

Record Number:**Author, Monographic:** Couillard, D.//Mercier, G.//Tyagi, R. D.**Author Role:****Title, Monographic:** Étude sur la solubilisation biologique des métaux lourds des boues anaérobies d'épuration pour fin de valorisation agricole. Tome II - Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux de qualité laboratoire comme substrat**Translated Title:****Reprint Status:****Edition:****Author, Subsidiary:****Author Role:****Place of Publication:** Québec**Publisher Name:** INRS-Eau**Date of Publication:** 1988**Original Publication Date:** Novembre 1988**Volume Identification:****Extent of Work:** ix, 150**Packaging Method:** pages incluant 8 annexes**Series Editor:****Series Editor Role:****Series Title:** INRS-Eau, Rapport de recherche**Series Volume ID:** 263**Location/URL:****ISBN:** 2-89146-260-2**Notes:** Rapport annuel 1988-1989**Abstract:** ISBN double

Rapport rédigé pour le Centre québécois de valorisation de la biomasse (CQVB)

Avec R262 et R264 et R265

25.00\$

Call Number: R000263**Keywords:** rapport/ ok/ dl

ÉTUDE SUR LA SOLUBILISATION BIOLOGIQUE
DES MÉTAUX LOURDS DES BOUES ANAÉROBIES
D'ÉPURATION POUR FIN DE VALORISATION AGRICOLE

Tome II: Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate
ferreux de qualité laboratoire comme substrat

Rapport scientifique No 263

Présenté au

Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse

par

Couillard, Denis

Mercier, Guy

Tyagi, Rajeshwar Dayal

Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)

Université du Québec

2700, rue Einstein - C.P. 7500

Sainte-Foy (Québec)

G1V 4C7

Novembre 1988

ÉTUDE SUR LA SOLUBILISATION BIOLOGIQUE
DES MÉTAUX LOURDS DES BOUES ANAÉROBIES
D'ÉPURATION POUR FIN DE VALORISATION AGRICOLE

Tome II: Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate
ferreux de qualité laboratoire comme substrat

Rapport scientifique No 263

Présenté au

Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse

par

Couillard, Denis

Mercier, Guy

Tyagi, Rajeshwar Dayal

Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)

Université du Québec

2700, rue Einstein - C.P. 7500

Sainte-Foy (Québec)

G1V 4C7

Novembre 1988

REMERCIEMENTS

Les auteurs adressent leurs remerciements au Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (subvention OGP0004984 et OGP0006514), au ministère de l'Éducation du Québec (subvention 89-EQ-3029), aux programmes de développements académiques du réseau de l'Université du Québec, au programme de recherche en conservation du sol et de l'eau de l'entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire et aux programmes d'emploi pour étudiants d'été (DEFI-87, DEFI-88, bourse du 1er cycle CRSNG) qui ont financé la moitié des dépenses reliées au projet. L'autre partie des dépenses a été supportée par le Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse (CQVB).

PARTICIPANTS À L'ÉTUDE

COUILLARD, D.	Professeur - génie chimique (01-07-87 au -)*
TYAGI, R.D.	Professeur - génie chimique (01-07-87 au -)
JAIN, D.K.	Associé de recherche - microbiologie (11-04-88 au 11-11-88)
TRAN, F.	Associé de recherche - génie chimique (01-07-87 au 31-08-88)
GARIÉPY, S.	Assistant de recherche - génie rural (14-09-87 au 30-06-88)
MERCIER, G.	Assistant de recherche - chimiste (01-08-88 au -)
DUBREUIL, B.	Professionnel responsable du laboratoire (**)
BÉLANGER, D.	Technicien - génie chimique (07-01-88 au 31-03-88)
BELOUADI, C.	Technicien - chimie (01-07-87 au 31-12-87)
BERTHIAUME, F.	Technicien - environnement (27-06-88 au 06-09-88)
CHARTIER, M.	Technicienne - chimie (09-05-88 au 09-09-88****)
DUSSAULT, S.	Technicienne (**)
FOURNIER, F.	Technicien - assainissement (06-09-88 au -)
GEOFFROY, M.	Technicienne (**)
GOUVEIA, S.	Technicienne - biochimie (16-05-88 au 09-09-88*****)
MARTINEAU, B.	Technicienne - biologie (01-07-87 au 31-12-87)
PARENT, A.	Technicien (**)
VEILLEUX, B.	Technicien de laboratoire (**)
WAGNER, E.	Technicien - assainissement (08-02-88 au 15-07-88)

* Période de la participation au projet (souvent à temps partiel). Un tiret signifie que la personne participe encore au projet.

** Techniciens spécialisés employés pendant une période limitée pour effectuer certaines analyses spécialisées ou pour opérer des appareils sophistiqués.

*** Du 26-10-87 au 15-12-88 et du 12-09-88 au 03-11-88 à raison de 3 jours/semaine.

**** Du 12-09-88 au 16-12-88 à raison de 1 journée/semaine.

RÉSUMÉ

Le procédé de solubilisation biologique des métaux lourds compris dans les boues anaérobies d'épuration est étudié dans deux types de réacteur: un réacteur en continu sans recyclage et un avec recyclage. Les essais ont été faits avec un substrat (sulfate ferreux) de qualité laboratoire. Le réacteur avec recyclage s'est révélé être moins efficace que le simple réacteur en continu car la séparation solide-liquide est trop lente et inefficace; ce qui amène la reprecipitation ou recomplexation du cuivre et dans une moindre mesure celle du zinc. Un mode de séparation plus rapide et efficace est proposé. Dans cette étude le meilleur pourcentage de solubilisation pour le Cu est obtenu à un temps de séjour de 3 jours avec 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ dans le réacteur continu. En effet, avec ces conditions expérimentales, 62.2% du cuivre et 77.4% du zinc sont respectivement solubilisés. La meilleure solubilisation du zinc (97.2%) est obtenue dans le réacteur avec recyclage pour un temps de résidence de 4 jours. Le temps est donc le facteur important pour la solubilisation du zinc alors que la quantité de substrat et le potentiel d'oxydo-réduction régissent la solubilisation du cuivre. Au niveau de la séparation des boues, la décantation s'avère inefficace, elle peut servir à faire un recyclage partiel de la biomasse mais un mode plus sophistiqué de séparation solide-liquide doit être envisagé pour la séparation finale de la boue décontaminée du surnageant contaminé. Les alternatives sont la centrifugation, le filtre presse et la filtration sous vide.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
CHAPITRE 1 - INTRODUCTION	2
1.1 But de l'étude	2
1.2 Cadre de l'étude	2
1.3 Cheminement général	3
CHAPITRE 2 - CHOIX EXPÉRIMENTAL ET OBJECTIFS	6
2.1 Justification des choix expérimentaux	7
2.2 Objectifs	9
CHAPITRE 3 - PHASE EXPÉRIMENTALE	11
3.1 Montage expérimental	12
3.2 Matériel	13
3.2.1 Souche bactérienne utilisée	13
3.2.2 Boues utilisées	13
3.2.3 Description du montage et des appareils	24
3.3 Méthodes	24
3.3.1 Échantillonnage	24
3.3.2 Techniques d'analyses	25
3.3.2.1 POR et pH	25
3.3.2.2 Aération et concentration d'oxygène	25
3.3.2.3 Population bactérienne acidophile	26
3.3.2.4 Solides totaux, volatiles et inertes	26
3.3.2.5 Métaux lourds	27
3.3.2.6 Coefficient volumétrique du transfert d'oxygène ($K_L a$) et taux de consommation d'oxygène (TCO)	27
3.3.2.7 Volume des boues décantées (VBC) et indice du volume des boues (IVB)	28
3.4 Résultats bruts	28
3.4.1 Teneurs en solides dans les réacteurs	28
3.4.2 Évolution des principaux paramètres et de la solubilisation des métaux lourds	30
3.4.3 Mesure du coefficient volumétrique de transfert d'oxygène ($K_L a$) et du taux de consommation d'oxygène (TCO)	30
3.4.4 Volume des boues décantées (VBC) et indice du volume des boues (IVB)	30

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	Page
CHAPITRE 4 - ANALYSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS	31
4.1 Périodes correspondantes au régime permanent pour les divers temps de séjour	32
4.2 Influence des principaux paramètres sur la solubilisation du cuivre et du zinc	32
4.2.1 Relation entre la solubilisation du cuivre et du zinc et le POR dans les réacteurs	54
4.2.2 Relation entre la solubilisation du cuivre et du zinc et le pH	59
4.2.3 Relation entre la solubilisation du cuivre et du zinc et la population bactérienne	61
4.2.4 Relation entre la solubilisation du cuivre et du zinc et le pourcentage de saturation en O ₂ et le taux d'aération	63
4.3 Efficacité technologique des divers types de traitements proposés et consommation d'acide	65
4.3.1 Influence du temps de séjour	67
4.3.2 Solubilisation du nickel, cadmium, chrome et plomb	70
4.3.3 Solubilisation dans le bassin d'alimentation	73
4.3.4 Influence de la concentration de FeSO ₄ ·7H ₂ O	74
4.3.5 Étude comparative des deux réacteurs	75
4.3.6 Décantabilité de la boue traitée	79
4.3.7 Réduction des solides volatiles	81
4.4 Coefficients biocinétiques	83
4.5 Calcul des coûts en produits chimiques	84
 CHAPITRE 5 - CONCLUSIONS	 87
Références	93
Annexes	101

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 3.1 : Analyse d'un échantillon de boues exécutée par le ministère de l'Environnement du Québec prélevé le 17 juin 1987 à l'usine d'épuration de Ville de Deux-Montagnes	15
Tableau 3.2 : Contenu moyen en métaux des boues d'alimentation pour les divers temps de séjour	16
Tableau 3.3 : Pourcentage moyen de solides totaux (ST), solides volatiles (SV) et solides inertes (SI) pour les divers temps de séjour dans les réacteurs	29
Tableau 4.1 : Période servant au calcul des taux et des % de solubilisation, au calcul des POR moyens, du % moyen de saturation en O ₂ , du pH moyen ainsi qu'à l'évaluation de K _L a et de TCO	33
Tableau 4.2 : Valeurs moyennes du taux de solubilisation, du POR, du pH et % de saturation en O ₂	56
Tableau 4.3 : Moyennes des populations bactériennes acidophiles	62
Tableau 4.4 : Teneurs en solides totaux (% ST) dans les réacteurs, le surnageant du décanteur et le recyclage et indice du volume des boues (IVB)	66
Tableau 4.5 : Comparaison entre les taux de solubilisation obtenus et ceux tirés de travaux antérieurs	69
Tableau 4.6 : Solubilisation du cadmium et du nickel	71
Tableau 4.7 : Solubilisation des métaux dans le bassin d'alimentation au temps de séjour de 3 jours avec une teneur de substrat de 3 g L ⁻¹ FeSO ₄ ·7H ₂ O	74
Tableau 4.8 : Comparaison des paramètres pour les 2 réacteurs opérés avec 3 g L ⁻¹ de FeSO ₄ ·7H ₂ O au temps de séjour de 3 jours	77
Tableau 4.9 : Réduction des solides volatils dans le réacteur en continu	82
Tableau 4.10: Calcul des coûts en produits chimiques	85
Tableau 5.1 : Solubilisation du Cu et du Zn et le POR moyen dans les réacteurs pour les divers temps de séjour	89

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 3.1 : Schéma global du procédé de solubilisation des métaux dans les boues anaérobies	17
Figure 3.2 : Schéma détaillé de l'alimentation et des deux réacteurs	21
Figure 4.1a : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 1 jour	34
Figure 4.1b : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène pour le réacteur en continu au temps de séjour de 1 jour	35
Figure 4.1c : Pourcentage de solubilisation du cuivre et surnageant du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et le décanteur au temps de séjour de 1 jour	36
Figure 4.1d : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 1 jour	37
Figure 4.2a : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 2 jours	38
Figure 4.2b : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène pour le réacteur en continu au temps de séjour de 2 jours	39
Figure 4.2c : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et le surnageant du décanteur au temps de séjour de 2 jours	40
Figure 4.2d : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 2 jours	41
Figure 4.3a : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours avec 1 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue	42
Figure 4.3b : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène dans le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours avec 1 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue	43

LISTE DES FIGURES (suite)

	Page
Figure 4.3c : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et le sur-nageant du décanteur au temps de séjour de 3 jours avec 1 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue	44
Figure 4.3d : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 3 jours avec 1 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue	45
Figure 4.4a : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 4 jours	46
Figure 4.4b : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène dans le réacteur en continu au temps de séjour de 4 jours	47
Figure 4.4c : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et le sur-nageant du décanteur au temps de séjour de 4 jours	48
Figure 4.4d : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 4 jours	49
Figure 4.5a : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours avec 3 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue	50
Figure 4.5b : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène dans le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours avec 3 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue	51
Figure 4.5c : Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et la boue <u>recyclée</u> au temps de séjour de 3 jours avec 3 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue	52
Figure 4.5d : Population bactérienne acidophile et % de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 3 jours avec 3 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue	53

LISTE DES FIGURES (suite)

	Page
Figure 4.6 : Effet du temps de séjour sur les valeurs moyennes de pH et de POR dans les deux types de réacteurs	57
Figure 4.7 : Effet du temps de séjour sur la solubilisation du cuivre et du zinc dans les deux types de réacteurs	58
Figure 4.8 : Effet du temps de séjour sur les taux de solubilisation du cuivre et du zinc dans les deux types de réacteurs	60
Figure 4.9 : Influence de la concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ sur la solubilisation du cuivre et du zinc dans les réacteurs à $\tau = 3$ jours	75

CHAPITRE 1

Introduction

1. INTRODUCTION

1.1 BUT DE L'ÉTUDE

Le but global de cette étude vise à l'obtention d'un procédé optimal de valorisation agricole des boues d'épuration par enlèvement biologique des métaux lourds. Cette première phase du projet s'est attaquée au cas des boues anaérobies d'épuration, car la connaissance scientifique sur la solubilisation biologique des métaux lourds dans les boues d'épuration se limitait à ce genre de boue. En fait, il semble qu'il n'y a que ce type de boues d'épuration qui contient naturellement assez de sulfures pour développer un procédé applicable sans ajout de substrat extérieur.

1.2 CADRE DE L'ÉTUDE

Avec le programme d'assainissement des eaux du Québec et la construction de nombreux systèmes d'épuration des eaux résiduaires (Couillard, 1988a; Couillard et al., 1986; Crowley et al., 1986), la production de boues d'épuration croît à un rythme très rapide (Couillard, 1989a; 1988b). Les divers modes de gestion de ces boues sont l'enfouissement sanitaire, l'épandage agricole et sylvicole (Couillard, 1989b; 1989c; Couillard et Grenier, 1987; Grenier et Couillard, 1987), l'incinération ou le rejet en mer qui est une solution inacceptable qui de toute façon est peu applicable au Québec. L'enfouissement sanitaire nécessite la disponibilité de sites appropriés de plus en plus rares, il y a aussi les risques de contamination des nappes souterraines et la valeur de la biomasse des boues est perdue. L'épandage agricole est plus économique que

l'incinération qui est une méthode destructrice et potentiellement polluante (Couillard et al., 1987).

Cependant, plus de 50% des boues contiennent trop de métaux lourds pour être épandues. Cette étude vise donc à enlever à peu de frais les métaux de ces boues (Tyagi et Couillard, 1989). Le procédé étudié est un procédé biologique utilisant des micro-organismes aptes à solubiliser les métaux par production biologique d'acide sulfurique. L'étude de divers types de réacteurs et des paramètres de contrôle du procédé sont les principales préoccupations de ce projet et ce en vue de l'évaluation du potentiel économique du procédé.

1.3 CHEMINEMENT GÉNÉRAL

Le présent rapport portant sur la solubilisation biologique des métaux lourds des boues d'épuration anaérobies pour fin de valorisation agricole, comprend quatre tome qui, en ordre chronologique, permettent de suivre l'évolution du projet de recherche.

Tome I: Problématique des métaux lourds dans les boues résiduairees et revue de littérature sur les méthodes d'enlèvement de ces métaux.

Tome II: Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux de qualité laboratoire comme substrat.

Tome III: Recherche d'un substrat économique pour la solubilisation des métaux lourds dans les boues résiduairees.

Tome IV: Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux résiduaire de raffinage des métaux.

Dans le tome I, la problématique des métaux dans les boues résiduaires est détaillée. Par la suite, une revue de littérature portant sur les micro-organismes ayant un potentiel pour la solubilisation bactérienne des métaux et sur les méthodes d'extraction chimiques et biologiques de solubilisation des métaux lourds dans les boues permet de faire le point au début du présent projet de recherche.

Le tome II comprend les résultats de la première étude du procédé de solubilisation bactérienne des métaux dans les boues résiduaires réalisée en réacteurs en continu avec et sans recyclage. Même si l'étude de la littérature reproduite dans le tome I démontre que, théoriquement, les boues anaérobies d'épuration contiennent naturellement assez de sulfures pour développer un procédé applicable sans ajout de substrat extérieur, les premiers essais en réacteurs ont vite montrés qu'il fallait ajouter une certaine quantité de substrat pour assurer la croissance bactérienne si on désirait obtenir un procédé potentiellement rentable en réduisant le temps de séjour dans le réacteur. Les essais ont été faits avec un substrat (sulfate ferreux) de qualité laboratoire. Les quantités de substrat alors utilisées étaient minimales étant donné le fort coût du sulfate ferreux de laboratoire (16\$/kg). Ce tome permet de cerner les paramètres importants pour le procédé. Cette partie de l'étude a permis d'identifier que l'adaptation des micro-organismes à un substrat plus économique était absolument indispensable à l'économie du procédé.

Le tome III comprend les résultats d'une étude comparative de divers substrats économiques pouvant influencer la cinétique du procédé de solubilisation bactérienne des métaux lourds et par ricochet l'économie du procédé. En effet, les résultats des premières études sur le procédé avaient permis d'identifier qu'il fallait réduire au minimum les coûts en matières premières (substrat) si on désirait minimiser les coûts d'opération du procédé à grande échelle et obtenir un procédé économiquement viable. Cette partie de l'étude a permis d'évaluer un résidu minier (pyrite et pyrrotine) de la compagnie d'Aldermac, un résidu liquide d'acide. Ces expériences ont permis de choisir le substrat adéquat au niveau du rendement et du coût.

Le tome IV est l'étude comparative de deux types de réacteurs, chacun ayant été retenu pour leurs avantages. Il s'agit d'un simple réacteur aéré et agité qui est un type de réacteur très économique et d'un bioréacteur à ascension pneumatique connu pour son excellent transfert d'oxygène. Chacun des réacteurs a été opéré à 4 temps de séjour hydraulique différents. De plus, ce tome comprend un bilan sur les métaux, la recherche d'une quantité minimale d'acide pour la préacidification, des mesures sur les teneurs en nutriments, des essais de filtrabilité de la boue traitée et de neutralisation du surnageant acide contenant les métaux. Tous ces travaux permettent d'évaluer la faisabilité du procédé à l'échelle pilote.

CHAPITRE 2

Choix expérimental et objectifs

2. CHOIX EXPÉRIMENTAL ET OBJECTIFS

2.1 JUSTIFICATION DES CHOIX EXPÉRIMENTAUX

Comparée à la solubilisation chimique des métaux, la solubilisation bactérienne à l'aide des thiobacilles étudiées dans le tome 1 de ce rapport a les avantages suivants:

- contrairement à l'acidification elle ne requiert pas la dilution de la boue (Tyagi et Couillard, 1987a);
- une bonne solubilisation des métaux peut être obtenue (Tyagi et al., 1988; Tyagi et Couillard, 1987a; 1987b; Wong et Henry, 1983; Schönborn et Hartmann, 1978);
- contrairement à la solubilisation avec l'acide, le cuivre peut être solubilisé par les bactéries;
- elle peut se faire à pH 3 au lieu de pH 2 nécessaire avec les acides seuls (Tyagi et Couillard, 1987a);
- les quantités d'acide et de chaux requises pour neutraliser l'acide dans le produit final sont beaucoup moins importantes (Tyagi et Couillard, 1987b; Wong et Henry, 1983);
- le coût des produits chimiques pour la déshydratation des boues, est substantiellement réduit (Wong et Henry, 1984a).;
- les boues décontaminées sont inodores;
- la lixiviation bactérienne est simple et moins dangereuse (brûlures par l'acide) à opérer que les procédés chimiques.

Le problème majeur du procédé biologique est la lenteur des réactions de solubilisation. Cette lenteur conduit à de longs temps de séjour des boues dans

le réacteur qui entraînent la construction de gros réacteurs et l'aération prolongée entre 5 et 12 jours, ce qui est dispendieux. Rappelons ici que le temps de séjour (τ) dans les réacteurs est défini comme le volume du réacteur divisé par le débit quotidien:

$$\tau = V/Q \quad (1)$$

où V = volume du réacteur en litre

Q = débit d'alimentation du réacteur en litre par jour

et τ = temps de séjour du liquide dans le réacteur en jours

(Tiré de Grady et Lim, 1980)

Jusqu'à maintenant seul les réacteurs en fournée et en continu sans recyclage ont été utilisés. Le réacteur en continu est plus rapide que celui en fournée (Tyagi et Couillard, 1989). Il serait possible d'utiliser un réacteur à disques biologiques rotatifs comme Nakamura et al. (1986) qui traitaient des eaux de drainage de métaux (Fe^{+2} soluble), cependant dans ce genre de réacteur la biomasse est fixée sur les disques, or les boues contiennent beaucoup de solides qui inhibent le contact entre les bactéries fixées sur les disques et le substrat. Ce phénomène fait donc douter, à priori, de l'efficacité de ce type de réacteur dans le cas des boues.

Un bioréacteur à ascension pneumatique (BAP) serait sans doute adéquat étant donné sa très grande efficacité quant au transfert de l'oxygène. Un réacteur en continu avec recyclage devrait aussi être plus efficace pour la solubilisation bactérienne des métaux car le recyclage de la biomasse devrait permettre une plus forte concentration des thiobacilles. De plus un réacteur

avec recyclage résiste mieux aux chocs toxiques car il a une plus grande inertie face aux changements (Couillard, 1987). Par contre en recyclant les boues décantées; le réacteur avec recyclage devrait normalement fonctionner à un plus haut pourcentage de solides que le réacteur en continu sans recyclage, pour une même boue. Or la solubilisation diminue avec l'augmentation du pourcentage de solides (Tyagi et Couillard, 1987a). À l'étude des derniers points il semble y avoir plus de points en faveur du réacteur avec recyclage. L'expérimentation qui suit vise donc à étudier comparativement un réacteur en continu avec recyclage et un sans recyclage.

L'étude de la littérature reproduite dans le tome 1 démontre que, théoriquement, les boues anaérobies d'épuration contiennent naturellement assez de sulfures pour développer un procédé applicable sans ajout de substrat extérieur. Cependant, les premiers essais en réacteurs ont vite montrés qu'il faut ajouter une certaine quantité de substrat pour assurer les besoins énergétiques des bactéries si on désire obtenir un procédé potentiellement économique en réduisant les temps de séjours des réactifs dans le réacteur et le temps d'aération pour la réaction de solubilisation. Après quelques essais, il fut décidé d'utiliser du sulfate ferreux de laboratoire comme substrat nécessaire à la croissance bactérienne.

2.2 OBJECTIFS

La présente étude a pour but principal de vérifier l'efficacité d'un réacteur en continu avec recyclage de la boue décantée, comparativement à un réacteur en continu sans recyclage, pour effectuer la solubilisation bactérienne des métaux lourds des boues anaérobies de Ville de Deux-Montagnes. Les principaux objectifs du montage expérimental sont:

- 1- Évaluer le taux de solubilisation du Cu, Zn, Ni, Cd, Pb et Cr à divers temps de séjour dans les deux réacteurs.
- 2- Étudier l'influence des paramètres clés tels le pH, le POR, la concentration de substrat, la saturation en O₂.
- 3- D'établir une courbe des pourcentages de solubilisation pour les 2 réacteurs en fonction du temps de séjour.
- 4- D'évaluer la décantabilité de la boue traitée.

CHAPITRE 3

Phase expérimentale

3. PHASE EXPÉRIMENTALE

3.1 MONTAGE EXPÉRIMENTAL

Il est d'abord important de noter que les deux réacteurs dits, en continu (CSTR: Continuous Stirred Tank reactor), sont en fait opérés en semi-continu car l'alimentation se fait soit une fois par heure ou une fois par deux heures pendant quelques minutes. Cependant une alimentation aussi fréquente est quasi continue et tout au long de ce rapport on emploiera la terminologie "en continu" pour plus de simplicité.

Les réacteurs continus sans recyclage et avec recyclage sont opérés à 30°C et 425 rpm d'agitation. L'aération en volume d'air par volume de réacteur par minute (VVM) est variable afin d'assurer un % de saturation en O₂ le plus haut possible. Le pourcentage de recyclage (α) est toujours de 50% pour le réacteur avec recyclage, c'est-à-dire que le débit de boue recyclée (F_R en litre par jour) est égal à la moitié du débit de l'alimentation (F en litre par jour).

Le pourcentage des solides est maintenu aux environs de 3% (soit la concentration moyenne des solides dans les boues anaérobies) dans les réacteurs en ajustant la teneur des solides dans le réservoir d'alimentation avec de l'eau déionisée lorsque nécessaire. L'évaporation est compensée dans les réacteurs en ajoutant respectivement 125 mL et 100 mL d'eau déionisée par jour dans le réacteur avec et sans recyclage. Le débit des diverses pompes est mesuré quotidiennement et réajusté au besoin, afin de bien contrôler le temps de séjour et le taux de recyclage.

