

UNIVERSITE DE MONTREAL

INFLUENCE DE CONTRIBUTIONS INDUSTRIELLES CROISSANTES SUR
LES PARAMETRES CINETIQUES DE BIOTRAITEMENT D'UN EFFLUENT
MIXTE.

par

Denis Bélanger

DEPARTEMENT DE GENIE CHIMIQUE

ECOLE POLYTECHNIQUE

MEMOIRE PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION
DU GRADE DE MAITRE ES SCIENCES APPLIQUEES (M.Sc.A.)

Janvier 1990

c Denis Bélanger 1990

The author has granted an irrevocable non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of his/her thesis by any means and in any form or format, making this thesis available to interested persons.

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

L'auteur a accordé une licence irrévocable et non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de sa thèse de quelque manière et sous quelque forme que ce soit pour mettre des exemplaires de cette thèse à la disposition des personnes intéressées.

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

ISBN 0-315-58162-X

UNIVERSITE DE MONTREAL

ECOLE POLYTECHNIQUE

Ce mémoire intitulé:

INFLUENCE DE CONTRIBUTIONS INDUSTRIELLES CROISSANTES SUR
LES PARAMETRES CINETIQUES DE BIOTRAITEMENT D'UN EFFLUENT
MIXTE.

présenté par: Denis Bélanger

en vue de l'obtention du grade de: MAITRE ES SCIENCES
APPLIQUEES

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

M. Denis Rouleau, Ph.D., président

M. Raymond C. Mayer M.Sc.A.

M. Yvon Béland M. Ing.

Sommaire

L'étude vise à montrer s'il existe une relation simple entre la constante biocinétique K_e , d'un modèle d'assimilation de premier ordre, et la contribution industrielle à la charge organique d'un effluent mixte industrie-municipalité. L'étude cherche aussi à caractériser l'influence de la congélation d'un effluent mixte dilué ou d'un effluent industriel sur la caractérisation biocinétique ultérieure. Des suivis de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO) effectués dans le but de déterminer les valeurs de K_e et de θ ont fourni les valeurs représentatives du substrat sur lequel les expériences furent effectuées. Aucune période significative de latence n'a été observée, confirmant que la période de 20 jours d'acclimatation est suffisante pour développer des micro-organismes capables d'utiliser, sans délai, le substrat. La seconde phase de la DBO, représentant le développement des bactéries nitrifiantes, a été évitée par l'utilisation d'un inhibiteur approprié.

La valeur de K_e pour l'effluent mixte de St-Félix-de-Valois est de $0,53 \text{ d}^{-1}$ et est exprimée dans la base népérienne (base e) à partir de mesures de la DBO et n'inclut pas la nitrification.

Des suivis en fonction du temps de la DBO exercée (mesurée par voie manométrique), pour différents pourcentages d'eau usée industrielle dans l'eau usée urbaine, ont fourni des valeurs représentatives pour les constantes blocinétiques. La seconde phase de la DBO, attribuable à la nitrification, a été évitée grâce à l'utilisation d'un inhibiteur approprié. Le traitement de données montre que la variation du pourcentage de la charge organique industrielle dans le mélange modifie la valeur de K_e de l'effluent urbain selon un modèle linéaire. Cette équation est caractéristique des effluents types qui ont servi à la constitution des échantillons utilisés et est valable lorsque la température est 20° C. L'équation obtenue, exprimée en % de la Demande Chimique en Oxygène industriel (DCO_i), est:

$$K_e \text{ (\%)} = 0,217 + 3,29 * 10^{-3} * \% \text{ DCO}_i$$

La congélation d'un substrat urbain ou d'un substrat mixte dilué affecte peu la valeur de la constante blocinétique K_e , alors que la valeur de L_0 , la DBO ultime est affectée de façon imprévisible. Dans le cas d'un effluent industriel provenant d'un abattoir de volaille, des variations importantes dans la valeur de K_e sont observées ainsi que dans la valeur de L_0 .

Abstract

The parameters K_e and θ used in the design of aerated lagoons for a mixed effluent industry-municipality characterized by the presence of two chicken slaughter houses on the network were obtained by measuring the BOD as a function of time. The values obtained for these two constants differ greatly from those found in the literature and therefore justifies the need for further work. Models representing the effect of an increase in industrial organic load in the mixed effluent were used to obtain a simple relationship between the parameter K_e and the relative industrial contribution to the urban effluent. Complementary monitoring permitted to define the effect of freezing on the biokinetic constant K_e . Freezing of an urban effluent had little effect on the value of K_e , however, freezing of slaughter house effluent affected the value of K_e .

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier tout spécialement les personnes ou les organismes suivants qui ont rendu possible la réalisation de ce projet:

La Société Québécoise d'Assainissements des Eaux qui a fourni les fonds nécessaires au projet;

Mon directeur de mémoire, M. Raymond C. Mayer, pour ses précieux conseils tout au long du projet;

Mlle Carole Dumas pour sa patience à corriger ce mémoire.

Table des matières

Sommaire	IV
Abstract	VI
Remerciements	VII
Liste des figures	XII
Liste des tableaux	XIII
Introduction	1
Chapitre 1 Revue bibliographique	11
1,1 Modèles blo-cinétiques	11
1,2 Courbe de la DBO	18
1,3 Nitrification	22
1,4 Mesure de la DBO	24
1,4,1 DBOmètre manométrique	26
1,4,2 Relation entre la pression et la DBO	30
1,5 Ensemencement	33
1,6 Détermination de K_e et L_o	36
1,6,1 Méthode des Moindres carrés	37

1,6,2	Méthode de Thomas	40
1,7	L'effet de la température sur K_e	43
1,8	L'effet de la congélation sur la DBO	46
.		
Chapitre 2	Procédure expérimentale	50
2,1	: Acclimatation	50
2,1,1	Montage expérimental	53
2,1,2	Substrat polluant	55
2,1,3	Composition des eaux usées	57
2,1,4	Constitution des échantillons	59
2,2	Caractérisation biocinétique	65
2,2,1	Choix de l'échelle optimum	65
2,2,2	Procédure d'ensemencement	66
2,2,3	Produits chimiques ajoutés	66
Chapitre 3	Résultats et discussion	68
3,1	Partie 1: caractérisation de K_e et θ	68
3,1,1	Premier volet: méthode de Thomas versus moindres carrés	69

3,1,2	Deuxième volet: traitement des données par la méthode des moindres carrés	74
3,2	Partie 2: détermination de $K_e = f(DCO_i)$	78
3,2,1	Premier volet: caractérisations bloclinétiques	79
3,2,2	Deuxième volet: modélisation.....	83
3,3	Partie 3: effet de la congélation sur K_e	86
3,3,1	Premier Volet: caractérisation à 2°, 8°, 20° sur du "décongelé"	87
3,3,2	Deuxième volet: effet de la congélation à 20°C	90
Chapitre 4 Conclusions et recommandations		101
4,0:	Equations servant au design	101
4,1:	L'effet sur K_e de l'augmentation de la charge organique industrielle	101
4,2:	L'effet de la congélation du substrat	104
4,3:	Méthode de traitement des données	105

Références	107
Annexe A Graphiques de la DBO exercée en fonction du temps, obtenus pour l'effluent mixte (partie 1 de l'expérimentation)	111
Annexe B Données d'acquisitions de la DBO exercée en fonction du temps pour l'effluent mixte (partie 1 de l'expérimentation)	117
Annexe C Graphiques de la DBO exercée en fonction du temps, à 20 °C, pour l'effluent mélangé (partie 2 de l'expérimentation)	120
Annexe D Données d'acquisitions, pour l'effluent mélangé, de la DBO exercée en fonction du temps (partie 2 de l'expérimentation)	125

Liste des figures

Figure I,1 :	Plan expérimental global	5
Figure I,2 :	Plan expérimental pour la partie 1	6
Figure I,3 :	Plan expérimental pour la partie 2	8
Figure I,4 :	Plan expérimental pour la partie 3	9
Figure 1,1 :	Courbe typique de la DBO exercée en fonction du temps	18
Figure 1,2 :	Effet de la variation de K_e , en fonction du substrat, pour une valeur de L_0 constante	19
Figure 1,3 :	Période de latence d'une courbe de DBO ...	20
Figure 1,4 :	Seconde phase de la DBO	22
Figure 1,5 :	DBOmètre manométrique	27
Figure 1,6 :	Effet de la température sur le taux spécifique de croissance	46
Figure 2,1 :	RBS	51
Figure 2,2 :	Schéma du montage	54

Liste des tableaux

Tableau 1,1 : Type de micro-organismes	45
Tableau 2,1 : Caractéristiques, sur réception, de l'eau urbaine utilisée lors de la partie 2	58
Tableau 2,2 : Caractéristiques, sur réception, de l'eau industrielle utilisée lors de la partie 2	59
Tableau 2,3 : Volume d'effluent utilisé lors de la composition des échantillons pour la période d'acclimatation (partie 2)	61
Tableau 2,4 : Volume d'effluent utilisé lors de la composition des échantillons pour la période d'expérimentation (partie 2)	62
Tableau 2,5 : DCO calculée pour les différentes compositions effectuées	63
Tableau 2,6 : Comparaison entre la DCO calculée et la DCO mesurée Lots ayant servis aux caractérisations (partie 2)	64
Tableau 2,7 : Echelle du DBOmètre pour les différents volumes d'effluent utilisés	65
Tableau 3,1 : Comparaison entre la méthode de Thomas et celle des Moindres carrés, effluent mixte (partie 1)	69

Tableau 3,2 : Valeurs de K_e calculées pour une période de 3 à 5 jours, effluent mixte (partie 1) ..	73
Tableau 3,3 : Constantes biocinétiques; échantillon frais effluent mixte (partie 1)	75
Tableau 3,4 : Constantes biocinétiques obtenues à 20 °C; effluent composé (partie 2)	80
Tableau 3,5 : Constantes biocinétiques; essais frais et décongelés, effluent mixte (partie 1 de l'expérimentation)	89
Tableau 3,6 : Constantes biocinétiques pour l'échantillon décongelé, effluent mixte (partie 1 de l'expérimentation)	90
Tableau 3,7 : Comparaison entre les constantes, à 20 °C, pour les échantillons frais et décongelés effluent utilisé lors de la partie 3 de l'expérimentation	94

Introduction

L'eau, richesse naturelle du Canada et du Québec, occupe 12 % du territoire québécois alors que le Canada possède 25 % des réserves d'eau douce du monde. L'activité humaine et industrielle se traduit par la consommation d'une quantité considérable d'eau. Ainsi l'utilisation d'eau au Québec, à des fins domestiques, est de $4,5 \times 10^6 \text{ m}^3$ /d et la consommation moyenne per capita est de 620 litres par jour. Le secteur industriel primaire utilise 7,7 millions m^3 /d d'eau. Au Québec environ 80 % de la pollution de l'eau est engendrée par le secteur industriel.

Afin de conserver cette richesse naturelle les utilisateurs- pollueurs doivent traiter leurs eaux résiduelles. Pour cela il existe une multitude de types de traitement, certains très simples alors que d'autres sont plus complexes. Pour le traitement des eaux usées des petites et moyennes agglomérations du Québec, le Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) privilégie la technologie du lagunage, lorsque l'espace nécessaire est disponible à peu de frais et que le sol est relativement imperméable.

Le lagunage est un terme général qui englobe plusieurs types de traitement. Un de ceux-là est le

lagunage par étangs aérés facultatifs, qui consiste en un ou plusieurs bassins disposés en série. Ces bassins sont caractérisés par la présence d'une zone aérobie (présence d'oxygène) et d'une zone anaérobie (absence d'oxygène). Le système d'aération permet de maintenir une concentration en oxygène dissous de 2 g/m^3 dans la partie supérieure de l'étang mais ne permet pas d'obtenir le mélange complet. Il y a accumulation de dépôts solides au fond de l'étang (zone anaérobie) qui sont stabilisés anaérobiquement.

L'étang aéré facultatif est un système d'épuration simple: il ne demande pas d'équipement compliqué; il consomme peu d'énergie et demande peu d'entretien ce qui le rend, en plus économique. Les étangs aérés facultatifs disposent d'un pouvoir tampon qui permet de résister aux surcharges hydrauliques ou organiques. L'efficacité de traitement se compare à celle d'usines utilisant un traitement classique.

Le dimensionnement des étangs aérés facultatifs est basé sur une cinétique réactionnelle d'ordre 1 par rapport à l'enlèvement du substrat polluant soit:

$$r_{su} = K_e * S_e$$

de laquelle découle l'équation de design:

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{1}{1 + K_e * t_h}$$

dont le terme de droite est généralement corrigé par un facteur "FC" afin de tenir compte des dépôts solides dans les deux premiers étangs. Les valeurs de "FC" suggérées par la littérature sont de 1,2 pour des conditions d'été et de 1,05 pour les conditions hivernales.

La constante blocinétique K_e varie en fonction de la température ainsi que de la nature des eaux résiduelles. On considère que l'effet de la température sur K_e peut être prédite par l'équation d'Arrhénius, qui une fois modifiée prend la forme suivante:

$$K_{e<T>} = K_{e<20>} \theta^{(T-20)}$$

On ne peut pas prédire l'effet, sur K_e , du changement dans la nature des eaux usées. La détermination au niveau du laboratoire de la valeur de K_e est nécessaire pour chaque type d'eau à traiter.

La nature des eaux usées domestiques québécoise étant relativement stable, le MENVIQ (1982) recommande une valeur moyenne de K_e de $0,37 \text{ d}^{-1}$ pour 20°C . Lorsqu'un effluent industriel est mélangé à un effluent urbain la nature de ce

dernier change de façon imprévisible. La valeur de la constante, K_e , changera en fonction du type d'eau industrielle ainsi que de la proportion de mélange à l'eau domestique.

La préservation des échantillons d'eaux usées au moyen de la congélation est une méthode controversée. Certains prétendent que la congélation modifie la nature de l'eau résiduaire et change ainsi la valeur de la constante K_e . S'il en est ainsi le mode de préservation des échantillons ne peut pas être laissé au hasard et doit être défini avec précision.

Le but de ce projet de recherche est triple et consiste d'abord à caractériser un effluent mixte, composé d'eaux usées municipales et d'eaux industrielles. A cette fin les valeurs de la constante biocinétique K_e ainsi que du facteur de température affectant K_e seront déterminées. Par la suite, l'effet d'une augmentation graduée de la charge organique industrielle dans l'effluent urbain sera considéré. Finalement l'effet de la congélation d'un échantillon d'eau urbaine et d'eau industrielle sera observé. Le schéma 1 présente ces trois étapes.

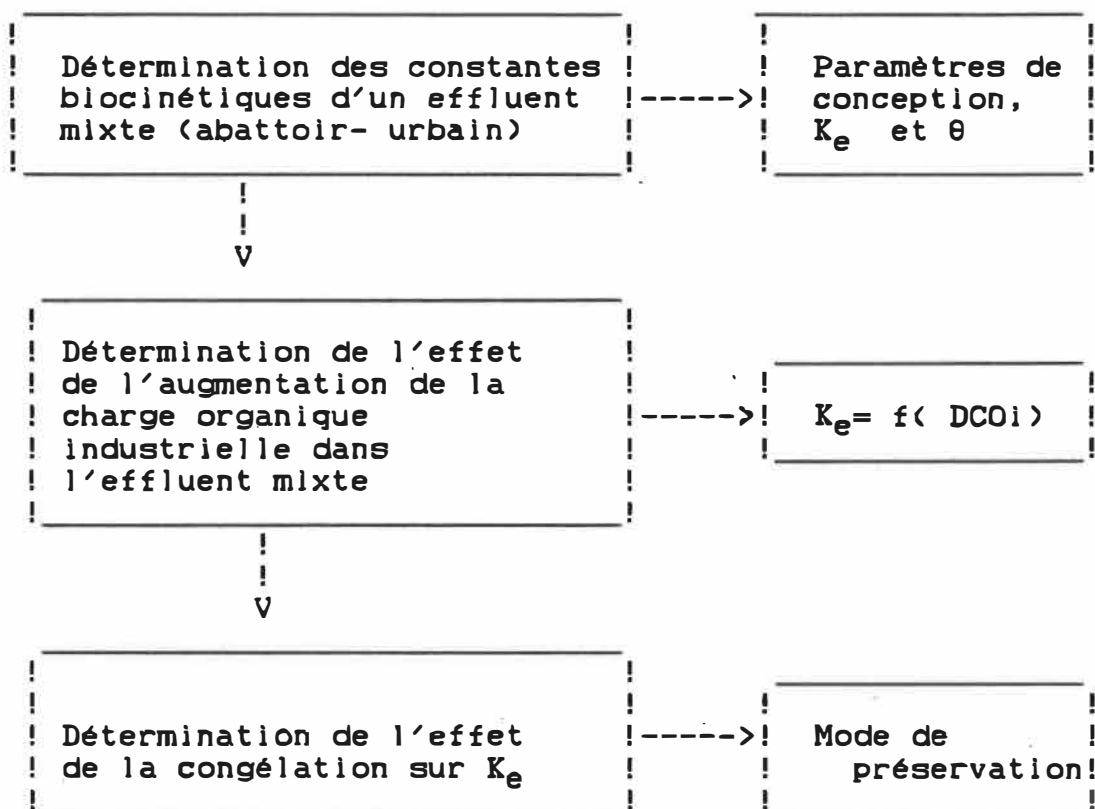


figure I.1: Plan expérimental global

1° partie: caractérisation de K_e et de θ

En premier lieu, la détermination des constantes biocinétiques K_e et θ , pour un effluent mixte donné, sera effectuée à l'aide d'essais en cuvée qui consiste à mesurer la DBO (demande biochimique en oxygène) durant une période de 20 jours. Ces mesures de la DBO seront effectuées sur un même échantillon, à l'aide d'un DBOmètre manométrique.

Ces suivis sont non destructifs et ils sont effectués simultanément (en parallèle) à quatre températures différentes soit 2 °C, 8 °C, 14 °C et 20 °C, ce qui permettra de déterminer le facteur de température θ . Le schéma 2 résume cette partie expérimentale.

Détermination des constantes biocinétiques

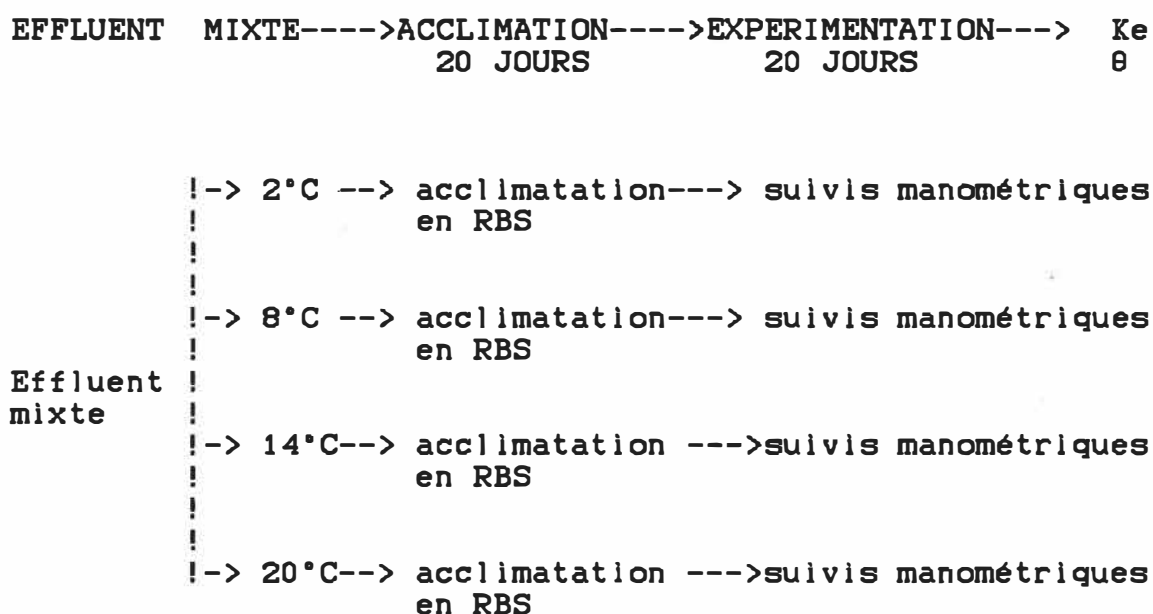


figure I.2 : Plan expérimental pour la partie 1

Afin d'effectuer la mesure de la DBO dans des conditions optimales et d'éviter toute période de latence, l'acclimation d'une biomasse bactérienne est nécessaire: l'acclimation aux différents substrats polluants ainsi qu'aux conditions de température est faite simultanément. La culture mixte servant à l'acclimation provient de la

station d'épuration de St-Jean-Baptiste-de-Rouvillle, il s'agit d'un fossé d'oxydation dont l'âge des boues se situe entre 25 et 35 jours. La biomasse ainsi prélevée est alimentée avec le substrat polluant dont on veut déterminer les constantes biocinétiques. L'acclimatation d'une durée de 20 jours s'effectue à l'aide de réacteurs biologiques séquentiels (RBS). Ce type de réacteur permet de simuler les conditions qui prévaudront lors de l'ensemencement des micro-organismes dans le substrat polluant.

2° partie: effet de l'augmentation de la charge organique industrielle sur K_e

Par la suite, d'autres suivis de la DBO seront effectués afin de déterminer l'effet d'une augmentation de la charge organique industrielle dans l'effluent urbain. Le schéma 3 illustre cette partie expérimentale. Ces essais seront réalisés simultanément pour cinq charges organiques industrielles différentes. Tous ces essais se feront à 20 °C et nécessiteront l'acclimatation de cinq cultures mixtes, une pour chaque charge organique industrielle.

Influence de la charge industrielle sur K_e

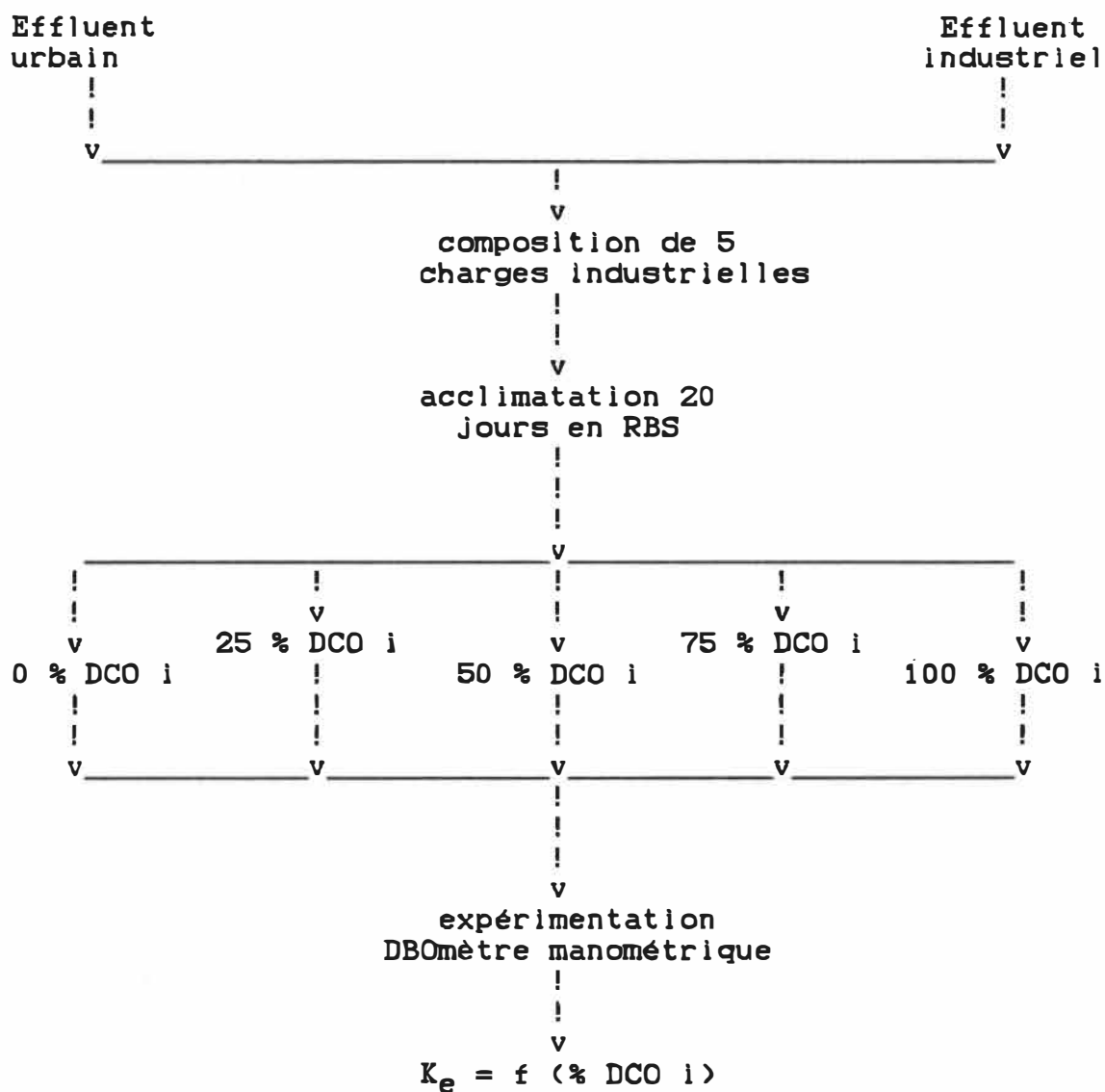


figure I.3 : Plan expérimental de la partie 2

3° partie: effet de la congélation sur K_e

Finalement, la détermination de l'effet de la congélation d'un effluent pollué, s'effectuera en deux

étapes. La première consiste à faire deux suivis de DBO: un premier sur une eau urbaine et un second sur une eau industrielle. Une partie des substrats utilisés sera congelée pour la seconde étape. Lors de cette seconde étape, les substrats seront décongelés et deux nouveaux suivis de la DBO seront effectués dans des conditions identiques à celles maintenues lors de la première étape. Cette partie est présentée au schéma 4.

