteur (m ³ /m ³)
2	2,9	4,5
3	1,9	6,8
4	1,4	9,3

CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 CONCLUSION

Les biotours sont efficaces pour enlever la matière organique. Du point de vue de la charge volumique, elles sont équivalentes aux systèmes à boues activées conventionnelles. Elles ont toutefois l'avantage d'être résistantes aux chocs toxiques et une fluctuation du débit ne risque pas d'y provoquer de lessivage de la biomasse grâce à la biomasse bien fixée sur géotextile.

On n'a pas trouvé de relation entre l'application d'une surpression et l'efficacité d'enlèvement de la matière organique. La vitesse de traitement pas plus que la quantité de substrat consommé ne sont influencées par la pression environnante. Le seul effet observé ayant été attribué à la pression est la flottation des particules lors des essais de décantation réalisés sur la liqueur mixte fraîche. En effet, la décantation de liqueur mixte provenant de l'opération des biotours sous 70 kPa donne toujours un profil de décantation dont la zone claire est coincée entre le lit de boue et une couche flottante plus ou moins épaisse. Cette couche résulte probablement du dégazage de la liqueur mixte. Les échantillons de liqueur mixte obtenus sans surpression appliquée, quant à eux, donnent un surnageant exempt de couche flottante.

Il n'a pas été possible, malgré toutes les tentatives, d'obtenir un surnageant de décantation dont la teneur en matières en suspension (MES) et la demande biochimique en oxygène (DBO₅) soient inférieures à 30 mg/l. Cet état de fait limite l'utilisation actuelle possible des biotours au rôle de pré-traitement. L'effluent doit subir un traitement supplémentaire si l'on souhaite le rejeter directement au cours d'eau. On peut très bien, toutefois, installer les biotours comme système de réduction *in-situ* de la charge polluante d'une industrie, avant déversement au réseau d'égout municipal.

Des paramètres de conception et d'opération précis n'ont pu être établis lors de cette phase expérimentale. On dispose cependant de certaines indications concernant la fréquence de transfert du liquide, le débit d'aération et la surface de géotextile requis. Ce que l'on sait :

- Surface de géotextile : Lorsque la charge organique moyenne appliquée est de 32 g / m² de surface de géotextile par jour, les biotours produisent un effluent (liqueur mixte) qui peut être séparé par décantation et dont le surnageant est assez clair. Par contre, avec une charge appliquée moyenne de 82 g/ m²/d, l'effluent obtenu, bien que contenant peu de matière organique soluble, est malodorant, très foncé, trouble et impossible à séparer par simple décantation.
- Fréquence de transfert : Le transfert de la liqueur mixte d'une tour à l'autre permet, en plus d'un auto-nettoyage en continu, d'oxygénérer le biofilm. Les suivis ponctuels réalisés à l'échelle banc d'essai montrent qu'il n'y a pas de différence entre le traitement obtenu en transférant le liquide à toutes les 20 minutes ou à toutes les 5 minutes. Puisque chaque transfert requiert un important volume d'air, il convient d'en réduire la fréquence au minimum pour réduire les coûts d'oxygénéation. De plus, par comparaison avec un pourcentage de transfert d'oxygène typique de 7 %, pour que les biotours soient énergétiquement compétitives, la fréquence de transfert (voir annexe XII) ne doit pas y dépasser 1 aux 12 minutes pour une surpression appliquée de 70kPa (10 psi) et une concentration en matière organique de 2000 mg DBO₅/l.
- Débit d'aération : Les informations disponibles sur le débit d'aération proviennent de l'opération des biotours sous 70 kPa (10 psi) de surpression. Le débit d'air fourni entre les transferts, donc servant à l'oxygénéation de la liqueur mixte et des biofilms des 2 tours, est suffisant lorsqu'il fournit aussi peu que 0,139 g O₂/ min pour une DBO₅ moyenne de 1770 mg/l traitée en 12 heures (volume de 19 l). Le transfert a alors lieu aux 5 minutes. Lorsque l'on fait fonctionner les biotours sans transfert pendant 6 heures, une ration de 6,15 g O₂/ min permet d'obtenir, dans les mêmes conditions, un traitement équivalent.

Le mécanisme théorique de contact/adsorption en milieu liquide suivi d'une dégradation rapide en milieu gazeux sous pression à la base du projet biotours séquencées ne conduit pas aux performances que l'on aurait souhaitées. Des 5 à 10 kg/ m³ /d de matière organique que l'on espérait pouvoir traiter avec les biotours, seuls 1,5 kg/ m³ /d ont pu être appliqués avec un certain succès. La pression ne permet pas, comme le voulait le concept, d'obtenir une plus grande épaisseur active de biofilm résultant d'une meilleure pénétration des fluides dans le biofilm et conduisant à une efficacité de traitement accrue.

Le biotextile spécial utilisé comme support pour le biofilm, bien qu'il soit perméable et son indice des vides soit très élevé, n'abrite pas plus de biomasse (masse de matière volatile par unité de surface) qu'un support plastique ordinaire.

6.2 RECOMMANDATIONS

La phase expérimentale portant sur l'opération d'un système de biotours à l'échelle du banc d'essai a permis d'entrevoir les possibilités et les limites du procédé biotours séquencées. Les expérimentations doivent cependant continuer si l'on espère faire des biotours un procédé viable, concurrentiel. À l'heure actuelle, on ne respecte pas les normes de rejet concernant la DBO₅ et les matières en suspension. Il n'apparaît pas non plus, de façon évidente, que le procédé sera énergétiquement économique.

Dans la recherche d'un moyen pour abaisser la teneur en matières en suspension sous le seuil des 30 mg/l, la flottation à air dissous pourrait être testée comme solution de recharge à la décantation gravitaire. Cette option est suggérée par la propension naturelle à la flottaison de la liqueur mixte sortant des biotours. D'ailleurs, si l'on contrôle bien les conditions de dissolution de l'air, la flottation peut permettre d'obtenir une meilleure séparation que celle obtenue par décantation.

Puisque les essais réalisés dans la récente phase expérimentale étaient de type ponctuel, c'est-à-dire sans attendre l'atteinte d'un équilibre microbiologique, il conviendrait de vérifier l'influence à long terme de certains paramètres. Par exemple, la fréquence de transfert qui n'a pas d'effet immédiat sur la cinétique d'enlèvement pourrait, si elle est trop réduite, s'avérer insuffisante à l'auto-nettoyage du système. Il se pourrait aussi que l'oxygénéation du biofilm attribuable aux fréquents séjours en milieu gazeux soit insuffisante à long terme. Le débit d'aération devrait aussi faire l'objet d'une vérification à plus long terme car si le biofilm est efficace même sous faible aération pendant six heures on ne peut affirmer qu'il le resterait après une période de temps prolongée.

Un modèle plus complet pourrait être développé afin de prédire la performance des biotours sous diverses conditions. Ce modèle devrait considérer la biodégradation réalisée, en milieu liquide, par la biomasse en suspension et la biomasse fixée en plus de la biodégradation réalisée en milieu gazeux par la biomasse fixée. Les contributions respectives des séjours en milieu gazeux et de l'aération de la liqueur mixte à l'oxygénéation de la biomasse devraient être étudiées afin que l'on puisse mieux caractériser le fonctionnement des biotours.

Les caractéristiques mécaniques et rhéologiques du géotextile doivent, enfin, être étudiées. On ne peut se permettre de vendre un procédé dont la principale composante fasse défaut après quelques années seulement. Le remplacement des structures de géotextile au sein des biotours serait coûteux et impliquerait l'arrêt complet du système, un redémarrage et une période d'opération à efficacité réduite. Il est donc très important que le géotextile utilisé et son mécanisme d'attachement soient durables.

RÉFÉRENCES

BAKKE, R., M. G. TRULEAR, J. A. ROBINSON et W. G. CHARACKLIS (1984). Activity of *Pseudomonas aeruginosa* in biofilms: steady state. Biotechnology and Bioengineering, 26, 1418-1424.

BLAIS, J.-F., J.-L. SASSEVILLE, K. MAMOUNY, N. KIBI et H. HAMELIN (1995). Économie d'énergie. Vecteur environnement, 28(2), 26-39.

BENEFIELD, L. D. et C. W. RANDALL (1980). *Biological processes design for wastewater treatment*. Éd. Teleprint Publishing, Charlottesville, Virginia. 526 p.

BENNOIT, H., A. Peter-Fröhlich, V. SCHMIDT et C. SHUSTER (1994). Biological treatment of municipal wastewater in Berlin, using a 10 m deep basin and flotation for secondary clarification. Water Science and Technology, 30(4), 81-88.

CHARACKLIS, W. G. et K. C. MARSHALL (1990). *Biofilms*. Ed. John Wiley & sons, Inc., N.Y., 796 p.

COTÉ M.-H. (1991). Conception et développement d'un bioréacteur aérobie à écoulement lamellaire sur biomasse fixée à un textile non tissé aiguilleté. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

Degrémont (1989). *Mémento technique de l'eau*. 9^e éd., Degrémont Rueil-Malmaison, France. 2 vol., 1460 p.

ELLIS, K.V., G. H. MORTIMER et A. BERKTAY (1992). Biological wastewater treatment under the influence of pressure. Journal of the Institution of Water and Environmental Management, 6(4), 468-474.

GALIL, N., N. STAHL, J.T. NOVAK, M. REBHUN (1991). The influence of mixing on the physical characteristics of biological flocs. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 63(5), 768-772.

GRASMICK, A. et G. M. FAUP (1986). Un pas en avant dans l'intensification des procédés biologiques: la biofiltration. Modélisation et mise en oeuvre. *Journées information eaux*. Poitiers, France. p. 3-12.

HUANG, J.-C. and BATES V.T. (1980) Comparative performance of rotating biological contactors using air and pure oxygen. Journal of Water Pollution Control Federation, 52, 2686-2703.

IFAI (1992). *A Design Primer: Geotextiles and Related Materials*. 1^{re} éd., Industrial Fabric Association International, St-Paul, MN. 104 p.

JENKINS, D., M. G. RICHARD, G. T. DAIGGER (1993). 2^e éd., Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, 193 p.

Metcalf & Eddy, Inc. (1991). *Wastewater engineering: treatment disposal and reuse*. 3^e éd., McGraw-Hill, Inc., New York, 1334 p.

OWEN, W.F. (1982). *Energy in wastewater treatment*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 373 p.

PUJOL, R. et J. P. CANLER (1992). Biosorption and dynamics of populations in activated sludge. Water Research, 26(2), 209-212.