Les deux réacteurs sont opérés à des temps de séjours (τ) de 1, 2, 3 et 4 jours avec une concentration de 1 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (qualité laboratoire). Une concentration de substrat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) de 3 g L^{-1} est aussi étudiée pour le temps de séjour de 3 jours pour les deux types de réacteurs.

Une étude préliminaire à 14 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ est effectuée pour un temps de séjour de 5 jours pour le réacteur en continu et un temps de séjour de 2.5 jours pour le réacteur avec recyclage. Les résultats bruts de cette étude sont présentés dans l'annexe 6.

3.2 MATÉRIEL

3.2.1 Souche bactérienne utilisée

La souche bactérienne utilisée lors de toutes les expériences est une souche de Thiobacillus ferrooxidans (ATCC, 19859) pré-acclimatée à la croissance sur des boues anaérobies dans lesquelles le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ est ajouté. À remarquer que la croissance sur les boues anaérobies sans ajout de substrat s'est révélée inexistante. L'auteur ne prétend pas opérer avec une souche pure puisque tel que déjà discuté (section 2.4 du tome 1) il est probable que les boues résiduelles contiennent diverses espèces de thiobacilles.

3.2.2 Boues utilisées

Les boues anaérobies de Ville de Deux-Montagnes ont été utilisées pour tous les essais. Les boues pour les temps de séjour 4, 2 et 1 jours ont été prélevées le 17 juin 1987 alors que celles pour les temps de séjour de 3 jours (1 g L^{-1} et

3 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O) ont été prélevées le 26 octobre 1987. Le tableau 3.1 donne la valeur des analyses faites par le ministère de l'Environnement du Québec sur un échantillon simple du 17.06.87. Les analyses plus fréquentes ont été effectuées à l'INRS-Eau sur la boue à chaque temps de séjour et sont présentées au tableau 3.2. Les résultats du tableau 3.2 peuvent différer légèrement de ceux du tableau 3.1, mais le tableau 3.2 est jugé plus fiable car il s'agit d'une moyenne de plusieurs analyses sur le mélange de la boue homogénéisée. Avant utilisation, les boues étaient entreposées à 4°C dans des bidons de polyéthylène prélavés. Cette boue est faiblement contaminée par les métaux lourds (tableau 3.2). Le seul métal problématique est le cuivre dont la teneur varie de 841 à 972 mg Cu kg⁻¹ sec, ces valeurs ne dépassent pas la norme québécoise obligatoire de 1 000 mg Cu kg⁻¹ sec mais dépasse nettement la norme recommandée de 600 mg Cu kg⁻¹ boue sèche. La concentration des autres métaux respecte les normes. Il est à noter que Ville de Deux-Montagnes est une municipalité de banlieue de 10 600 habitants sans industries assez importantes pour affecter de façon significative la qualité des eaux usées municipales. Ces boues sont un mélange de boues primaires et secondaires digérées en anaérobiose à la station de Deux-Montagnes selon les techniques usuelles (Ramalho, 1983).

3.2.3 Description du montage et des appareils

La figure 3.1 indique les diverses étapes du procédé de solubilisation biologique des métaux qui est effectué sur les boues anaérobies obtenues à Ville de Deux-Montagnes. Il montre essentiellement le traitement que les boues subissent afin de solubiliser les métaux.

Tableau 3.1: Analyse d'un échantillon de boues exécutée par le Ministère de l'environnement du Québec, prélevée le 17 juin 1987 à l'usine d'épuration de Ville de Deux-Montagnes.

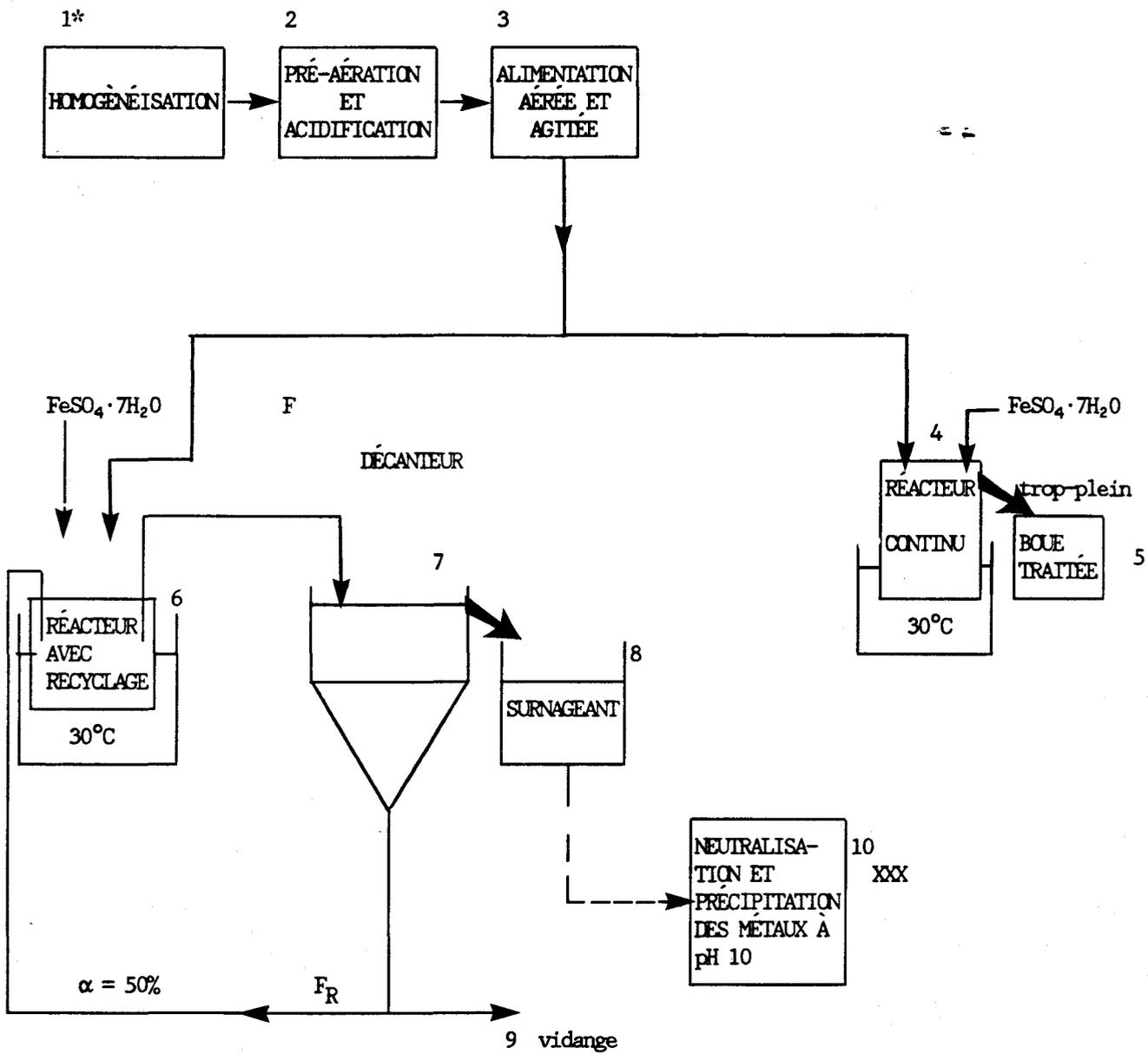
PARAMÈTRE	RÉSULTAT	PARAMÈTRE	RÉSULTAT
			mg/kg sec
pH	7.0	Ca	4.3×10^4
	mg/kg sec		
Al	1.5×10^4	Cr	47
Ag	2	Cu	1.3×10^3
As	5	Fe	1.9×10^4
Ba	430	Mg	1.4×10^4
B	63	Mn	253
Cd	1	Zn	920
Hg	4.4	Se	2
Mo	9	NTK	8.8×10^4
Ni	29	N-NH ₄	4.0×10^4
Pb	220	N-NO ₃ + NO ₂	58
K	8.9×10^3	P total inorganique	3.2×10^3
Na	3.3×10^3	P total	2.1×10^4

Tableau 3.2: Contenu moyen en métaux des boues d'alimentation pour les divers temps de séjour.

Temps de séjour	Unités	Cu	Zn	Ni	Cd	Pb	Cr	% ST**
Précision	mg/L	±0.5	±0.5	±0.04 ±	0.005	±0.1	±0.05	±0.1
1 jour	mg/L	26.9	21.0	1.00	0.10	6.8	1.52	3.2 ± 0.1
	mg/kg	841 ± 34	655 ± 30	31.3 ± 1.6	3.1 ± 0.2	211 ± 7.5	47.6 ± 2.5	
2 jours	mg/L	28.2	22.8	0.91	0.13	5.6	1.38	2.9 ± 0.1
	mg/kg	972 ± 34	784 ± 30	31.4 ± 1.6	4.5 ± 0.2	195 ± 7.5	47.6 ± 2.5	
3 jours*	mg/L	25.3	20.3	0.81	0.12	5.3	2.26	3.0 ± 0.1
		843 ± 34	678 ± 30	27.0 ± 1.6	4.0 ± 0.2	178 ± 7.5	42.0 ± 2.5	
4 jours	mg/L	27.2	25.8	0.84	0.10	6.4	1.37	2.9 ± 0.1
	mg/kg	935 ± 34	885 ± 30	29.0 ± 1.6	3.4 ± 0.2	220 ± 7.5	47.0 ± 2.5	

* : pour les deux concentrations de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

** : pourcentage de solides totaux



XXX : Étape non réalisée dans cette recherche.

Figure 3.1: Schéma global du procédé de solubilisation des métaux dans les boues anaérobies.

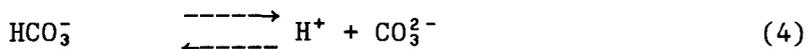
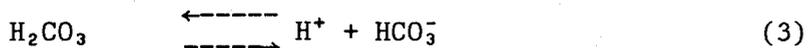
* Les numéros identifient les étapes du procédé.

1- **Homogénéisation:**

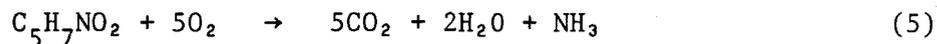
Lors de l'homogénéisation des boues (1), de 45 à 70 litres de boues sont mélangés ensemble à l'aide d'un agitateur en bois; ceci afin d'avoir une boue homogène pour un même temps de séjour. Un échantillon de la boue homogène est prélevé pour l'analyse des métaux, la détermination du pH et des solides totaux, volatils et inertes. Cette boue homogénéisée est gardée dans les bidons de polyéthylène au réfrigérateur à 4°C jusqu'à utilisation.

2- **Préaération et acidification:**

Lors de travaux préliminaires il a été établi que l'aération augmentait le pH de la boue. La fraction carbonatée étant une fraction importante (tableau 2.2 du tome 1), il est probable que l'aération d'une boue anaérobie favorise le dégagement du CO₂. Ainsi le bicarbonate se transforme en CO₂ ce qui amène la consommation d'un ion H⁺, donc une augmentation du pH. Comme le montrent les équations suivantes:



Une autre raison de cette augmentation du pH est la dégradation de la matière organique sans nitrification qui se fait selon Reynolds (1973) d'après l'équation 5:



Or l'ammoniac est une base forte qui peut augmenter le pH.

Avant l'acidification, la boue homogénéisée est aérée pendant une journée environ. Puis on l'acidifie à pH 4 avec de l'acide sulfurique 5% v/v en mélangeant à l'aide d'une cuillère de bois.

3- Alimentation:

La boue est transférée à l'alimentation qui est constituée d'un bassin en polycarbonate (8 L) pouvant contenir 7 L de boue. Il est muni d'un agitateur magnétique Mag-mix 65906 de PRÉCISION SCIENTIFIC et d'une électrode de Ross 8102 de ORION, qui est reliée à un contrôleur de pH de la compagnie Horizon model 5997. Une pompe masterflex transfère à l'alimentation de l'acide sulfurique (5% v/v), sur commande du contrôleur de pH. Finalement la boue dans l'alimentation est aérée pour maintenir un potentiel rédox (POR) entre 50 et 250 mV. Des échantillons sont prélevés dans ce réservoir pour évaluer le pH, le POR, les solides totaux, volatils et inertes. Les méthodes d'analyses utilisées seront citées à la section 3.5.

4. Le réacteur en continu ou sans recyclage:

De l'alimentation, une pompe masterflex distribue, à toutes les heures ou une fois par deux heures, selon les temps de séjour un volume étalonné de boues aux deux différents réacteurs. Tous les ajouts ou retraits de boues sont exécutés sur l'ordre d'un microprocesseur Chrontrol à 4 circuits qui est programmé en conséquence.

Le réacteur en continu est un contenant de polycarbonate d'un volume utile de 2.5 L. Il est contenu dans un contenant en polycarbonate de 5 L qui reçoit l'eau à 30°C de la pompe chauffante HAAKE E3. Cette pompe est montée sur un contenant en polycarbonate de 16 L qui est remplie d'eau. L'eau (à 30°C) redescend par gravité par 2 orifices vers le réservoir de 16 L. Le contrôle de la température à 30°C est ainsi assuré. L'agitation dans le réacteur est effectuée à l'aide d'une cuillère en bois montée sur un agitateur con-torque # 7225 de la compagnie Eberbach. L'agitation est ajustée à 425 rpm et vérifiée chaque jour avec un tachymètre modèle 8207-00 de la compagnie Cole Palmer. Le trop-plein du réacteur continu est déversé par gravité dans un bécber (No 5 sur figure 3.1). L'aération du réacteur est assurée par deux petits tubes de verres de 2 mm diamètre intérieur (figure 3.2). Les pierres poreuses sont inutilisables parce qu'elles entraînent la formation d'une quantité importante de mousse. Le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ est ajouté quotidiennement au réacteur à raison de 1 g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue, à l'exception des essais à 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Lors du temps de séjour de 1 jour, on ajoute le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ à toutes les 12 heures environ.

5. **Bécber de boue traitée:**

Ce dernier sert simplement à recevoir la boue traitée qui est en excès dans le réacteur continu.

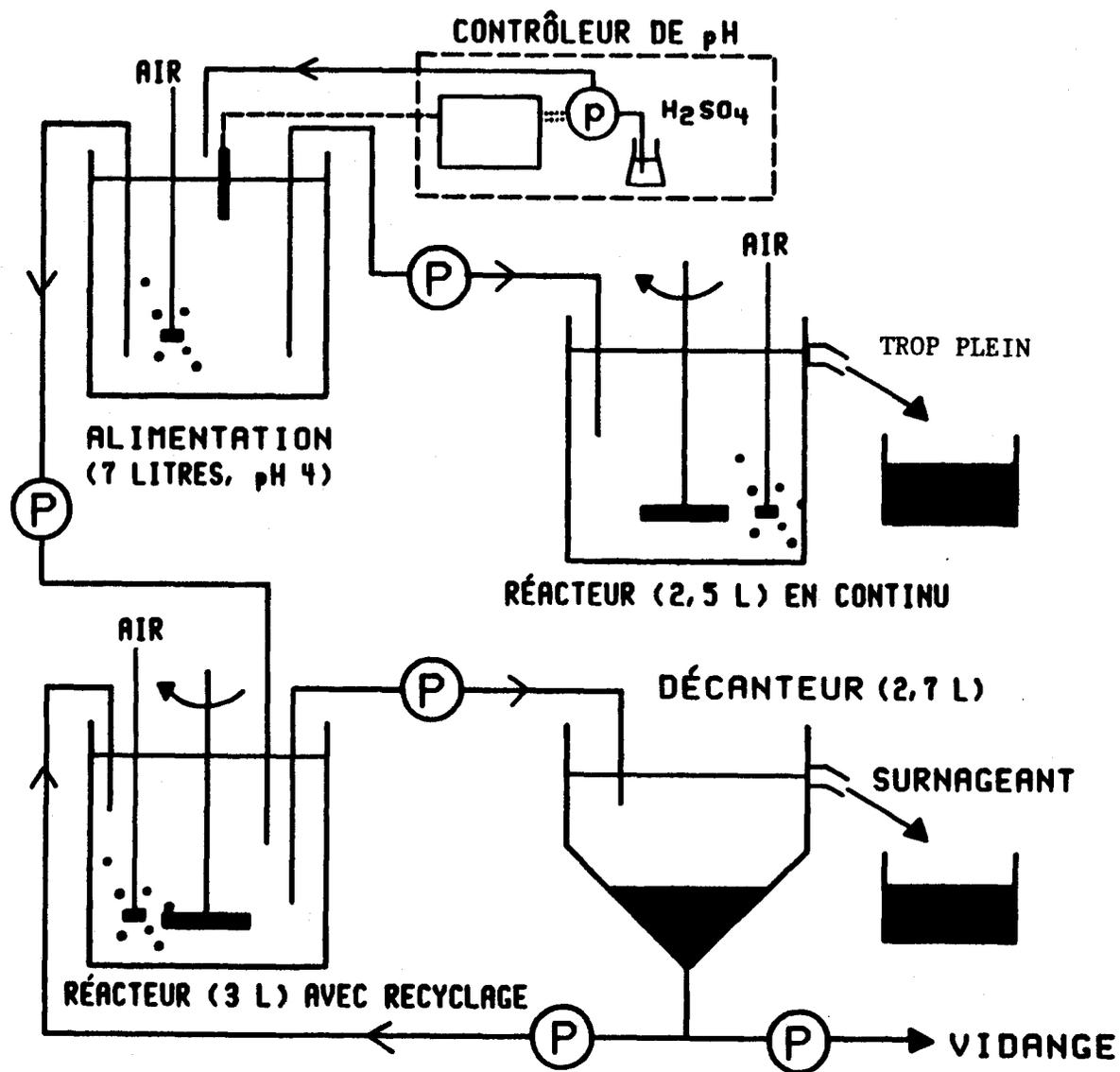


Figure 3.2: Schéma détaillé de l'alimentation et des deux réacteurs.

P = pompe masterflex

6. **Réacteur en continu avec recyclage:**

L'alimentation, l'aération, l'agitation et le contrôle de température s'effectuent de la même façon que pour le réacteur en continu sans recyclage. Ce réacteur est un réservoir de polycarbonate de 5 L contenu dans un deuxième réservoir de polycarbonate de 8 L où circule l'eau à température contrôlée. Le volume de boue dans le réacteur est maintenu à 3 litres. La boue traitée sortant du réacteur et la boue recyclée sont pompées à l'aide de pompes masterflex reliées au microprocesseur Chrontrol. L'ajout du sulfate ferreux se fait de la même façon que pour le premier réacteur. La différence avec le réacteur en continu est que le réacteur avec recyclage se déverse dans le décanteur et qu'une partie des boues épaissies du fond du décanteur sont réintroduites dans le réacteur. Ceci permet en théorie d'avoir une plus forte concentration de thiobacilles dans le réacteur que s'il n'y a pas de recyclage.

7. **Décanteur:**

La décantation permet la séparation du surnageant qui est un liquide assez claire et de la boue épaissie qui sera recyclée vers le réacteur ou vidangée.

Le décanteur est un contenant de polyéthylène de 4 litres en forme d'entonnoir. Le trop-plein est situé à un volume de 2.7 L. La partie inférieure est percée et muni d'un adaptateur pour installer un tube masterflex, ceci constitue la sortie commune pour le recyclage des boues et la vidange des boues en excès. À remarquer que le temps de résidence

dans le décanteur est égale à 90% de celui du réacteur et qu'en réalité lorsqu'on parle d'un temps de séjour dans le réacteur de 2 jours, la boue reste (2 + 1.8) jours soit 3.8 jours dans le système réacteur-décanteur pour un taux de recyclage de 50%.

8. **Surnageant:**

Le surnageant de la décantation contient la majorité des métaux qui ont été solubilisés. Il se déverse dans un bécber de 2 litres par le trop-plein du décanteur.

9. **Vidange:**

Une pompe masterflex évacue la boue en excès (boue traitée) vers un bécber de 2 litres. La vidange est fixée à 50% du débit provenant de l'alimentation au réacteur, ce débit s'est révélé efficace pour maintenir le niveau des boues dans le décanteur lors des expériences préliminaires. Lorsque la charge d'un décanteur est augmentée trop fortement (vidange trop faible), la concentration en solides augmente dans le décanteur, la ligne de séparation solide-liquide monte et la décantation ne s'effectue plus (Tyagi et Couillard, 1987c). À plus de 50% de recyclage, la concentration en solides totaux dans le réacteur augmente à plus de 3.50% ce qui rend la décantation impossible.

La figure 3.2 présente un schéma plus détaillée de l'alimentation et des deux réacteurs.

3.3 MÉTHODES

3.3.1 Échantillonnage

Pour tous les temps de séjour, des mesures de pH, POR, aération, concentrations en O_2 sont prises dans les deux réacteurs de façon quotidienne et à toutes les 12 heures environ pour le temps de séjour de 1 jour. De plus, les valeurs du pH et du POR de l'alimentation, du surnageant du décanteur et celle de la boue recyclée sont évaluées. Les populations bactériennes acidophiles sont aussi périodiquement évaluées dans les réacteurs, le surnageant et la boue recyclée. À chaque jour, 15 mL de boue provenant des deux réacteurs et du surnageant sont prélevés pour l'analyse des métaux. Ces échantillons sont immédiatement centrifugés à 12 000 rpm à température de la pièce pendant 10 min sur une centrifugeuse SORVALL SUPERSPEED RC 2-B. Le surnageant de la centrifugation est transféré dans des cuvettes de plastiques de 26 mL et acidifié avec 0,2 mL de HNO_3 concentré (réactif analytique, spécifications A.C.S.). Les échantillons sont, alors, entreposés à $4^\circ C$ jusqu'à l'analyse qui se fait une fois par semaine. Pour le temps de séjour de 3 jours à 3 g L^{-1} de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, les métaux solubilisés sont aussi analysés dans la boue recyclée.

Les échantillons pour déterminer la teneur en solides totaux (% ST), solides volatils (% SV) et solides inertes (% SI) sont prélevés dans les réacteurs, le surnageant et la boue recyclée, quelques fois lors d'un temps de séjour. Le coefficient volumétrique de transfert d'oxygène ($K_L a$) (section 2.5.6 du tome 1), le volume décanté des boues et l'indice du volume des boues sont déterminés pour le temps de séjour de 3 jours à 3 g L^{-1} de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ pour les 2

réacteurs. L'indice du volume des boues est le volume (mL) occupé par 1 g de boue après une décantation de 30 min. (APHA, 1985). Les boues du 17 juin 1987 sont analysées pour plusieurs paramètres présentés au tableau 3.1. À chaque temps de séjour le mélange homogène était analysé pour les six métaux d'intérêt soit le Cu, Zn, Ni, Cd, Pb et Cr.

3.3.2 Techniques d'analyses

3.3.2.1 POR et pH

Ces deux paramètres sont déterminés à l'aide d'un pH mètre FISHER ACCUMET modèle 805 MP équipé d'une électrode de calomel, d'une électrode de verre et d'une électrode de platine pour le POR. La lecture de l'électrode de POR est régulièrement corrigée à l'aide de l'étalonnage à la quinhydrone Ektachrome Kodak 217 à pH 4 et 7. Le pH mètre est étalonné quotidiennement à pH 2 et 4 ou 4 et 7 selon les besoins. Les mesures de pH sont précises à ± 0.02 unité de pH.

3.3.2.2 Aération et concentration d'oxygène

L'aération est mesurée et ajustée à l'aide d'un débitmètre à air. La concentration en oxygène est mesurée à l'aide d'un oxymètre de Yellow Spings Instrument (YSI) modèle 54. Celui-ci est étalonné dans l'eau saturée en oxygène à 30°C. À cette température l'eau saturé en oxygène contient 7.7 mg O₂ L⁻¹ d'eau selon la table de YSI (YSI, 1970).

3.3.2.3 Population bactérienne acidophile

Le compte bactérien se fait visuellement au microscope sur une cellule de Petrof-Hausser qui a 20 μm de profondeur et est divisée en carreaux de 1/400 mm^2 . Un échantillon de 1 mL de boue est dilué avec 1 mL de H_2SO_4 5% v/v et 28 mL d'eau déionisée, ceci résultant en une dilution de 1/30. Une goutte de cette dilution est transférée sur la cellule de type Petroff-Hausser. Le dénombrement des bactéries dans un carreau à un grossissement de 100 X est fait sur 20 carreaux et la moyenne par carreau est calculée. Toute l'opération est répétée 2 ou 3 fois afin d'avoir des valeurs semblables de la concentration en bactéries acidophiles plus petite que 5 μm en individu par mL (ind/mL). Il n'est pas prétendu ici que l'on puisse différencier les divers types de bactéries d'après un simple examen visuel à ce grossissement. Le compte est donc un dénombrement de bactéries acidophiles (pH 3 environ), car plus de 90% des bactéries hétérotrophes ordinairement retrouvées à pH neutre sont détruites (Wong et Henry, 1984b). Le microscope utilisé est un Ortholux II.

3.3.2.4 Solides totaux, volatils et inertes

Les solides totaux (% ST), les solides volatils (% SV) et les solides inertes (% SI) sont déterminés selon la méthode de l'APHA (1985) no 209 F. Les solides totaux sont ce résidu sec qui résulte du séchage de la boue à 100 °C sur un bain-marie puis à 105°C pour une heure dans une étuve. Les solides volatils sont la fraction volatilisée à 550°C alors que les solides inertes représentent la fraction restante après calcination à 550°C pendant une heure.