Effect de la congélation

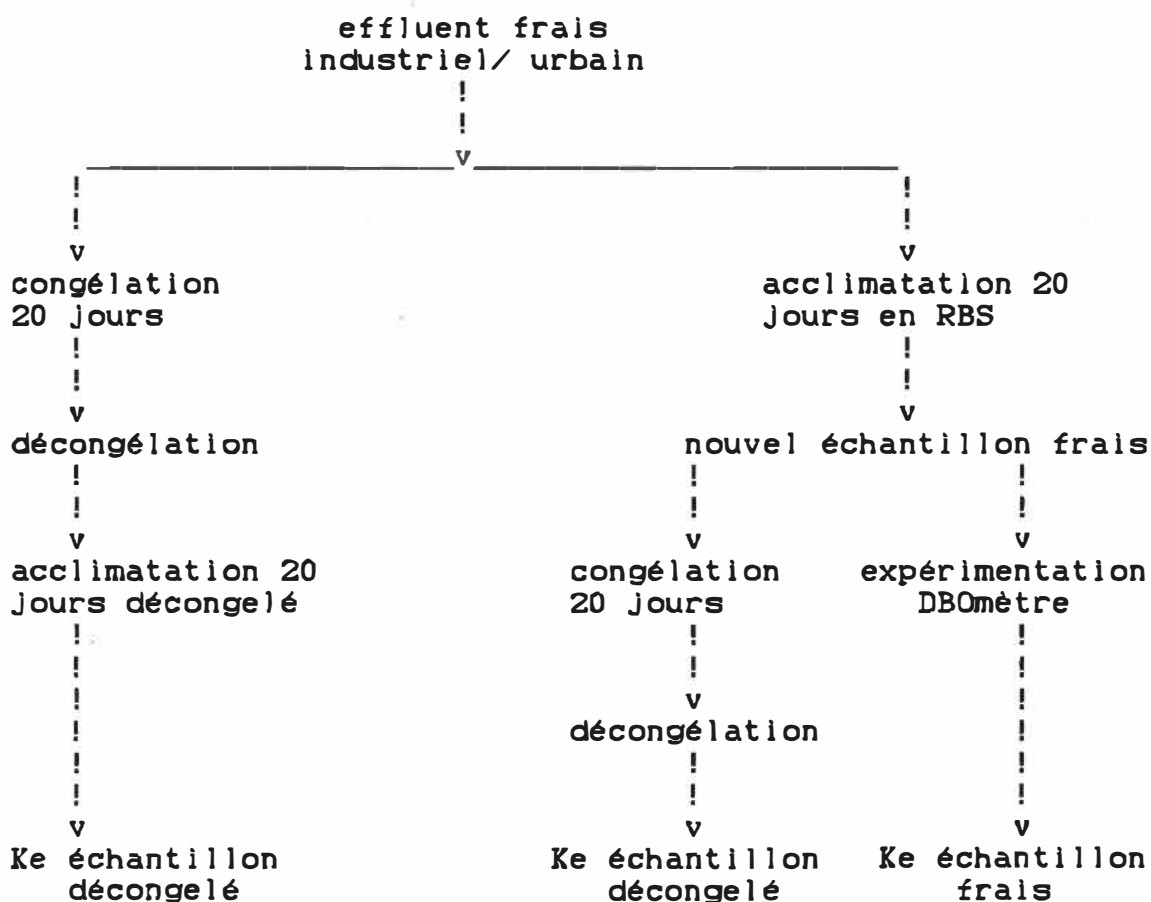


figure I.4: Plan expérimental de la partie 3

Les données dégagées permettront aux concepteurs d'étangs aérés facultatifs de dimensionner des systèmes sur des bases rationnelles et d'obtenir ainsi un effluent de meilleure qualité. Il sera possible d'estimer l'efficacité du système d'épuration en fonction des prévisions de production à long terme. Le concepteur pourra ainsi doter ses installations de la flexibilité nécessaire afin de pouvoir se conformer dans le futur aux normes gouvernementales.

Chapitre 1.

Revue bibliographique

1.1 Modèles bio-cinétiques

La conception d'étangs aérés facultatifs est basée sur le modèle proposé par Eckenfelder (1968) lequel est dérivé d'un modèle d'ordre 1 par rapport au substrat, qui prend la forme suivante:

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{1}{1 + K_e * t_h} * FC$$

où:

S_e est la concentration résiduelle en polluant : g/m^3

S_o est la concentration initiale en polluant : g/m^3

K_e est le taux spécifique d'utilisation du polluant : d^{-1}

t_h le temps de résidence hydraulique : d

FC un facteur de correction

Le facteur de correction FC est utilisé lors du dimensionnement des deux premiers étangs seulement. Cette

correction est utilisée afin de tenir compte de l'augmentation de matière polluante dans l'étang due à la biodégradation anaérobie de matières solides déposées au fond de l'étang. Cette correction est de 20 % pour l'été d'où une valeur de FC de 1,2 et de 5 % pour la saison hivernale soit un facteur de 1,05 MENVIQ (1982).

Ce modèle provient d'une simplification du modèle d'assimilation du substrat-polluant proposé par Monod (1950); ce modèle s'exprime de la façon suivante:

$$\frac{r_{su}}{X} = \frac{k S}{K_s + S}$$

où:

r_{su} / X est le taux spécifique d'assimilation du polluant: g substrat enlevé par g de biomasse par jour

k est le taux maximum spécifique d'assimilation du substrat, fonction de la température et du polluant : g substrat enlevé par g biomasse par jour

K_s est la constante de saturation dont la valeur est la concentration lorsque $r_{su}/X = 1/2 k$: g /m³

X concentration en biomasse active : g /m³

Lorsque K_s est beaucoup plus grand que S_e on peut le négliger et on obtient la simplification d'ordre 1. L'équation devient:

$$\frac{r_{su}}{X} = K_1 S_e$$

où:

K_1 est la constante spécifique du modèle (k / K_s)

En considérant, que pour des étangs aérés facultatifs, la concentration en biomasse, X , est à peu près constante, on peut inclure cette dernière dans la constante K_1 et ainsi obtenir le modèle proposé par Eckenfelder (1968) soit:

$$r_{su} = K_e * S_e \quad (1,1)$$

où:

r_{su} est le taux d'enlèvement du polluant : g polluant enlevé par jour par m^3

K_e le taux spécifique d'enlèvement du polluant : d^{-1}

En faisant un bilan de substrat autour d'un étang aéré facultatif, on obtient:

$$\text{Accumulation} = \text{Entrée} - \text{Sortie} - \text{Utilisation}$$

$$(dS / dt) * V = Q * S_o - Q * S_e - r_{su} * V$$

où :

Q est le débit : m^3/d

V est le volume du réacteur : m^3

en supposant le régime permanent et le mélange complet, le bilan se simplifie ainsi :

$$0 = Q * (S_o - S_e) - r_{su} * V$$

et la façon d'évaluer r_{su} est donc :

$$r_{su} = \frac{Q * (S_o - S_e)}{V}$$

où :

$$r_{su} = \frac{(S_o - S_e)}{t_h} \quad (1,2)$$

En remplaçant l'équation 1,2 dans l'équation 1,1 on obtient :

$$\frac{(S_0 - S_e)}{t_h} = K_e * S_e$$

qui réarrangée prend la forme suivante:

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + K_e * t_h} \quad (1,3)$$

qui est l'équation de design des étangs aérés facultatifs généralement utilisée en conception. Le terme de droite est corrigé, pour la décomposition de la matière organique, par un facteur FC.

En considérant l'équation (1,3) on constate que les paramètres S_0 et S_e sont imposés. Ainsi la valeur de S_0 est fixée par l'effluent qui doit être traité alors que la réglementation impose la valeur de S_e . Le temps de résidence, t_h , dépend donc, pour S_0 et S_e fixés, de la constante K_e . Cette constante est fonction de la température et de la nature de l'eau brute. La détermination de celle-ci s'effectue en laboratoire soit par des expérimentations en continu ou en cuvée.

La valeur de K_e est déterminée à partir de l'équation 1,1. La façon d'obtenir r_{su} , pour des essais en cuvée, consiste à faire un bilan de substrat autour du réacteur:

Accumulation = Entrée - Sortie - Utilisation

$$(dS / dt) * V = 0 - 0 - r_{su} * V$$

alors r_{su} s'évalue ainsi:

$$- r_{su} = dS / dt$$

qui est remplacée dans l'équation 1,1 pour obtenir:

$$- (dS / dt) = K_e * S_e$$

Lorsque la DBO est utilisée afin de mesurer S_e ,
l'équation précédente devient:

$$- (dL / dt) = K_e * L$$

où:

L est la DBO restante au temps t : g / m^3

En intégrant cette équation, pour les conditions
frontières suivantes,

$$\text{à } t=0 \quad L = L_0 \quad \text{et} \quad \text{à } t=t \quad L = L$$

on obtient:

$$\ln (L/L_0) = - K_e * t$$

qui, une fois mise sous la forme exponentielle, devient:

$$L = L_0 e^{-K_e t} \quad (1,4)$$

Lors de suivis de la DBO, ce n'est pas la DBO restante (L) qui est mesurée mais plutôt la DBO exercée (Y). Ces deux valeurs sont reliées entre elles par la relation suivante:

$$Y = L_0 - L$$

où:

Y est la DBO exercée au temps t : g /m³

L est la DBO restante au temps t : g /m³

L₀ est la DBO ultime : g /m³

Cette relation permet de remplacer la valeur de L de l'équation 1,4 par la valeur de Y.

$$Y = L_0 (1 - e^{-K_e t}) \quad (1,5)$$

Cette équation est souvent exprimée dans la base 10 plutôt que dans la base népérienne (e); dans ce cas, l'équation 1,5 prend la forme suivante:

$$Y = L_0 (1 - 10^{-K'_e t}) \quad (1,5 B)$$

où:

$$K'_e = K_e / 2,303$$

Lors de l'utilisation de l'équation 1,3 pour la conception d'étangs, c'est la valeur de K_e qui doit être utilisée.

1.2 Courbe de la DBO

Lorsque l'on trace, sur un graphique cartésien, la DBO exercée (Y) en fonction du temps (t) on obtient une courbe asymptotique comme celle de la figure 1,1

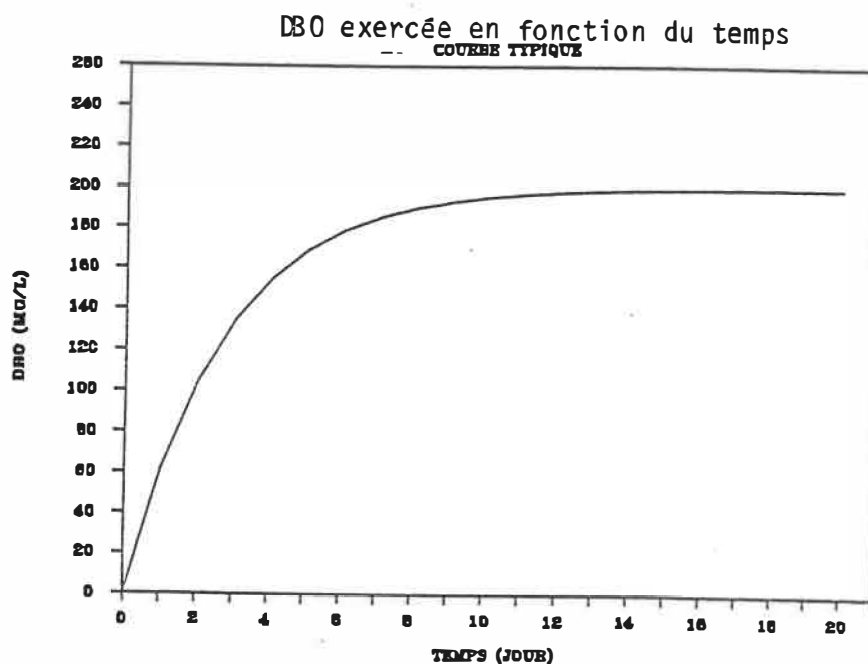


Figure 1,1: Courbe typique de la DBO exercée en fonction du temps

A la courbe de la figure 1,1 est associée deux paramètres. Le premier, qui renseigne sur la

biodégradabilité du substrat, est K_e , la constante de DBO (d^{-1}). Le second renseigne sur la concentration totale en substrat polluant, c'est la DBO ultime (L_0 : g/m^3). La variation de K_e est présentée à la figure 1,2, pour une même valeur de L_0 et une même température.

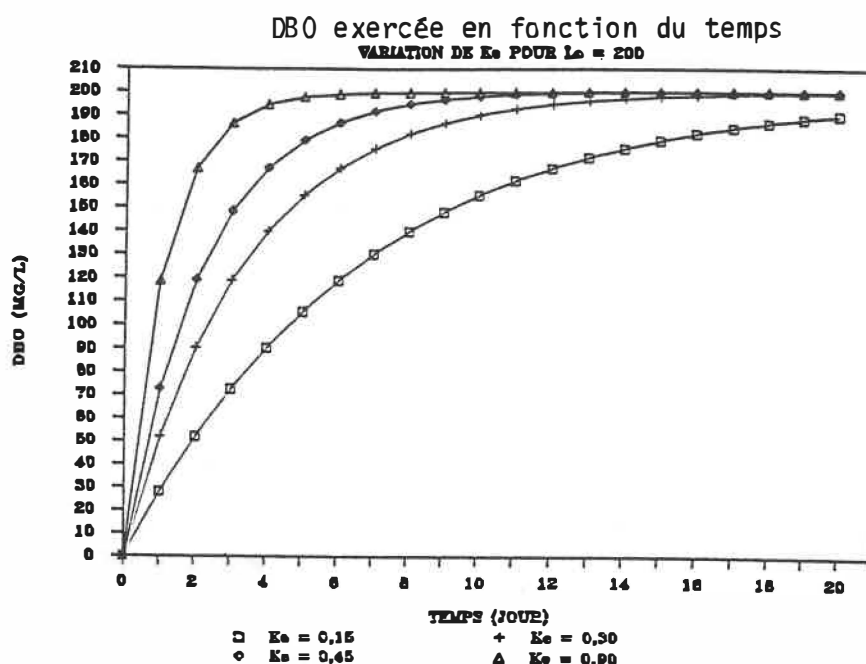


Figure 1,2: Effet de la variation de K_e en fonction du substrat, pour une valeur de L_0 constante

Pour une même DBO ultime, un substrat qui est facilement biodégradable possède une valeur de K_e élevée par rapport à un substrat moins biodégradable. En pratique on considère pouvoir estimer la DBO ultime après 20 jours Metcalf & Eddy (1979). C'est généralement le cas d'un effluent municipal. Dans le cas de certains effluents industriels ce temps peut être plus court ou plus long.

Dans certain cas une période de latence telle que montrée à la figure 1,3 peut être observée; cela est attribuable à l'ensemencement de micro-organismes qui n'est pas adapté aux conditions du test. La méthode pour éviter cette phase de latence sera examinée plus loin.

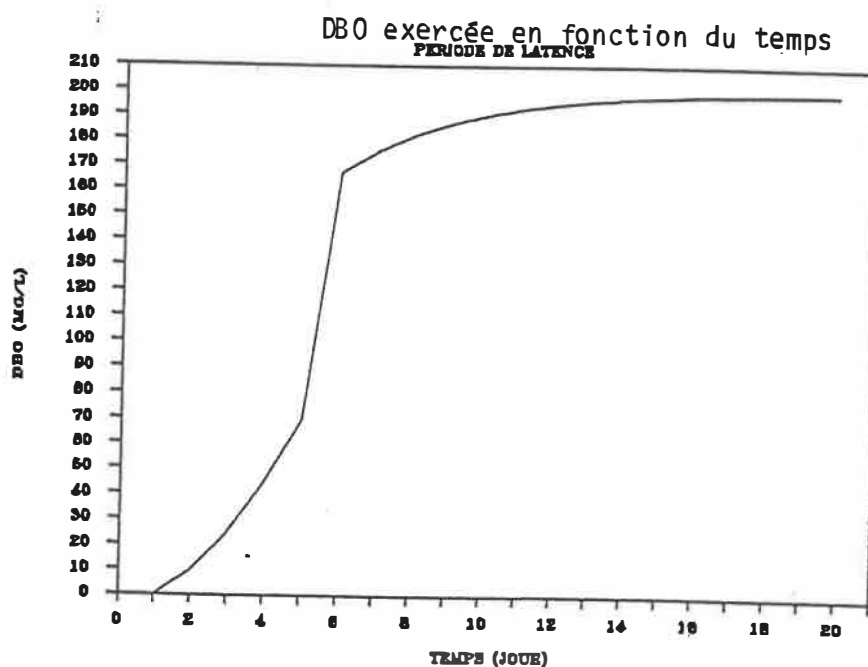


Figure 1,3 : Période de latence d'une courbe de DBO

Souvent sur les courbes de la DBO il y a une seconde phase attribuable à l'apparition de bactéries nitrifiantes. Dans ces conditions on obtient une courbe semblable à celle de la figure 1,4. Cette seconde phase débute entre le 6^e jour et le 10^e jour du test. Le moment de l'apparition de cette seconde phase dépend de la température du test, de la population initiale de bactéries nitrifiantes, de la disponibilité d'une source d'azote ainsi que des proportions entre la matière organique, l'azote et le

phosphore. Des essais faits à 10 °C par H.B., Gotaas (1948) montrent que la seconde phase de la DBO ne débute pas avant 45 jours alors que d'autres essais à la même température demandent 60 jours avant de débiter. Gotaas note qu'à 5 °C même après 67 jours il n'y a pas apparition de la seconde phase de la DBO. Pour sa part E.W. Moore (1941) note qu'à basse température la seconde phase apparaît après une période de temps plus grande. De plus pour une température inférieure à 7,5 °C, la DBO de la seconde phase n'est plus représentée par un modèle d'ordre 1 et la nitrification est irrégulière. Dans le cas particulier où les micro-organismesensemencés lors du test de la DBO contiennent déjà une population de bactéries nitrifiantes, il est possible que la seconde phase de la DBO se superpose à la première. Ce phénomène a été noté par Ruchhott et al. (1948) qui suggère une méthode afin de tenir compte de la consommation d'oxygène par les bactéries nitrifiantes. Cette méthode consiste à mesurer les nitrites et les nitrates à la fin du test de DBO. Les concentrations ainsi obtenues sont transformées en DBO et soustraite de la valeur mesurée. Dans le cas de suivis de la DBO par voie manométrique cette méthode est impraticable, il est alors préférable d'utiliser un inhibiteur de bactéries nitrifiantes.

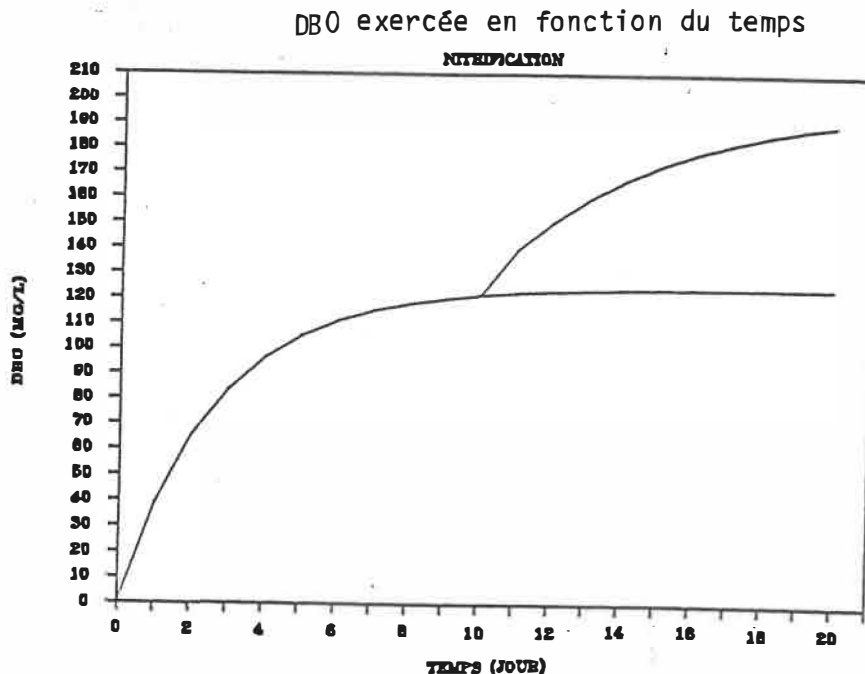


Figure 1,4 : Seconde phase de la DBO

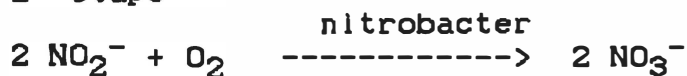
1.3 Nitrification

La nitrification de l'azote ammoniacale (NH_4^+) en nitrate (NO_3^-) s'effectue en deux étapes qui sont représentées par les équations suivantes:

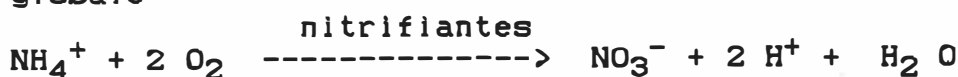
1^o étape



2^o étape



globale



Ces réactions sont effectuées par des bactéries autotrophes du genre nitrosomonas et nitrobacter globalement nommées nitrifiantes. C'est la réaction impliquant nitrosomonas qui limite la réaction car c'est ce groupe de micro-organisme qui a le taux de croissance le plus faible. Le taux de croissance maximum pour nitrosomonas est de 0,3 à 0,5 d⁻¹ (Benefield & Randall 1980) qui est de 10 à 40 fois plus faible qu'une population mixte traitant un effluent urbain (taux de croissance maximum de 3,8 à 11 d⁻¹, Benefield & Randall 1980). Cela explique pourquoi la seconde phase de la DBO attribuable aux bactéries nitrifiantes, n'apparaît pas avant 6 à 10 jours.

Lorsque l'on veut éviter la nitrification, ce qui est le cas lors de la détermination de la constante biocinétique K_e relative à l'enlèvement du polluant carbonné, il faut utiliser un inhibiteur approprié. De façon générale deux types d'inhibition peuvent être provoqués. Le premier type consiste à modifier la flore indigène de l'échantillon de l'eau à analyser. Cette inhibition s'effectue soit par pasteurisation, par acidification ou par chloration. Toutes ces méthodes sont très délicates d'utilisation et doivent être exécutées par une personne expérimentée. Ces méthodes étant délaissées au profit des méthodes du deuxième type d'inhibition, on se

réfèrera à J.C. Young (1973) pour une description plus complète.

Le deuxième type d'inhibition consiste à ajouter un produit chimique tuant les bactéries nitrifiantes. Plusieurs produits ont été l'objet d'une étude faite par J.C. Young (1973). Le produit le plus efficace est le TCMP (2-chloro- 6- trichlorométyle pyridine). Ce produit affecte uniquement les bactéries nitrifiantes, sans toucher les bactéries se nourrissant de carbone organique, et il conserve ses propriétés à long terme, ce qui est nécessaire pour des suivis de 20 jours.

1.4 Mesure de la DBO

La demande biochimique en oxygène (DBO) est la mesure de l'oxygène consommé par les bactéries lors de l'oxydation de la matière organique contenue dans un échantillon d'eau usée. La méthode usuelle de mesure de la DBO, recommandée par APHA (1975), est connue sous le nom de méthode de dilution. Cette méthode consiste à diluer un échantillon d'eau usée dans une solution d'eau saturée en oxygène et contenant des éléments nutritifs ainsi que des micro-organismes. La DBO est calculée par la différence entre l'oxygène dissous au début du test et la quantité restante à la fin des cinq jours d'incubation à 20 °C.

$$DBO_5 = \text{oxygène}_{\text{début}} - \text{oxygène}_{\text{fin}}$$

Afin que le test soit représentatif; la quantité d'oxygène dissous doit être supérieure ou égale à 1 g/m^3 à la fin du test. Comme la solubilité maximale de l'oxygène à 20°C est d'environ 9 g/m^3 cela implique que la DBO maximale pouvant être mesurée n'est que de 8 g/m^3 . Le substrat polluant dont on veut connaître la DBO doit être dilué afin que sa DBO se situe entre 2 et 7 g/m^3 . Pour un effluent dont la DBO est de 300 g/m^3 une quantité de 2 à 10 ml doit être diluée dans un volume de 300 ml afin de pouvoir effectuer la mesure. Ce "petit" échantillon peut être une source d'erreur importante.

Pour tracer la courbe de la DBO en fonction du temps, pour une période de 20 jours, plusieurs tests de la DBO doivent être effectués. Trois dilutions sont nécessaires afin d'être dans la plage optimale de mesure et chacune des dilutions doit être faites trois fois. Pour une période de 20 jours il faut recommencer ces 9 essais 20 fois, puisqu'il n'est pas possible d'utiliser une bouteille plus d'une fois. Pour un test de 20 jours, il faut donc 180 bouteilles à DBO et ainsi 180 réacteurs différents. Afin de pallier à ces inconvénients, la DBO sera mesurée de façon manométrique.

1.4.1 DBOmètre manométrique

L'appareil servant à mesurer la DBO par voie manométrique, est de fonctionnement simple. La figure 1,5 présente un schéma du DBOmètre.

Il est constitué de 6 bouteilles de couleur brune, d'un volume de 500 ml. Chaque bouteille est reliée à un manomètre permettant de lire la variation de pression. L'appareil fonctionne selon le principe suivant: lors de l'oxydation du substrat par les micro-organismes, l'oxygène dissous dans le liquide est consommé par ces derniers. Cela crée un gradient de concentration qui permet à l'oxygène contenu dans la couche d'air, au-dessus du liquide, de se dissoudre dans ce dernier. La pression diminue proportionnellement à la DBO exercée. Cette diminution est lue sur un manomètre relié à la bouteille dont l'échelle est déjà graduée en concentration de DBO. La valeur maximale de la DBO pouvant être lue sur l'échelle dépend de la quantité d'air au-dessus du liquide, qui doit être plus grande pour une DBO plus grande. Il faut donc connaître l'ordre de grandeur de la DBO afin de prévoir une couche d'air suffisante. L'avantage d'un tel appareil est de permettre d'effectuer un suivi continu et non destructif de l'échantillon. En effet, la

DBO mesurée à tous les Jours l'est sur le même échantillon d'eau, ce que ne permet pas la méthode standard.

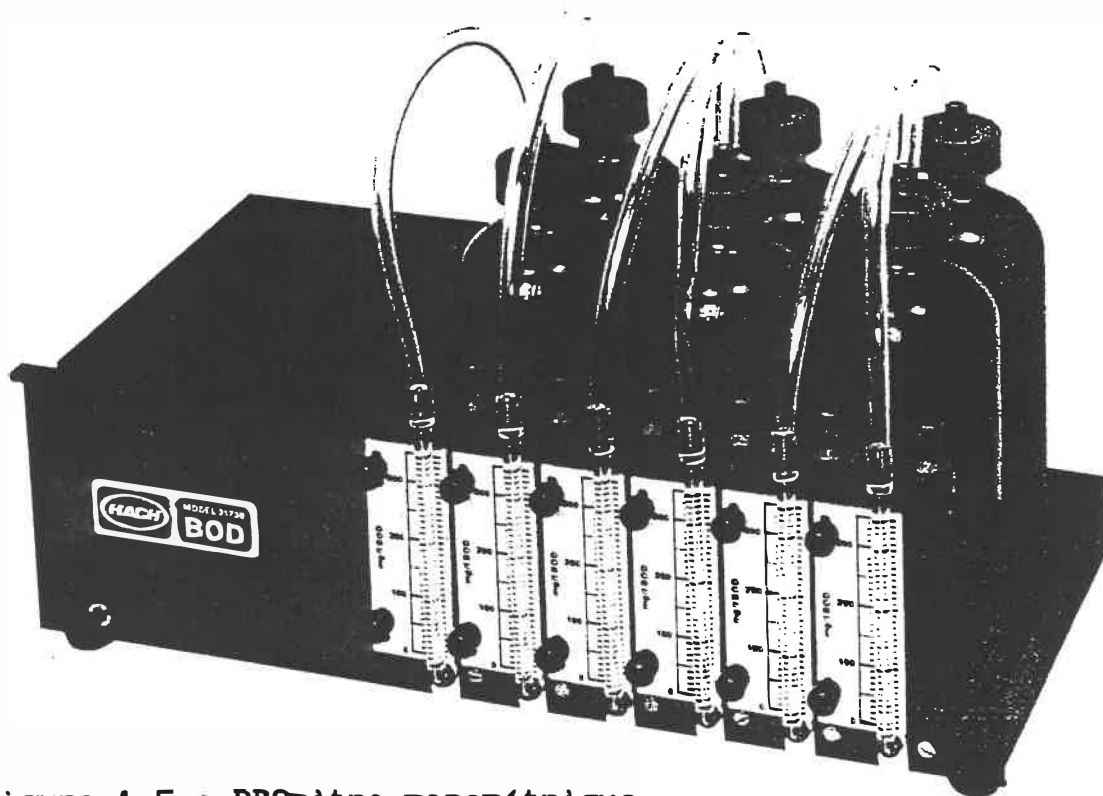


Figure 1,5 : DBOmètre manométrique

Le CO_2 dégagé lors de l'oxydation, est neutralisé par l'hydroxyde de lithium (LiOH) contenu dans une cupule fixée au goulot de la bouteille. Le manomètre étant fermé, il est indépendant des variations de pression atmosphérique. Il doit cependant être maintenu à température constante.