ROBINSON, J. A., M.G. TRULEAR et W.G. CHARACKLIS (1984). Cellular reproduction and extracellular polymer formation by *Pseudomonas aeruginosa* in continuous culture. Biotechnology and Bioengineering, 26, 1409-1417.

SIEGRIST, H. et W. GUJER (1985). Mass transfer mechanisms in a heterotrophic biofilm. Water Research, 19(11), 1369-1378.

SIMKINS, S. et M. ALEXANDER (1984). Models for Mineralization Kinetics with the Variables of Substrate Concentration and Population Density. Applied and Environmental Microbiology, 47(6), 1299-1306.

SUNDARARAJAN, A. et L.-K. JU (1995). Biological Oxygen Transfer Enhancement in Wastewater Treatment Systems. Water Environment Research, 67(5), 848-854.

TCHIO, M. (1997). Biotour Séquencée : Évaluation des géotextiles et de la séparation membranaire solide-liquide. Mémoire de maîtrise, École polytechnique de Montréal, Canada.

TCHOBANOGLOUS, G. et E. D. SCHROEDER (1987). Water Quality. Éd. Addison-Wesley publishing company. 768 p.

TUMÉO, M. A. et T. J. STEPHENS (1996). Oxygen Transfer Efficiency in Small Diffusers. Journal of Environmental Engineering, 122(1), 55-57.

VALENTIS G. et J. LESAVRE (1990). Wastewater treatment by attached-growth micro-organisms on a geotextile support. Water Science and Technology, 22(1/2), 43-51.

WANNER, O. and W. GUJER (1986). A multispecies biofilm model. Biotechnology and Bioengineering, 28, 314-328.

WEF (1990). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Manual of Practice No.11. 3 vols. Water Environment Federation, Alexandria, VA. 1342 p.

WPCF(1988) *O & M Of Trickling Filters, RBCs, and Related Processes*. Manual of Practice OM-10. Water Pollution Control Federation, Alexandria, VA. 139 p.

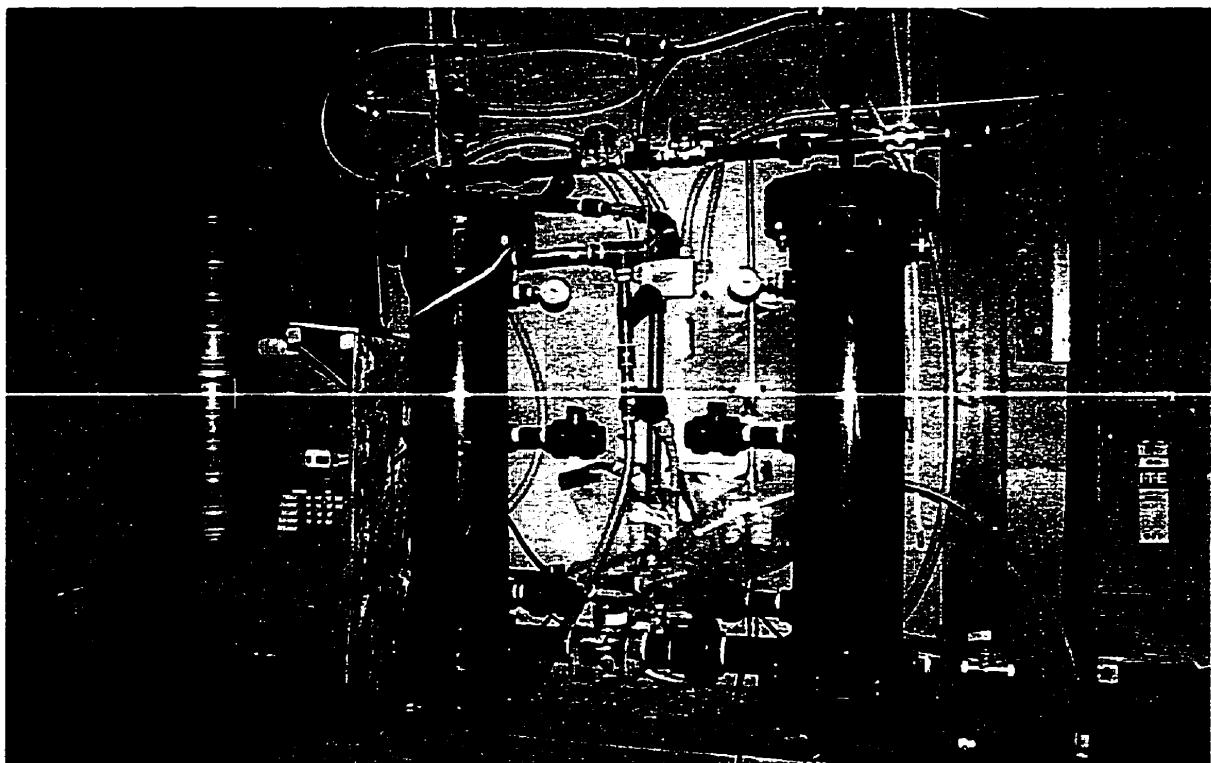
ANNEXE I : Photographies

Photo I.1

Description des photos

Ci-dessus, photo I.1 : système de biotours et panneau de contrôle utilisés pour les essais

Page suivante

- photo I.2 : vue en plongée d'une structure de géotextile tubulaire de la phase 1
- photo I.3 : haut d'une structure de géotextile alvéolé de la phase 2

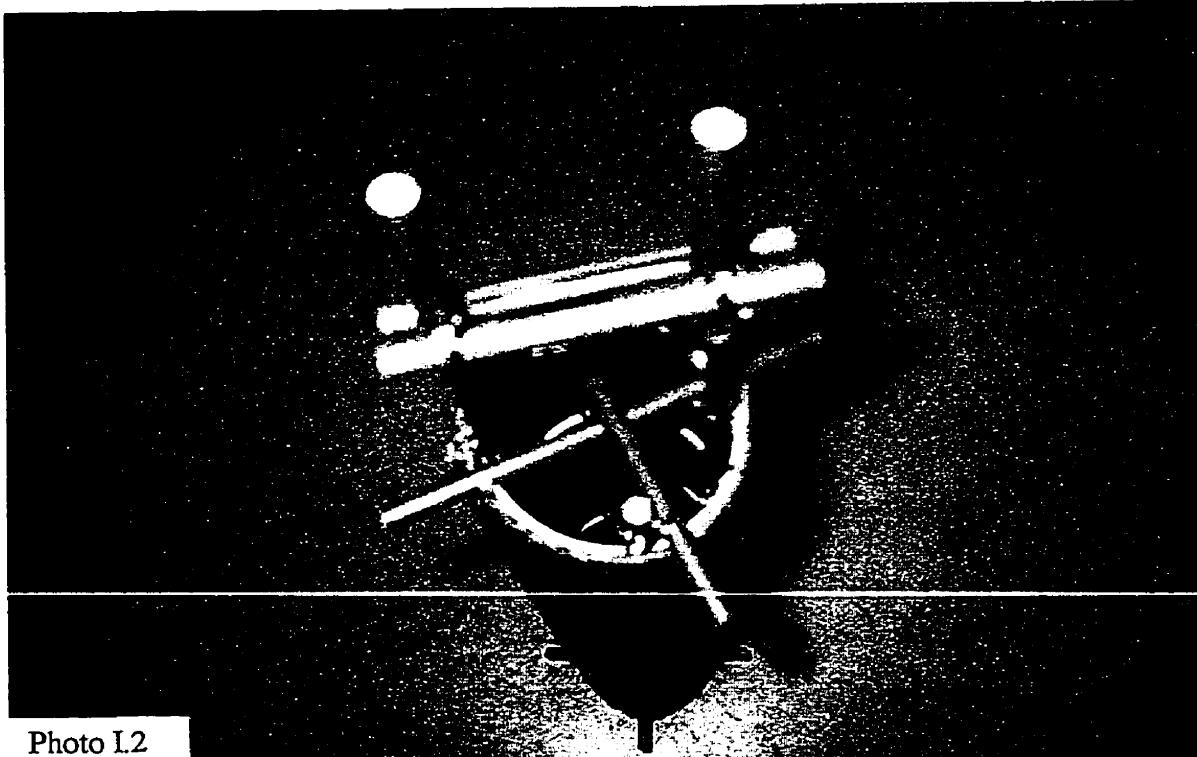
ANNEXE I : Photographies (suite)

Photo I.2

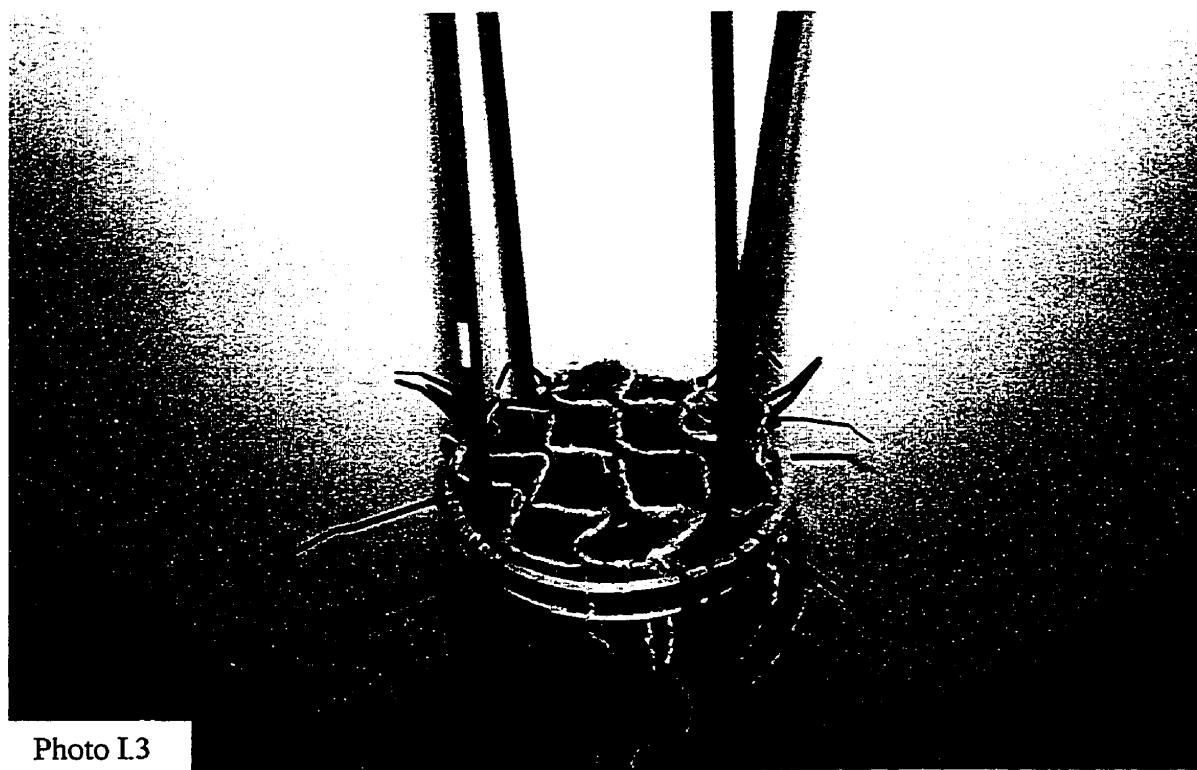


Photo I.3

ANNEXE II: Caractéristiques techniques du géotextile utilisé

Fabricant: **SAGÉOS, Centre des Technologies Géosynthétiques**
3000 rue Bouillé, St-Hyacinthe (Québec) J2S 1H9 Tél: (514) 771-4608