3.3.2.5 Métaux lourds

Les métaux lourds (Cu, Zn, Ni, Cd, Pb et Cr) sont analysés sur un spectrophotomètre d'absorption atomique à la flamme modèle AA-575 de la compagnie Varian. Les métaux totaux dans les boues sont analysés après avoir digéré 10 mL de boue avec 10 mL de HNO_3 , 5 mL de HF et fumer avec 7 mL de HClO_4 . Pour l'analyse du plomb dans ces échantillons, l'EDTA est utilisé comme agent complexant. Pour toutes les analyses du Cu et du Zn une dilution 1/5 est nécessaire pour situer la réponse dans la courbe d'étalonnage. De plus, le Zn est analysé avec la flamme tournée en diagonale dans le faisceau lumineux. Les analyses sont réalisées selon les directives de l'APHA (1985). Les solutions standards pour les métaux sont préparées avec des étalons de la compagnie BDH, l'agent diluant utilisé est le HNO_3 0.5% v/v.

3.3.2.6 Coefficient volumétrique du transfert d'oxygène ($K_L a$) et taux de consommation d'oxygène (TCO)

Le coefficient volumétrique du transfert d'oxygène ($K_L a$) (section 2.5.6 du tome 1) et le taux de consommation d'oxygène (TCO) par les bactéries sont déterminés selon la méthode d'état non stable d'aération de la boue activée (Ramalho, 1983). Cette méthode consiste à arrêter l'aération pour diminuer la concentration en oxygène dissous dans le réacteur. Puis on redémarre l'aération et on mesure la concentration d'oxygène (C) qui augmente avec le temps. Le graphique de C versus le temps permet d'estimer les pentes dC/dt . Puis le graphique dC/dt versus C donne une droite de pente $-K_L a$ et d'ordonnée à

l'origine égale à $[K_L a C_{SW} - TCO]$ où C_{SW} est la concentration d'oxygène à saturation soit $7.7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ à 30°C .

3.3.2.7 Volume des boues décantées (VBC) et indice du volume des boues (IVB)

Le volume des boues décantées (VBC) est déterminé à l'aide de la méthode 213 B de l'APHA (1985), sauf que des béchers de 900 mL au lieu de 1 L, sont utilisés. Le VBC sert essentiellement à calculer l'indice du volume des boues (IVB). Le terme IVB est le volume en ml occupé par un gramme de boue. Pour calculer ce terme, on doit connaître le VBC et le % de solides totaux qui sont respectivement déterminés selon les méthodes 213 B et 209 C de l'APHA (1985). Pour évaluer la qualité de la décantation, le % de ST, le % de SV et le % SI sont déterminés sur le surnageant après 5 heures de décantation lors de la mesure du volume des boues décantées.

3.4 RÉSULTATS BRUTS

3.4.1 Teneurs en solides dans les réacteurs

Le tableau 3.3 résume les teneurs moyennes en solides totaux dans les deux réacteurs aux divers temps de séjour.

Tableau 3.3: Pourcentage moyen de solides totaux (ST), solides volatils (SV) et solides inertes (SI) pour les divers temps de séjour dans les réacteurs.

	Temps de séjour / jour				
	1	2	3	3 (3g L ⁻¹ FeSO ₄ ·7H ₂ O)	4
Réacteur Continu					
% ST	2.8 ± 0.1	2.9 ± 0.1	2.9 ± 0.1	2.8 ± 0.1	2.9 ± 0.1
% SV	48.8	52.1	46.7	43.3	59.5
% SI	51.2	47.9	53.3	56.7	40.5
Réacteur avec recyclage					
% ST	3.0 ± 0.1	3.1 ± 0.1	2.8 ± 0.1	3.0 ± 0.1	3.2 ± 0.1
% SV	46.9	51.6	50.8	43.5	59.5
% SI	48.1	48.3	49.2	56.5	40.5

3.4.2 Évolution des principaux paramètres et des taux de solubilisation des métaux

Les résultats bruts relatifs au temps de séjour (τ) de 1 jour sont reproduits à l'annexe 1, ceux pour $\tau = 2$ jours, dans l'annexe 2; pour $\tau = 3$ jours et 1 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, dans l'annexe 3. L'annexe 4 donne les résultats pour le temps de séjour de 4 jours. L'annexe 5 présente les résultats pour le temps de séjour de 3 jours avec 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

3.4.3 Mesure du coefficient volumétrique de transfert d'oxygène ($K_L a$) et du taux de consommation d'oxygène (TCO)

Les annexes 5E et 5F contiennent les résultats bruts ainsi que les graphiques qui ont permis de déterminer les valeurs de $K_L a$ et de TCO.

3.4.4 Volume des boues décantées (VBC) et indice du volume des boues (IVB)

Les résultats bruts et calculés sont présentés dans les annexes 5G et 5H pour les volumes des boues décantées et l'indice du volume des boues dans les deux types de réacteurs.

CHAPITRE 4

Analyse et discussion des résultats

4. ANALYSE DES RÉSULTATS

4.1 PÉRIODES CORRESPONDANTES AU RÉGIME PERMANENT POUR LES DIVERS TEMPS DE SÉJOUR

Afin d'atteindre une certaine stabilité lors du fonctionnement du réacteur à un temps de séjour donné, il est en général requis d'attendre 3 temps de séjour (3τ). Le tableau 4.1 présente les périodes considérées en régime permanent d'après la stabilité des valeurs de pH et de POR. Les résultats obtenus lors des périodes indiquées permettent de calculer les moyennes pour la solubilisation des métaux, le POR dans les réacteurs et l'alimentation, le % de saturation en O_2 et le pH. De plus, c'est dans de telles périodes que le $K_L a$, le TCO et l'IVB sont évalués.

4.2 INFLUENCE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES SUR LA SOLUBILISATION DU CUIVRE ET DU ZINC

Les figures 4.1 à 4.4 (a b c d dans chaque cas) présentent les pourcentages de solubilisation du cuivre et du zinc, le pH, le POR, la population bactérienne et le % de saturation en oxygène dans les réacteurs et dans le surnageant du décanteur pour les temps de séjour de 1, 2, 3 et 4 jours à 1 g L^{-1} de substrat. Sur les figures 4.5 (a, b, c, d), les mêmes paramètres sont présentés pour le temps de séjour de 3 jours à 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Il est à remarquer que le % de solubilisation dans la boue recyclée (recyclage) remplace celui dans le surnageant. Dans tous les cas, la partie inférieure des graphiques reproduit les valeurs de POR et de pH dans les réacteurs ainsi que dans le surnageant du décanteur (même exception pour graphique 4.5). Dans la première partie de ce

Tableau 4.1: Période servant au calcul des taux et des % de solubilisation, au calcul des POR moyens, du % moyen de saturation en O₂, du pH moyen ainsi qu'à l'évaluation de K_La et de TCO.

Concentration de FeSO ₄ ·7H ₂ O g L ⁻¹	Temps de séjour (jours)	Zn Réacteur continu	Zn Réacteur avec recyclage	Cu Réacteur continu	Cu Réacteur avec recyclage
1	1	3 τ à la fin	3 τ à la fin	3 τ à la fin	3 τ à la fin
1	2	3 τ à la fin	2τ au 9e jour ^A	3 τ excluant ^B jours, 7,8,10	2τ au 9e jour ^A
1	3	3 τ à la fin	3 τ à la fin	3 τ à la fin	3 τ à la fin
1	4	4.75τ à la fin (19e jour au ^C 25e jour)	4.75 à la fin ^C	4.75 τ à la ^C fin	4.75 τ à la ^C fin
3	3	3 τ à la fin	3 τ à la fin	3 τ à la fin	3 τ à la fin

A : Jours 10, 11, 12 rejetés car problèmes avec l'alimentation

B : Jours 7, 8, 10 rejetés car bris d'agitateur du réacteur continu

C : Problèmes avec le contrôleur de pH

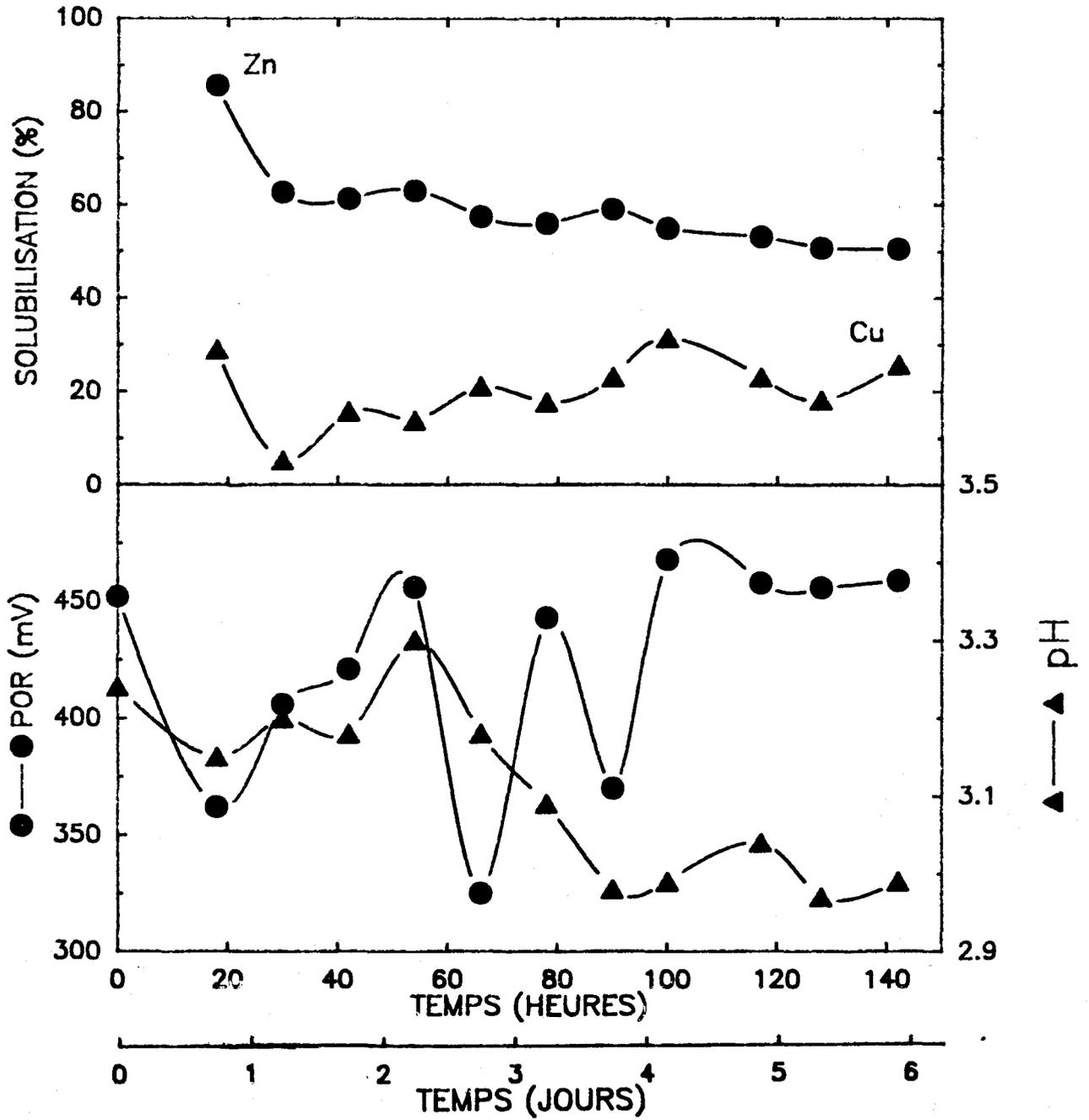


Figure 4.1 a: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 1 jour.

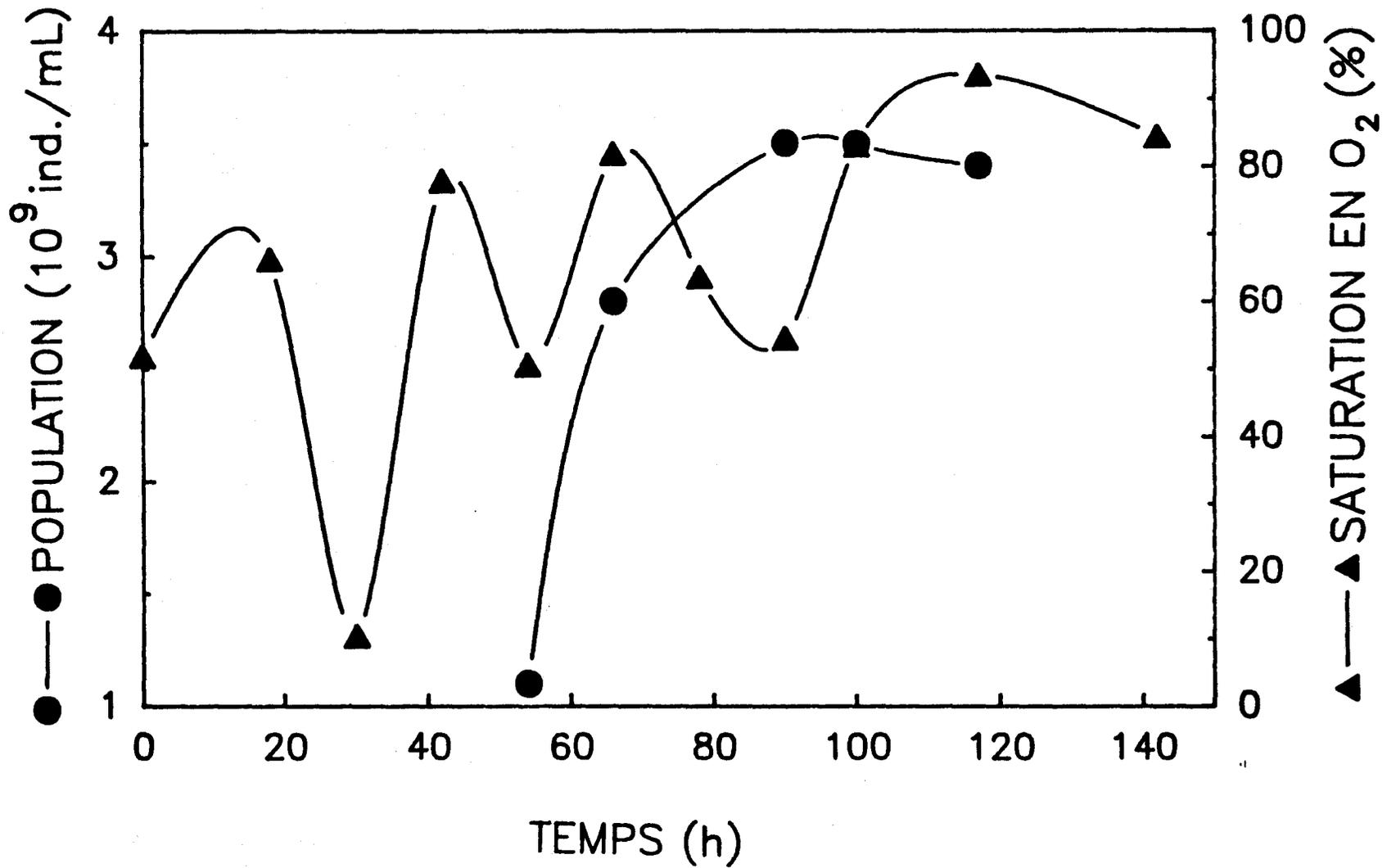


Figure 4.1 b: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène pour le réacteur en continu au temps de séjour de 1 jour.

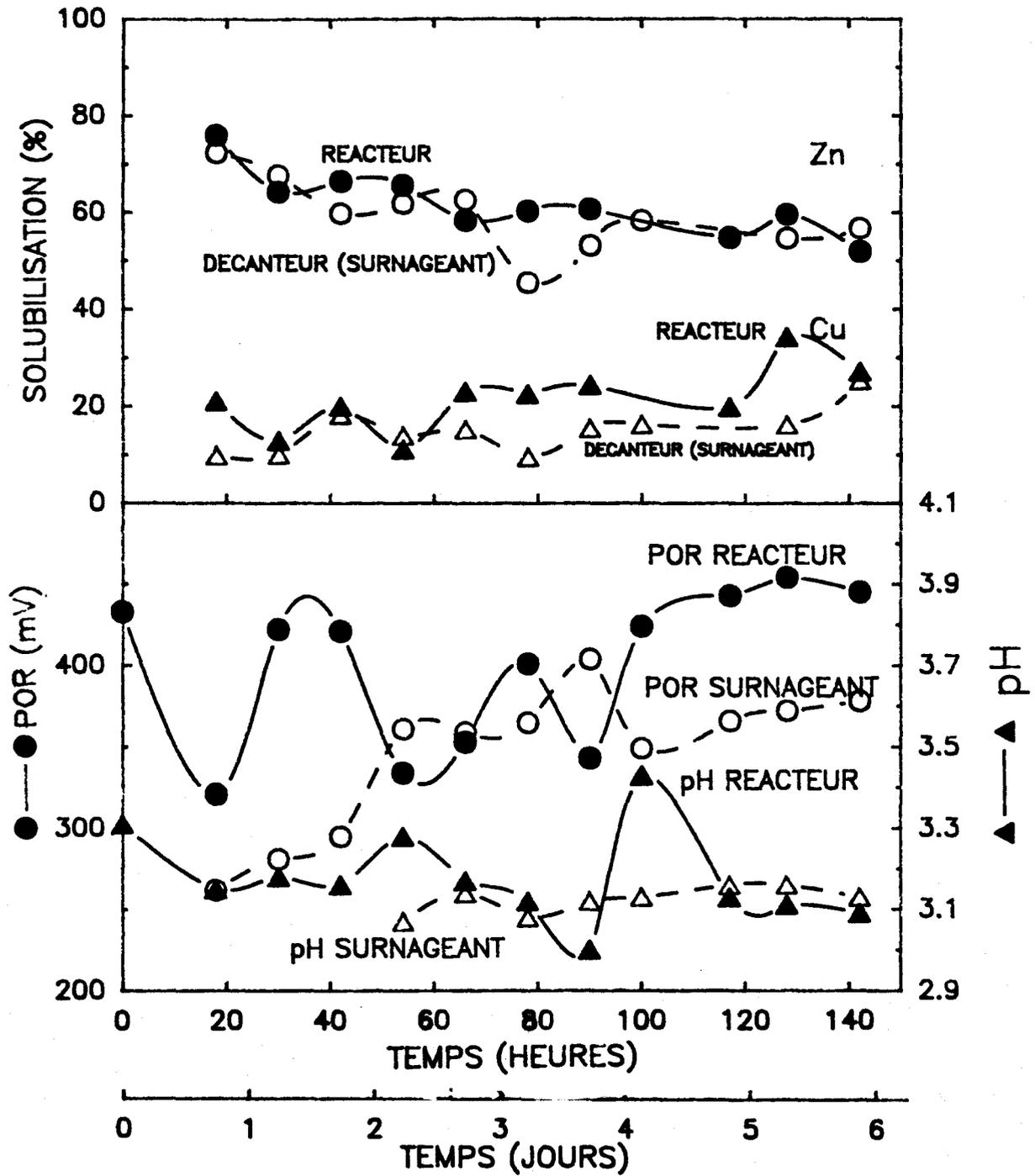


Figure 4.1 c: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et le surnageant du décanteur au temps de séjour de 1 jour.

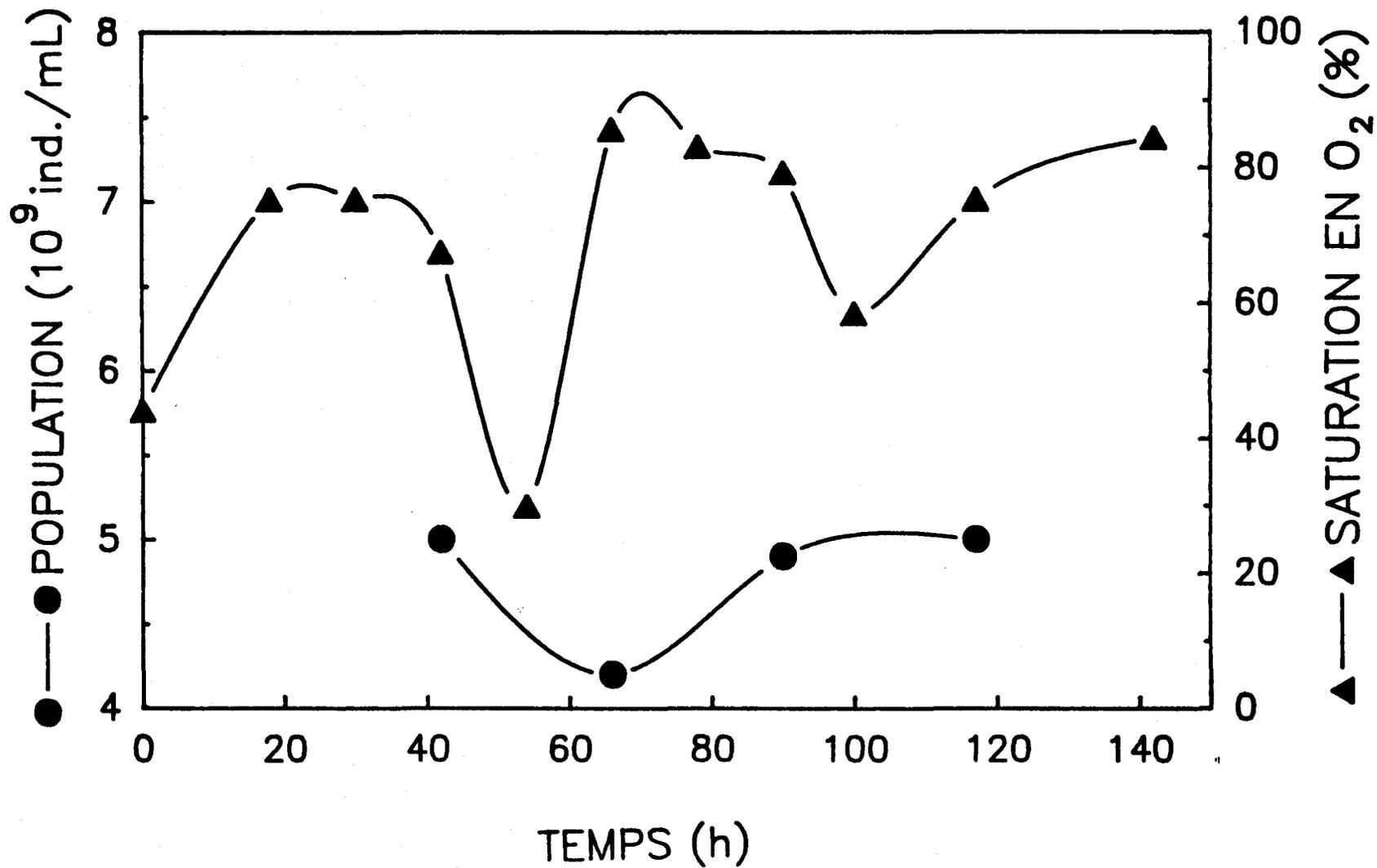


Figure 4.1 d: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 1 jour.

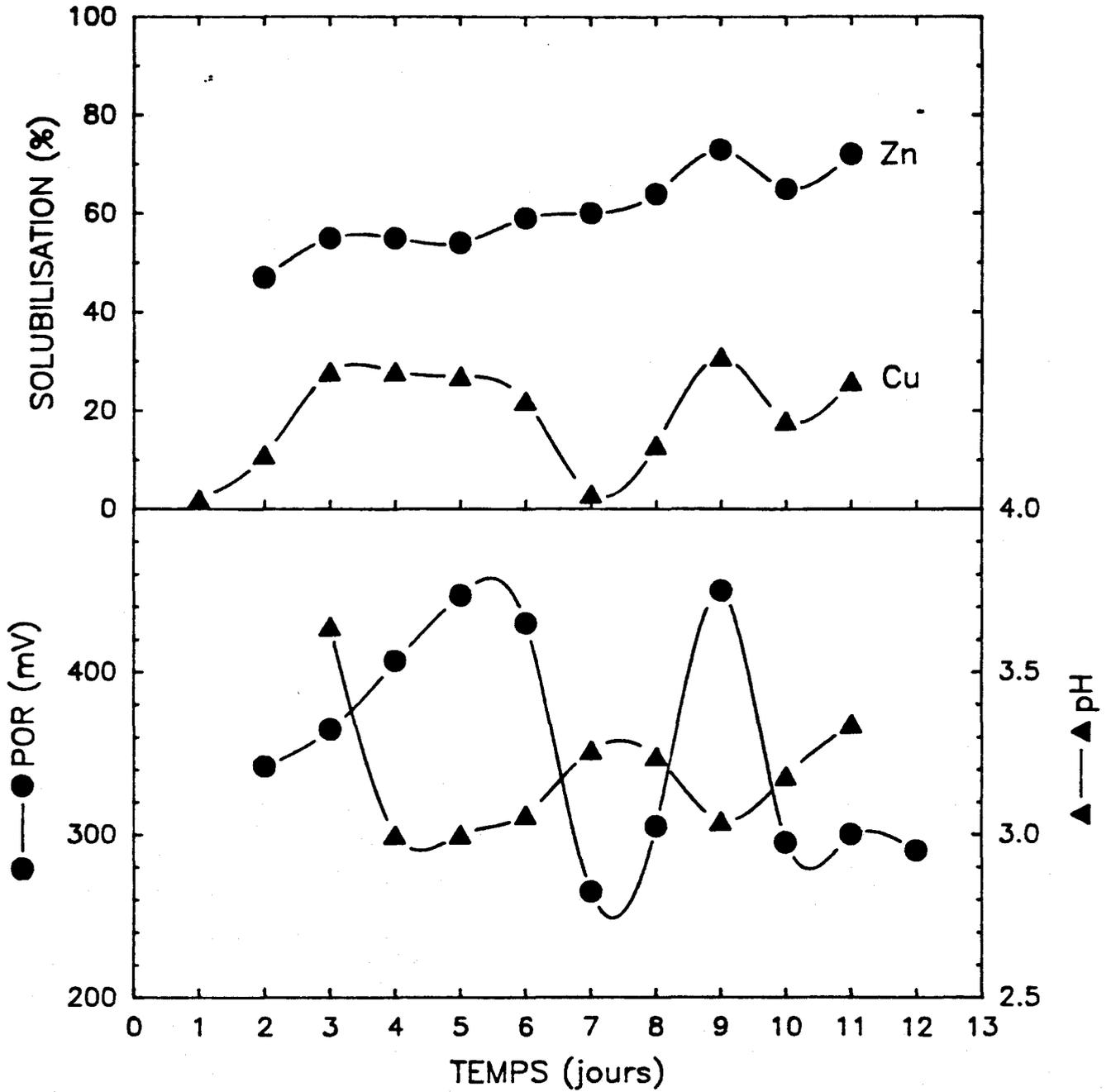


Figure 4.2 a: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 2 jours.