La couleur brune empêche la lumière de pénétrer dans la bouteille et évite la prolifération d'algues. Tool H.R. (1967) a montré que cette coloration est adéquate pour empêcher la lumière d'influencer la valeur de la DBO. Dans

la présente étude, les appareils sont gardés à la noirceur dans des incubateurs.

L'échantillon dont on veut mesurer la DBO n'est pas dilué comme c'est le cas pour la méthode conventionnelle. Cela est possible grâce à la couche d'air au-dessus de l'échantillon, qui sera plus ou moins importante selon que la DBO est grande ou petite. Afin d'utiliser l'échelle optimum (couche d'air minimum et déplacement maximale du mercure dans le manomètre) on utilisera un volume de liquide approprié. Pour connaître le volume à utiliser, l'ordre de grandeur de la DBO doit être connu. Cela est fait en évaluant la DCO, mesure qui est obtenue en quelques heures. Pour une DBO de moins de 350 g/m^3 on utilise 160 ml d'échantillon et pour une DBO de moins de 35 g/m^3 l'échantillon liquide est 420 ml. La DBO est mesurée sur un échantillon plus représentatif que celui utilisé avec la méthode standard.

Les bouteilles sont disposées en deux rangées de trois et elles reposent chacune sur un plateau magnétique. L'agitation est assurée en introduisant un barreau magnétique dans chaque bouteille.

Quatre bouteilles sont utilisées afin de mesurer la DBO de l'échantillon. Deux essais sont faits avec l'échelle optimum prévu alors que les deux autres essais

sont faits avec une échelle permettant la mesure d'une DBO du double de l'échelle optimum. Une bouteille sert à mesurer la DBO du décantat statique qui a servi d'ensemencement. Cela permet de corriger la valeur de la DBO mesurée qui comprend la DBO exercée par l'ensemencement. Une autre bouteille contient de l'eau et une sonde thermique reliée à un thermomètre situé à l'extérieur de l'incubateur, lequel permet de vérifier la température de façon adéquate. L'équation suivante sert à corriger la lecture de la DBO et l'exemple numérique indique de quelle façon utiliser cette équation.

$$DBO_{\text{échantillon}} = \frac{DBO_{\text{mesurée}} - (F * DBO_{\text{ensemencement}})}{1 - F}$$

F = fraction volumique des micro- organismes ensemencés

exemple: On mesure une DBO de 100 g/m³, la DBO de l'ensemencement étant de 8 g/m³, pour un ensemencement de 10 % en volume. La DBO de l'échantillon est:

$$DBO_{\text{échantillon}} = \frac{100 - (10/100 * 8)}{1 - 0,1} = 110 \text{ g/m}^3$$

Plusieurs chercheurs ont démontré que la précision du DBOmètre manométrique se compare à la précision de la méthode de dilution. Hach et al. (1982) mentionne que le DBOmètre manométrique fournit des résultats équivalents en

précision et en exactitude à la méthode standard. Tool H.R.,(1967) indique que le DBOmètre fabriqué par Hach produit des résultats ayant un pourcentage d'erreur plus faible que celui des autres méthodes manométriques. Des essais fait par d'Alessandro et al.(1972) montrent que la valeur du plateau de DBO obtenue à l'aide d'un DBOmètre manométrique est la même que la valeur théorique pour un intervalle de confiance de 95 % avec le test T (student). Lorsque les suivis de DBO sont effectués afin de déterminer la constante biocinétique K_e , la méthode manométrique produit des constates plus près de celles observées dans les étangs aérés facultatifs, selon Tétrault R. et al.,(1983). Pour des suivis de DBO sur de longue période il est préférable d'utiliser un DBOmètre manométrique.

1.4.2 Relation entre la pression et la DBO

Le DBOmètre manométrique permet de mesurer une diminution de pression qui doit être convertie en masse d'oxygène consommé. Cette opération s'effectue en utilisant la loi des gaz parfaits. Le manomètre mesure une différence de hauteur: h. La loi des gaz appliquée à l'espace gazeux à l'intérieur de l'appareil au début du test est:

$$P_1 * V = N_1 * R * T$$

où :

P_1 est la pression au début du test : cm Hg

N_1 est le nombre de g-mole d'air au début du test

V est le volume gazeux : ml

T est la température absolue : K (Kelvin)

R est la constante des gaz parfaits : 6 234,7 cm Hg* ml / (g-mole * K)

Lors de la lecture, une hauteur h est mesurée et l'application de la loi des gaz donne :

$$P_2 * V = N_2 * R * T$$

en isolant N_2

$$N_2 = P_2 * V / (R * T)$$

où :

P_2 est la pression au moment de la lecture ($P_2 < P_1$)

R, T, V sont constant (la variation du volume V est négligable)

N_2 est le nombre de g-mole de gaz restant dans le système ($N_2 < N_1$)

Le système étant fermé, la quantité d'oxygène consommé est donnée par:

$$x = N_1 - N_2$$

où :

x est la quantité de g-mole d'oxygène consommé.

En remplaçant N_2 par son expression on obtient:

$$x = N_1 - P_2 * V / (R * T)$$

et si N_1 est remplacé par son expression

$$x = \frac{P_1 * V}{R * T} - \frac{P_2 * V}{R * T} = \frac{V (P_1 - P_2)}{R * T}$$

puisque $P_1 - P_2$ est donnée par h on obtient:

$$x = \frac{V * h}{R * T}$$

Pour déterminer la concentration d'oxygène consommé (DBO) dans le volume de liquide V_S (ml) on utilise:

$$DBO = \frac{V * h}{R * T} * \frac{1}{V_S} * \frac{32}{1} * \frac{10^6}{1}$$

$$(=) \text{ g-mole } O_2 * \frac{1}{\text{ml}} * \frac{\text{g-}O_2}{\text{g-mole } O_2} * \frac{\text{ml}}{\text{m}^3}$$

$$DBO = 32 \times 10^6 \times V h / (R \times T) \quad (1,6)$$

1.5 Ensemencement

Comme il a déjà été mentionné, la DBO consiste à mesurer la quantité d'oxygène consommé par des bactéries lors de l'oxydation de la matière organique. Pour que la mesure de la DBO soit possible, il faut donc des micro-organismes capables d'oxyder la matière organique présente. Selon APHA (1975), lorsque de tels micro-organismes sont présents, il n'est pas nécessaire d'en ajouter; c'est le cas d'une eau usée municipale ou d'un effluent de station d'épuration qui n'a pas été chloré. De plus lorsqu'un ensemencement doit être fait, il doit être constitué d'eau usée domestique ayant décanté de 24 à 36 heures. Cette méthode est valable pour un substrat facilement biodégradable ou pour une eau usée domestique. Lorsqu'il s'agit d'une eau usée industrielle ou difficilement biodégradable, une acclimatation plus rigoureuse doit être faite. La méthode suggérée consiste à aérer une quantité d'eau à laquelle estensemencé un peu de terre ou un peu d'eau usée domestique et une faible quantité de l'effluent problème dont la quantité est augmentée à chaque jour.

Busch (1958) suggère de filtrer au travers d'un filtre de 8 microns (Whatman no. 2) le liquide d'ensemencement

proposé par APHA (1975). L'ensemencement avec le filtrat permet d'obtenir les deux phases de la DBO, ce qui n'est pas le cas lorsque l'ensemencement n'est pas filtré. Selon l'auteur c'est la méthode la plus simple permettant de séparer les bactéries des organismes supérieurs.

La technique de filtration proposée par Busch (1958) est utilisée par d'Alessandro (1972) pour un substrat synthétique facilement biodégradable et pour un substrat industriel. À l'examen de leurs graphiques de l'évolution de la DBO en fonction du temps, on constate une période de latence d'environ 10 heures pour le substrat synthétique et de 20 à 40 heures pour le substrat industriel. Pour sa part Schroeder (1968) utilise un substrat synthétique qu'il ensemence avec le filtrat d'une eau urbaine et il constate une période de latence pour tous ses essais. Cette période est inférieure à 24 heures. Il semble donc que la filtration soit efficace pour séparer les bactéries des autres types de micro-organismes mais qu'une meilleure acclimatation au substrat soit nécessaire.

Afin d'acclimater des micro-organismes au substrat et à la température de suivi, Moore (1941) a maintenu durant un minimum de 2 semaines un effluent urbain à la température du suivi. Il ajoutait à cette eau un peu de substrat frais de façon occasionnelle. Cette méthode n'est pas complètement efficace car il calcule des périodes de

latence variant de 0 à 8 jours selon les essais et la température. La période de latence est plus importante pour les essais fait à des températures inférieures à 7,5 °C. Gotass (1948) note que la période de latence est plus longue lorsque la température est plus basse, pour des températures inférieures à 15 °C. Il en découle qu'une technique d'acclimatation adéquate est nécessaire particulièrement à basse température. Cela est confirmé par Thomas (1940) qui a déterminé l'erreur probable sur ses constantes K_e et L_0 et qui conclut que l'ensemencement diminue l'erreur probable sur les constantes biocinétiques et que la période de latence est diminuée.

Aucune procédure d'acclimatation bien définie n'existe quant au temps nécessaire pour développer une population microbienne adaptée à un substrat polluant donné et à la température du suivi. Beaucoup de latitude est laissée à l'expérimentateur. Il doit se guider sur des travaux comme ceux de Benedict et Carsons (1973) qui concluent que pour une biomasse opérant à 15 °C, il faut un minimum de deux semaines d'acclimatation pour l'amener à fonctionner à 4 °C et trois semaines pour la faire fonctionner à 32 °C. Ces travaux étant valables pour un effluent domestique alors qu'aucun renseignement n'est donné quant au temps nécessaire pour un effluent industriel.

Afin d'élaborer une procédure d'acclimatation pour le cas où l'on désire obtenir les constantes biocinétiques K_e et θ représentatives d'un effluent mixte devant être traité par étangs aérés facultatifs, on devra tenir compte de ce qui précède.

1.6 : Détermination de K_e et L_0

Un suivi continu de la DBO exercée (Y) en fonction du temps (t) requis, permet d'évaluer K_e lorsque L_0 est connue, ce qui n'est pas le cas. Plusieurs méthodes ont été développées pour contourner ce problème.

Les premières méthodes pour déterminer K_e et L_0 consistaient à prendre deux points de la courbe de la DBO en fonction du temps et de résoudre le système de 2 inconnues et 2 équations. Selon Reed & Theriault (1931 A) ces méthodes ne sont pas valables car elles ne tiennent pas compte des erreurs. Vint ensuite une méthode plus rigoureuse (Reed & Theriault 1931 B) basée sur une étude statistique et qui tient compte des erreurs. Cette méthode, bien que précise, est très fastidieuse à cause du grand nombre de calculs à effectuer. La difficulté d'approche de cette méthode a favorisé la recherche de méthodes plus simples tout en étant efficaces. Une des premières simplifications est celle proposée par Thomas(1937) connue sous le nom de " the slope method",

aussi connue sous le nom de méthode des " Moindres carrés". Contrairement à Reed & Theriault (1931 B) qui travaillent avec la forme intégrée de l'équation de premier ordre, Thomas travaille avec la forme différentielle. Cette équation, obtenue en dérivant l'équation 1,5, est:

$$dY/dt = Y' = K_e * L_0 - K * Y$$

En traçant Y' en fonction de Y on obtient une droite de pente $-K_e$ et d'ordonnée à l'origine $K_e * L_0$. Ces valeurs sont obtenues en utilisant la méthode des Moindres carrés.

1.6.1 Méthode des Moindres carrés

La méthode des Moindres carrés consiste à obtenir la meilleure courbe passant par l'ensemble des points expérimentaux, de telle sorte que la somme des carrés du résidu soit minimale. Le résidu est défini comme étant la différence entre la valeur observée et la valeur de la courbe d'ajustement. Pour une série de mesure de la DBO dans le temps sur le même échantillon, l'équation suivante peut être écrite, pour chacun des points:

$$(dY/dt)_{t=n} = K_e (L_0 - Y_n)$$

qui est obtenue en dérivant l'équation 1,5 où K_e et L_0 sont inconnues.

En assumant que dY/dt représente la valeur de la pente de la courbe à ajuster, (pour une valeur donnée de K_e et de L_0) alors à cause des erreurs expérimentales, les deux cotés de l'équation ne sont pas égaux et ils diffèrent par une valeur r . En réécrivant l'équation en fonction de r , on obtient:

$$r = K_e (L_0 - Y) - (dY/dt)$$

en remplaçant dY/dt par Y' , l'équation devient:

$$r = K_e L_0 - K_e Y - Y'$$

en substituant $K_e L_0$ par a et K_e par $-b$ l'équation, devient:

(1,7)

$$r = a + b Y - Y'$$

pour que la somme des résidus (r) soit minimale on doit avoir les équations suivantes:

$$\frac{d \sum r^2}{d a} = \sum 2r \frac{d r}{d a} = 0$$

$$\frac{d \sum r^2}{d b} = \sum 2r \frac{d r}{d b} = 0$$

en effectuant les opérations des équations et en remplaçant r par la valeur donnée par l'équation (1,7), on obtient le système d'équations linéaires suivant:

$$na + b \sum Y - \sum Y' = 0 \quad (1,8A)$$

$$a \sum Y + b \sum Y^2 - \sum Y Y' = 0 \quad (1,8B)$$

où:

n est le nombre de point expérimentaux

K_e égale $-b$

L_0 égale $-a/b$

Il suffit de résoudre le système d'équations en isolant a de (1,8 A) et on obtient:

$$a = \frac{\sum Y' - b \sum Y}{n}$$

que l'on remplace dans (1,8 B) pour obtenir b

$$b = \frac{n \sum Y Y' - \sum Y \sum Y'}{n \sum Y^2 - (\sum Y)^2}$$

Afin d'évaluer la pente de la courbe d'ajustement (Y') on procède numériquement selon les formules proposées par Thomas (1937)

$$Y' = \frac{Y_{n+1} - Y_{n-1}}{2 (t_n - t_{n-1})} \quad \text{espace de temps égaux}$$

$$Y'_n = \frac{(Y_n - Y_{n-1}) * \frac{(T_{n+1} - T_n)}{(T_n - T_{n-1})} + (Y_{n+1} - Y_n) * \frac{(T_n - T_{n-1})}{(T_{n+1} - T_n)}}{(T_{n+1} - T_{n-1})}$$

espace de temps inégaux

La méthode des Moindres carrés permet d'obtenir des constantes biocinétiques très près de celles obtenues par la méthode de Reed & Theriault (1931 B), tout en exigeant moins de calcul. Cependant, à l'époque où la règle à calcul était reine, même cette amélioration n'était pas suffisante pour empêcher d'autres méthodes plus simples de faire leur apparition.

1.6.2 Méthode de Thomas

Une des méthodes les plus utilisées est celle proposée par Thomas (1950) et qui consiste à tracer sur un graphique cartésien la valeur de $(t/Y)^{1/3}$ en fonction du temps. Les constantes K_e et L_0 étant reliées à la pente et à l'ordonnée à l'origine de la droite obtenue.

La méthode de Thomas (1950) est la plus populaire et la plus facile d'utilisation. Elle est approximative et basée sur la similitude de la fonction:

$$1 - 10^{-K_e t}$$

qui est un facteur de l'équation (1,5 B) et de la fonction:

$$2,3 K_e t (1 + (2,3/6) K_e t)^{-3} \quad (1,9)$$

Cette similitude est apparente lorsque l'on développe ces deux fonctions en série.

$$1 - 10 - K'_e t =$$

$$2,3 K'_e t \left(1 - (1/2)(2,3 K'_e t)^1 + (1/6)(2,3 K'_e t)^2 - (1/24)(2,3 K'_e t)^3 + \dots \right)$$

et

$$2,3 K'_e t (1 + (2,3/6) K'_e t)^{-3} =$$

$$2,3 K'_e t \left(1 - (1/2)(2,3 K'_e t)^1 + (1/6)(2,3 K'_e t)^2 - (1/21,6)(2,3 K'_e t)^3 + \dots \right)$$

En examinant le développement en série de ces fonctions, on constate que les trois premiers termes sont les mêmes et que le quatrième est légèrement différent.

On remplace le terme

$$1 - 10 - K'_e t \text{ de l'équation (1,5 B) par l'équation (1,9)}$$

et on obtient:

$$Y = L_0 2,3 K'_e t (1 + (2,3/6) K'_e t)^{-3}$$

que l'on peut réarranger pour obtenir:

$$(t/Y)^{1/3} = \underbrace{(2,3 K'_e L_0)^{-1/3}}_{\substack{! \\ V \\ \text{ordonnée} \Rightarrow A}} + \frac{(K'_e)^{2/3}}{3,43 \underbrace{(L_0)^{1/3}}_{\substack{! \\ V \\ \text{pente} \Rightarrow B}}} * t$$

$$\text{ou} \quad (t/Y)^{1/3} = A + B t$$

Les valeurs de A et B sont obtenues par régression linéaire. On détermine ensuite les constantes K'_e et L_0 avec les valeurs de A et B de la façon suivante:

$$K'_e = (6B) / (2,3A) \quad \text{et} \quad L_0 = 1 / (2,3 K'_e A^3)$$

$$\text{où } K_e = 2,3 K'_e$$

Un suivi de $(t/Y)^{1/3}$ en fonction de t permettra donc d'évaluer K_e à la température du suivi. La pente et l'ordonnée à l'origine étant déterminées par régression linéaire.

Il y a plusieurs autres méthodes pour déterminer les constantes de premier ordre mais une étude exhaustive n'est pas nécessaire. Ces méthodes étant approximatives, des déviations importantes, par rapport aux valeurs obtenues par la méthode de Reed & Theriault, sont notées par Hewitt et Hunter (1975) ainsi que par Marske et Poldowski (1972). Ces auteurs considèrent, lors du traitement statistique, que la méthode de Reed & Theriault permet d'obtenir les "vraies" constantes. Ils comparent ensuite les valeurs obtenues par les autres méthodes aux valeurs "absolues", celles de Reed & Theriault. Hewitt et Hunter (1975) obtiennent des pourcentages d'écarts élevés entre la méthode de Reed & Theriault et celle des Moindres carrés. Ces divergences peuvent être attribuées à l'imprécision dans la façon d'évaluer la dérivé de Y par l'approximation

$\Delta Y / \Delta t$ plutôt qu'à l'imprécision de la méthode. Thomas (1937) indique deux méthodes pour obtenir la dérivé de Y, une lorsque les intervalles de temps sont constants et une autre lorsqu'ils ne le sont pas. L'erreur introduite par une mauvaise dérivation peut induire des erreurs importantes dans les valeurs de K_e et L_0 (jusqu'à 50 % pour K_e).

1.7 : L'effet de la température sur K_e

Pour un même polluant, une diminution de la température entraîne une diminution de la valeur de K_e . L'influence de la température peut être prédite par l'équation d'Arrhénius, soit:

$$\frac{d(\ln K_e)}{dT} = \frac{E}{R T^2}$$

où:

T est la température absolue K

R constante des gaz parfait

E l'énergie d'activation

Une fois intégrée entre T_1 et T_2 , on obtient:

$$\ln (K_{e2}/K_{e1}) = \frac{E (T_2 - T_1)}{R * T_2 * T_1}$$

En biotraitement, les systèmes de traitement opérant près de la température ambiante, la valeur de $E / (R T_2 T_1)$

est à peu près constante. On peut modifier l'équation précédente de la façon suivante:

$$\ln (K_{e2} / K_{e1}) = \text{cte} (T_2 - T_1)$$

exprimée sous la forme exponentielle:

$$K_{e2} / K_{e1} = \text{EXP} (\text{cte} (T_2 - T_1))$$

ou

$$K_{e2} / K_{e1} = \theta (T_2 - T_1) \quad (1,10)$$

où θ est le coefficient de température; l'équation montre que K_e diminue avec la température

Afin de déterminer la valeur de θ l'équation (1,10) est linéarisée de la façon suivante:

$$\ln (K_{e2} / K_{e1}) = \ln (\theta (T_2 - T_1)) ,$$

ou

$$\ln (K_{e2} / K_{e1}) = (T_2 - T_1) \ln \theta$$

ou

$$\ln K_{e2} - \ln K_{e1} = T_2 \ln \theta - T_1 \ln \theta$$

et

$$\ln K_{e2} = T_2 \ln \theta + \text{cte}$$

En portant en graphique $\ln K$ en fonction de la température T , on obtient une droite dont la pente est $\ln \theta$.

La plage de température, sur laquelle la valeur de θ est constante, est faible. C'est ainsi que Gotaas (1948) constate qu'entre 5 °C et 40 °C il y a trois valeurs de θ : soit une entre 5 °C et 15 °C, une seconde entre 15 °C et 30 °C et une dernière entre 30 °C et 40 °C. Ces valeurs peuvent être associées aux trois principaux types de micro-organismes rencontrés sur cette plage de température. Le tableau 1,1, tiré de Metcalf & Eddy (1979), indique les principaux types de micro-organismes ainsi que leur plage de température.

type	température °C	optimum
psychrophile	-2 à 30	12 à 18
mésophile	20 à 45	25 à 40
thermophile	45 à 75	55 à 65

Tableau 1,1 : Type de micro-organismes

La figure 1,6 (tirée de Wang et al. 1979) permet de mieux comprendre ce qui se produit lorsque la température change. Ainsi, selon les conditions d'opération du bioréacteur, pour différentes températures, il est possible de favoriser un type de micro-organismes plutôt qu'un

autre et obtenir un taux de croissance différent. Pour une même température, la variation de l'âge des boues fait varier le taux de croissance; la valeur de K_e sera affectée en conséquence.

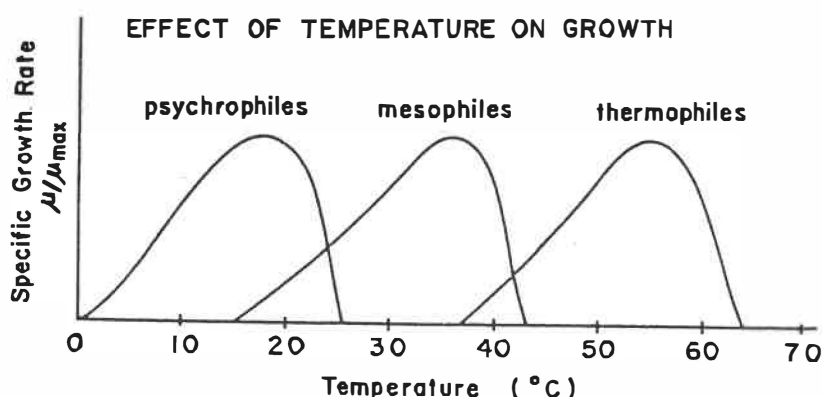


Figure 1,6 : Effet de la température sur le taux spécifique de croissance après Wang et al. (1979)

1,8 Effet de la congélation sur la DBO

La préservation des échantillons, avant leurs analyses, a de tout temps été une préoccupation majeure. Très souvent la distance entre le lieu d'échantillonnage et le laboratoire d'analyse est grande demandant plusieurs heures de transport. Le temps requis pour la préparation et l'analyse des échantillons demande également plusieurs heures. Ainsi il peut s'écouler entre une heure et plusieurs jours avant l'analyse d'un échantillon. Il est

nécessaire de connaître quelle est l'influence du délais avant l'analyse sur la qualité de l'échantillon afin de pouvoir répondre à la question: le résultat analytique obtenu après un délai donné est-il le même que celui que l'on aurait obtenu si l'analyse avait été faite immédiatement après le prélèvement.

Selon APHA (1975) il faut procéder à l'analyse de la DBO dans un délais de 24 après le prélèvement. Cette contrainte est lourde de conséquence et difficile à rencontrer. Une étude de Ranchet et al. (1981) présente des résultats comparant deux modes de préservation d'échantillons pour la mesure de la DBO. Les deux modes de préservation sont la congélation et la réfrigération à 4 °C. Tout les essais sont faits sur une eau usée urbaine et une eau épurée. L'auteur constate que le moyen de préservation le plus efficace est la réfrigération à 4 °C pour une période inférieure à 48 heures. Les résultats des DBO effectuées sur les échantillons décongelés présentent majoritairement une diminution par rapport aux valeurs des DBO obtenues sur les échantillons frais.

L'auteur arrive aux mêmes conclusions, concernant la congélation, pour un temps de congélation de 8 jours ou de un mois. Bien que globalement la conclusion à laquelle arrive l'auteur, concernant le temps de préservation de l'échantillon, rejoint celle de APHA (1975), la procédure

expérimentale utilisée par Ranchet (1981) n'est pas claire. Ainsi l'auteur n'indique pas clairement s'il utilise un ensemencement et sa nature si c'est le cas. La qualité et la quantité d'un ensemencement est très important lors de la mesure de la DBO selon Thomas (1940).

Ranchet (1981) procède à la décongélation à la température ambiante et il ne précise pas le temps de décongélation pas plus que le temps où l'échantillon est maintenu à la température ambiante avant son analyse. Cette méthode de décongélation est critiquable car le temps que l'échantillon demeure à la température ambiante, avant son analyse risque de fausser les résultats obtenus. Ainsi les travaux de Phillips et al. (1941) montrent une diminution de la DBO supérieure à 20 %, en moins de 8 heures, pour une température de préservation de 20 °C. Il n'est pas possible de savoir si la diminution dans les valeurs de la DBO obtenues par Ranchet (1981) sont attribuables à la congélation ou au temps de séjour à la température ambiante.

Les travaux cités précédemment ne permettent pas de savoir si la variation de la DBO, après décongélation, est attribuable à l'ensemencement ou à la température. Afin de pouvoir déterminer si la congélation affecte la nature du substrat il faut faire des essais où la DBO est mesurée avant et après congélation en utilisant un ensemencement

dont la nature est la même dans tous les essais. Il faut éviter que la température de décongélation n'affecte la nature du substrat polluant. Pour minimiser cet effet il faut décongeler l'échantillon dans un bain de glace. Lorsque l'échantillon est décongelé il faut amener sa température à la température d'analyse et APHA (1975) recommande procéder à l'analyse de la DBO le plus rapidement possible.

Chapitre 2

Procédure expérimentale

La procédure expérimentale est constituée de deux parties, une pour la phase d'acclimatation des micro-organismes et une pour la phase d'expérimentation. Chacune de ces phases a nécessité une procédure particulière.

2.1 : Acclimatation

Lors de l'ensemencement de micro-organismes dans une bouteille à DBO il faut que ces derniers soient habitués aux conditions du test: soit la température, le substrat et sa concentration, afin d'éviter une phase de latence. La quantité de micro-organismes ensemencés est faible par rapport à la quantité de substrat qui l'entoure. Pour acclimater les bactéries à ces conditions, des réacteurs biologiques séquentiels (RBS) sont utilisés, dont le temps de résidence hydraulique est de quatre jours et l'âge des boues est de 20 jours. Un temps de résidence hydraulique de 4 jours permet d'habituer les micro-organismes à une forte concentration en substrat alors que 20 jours d'âge des boues permet d'avoir une bonne variété de micro-organismes.