Nom du produit: **P26**

Perméabilité à l'eau: **1,18 cm / s** **Cv=11.1 %**

Permittivité à l'eau: **1,84 s⁻¹** **Cv=9.1 %**

Ouverture de filtration: **164 um**

Résistance à la rupture: **machine: 297,2 N** **Cv=20,5 %**

Allongement à la rupture: **machine: 96,8 %** **Cv=16,2 %**

Masse surfacique: **543 g/m²**

Épaisseur sous 2 kPa: **6,4 mm**

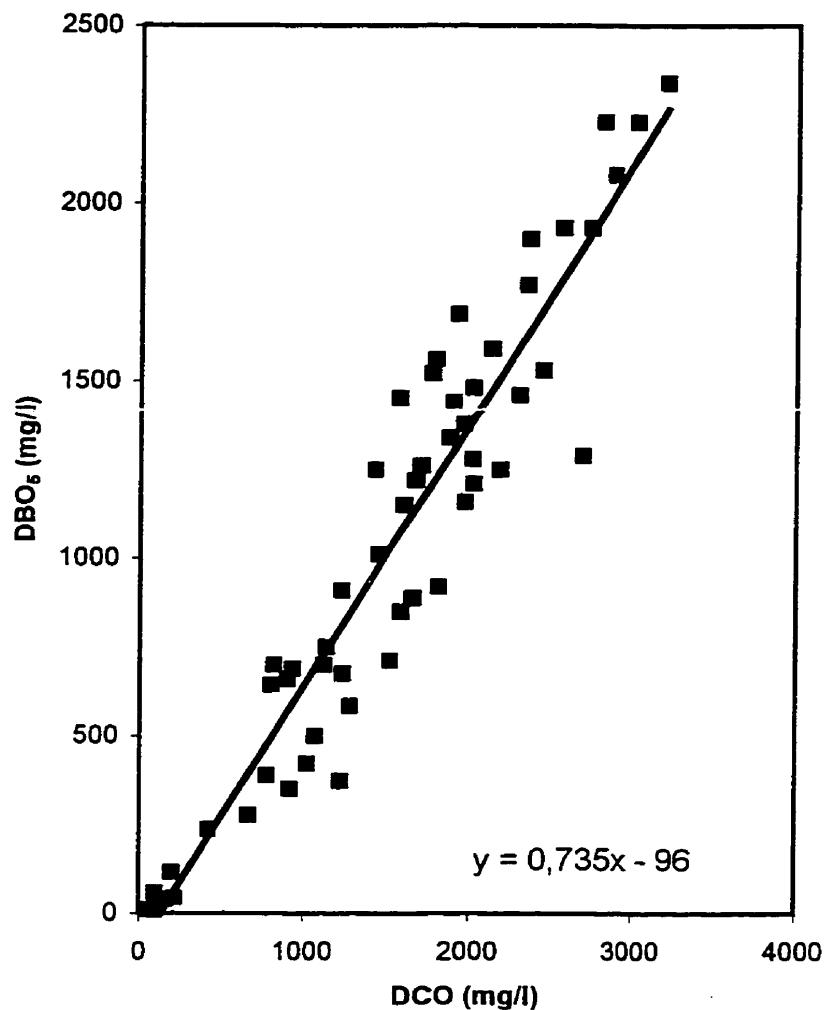
Composition: **polypropylène 60 den: 64,5 %**

viscose 3 den: 5 %

tissu de coton: 21,5 %

tissu de polyester: 9,0 %

ANNEXE III : Corrélation entre la DBO₅ et la DCO de l'affluent et de l'effluent des biotours



ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses

Période				1	1	1	1	1	1	1	1
Date (1997)				8/4	10/4	11/4	15/4	29/4	5/5	6/5	15/5
Jour				5	7	8	12	26	32	33	42
Affluent	unité	F	NF								
MES	mg/l		X								
MVES	mg/l		X								
DCO _t	mg/l		X					4950	5735	3015	3275
DCO _f	mg/l	X		3290	3005	3005	2827	4760	1945	2022	1603
DBO _{5t}	mg/l		X								
DBO _{5f}	mg/l	X									
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X								
NTK _t	mg N/l		X								
NTK _f	mg N/l	X									
P _{totalt}	mg P/l		X								
P _{totalf}	mg P/l	X									
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X								
pH			X								
Effluent											
MES	mg/l		X								
MVES	mg/l		X								
DCO _t	mg/l		X								
DCO _f	mg/l	X		1014	239	278	908	2895	787	338	387
DBO _{5t}	mg/l		X								
DBO _{5f}	mg/l	X									
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X								
NTK _t	mg N/l		X								
NTK _f	mg N/l	X									
P _{totalt}	mg P/l		X								
P _{totalf}	mg P/l	X									
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X								
pH			X								
°	°C		X								
Surnageant											
MES	mg/l		X								
DCOt	mg/l	X									
Vol boue	ml										
IVB	ml/g MES										
Rendement											
R DCO _t	%						81,7	49,5	73,9	89,7	
Rvol	kg DCO _f /m ³ /d						3,23	2,27	1,78	2,35	
Rsur	kg DCO _f /m ² /d						0,170	0,120	0,094	0,124	
R _{MES}	%										

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

Période				1	1	1	1	2	2	2	2
Date (1997)				20/5	23/5	27/5	29/5	10/6	12/6	19/6	26/6
Jour				47	50	54	56	68	70	77	84
Affluent	unité	F	NF								
MES	mg/l		X					290	176	156	412
MVES	mg/l		X					280	169	146	397
DCO _t	mg/l		X		2970	2676	2594	2737	2363	2020	2815
DCO _r	mg/l	X		1069	2188		1855	2303	1900	1454	2022
DBO _{5t}	mg/l		X					1930	1900	1280	2230
DBO _{5r}	mg/l	X						1460	1440	1010	1480
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X					84,6	29,7	20,2	19,6
NTK _t	mg N/l		X					253	254	150	210
NTK _r	mg N/l	X						217	219	133	185
Ptotal _t	mg P/l		X					27,6	36,7	22,2	10,6
Ptotal _r	mg P/l	X						25,2	34,4	20,8	8,6
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X					434	242	220	276
pH			X					7,1	7,1	7,04	7,19
Effluent											
MES	mg/l		X					770	555	659	892
MVES	mg/l		X					730	510	598	850
DCO _t	mg/l		X					1533	1238	1282	1665
DCO _r	mg/l	X		160	250	216	223	216	420	125	151
DBO _{5t}	mg/l		X					712	676	584	888
DBO _{5r}	mg/l	X						44	235	32	40
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X					119,8	120,4	90,7	110
NTK _t	mg N/l		X					222	218	165	193
NTK _r	mg N/l	X						133	152	90,7	98,8
Ptotal _t	mg P/l		X					26,6	32	14,02	11,5
Ptotal _r	mg P/l	X						14,3	22,9	10,6	1,65
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X					640	564	454	596
pH			X					7,6	7,8	7,6	7,72
T°	°C	X						21	22,5	22	23,5
Surnageant											
MES	mg/l		X								
DCOt	mg/l		X								
Vol boue	ml										
IVB	ml/g MES										
Rendement											
R DCO _t	%			91,6	91,9	91,4	92,1	82,2	93,8	94,6	
Rvol	kg DCO _r /m ³ /d			2,18	1,97	1,90	2,02	1,55	1,52	2,13	
Rsur	kg DCO _r /m ² /d			0,115	0,104	0,100	0,106	0,082	0,080	0,112	
R _{MES}	%										

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

Période			2	2	3	3	3	3	3	5
Date (1997)			27/6	3/7	4/7	9/7	10/7	11/7	15/7	5/8
Jour			85	91	92	97	98	99	103	124
Affluent	unité	F	NF							
MES	mg/l		X	389	223	190	164	166	430	358
MVES	mg/l		X	366	209	160	152	154	401	330
DCOt	mg/l		X	2690	3027	2882	2099	1928	2132	1711
DCOr	mg/l	X		1965	2349	2566	1434	1586	1125	935
DBO _{5t}	mg/l		X	2190	2230	2080		1690	1590	1260
DBO _{5f}	mg/l	X		1380	1770	1930	1250	1450	700	690
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X	25,2	21,8	23	35,3	38,6	15,7	28
NTK _t	mg N/l		X	202	217	236	177	177	136	125
NTK _r	mg N/l	X		168	99,8	121	180	180	104	97,9
P _{total,t}	mg P/l		X	9,75	39,5	36,1	31,5	31,5	30,1	30,7
P _{total,r}	mg P/l	X		8,11	20,5	35,1	30,2	30,2	28,3	28,8
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X	286	222	220	224	240	162	184
pH			X	7,01	6,81	6,84	6,88	6,94	6,94	6,88
Effluent										
MES	mg/l		X	561	1067	840	692	934	702	667
MVES	mg/l		X	528	942	748	634	866	650	644
DCOt	mg/l		X	1650	1816	1974	902	1231	1142	1073
DCOr	mg/l	X		662	156	800	199	96,5	118	97
DBO _{5t}	mg/l		X		920	1160	660	910	750	500
DBO _{5f}	mg/l	X		276	38	644	116	58	40	8
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X	104,7	109,8	123	123	125	95,8	59,9
NTK _t	mg N/l		X	195	233	235	175	197	156	118
NTK _r	mg N/l	X		130	218	149	115	116	90	55,4
P _{total,t}	mg P/l		X	8,72	35,7	39,4	32,5	35	31,8	32,05
P _{total,r}	mg P/l	X		0,42	33,6	27,9	20,9	20,8	22,1	22,6
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X	568	538	556	538	580	450	316
pH			X	7,72	7,87	7,68	7,69	7,8	7,75	7,73
T°	°C	X		23	26,5	24,5	24	24,5	25	25,5
Surnageant										
MES	mg/l	X								
DCOt	mg/l	X								
Vol boue	ml									
IVB	ml/g MES									
Rendement										
R DCO _t	%			75,4	94,8	72,2	90,5	95,0	94,5	94,9
Rvol	kg DCO _t /m ³ /d			1,62	2,30	1,67	1,52	1,47	1,61	1,29
Rsur	kg DCO _t /m ² /d			0,085	0,121	0,088	0,080	0,077	0,085	0,068
R _{MES}	%									