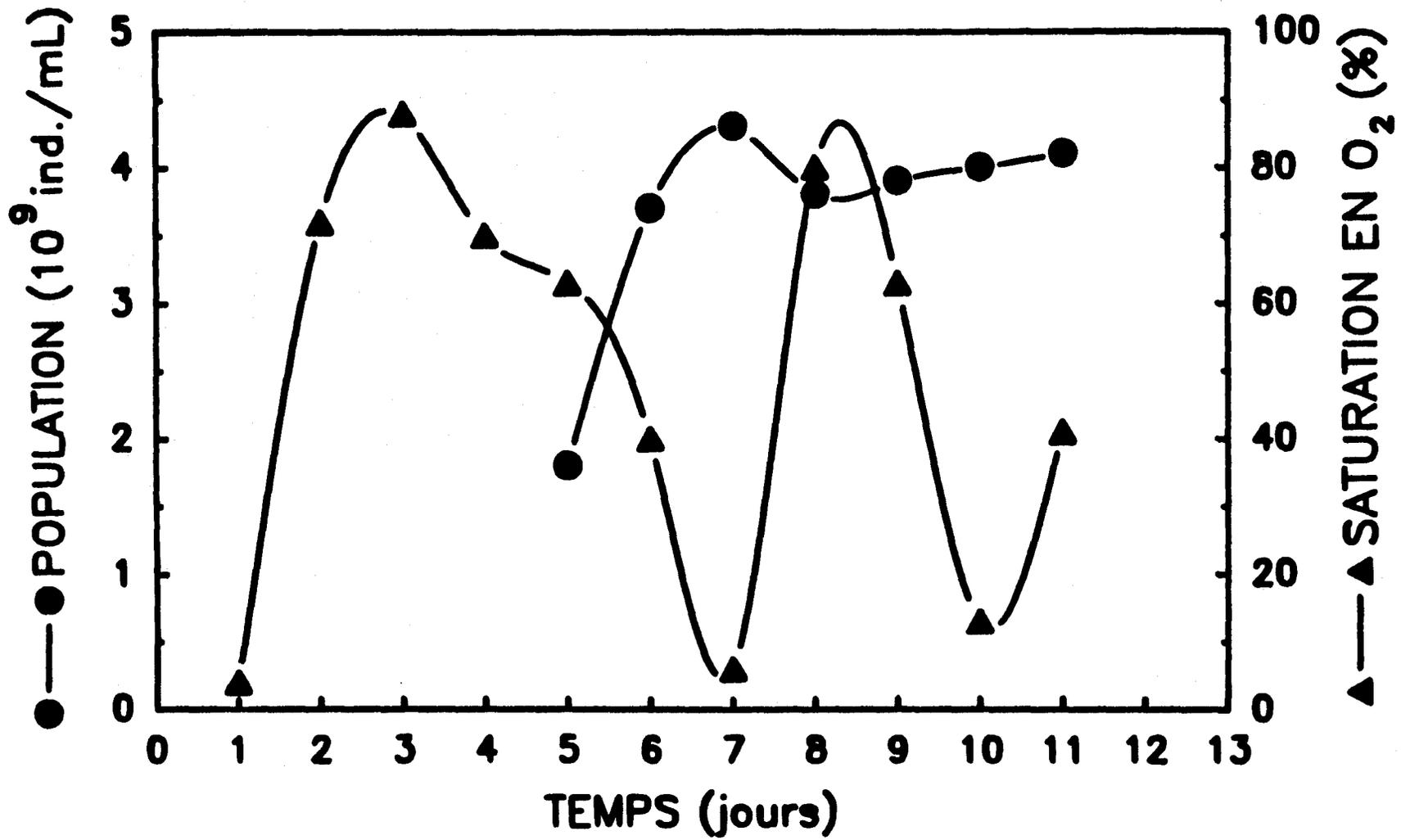


Figure 4.2 b: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène pour le réacteur en continu au temps de séjour de 2 jours.

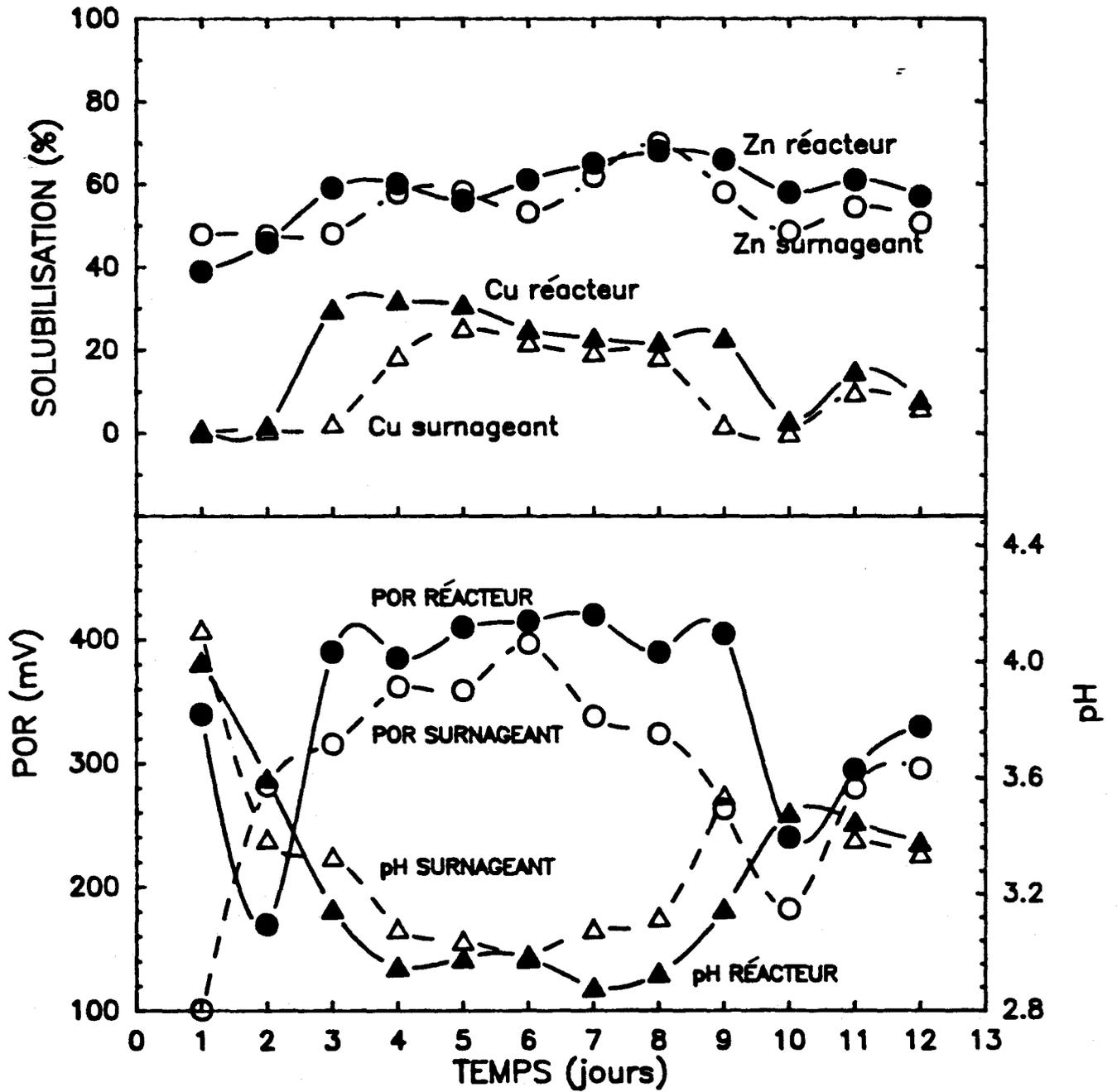


Figure 4.2 c: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et le surnageant du décanteur au temps de séjour de 2 jours.

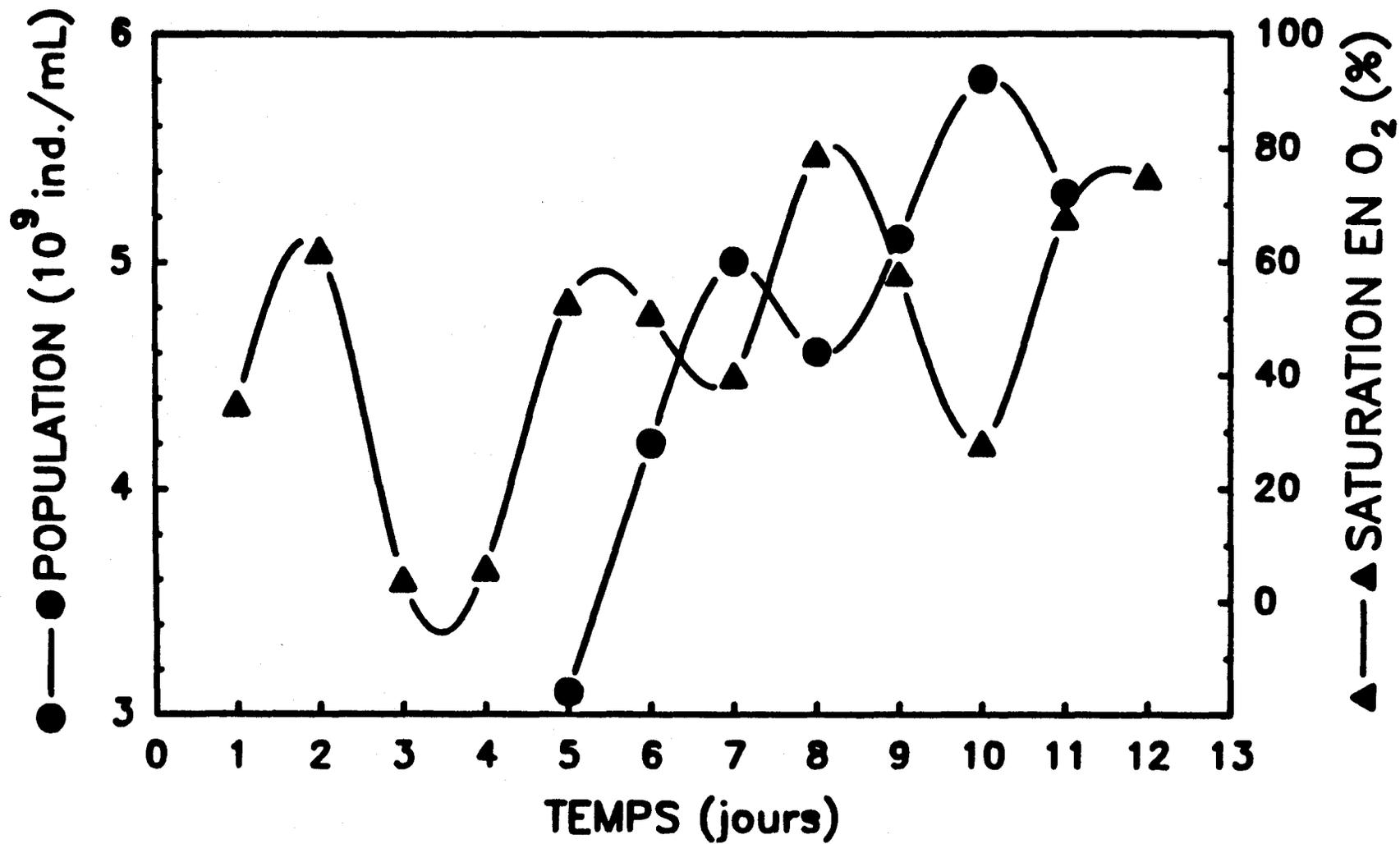


Figure 4.2 d: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 2 jours.

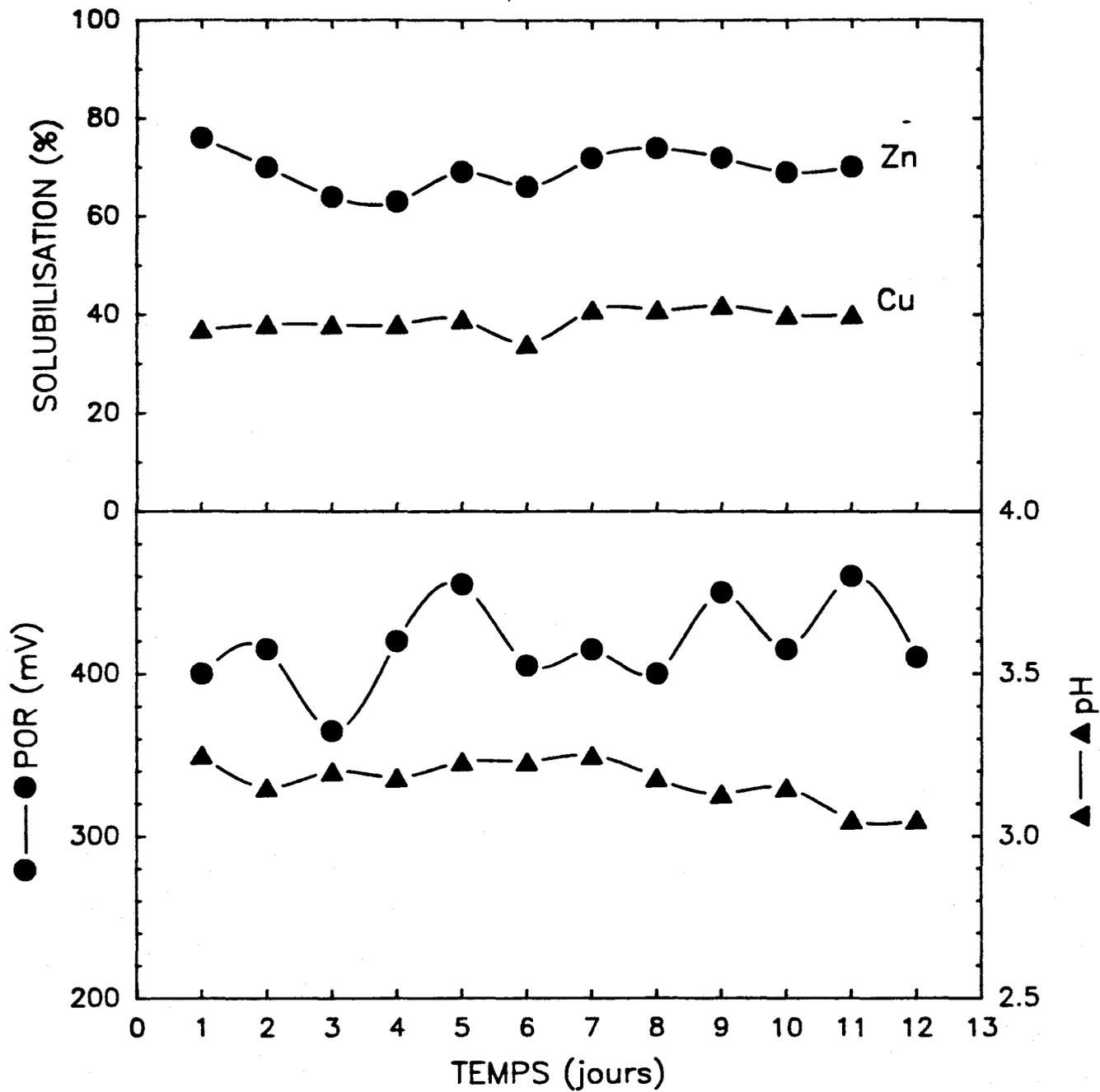


Figure 4.3 a: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours avec 1 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue.

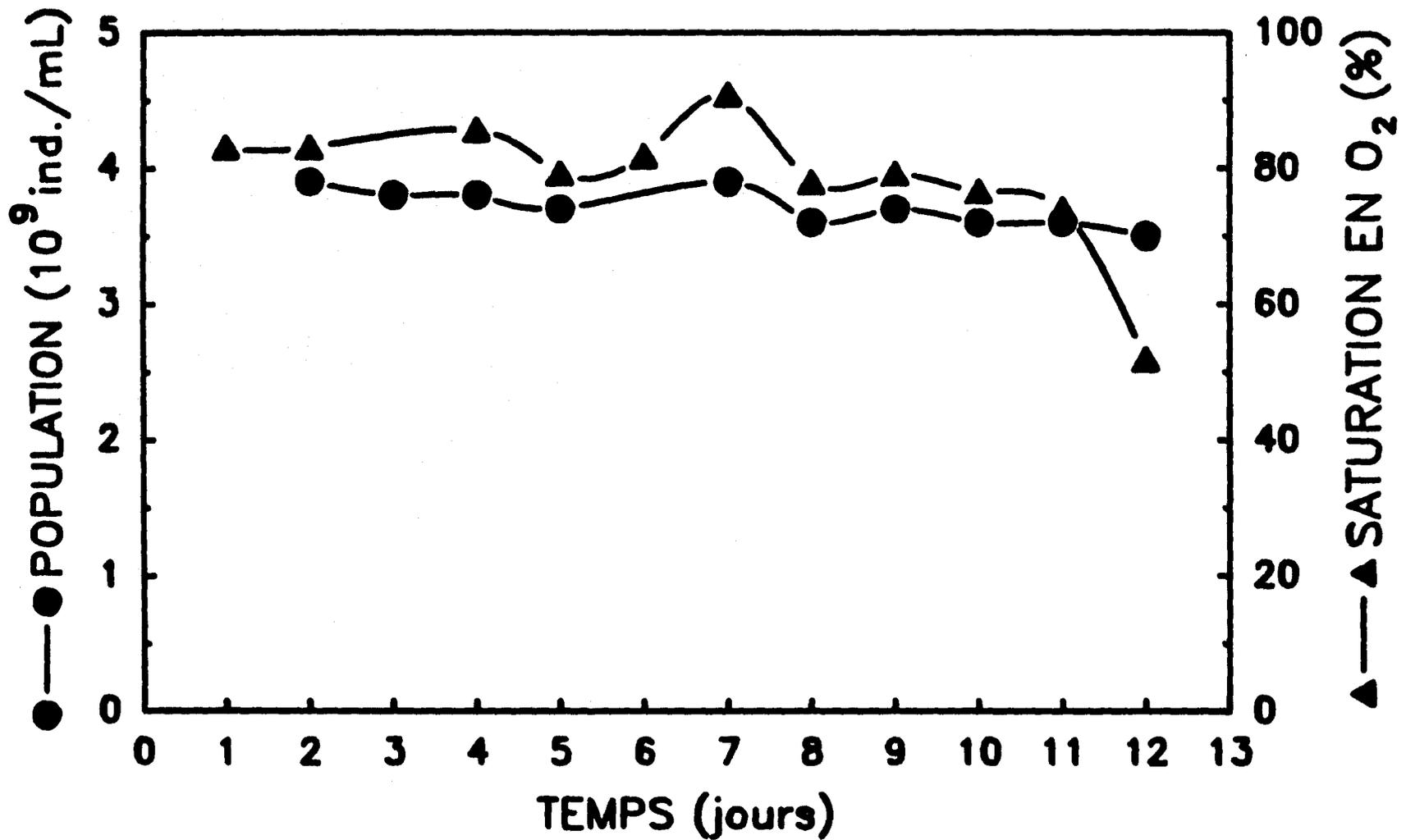


Figure 4.3 b: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène dans le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours avec 1 g $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ par litre de boue.

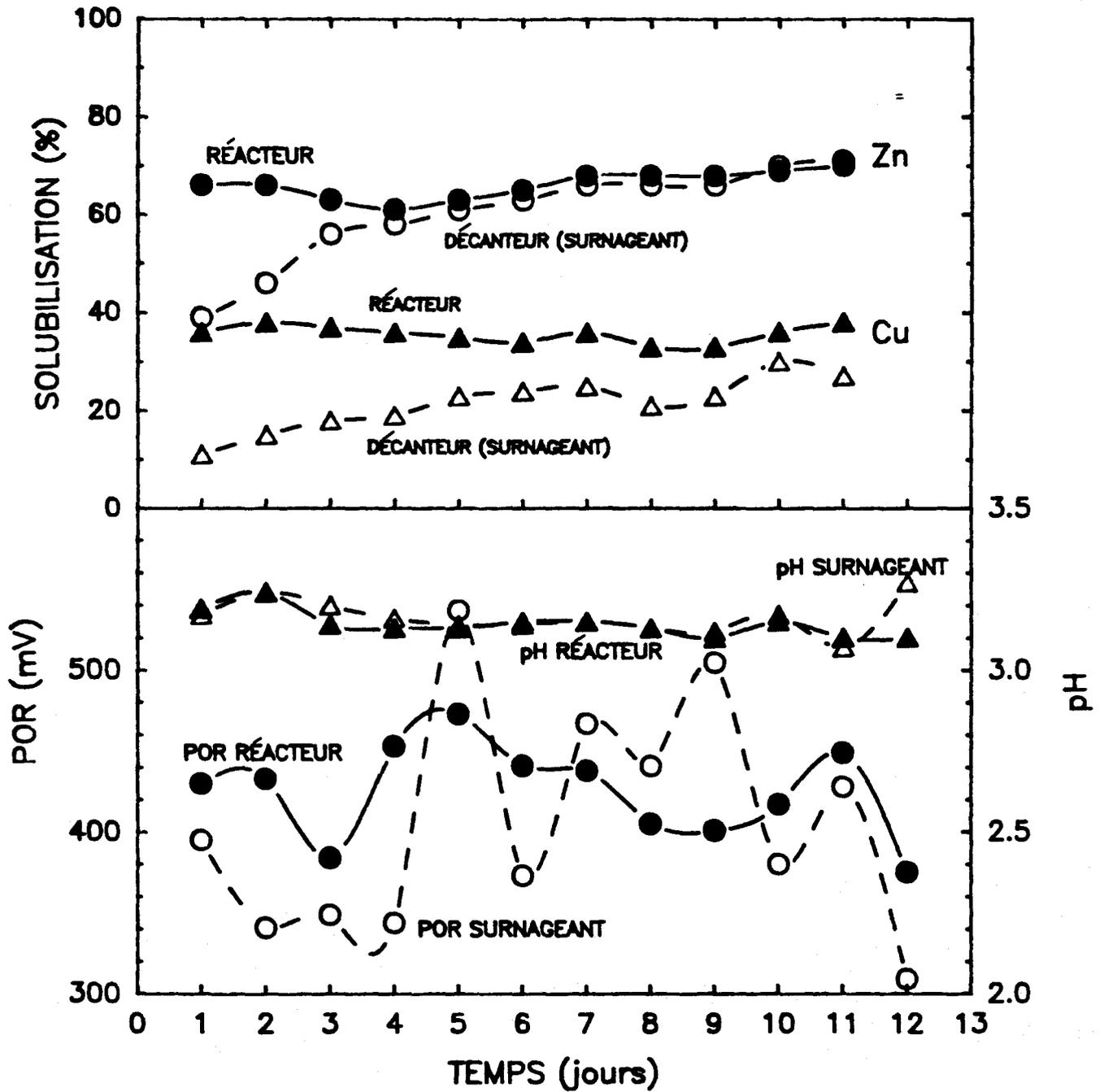


Figure 4.3 c: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et le surnageant du décanteur au temps de séjour de 3 jours avec 1 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue.