L'âge des boues est défini par le rapport entre la masse totale de biomasse dans le réacteur et la purge des boues. Dans un bioréacteur parfaitement agité comme celui de la figure 2,1 l'âge des boues s'exprime de la façon suivante:

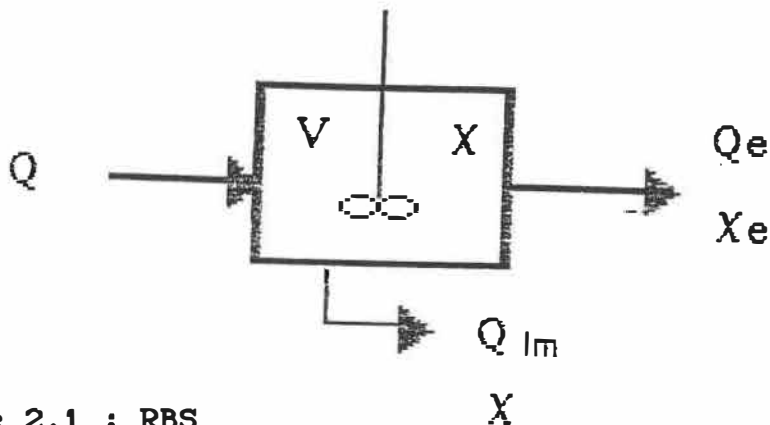


Figure 2,1 : RBS

Age des boues = θ_c = masse totale/ purge boues

$$\theta_c = \frac{V * X}{Q_e * X_e + Q_{lm} * X}$$

lorsque la perte de biomasse à l'effluent (X_e) est faible cette équation se simplifie ainsi:

$$\theta_c = V / Q_{lm} \quad (2,1)$$

où:

Q_e est le débit de l'effluent

Q_{lm} est le débit de liquide mixte

X_e est la concentration de biomasse dans l'effluent

X est la concentration en biomasse dans le réacteur

V est le volume du réacteur

Pour un réacteur de 1,5 litres, la purge de liquide mixte est donc:

$$Q_{lm} = V / \theta_c = 1\,500 \text{ ml} / 20 \text{ d} = 75 \text{ ml} / \text{d}$$

Le temps de résidence hydraulique (t_h) est défini comme le rapport entre le volume du réacteur et le débit, ainsi:

$$t_h = V / Q \quad (2,2)$$

en isolant Q

$$Q = V / t_h$$

pour un volume de 1,5 litres et un temps de résidence de 4 jours, le débit est:

$$Q = 1\,500 \text{ ml} / 4 \text{ d} = 375 \text{ ml} / \text{d}$$

le débit total, Q , est relié au débit de liquide mixte et au débit d'effluent par la relation:

$$Q = Q_{lm} + Q_e \quad (2,3)$$

Cette relation (2,3) fixe le débit d'effluent lorsque le débit de liquide mixte et le débit total sont connus. Ces débits étant eux- même fixés respectivement par les équations (2,1) et (2,2). Ainsi avec les débits trouvés précédemment :

$$Q_e = 375 \text{ ml/d} - 75 \text{ ml/d} = 300 \text{ ml/d}$$

En résumé, quotidiennement 0,075 litre de liquide mixte est prélevé afin de maintenir à 20 jours l'âge des boues. Suite à ce prélèvement l'aération est coupée, la décantation débute et dure une heure, à la suite de quoi 0,300 litre de surnageant est siphonné. L'aération est repartie et 0,375 litre de substrat est ajouté au RBS.

2,1,1 : Montage expérimental

L'aération est assurée par de l'air qui est préalablement passé au travers d'une colonne à garnissage. L'utilité de cette étape consiste à saturer l'air en humidité afin de diminuer les pertes de liquide, dans le réacteur, par évaporation. Chaque réacteur possède sa propre colonne à garnissage, l'eau qu'elle contient est à la même température que le RBS. Ainsi l'air alimentant les réacteurs se trouve refroidi, ce qui permet de contrôler plus facilement la température du réacteur.

Chaque réacteur est situé à l'intérieur d'un incubateur maintenu à température constante. La température est choisie en fonction de la nature de l'expérience. Ainsi pour la première partie (schéma 2) soit la caractérisation permettant d'obtenir K_e et le coefficient de température θ , quatre réacteurs maintenus à quatre températures différentes furent utilisés. Les températures des suivis furent 2 °C, 8 °C, 14 °C et 20 °C. Afin de s'assurer que la température désirée soit constante, une sonde thermique est introduite dans chacun des réacteurs et est reliée à un thermomètre situé à l'extérieur de l'incubateur. La lecture est effectuée à plusieurs reprises au cours de la journée. Durant les 20 jours d'acclimatation la température est maintenue constante à ± 1 °C. La figure 2,2 présente le schéma du montage.

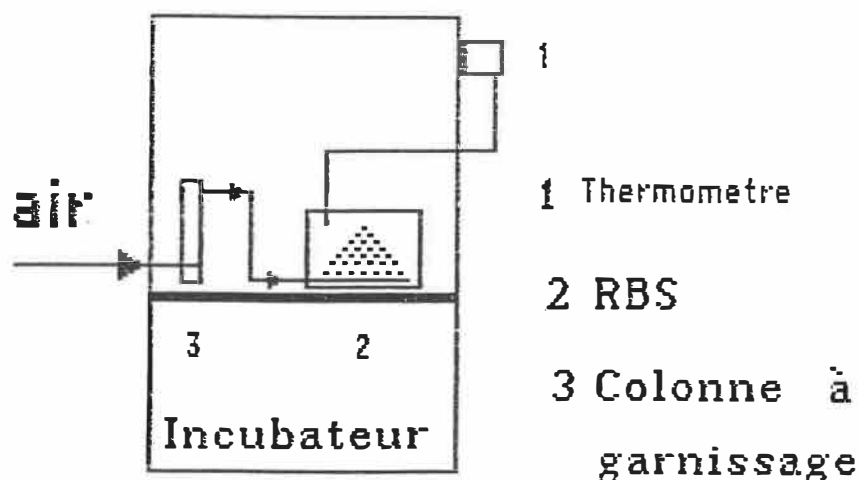


Figure 2,2 : Schéma du montage

Les expériences visant à répondre aux objectifs de la deuxième partie (schéma 3), la détermination de l'effet de l'augmentation de la charge industrielle, et celles de la troisième partie (schéma 4) permettant de déterminer l'effet de la congélation, sont toutes effectuées à 20 °C. Dans tous les cas, les réacteurs sont maintenus dans des incubateurs.

2,1,2 : Substrat polluant

Le substrat polluant utilisé est celui livré par l'équipe technique du MENVIQ et qui provient de la municipalité de St- Félix-de- Valois. L'échantillonnage pour la détermination de K_e et de θ (partie 1) est d'une durée de 24 heures; il est réalisé proportionnellement au débit. Les autres échantillonnages (partie 2 et 3) sont des échantillons instantanés. Sur réception de l'eau brute, cette dernière est homogénéisée et entreposée à 4 °C. Chaque jour un volume est prélevé, après homogénéisation. Cette quantité est divisée en volumes égaux et amenée à la température du RBS, afin de minimiser l'effet thermique du substrat sur la population de micro-organismes. L'alimentation des RBS se fait à partir de ce substrat acclimaté thermiquement. Cette procédure a été suivie durant les 20 jours de l'acclimatation.

Le substrat polluant utilisé pour la détermination de K_e et du facteur de température θ (partie 1) est un effluent mixte composé des eaux usées de deux abattoirs de volailles et des eaux usées domestiques.

Les eaux des abattoirs ont subi un pré-traitement consistant en une flottation à l'air dissous avec ajout de flocculant (Fe Cl_3). Ce type de pré-traitement peut entraîner la précipitation du phosphore et un débalancement des éléments nutritifs doit être envisagé. La contribution des abattoirs à la charge organique totale est inconnue.

Pour atteindre le deuxième objectif (partie 2), visant à déterminer l'effet de l'augmentation de la charge organique industrielle sur la biodégradabilité du mélange, deux effluents furent utilisés. Le premier est l'effluent domestique (sans contribution industrielle) de St-Félix-de-Valois et le second est celui d'un des deux abattoirs de volailles. Cette fois l'effluent industriel n'a pas été pré-traité. Lors de la réception de ces deux substrats (domestique et industriel) une partie de chacun est congelé afin d'effectuer subséquemment les suivis sur des substrats décongelés. Les deux effluents furent ensuite mélangés dans des proportions telles que le mélange résultant contenait 0%, 25%, 50%, 75% et 100% de la masse organique industrielle. Les cinq substrats ainsi obtenus

furent entreposés à 4° C durant toute l'acclimatation. Les conditions d'opération des RBS sont les mêmes pour les cinq réacteurs et sont identiques à celles déjà mentionnées. La température est la même pour tous les réacteurs RBS soit: 20° C $\pm$ 1° C. La séquence utilisée pour l'opération des RBS est la même que celle utilisée lors de la première partie.

2,1,3 : Composition des eaux usées

La constitution des échantillons mixtes d'eaux usées est effectuée à partir d'eau urbaine (qui ne contient pas d'eau industrielle), et d'eau industrielle (qui ne contient pas d'eau urbaine). Afin d'obtenir l'eau usée d'origine exclusivement urbaine, un échantillonnage de type instantané fut effectué lors d'une période de fermeture de l'industrie. Cet échantillon fut prélevé le dimanche, les industries étant fermées depuis le vendredi il n'y a plus de résidu industriel dans le réseau, et acheminé immédiatement à nos laboratoires. Sur réception, l'homogénéisation et la caractérisation de l'échantillon furent réalisées avant de le conserver à 4° C. La caractérisation de l'eau urbaine faite selon les méthodes décrites dans APHA (1975) se trouvent au tableau 2,1. Ce tableau indique les caractéristiques de l'eau reçue lors des deux échantillonnages. Le premier ayant servi à

acclimater la masse biologique au substrat, le second ayant servi aux suivis de la DBO.

Paramètre	échantillon frais pour acclimatation	échantillon frais pour expérimentation
DCO totale g/m ³	230	222
DCO soluble g/m ³	191	125
MES g/m ³	117	56
MVS g/m ³	106	*
pH	7,5	7,8
ALCALINITE g/m ³ - CaCO ₃	151	*

Tableau 2,1 : Caractéristiques, sur réception, de l'eau urbaine utilisée lors de la partie 2

* valeur non disponible

L'échantillon d'eau usée exclusivement industrielle fut prélevé le lundi matin à l'industrie même (un abattoir de volailles) et fut acheminé le jour même à nos laboratoires. Sur réception de l'eau, son homogénéisation ainsi que sa caractérisation furent effectuées. La

composition des différents mélanges de substrat fut effectuée la journée même; ils furent ensuite conservés à 4° C. Les caractéristiques de l'eau industrielle se trouvent au tableau 2,2. Lors de la période d'acclimatation les substrats sont conservés à 4° C. Les quatre échantillonnages nécessaires furent effectués par l'équipe technique du MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec).

Paramètre	échantillon frais pour acclimatation	échantillon frais pour expérimentation
DCO totale g/m ³	2 000	1 025
DCO soluble g/m ³	1450	817
MES g/m ³	232	102
MVS g/m ³	190	*

Tableau 2,2 : Caractéristiques, sur réception, de l'eau industrielle utilisée lors de la partie 2

* valeur non disponible

2,1,4 : Constitution des échantillons

La constitution des différents échantillons est effectuée sur la base du contenu massique organique, mesuré

comme DCO. Ce choix découle du fait que la mesure s'obtient rapidement (moins de 3 heures) puisqu'il est important de composer les échantillons le plus rapidement possible après leur réception. On désire constituer des échantillons dont 25 %, 50% et 75% de la masse en DCO soit d'origine industrielle et dont le reste du pourcentage de la DCO soit dû à l'effluent urbain. Le pourcentage massique est défini par:

$$\% \text{ Massique A} = \frac{\text{Masse du composé A}}{\text{Masse totale}} \quad (2,4)$$

Qui exprimé en terme de DCO devient:

$$\% \text{ DCOI} = \frac{V_i * S_i}{V_i * S_i + V_u * S_u} \quad (2,5)$$

où:

% DCOI est le % de la masse de la DCO industrielle dans le mélange

V_i et V_u est le volume d'eau usée industrielle et urbaine respectivement (l)

S_i et S_u est la concentration de matière organique de l'effluent industriel et urbain respectivement (g/m^3)

Le % DCO_i est fixé dans l'équation 2,5 et les mesures de S_i et S_u sont effectuées; pour déterminer les volumes nécessaires afin d'obtenir le mélange désiré l'équation suivante est considérée :

$$V_i + V_u = V_t = 1 \quad (2,6)$$

Un volume total unitaire de 1 litre est considéré ce qui permet d'effectuer la composition du volume de substrat désiré. Il en résulte deux équations: 2,5 & 2,6 et deux inconnus: V_i & V_u. Le système est résolu pour déterminer les volumes nécessaires pour réaliser les compositions. Les volumes d'eaux usées utilisés pour la préparation des différents mélanges se trouvent au tableau 2,3 pour la période d'acclimatation et au tableau 2,4 pour la période d'expérimentation.

% DCO _i	Eau industrielle V _i (l)	Eau urbaine V _u (l)
0 %	0,000	1,000
25 %	0,040	0,960
50 %	0,100	0,900
75 %	0,260	0,740
100 %	1,000	0,000

Tableau 2,3 : Volume d'effluent utilisé lors de la composition des échantillons pour la période d'acclimatation (partie 2)

% DCOi	Eau industrielle V_i (l)	Eau urbaine V_u (l)
0 %	0,000	1,000
25 %	0,065	0,935
50 %	0,180	0,820
75 %	0,395	0,605
100 %	1,000	0,000

Tableau 2,4 : Volume d'effluent utilisé lors de la composition des échantillons pour la période d'expérimentation (partie 2)

La DCO résultante du mélange peut être calculée à l'aide de l'équation suivante:

$$DCOr = \frac{V_i * S_i + V_u * S_u}{V_i + V_u} \quad (2,7)$$

où :

DCOr est la DCO résultant du mélange.

Ces valeurs sont présentées au tableau 2,5 pour chacune des phases de cette partie du projet.

% DCO _i	Acclimatation DCO (g/m ³)	Expérimentation DCO (g/m ³)
0 %	230	222
25 %	301	274
50 %	407	366
75 %	690	539
100 %	2 000	1 025

Tableau 2,5 : DCO calculée pour les différentes compositions effectuées (partie 2)

Afin de s'assurer, lors du début des tests de DBO, que les mélanges sont bien ceux que l'on désire, la DCO des mélanges est mesurée. Les résultats sont comparés aux valeurs "théoriques" et présentés au tableau 2,6.

% DCOi	DCO calculée (g/m ³)	DCO mesurée (g/m ³)
0 %	222	222
25 %	274	251
50 %	366	367
75 %	539	518
100 %	1 025	1 025

Tableau 2,6 : Comparaison entre la DCO calculée et la DCO mesurée (lots ayant servis aux caractérisation) (partie 2)

Les échantillons ainsi constitués sont représentatifs des pourcentages massiques en substrat des eaux industrielles dans le mélange. La méthode de constitution des échantillons est simple et facile à vérifier.

2.2 Caractérisations biocinétiques

La mesure de la DBO s'effectue à l'aide d'un DBOmètre manométrique dont le fonctionnement est expliqué au chapitre précédent. La présente section portera sur le choix de l'échelle, la procédure d'ensemencement, les produits chimiques ajoutés.

2,2,1 : Choix de l'échelle optimum

Le DBOmètre est livré par le manufacturier avec quatre échelles prégraduées en mg/l de DBO. Ces échelles sont présentées au tableau 2,7, le volume de liquide nécessaire pour mesurer la DBO maximale de l'échelle s'y trouve également.

Echelle (mg/l)	volume liquide (ml)
0 - 35	420
0 - 70	355
0 - 350	160
0 - 700	95

Tableau 2,7 : Echelle du DBOmètre pour les différents volumes d'effluent utilisé

Afin de déterminer l'échelle optimale à utiliser, la mesure de la DCO du substrat polluant est effectuée; c'est en fonction de ce résultat que l'échelle est choisie. Ainsi pour une DCO se situant entre 70 et 350 g/m³ c'est l'échelle 0 - 350 qui est choisie. Pour un effluent urbain on peut se fier au rapport DBO/ DCO usuel, cependant lorsqu'un effluent industriel est mélangé à l'effluent urbain ce rapport varie en fonction de la nature de l'effluent industriel et de sa contribution à la charge organique. Lorsqu'on est en présence d'un effluent mixte et que la DCO est légèrement supérieure à la limite

supérieure de mesure d'une échelle, deux échelles sont retenues. Une des échelles est choisie afin de permettre la mesure d'une DBO équivalant au double de la valeur prévue et ainsi avoir des suivis sécuritaires. Dans ces conditions il y aura un des suivis sur une des deux échelles qui sera optimum.

2,2,2, : Procédure d'ensemencement

L'ensemencement de l'effluent problème est effectué avec la biomasse contenue dans le surnageant du RBS. Le surnageant utilisé est celui du RBS ayant été acclimaté aux conditions de mesure de la DBO, à savoir: la température et le substrat. Le prélèvement du surnageant est effectué, après une heure de décantation statique, au moyen d'un siphon afin de ne pas perturber le lit de boue et ainsi entraîner une trop grande quantité de biomasse. Le surnageant est ensuite aéré pour une période d'environ une heure, afin d'éviter qu'une trop grande quantité de micro-organismes ne meurt par manque d'oxygène. Durant l'aération le surnageant est maintenu à la même température que celle du RBS dont il provient.

Après la période d'aération du surnageant, la biomasse peut êtreensemée dans le substrat polluant. Le volume d'effluent nécessaire à tous les essais est mesuré et un volume de 10 % de surnageant est ajouté. Après l'homogénéisation du mélange le volume pour chacun des essais est mesuré et distribué dans les bouteilles à DBO. En utilisant une telle procédure les manipulations sont minimisées ainsi que les erreurs qui y sont associées. Il reste à ajouter les produits chimiques essentiels.

2,2,3 : Produits chimiques ajoutés

Des produits chimiques sont utilisés afin de s'assurer de mesurer la DBO dans les meilleures conditions.

Le premier produit est constitué d'éléments nutritifs (azote, phosphore ...) afin d'assurer une croissance optimale des micro-organismes. La carence de ces éléments est limitative pour la croissance de ces derniers et la DBO résultante serait biaisée. Selon Hach et al. (1982) le produit que recommande le fabricant du DBOmètre et qui est celui utilisé, contient les produits nécessaires pour fabriquer l'eau de dilution de l'APHA (1975). Ce produit a l'avantage d'être emballé séparément en quantité suffisante pour un volume de 300 ml. De plus chaque contenant est stérilisé afin d'éviter la croissance de moisissures, cause du problème majeur rencontré avec la méthode usuelle de mesure de la DBO (Hach et al 1982). Un autre produit chimique est utilisé, il sert à inhiber les bactéries nitrifiantes.

Plusieurs produits chimiques ont fait l'objet d'une étude par Young (1973) afin de déterminer le plus efficace pour contrôler la nitrification dans les bouteilles à DBO. Le produit le plus efficace pour inhiber les bactéries nitrifiantes, sans inhiber les autres types de bactéries et qui conserve ses propriétés à long terme (environ 20 jours), est le TCMP (2- chloro - 6 - (trichlorométhyle) pyridine); c'est ce produit qui est utilisé. Chacune des bouteilles de chaque DBOmètre a reçu la quantité nécessaire de TCMP afin de prévenir la nitrification.

Lorsque l'ensemencement est complété, que le volume d'eau usée ensemencée est distribué dans les bouteilles à DBO et que les produits chimiques sont ajoutés, les DBOmètres sont placés dans les incubateurs. Lorsque l'équilibre thermique est atteint, le test peut débuter. La lecture de la DBO est effectuée à tous les jours à heure fixe. Ces mesures sont prises durant 20 jours.

Chapitre 3

Résultats et discussion

L'analyse des résultats se fera en trois parties, représentant les trois grandes étapes de l'expérimentation. D'abord les résultats des suivis permettant de déterminer K_e et θ seront examinés. En second lieu les résultats permettant de relier K_e à l'augmentation de la charge organique industrielle seront traités. Finalement, l'effet de la congélation sera examiné.

3.1 Partie 1: caractérisation de K_e et θ

Les résultats de cette section sont traités en deux volets. Le premier consiste à déterminer la meilleure méthode de traitement des données entre la méthode de Thomas et celle des moindres carrés. Le second volet réalise la caractérisation de K_e et θ selon la méthode retenue dans le premier volet.

La détermination de θ demande de suivre K_e à différentes températures afin de déterminer les paramètres de l'équation $\ln(K_e) = f(T)$. Pour ce faire quatre suivis à quatre températures (2 °C, 8 °C, 14 °C, 20 °C) sont effectués. Durant l'expérimentation, l'incubateur dont la température est de 8 °C à fait défaut de sorte que le suivi doit être repris. Ce nouveau suivi est fait avec un

échantillon d'eaux usées, qui lors de la réception de l'échantillon avait été congelé. Les résultats des suivis sur l'effluent décongelé seront traités à la section 3,3 concernant l'effet de la congélation sur K_e .

3,1,1 premier volet: Thomas versus moindres carrés

L'évaluation des constantes K_e et L_0 par la méthode de Thomas (1950) et celle des moindres carrés fournit des valeurs différentes. L'écart entre ces valeurs est important et varie entre 15 et 45 %. On trouve au tableau 3,1 les valeurs obtenues avec l'effluent mixte utilisé lors de la première partie de la recherche, suivi fait sur l'échantillon frais.

Température °C	Thomas		moindres carrés	
	K_{e1} d ⁻¹	L_0 g/m ³	K_{e1} d ⁻¹	L_0 g/m ³
2	0,23	148	0,27	131
14	0,32	205	0,58	166
20	0,31	208	0,53	170

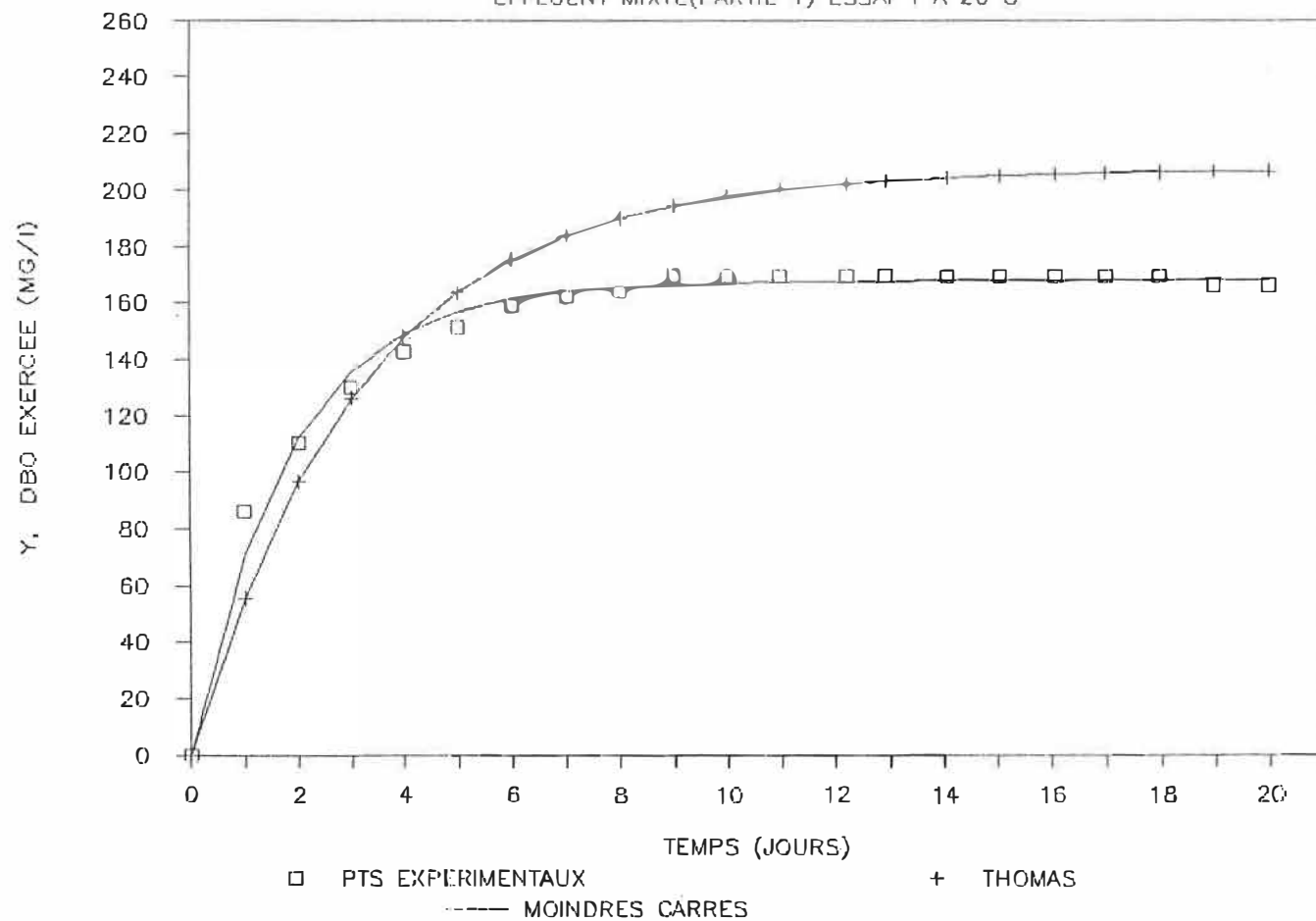
Tableau 3,1 : Comparaison entre la méthode de Thomas et celle des moindres carrés, effluent mixte (partie 1)

Afin de mieux visualiser ces écarts, les valeurs expérimentales sont portées en graphique et les courbes théoriques sont représentées. Ces courbes sont obtenues en utilisant l'équation (1,5) avec les constantes déterminées par la méthode de Thomas ou celles des moindres carrés (dont les valeurs du tableau 3,1 sont les moyennes des deux essais optimaux). En variant le temps dans l'équation (1,5) on obtient la valeur de la DBO exercée (Y) que l'on trace sur le graphique de la DBO en fonction du temps. C'est ce qui se trouve sur le graphique 3,1, qui est un exemple type alors que les autres courbes, pour les autres essais, sont regroupées à l'annexe A et les données expérimentales se trouvent à l'annexe B.

L'examen du graphique 3,1 permet de constater que la courbe obtenue par la méthode de Thomas s'écarte sensiblement des points expérimentaux après une période de cinq jours. Le même phénomène est observé pour tous les essais faits sur le substrat frais (annexe A). La courbe obtenue par la méthode des moindres carrés passe par l'ensemble des points expérimentaux. Ce résultat était prévisible puisque la méthode est conçue afin que l'écart entre les points expérimentaux et les points théoriques soit minimum.

GRAPHIQUE 3,1: DBO EXERCEE

EFFLUENT MIXTE(PARTIE 1) ESSAI 1 A 20 C



La déviation de la méthode de Thomas s'explique facilement; on se rappellera qu'elle provient de la similitude du développement en série de deux fonctions dont les trois premiers termes sont identiques alors que le quatrième diffère légèrement. Lorsque la DBO mesurée se rapproche de la DBO ultime, l'erreur engendrée par la série augmente; selon l'auteur (Thomas) la méthode est valable tant que la DBO mesurée n'a pas atteint 90 % de la DBO ultime. Pour les essais fait à 2 °C, on atteint cette valeur après 9 à 10 jours alors qu'il faut environ 5 à 6 jours à 14 °C et 20 °C. C'est à ce moment que les courbes obtenues commencent à s'écarter des points expérimentaux.