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

Période				5	5	5			5		
Date (1997)				7/8	11/8	12/8	18/8	20/8	2/9	3/9	16/9
Jour				126	130	131	137	139	152	153	166
Affluent	unité	F	NF								
MES	mg/l		X	219	234	162			527		392
MVES	mg/l		X	207	213	150			460		370
DCO _t	mg/l		X	2185	1796	1777	2120	2093	3211	3211	2873
DCO _r	mg/l	X		1599	1684	1612	1055	1029	1882	1882	1753
DBO _{5t}	mg/l		X	1250	1560	1520			2340		
DBO _{5r}	mg/l	X		850	1220	1150			1340		
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X	23,5	47,6	51,5			93		
NTK _t	mg N/l		X	170	170	170			200		
NTK _r	mg N/l	X		150	140	140			171		
Ptotal _t	mg P/l		X	37,7	39	39			38,9		
Ptotal _r	mg P/l	X		36	36	38,6			36,9		
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X	290	346	340					
pH			X	7,29	7,43	7,71					
Effluent											
MES	mg/l		X	890	511	521			584		1729
MVES	mg/l		X	820	490	475			525		1586
DCO _t	mg/l		X	1224	772	816	1303	1343	919	919	2562
DCO _r	mg/l	X		121	58	92	115	76	86	86	100
DBO _{5t}	mg/l		X	372	388	700			350		
DBO _{5r}	mg/l	X		0,1	11	11			9,4		
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X	38,1	29,7	35,3			101,9		
NTK _t	mg N/l		X	117	79	80,7			144		
NTK _r	mg N/l	X		34,1	27,2	33,3			85,6		
Ptotal _t	mg P/l		X	23,6	39,9	40,1			38		
Ptotal _r	mg P/l	X		14,9	22,1	22,3			29		
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X		318	330					
pH			X	7,69	7,8	7,79					
T°	°C	X		23	24	23			22		
Surnageant											
MES	mg/l	X									148
DCOt	mg/l	X							324	386	
Vol boue	ml										
IVB	ml/g MES										
Rendement											
R DCO _t	%			94,5	96,8	94,8	94,6	96,4	97,3	97,3	96,5
Rvol	kg DCO _t /m ³ /d			1,60	1,35	1,31	1,55	1,56	2,42	2,42	2,15
Rsur	kg DCO _t /m ² /d			0,041	0,035	0,034	0,040	0,040	0,062	0,062	0,055
R _{MES}	%										91

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

Période					6a	6a	6b	6b	6c	6c	6c
Date (1997)				18/9	19/9	23/9	6/10	10/10	14/10	20/10	22/10
Jour				168	169	173	186	190	194	200	202
Affluent	unité	F	NF								
MES	mg/l		X	391	368						
MVES	mg/l		X	366	341						
DCO _t	mg/l		X	2688	2735	2890		2890			2605
DCO _r	mg/l	X		1778	1560	1730		1730			1684
DBO _{5t}	mg/l		X								
DBO _{5r}	mg/l	X									
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X								
NTK _t	mg N/l		X								
NTK _r	mg N/l	X									
Ptotal _t	mg P/l		X								
Ptotal _r	mg P/l	X									
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X								
pH			X								
Effluent											
MES	mg/l		X	1063	1690	1114	850	979	1255	1270	1157
MVES	mg/l		X	975	1552	1036	800	895	1155	1175	1057
DCO _t	mg/l		X		2500						1243
DCO _r	mg/l	X		112	111	89		89			258
DBO _{5t}	mg/l		X								
DBO _{5r}	mg/l	X									
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X								
NTK _t	mg N/l		X								
NTK _r	mg N/l	X									
Ptotal _t	mg P/l		X								
Ptotal _r	mg P/l	X									
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X								
pH			X								
°	°C		X								
Surnageant											
MES	mg/l		X	103	100	79	64	50		80	56
DCO _t	mg/l		X								202
Vol boue	ml			90	260					340	340
IVB	ml/g MES			85	168					268	294
Rendement											
R DCO _t	%			95,8	95,9	96,9		96,9			90,1
Rvol	kg DCO _t /m ³ /d			2,00	2,01	2,15		2,15			1,80
Rsur	kg DCO _t /m ² /d			0,051	0,050	0,053		0,053			0,044
R _{MES}	%			90	94	93	92	95		94	95

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

Période				6c		6d	6d		6b	6b	6e
Date (1997)				23/10	28/10	29/10	30/10	3/11	4/11	6/11	18/11
Jour				203	208	209	210	214	215	217	229
Affluent	unité	F	NF								
MES	mg/l		X		493	385	363	539	391	383	
MVES	mg/l		X		460	363	335	494	377	358	
DCOt	mg/l		X		2121	2737	2737	2800	2620	3880	
DCOr	mg/l	X			2132	1881	1803	2790	1460	1565	
DBO _{5t}	mg/l		X								
DBO _{5f}	mg/l	X									
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X								
NTK _t	mg N/l		X								
NTK _r	mg N/l	X									
Ptotal _t	mg P/l		X								
Ptotal _r	mg P/l	X									
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X								
pH			X								
Effluent											
MES	mg/l		X	1332	710	1432	1169	1056	1658	1280	
MVES	mg/l		X	1251	670		1088	920	1587	1182	
DCOt	mg/l		X		1395	2815	1447	1130	2790	1550	
DCOr	mg/l	X			192	318	97	134	121	95	
DBO _{5t}	mg/l		X								
DBO _{5f}	mg/l	X									
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X								
NTK _t	mg N/l		X								
NTK _r	mg N/l	X									
Ptotal _t	mg P/l		X								
Ptotal _r	mg P/l	X									
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X								
pH			X								
T°	°C		X								
Surageant											
MES	mg/l	X		58	200	174	166	245	294	162	94
DCOt	mg/l	X			403	318	382	595	526	339	
Vol boue	ml			400	45	300	225				
IVB	ml/g MES			300	63	209	192				
Rendement											
R DCO _t	%				90,9	88,4	96,5	95,2	95,4	97,6	
Rvol	kg DCO _t /m ³ /d				1,48	1,85	2,02	2,04	1,91	2,90	
Rsur	kg DCO _t /m ² /d				0,036	0,046	0,050	0,050	0,047	0,071	
R _{MES}	%				96	72	88	86	77	82	87

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

Période				6e	6e	6e	6e	6e	6e	6e
Date (1997)				20/11	25/11	26/11	28/11	8/12	9/12	10/12
Jour				231	236	237	239	249	250	251
Affluent	unité	F	NF							
MES	mg/l		X		686	555	578	324	561	
MVES	mg/l		X		629	525	534	293	530	
DCOt	mg/l		X		3400	3910	2770	2665	3075	
DCOf	mg/l	X			1590	3270	2225	1580	1675	
DBO _{5t}	mg/l		X							
DBO _{5r}	mg/l	X								
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X							
NTK _t	mg N/l		X							
NTK _r	mg N/l	X								
Ptotal _t	mg P/l		X							
Ptotal _r	mg P/l	X								
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X							
pH			X							
Emissaire										
MES	mg/l		X	3236	2584	2373	3280	3020	2120	3080
MVES	mg/l		X	2909	2359	2191	3000	2780	1800	2780
DCOt	mg/l		X		3880	3485	5120	4800	3950	
DCOf	mg/l	X			117	95	90	109		
DBO _{5t}	mg/l		X							
DBO _{5r}	mg/l	X								
NH ₃ -NH ₄	mg/l		X							
NTK _t	mg N/l		X							
NTK _r	mg N/l	X								
Ptotal _t	mg P/l		X							
Ptotal _r	mg P/l	X								
Alc.	mg CaCO ₃ /l		X							
pH			X							
Température	°C		X							
Surnageant										
MES	mg/l		X	93	60	555	292			
DCOt	mg/l		X							
Vol boue	ml			600	750	350	575			
IVB	ml/g MES			185	290	147	175			
Rendement										
R DCO _t	%				96,6	97,6	96,8	95,9		
Rvol	kg DCO _t /m ³ /d				3,49	4,06	2,85	2,72		
Rsur	kg DCO _t /m ² /d				0,086	0,100	0,070	0,067		
R _{MES}	%			97	98	77	91			

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse

Période	1	1	1	1	1	1	1
Date (1997)	8/4	10/4	11/4	15/4	29/4	5/5	6/5
jour	5	7	8	12	26	32	33
Validation							
Bilan P (%)							
% N_{amm}/NTK_t aff							
% N_{amm}/NTK_t eff							
Bilan N (%)							
Interprétation							
% ammonification							
Yobs							
(g MVES formées/g DBO _{5t} enlevées)							
P _r enlevé / MVES formées (%)							
NTK _r enlevé / MVES formées (%)							
g DCO/g MES affluent							
g DCO/g MES effluent							
MVES/MES affluent							
MVES/MES effluent							
kg DBO _{5t} appliquée /m ³ /d							
kg DCO _t appliquée /m ³ /d				3,96	4,59	2,41	2,62
% augmentation alcalinité							
% enlèvement DBO ₅							
% enlèvement DCO				81,7	49,5	73,9	89,7
kg DBO ₅ enlevée /m ³ /d							
kg DBO ₅ enlevée /m ² surface /d							
kg DCO enlevée /m ³ /d				3,23	2,27	1,78	2,35
kg DCO enlevée /m ² surface /d				0,170	0,120	0,094	0,124
Interprétation en unités impériales							
lb DBO _{5t} appliquée /1000 pi ³ /d							
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d				248	287	151	164
lb DBO ₅ enlevée /1000 pi ³ /d							
lb DBO ₅ enlevée/1000 pi ² surface /d							
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d				202	142	111	147
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d				34,8	24,4	19,2	25,3

ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse (suite)