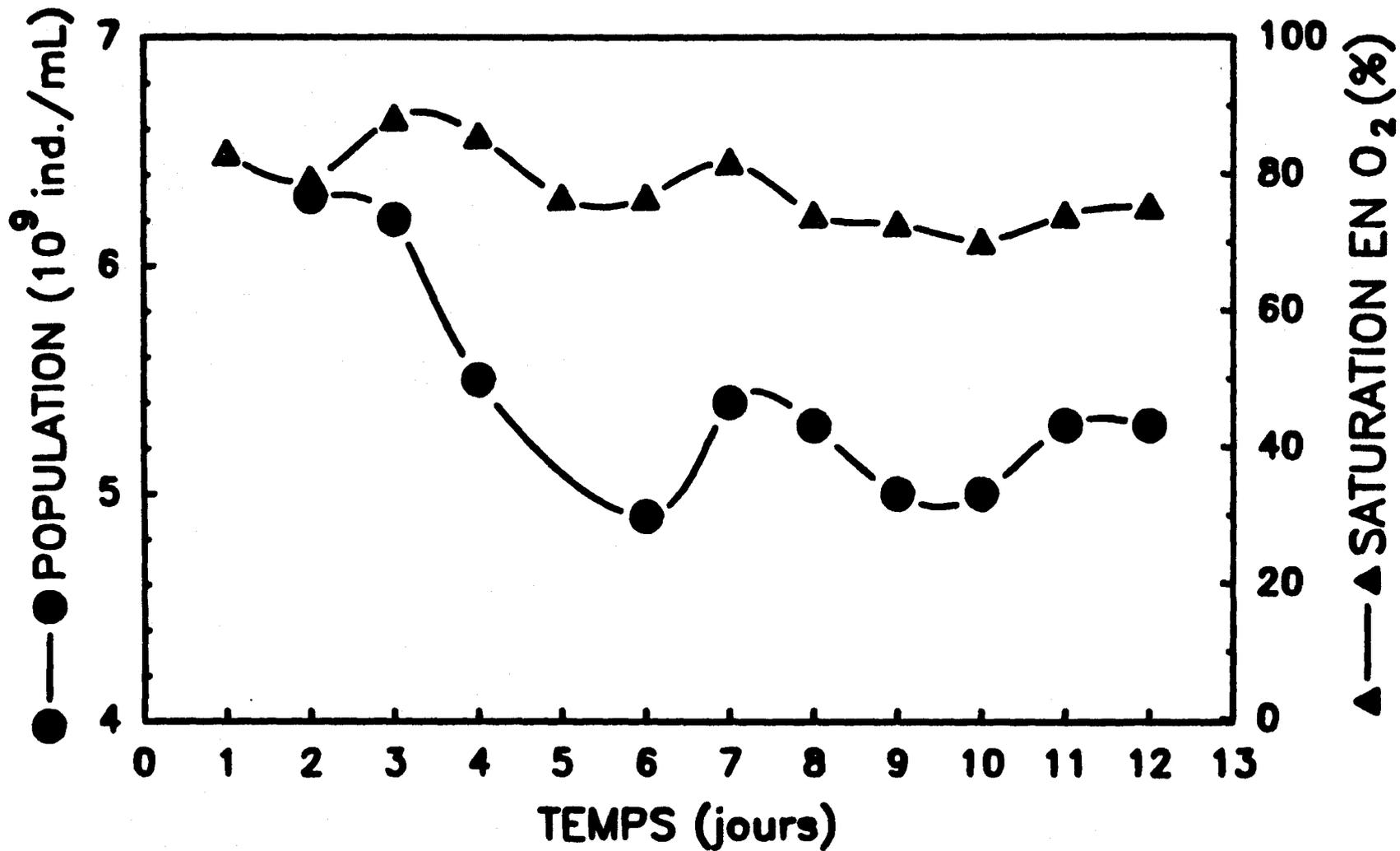


Figure 4.3 d: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 3 jours avec 1 g $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ par litre de boue.

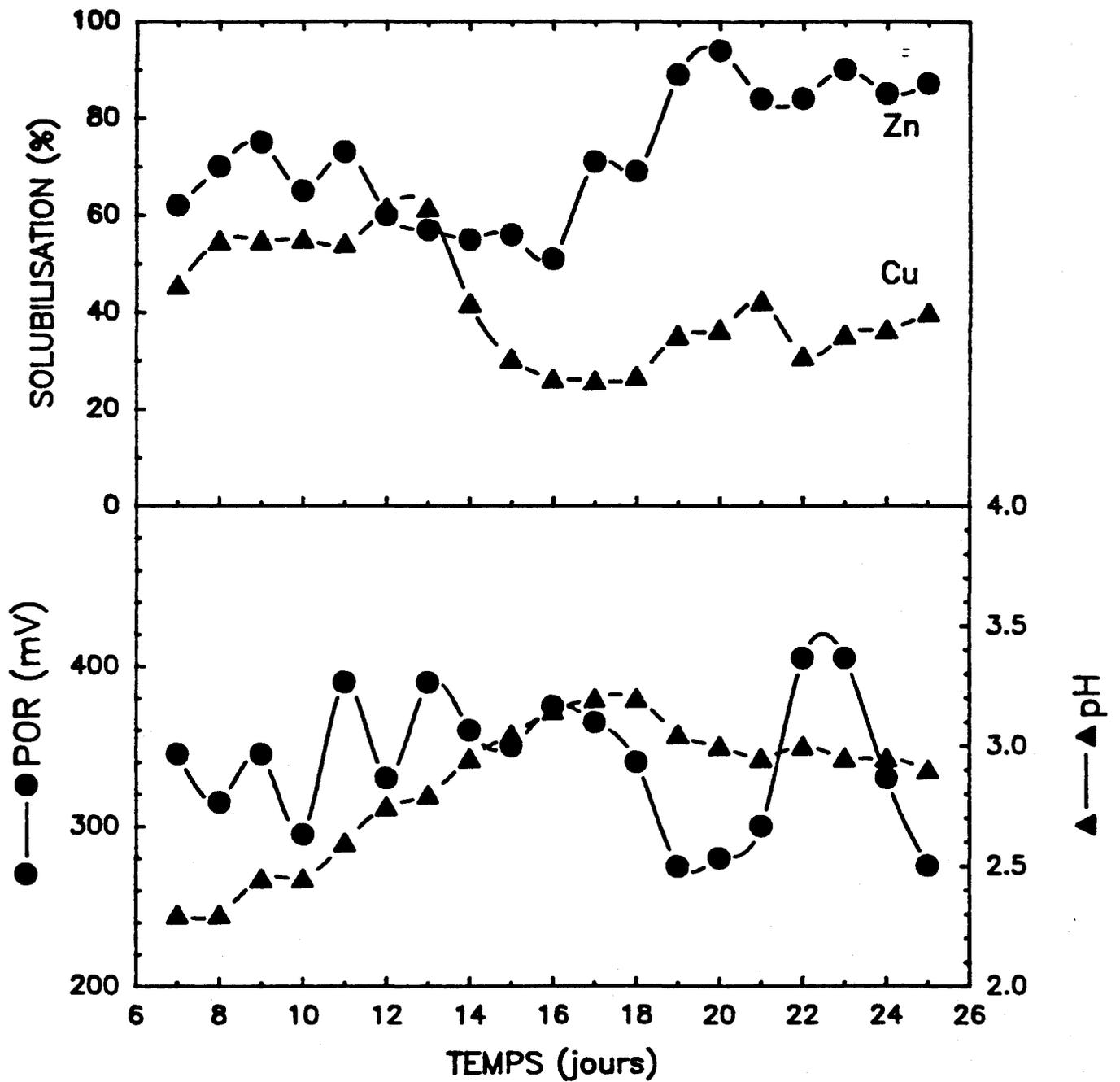


Figure 4.4. a: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 4 jours.

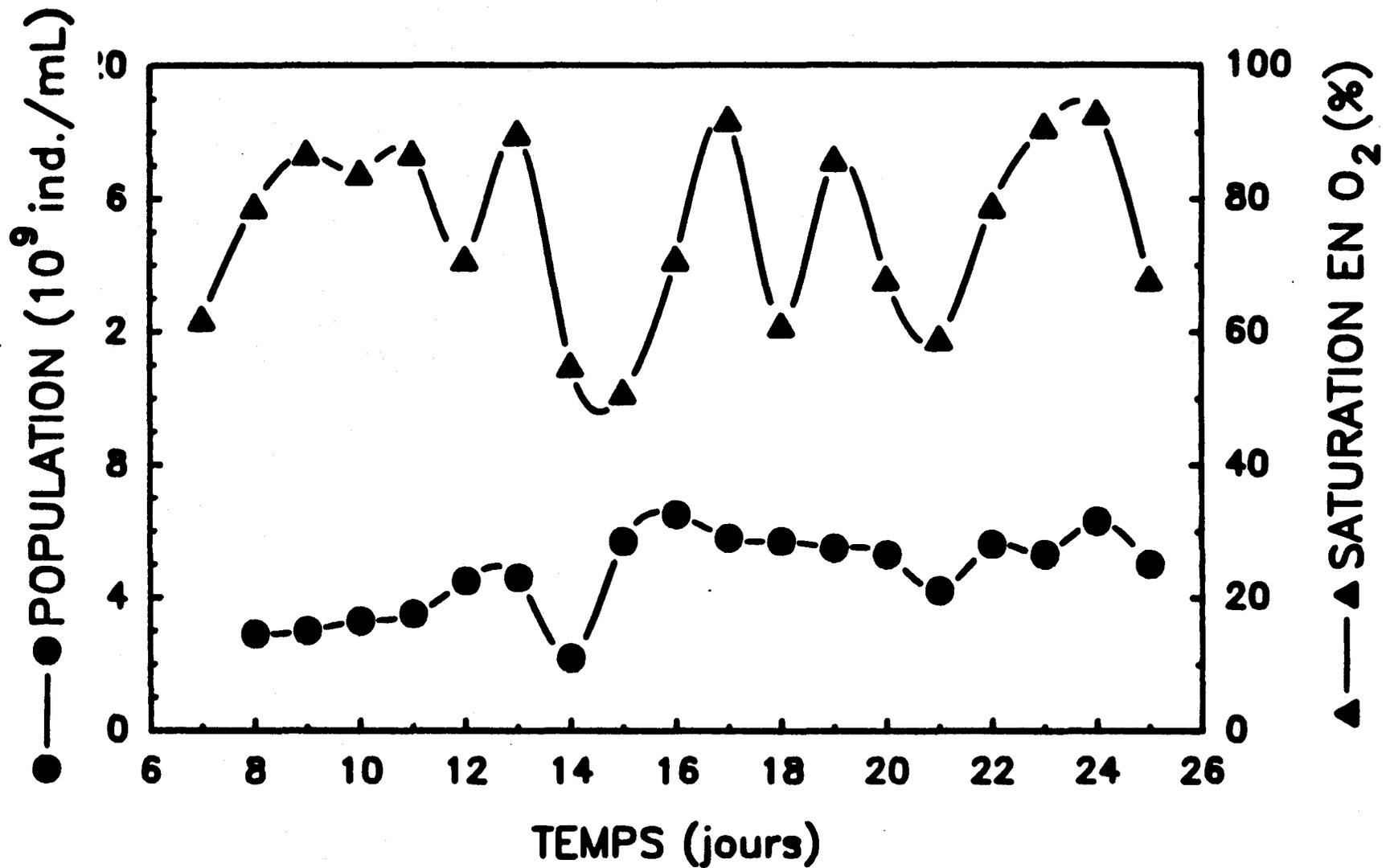


Figure 4.4 b: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène dans le réacteur en continu au temps de séjour de 4 jours.

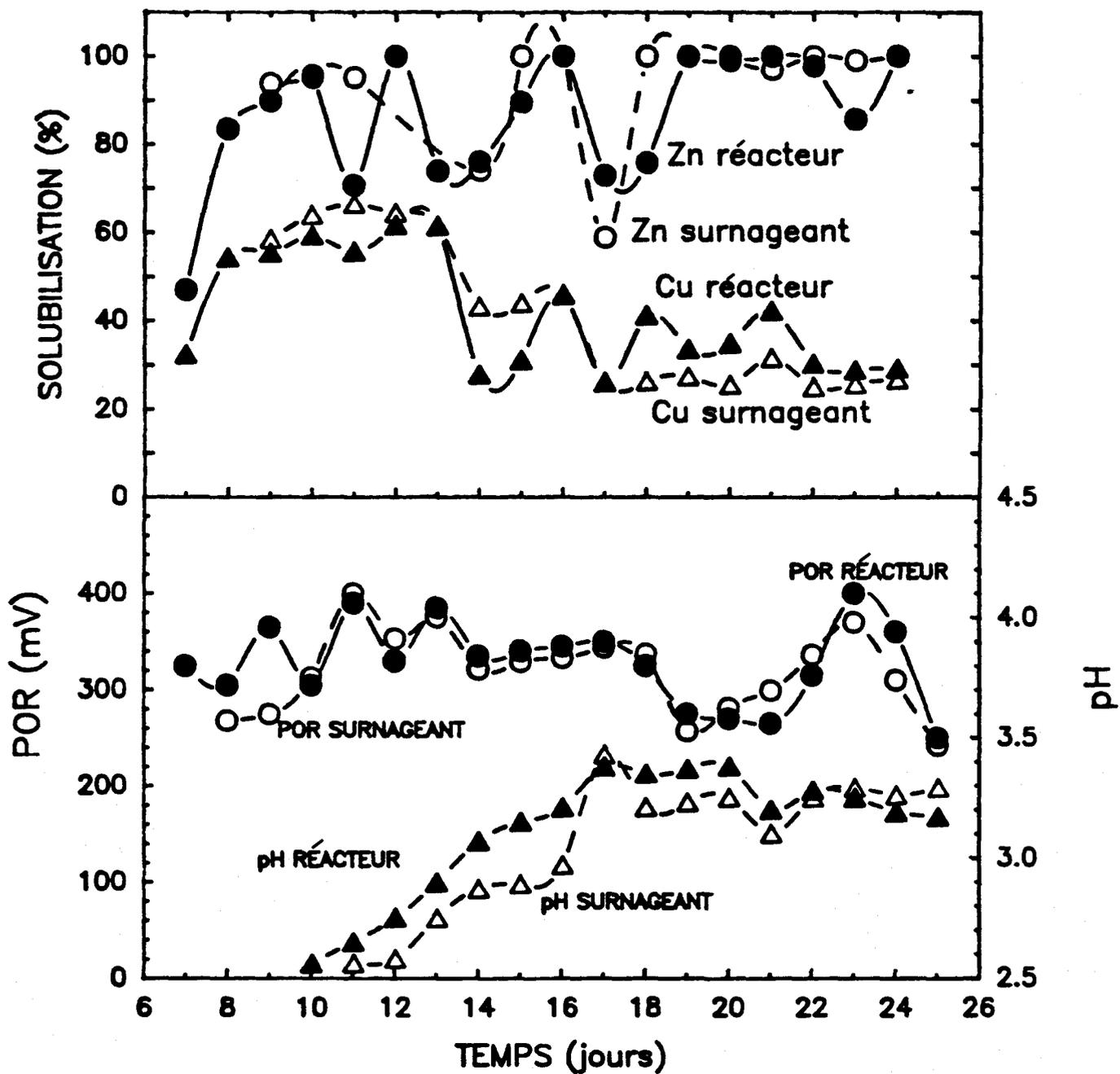


Figure 4.4 c: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et le surnageant du décanteur au temps de séjour de 4 jours.

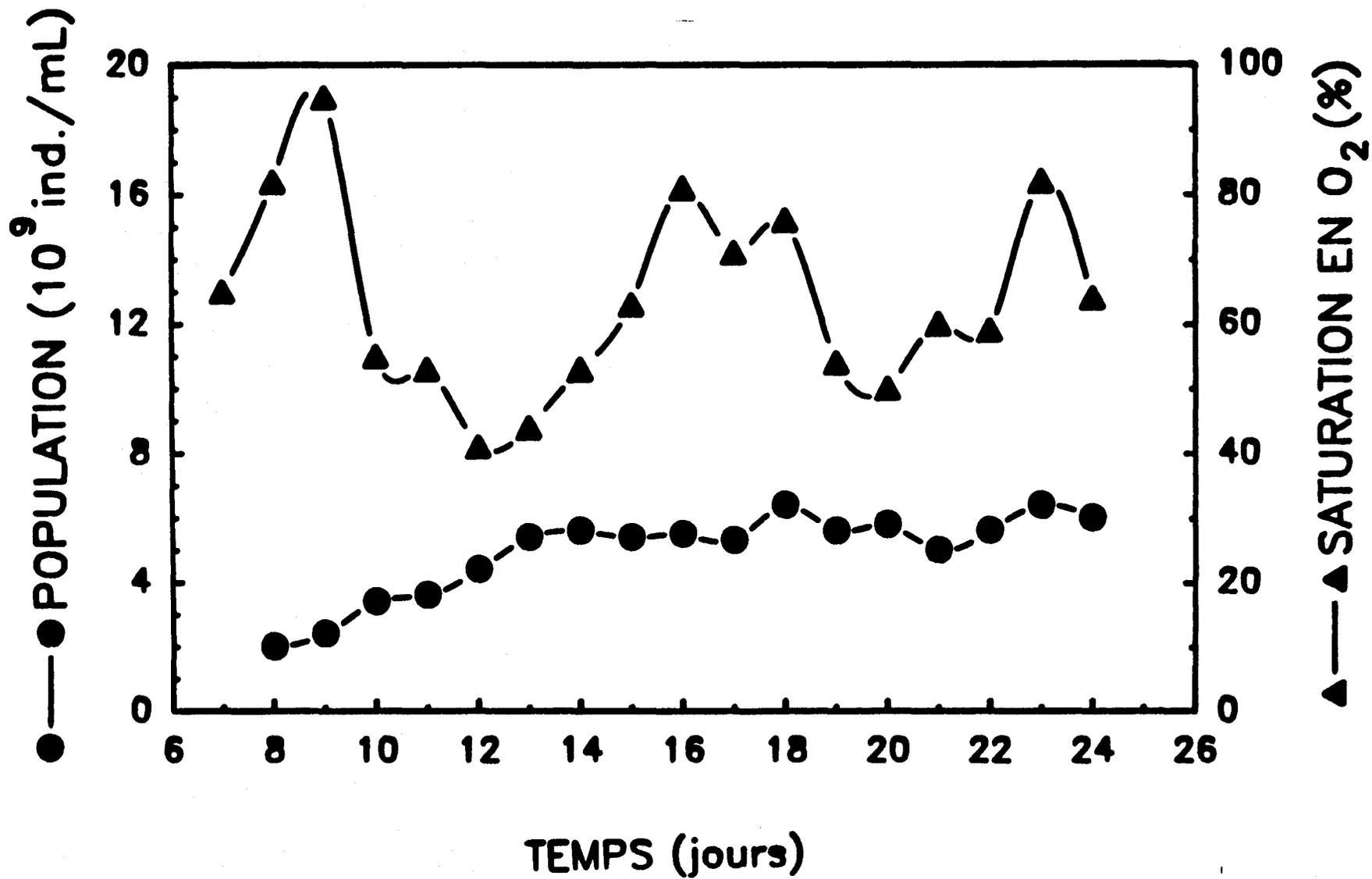


Figure 4.4 d: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 4 jours.

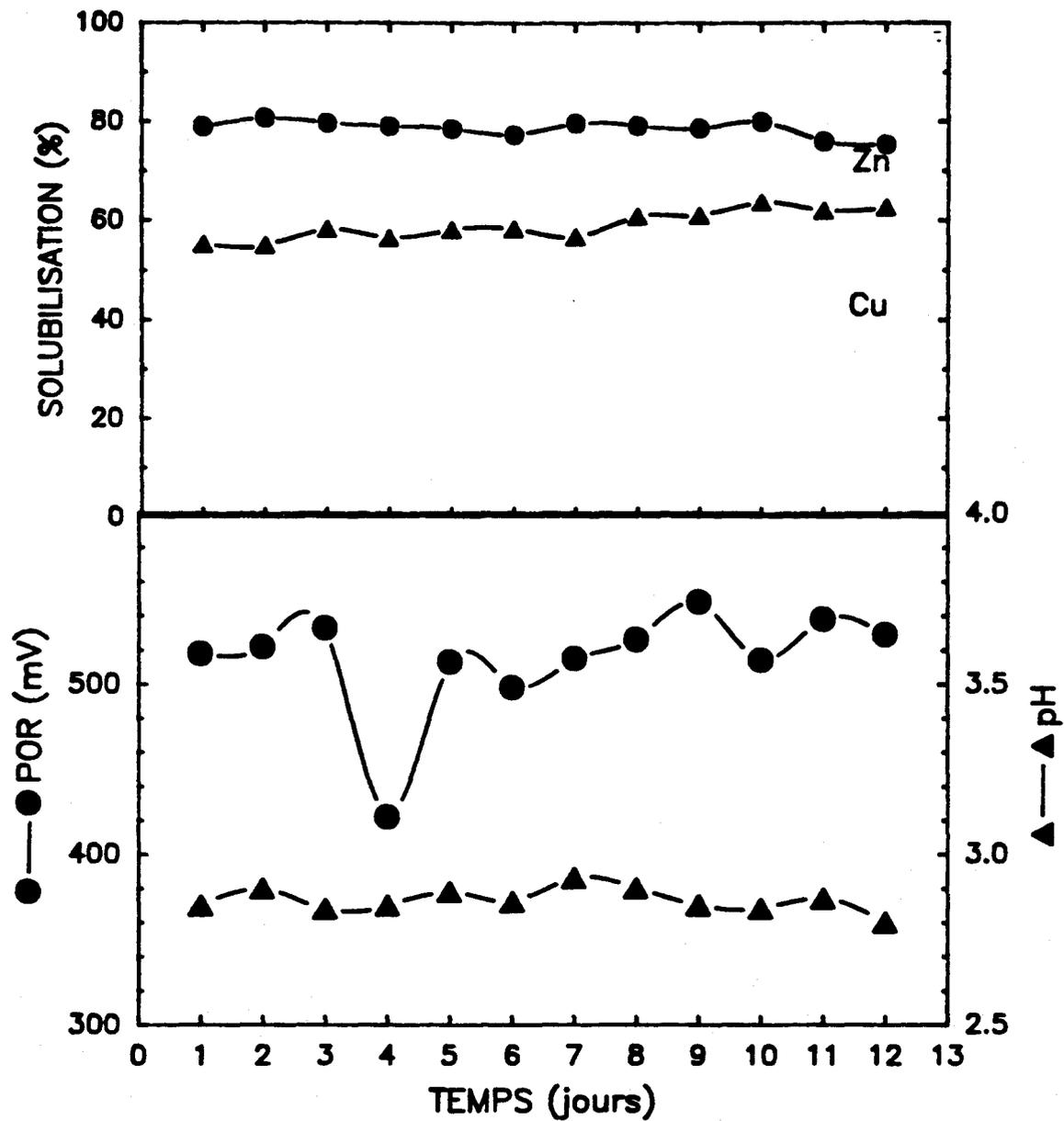


Figure 4.5 a: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours avec 3 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue.

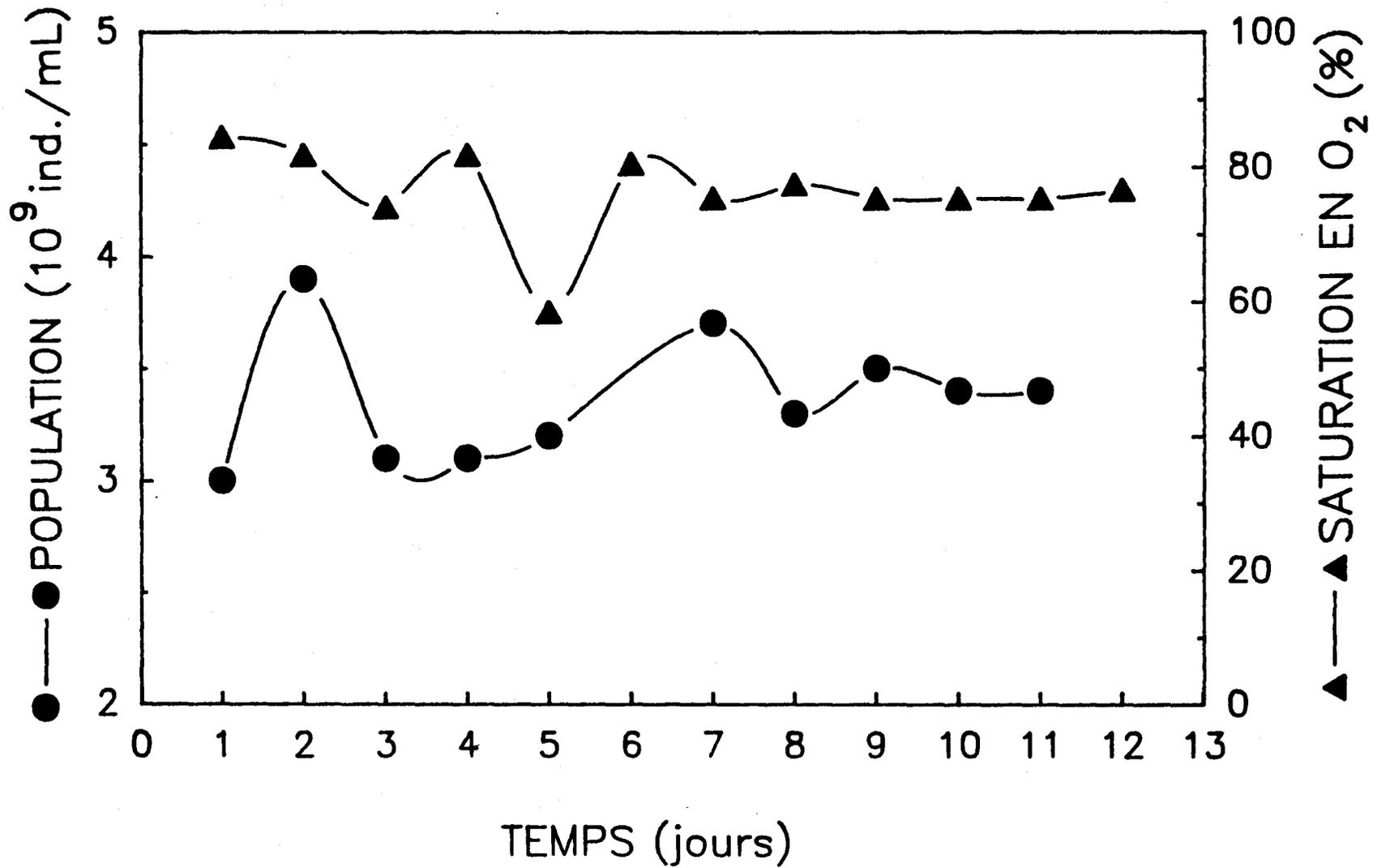


Figure 4.5 b: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène pour le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours avec 3 g $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ par litre de boue.