La méthode des moindres carrés exige la détermination de Y' qui est calculée numériquement. Une mauvaise approximation de Y' peut engendrer des écarts importants dans la valeur de K_e . Ainsi la superposition de la courbe d'ajustement sur les points expérimentaux doit être le critère final afin de juger l'exactitude de K_e .

Avec le traitement des données pour des périodes de 3 à 5 jours, les valeurs de K_e prédites par la méthode de Thomas se rapprochent des valeurs obtenues par la méthode des moindres carrés. L'écart entre les valeurs est alors de ± 15 %, comme on peut le constater en examinant le tableau 3,2, ce qui semble confirmer que l'écart associé à la méthode de Thomas est diminué lorsque la DBO mesurée est

inférieure à 90 % de la DBO ultime. On remarquera également que la valeur de K_e obtenue par la méthode de Thomas pour des périodes de 3 à 5 jours est parfois plus grande et parfois plus petite que celle obtenue par la méthode des moindres carrés. Pour une période de vingt jours, K_e obtenue par Thomas est toujours plus petite que celle obtenue par les moindres carrés alors que la DBO ultime, calculée par Thomas est toujours plus grande (tableau 3,1). Ces observations sont en accord avec celles de Marske et al.(1972). La méthode de Thomas apparaît valable pour des suivis de moins de cinq jours (à 20 °C) alors qu'elle présente des écarts importants pour des suivis plus longs. La méthode des moindres carrés modélise mieux les suivis expérimentaux mais son utilisation est plus laborieuse.

Température	Thomas			moindres carrés		
	$K_e \text{ (d}^{-1}\text{)}$			$K_e \text{ (d}^{-1}\text{)}$		
Température	5 d	4 d	3 d	5 d	4 d	3 d
2 °C	0,52	0,58	0,67	0,49	0,51	0,64
14 °C	0,65	0,70	0,81	0,74	0,72	0,80
20 °C	0,57	0,61	0,66	0,62	0,64	0,67

Tableau 3,2 Valeur de K_e calculées pour une période de 3 à 5 jours, effluent mixte (partie 1)

Les conséquences de ces observations pour le concepteur font que la méthode de Thomas, pour un suivi expérimental long, fournit des valeurs de design sécuritaires. En effet en se rapportant à l'équation 1,3 on se rend compte qu'une valeur de K_e plus petite, pour une même efficacité de traitement, demande un temps de résidence hydraulique plus long et donc des volumes d'étang plus grands. En réalité c'est l'efficacité de traitement qui sera supérieure à celle ayant servi à faire le design.

3,1,2 deuxième volet: Traitement des données par la méthode des moindres carrés

A la lumière du volet précédent on peut déterminer les valeurs des constantes biocinétiques K_e , L_0 et θ pour les trois températures étudiées, pour l'échantillon frais et estimer la valeur manquante. Les valeurs rapportées sont celles obtenues par la méthode des moindres carrés; K_e est exprimée dans la base népérienne (base e) à partir de mesure de DBO et n'inclut pas la nitrification alors que l'effluent est complété avec des éléments nutritifs . Les valeurs pour l'échantillon de substrat frais (effluent mixte, partie 1) se trouvent au tableau 3,3.

Température °C ± 1	Frais	
	K_e d^{-1}	L_o g/m^3
2	0,27	131
8	0,37	*
14	0,58	166
20	0,53	169
θ	1,04	

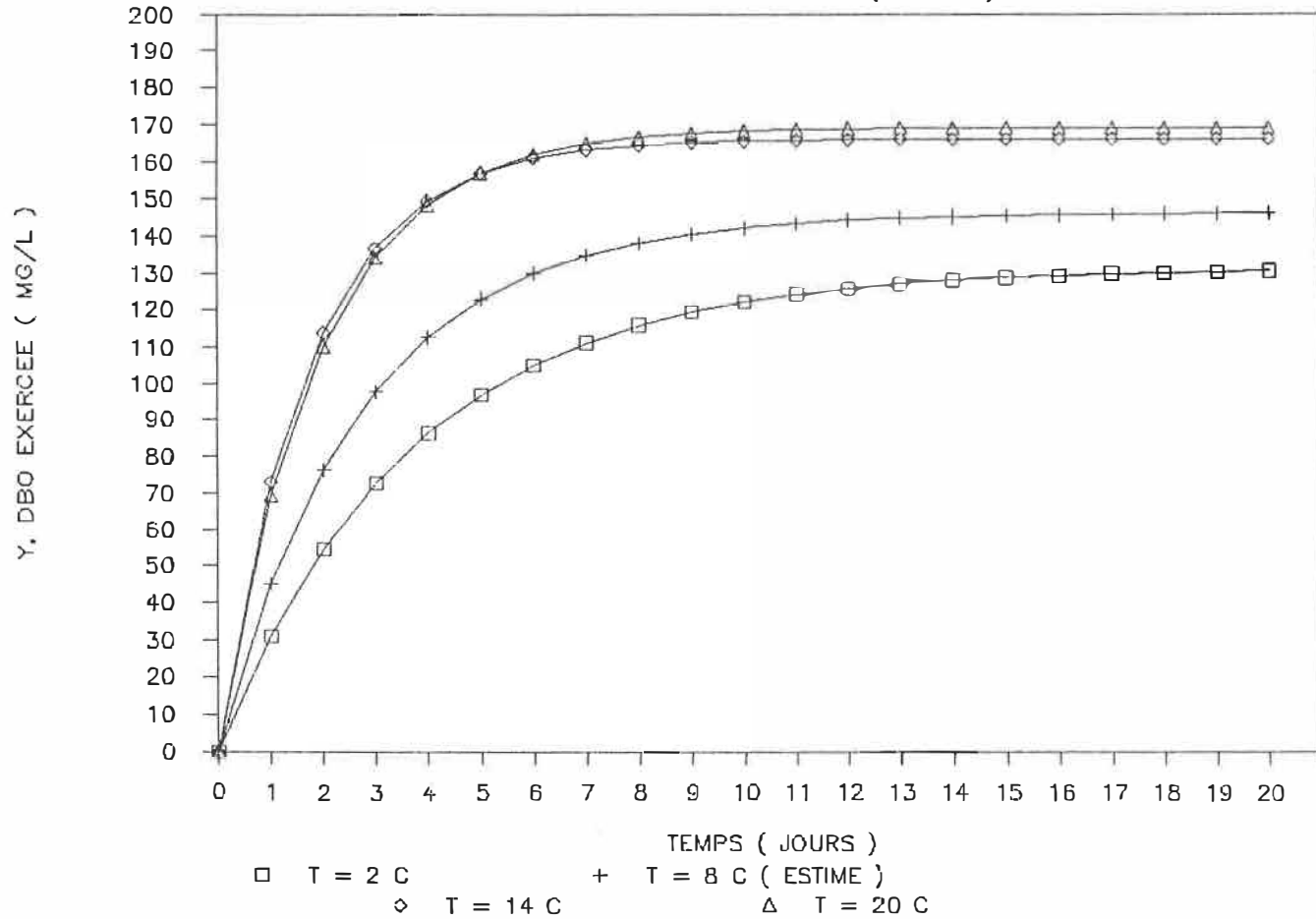
Tableau 3,3: Constantes biocinétiques; échantillon frais, effluent mixte (partie 1)

L'estimation de la valeur de K_e à 8 ° C, contenue dans la case marquée par un *, s'effectue à l'aide de θ. Le graphique 3,2 présente les quatre courbes obtenues avec les valeurs des constantes du tableau 3,3.

La détermination de la valeur de θ est faite à l'aide du graphique 3,3 qui présente le $\log K_e = f(T)$. Cette valeur est 1,04, pour l'échantillon frais. Dans ce cas particulier l'utilisation du logarithme dans la base e ou la base 10 n'influence pas la valeur de θ puisqu'elle est évaluée en prenant l'antilogarithme. Ainsi pour un graphique fait dans la base 10, θ est obtenu en prenant la pente alors que dans la base e, θ s'obtient en faisant la pente.

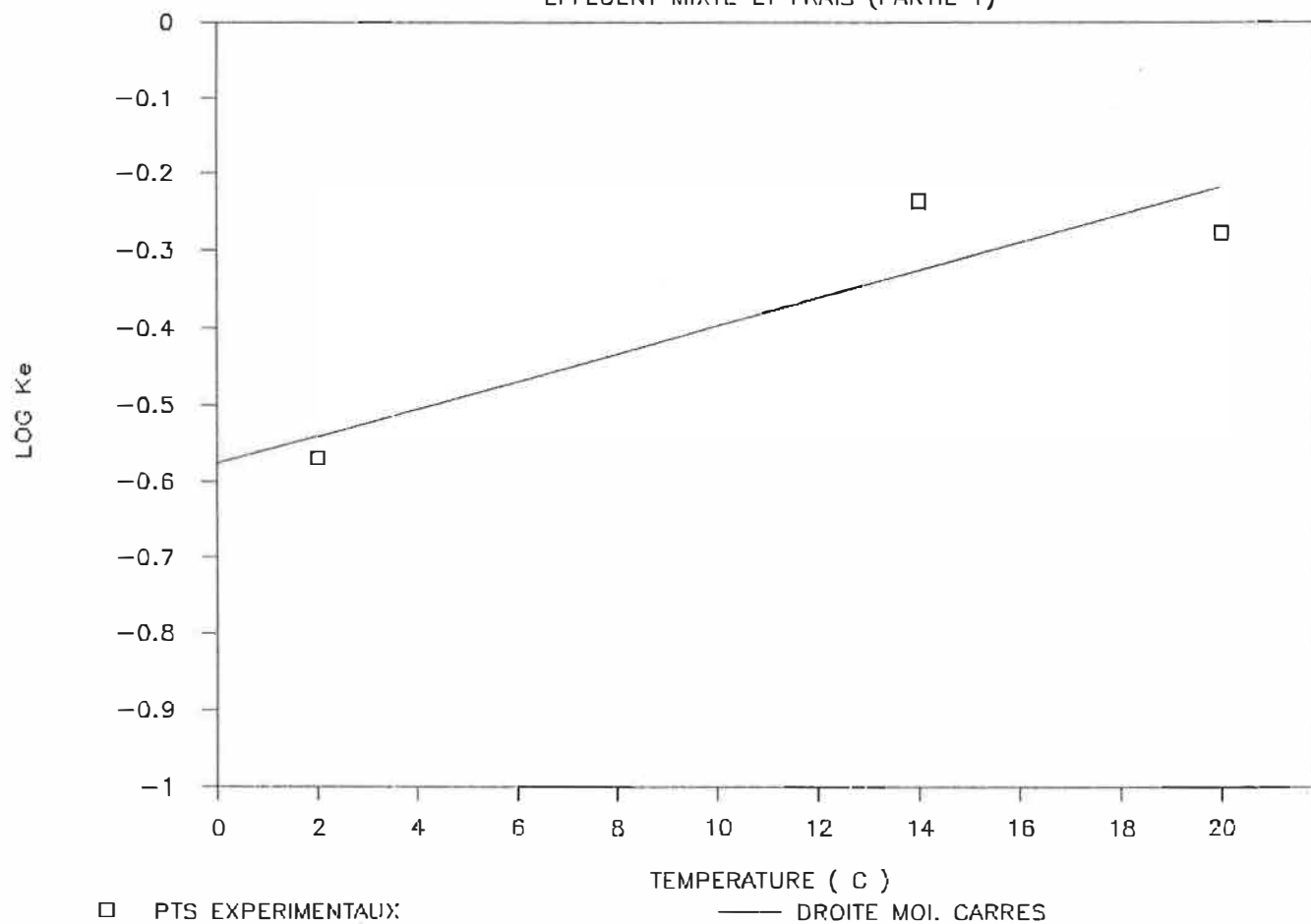
GRAPHIQUE 3,2: DBO EXERCEE MOYENNE VS T

EFFLUENT MIXTE ET FRAIS (PARTIE 1)



GRAPHIQUE 3,3: K_e EN FONCTION DE T

EFFLUENT MIXTE ET FRAIS (PARTIE 1)



L'examen des valeurs de K_e présentées au tableau 3,3 indique une valeur de K_e plus grande à 14 °C qu'à 20 °C. Ceci peut être attribuable à un changement dans la population microbienne qui survient près de 15 °C. La figure 1,6 fait état du taux de croissance des différents types de micro-organismes; pour des bactéries de type mésophile, le taux de croissance ainsi que la valeur de K_e sont faibles à 20 °C. Pour la température de 15 °C, les micro-organismes de type psychrophile auront un taux de croissance près du maximum. Les résultats obtenus sont en accord avec ceux de Gotaas (1948) qui a déterminé un changement dans la valeur de θ à 15 °C.

3,2 Partie 2: détermination de $K_e = f(DCO)$

L'effet de l'augmentation de la charge organique industrielle sur la valeur de K_e est déterminé à l'aide de cinq suivis de la DBO pour cinq compositions différentes. La composition est effectuée à partir de deux échantillons d'eaux usées prélevés de façon instantanée. Un des échantillons est un effluent urbain sans contribution industrielle et l'autre est un effluent industriel sans contribution urbaine. Le mélange de ces deux effluents est effectué selon les proportions indiquées au tableau 2,6. Cela permet d'obtenir cinq substrats dont la fraction d'eau industrielle varie de 0 à 100 % par tranche de 25 %.

Les résultats obtenus seront traités en deux volets. Dans le premier, les valeurs de K_e seront présentées ainsi que les courbes s'y rattachant. Dans le second volet, la relation entre K_e et le pourcentage d'eau industrielle sera présentée.

3,2,1 premier volet: caractérisations biocinétiques

Les courbes de la DBO obtenues ne présentent pas la deuxième phase attribuée aux bactéries nitrifiantes; l'inhibiteur ajouté est donc efficace. Les valeurs de K_e et L_0 obtenues représentent donc la phase carbonnée. Ces valeurs sont présentées au tableau 3,4. La méthode des moindres carrés est utilisée pour la détermination de ces constantes.

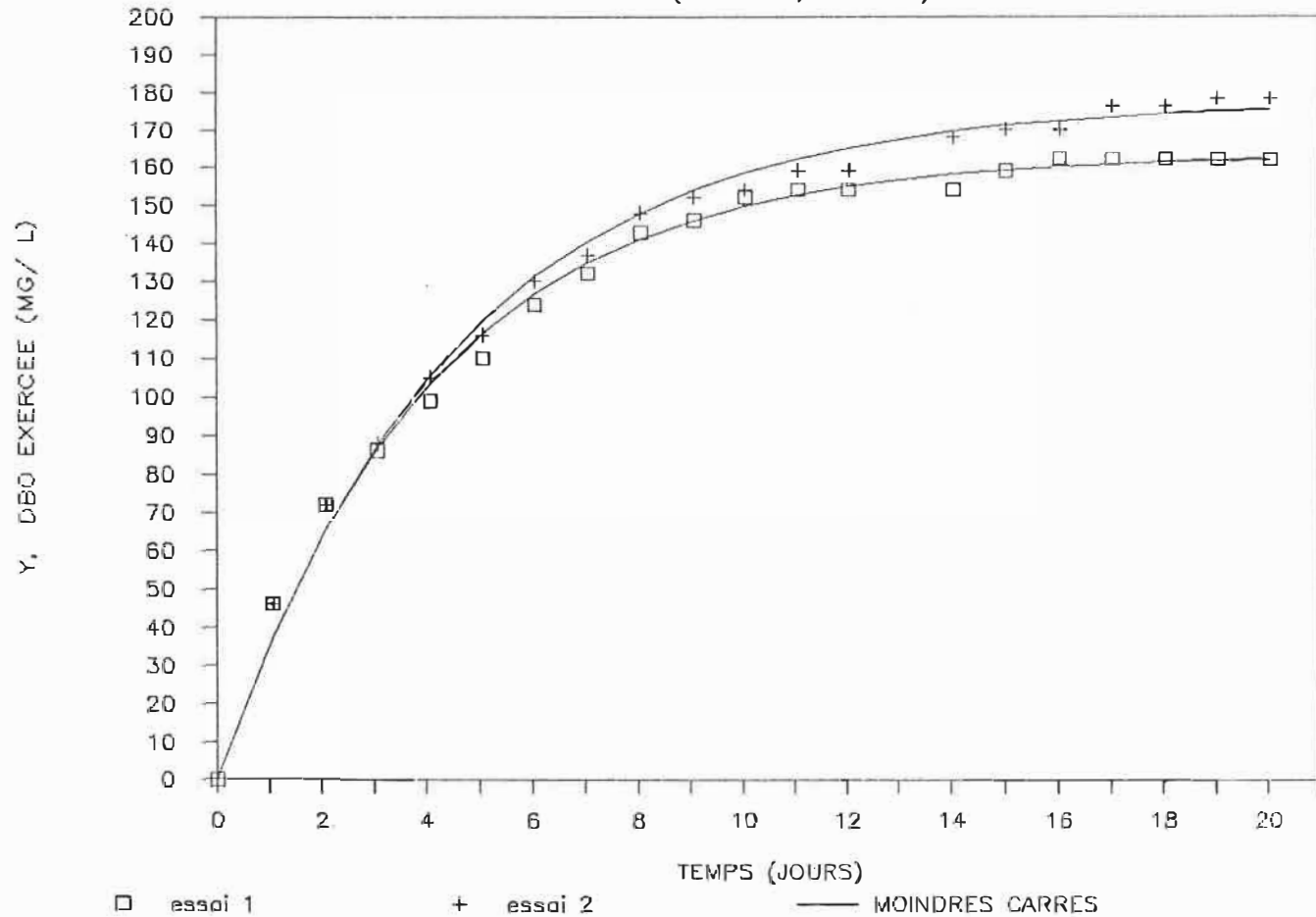
% DCOI	K_e (d^{-1})	L_{O3} (g/m^3)
0 %	0,23	172
25 %	0,27	184
50 %	0,40	264
75 %	0,47	402
100 %	0,53	727

**Tableau 3,4: Constantes biocinétiques obtenues à 20 °C;
effluent composé (partie 2)**

Ces valeurs sont obtenues en faisant la moyenne des deux essais réalisés dans les conditions optimales de mesure de la DBO. On trouve les courbes pour l'eau urbaine (0 % DCOI) sur le graphique 3,4, les autres graphiques se trouvent à l'annexe C. On trouve à l'annexe D les valeurs de la DBO en fonction du temps pour les cinq concentrations de suivi.

GRAPHIQUE 3,4: DBO EXERCEE VS TEMPS

EAU URBAINE (0 %DCO i, PARTIE 2) T=20 C



Lorsque l'on compare la valeur de K_e obtenue pour l'effluent municipal avec la valeur proposée dans les notes techniques du MENVIQ (1982), on constate que la valeur ainsi obtenue est inférieure à la moyenne ($0,37 \text{ d}^{-1}$) mais qu'elle se situe dans la plage des valeurs proposées. Tétreault (1983) obtient des valeurs de K_e de $0,21 \text{ d}^{-1}$, pour un effluent municipal alors que Eckenfelder (1982) rapporte des valeurs de $0,23 \text{ d}^{-1}$ pour le même type d'effluent. Rouques pour sa part rapporte des valeurs de K_e variant de $0,35$ à $0,39 \text{ d}^{-1}$ pour des effluents municipaux. La valeur de K_e obtenue pour l'effluent municipal se compare aux valeurs trouvées par d'autres chercheurs.

Il est impossible de comparer les autres valeurs de K_e , obtenues pour les mélanges de l'effluent industriel avec l'effluent urbain, car aucun auteur ne fait mention de telles constantes pour le même type d'effluent.

3,2,2 deuxième volet: modélisation

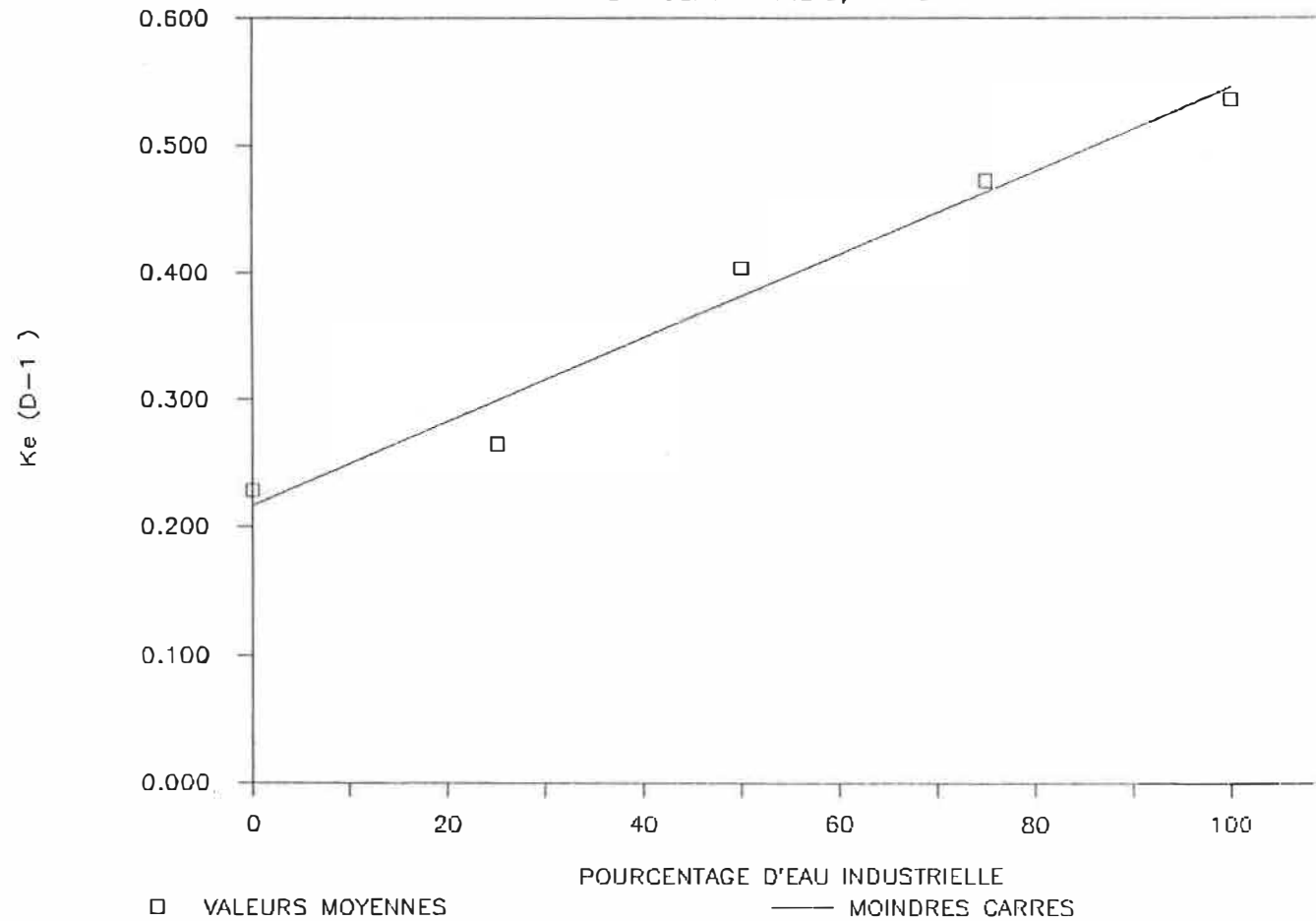
Dans le but de déterminer s'il existe une relation entre K_e et le pourcentage d'eau industrielle, un graphique des valeurs de K_e en fonction du pourcentage massique de la DCO industrielle est tracé. Le graphique 3,5 présente les valeurs moyennes de K_e (pour les deux suivis les plus précis à chacune des compositions) en fonction du % DCOi. Une relation linéaire permet de relier K_e au pourcentage de DCO industrielle dans le mélange utilisé. Le coefficient de régression linéaire (r^2) est de 0,97, ce qui indique qu'une droite est satisfaisante pour décrire le phénomène expérimental étudié. L'équation de cette dernière est:

$$K_e \text{ (\%)} = 0,22 + 3,29 \times 10^{-3} \times \% \text{ DCO i}$$

Afin de déterminer la meilleure forme d'équation pouvant décrire les données expérimentales d'autres régressions ont été essayées. Parmi celles vérifiées mentionnons la forme semi-logarithmique ($Y = a + b \ln X$) et la forme exponentielle ($Y = ae^{bX}$). Dans tout les cas de moins bons ajustements de courbe sont obtenus, le coefficient de corrélation r^2 étant inférieur à celui obtenu avec la régression linéaire.

GRAPHIQUE 3,5: K_e EN FONCTION DU % DCOi

EFFLUENT PARTIE 2, T = 20 C



Pour évaluer si la relation linéaire obtenue est indépendante de la méthode de détermination des constantes, le même traitement de données pour les valeurs de K_e estimées par la méthode de Thomas (1950), est effectué. La relation linéaire s'est avérée la meilleure pour décrire le phénomène observé. Néanmoins, avec la méthode de Thomas, les coefficients de corrélation r^2 , obtenus pour les régressions linéaires de $K_e = f(\% \text{ DCO l})$ sont inférieurs à ceux obtenus pour les valeurs de K_e estimées par la méthode des moindres carrés.

Pour chaque concentration étudiée quatre essais avaient été réalisés: deux essais dans les conditions optimum de mesure de la DBO et deux essais incluant un facteur de sécurité sur la mesure de la DBO. Ces suivis sont moins précis, pour les raisons expliquées antérieurement. Les valeurs de K_e obtenues pour les quatre essais ont été modélisées et la relation linéaire est toujours la meilleure méthode d'ajustement des points expérimentaux, les deux "suivis de sécurité" n'ont pas été considérés dans le traitement des données donnant lieu aux résultats présentés dans le tableau 3,4.

Il est difficile de comparer les constantes bio-cinétiques obtenues dans cette section et celles obtenues à la section 3,1, qui normalement devraient se situer sur la

drolte. En effet, dans le présent cas, l'effluent industriel (partie 2) n'a pas subi de pré-traitement physico-chimique comme ce fut le cas pour l'effluent (partie 1) dont les constantes caractéristiques sont présenté dans le tableau 3,3.

3,3 Partie 3: effet de la congélation sur K_e

Lors de la caractérisation de l'effluent mixte afin de déterminer les constantes K_e et θ , le suivi fait à 8 °C à dû être repris, sur un lot d'échantillons décongelés, suite à un bris d'équipement. Trois suivis ont été réalisés (à 2°, 8 °, et 20 °C) avec le même substrat qui avait été congelé (effluent mixte industrie-abattoir partie 1), lors de la réception de l'échantillon de l'eau usée. De ces trois suivis, deux sont des répétitions des suivis faits à 2 °C et 20 °C et qui ont donné lieu aux constantes présentées au tableau 3,5. Ces deux suivis sont effectués afin d'avoir des valeurs de comparaison pour critiquer la validité de la valeur à 8 °C.

Une seconde série d'expériences est faite afin de d'évaluer l'effet de la congélation. Ces expériences sont effectuées avec deux substrats. Le premier est d'origine urbaine alors que le second est d'origine industrielle. Pour ces suivis une acclimatation de 20 jours est effectuée pour chacun des substrats; une partie des substrats est

congelée sur réception. Après les 20 jours d'acclimatation, un second échantillonnage est effectué et les suivis de la DBO débute. Une partie de ce nouvel échantillon est congelé. Le substrat ayant servi à l'acclimatation et qui fut congelé est dégelé et sert à une nouvelle acclimatation pendant une période de 20 jours. A la suite de cette acclimatation sur du "décongelé", un suivi de la DBO est effectué avec le second substrat qui a été congelé. La température des suivis est maintenue constante à 20 °C.