Période	1	1	1	1	1	2	2
Date (1997)	15/5	20/5	23/5	27/5	29/5	10/6	12/6
jour	42	47	50	54	56	68	70
Validation							
Bilan P (%)						96,4	87,2
% N _{amm} /NTK _{t aff}						33,4	11,7
% N _{amm} /NTK _{t eff}						54,0	55,2
Bilan N (%)						87,7	85,8
Interprétation							
% ammonification						42	305
Yobs						0,32	0,28
(g MVES formées/g DBO _{5f} enlevées)							
P _f enlevé / MVES formées (%)						2,4	3,4
NTK _t enlevé / MVES formées (%)						18,7	19,6
g DCO/g MES affluent						1,50	2,63
g DCO/g MES effluent						1,04	1,31
MVES/MES affluent						0,97	0,96
MVES/MES effluent						0,95	0,92
kg DBO _{5t} appliquée /m ³ /d						1,54	1,52
kg DCO _t appliquée /m ³ /d		2,38	2,14	2,08	2,19	1,89	
% augmentation alcalinité						47	133
% enlèvement DBO ₅						97,7	87,6
% enlèvement DCO		91,6	91,9	91,4	92,1	82,2	
kg DBO ₅ enlevée /m ³ /d						1,51	1,33
kg DBO ₅ enlevée /m ² surface /d						0,079	0,070
kg DCO enlevée /m ³ /d		2,18	1,97	1,90	2,02	1,55	
kg DCO enlevée /m ² surface /d		0,115	0,104	0,100	0,106	0,082	
Interprétation en unités impériales							
lb DBO _{5t} appliquée /1000 pi ³ /d						97	95
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d		149	134	130	137	118	
lb DBO ₅ enlevée /1000 pi ³ /d						94	83
lb DBO ₅ enlevée/1000 pi ² surface /d						16,2	14,3
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d		136	123	119	126	97	
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d		23,4	21,2	20,4	21,7	16,7	

ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse (suite)

Période	2	2	2	2	3	3	3
Date (1997)	19/6	26/6	27/6	3/7	4/7	9/7	10/7
jour	77	84	85	91	92	97	98
Validation							
Bilan P (%)	63,2	108,5	89,4	90,4	109,1	103,2	111,1
% N _{amm} /NTK _{t aff}	13,5	9,3	12,5	10,0	9,7	19,9	21,8
% N _{amm} /NTK _{t eff}	55,0	57,0	53,7	47,1	52,3	70,3	63,5
Bilan N (%)	110,0	91,9	96,5	107,4	99,6	98,9	111,3
Interprétation							
% ammonification	349	461	315	404	435	248	224
Y _{obs} (g MVES formées/g DBO _{5t} enlevées)	0,46	0,31	0,15	0,42	0,46	0,43	0,51
P _t enlevé / MVES formées (%)	2,3	1,5	4,7	-1,8	1,2	1,9	1,3
NTK _t enlevé / MVES formées (%)	9,4	19,0	23,5	-16,1	-4,8	13,5	9,0
g DCO/g MES affluent	3,63	1,92	1,86	3,04	1,66	4,05	2,06
g DCO/g MES effluent	1,04	0,91	2,00	0,82	1,46	0,39	0,39
MVES/MES affluent	0,94	0,96	0,94	0,94	0,84	0,93	0,93
MVES/MES effluent	0,91	0,95	0,94	0,88	0,89	0,92	0,93
kg DBO _{5t} appliquée /m ³ /d	1,02	1,78	1,75	1,78	1,66		1,35
kg DCO _t appliquée /m ³ /d	1,62	2,25	2,15	2,42	2,31	1,68	1,54
% augmentation alcalinité	106	116	99	142	153	140	142
% enlèvement DBO ₅	97,5	98,2	87,4	98,3	69,0		96,6
% enlèvement DCO	93,8	94,6	75,4	94,8	72,2	90,5	95,0
kg DBO ₅ enlevée /m ³ /d	1,00	1,75	1,53	1,75	1,15		1,31
kg DBO ₅ enlevée /m ² surface /d	0,053	0,092	0,081	0,092	0,061		0,069
kg DCO enlevée /m ³ /d	1,52	2,13	1,62	2,30	1,67	1,52	1,47
kg DCO enlevée /m ² surface /d	0,080	0,112	0,085	0,121	0,088	0,080	0,077
Interprétation en unités impériales							
lb DBO _{5t} appliquée /1000 pi ³ /d	64	112	110	112	104		85
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d	101	141	135	151	144	105	96
lb DBO ₅ enlevée /1000 pi ³ /d	62	110	96	110	72		82
lb DBO ₅ enlevée/1000 pi ² surface /d	10,7	18,8	16,5	18,9	12,4		14,0
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d	95	133	101	144	104	95	92
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d	16,3	22,9	17,4	24,7	17,9	16,3	15,8

ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse (suite)

Période	3	3	5	5	5	5	
Date (1997)	11/7	15/7	5/8	7/8	11/8	12/8	18/8
jour	99	103	124	126	130	131	137
Validation							
Bilan P (%)	105,6	104,4	98,8	62,6	102,3	102,8	
% N _{amm} /NTK _{t aff}	11,5	22,4	24,2	13,8	28,0	30,3	
% N _{amm} /NTK _{t eff}	61,4	50,8	28,2	32,6	37,6	43,7	
Bilan N (%)	114,7	94,4	62,4	68,8	46,5	47,5	
Interprétation							
% ammonification	510	114	-27	62	-38	-31	
Yobs	0,38	0,46			0,23	0,29	
(g MVES formées/g DBO _{5t} enlevées)							
P _f enlevé / MVES formées (%)	2,5	2,0	1,6	3,4	5,0	5,0	
NTK _f enlevé / MVES formées (%)	5,6	13,5	23,9	18,9	40,7	32,8	
g DCO/g MES affluent	2,34	2,17	2,59	2,68	0,48	1,02	
g DCO/g MES effluent	0,70	0,64	0,24	0,45	0,55	0,65	
MVES/MES affluent	0,93	0,92	0,94	0,95	0,91	0,93	
MVES/MES effluent	0,93	0,97	0,91	0,92	0,96	0,91	
kg DBO _{5t} appliquée /m ³ /d	1,27	1,01	1,19	0,97	1,21	1,18	
kg DCO _t appliquée /m ³ /d	1,71	1,37	1,90	1,69	1,39	1,38	1,64
% augmentation alcalinité	178	72	-15		-8	-3	
% enlèvement DBO ₅	97,5	99,4			99,3	99,3	
% enlèvement DCO	94,5	94,3	94,9	94,5	96,8	94,8	94,6
kg DBO ₅ enlevée /m ³ /d	1,24	1,00			1,20	1,17	
kg DBO ₅ enlevée /m ² surface /d	0,065	0,053			0,031	0,030	
kg DCO enlevée /m ³ /d	1,61	1,29	1,80	1,60	1,35	1,31	1,55
kg DCO enlevée /m ² surface /d	0,085	0,068	0,046	0,041	0,035	0,034	0,040
Interprétation en unités impériales							
lb DBO _{5t} appliquée /1000 pi ³ /d	80	63	74	61	76	74	
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d	107	86	119	106	87	86	103
lb DBO ₅ enlevée /1000 pi ³ /d	78	63			75	73	
lb DBO ₅ enlevée/1000 pi ² surface /d	13,3	10,8			6,3	6,1	
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d	101	81	113	100	84	82	97
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d	17,3	13,9	9,4	8,4	7,1	6,8	8,2

ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse (suite)

Période		5			6a	6a
Date (1997)		20/8	2/9	3/9	16/9	18/9
jour		139	152	153	166	168
Validation						
Bilan P (%)		97,7				
% N _{amm} /NTK _{t aff}		46,5				
% N _{amm} /NTK _{t eff}		70,8				
Bilan N (%)		72,0				
Interprétation						
% ammonification		10				
Y _{obs}		0,05				
(g MVES formées/g DBO _{5t} enlevées)						
P _r enlevé / MVES formées (%)		12,2				
NTK _r enlevé / MVES formées (%)		131,4				
g DCO/g MES affluent		2,52		2,86	2,33	3,19
g DCO/g MES effluent		0,67		0,56		0,56
MVES/MES affluent		0,87		0,94	0,94	0,93
MVES/MES effluent		0,90		0,92	0,92	0,92
kg DBO _{5t} appliquée /m ³ /d		1,81				
kg DCO _t appliquée /m ³ /d	1,62	2,49	2,49	2,23	2,08	2,09
% augmentation alcalinité						
% enlèvement DBO ₅		99,6				
% enlèvement DCO	96,4	97,3	97,3	96,5	95,8	95,9
kg DBO ₅ enlevée /m ³ /d		1,81				
kg DBO ₅ enlevée /m ² surface /d		0,046				
kg DCO enlevée /m ³ /d	1,56	2,42	2,42	2,15	2,00	2,01
kg DCO enlevée /m ² surface /d	0,040	0,062	0,062	0,055	0,051	0,050
Interprétation en unités impériales						
lb DBO _{5t} appliquée /1000 pi ³ /d		113				
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d	101	156	156	139	130	131
lb DBO ₅ enlevée /1000 pi ³ /d		113				
lb DBO ₅ enlevée/1000 pi ² surface /d		9,5				
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d	98	151	151	134	125	126
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d	8,2	12,7	12,7	11,3	10,5	10,1

ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse (suite)

Période	6b	6b	6c	6c	6c	6c	
Date (1997)	6/10	10/10	14/10	20/10	22/10	23/10	28/10
jour	186	190	194	200	202	203	208
Validation							
Bilan P (%)							
% N _{amm} /NTK _{t aff}							
% N _{amm} /NTK _{t eff}							
Bilan N (%)							
Interprétation							
% ammonification							
Y _{obs}							
(g MVES formées/g DBO _{5f} enlevées)							
P _f enlevé / MVES formées (%)							
NTK _f enlevé / MVES formées (%)							
g DCO/g MES affluent							-0,02
g DCO/g MES effluent					0,16		1,02
MVES/MES affluent							0,93
MVES/MES effluent	0,94	0,91	0,92	0,93	0,91	0,94	0,94
kg DBO _{5t} appliquée /m ³ /d							
kg DCO _t appliquée /m ³ /d		2,21			2,00		1,62
% augmentation alcalinité							
% enlèvement DBO ₅							
% enlèvement DCO		96,9			90,1		90,9
kg DBO ₅ enlevée /m ³ /d							
kg DBO ₅ enlevée /m ² surface /d							
kg DCO enlevée /m ³ /d		2,15			1,80		1,48
kg DCO enlevée /m ² surface /d		0,053			0,044		0,036
Interprétation en unités impériales							
lb DBO _{5t} appliquée /1000 pi ³ /d							
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d		138			125		102
lb DBO ₅ enlevée /1000 pi ³ /d							
lb DBO ₅ enlevée/1000 pi ² surface /d							
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d		134			112		92
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d		10,8			9,0		7,4

ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse (suite)