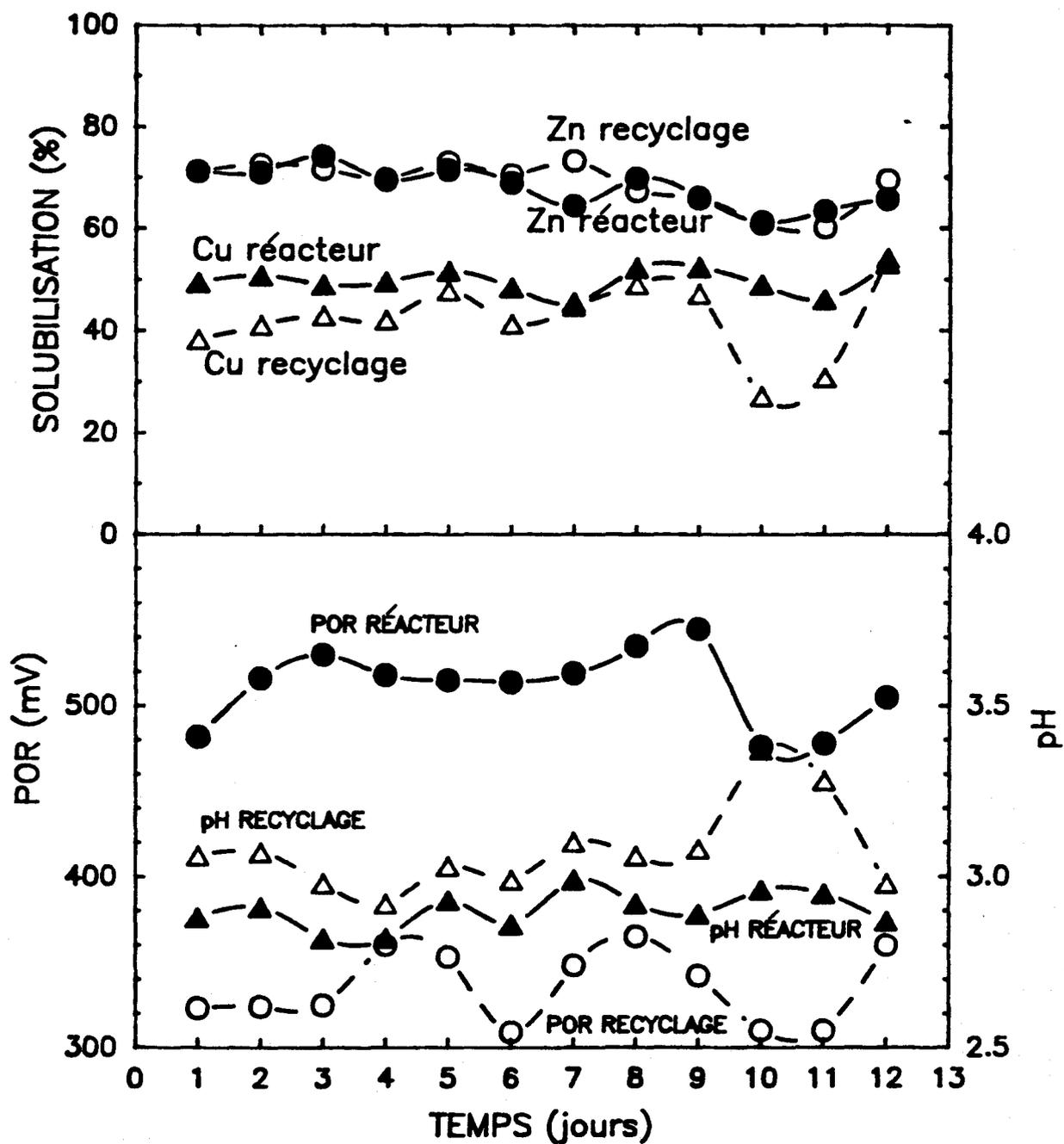


Figure 4.5 c: Pourcentage de solubilisation du cuivre et du zinc, POR et pH dans le réacteur avec recyclage et la boue recyclée au temps de séjour de 3 jours avec 3 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre de boue.

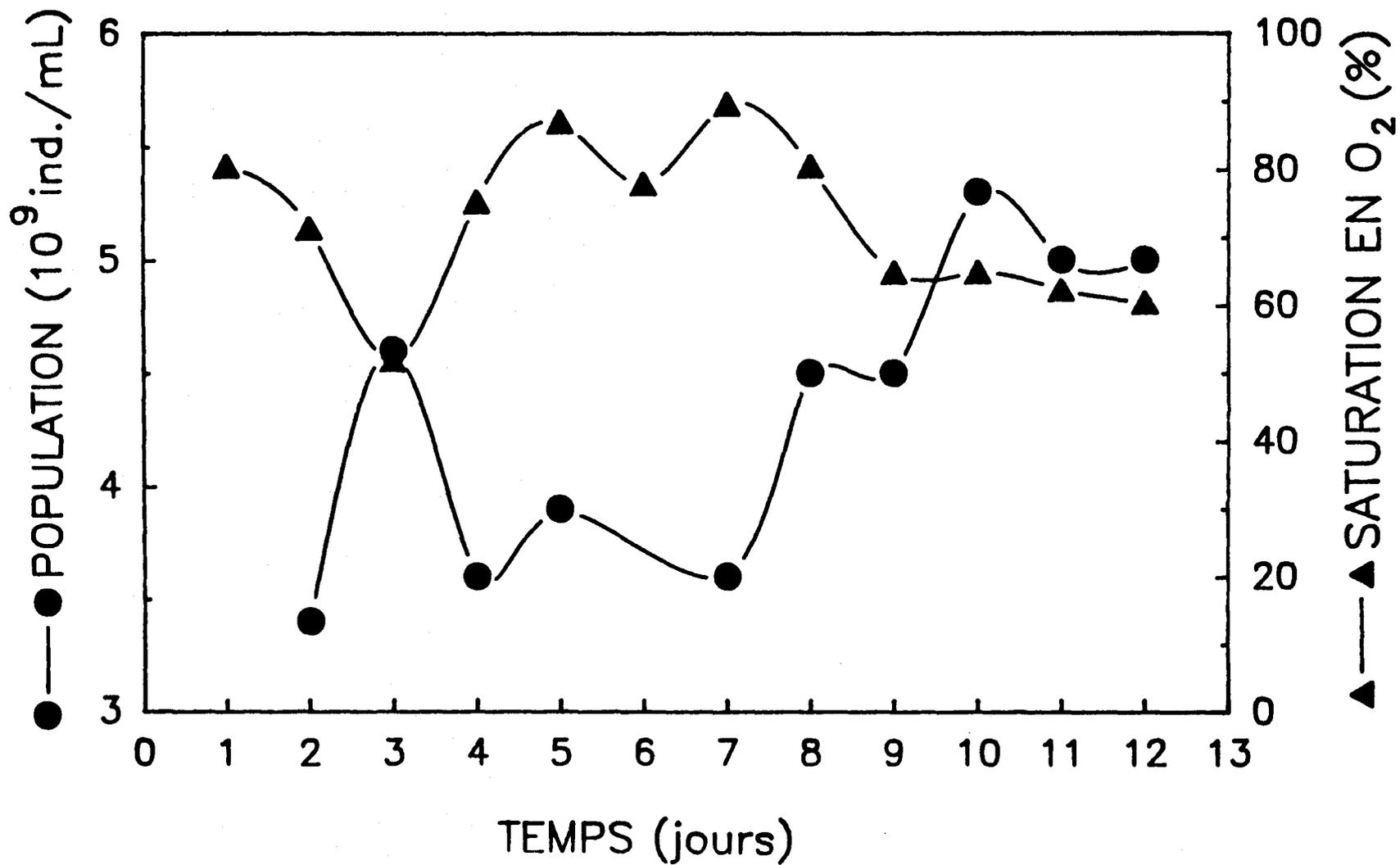


Figure 4.5 d: Population bactérienne acidophile et pourcentage de saturation en oxygène dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour de 3 jours avec 3 g $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ par litre de boue.

chapitre, l'identification des principales tendances en fonction des principaux paramètres est tentée. L'étude de la solubilisation en fonction du temps de séjour est présentée dans la section 4.3 pour les deux types de réacteurs.

4.2.1 Relation entre la solubilisation du cuivre et du zinc et le POR dans les réacteurs

Premièrement à l'examen des graphiques 4.1a, 4.1c, 4.2a, 4.2c, 4.3a, 4.3c, 4.4a, 4.4c, 4.5a et 4.5c, il est bien évident que le zinc se solubilise beaucoup plus que le cuivre. Sur les graphiques 4.1c, 4.2c, 4.3c, le POR dans le surnageant du décanteur est plus faible que le POR dans le réacteur. Ceci correspond à une plus faible solubilisation du cuivre dans le décanteur (surnageant) que dans le réacteur. Le zinc sur ces graphiques semble beaucoup moins influencé par la différence de POR. Au temps de séjour de 4 jours (Figure 4.4c), le POR dans le surnageant est assez semblable à celui du réacteur dans la période stable soit du 19^e au 26^e jour. Ceci n'empêche pas la solubilisation du cuivre d'être inférieure dans le surnageant (probablement dû au pH qui s'élève légèrement). Sur les figures 4.2a, 4.2c et 4.5c, il est clairement visible qu'une chute de POR correspond à une baisse de la solubilisation du cuivre. La réaction du zinc à ces baisses de POR est beaucoup moindre. À la figure 4.5c, il est étonnant de constater une si grande différence de POR entre le contenu du réacteur avec recyclage et la boue recyclée (recyclage). Lors de la période de stabilité (du 9^e au 12^e jour), une baisse importante de la solubilisation du cuivre est observée dans le recyclage par rapport au réacteur. Ce qui correspond au POR du recyclage qui est beaucoup plus faible.

Le tableau 4.2 présente la valeur moyenne des principaux paramètres; POR, pH, taux d'aération et % de saturation en O_2 , en relation avec les taux de solubilisation du cuivre et du zinc. Il faut noter dans ce tableau, la faible valeur de POR dans les réacteurs au temps de séjour de 4 jours qui correspond à une faible valeur du POR dans le bassin d'alimentation et à un faible taux de solubilisation pour le cuivre. Pour le zinc, il y a augmentation du taux de solubilisation lorsque τ passe de 3 à 4 jours (pour 1 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Le POR dans le réacteur avec recyclage (R) est en général plus bas que dans le réacteur continu (C) (4 fois sur 5). À $\tau = 4$ jours, le POR dans le réacteur avec recyclage est presque aussi faible que le POR dans la boue recyclée (tableau 4.2).

La figure 4.6 représente l'effet du temps de séjour sur le pH et le POR moyen des réacteurs. Il est visible sur ce graphique que le POR au temps de séjour de 4 jours est particulièrement faible pour le réacteur avec recyclage alors que pour le réacteur en continu le POR est faible pour τ de 2 et 4 jours (Tableau 4.2). Ceci correspond à un POR faible dans l'alimentation, alors qu'à $\tau = 1$ et 3 jours le POR dans l'alimentation est plus fort. Ce point démontre l'influence marquée du POR de l'alimentation sur le POR dans les réacteurs. Le % de solubilisation du Cu est un peu plus faible pour le temps de séjour de 4 jours que pour le temps de séjour de 3 jours (figure 4.7), ce qui correspond à un POR très faible au temps de séjour de 4 jours. Normalement, le graphique du pourcentage de solubilisation en fonction du temps de séjour doit donner une courbe de pente positive. Celui du taux de solubilisation en fonction du temps de séjour doit donner une courbe de pente négative. La solubilisation du zinc n'est pas affectée et continue de croître selon la théorie entre les temps de séjour de 3 et 4 jours. La même observation est aussi visible sur la figure

Tableau 4.2: Valeurs moyennes du taux de solubilisation, du POR, du pH et du % de saturation en O₂

Concentration de FeSO ₂ ·7H ₂ O (g L ⁻¹)	Temps de séjour (jours)	Taux de solubilisation (mg L ⁻¹ jour ⁻¹)				POR alimentation (mV)	POR (moyen) (mV)			pH moyen		% saturation O ₂		Taux aération VM ⁴	
		Zn		Cu			C. ¹	R. ²	BR ³	C ¹	R ²	C ¹	R ²	C ¹	R ²
		C ¹	R ²	C ¹	R ²										
1	1	11.3	12.2	6.2	6.9	215	442	418	301	3.01	3.09	75.8	76.0	0.7	1.1
1	2	7.4	7.1	3.7	3.5	74	330	405	305	3.22	2.98	48.0	57.9	0.5	1.0
1	3	4.9	4.8	3.5	3.1	141	436	410	289	3.10	3.12	70.4	72.8	0.7	1.0
3	3	5.3	4.3	5.2	4.2	227	523	501	331	2.84	2.91	78.1	61.0	0.5	1.0
1	4	5.4	6.3	2.5	2.3	53	325	298	275	2.97	3.26	75.6	63.1	0.7	1.0

¹ réacteur continu

² réacteur avec recyclage

³ boue recyclée

⁴ volume d'air par volume de réacteur par minute

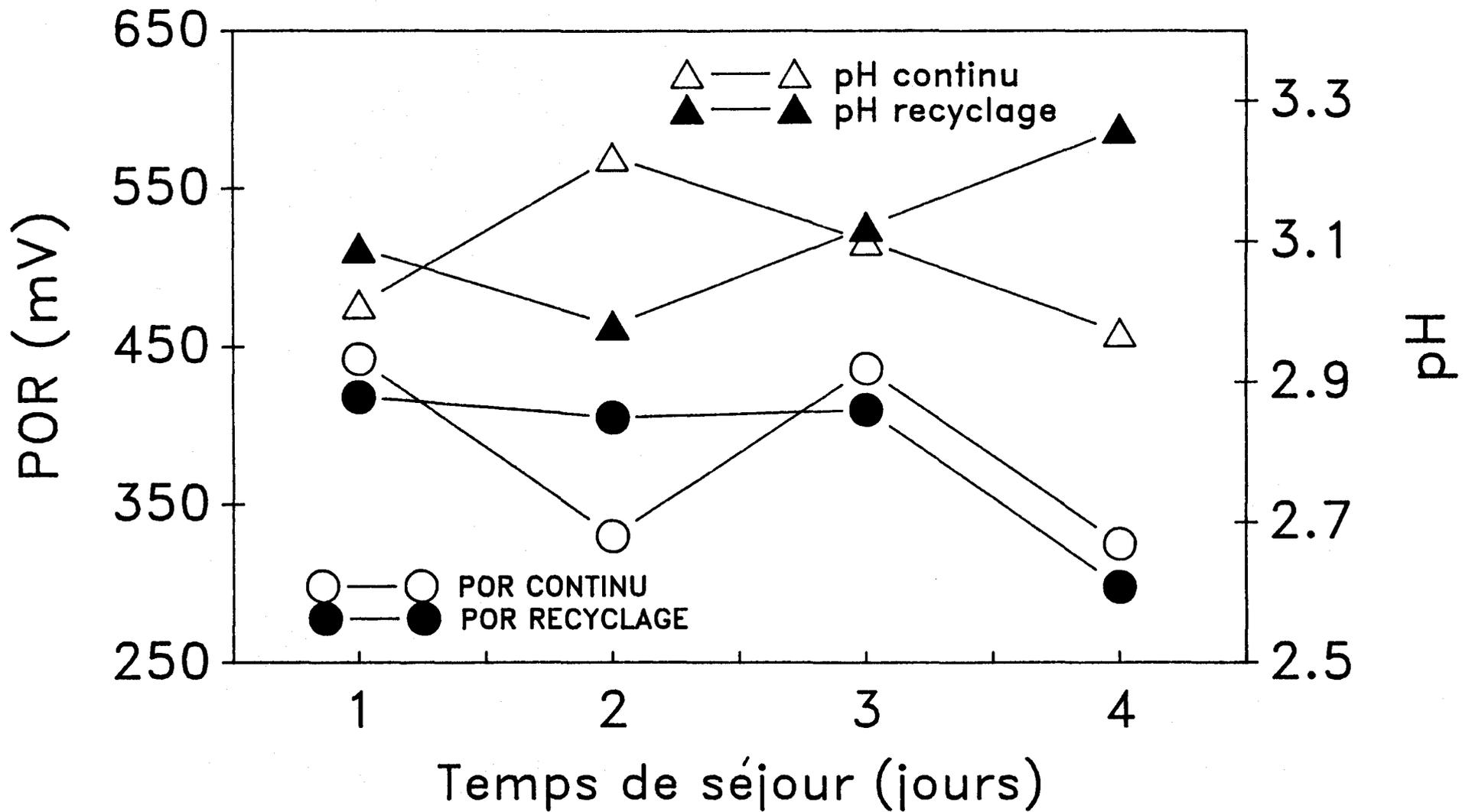


Figure 4.6: Effet du temps de séjour sur les valeurs moyennes de pH et de POR dans les deux types de réacteurs.

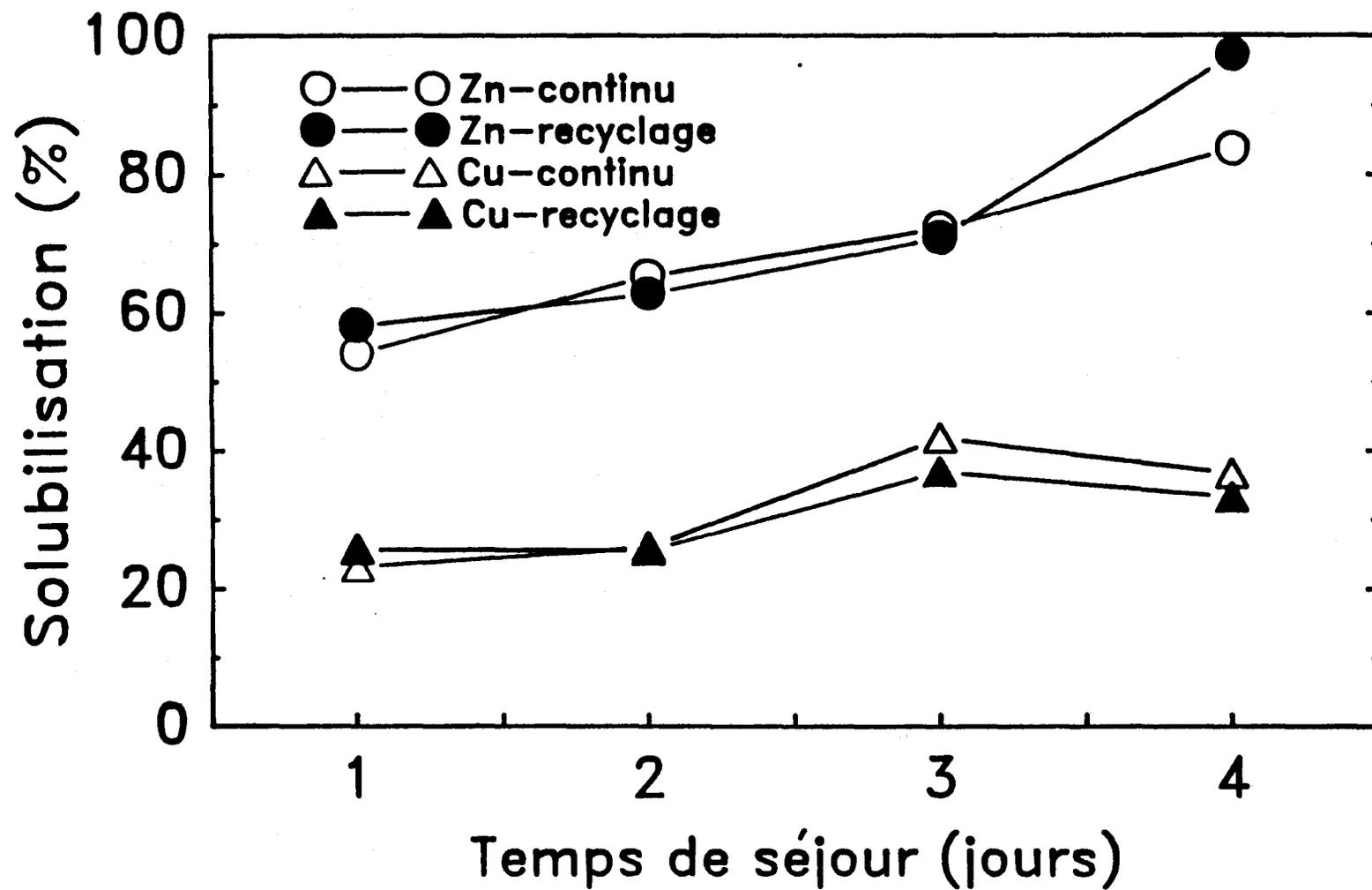


Figure 4.7: Effet du temps de séjour sur la solubilisation du cuivre et du Zinc dans les deux types de réacteurs.

4.8 qui représente le taux de solubilisation du Cu et du Zn en fonction du temps moyen de séjour dans les réacteurs. À $\tau = 4$ jours, les taux de solubilisation pour le cuivre décroissent par rapport à $\tau = 3$ jours, alors que pour le zinc ils croissent. Cette augmentation (anormale selon la théorie) pour le zinc peut s'expliquer par une compétition entre les substrats. C'est ce qui fait dire qu'au temps de séjour de 4 jours, le sulfate ferreux semble devenir limitant, les bactéries s'orientent alors vers le second substrat qui est le sulfure de zinc. Le POR étant faible, le cuivre n'est pas facilement solubilisable, l'effet combiné du faible POR et de l'épuisement du $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ mène à l'augmentation de la solubilisation du zinc.

Globalement, il s'avère évident qu'un POR faible diminue grandement la solubilisation du cuivre. Le zinc est pour sa part beaucoup moins fortement influencé par le POR. La grande influence du POR sur la solubilité du cuivre s'explique facilement à l'aide de la figure 2.1 (Tome 1), qui présente les formes de cuivres prédominantes dans les boues anaérobies selon le POR et le pH de la boue. Un minimum d'environ 250 mV pour le POR est nécessaire à la présence de Cu^{+2} (figure 2.1 F, Tome 1).

4.2.2 Relation entre la solubilisation du cuivre et du zinc et le pH

De façon générale, le pH dans le réacteur avec recyclage est légèrement supérieur à celui du réacteur en continu (tableau 4.2) pour un même temps de séjour. À la figure 4.6, il est difficile de détecter une tendance générale du pH en fonction du temps de séjour; il semblerait cependant que le pH augmente avec le temps de séjour pour le réacteur avec recyclage et diminue pour le réacteur continu. Dans le réacteur continu la baisse du pH à mesure

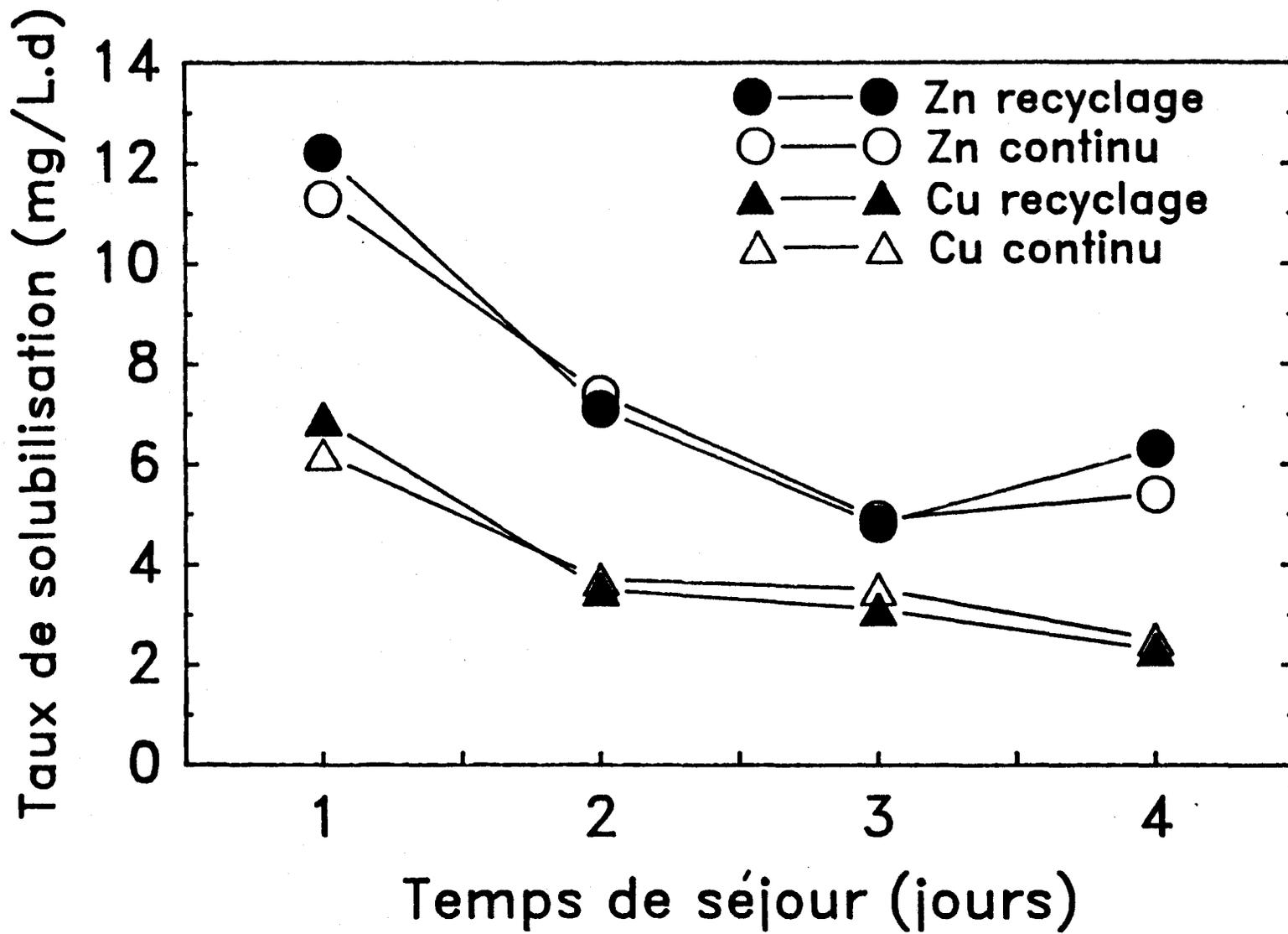


Figure 4.8: Effet du temps de séjour sur les taux de solubilisation du cuivre et du zinc dans les deux types de réacteurs.

qu'augmente le temps de séjour explique bien l'augmentation de la solubilisation du cuivre et du zinc. Le temps de séjour de quatre jours faisant exception pour le Cu car le POR du réacteur à ce temps de séjour est faible. Pour le réacteur avec recyclage l'augmentation simultanée du pH et du temps de séjour va à contresens d'une meilleure solubilisation. L'hypothèse de l'épuisement progressif du $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ explique probablement cette baisse de solubilisation car il ne faut pas oublier que pour un temps de séjour de 2 jours, il y a un temps de résidence de 1.8 jours dans le décanteur, ce qui mène plus rapidement à l'épuisement du sulfate ferreux qui est rendu non disponible par un mécanisme inconnu. Ceci n'influence cependant pas le zinc qui voit sa solubilisation augmenter avec le temps de séjour pour atteindre un maximum à τ de 4 jours dans le réacteur avec recyclage. Aux figures 4.1c, 4.2c, 4.5c, le pH dans le décanteur (surnageant ou recyclage) est supérieur à celui du réacteur; ce qui correspond à une plus faible solubilisation du cuivre dans le décanteur.