Les résultats sont présentés en deux volets. Le premier volet s'attadera aux résultats obtenus à 8 °C pour le substrat décongelé alors que le second volet sera consacré aux essais à 20 °C fait avec les 2 substrats (industriel, urbain).

3,3,1 premier Volet: caractérisation à 2°, 8°, 20°C sur du "décongelé"

Les trois suivis furent réalisés (2 °C, 8 °C, 20 °C) , en utilisant la même procédure que précédemment. Le temps d'acclimatation des micro-organismes ne fut que de 7 jours au lieu de 20 jours, faute de réserve suffisante de substrat, lequel était constitué de ce qui restait des suivis de la DBO entrepris 20 jours plus tôt et conservé à 4 °C durant cette période. Un test de DCO montre une

diminution de l'ordre du tiers; c'est donc dire que la qualité du substrat d'acclimatation n'est pas, à priori, la même que celui utilisé lors de la première acclimatation.

Le substrat décongelé qui est utilisé lors des suivis de reprise est le même que celui utilisé pour évaluer K_e aux différentes températures: 2°, 14°, 20°. En effet, sur réception du substrat, une partie avait été congelée. Lors de la décongélation, toutes les précautions furent prises afin d'éviter toute dégradation de l'eau brute. La décongélation s'est effectuée à 4 °C. Une fois décongelé l'échantillon est amené à la température de l'expérience et la procédure de mesure de la DBO débute. Pour vérifier la qualité du substrat décongelé, sa DCO fut mesurée et la même valeur que celle mesurée sur réception de l'eau brute originale fut obtenue.

Pour pouvoir apprécier l'effet de la congélation sur les données obtenues à 8 °C, les suivis à 2 °C et 20 °C sont refaits, afin de comparer les résultats obtenus sur l'échantillon frais et l'échantillon décongelé. On constate en examinant le tableau 3,5 que les valeurs de K_e et de L_0 , obtenues par la méthode des moindres carrés, sont différentes.

	échantillon frais		échantillon décongelé	
	2 °C	20 °C	2 °C	20 °C
K_e d-1	0,27	0,53	0,24	0,53
L_o g/m ³	131	169	99	109

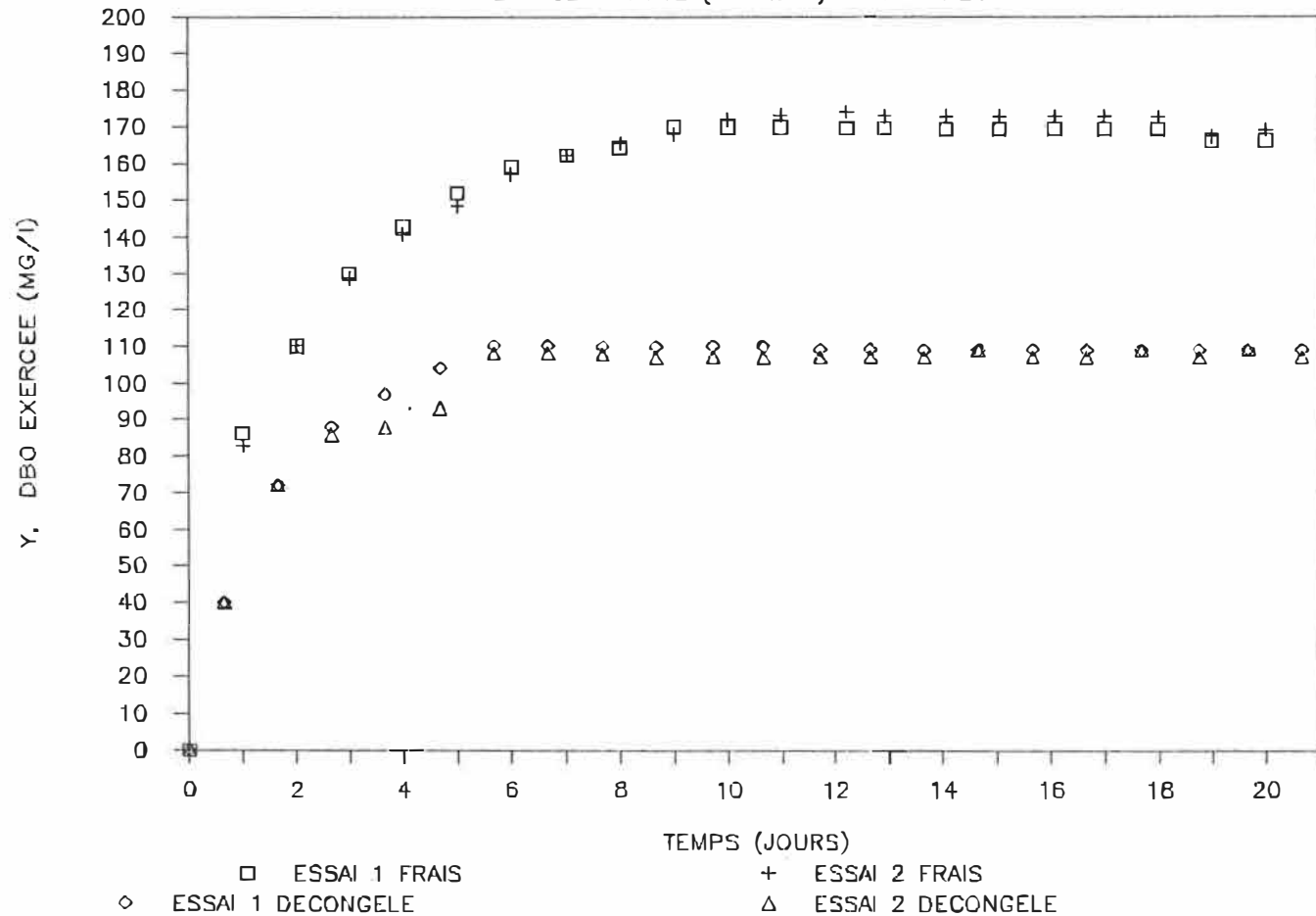
Tableau 3,5: Constantes biocinétiques; essais frais et décongelé, effluent mixte (partie 1 de l'expérimentation)

Les résultats types des 20 jours du suivi sont présentés sur les graphiques 3,6 et 3,7 pour les suivis à 20 °C et à 2 °C respectivement. Les courbes obtenues ont une forme typique. Il n'y a pas de période de latence pour les courbes obtenues avec le substrat frais, ce qui indique que l'ensemencement est adéquat. Les courbes obtenues avec le substrat décongelé présente une légère période de latence pour les essais faits à 2 °C; cette période varie de un à deux jours. On retrouve uniquement la première phase de la DBO, l'inhibition des bactéries nitrifiantes ayant été efficace.

Les valeurs de K_e obtenues avec l'échantillon congelé sont près des valeurs obtenues avec l'échantillon frais,

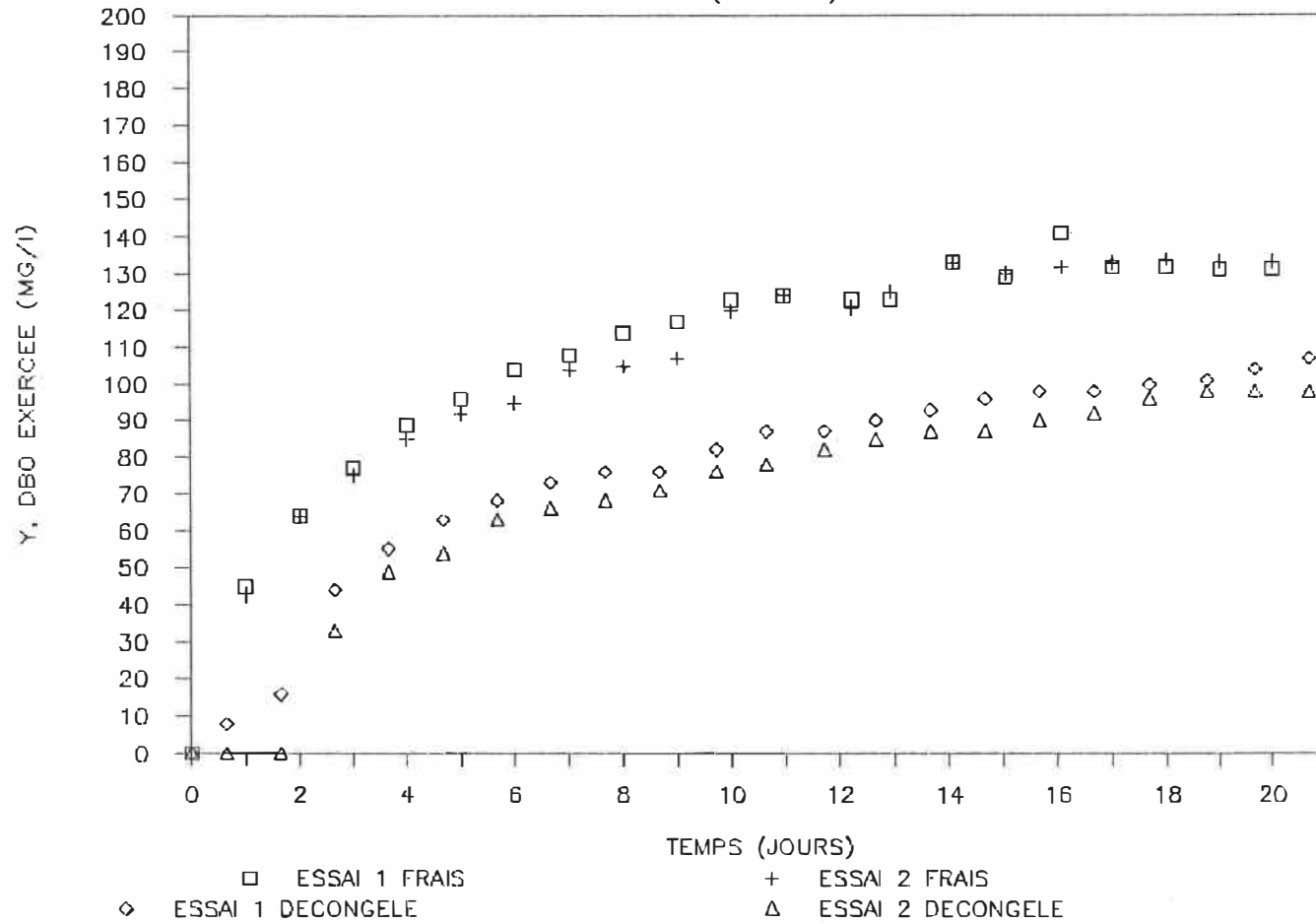
GRAPHIQUE 3,6: DBO EXERCEE VS TEMPS

EFFLUENT MIXTE (PARTIE 1) ESSAIS A 20 C



GRAPHIQUE 3,7: DBO EXERCEE VS TEMPS

EFFLUENT MIXTE (PARTIE 1) ESSAIS A 2 C



Les valeurs de K_e obtenues avec l'échantillon congelé sont près des valeurs obtenues avec l'échantillon frais, particulièrement à 20 °C, où il n'y a pas eu de période de latence. L'écart entre ces valeurs est d'environ 1 % alors qu'à 2 °C où il y a eu une période de latence cet écart passe à environ 13 %. La valeur de L_0 montre un écart plus important, se situant entre 25 % et 35 %. La valeur de L_0 de l'échantillon frais est plus élevée que celle de l'échantillon congelé.

Ces trois nouvelles valeurs de K_e permettent de calculer un nouveau θ . Le tableau 3,6 résume ces valeurs.

Température °C ± 1	décongelé K_e d^{-1}	L_0 g/m^3
2	0,24	99
8	0,22	119
14	0,37	*
20	0,53	109
θ	1,05	

Tableau 3,6: Constantes blocinétiques pour l'échantillon décongelé, effluent mixte (partie 1 de l'expérimentation)

* valeur estimée à partir de θ .

3,3,2 deuxième volet: effet de la congélation à 20 °C

Les suivis expérimentaux de la DBO en fonction du temps sur des décongelés ont permis d'obtenir des valeurs de K_e représentatives de la phase carbonnée de la DBO et aucune période de latence significative n'est observée. Le graphique 3,8 présente les valeurs des deux essais faits avec l'eau urbaine alors que le graphique 3,9 présente ces résultats pour l'eau industrielle. La courbe d'ajustement des moindres carrés est superposée aux points expérimentaux. L'examen de ces courbes permet de constater que les valeurs de K_e obtenues sont représentatives des données expérimentales.

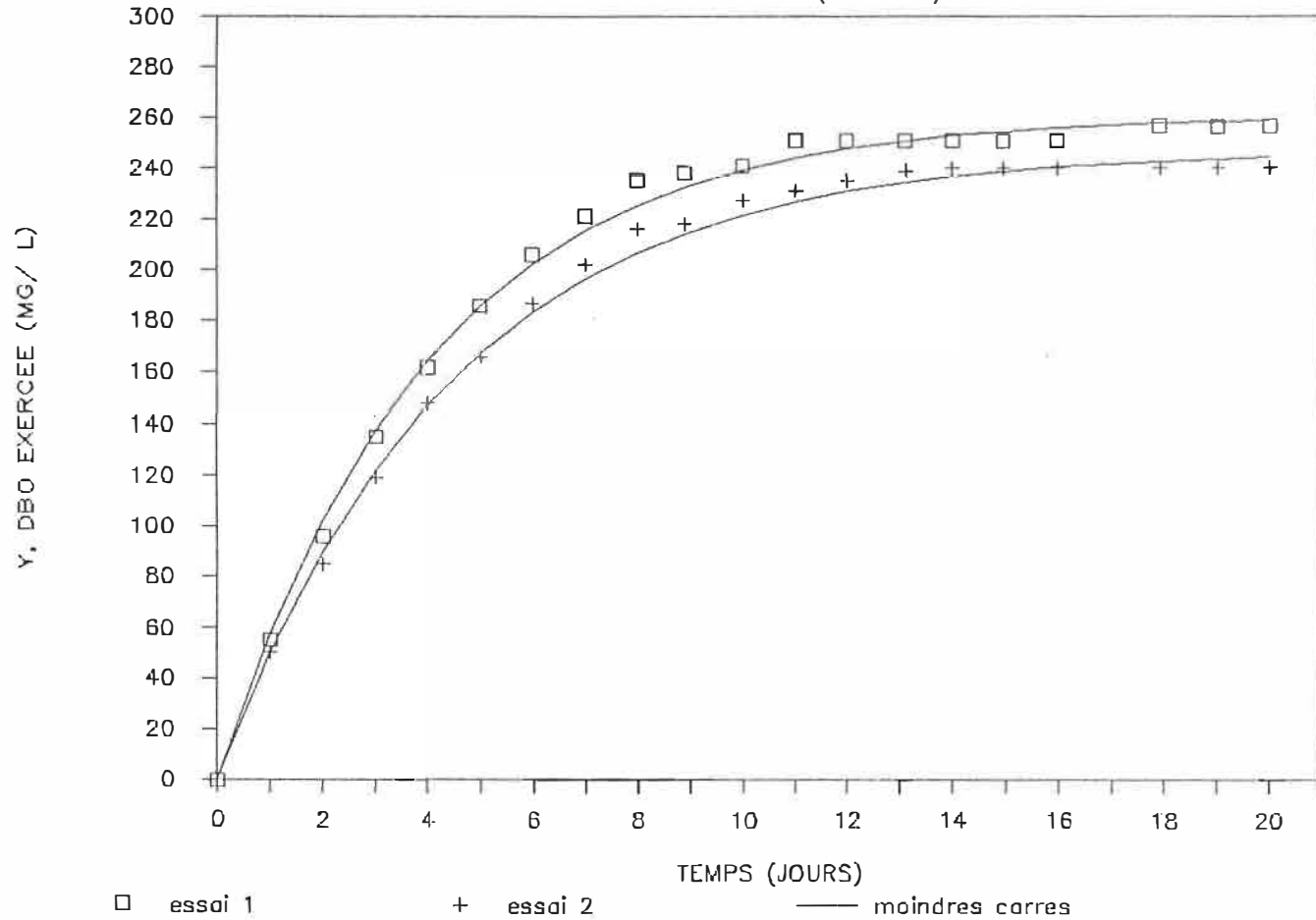
Les résultats des échantillons décongelés sont comparés aux valeurs obtenues pour l'échantillon frais et sont présentés au tableau 3,7.

Eau		frais	décongelé
Urbaine	K_e (d^{-1})	0,23	0,24
	L_o (g/m^3)	171	254
Industrielle	K_e (d^{-1})	0,53	0,35
	L_o (g/m^3)	727	1 163

Tableau 3,7: Comparaison entre les constantes à 20 °C pour les échantillons frais et décongelés, effluent utilisé lors de la partie 3 de l'expérimentation

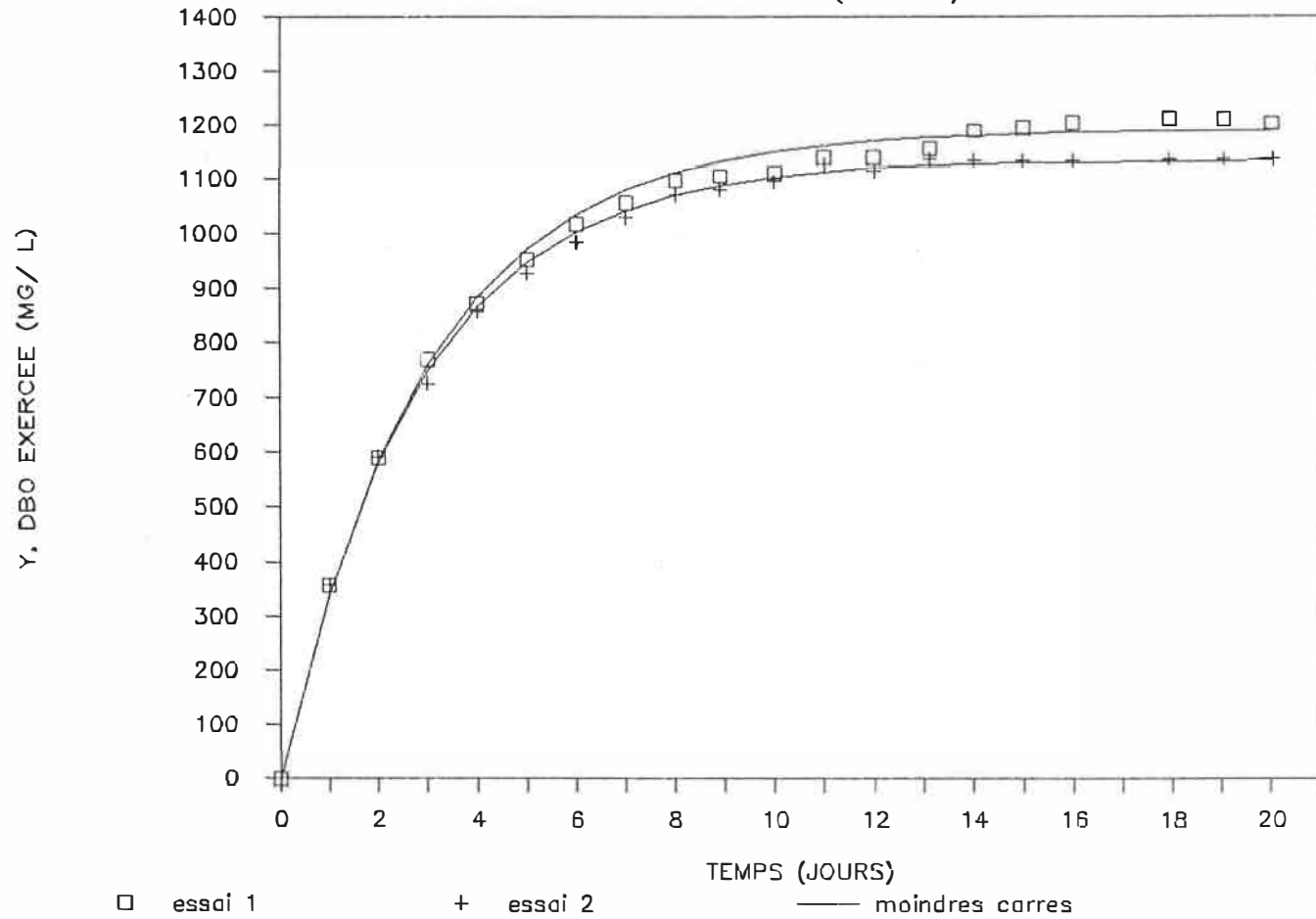
GRAPHIQUE 3,8: DBO EXERCEE VS TEMPS

EAU URBAINE DECONGELEE(PARTIE 3)T= 20 C



GRAPHIQUE 3,9: DBO EXERCEE VS TEMPS

EAU INDUSTRIE. DECON. (PARTIE 3) T=20 C

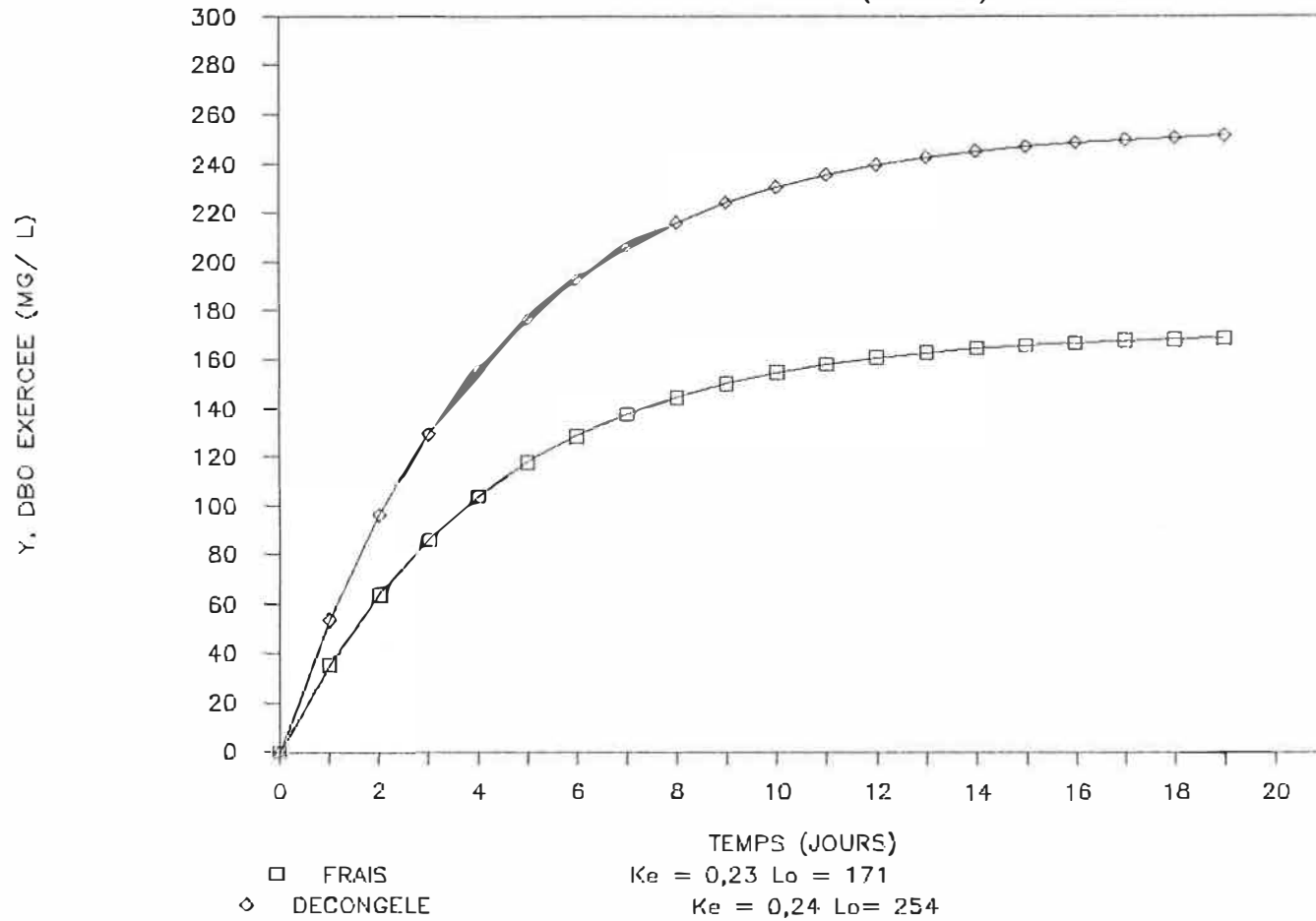


Les valeurs de K_e pour l'effluent urbain sont près l'une de l'autre. Il semble que la valeur de K_e ne soit pas affectée. La valeur de L_0 est cependant très différente, un écart de 48 % sépare les deux valeurs. La congélation semble affecter la DBO ultime de façon importante pour un effluent urbain. Le graphique 3,10 montre les courbes obtenues avec les valeurs moyennes de K_e et L_0 pour l'effluent urbain avant et après décongélation.