Période	6d	6d		6b	6b	6e	6e
Date (1997)	29/10	30/10	3/11	4/11	6/11	18/11	20/11
jour	209	210	214	215	217	229	231
Validation							
Bilan P (%)							
% N _{amm} /NTK _{t aff}							
% N _{amm} /NTK _{t eff}							
Bilan N (%)							
Interprétation							
% ammonification							
Yobs							
(g MVES formées/g DBO _{5t} enlevées)							
P _t enlevé / MVES formées (%)							
NTK _t enlevé / MVES formées (%)							
kg DCO/kg MES affluent	2,22	2,57	0,02	2,97	6,04		
kg DCO/kg MES effluent	1,97	0,31	0,20	0,73	0,29		
MVES/MES affluent	0,94	0,92	0,92	0,96	0,93		
MVES/MES effluent		0,93	0,87	0,96	0,92		0,90
kg DBO _{5t} appliquée /m ³ /d							
kg DCO _t appliquée /m ³ /d	2,10	2,10	2,14	2,01	2,97		
% augmentation alcalinité							
% enlèvement DBO ₅							
% enlèvement DCO	88,4	96,5	95,2	95,4	97,6		
kg DBO ₅ enlevée /m ³ /d							
kg DBO ₅ enlevée /m ² surface /d							
kg DCO enlevée /m ³ /d	1,85	2,02	2,04	1,91	2,90		
kg DCO enlevée /m ² surface /d	0,046	0,050	0,050	0,047	0,071		
Interprétation en unités impériales							
lb DBO _{5t} appliquée /1000 pi ³ /d							
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d	131	131	134	125	186		
lb DBO ₅ enlevée /1000 pi ³ /d							
lb DBO ₅ enlevée/1000 pi ² surface /d							
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d	116	126	128	120	181		
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d	9,3	10,2	10,3	9,6	14,6		

ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse (suite)

Période	6e	6e	6e	6e	6e	6e
Date (1997)	25/11	26/11	28/11	8/12	9/12	10/12
jour	236	237	239	249	250	251
Validation						
Bilan P (%)						
% N _{amm} /NTK _{t aff}						
% N _{amm} /NTK _{t eff}						
Bilan N (%)						
Interprétation						
% ammonification						
Yobs						
(g MVES formées/g DBO _{5t} enlevées)						
P _f enlevé / MVES formées (%)						
NTK _f enlevé / MVES formées (%)						
g DCO/g MES affluent	2,64	1,15	0,94	3,35	2,50	
g DCO/g MES effluent	0,59	0,55	0,65	0,67	1,01	
MVES/MES affluent	0,92	0,95	0,92	0,90	0,94	
MVES/MES effluent	0,91	0,92	0,91	0,92	0,85	0,90
kg DBO _{5t} appliquée /m ³ /d						
kg DCO _t appliquée /m ³ /d	3,62	4,16	2,95	2,84	3,27	
% augmentation alcalinité						
% enlèvement DBO ₅						
% enlèvement DCO	96,6	97,6	96,8	95,9		
kg DBO ₅ enlevée /m ³ /d						
kg DBO ₅ enlevée /m ² surface /d						
kg DCO enlevée /m ³ /d	3,49	4,06	2,85	2,72		
kg DCO enlevée /m ² surface /d	0,086	0,100	0,070	0,067		
Interprétation en unités impériales						
lb DBO _{5t} appliquée /1000 pi ³ /d						
lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d	226	260	184	177	204	
lb DBO ₅ enlevée /1000 pi ³ /d						
lb DBO ₅ enlevée/1000 pi ² surface /d						
lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d	218	254	178	170		
lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d	17,6	20,4	14,3	13,7		

ANNEXE VI: Équations de calcul des paramètres de validation et d'interprétation

$$\text{Bilan P (\%)} = 100 * \frac{P_{t_{\text{eff}}}}{P_{t_{\text{aff}}}}$$

$$\% \text{ N}_{\text{amm}} / \text{TKN}_t = 100 * \frac{[\text{NH}_3 - \text{NH}_4]}{\text{TKN}_t}$$

$$\text{Bilan N (\%)} = 100 * \frac{\text{TKN}_{t_{\text{eff}}}}{\text{TKN}_{t_{\text{aff}}}}$$

$$\% \text{ ammonification} = 100 * \frac{([\text{NH}_3 - \text{NH}_4]_{\text{eff}} - [\text{NH}_3 - \text{NH}_4]_{\text{aff}})}{[\text{NH}_3 - \text{NH}_4]_{\text{aff}}}$$

$$Y_{\text{obs}} (\text{g MVES formées} / \text{g DBO}_5 \text{ filtrée enlevée}) = \frac{(\text{MVES}_{\text{eff}} - \text{MVES}_{\text{aff}})}{(\text{DBO}_{5\text{f aff}} - \text{DBO}_{5\text{f eff}})}$$

$$P_{t_f} \text{ enlevé} / \text{g MVES formées (\%)} = 100 * \frac{(P_{t_f \text{aff}} - P_{t_f \text{eff}})}{(\text{MVES}_{\text{eff}} - \text{MVES}_{\text{aff}})}$$

$$NTK_f \text{ enlevé} / \text{g MVES formées (\%)} = 100 * \frac{(NTK_{f \text{aff}} - NTK_{f \text{eff}})}{(\text{MVES}_{\text{eff}} - \text{MVES}_{\text{aff}})}$$

$$\% \text{ augmentation alcalinité} = 100 * \frac{(\text{alc}_{\text{eff}} - \text{alc}_{\text{aff}})}{\text{alc}_{\text{aff}}}$$

$$\text{mg DCO}_{\text{aff}} / \text{mg MES}_{\text{aff}} = \frac{(\text{DCO}_{t_{\text{aff}}} - \text{DCO}_{f_{\text{aff}}})}{\text{MES}_{\text{aff}}}$$

$$\text{kg DBO}_{5t} \text{ appliquée} / \text{m}^3 / d = Q (l) * \frac{\text{DBO}_{5t \text{aff}} (\text{mg/l})}{(1000 * V_{\text{réact.}} (l))}$$

$$\% \text{ enlèvement DBO}_5 = 100 * \frac{(\text{DBO}_{5t \text{aff}} - \text{DBO}_{5f \text{eff}})}{\text{DBO}_{5t \text{aff}}}$$

$$\text{kg DBO}_5 \text{ enlevée} / \text{m}^3 / d = Q (l) * \frac{(\text{DBO}_{5t \text{aff}} (\text{mg/l}) - \text{DBO}_{5f \text{eff}} (\text{mg/l}))}{(1000 * V_{\text{réact.}} (l))}$$

$$\text{kg DBO}_5 \text{ enlevée} / 1000 \text{ m}^2 / d = Q (l) * \frac{(\text{DBO}_{5t \text{aff}} (\text{mg/l}) - \text{DBO}_{5f \text{eff}} (\text{mg/l}))}{(10^6 * A_t (\text{m}^2))}$$

$$\text{lb} / 1000 \text{ pi}^3 / d = 62,5 * \text{kg} / \text{m}^3 / d$$

$$\text{lb} / 1000 \text{ pi}^2 / d = 204,1 * \text{kg} / \text{m}^2 / d$$

$$F / M = (Q (l) * \text{DBO}_{5t}) / ((V_{\text{mort}} + \frac{1}{2} V_{\text{réact.}}) * \text{MVES}_{\text{éq}})$$

$$\text{Où MVES}_{\text{éq}} = \text{MES}_{\text{eff}} + (\text{MV}_t (\text{mg}) / (V_{\text{mort}} + \frac{1}{2} V_{\text{réact.}}))$$

ANNEXE VII: Volumes, bilans des volumes et surfaces relatifs aux différentes périodes d'opération

Volumes et surfaces

Période	Surface totale d'accrochage A_t (m ²)	Volume des cuvées $V_{cuvée}$ (l)	Volume utile de réacteur $V_{réact}$ (l)	Volume mort V_{mort} (l)	Volume recirculé V_{recirc} (l)
2 et 3	1,044	22	55	5,5	-
5	1,908	19	49	5,5	-
6a à 6d	1,908	18	47	5,5	-
6e	1,908	12,5	47	5,5	5,5

A_t tient compte de la parois interne des tours

Les surfaces de géotextiles des phases 1 et 2 sont respectivement de 0,495 m² et 1,358 m²

Bilan des volumes contenus dans chacune des tours

	Phase 1	Phase 2
Surface de géotextile (m ²)	0,247	0,679
Volume de cuvée	22	18
Volume de la biomasse fixée (l)	2,01	4,84
Volume mort	2,25	2,25
Différence des surfaces de géotextile (m ²)		0,432
Différence des volumes (l)		1,17
Volume par unité de surface du géotextile (l/m ²)		2,71
Volume du géotextile	0,67	1,84
Volume total occupé (l)	26,93	26,93

Avec masse volumique de la biomasse : 1 g/ml

ANNEXE VIII : Ensemble des suivis de la cinétique d'enlèvement de la DCOfiltrée

Date				Taux	
Jour	temps	DCOf	DCOt	mg/l/min	r%
période	(min)	(mg/l)	(mg/l)		
2/9/97	0	2065	3050	-2,05	
	152	60	927	4955	
	5	135	795	2675	
		170	673	1635	
		240	481	1163	
		310	282	938	
		360	161	918	
		440	121	815	
		500	105	788	
		720			
12/9/97	0	1879	3713	-1,72	
	162	1	1261	2818	
	5	50	1050	2388	
		120	719		
		160	880	1015	
		260	554	1352	
		340	509	1289	
		380	498	1307	
		460	229	1047	
		720			
16/9/97	0	1753	2873	-2,99	97
	166	1	919	2920	
	5	120	869		
		260	154		
		380	107		
		720	100	2562	
18/9/97	0	1778	2688	-2,34	96
	168	1	1250	2258	
	5	130	823		
		250	195		
		350	124		
		430	100		
		720	112		

Date					Taux
Jour	temps	DCOf	DCOt	mg/l/min	r%
période	(min)	(mg/l)	(mg/l)		
19/9/97	0	1560	2735	-1,77	96
169	1	935	2660		
6a	100	651			
	180	463			
	320	148			
	420	108			
	720	111	2500		
24/9/97	0	1695		-1,20	
174	1	1010			
6a	120	481			
	240	172			
	360	99			
	445	77			
	720				
7/10/97	0	1745	3070	-1,62	
187	1	926			
6b	60	656			
	120	403			
	240	251			
	360	129			
	720				
10/10/97	0	1730	2890	-1,55	97
190	1	780			
6b	120	511			
	240	242			
	360	139			
	720	89			

(le temps "0" réfère à l'affluent)

ANNEXE VIII : Ensemble des suivis de la cinétique d'enlèvement de la DCO_{filtrée}