Il est cependant à remarquer que les tendances sont beaucoup moins nettes pour le pH que pour le POR. Au temps de séjour de 4 jours, la faible solubilisation du cuivre dans le réacteur avec recyclage correspond à une valeur de pH plus élevée (3.26) en même temps qu'à un faible POR.

4.2.3 Relation entre la solubilisation du cuivre et du zinc et la population bactérienne

Les populations bactériennes acidophiles sont présentées, pour les deux types de réacteurs, à tous les temps de séjour (Figures 4.1 b et d, 4.2 b et d, 4.3 b et d, 4.4 b et d, 4.5 b et d). Elles sont très stables sur la période considérée en régime permanent. Le tableau 4.3 résume le calcul des moyennes de

Tableau 4.3: Moyennes des populations bactériennes acidophiles.

Concentration de substrat (gL^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	Temps de séjour (jours)	Population bactérienne acidophile moyenne 10^9 (10^9 individus / mL)		Rapport <u>Pop. R. Recyclage</u> Pop. R. Continu
		Réacteur continu	Réacteur avec recyclage	
1	1	3.5	5.0	1.43
1	2	4.0	5.0	1.27
1	3	3.6	5.1	1.42
1	4	5.3	6.1	1.15
3	3	3.4	4.9	1.144

ces populations. La population ne varie pas tellement en fonction du temps de séjour. Le réacteur avec recyclage a une population entre 1.15 et 1.44 fois plus grande que celle du réacteur en continu. Ceci implique que la population bactérienne est plus grande dans le recyclage que dans le réacteur et plus faible dans le surnageant. L'examen des annexes 1 à 5 permet de vérifier ce fait.

Les auteurs tiennent à noter ici une observation pratique. Lors du compte de la population de la boue recyclée, une période de 15 à 20 minutes après dilution de l'échantillon est nécessaire afin de permettre aux bactéries de se réanimer. L'oxygène est assez rare dans cette partie du décanteur. Les bactéries qui ne bougent pas n'étant pas considérées dans le compte, la dilution dans de l'eau aérée et le brassage favorisent leur activation et permet le compte.

Au temps de séjour de 4 jours, les populations dans les deux réacteurs sont un peu plus fortes (tableau 4.3), ceci correspond à une faible solubilisation du cuivre et une plus forte solubilisation du zinc. Étant donné que le compte est effectué sur tous les organismes qui bougent, la plus forte population peut être due à la présence en plus grand nombre des hétérotrophes vu la plus forte valeur de pH à ce temps de séjour.

4.2.4 Relation entre la solubilisation du cuivre et du zinc et le pourcentage de saturation en oxygène et le taux d'aération

Sur les figures 4.1b et d, 4.2b et d, 4.3b et d, 4.4b et d, 4.5b et d, le % de saturation en oxygène est présenté tout au long des expériences. Sur la figure 4.2b, le bris de l'agitateur produit en une baisse évidente de la saturation en oxygène au temps de 7 et 10 jours. Cette faible valeur du % de saturation en

oxygène provoque une baisse de POR et de solubilisation du cuivre sur le graphique 4.2a. La très grande récupération du réacteur en continu au niveau du POR et du pH a permis de considérer le régime comme permanent à l'exception des 7^e, 8^e et 10^e jour. Sur la figure 4.2d, au jour 10, le % de saturation en O₂ baisse aux environs de 30% car les tuyaux d'aération se sont obstrués, ce problème produit une baisse de POR, de solubilisation du cuivre et du zinc, visible sur la figure 4.2c. Le régime permanent est donc déstabilisé et ces points 10, 11 et 12 sont écartés pour le calcul des moyennes et des taux de solubilisation. La période de stabilité pour le temps de séjour de 2 jours dans le réacteur avec recyclage a été choisie du 4^e au 9^e jour. De façon générale lors des régimes permanent l'oxygène a toujours été maintenue à plus de 40% de saturation en O₂, et le plus souvent autour de 70%.

Au tableau 4.2, le % moyen de saturation en O₂ varie entre 48.0 et 78.1 % respectivement pour le réacteur en continu à $\tau = 2$ jours et à $\tau = 3$ jours avec 3g L⁻¹ de substrat. On observe que les faibles valeurs du % saturation en O₂ correspondent aux valeurs moyennes faibles du POR. Par exemple pour le réacteur continu à $\tau = 2$ jours, 48.0% de saturation en O₂ correspond à un POR de 330 mV. Avec le réacteur en continu à $\tau = 3$ jours avec 3 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O, 78% de saturation en O₂ correspond à un POR de 523 mV. Pour le réacteur avec recyclage à $\tau = 4$ jours, un POR de 298 mV correspond à un % de saturation en O₂ de 63.1%. Le % de saturation en O₂ et le POR évoluent dans le même sens. Un fort POR est nécessaire à une bonne solubilisation du Cu. Donc le maintien d'un pourcentage de saturation en O₂ élevé est essentiel.

Au niveau de l'aération, il est intéressant de constater que celle requise dans le réacteur avec recyclage est toujours plus grande que celle nécessaire dans

le réacteur en continu, et ce, même si souvent le réacteur avec recyclage a approximativement le même pourcentage de saturation en oxygène (sauf $\tau = 4$ jours, $\tau = 3$ jours à $3 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ où il est plus bas) et un moindre POR (sauf à $\tau = 2$ jours où le % saturation en O_2 est plus élevé dans le réacteur avec recyclage à ce temps de séjour).

Cette observation peut s'expliquer en partie par le fait que le % de solides dans le réacteur avec recyclage est, la plupart du temps, supérieur d'environ 0.3% à celui dans le réacteur en continu (Tableau 4.4). La principale raison semble cependant être l'apport de la boue recyclée qui avec son faible POR amène une quantité importante de bactéries en asphyxie. Ces bactéries, entrant dans le réacteur, font baisser le POR (voir figure 4.5c). Le tableau 4.2 montre que le POR moyen dans le recyclage est de 100 mV à 170 mV plus bas que dans le réacteur, sauf à $\tau = 4$ jours où le POR dans les réacteurs est particulièrement faible.

4.3 EFFICACITÉ TECHNOLOGIQUE DES DIVERS TYPES DE TRAITEMENTS PROPOSÉS ET CONSOMMATION D'ACIDE

La consommation d'acide est un facteur important dans la faisabilité d'un procédé de solubilisation des métaux dans les boues. De l'annexe 7, il ressort qu'en moyenne $0.176 \text{ g H}_2\text{SO}_4$ pur g^{-1} de boue sèche ont été consommés pour abaisser le pH d'une valeur d'environ 8.2 après aération (7.1-7.2 avant aération) à un pH de 4. Tyagi et Couillard (1987b) rapportent une consommation de $0.145 \text{ g H}_2\text{SO}_4 \text{ g}^{-1}$ de boue sèche pour la boue de Valcartier. La boue de Ville de Deux-Montagnes requiert donc un peu plus d'acide sulfurique. Cette différence est probablement due à ce que l'eau de Ville de Deux-Montagnes est

Tableau 4.4: Teneurs en solides totaux (% ST) dans les réacteurs, le surnageant du décanteur et le recyclage et indice du volume des boues (IVB)

Concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ g L^{-1}	Temps de séjour (jours)	Réacteur avec recyclage				Réacteur continu	
		% ST du réacteur	% ST du recyclage	% ST du surnageant	IVB (mL/g)	% ST du réacteur	IVB (mL/g)
1	1	3.1 ± 0.1	4.1 ± 0.1	0.8 ± 0.1		2.8 ± 0.1	
1	2	3.2 ± 0.1	3.2 ± 0.1	1.0 ± 0.1		2.9 ± 0.1	
1	3	2.8 ± 0.1	3.1 ± 0.1	0.9 ± 0.1		2.9 ± 0.1	
1	4	3.2 ± 0.1	3.1 ± 0.1	1.4 ± 0.1		2.9 ± 0.1	
3	3	3.0 ± 0.1	3.3 ± 0.1	1.1 ± 0.1	31.85^a	2.8 ± 0.1	31.80^a

a: Avec 0.86% de solides totaux dans le surnageant (voir annexes 5G et 5H).

plus alcaline. La concentration moyenne de calcium dans la boue de Ville de Deux-Montagnes est plus importante que dans la boue de Valcartier, 43 000 mg Ca kg⁻¹ (Tableau 3.1) versus 22 000 mg Ca kg⁻¹ pour Valcartier (Tyagi et Couillard, 1987b). Il est connu que les cations majeurs de la dureté sont les ions calcium et magnésium (Tableau 3.1). Ce qui explique probablement la plus forte consommation d'acide. Les procédés chimiques de solubilisation des métaux requièrent de 0.5 à 0.8 g H₂SO₄ g⁻¹ de boue sèche (Tyagi et Couillard, 1987b; Wong et Henry, 1983). Le procédé biologique consomme donc 5 fois moins d'acide au minimum.

4.3.1 Influence du temps de séjour

Sur la figure 4.7 il est clairement visible que le % de solubilisation pour le Zn augmente avec le temps de séjour, alors que sur la figure 4.8 le taux de solubilisation fait l'inverse entre $\tau = 1$ à $\tau = 3$ et puis remonte à $\tau = 4$ jours. Le cuivre a un comportement un peu différent, le % de solubilisation augmente de $\tau = 1$ jour à $\tau = 3$ jours puis à $\tau = 4$ jours, il redescend. Le taux de solubilisation du cuivre descend sur toute la gamme entre $\tau = 1$ jour et $\tau = 4$ jours. La descente étant particulièrement forte entre 1 jour et 2 jours de temps de séjour.

Le seul point non conforme à la théorie (voir section 4.2.2) est la solubilisation plus faible pour le cuivre et plus forte pour le zinc obtenue à $\tau = 4$ jours. Cette baisse de solubilisation du cuivre s'explique probablement en partie par le faible POR moyen de l'alimentation à ce temps de séjour (53 mV, tableau 4.2) qui cause un faible POR dans les 2 réacteurs. L'effet global étant de rendre moins disponible le cuivre (POR faible). Le cuivre est

aussi très fortement complexé par la matière organique (Theis et Hayes, 1980). L'effet du faible POR qui entraîne l'équilibre vers le Cu^0 sur la figure 2.1 F (chapitre 2, Tome 1) et la forte complexation du cuivre par la matière organique expliquent cette baisse de solubilisation du cuivre au temps de séjour de 4 jours. Le zinc pour sa part est beaucoup moins influencé par le POR (Figure 2.1 E, Tome 1), à τ égale à 4 jours, il peut y avoir épuisement du $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, le sulfure de zinc est un substrat compétiteur au Fe^{+2} et peut donc prendre la place de celui-ci. Cette compétition entraîne la plus grande solubilisation du zinc à $\tau = 4$ jours. Il y a aussi probablement compétition entre le ZnS et le Cu_2S , à ce même temps de séjour le faible POR rend difficile la solubilisation du cuivre. Le grand gagnant de l'épuisement (hypothèse à confirmer) du sulfate ferreux et du POR faible est donc le zinc qui voit sa solubilisation augmentée.

La décroissance du taux de solubilisation du cuivre et du zinc en fonction du temps de séjour a aussi été observé par Tyagi et Couillard (1987). Le tableau 4.5 présente une comparaison des taux de solubilisation obtenus avec ceux de travaux antérieurs. Il apparaît évident, comme le conclut Tyagi et Couillard (1987), que le réacteur en continu est de beaucoup supérieur que le réacteur en fournée.

D'une façon générale le tableau 4.5 révèle les points suivants:

- a) que le taux de solubilisation augmente avec la concentration du substrat (métal);

Tableau 4.5: Comparaison entre les taux de solubilisation obtenus et ceux tirés de travaux antérieurs.

Cette étude (1 g L ⁻¹ FeSO ₄ ·7H ₂ O)					Tyagi et Couillard (1987 b)		Tyagi et Couillard (1987)	
Temps de séjour (jours)	Zn		Cu		En fournée		Réacteur continu	
	C ¹ (3)	R ² (3)	C (3)	R (3)	Zn (3)	Cu (3)	Zn (3)	Cu (3)
2	7.4	7.1	3.7	3.5			4.2	10.5
3	4.9	4.8	3.5	3.1			4.0	10.0
10					1.55			
12						5.37		
Concentration initiale mg/kg	716		907		640	2 300	640	2 300

¹ réacteur en continu

² réacteur avec recyclage

³ en mg de métal par litre par jour

- b) qu'un réacteur en continu est plus performant qu'un réacteur en fournée et
- c) que le réacteur avec recyclage n'est pas plus performant qu'un réacteur continu.

En effet, pour le cuivre dans le réacteur en continu à $\tau = 3$ jours, Tyagi et Couillard ont obtenus un taux de 10 avec 2300 mg Cu/kg. Dans cette étude, on obtient un taux de 3.5 dans des conditions semblables, car il n'y a que 907 mg Cu/kg dans la boue. Pour le zinc, les taux sont plus semblables car les teneurs de zinc dans les boues se ressemblent. Les résultats de cette étude sont meilleurs au niveau de la solubilisation du zinc, par contre le cuivre est moins bien solubilisé. Le plus faible taux de solubilisation du cuivre s'explique donc par le fait que la boue de Ville de Deux-Montagnes contient 2.5 fois moins de cuivre que celle de Valcartier et que le taux de solubilisation du procédé augmente avec la concentration du substrat (métal).

4.3.2 Solubilisation du nickel, cadmium, chrome et plomb

Le tableau 4.6 exprime les résultats concernant le nickel et le cadmium aux divers temps de séjour. Le nickel semble être mieux solubilisé avec un temps de séjour plus long (3 jours versus 1 jours). Au temps de séjour de 2 et 4 jours les faibles POR (Tableau 4.2) (sauf avec réacteur recyclage à $\tau = 2$ jours) semblent correspondent à une plus faible solubilisation du nickel (Tableau 4.6). Avec 3 g L⁻¹ de substrat, la solubilisation du nickel est quasi totale. Il est cependant nécessaire de rappeler ici que la teneur initiale de nickel étant faible (≈ 30 mg kg⁻¹), les erreurs sur les analyses sont proportionnellement plus importantes. Il en est de même pour le cadmium et pour le chrome.

Tableau 4.6: Solubilisation du cadmium et du nickel

Concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (g L^{-1})	Temps de séjour (jour)	Nickel		Cadmium	
		Réacteur en continu (%)	Réacteur avec recyclage (%)	Réacteur en continu (%)	Réacteur avec recyclage (%)
1	1	28.7	23.8	83.3	85.0
1	2	28.6	21.5	76.9	76.9
1	3	82.4	83.0	66.7	66.7
1	4	38.3	39.1	100	contamination
3	3	94.8	93.0	64.6	66.7

Le cadmium ne montre pas de tendance générale en fonction du temps de séjour. Sa teneur dans les boues est faible. Il y a eu contamination par une pièce métallique dans le réacteur avec recyclage au temps de séjour 4 jours. Les erreurs relatives d'analyse dans ce cas peuvent prendre des proportions importantes étant donné que les concentrations sont près de la limite de détection qui est de $0.005 \text{ mg Cd L}^{-1}$.

Le chrome et le plomb contenus dans ces boues sont très peu solubilisés lors du procédé biologique mis à l'essai dans le cadre de cette étude. Les % de solubilisation varient entre 0 et 5.6%. Les meilleures valeurs se produisent dans le réacteur avec recyclage avec un temps de séjour de 3 jours avec 3 g L^{-1} de substrat. Dans ce cas, 3.6% du plomb et 5.6% du Cr ont été solubilisés (Annexe 5.D). Les valeurs sont cohérentes puisque les sulfures de plomb sont oxydés en sulfate de plomb qui est très peu soluble (CRC, 1974). Le plomb a en plus une très grande affinité pour la matière organique qui est dans la phase solide ($K_B = 7.89 \times 10^{18}$: Theis et Hayes, 1980).

Le chrome dans une boue anaérobie est sous forme de Cr(OH)_3 (Tableau 2.1, Tome 1). Il n'est pas connu comme étant un substrat pour les thiobacilles et même si le diagramme d'équilibre de la figure 2.1B (Tome 1) suppose sa solubilisation, celle-ci est très peu effective. Il faut ajouter que $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$ peut aussi bien demeurer insoluble que se solubiliser suivant la forme cristalline sous laquelle il se présente (CRC, 1974).

4.3.3 Solubilisation dans le bassin d'alimentation

La solubilisation dans le bassin d'alimentation a été évaluée au temps de séjour de 3 jours avec 3 g L^{-1} de substrat. Le tableau 4.7 présente le sommaire de ces résultats pour les quatre principaux métaux. On peut y voir que Zn et Ni se solubilisent dans l'alimentation (pH=4) de façon significative. Le cuivre et le cadmium sont très peu solubilisés.

La solubilisation du zinc dans le réservoir d'alimentation contribue, sans aucun doute, à l'obtention de meilleurs taux de solubilisation comparativement à ceux du cuivre. La figure 2.1E du Tome 1 montre que la dissociation de ZnS en Zn^{+2} se produit pour une valeur du POR théorique supérieure à 0 mV si le pH \leq 5, contrairement au cuivre qui nécessite un POR supérieur + 250 mV (Figure 2.1F; Tome 1) pour réaliser la même transformation. Le zinc peut donc se solubiliser dans l'alimentation et non le cuivre. La même argumentation vaut pour le nickel (Figure 2.1C, Tome 1). Le bassin d'alimentation n'ayant pas été échantillonné pour les autres temps de séjour, il est impossible de généraliser ces conclusions. Il ne faut pas, non plus, oublier que le POR de l'alimentation dans cette expérience était élevé à une valeur de + 227 mV (réacteur en continu et avec recyclage à τ de 3 jours avec 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$); ce qui est considérablement plus élevé que la moyenne.

4.3.4 Influence de la concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

Après avoir entrepris les essais avec 1 g L^{-1} de substrat pour les quatre temps de séjour, il fut décidé d'envisager une autre concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ au temps de séjour le plus prometteur. Les réacteurs ont donc été alimentés avec

Tableau 4.7: Solubilisation des métaux dans le bassin d'alimentation au temps de séjour de 3 jours avec une teneur de substrat de 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

Cu %	Zn %	Ni %	Cd %
1.1	26.4	47.2	4.2

3 g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ L^{-1} (qualité de laboratoire) pour le temps de séjour de 3 jours. La figure 4.9 présente les résultats obtenus dans les deux réacteurs avec les deux concentrations de substrats pour $\tau = 3$ jours.

Il apparaît clairement dans le cas du réacteur en continu que la teneur de substrat plus élevée a amélioré la solubilisation du cuivre. Par ailleurs, l'effet sur la solubilisation du zinc est beaucoup moins marqué. Dans le réacteur avec recyclage l'augmentation de la concentration du substrat a accru la solubilisation du cuivre, mais a diminué celle du zinc. Parmi les explications possibles à cette baisse on peut noter la suivante. Dans le réacteur avec recyclage, le long temps de séjour dans le décanteur (90% de τ) peut mener à l'épuisement du sulfate ferreux. Le ZnS étant un substrat compétiteur, il est donc choisi pour remplacer le Fe^{+2} auprès des bactéries d'où l'augmentation de sa solubilisation. La forte augmentation du POR et le faible pH dans les réacteurs avec 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ semblent favoriser la solubilisation du cuivre dans les réacteurs comme on le constate à la figure 4.9.

De façon générale, l'augmentation de la quantité de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ a des effets bénéfiques et particulièrement marqués pour le cuivre. Pour le zinc il ne semble pas très indiqué, d'après ces résultats, d'utiliser des concentrations de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ de l'ordre de 3 g L^{-1} .

4.3.5 Étude comparative des deux réacteurs

Le tableau 4.8 résume les données concernant l'ensemble des paramètres mesurés au cours de cette étude au temps de séjour de 3 jours avec 3 g L^{-1} de substrat.

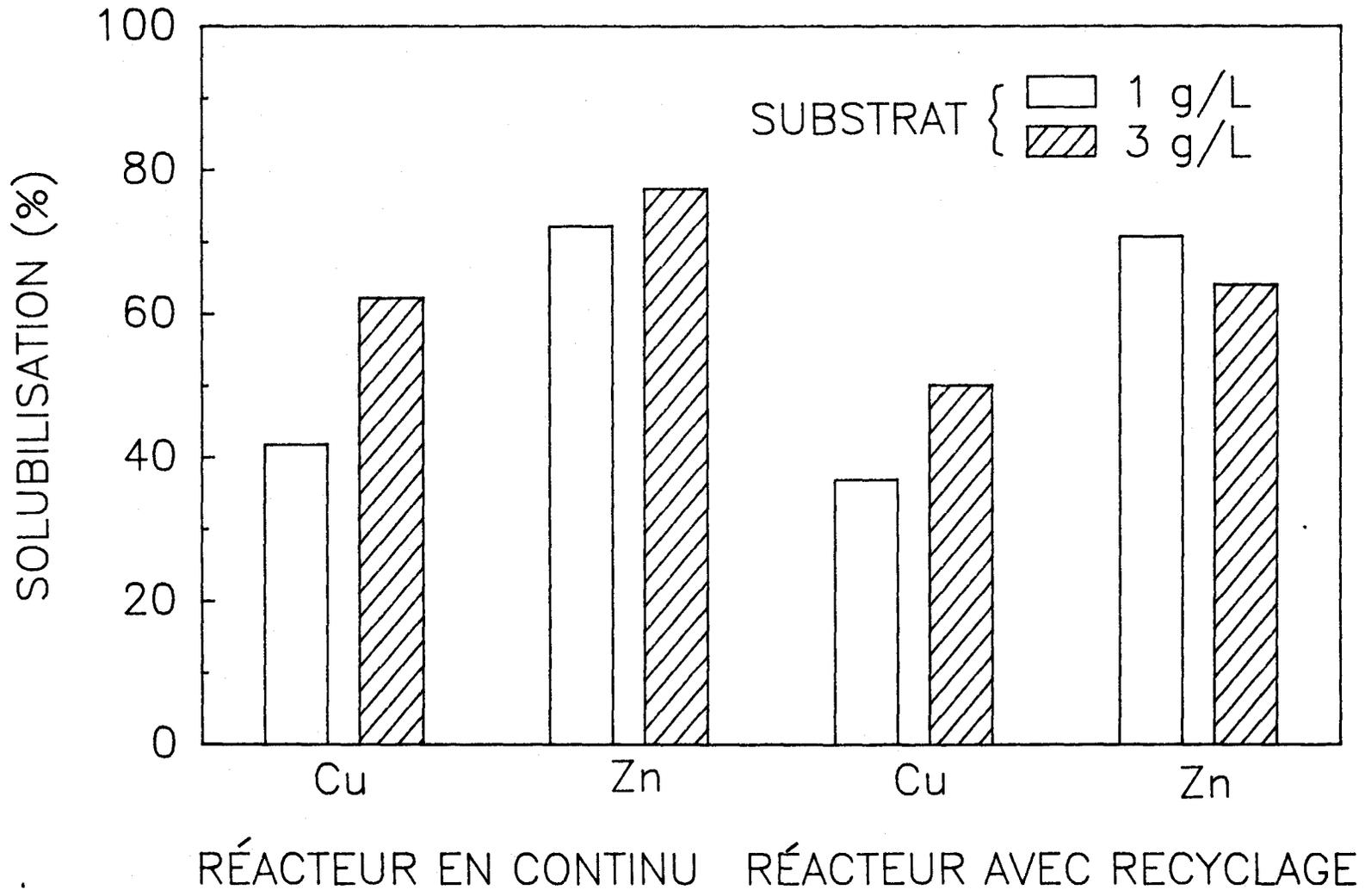


Figure 4.9: Influence de la concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ sur la solubilisation du cuivre et du zinc dans les réacteurs à $\tau = 3$ jours.