L'effluent industriel semble plus affecté par la congélation que l'effluent urbain. Bien que les graphiques semblent indiquer le contraire il faut considérer que pour pouvoir comparer graphiquement deux valeurs de K_e il faut avoir la même valeur de L_0 , ce qui n'est pas le cas. La valeur de K_e présente une diminution d'environ 34 % alors que la valeur de L_0 présente une augmentation d'environ 60 %. Le graphique 3,11 présente la comparaison "frais-décongelé" pour l'effluent industriel. L'explication de ces écarts n'est pas connue; certaines hypothèses peuvent cependant être avancées:

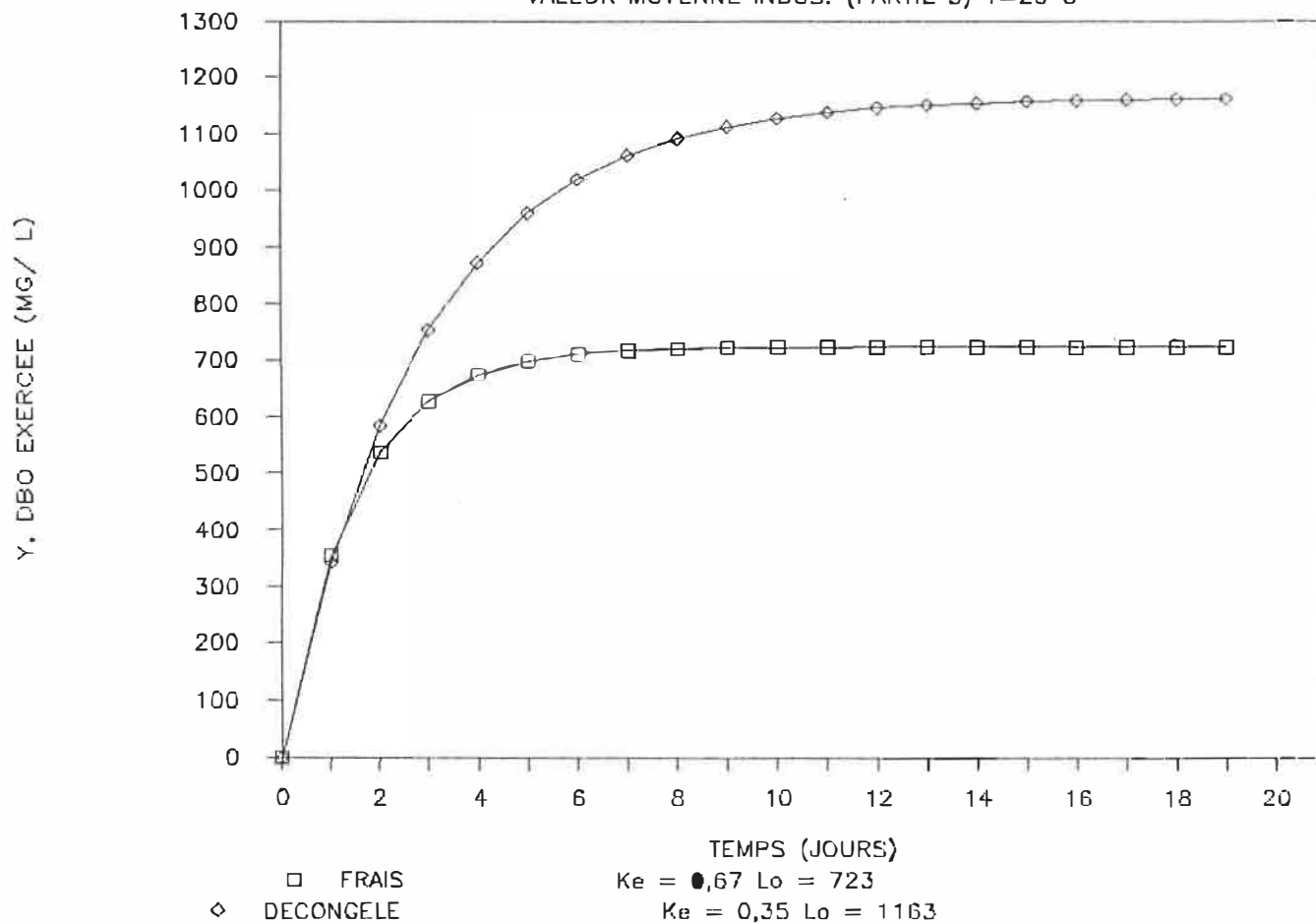
GRAPHIQUE 3,10 DBO EXERCEE VS TEMPS

VALEUR MOYENNE URBAINE (PARTIE 3) T=20C



GRAPHIQUE 3,11 DBO EXERCEE VS TEMPS

VALEUR MOYENNE INDUS. (PARTIE 3) T=20 C



1- L'effluent industriel provient d'un abattoir de volailles et il contient du sang ainsi que des huiles et graisses. La congélation peut avoir permis la précipitation de certaines protéines ou certains hydrates de carbone qui lors de la décongélation ne se seraient pas resolubilisés. Certaines longues chaînes de carbone tels les hydrates de carbones peuvent avoir été modifiées. Si les hydrates de carbone facilement assimilables précipitent ou sont remplacés par d'autres composés, plus difficilement assimilables, alors il se peut que la valeur de K_e diminue et que celle de L_0 augmente.

2- Comme autre hypothèse on peut considérer la lyse cellulaire. La congélation du substrat, qui contient une certaine quantité de micro-organismes entraîne la mort de ces derniers. La paroi cellulaire peut se briser et ainsi le contenu cellulaire se trouve solubilisé. La lyse cellulaire entraîne donc une augmentation du substrat disponible. Si le contenu cellulaire ainsi libéré est plus difficile à biotraitier que l'effluent dans lequel il se retrouve alors cela explique la diminution de K_e .

3- On peut considérer comme autre hypothèse l'acclimatation effectuée. Il est possible que l'acclimatation de 20 jours effectuée avec le substrat décongelé et un nouveau liquide

mixte n'a pas permis d'obtenir un ensemencement de qualité semblable au premier.

Il semble que la nature du substrat soit modifiée par la congélation, même si la mesure de la DCO avant et après la congélation demeure inchangée.

Chapitre 4

Conclusions et recommandations

4,0: Equations servant au design.

Les équations pour la conception d'étangs aérés facultatifs pour St-Félix-de-Valois; pour l'effluent mixte (abattoir pré-traité et urbain) complémenté en éléments nutritifs et avec inhibition des bactéries nitrifiantes sont:

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{1}{1 + K_{<eT>} t_h}$$

$$K_{<eT>} = 0,53 * 1,04^{(T-20)}$$

4,1: L'effet sur K_e de l'augmentation de la charge organique industrielle

Il est possible de prédire la valeur de la constante bio- cinétique K_e , pour un mélange d'effluent urbain et industriel, à l'aide d'une équation linéaire. L'équation trouvée pour le mélange des eaux usées (non pré-traitées) d'un abattoir de volailles et celles de la municipalité de St-Félix- de- Valois, pour une température de 20 °C a la forme suivante:

$$K_e (\%) = 0,22 + 3,29 \times 10^{-3} * \% \text{ DCO } i$$

Compte tenue de cette relation linéaire, il est possible d'estimer les paramètres de cette droite à partir de deux points, par exemple la valeur de K_e de l'effluent industriel et K_e de l'effluent urbain.

La pente de la droite dépend donc des effluents à mélanger, la valeur des constantes K_e des effluents " purs" déterminent la valeur de la pente. Le cas d'un effluent urbain moyennement à fortement chargé peut donner une valeur de K_e qui pourrait être supérieure à celle d'un effluent industriel difficilement biodégradable contenant, par exemple, des phénols ou une liqueur de pâtes et papiers ou l'effluent d'une fabrique de textile. Dans ces conditions une pente négative montrerait l'influence "néfaste" de la contribution industrielle à l'effluent mixte.

L'avantage d'une telle relation est de pouvoir prédire la biodégradabilité de l'effluent mixte lorsqu'il y a variation de la contribution industrielle à la charge organique totale. On peut estimer ainsi la valeur de K_e probable dans quelques années en se basant sur les prévisions de production à long terme de l'industrie. Il sera alors facile pour le concepteur du système de

traitement de prévoir l'efficacité à long terme. Cela lui permettra de doter le système d'épuration de la flexibilité nécessaire afin de pouvoir se conformer dans le futur aux normes environnementales. Il est donc possible de pouvoir évaluer ce qui va se produire si l'industrie double sa production ou si elle ferme ses portes.

D'autres essais avec d'autres types d'effluents devraient être réalisés afin de pouvoir confirmer la validité de la relation trouvée. Si cette relation reste valide, il demeure facile de prévoir la biodégradabilité d'un effluent mixte en connaissant la valeur de la constante K_e des effluents qui seront mélangés. Cela permettrait de prévoir l'effet de l'implantation d'une industrie dans une municipalité ayant déjà un système de traitement de ses eaux usées.

L'effet résultant du mélange des eaux usées de plusieurs industries, ayant des effluents très différents en qualité et en biodégradabilité, avec une eau urbaine devra aussi être caractérisé.

L'étude réalisée ouvre donc la voie à de futures recherches dans le même domaine d'application.

4,2: L'effet de la congélation du substrat

La congélation, d'un substrat urbain ou d'un substrat mixte se rapprochant d'une eau usée urbaine, affecte de façon imprévisible la valeur de la DBO ultime. Certains essais ont montré une valeur de L_0 plus petite après congélation alors que d'autres essais ont montré le contraire. Dans tous les cas, pour des suivis à 20 °C, la valeur de la constante K_e est peu affectée par la congélation. Des essais fait à 2 °C montrent une différence dans la valeur de K_e entre l'échantillon frais et l'échantillon décongelé. L'expérimentation ne permet pas de conclure quant à la cause de cet écart à savoir si elle provient de la nature du substrat ou de la qualité de l'ensemencement utilisé.

La congélation d'un substrat industriel facilement biodégradable, tel celui d'un abattoir de volailles, présente un changement important dans la nature du substrat. Ce changement n'est pas mesurable par un test de DCO. Les changements observés montrent une augmentation de la matières organiques mesurées comme DBO ultime et une diminution de la biodégradabilité du substrat. La cause exacte qui engendre ces changements n'est pas connue.

L'effet de la congélation devrait être étudié en fonction de la charge organique industrielle afin de

déterminer s'il existe une valeur maximale de K_e au-dessus de laquelle la congélation ne peut plus être utilisée comme mode de préservation.

4,3: Méthode de traitement des données

Le traitement des données expérimentales par deux méthodes différentes, celle de Thomas (1950) et celle des Moindres carrés, fournit des valeurs de constantes biocinétiques différentes. La méthode qui modélise le mieux les résultats est celle des Moindres carrés. La méthode de Thomas, plus facile d'utilisation, ne devrait pas être utilisée pour des suivis à 20 °C d'une durée de plus de cinq jours.

Aucune valeur de constantes biocinétiques K_e et L_0 ne devrait être adoptée sans que la courbe théorique ne soit superposée aux points expérimentaux. C'est la meilleure méthode pour s'assurer de la validité des constantes.

Les suivis faits avec les échantillons frais de substrat, suite à l'acclimatation de micro-organismes durant 20 jours, ne montrent aucune période de latence et présentent uniquement la première phase de la DBO. Les résultats confirment que l'ensemencement de micro-organismes, pour la mesure de la DBO, avec le surnageant décanté statiquement de RBS est efficace. Les conditions d'opérations des RBS (âge de boue= 20 jours,

temps de résidence hydraulique = 4 jours) simulent bien les conditions du test de la DBO.

Des essais devraient être entrepris afin de déterminer la période d'acclimatation optimale.

Ce travail a donc permis de déterminer les constantes biocinétiques K_e et θ de l'effluent mixte de St-Félix-de-Valois, ce qui permet le design rationnel d'étangs aérés facultatif. Une relation linéaire reliant K_e au pourcentage d'eaux usées industrielles dans le mélange permet de calculer la valeur de K_e pour toutes les compositions de l'effluent. Le travail a également permis de déterminer que la congélation d'un effluent affecte sa DBO ultime de façon imprévisible alors que la valeur de K_e est peu affectée pour un effluent urbain mais l'est plus pour un effluent industriel. Le travail n'a pas permis de déterminer les causes exactes qui font que la congélation affecte les constantes biocinétiques K_e et L_0 . Un autre champ de recherche s'ouvre donc pour le futur.

D'autres recherches sont nécessaires afin de vérifier la validité de la relation linéaire avec d'autres types d'effluents industriels.

Références

D'Alessandro P. L., Characklis W. G. "Simple Measurement Technique For Soluble BOD Progression" Water & Sewage Works 106- 107 (1972)

APHA, AWWA, WPCF "Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater" 15 ed. New York (1975)

Benedict Arthur H., Carlson Dale A. "Temperature Acclimation in Aerobic Bio-oxidation Systems" Journal WPCF 45, 10- 24 (1973)

Benefield L.D., Randall C.W. "Biological Process Design for Wastewater Treatment" Prentice-Hall, inc. Englewood Cliffs (1980)

Busch A.W. "BOD Progression in Soluble Substrates" Proceeding of 13 th. Industrial Waste Symposium, Purdue University 96 54- 70 (1958)

Eckenfelder W.W. " La gestion des eaux usées urbaines et industrielles " Technique et documentation, Paris (1982)

Eckenfelder W.W. " Aerated Lagoons Manual of Treatment Processes vol. 1" Environmental Science Services corp. (1968)

Gotaas Harold B. " Effect of Temperature on Biochemical Oxidation of Sewage " Sewage Works Journal 20 441- 477 (1948)

Hach Clifford C., Klein Jr. Robert L., Gibbs Charles R. " Introduction to Biochemical Oxygen Demand " Technical Information 1- 27 (1982)

Hewitt J.P., Hunter J.V., " A Comparison of the Methods Used to Calculate First Order BOD Equation Constants " Water Research 9 683- 687 (1975)

Marske Donald M., Polkowski Lawrence B. "Evaluation of Methods for Estimating Biochemical Oxygen Demand " Journal WPCF 44 1987- 2000 (1972)

MENVIG Assainissement Urbain " Notes techniques " (1982)

Metcalf & Eddy, inc. "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse " McGraw-Hill Book Company (1979)

Monod Jaques. " La technique de culture continue, théorie et applications " Annales de l'institut pasteur 72 390- 410 (1950)

Moore Edward W. " Long-time Biochemical Oxygen Demands at Low Temperatures" Sewage Works Journal 13 561- 577 (1941)

Phillips, G.E., Hatfield, W.O., "The Preservation of Sewage Samples" Water Works & Sewerage June 285- 288 (1941)

Ranchet J., Pescheux, F. Menissier, F. " Influence du mode et du temps de conservation des échantillons d'eaux sur la détermination de DBO_5 , DCO et MES" T.S.M. L'eau 76 no. 11 547 - 551 (1981)

Reed Lowell J., Theriault Emery J. "The Statistical Treatment of Reaction-velocity Data I. A Critical Review of Current Methods of Computation " Journal of Physical Chemistry 35 673- 689 (1931 A)

Reed Lowell J., Theriault Emery J. " The Statistical Treatment of Reaction-velocity Data II. Least-squares Treatment of the Unimolecular Expression: $Y = L(1 - \exp -Kt)$ " Journal of Physical Chemistry 35 950- 971 (1931 B)

Rouques Henri "Fondements théoriques du traitement biologique des eaux, vol.2 " Technique et documentation Paris, pp.1813 (1980)

Ruchhoft C.C., Placak O.R., Ettinger M.B. " Correction of B.O.D Velocity Constants for Nitrification " Sewage Works Journal 20 832- 840 (1948)

Schroeder E.D. " Importance of the BOD Plateau " Water Research 2 803- 809 (1968)

Tétreault R., Desjardins R., Béland Y., Brière F.
 "Evaluation de la constante d'utilisation de la DBO et du
 coefficient de température: comparaison de deux méthodes "
 Sciences et techniques de l'eau 16 255- 259 (1983)

Thomas Harold A. Jr. " The "Slope" Method of Evaluating
 the Constants of the First- stage Biochemical Oxygen-demand
 Curve " Sewage Works Journal 2 425- 430 (1937)

Thomas Harold A. Jr. " Analysis of the Biochemical Oxygen
 Demand Curve " Sewage Works Journal 12 504- 512
 (1940)

Thomas Harold A. Jr. " Graphical Determination of B.O.D.
 Curve Constants " Water & Sewage Works 27 123- 124
 (1950)

Tool H. Raymond " Manometric Measurement of the
 Biochemical Oxygen Demand " Water & Sewage Works 211- 218
 (1967)

Wang,D.I.C., Cooney, C.L., Demain, A.L., Dunnill, P., Hump
 Lilly, M.D. " Fermentation & Enzyme Technology "
 Carl-Göran Heden (1979)

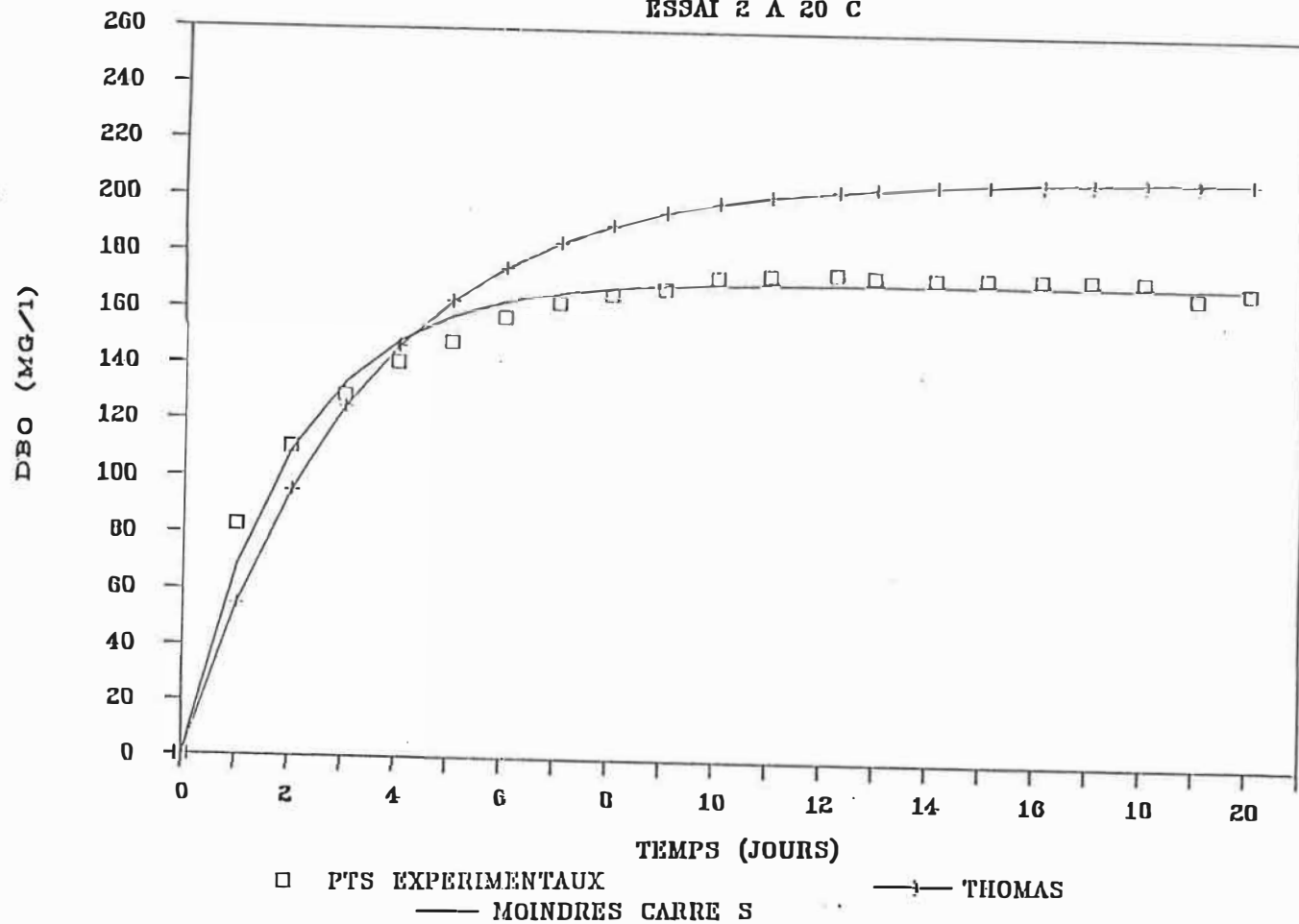
Young James C. " Chemical Methods for Nitrification
 Control " Journal WPCF 45 637- 646 (1973)

Annexe A

Graphiques de la DBO exercée en fonction du temps
obtenus pour l'effluent mixte (partie 1 de
l'expérimentation).