(suite)

Date				Taux	
Jour	temps	DCOf	DCOt	mg/l/min	r%
période	(min)	(mg/l)	(mg/l)		
21/10/97	0	2079	2763	-2,28	
	201	1	1328		
	6c	90	737		
		180	371		
		260	205		
		350	139		
		720			
22/10/97	0	1684	2605	-1,79	90
	202	1	947		
	6c	90	616		
		180	282		
		260	176		
		360	116		
		720	258	1243	
23/10/97	0			-2,43	
	203	1	1250		
	6c	90	789		
		160	563		
		250	232		
		360	153		
		720			
28/10/97	0	2132	2921	-3,30	93,00
		1	934		
		70	1111		
		160	666		
		250	345		
		350	189		
		720	192	1395	

Date				Taux	
Jour	temps	DCOf	DCOt	mg/l/min	r%
période	(min)	(mg/l)	(mg/l)		
29/10/97	0	1881	2737	-3,13	97
209	1	947			
6a	80	984			
	170	618			
	260	287			
	350	155			
	720	89	2815		
30/10/97	0	1803	2737	-2,45	96
210	1	829			
6a	100	826			
	180	516			
	280	332			
	345	205			
	720	97	1447		
3/11/97	0	2790	2800	-4,12	95
214	1	790			
5	130	1148			
	202	453			
	282	358			
	352	150			
	720	134	1130		
4/11/97	0	1460	2620	-2,95	95
215	1	670			
6b	90	1006			
	170	639			
	260	442			
	350	211			
	720	121	2790		

ANNEXE VIII : Ensemble des suivis de la cinétique d'enlèvement de la DCO_{filtrée}
(suite)

Date				Taux	
Jour	temps	DCOf	DCOt	mg/l/min	r%
période	(min)	(mg/l)	(mg/l)		
6/11/97	0	1565	3880	-2,36	98
217	1	840			
6b	90	906			
	205	595			
	280	371			
	360	292			
	720	95	1550		
25/11/97	0	1590	3015	-0,90	96
236	1	484			
6e	30	396			
	60	256			
	100	161			
	135	122			
	240	91			
	340	58			
	360	117	3880		
26/11/97	0	1635	3910	-1,93	98
237	1	936			
6e	40	846			
	50	473			
	90	344			
	140	216			
	240	132			
	342	82			
	360	95	3485		
28/11/97	0	2225	2770	-0,59	97
239	30	791			
6e	55	297			
	165	104			
	255	137			
	345	104			
	360	90	5120		

Date				Taux	
Jour	temps	DCOf	DCOt	mg/l/min	r%
période	(min)	(mg/l)	(mg/l)		
8/12/97	0	1580	2665	-1,14	96
249	1	716			
6e	35	607			
	65	257			
	145	121			
	245	196			
	345	105			
	360	109	4800		
9/12/97	0	1675	3075	-1,44	97
250	1	712			
6e	30	610			
	60	328			
	150	153			
	250	110			
	340	82			
	360	82	3950		
27/5/97	180	1117		1,40	
54	290	1019			
1	320	885			
	350	864			
	380	872			
	410	775			
	470	700			

Résumé

6a	moyenne	1,49	96
	écart-type	0,4	n.d.
6b	moyenne	2,12	97
	écart-type	0,66	2
6c	moyenne	2,17	90
	écart-type	0,33	n.d.
6d	moyenne	2,79	97
	écart-type	0,48	1
6e	moyenne	1,20	97
	écart-type	0,51	8
6a à 6d	moyenne	2,36	95,45
	écart-type	0,75	2,3

ANNEXE IX : Tableau de calcul de la biosorption ayant lieu pendant la première minute de contact

Sans recirculation					
Date	DCOf₀	DCOf₁	DCOf_{0'}	biosorption	
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(%)
2/9/97	2065	586	1582	996	63%
12/9/97	1879	1261	1439	178	12%
16/9/97	1753	919	1343	424	32%
18/9/97	1778	1250	1362	112	8%
19/9/97	1560	935	1195	260	22%
24/9/97	1695	1010	1298	288	22%
7/10/97	1745	926	1337	411	31%
10/10/97	1730	780	1325	545	41%
21/10/97	2079	1328	1592	264	17%
22/10/97	1684	947	1290	343	27%
28/10/97	2132	934	1633	699	43%
29/10/97	1881	947	1441	494	34%
30/10/97	1803	829	1381	552	40%
3/11/97	2790	790	2137	1347	63%
4/11/97	1460	670	1118	448	40%
6/11/97	1565	840	1199	359	30%
Moyenne				482	33%
écart-type				314	16%
min				112	8%
max				1347	63%
Avec recirculation					
25/11/97	1590	484	1104	620	56%
26/11/97	1635	936	1135	199	18%
8/12/97	1580	716	1097	381	35%
9/12/97	1675	712	1163	451	39%
Moyenne				558	37%
écart-type				368	16%
min				112	18%
max				1347	56%

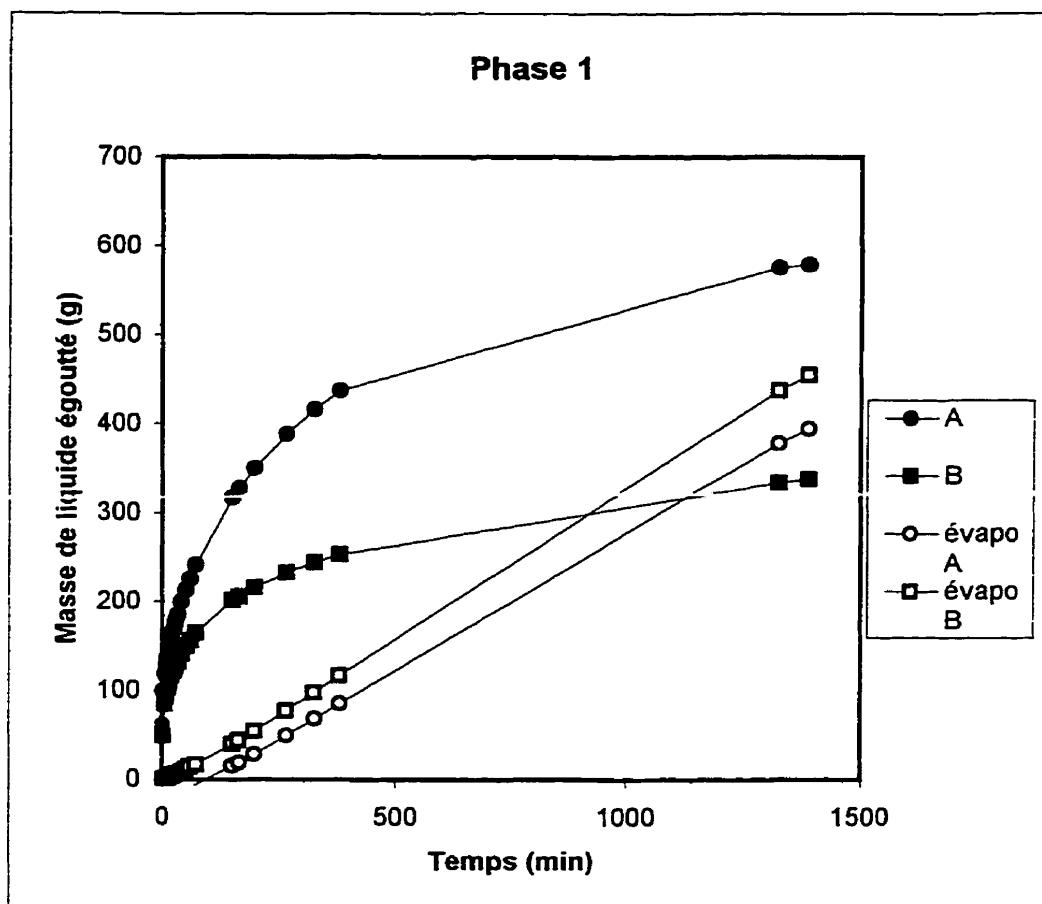
La biosorption est estimée comme étant la différence entre la DCO une fois diluée et la DCO mesurée obtenue à la fin de la première minute de réaction.

Où $DCOf_0' = DCOf_0 * \text{dilution}$

biosorption (mg/l) = $DCOf_0' - DCOf_1$

biosorption (%) = $\text{biosorption (mg/l)} / DCOf_0'$

ANNEXE X : Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2



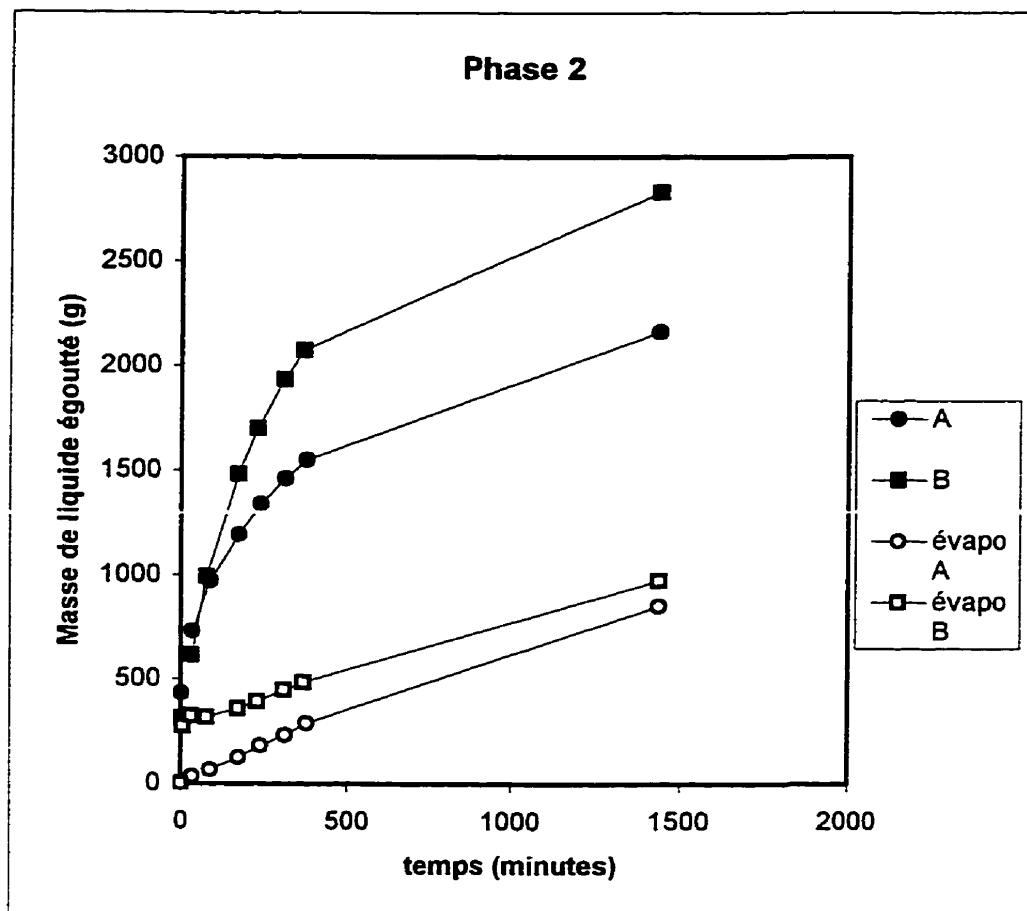
ANNEXE X : Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2 (suite)