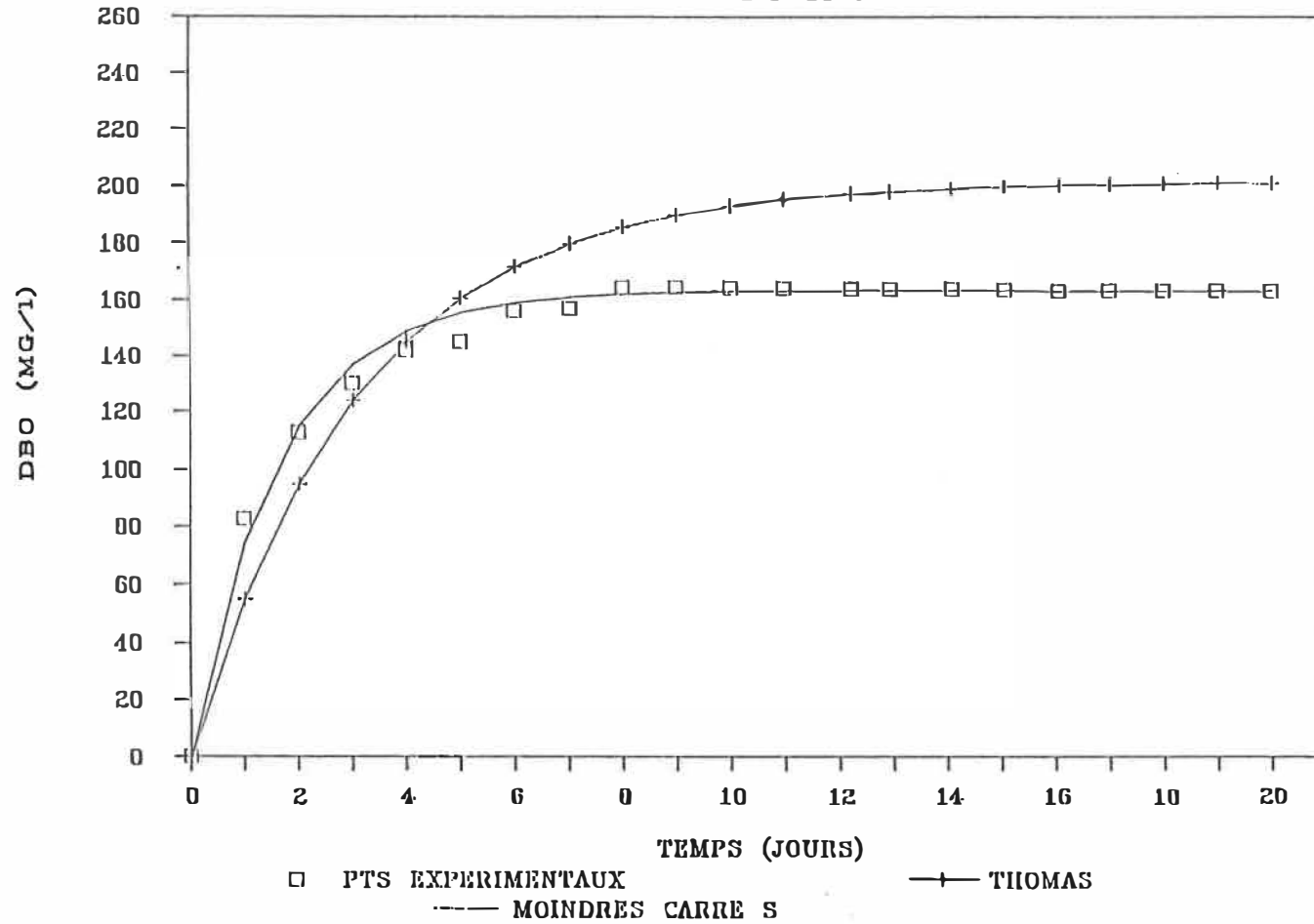
DBO EN FONCTION DU TEMPS

ESSAI 2 A 20 C



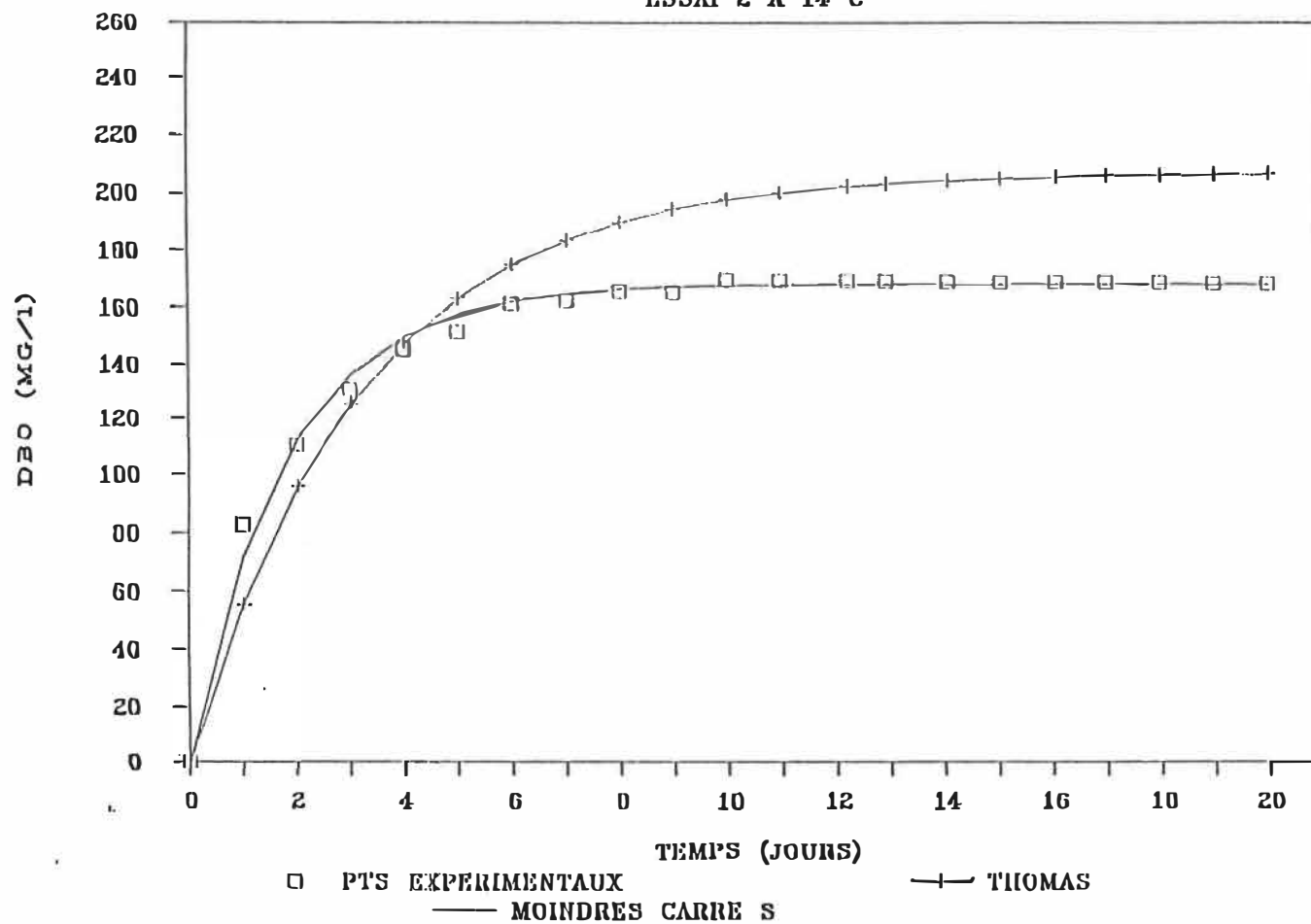
DBO EN FONCTION DU TEMPS

ESSAI 1 A 14 C



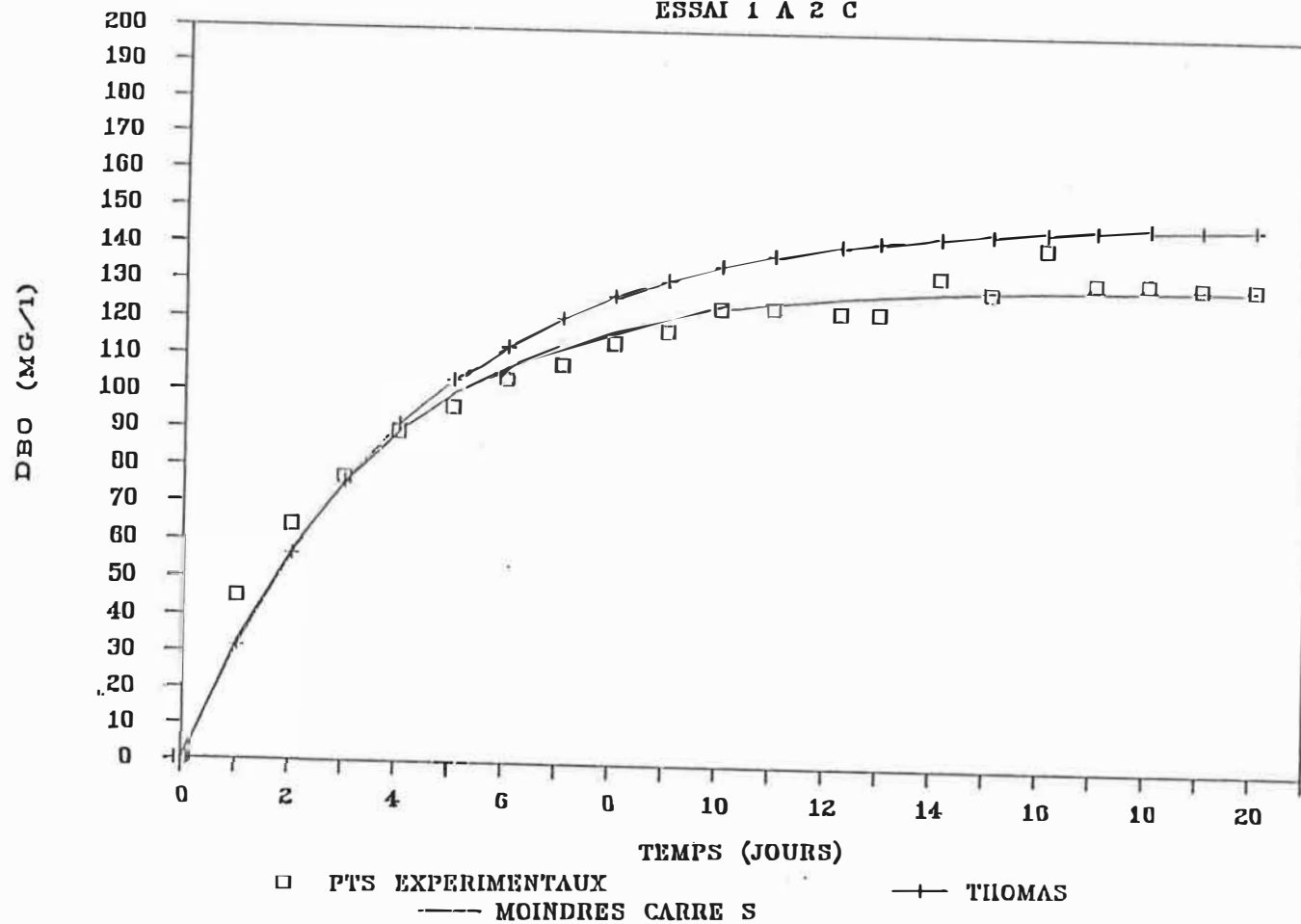
DBO EN FONCTION DU TEMPS

ESSAI 2 A 14 C



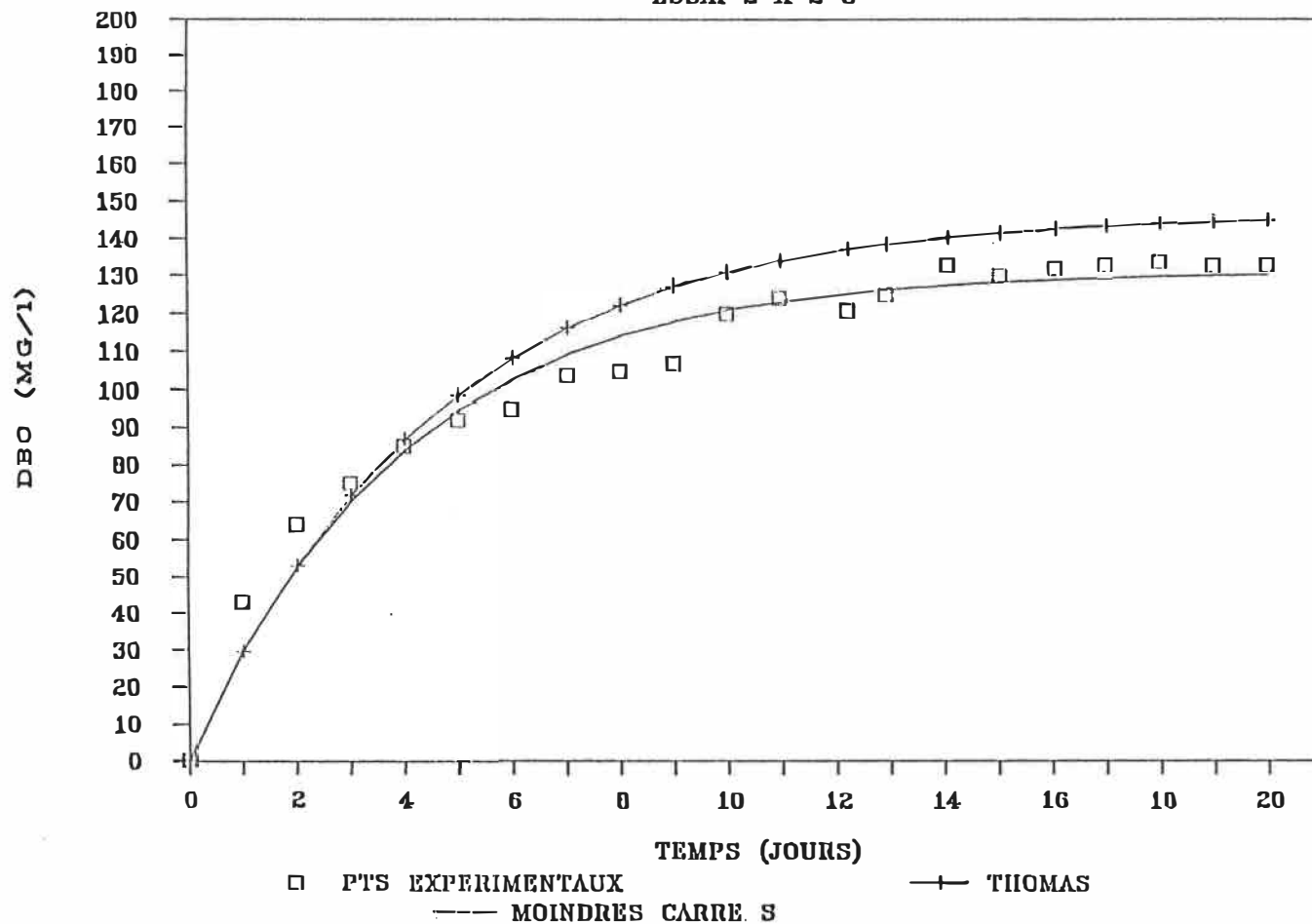
DBO EN FONCTION DU TEMPS

ESSAI 1 A 2 C



DBO EN FONCTION DU TEMPS

ESSAI 2 A 2 C



Annexe B

**Données d'acquisitions de la DBO exercée en fonction
du temps pour l'effluent mixte (partie 1 de
l'expérimentation)**

Mesure de la DBO exercée sur l'échantillon frais (partie 1)

Jour	DBO (g/m ³) T = 2 °C Essai 1 2		DBO (g/m ³) T = 14 °C Essai 1 2		DBO (g/m ³) T = 20 °C Essai 1 2	
1,0	45	43	83	83	86	83
2,0	64	64	113	110	110	110
3,0	77	75	130	131	130	129
4,0	89	85	142	145	143	141
5,0	96	92	145	152	152	148
6,0	104	95	156	161	159	157
7,0	108	104	157	162	162	162
8,0	114	105	164	165	164	166
9,0	117	107	164	165	170	168
10,0	123	120	164	170	170	172
11,0	124	124	164	169	170	173
12,2	123	121	164	169	170	174
12,9	123	125	164	169	170	173
14,1	133	133	164	169	169	173
15,1	129	130	163	169	169	173
16,1	141	132	163	169	169	173
17,0	132	133	163	169	169	173
18,0	132	134	163	169	169	173
19,0	131	133	163	169	166	167
20,0	131	133	163	169	166	169

Mesure de la DBO exercée sur l'échantillon décongelé
(partie 1)

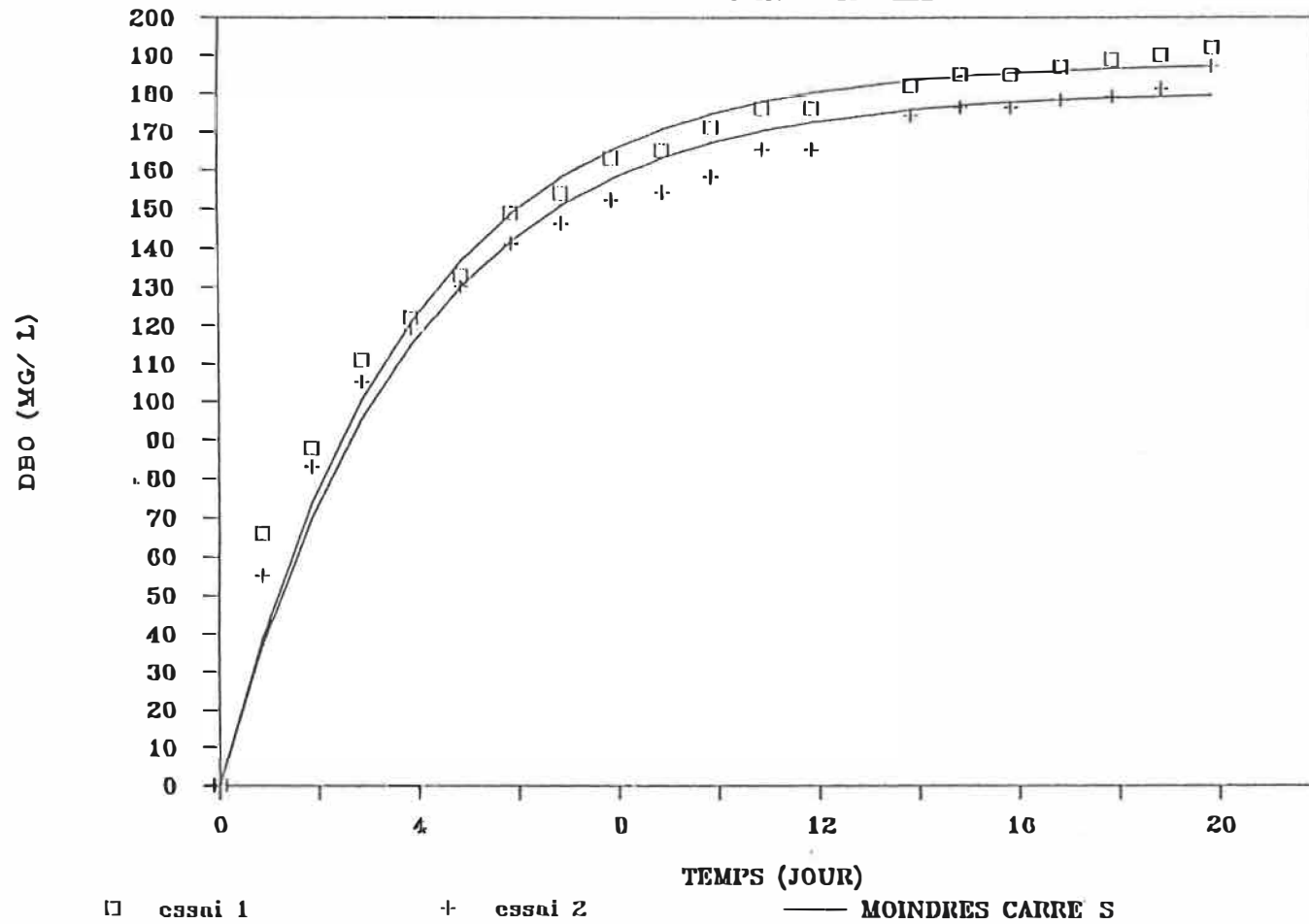
Jour	DBO (g/m ³) T = 2 °C Essai 1 2		DBO (g/m ³) T = 8 °C Essai 1 2		DBO (g/m ³) T = 20 °C Essai 1 2	
0,6	8	0	5	5	40	40
1,6	16	0	33	22	72	72
2,6	44	33	53	47	88	86
3,6	55	49	70	58	97	88
4,7	63	54	72	66	104	93
5,7	68	63	86	75	110	108
6,7	73	66	88	77	110	108
7,7	76	68	94	79	110	108
8,7	76	71	94	94	110	108
9,7	82	76	97	94	110	107
10,6	87	78	99	97	110	107
11,7	87	82	108	99	109	107
12,7	90	85	108	102	109	107
13,7	93	87	110	108	109	107
14,7	96	87	110	108	109	109
15,7	98	90	115	108	109	107
16,7	98	92	115	110	109	107
17,7	100	96	121	110	109	109
18,8	101	98	121	115	109	107
19,7	104	98	121	115	109	109
20,7	107	98	126	118	109	107

Annexe C

Graphiques de la DBO exercée en fonction du temps, à 20 °C, pour l'effluent mélangé (partie 2 de l'expérimentation)

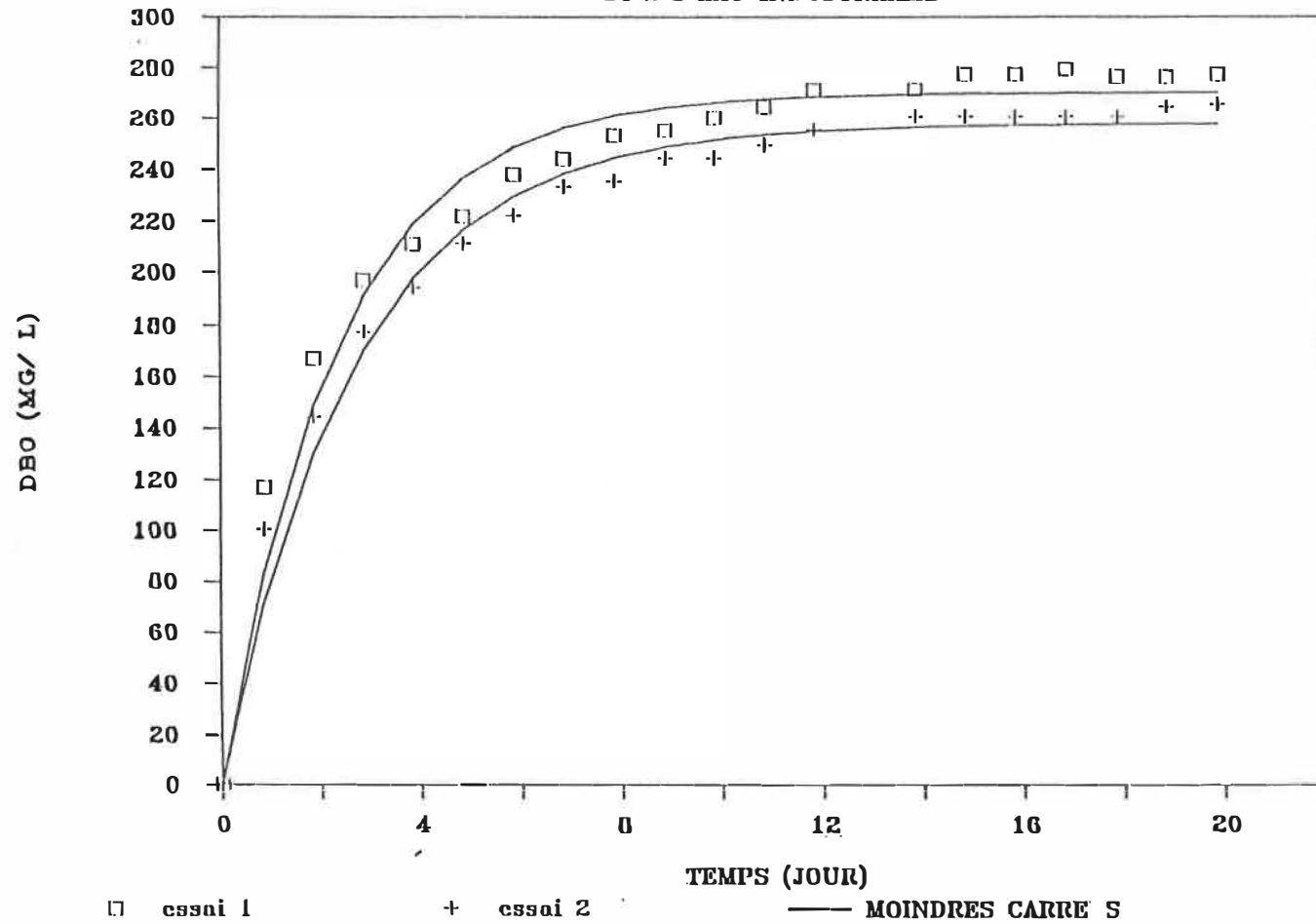
DBO EN FONCTION DU TEMPS

25 % D'EAU INDUSTRIELLE



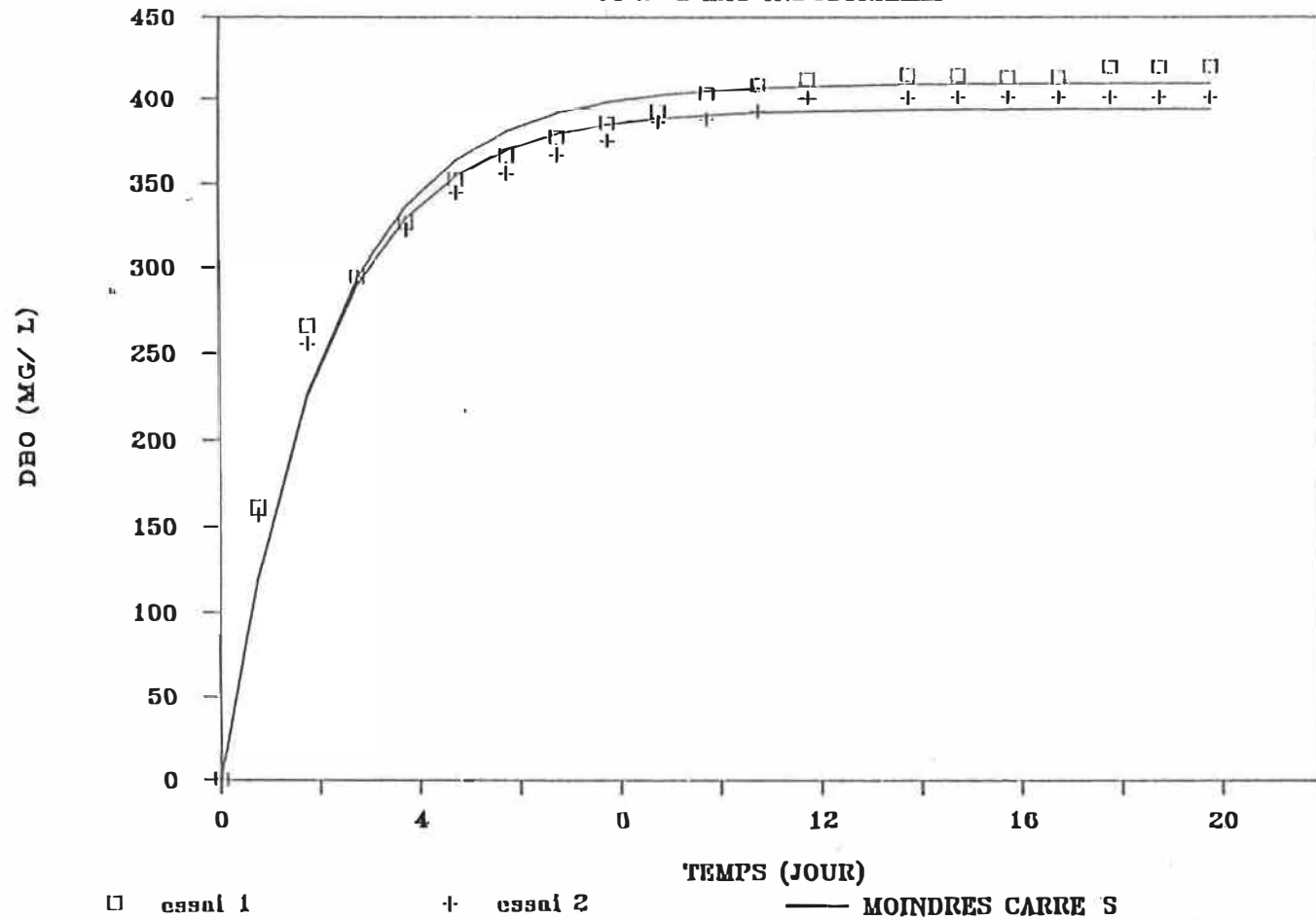
DBO EN FONCTION DU TEMPS

50 % D'EAU INDUSTRIELLE



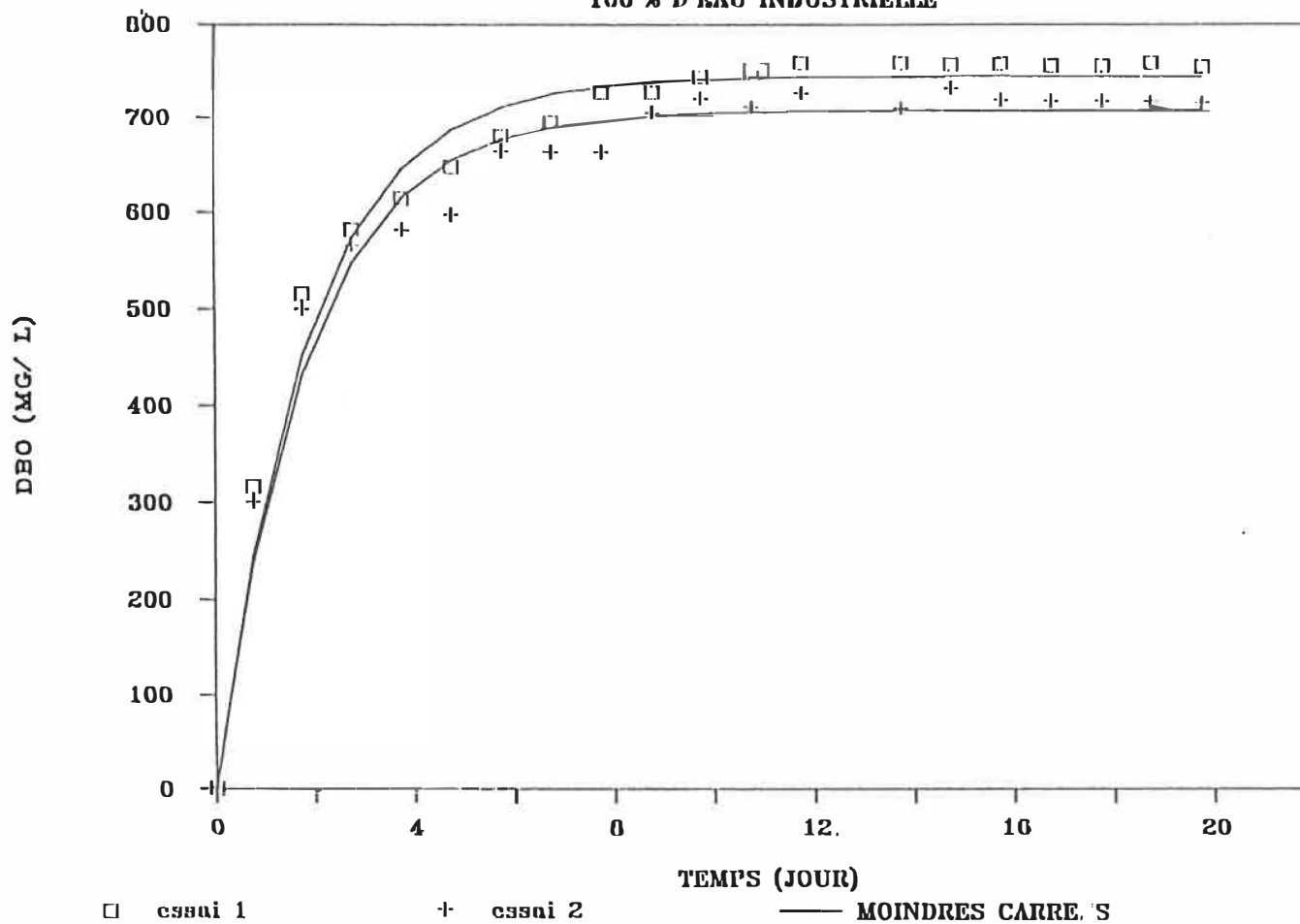
DBO EN FONCTION DU TEMPS

75 % D'EAU INDUSTRIELLE



DBO EN FONCTION DU TEMPS

100 % D'EAU INDUSTRIELLE



Annexe D

Données d'acquisitions, pour l'effluent mélangé, de la DBO exercée en fonction du temps (partie 2 de l'expérimentation).

Mesure de la DBO exercée à 20 °C sur l'échantillon urbain (0 % DCO i)

Temps jours	DBO g/m ³ essai 1	DBO g/m ³ essai 2	Temps jours	DBO g/m ³ essai 1	DBO g/m ³ essai 2
1,07	46	46	11,08	154	159
2,07	72	72	12,07	154	159
3,07	86	88	14,07	154	168
4,07	99	105	15,07	159	170
5,07	110	116	16,07	162	170
6,07	124	130	17,07	162	176
7,07	132	137	18,08	162	176
8,07	143	148	19,07	162	178
9,08	146	152	20,08	165	181
10,07	152	154			

Mesure de la DBO exercée à 20 °C sur l'échantillon constitué de 25 % de DCO i

Temps jours	DBO ₅ g/m ³ essai 1	DBO ₅ g/m ³ essai 2	Temps jours	DBO ₅ g/m ³ essai 1	DBO ₅ g/m ³ essai 2
0,85	66	55	10,88	176	165
1,85	88	83	11,85	176	165
2,85	111	105	13,85	182	174
3,85	122	119	14,85	185	176
4,85	133	130	15,85	185	176
5,85	149	141	16,85	187	178
6,85	154	146	17,88	189	179
7,85	163	152	18,85	190	181
8,88	165	154	19,88	192	187
9,85	171	158			

Mesure de la DBO exercée à 20 °C sur l'échantillon constitué de 50 % de DCO i

Temps Jours	DBO ₃ g/m ³ essai 1	DBO ₃ g/m ³ essai 2	Temps Jours	DBO ₃ g/m ³ essai 1	DBO ₃ g/m ³ essai 2
0,85	117	100	10,88	264	249
1,85	167	144	11,85	271	255
2,85	197	177	13,85	271	260
3,85	211	194	14,85	277	260
4,85	222	211	15,85	277	260
5,85	238	222	16,85	279	260
6,85	244	233	17,88	276	260
7,85	253	235	18,85	276	264
8,88	255	244	19,88	277	265
9,85	260	244			

Mesure de la DBO exercée à 20 °C sur l'échantillon constitué de 75 % de DCO i

Temps Jours	DBO ₃ g/m ³ essai 1	DBO ₃ g/m ³ essai 2	Temps Jours	DBO ₃ g/m ³ essai 1	DBO ₃ g/m ³ essai 2
0,75	161	156	10,77	408	392
1,75	266	255	11,75	412	400
2,75	294	294	13,75	414	400
3,75	327	322	14,75	414	400
4,75	352	344	15,75	413	400
5,75	366	355	16,75	413	400
6,75	377	366	17,77	419	400
7,75	385	374	18,75	419	400
8,77	392	385	19,77	419	400
9,75	403	387			

Mesure de la DBO exercée à 20 °C sur l'échantillon industriel (100 % de DCO l)

Temps Jours	DBO g/m ³ essai 1	DBO g/m ³ essai 2	Temps Jours	DBO g/m ³ essai 1	DBO g/m ³ essai 2
0,75	316	299	10,77	752	709
1,75	515	498	11,75	758	725
2,75	581	564	13,75	758	708
3,75	613	580	14,75	757	730
4,75	646	596	15,75	757	717
5,75	679	662	16,75	756	716
6,75	694	661	17,77	756	716
7,75	727	661	18,75	759	716
8,77	727	703	19,77	755	715
9,75	743	719			

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL



3 9334 00290888 5