Phase 1					
Structure A			Structure B		
temps (min)	liquide égoutté (g)	liquide évaporé (g)	temps (min)	liquide égoutté (g)	liquide évaporé (g)
1,5	61	0	0,5	49	0
3,5	99	-16	2,5	49	0
7	118	-16	6	84	1
9,5	129	-16	8,5	93	1
12	136	-16	11	99	1
14	142	-16	13	103	2
15,5	147	-15	15	106	2
17,5	152	-15	17	110	3
21	161	-15	21	116	3
25	168	-14	24	121	4
28	171	-14	27	125	5
30	178	-14	30	128	5
35	186	-13	33	132	6
43	199	-12	42	141	9
52	213	-10	51	149	11
61	225	-8	60	156	14
73	241	-5	72	164	17
151	317	15	150	201	40
165	327	19	164	206	44
198	350	29	197	216	54
266	389	50	265	233	77
325	416	68	324	244	98
379	438	85	378	253	116
1324	576	379	1323	334	438
1388	579	394	1387	338	455

16/07/97

Les masses initiales des géotextiles humides A et B sont 2982 g et 2838 g

ANNEXE X : Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2 (suite)



ANNEXE X : Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2 (suite)

Phase 2					
Structure A			Structure B		
temps (min)	liquide égoutté (g)	liquide évaporé (g)	temps (min)	liquide égoutté (g)	liquide évaporé (g)
0		0	0		0
1,5	433		0,33	314	
35		37	6,17		275
36	732		32		325
91	971	69	34	618	
177	1195	126	79	992	321
241	1339	184	174	1483	363
314	1462	235	231	1703	393
378	1549	291	311	1935	451
1440	2164	855	369	2075	487
			1440	2830	975

16/12/97

Les masses initiales des géotextiles humides A et B sont 9139 g et 9863 g

ANNEXE XI : Résultats de l'essai de dénitrification du 17/09/97

Échantillonnage	Temps	NO ₃ -N
		mg/l
1	0	3,41
2	20	2,21
ajout de 10 mg/l	33	11,43
3	42	2,92
4	78	1,10
5	138	0,15
6	198	0,12
7	258	0,14

La valeur en italique est une valeur calculée

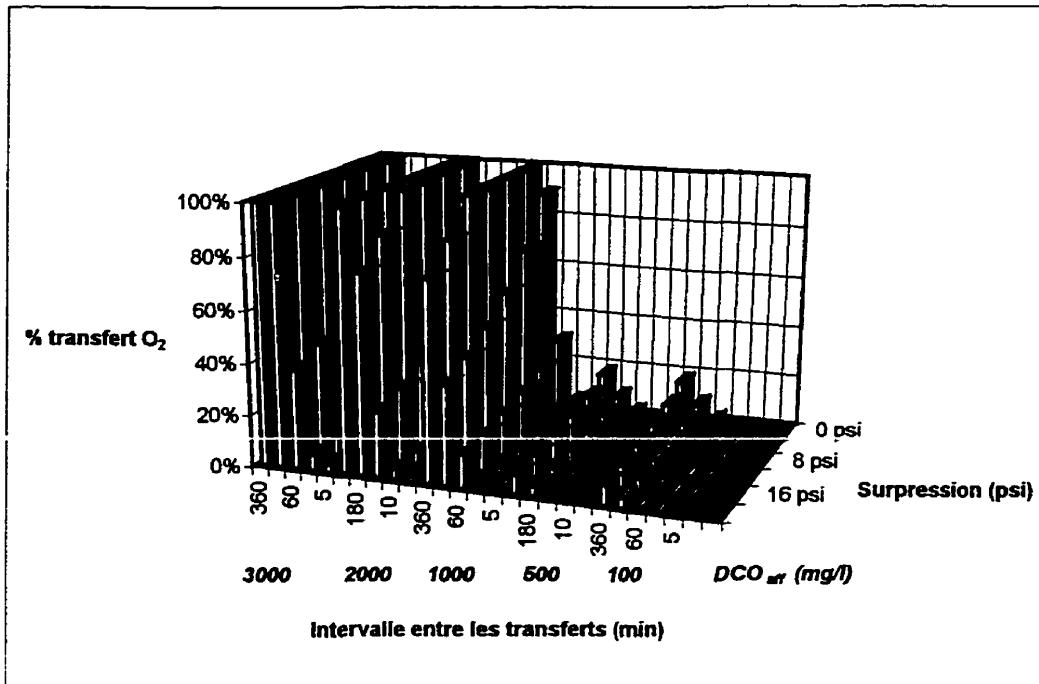
ANNEXE XII : Pourcentage de l'oxygène fourni potentiellement utile à la biodégradation en fonction de la charge organique, de la fréquence de transfert et de la pression (suite)
 (Avec un temps de rétention hydraulique de 12 heures)

surpression (psi)	0	4	8	12	16	20		
fréquence de transfert								
intervalle	nb/cycle	Pourcentage d'oxygène potentiellement utile					concentration DBOS	
(min)							(mg/l)	
5	144	0,25%	0,20%	0,16%	0,14%	0,12%	0,11%	100
10	72	0,50%	0,39%	0,32%	0,28%	0,24%	0,21%	
60	12	3,0%	2,4%	1,9%	1,7%	1,4%	1,3%	
180	4	9,0%	7,1%	5,8%	5,0%	4,3%	3,8%	
360	2	18%	14%	12%	9,9%	8,6%	7,6%	
5	144	1,25%	0,20%	0,16%	0,14%	0,12%	0,11%	500
10	72	0,50%	0,39%	0,32%	0,28%	0,24%	0,21%	
60	12	3,0%	2,4%	1,9%	1,7%	1,4%	1,3%	
180	4	9,0%	7,1%	5,8%	5,0%	4,3%	3,8%	
360	2	18%	14%	12%	9,9%	8,6%	7,6%	
5	144	2,5%	2,0%	1,6%	1,4%	1,2%	1,1%	1000
10	72	5,0%	3,9%	3,2%	2,8%	2,4%	2,1%	
60	12	30%	24%	19%	17%	14%	13%	
180	4	90%	71%	58%	50%	43%	38%	
360	2	180%	142%	117%	99%	86%	76%	
5	144	5,0%	3,9%	3,2%	2,8%	2,4%	2,1%	2000
10	72	10%	7,9%	6,5%	5,5%	4,8%	4,2%	
60	12	60%	47%	39%	33%	29%	25%	
180	4	180%	142%	117%	99%	86%	76%	
360	2	361%	284%	234%	199%	173%	153%	
5	144	7,5%	5,9%	4,9%	4,1%	3,6%	3,2%	3000
10	72	15%	12%	9,7%	8,3%	7,2%	6,4%	
60	12	90%	71%	58%	50%	43%	38%	
180	4	271%	213%	175%	149%	130%	115%	
360	2	541%	426%	351%	298%	259%	229%	

Les valeurs supérieures à 100% signifient que la totalité de l'oxygène fourni ne suffirait pas à la biodégradation de la charge de matière organique.

Les cases ombragées mettent en relief les conditions pour lesquelles les biotours ne sont pas concurrentielles du point de vue énergétique.

ANNEXE XII : Pourcentage de l'oxygène fourni potentiellement utile à la biodégradation en fonction de la charge organique, de la fréquence de transfert et de la pression
 (Avec un temps de rétention hydraulique de 12 heures)



Les taux de transfert d'oxygène présentés sur cette figure correspondent au pourcentage de transfert d'oxygène minimum qu'un dispositif d'aération devrait pouvoir atteindre pour que la masse d'oxygène disponible à la biodégradation de la DBO_5 soit suffisante, à raison de 1 g O_2 /g DBO_5 .

En d'autres termes, ces taux de transfert représentent la fraction de la masse d'oxygène présente dans le volume d'air servant à pousser le liquide d'une tour à l'autre dans les biotours qui pourrait être utile à la dégradation du substrat. Il est ainsi possible de déterminer dans quelles conditions de concentration du substrat, de pression d'aération et de la fréquence de transfert les biotours sont concurrentielles du point de vue énergétique. On peut placer le plancher des taux de transfert, en-deçà duquel les biotours ne sont plus concurrentielles, à 7 % (7 % étant un taux typique de transfert d'oxygène obtenu dans les bassins de boues activées.)

ANNEXE XIII : Exemple de calcul du temps requis pour l'épuration du substrat contenu dans le film liquide retenu sur le biofilm

Paramètres

X (mg MVES)= **46100** (Colonisation de fin de phase 2)

k (1/d)= **10**

Ks (mg DCO/l)= **60** (tableau 8-7 M&E)

Vol retenu (l)= **1,175** (Morin 04/98)

Z= **0,9473**

Oxygène non-limitatif

Contact	Conc. Ini. (mg DCO/l)	Conc. moy. (mg DCO/l)	rsu (min ⁻¹)	temps (min)
0	975	325	270	4,24
1	924	308	268	4,05
2	875	292	266	3,87
3	829	276	263	3,70
4	785	262	260	3,54
5	744	246	258	3,39
6	705	235	255	3,25
7	667	222	252	3,11
8	632	211	249	2,98
9	599	200	246	2,86
10	567	189	243	2,74
11	537	179	240	2,63
12	509	170	237	2,53
13	482	161	233	2,43
14	457	152	230	2,34
15	433	144	226	2,25
16	410	137	222	2,17
17	388	129	219	2,09
18	368	123	215	2,01
19	349	116	211	1,94
20	330	110	207	1,87
21	313	104	203	1,81
22	296	99	199	1,75
23	281	94	195	1,69
24	266	89	191	1,64
25	252	84	187	1,59
26	239	80	182	1,54
27	226	75	178	1,49
28	214	71	174	1,45
29	203	68	170	1,41
30	192	64	165	1,37

$$r_{su} = \frac{k \times S}{Ks + S}$$

Où X : biomasse fixée (mg/l) et S : substrat soluble (mg/l)