Tableau 4.8: Comparaison des paramètres pour les 2 réacteurs opérés avec 3 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O au temps de séjour de 3 jours

Paramètres	Réacteur en continu	Réacteur avec recyclage
Cu (% solubilisation)	62.2	50.1 (réacteur: 50.1) (surnageant: 35.5) (recyclage: 39.8)
Zn (% solubilisation)	77.4	64.1 (Réacteur: 64.1) (surnageant: 56.1) (recyclage: 64.1)
POR (mV)	523	501
Oxygène (% de saturation)	75.6	63.1
K _L a (h ⁻¹)	7.9	7.6
TCO (mg O ₂ L ⁻¹ min ⁻¹)	0.32	0.20
pH	2.8	2.9

Avec 1 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ il n'est pas possible de déterminer lequel des deux réacteurs est le plus efficace (Figure 4.7, 4.8). Avec 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, il apparaît plus clairement que le réacteur en continu est plus efficace que le réacteur avec recyclage. Le tableau 4.8 révèle que les deux réacteurs ont des $K_L a$ (coefficient volumétrique du transfert d'oxygène) quasi identiques même si l'aération est plus importante dans le réacteur avec recyclage (1.0 VVM versus 0.5 VVM). Le POR, la saturation en oxygène et le taux de consommation d'oxygène (TCO ou "OUR = oxygen uptake rate") de même que les taux de solubilisation sont plus élevés dans le réacteur en continu alors que le pH y est légèrement plus faible. Les résultats sont présentés à la figure 4.9.

La plus faible solubilisation dans le réacteur avec recyclage s'explique ainsi. Le temps de séjour dans le décanteur est long car on espérait ainsi pouvoir décanter la boue traitée. La boue, lorsqu'elle arrive dans le décanteur, voit sa teneur en oxygène descendre rapidement, car les bactéries le consomment. En conséquence le POR diminue et les métaux, en particulier le cuivre, reprécipitent sous forme de sulfures ou se complexent avec la matière organique. Cette hypothèse est appuyée par le tableau 4.8 qui montre que le pourcentage de solubilisation dans la boue recyclée est de 39.8% contre 50.1% dans le réacteur. Cette boue recyclée exerce une forte demande en oxygène dans le réacteur diminuant le POR du réacteur avec recyclage comparativement au réacteur en continu (tableaux 4.2 et 4.8). La figure 4.5c montre bien ces effets sur la solubilisation du cuivre. Quant au zinc, il est beaucoup moins influencé car il précipite sous forme de sulfure à un POR beaucoup plus faible (0 mV).

Les figures 4.1c, 4.2c et 4.3c et 4.4c appuient cette conclusion car on y constate que le POR et la solubilisation sont moindres dans le surnageant que dans le réacteur. Le surnageant est mieux oxygéné que la boue recyclée et a un POR faible (tableau 4.2) comparativement au réacteur et fort comparativement au POR de la boue recyclée.

En résumé, tout porte à croire que le cuivre est solubilisé dans le réacteur puis reprécipité en partie dans le décanteur pour revenir se solubiliser dans le réacteur. Le résultat global de ces deux processus est un rendement plus faible du réacteur avec recyclage. Idéalement la décantation de la boue devrait se faire plus rapidement, peut-être à l'aide de flocculant, pour éviter la précipitation des métaux. Une autre solution serait d'utiliser la centrifugation pour séparer la boue du liquide contenant les métaux, ce mode de séparation étant efficace selon Wong et Henry (1984a) qui réussirent à récupérer 95% des métaux en fonctionnant à 1100 g.

4.3.6 Décantabilité de la boue traitée

Les boues traitées sont particulièrement difficiles à décanter et c'est pour cette raison que le temps de séjour dans le décanteur a été fixé à une forte valeur. L'indice du volume des boues (IVB) est très faible (31.80 mL g^{-1}); ce qui devrait normalement garantir une bonne décantation rapide. Car, un IVB de 60 à 79 est excellent et la décantation se détériore à mesure qu'augmente l'indice du volume des boues (Gregory, 1984).

Cependant l'IVB ne tient pas compte de la qualité du surnageant de la décantation, car il suppose que le surnageant ne contient plus de solides.

Dans ce cas-ci il nous induit en erreur. La décantation partielle est rapide, mais elle n'est que partielle même après 3.6 jours. En fait en réexaminant le tableau 4.4, on s'aperçoit que le surnageant compte entre 0.8 et 1.4% de solides totaux (7900 à 14300 mg L⁻¹) qui ne s'explique certe pas par les 1000 mg L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O et les quelques 50 mg L⁻¹ de métaux solubilisés. Il y a en fait formation d'une suspension colloïdale non décantable sans ajout d'aide flocculant. Environ 300 à 450 mg L⁻¹ de ces colloïdes seraient formés de bactéries, si on considère une bactérie moyenne comme un cylindre de 1.5 µm x 0.8 µm avec une densité de 1 g mL⁻¹ contenant 70% d'eau. Une conclusion possible est que la plus grande partie de ces colloïdes est constituée de boue. Ce surnageant a, comme toutes les boues utilisées, aux environs de 50% de SV et de 50% de SI.

En fait il y a environ le tiers du poids des boues qui est entraîné dans le surnageant avec les métaux solubilisés. Une bonne séparation est nécessaire à ce niveau, le surnageant contenant les métaux solubles doit être efficacement séparé de la boue qui se trouve ainsi décontaminée. Les métaux du surnageant sont alors précipités en remontant le pH à l'aide de la chaux vive (CaO) ou de la soude (NaOH). Il y a production d'une boue de métaux. Le procédé décontamine ainsi 2/3 des boues et concentre les métaux dans le dernier tiers. Ce genre de procédé est inacceptable car il exige un mode de disposition sécuritaire pour le dernier tiers des boues fortement contaminées. Il faut donc envisager l'ajout d'aide flocculant ou encore procéder à un autre mode de séparation rapide tel la centrifugation, les filtres presses ou la filtration sous vide.

4.3.7 Réductions des solides volatils: (% SV)

Une boue digérée est supposée stable, c'est-à-dire que l'activité de décomposition devrait y être négligeable. Cette activité est en général mesurée par la réduction des solides volatils (Couillard, 1987; EPA, 1979). Afin d'évaluer s'il y a une activité hétérotrophique (décomposition), un bilan du contenu en solides volatils, avant et après le traitement, est effectué pour le réacteur en continu au temps de séjour pour lesquels au moins 3 analyses des solides sont disponibles. Les résultats sont présentés au tableau 4.9.

L'examen des résultats confirme qu'il y a une légère réduction des solides volatils donc une activité hétérotrophique. En effet, en excluant le 15.8% à $\tau = 1$ jour (résultat probablement trop fort), le tableau 4.9 montre, qu'en moyenne, il y a une réduction de 1% par jour des solides volatils, et ce même si la boue est déjà stabilisée. Ce taux est très semblable (1%/jour) de celui suggéré par EPA (1984) qui mentionne 40 jours de digestion aérobie à 20°C pour réduire de 38% les SV dans une boue non stabilisée. Wong et Henry (1984b) ont étudié la population d'hétérotrophes avant et après lixiviation bactérienne des métaux. Ils trouvent 10 fois moins d'hétérotrophes après lixiviation (2.2×10^9 à 1.8×10^8 ind mL^{-1}), mais la population hétérotrophique (substrat = agar) reste tout de même élevée (1.8×10^8 ind. mL^{-1}). Il faut se rappeler ici que Thiobacillus acidophilus et Acidiphillum cryptum sont tous deux des hétérotrophes acidophiles facultatifs. Il y a peut-être aussi d'autres bactéries hétérotrophes acidophiles qui sont responsables du phénomène de réduction des SV. Plusieurs levures, (tel Lipomyces Starkeyi) et certains champignons sont des hétérotrophes acidophiles.

Tableau 4.9: Réduction des solides volatils dans le réacteur en continu

Substrat	Conditions	Alimentation		Réacteur		Nombre d'échantillons	Réduction des SV (%)
		ST (%)	SV (%)	ST (%)	SV (%)		
Concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (g L^{-1})	Temps de séjour (jours)						
1	1	3.2 ± 0.1	48.6	2.8 ± 0.1	47.7	3	15.8
1	3	2.9 ± 0.1	47.0	2.8 ± 0.1	47.0	5	3.5
3	3	2.8 ± 0.1	48.4	2.8 ± 0.1	46.2	6	2.7

4.4 COEFFICIENTS BIOCINÉTIQUES

Le calcul des coefficients biocinétiques tels le rendement (Y_g en mg de bactéries fraîches par mg de substrat), le taux maximum de croissance (μ_m en h^{-1}), la concentration de substrat qui correspond à $\frac{1}{2} \mu_m$ et la constante de dégradation du substrat, (K_s en mg de substrat par litre), nécessite l'évaluation de la concentration du substrat à l'entrée et à la sortie du réacteur de même que celle de la population bactérienne. Or, dans le système étudié, il se trouve plusieurs substrats, soient les sulfures de métaux (MS) et le Fe^{+2} du $FeSO_4 \cdot 7H_2O$. Des contraintes techniques ont rendu impossible la quantification du Fe^{+2} dans les boues à l'entrée et à la sortie du réacteur.

Les auteurs ont tout de même essayé d'évaluer les constantes cinétiques à partir des concentrations de ZnS , Cu_2S , NiS et CdS . Cet essai est présenté dans l'annexe 8. La pente du graphique de Hofstee (μ/s vs μ ou S = concentration du substrat en $mg L^{-1}$) est en sens inverse à celle attendue (Grady et Lim, 1980). Les méthodes de Lineweaver-Burk, Hanes ont été essayées pour déterminer les coefficients biocinétiques. Tous ces essais ont donné des pentes inverses à celles attendues et ne sont donc pas présentés ici. Selon Grady et Lim (1980), le graphique de Lineweaver-Burk donnera une droite de pente opposée si le substrat (S) comprend de la matière non biodégradable. Dans la présente étude, la disponibilité du substrat (MS + Fe^{+2}) n'est pas bien connue. De plus, le Fe^{+2} n'ayant pas été analysé, cette omission rend probablement impossible la détermination des coefficients. En réalité, le substrat principal est probablement le Fe^{+2} qui est ajouté à une concentration de $200 mg L^{-1}$

(1000 mg L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O) alors que les sulfures de métaux ne représentent qu'environ 70 mg L⁻¹. Il est compréhensible dans ce cas de ne pas trouver de bons coefficients de régression entre $\frac{\mu}{S}$ et μ considérant que S ne tient compte que de 25% du substrat réel. On peut cependant affirmer que μ_m est plus grand que 0.042 h⁻¹ (1/24) car le réacteur a bien fonctionné à un temps de séjour de 1 jour et dans un réacteur en continu le taux de croissance (μ) est égal au taux de dilution (D) qui est l'inverse du temps de séjour. Donc pour $\tau = 1$ jour:

$$\mu = D = \frac{1}{\tau} = \frac{1}{24} = 0.042 \text{ h}^{-1} \quad (6)$$

4.5 Calcul des coûts en produits chimiques

Les coûts des produits chimiques pour les divers procédés chimiques et le procédé biologique sont présentés au tableau 4.10. Au mois de novembre 1987, les coûts du marché étaient de 121.75\$ CAN tm⁻¹ H₂SO₄ à 99%, 80.45\$ CAN/tm CaO 92-95% (Jolichaux, 1987) 163\$ CAN/tm HCl concentré (C.I.L., nov. 1987) et 720\$ CAN/tm CH₃COOH glacial (99%) (C.I.L. nov. 1987). Le sulfate ferreux de qualité laboratoire coûte 14\$/kg soit 16000\$ par tonne métrique. À 1584\$/Can par tonne sèche de boue traitée pour le substrat ajouté, il est très facile de conclure, à partir du tableau 4.10, que le sulfate ferreux de laboratoire rend le procédé biologique non compétitif au niveau des coûts. Il s'avère plus qu'essentiel de trouver un substrat économique pour les thiobacilles. Par contre au niveau des coûts en acide et en chaux le procédé biologique a nettement l'avantage. Seul le procédé thermophile de Hayes et al. (1980) est

Tableau 4.10: Comparaison économique des procédés chimiques et biologiques

Type de procédé	Acide requis g de l'acide concentré par g boues sèches	Chaux requise g/g boues sèches	Coût en \$ CAN/t sèche		FeSO ₄ - 7H ₂ O Basé sur 2.75% ST		TOTAL \$ CAN/t	Références
			Acide	Chaux	[g/L] boue humide	\$ CAN		
Boues primaires + H ₂ SO ₄	0.5053	---	61.52	---	---	---	61.52 + chaux	Jenkins et al. (1981)
Boues primaires digérée + H ₂ SO ₄	0.7108	1.0 (chaux hydratée)	86.47	84.55	---	---	171.02	Jenkins et al. (1981)
Boues digérées anaérobies + H ₂ SO ₄ + Lixiviation bactérienne + lixiviation	0.1684 " "	0.0736 (chaux vive " " "	20.51 " " "	5.92 " " "	0 1 2 3	0.00 2.00 4.00 6.00	26.43 28.43 30.43 32.43	Tyagi et Couillard (1987a; 1987b)
Boues digérées anaérobies + H ₂ SO ₄ + Lixiviation bactérienne + lixiviation	0.176	0.0769 "	21.43 "	6.18 "	1 3	528.00 1584.00	555.61 1611.61	Cette étude
Boues digérées par procédé thermophile aérobie (55°C) + HCl	0.21	---	34.57	---	---	---	34.57 + chaux + éner- gie (55°C)	Hayes et al. (1980)
Boues digérées anaérobies + aération + HCl (2 sem.)	0.3261	---	55.42	---	---	---	55.42 + chaux	Logan et Feltz (1985)
Boues digérées aérobies + CH ₃ COOH	0.5265	---	379.08	---	---	---	379.08 + chaux	Legret et al. (1987)

un concurrent potentiel. Ce dernier semble, à prime abord, n'être que de 60% plus dispendieux que le procédé biologique au niveau des coûts en acide. Il y a, au niveau des coûts, plusieurs faiblesses puisque ce procédé nécessite premièrement une digestion aérobie à 55°C, puis une extraction à la même température. Un tel système devrait probablement être chauffé pour maintenir une température de 55°C. Il y a en effet controverse à savoir si ces systèmes peuvent être énergétiquement autosuffisants. Vismara (1985) conclut que l'autosuffisance énergétique est impossible pour une efficacité du transfert d'oxygène inférieure à 20% et ce même à 5% de solides totaux. Ce qui signifie qu'un BAP devrait être utilisé et que la solubilisation serait difficile vu le haut pourcentage de solides. Le procédé biologique pour sa part, peut fonctionner à des températures aussi basses que 10°C (Wong et Henry, 1984b). De plus, le coût de la chaux pour le procédé thermophile devrait être plus élevé que pour le procédé biologique étant donné que l'acidification s'est faite jusqu'à pH=2 au lieu de pH=3.0 dans le procédé biologique.

Le procédé de Logan et Feltz (1985) représente des coûts en acide et chaux d'au moins 100% plus chers et il nécessite 2 semaines d'aération. Il est donc plus long à opérer que le procédé biologique. Finalement, la tentative de Legret et al. (1987) bien qu'intéressante au niveau scientifique, coûte énormément cher en acide acétique. En résumé, il est clair que la faisabilité économique du procédé de solubilisation biologique des métaux lourds compris dans les boues anaérobies d'épuration en vue de leur valorisation agricole, est conditionnelle à la disponibilité d'un substrat plus économique.

CHAPITRE 5

Conclusions

L'étude a pour but de comparer un réacteur avec recyclage à un simple réacteur en continu. Le tableau 5.1 résume les résultats de solubilisation pour les divers temps de séjour.

Les systèmes étudiés ont été aptes à décontaminer des boues qui normalement ne peuvent servir de substrat efficace aux thiobacilles sans ajout de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Il est donc possible d'enlever les métaux dans les boues qui sont à la limite des normes québécoises du point de vue de leur teneur en cuivre, en ajoutant le sulfate ferreux ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$).

L'étude de deux types de réacteurs, un simple réacteur en continu et un réacteur en continu avec recyclage, permet de mieux comprendre le procédé de solubilisation bactérienne des métaux. Le réacteur avec recyclage s'avère moins efficace à solubiliser les métaux que le réacteur en continu. Cette moins grande efficacité du réacteur avec recyclage s'explique par une chute du potentiel d'oxydo-réduction dans le décanteur. Le temps de séjour dans le décanteur est très long, dû à la difficulté de décanter la boue traitée. Les bactéries consomment alors l'oxygène entraînant une abaisse de POR et la reprécipitation ou la recomplexation du cuivre et du zinc dans une moindre mesure. La boue recyclée a un POR faible, en entrant dans le réacteur, cette boue exerce donc une forte demande en oxygène. De plus, les métaux qui ont été reprécipités (ou recomplexés) dans le décanteur doivent être resolubilisés dans le réacteur. Globalement, le réacteur avec recyclage solubilise moins de Cu et de Zn dans les mêmes conditions. L'influence du POR sur la solubilisation du Cu est très évidente alors qu'elle l'est beaucoup moins pour le Zn. La solubilisation du Ni semble être favorisée par un fort POR, le cadmium pour sa

Tableau 5.1: Solubilisation du cuivre et du zinc et potentiel d'oxydo-réduction moyen dans les deux types de réacteurs pour les divers temps de séjour.

Quantité de $\text{FeSO}_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ g L^{-1}	Temps de séjour (jours)	Solubilisation du Cu (%)		Solubilisation du Zn (%)		POR moyen des réacteurs (mV)	
		C ¹	R ²	C ¹	R ²	C ¹	R ²
1	1	23.1	25.6	54.1	58.1	442	418
1	2	26.0	25.5	65.3	62.7	330	405
1	3	41.8	36.9	72.2	70.8	436	410
1	4	36.6	33.2	83.7	97.2	325	298
3	3	62.2	50.1	77.4	64.1	523	501

¹ = réacteur en continu

² = réacteur avec recyclage

part ne semble pas subir l'influence du POR en autant que celui-ci soit plus élevé que 200 mV.

Une décantation de 3.5 jours n'est pas efficace pour séparer convenablement la boue du surnageant qui contient au minimum 0.8% de solides totaux. La faiblesse du réacteur avec recyclage résulte de cette difficulté à opérer la séparation solide-liquide. Une séparation plus rapide avec des aides flocculants ou l'utilisation de la centrifugation ou des filtres presses permettrait, probablement, de rendre efficace le réacteur avec recyclage. Une autre solution serait de n'opérer qu'une décantation partielle (≈ 2 heures) pour opérer le recyclage. La boue traitée serait déshydratée par un autre mode de séparation.

Les expériences exécutées semblent indiquer une compétition entre les divers substrats soit le sulfure de zinc, le sulfate ferreux et sulfure cuivreux. Les meilleurs résultats pour le Cu sont obtenus avec 3 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ au temps de séjour de 3 jours, 62.2% du Cu et 77.4% du Zn sont solubilisés. L'augmentation de la concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (1 puis 3 g L^{-1}) permet d'augmenter grandement la solubilisation du cuivre. Pour le zinc, le bénéfice est beaucoup moins net, et dans certains cas il y a baisse de solubilisation dans le réacteur avec recyclage. Pour le zinc, la solubilisation la plus forte, est obtenue au temps de séjour de 4 jours avec 1 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ dans les réacteurs avec recyclage (POR faible). Il est donc possible de conclure que les paramètres importants pour la solubilisation du zinc sont le temps et le pH. Le POR et la concentration de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ semblent peu déterminant pour cet élément. En fait il est probable que trop de sulfate ferreux nuit à la solubilisation du zinc car il semble y avoir compétition entre ces deux substrats. Les paramètres importants pour la solubilisation du cuivre sont la concentration de sulfate ferreux, le POR et le pH.

Cette étude démontre aussi clairement que le potentiel d'oxydo-réduction (POR) est un paramètre très important dans la solubilisation des métaux. À ce sujet, le bioréacteur à ascension pneumatique (BAP) serait sans doute le meilleur réacteur pour solubiliser les métaux dans les boues car il a une efficacité de transfert d'oxygène très élevée (jusqu'à 90% versus 4 à 20% dans un réacteur conventionnel (Tran et Gannon, 1981). Dans un BAP, le coût pour dissoudre une même quantité d'oxygène est beaucoup plus faible. Les essais de Beyer et al. (1987; 1986) démontrent la très grande efficacité de ce type de réacteur pour la désulfuration du charbon avec T. ferrooxidans. Il serait donc, sans doute, possible avec un BAP de solubiliser les métaux en 1 ou 2 jours en utilisant 3 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O, puisque pour le charbon le BAP s'est révélé être 3 fois plus rapide qu'un réacteur conventionnel. L'économie faite sur la taille du réacteur et sur le temps d'aération permettrait ainsi d'utiliser la technologie du BAP qui est un peu plus sophistiquée et dispendieuse qu'un réacteur en continu conventionnel.

Les expériences exécutées permettent d'émettre les quelques recommandations qui suivent:

- 1- Une méthode de compte sur plaque devrait être essayée, la méthode avec le Petroff-Hausser n'étant que semi-quantitative.
- 2- Les essais futurs devraient utiliser 3 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O, au minimum, si le cuivre est le métal à solubiliser.
- 3- La séparation solide-liquide devrait être étudiée et appliquée au réacteur avec recyclage.

- 4- Étant donné la grande importance du potentiel d'oxydo-réduction, un bioréacteur à ascension pneumatique (haute efficacité du transfert d'oxygène) devrait être étudié lors d'expériences ultérieures. Pour des efficacités technologiques semblables, le point de vue économique devrait, cependant, primer pour le choix du type de réacteurs.

- 5- Une forte concentration du sulfate ferreux favorise la solubilisation du cuivre. Il est donc primordial d'effectuer une recherche afin de trouver un substrat pour les bactéries qui soit assez économique pour qu'on puisse ne pas être trop limité sur la quantité à ajouter dans les réacteurs.

REFERENCES

Références

APHA (1985).

Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th edition. American Public Health Association, Washington D.C.

BEYER, M., EBNER, H.G., ASSENMACHER, H. and FRIGGE, J. (1987).

Elemental sulfur in microbiologically desulphurized coals. Fuel, 66: 551-555.

BEYER, M., EBNER, H.G. and KLEIN, J. (1986).

Bacterial desulfurization of german hard coal. Process Metallurgy, 4: 151-163.

C.I.L. (1987).

Communication personnelle avec Mme Chantal Roux, C.I.L., 2900 boul. Jean-Baptiste Deschamps, Lachine, H8T 1C8.

COUILLARD, D. (1989a).

Élimination des boues résiduaires urbaines par la fertilisation sylvicole. Canadian Journal of Civil Engineering, soumis pour publication.

COUILLARD, D. (1989b).

Forest management: trees response to wastewater sludge fertilization. Journal of Environmental Management, accepté pour publication.

COUILLARD, D. (1989c).

Dynamics of municipal wastewater sludges on forest land. Journal of Environmental Systems, accepté pour publication.

COUILLARD, D. (1988a).

A framework for technological choice (a technology assessment: methodology for the choice of wastewater treatment facilities. Journal of Environmental Systems, 18(1): 51-70.

COUILLARD, D. (1988b).

Étude de quelques indices de croissance du Larix laricina fertilisé par des boues anaérobies. Environmental Technology Letters, 9(3): 191-206.

COUILLARD, D. (1987).

Traitements secondaires biologiques des eaux usées. Notes de cours de l'unité Eau-7243. INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, 130 pages.

COUILLARD, D. et GRENIER, Y. (1987).

Alternative à la gestion des boues résiduaire municipales: recyclage en sylviculture. Sciences et Techniques de l'eau, 20(3): 215-221.

COUILLARD, D., LÉGARÉ, P. et POULIN, R. (1987).

Étude de valorisation agricole des boues provenant des stations d'épuration des eaux de la Communauté urbaine de Québec. (Étude exécutée en collaboration avec le Groupe Poulin, Thériault ltée et le consortium PCRB). INRS-Eau rapport scientifique no 244, 142 pp. 6 annexes. (Pour la Communauté urbaine de Québec et le ministère de l'Environnement du Québec).

COUILLARD, D., CROWLEY, M. and SASSEVILLE, J.L. (1986).

Technological public choice in practice: the case of wastewater treatment facilities. *Journal of Environmental Management*, 22(2): 133-146.

CRC (1974).

Handbook of chemistry and physics, 54th edition. Chemical Rubber Co. Cleveland.

CROWLEY, M., SASSEVILLE, J.L. et COUILLARD, D. (1986).

L'importance accordée à l'évaluation technologique dans l'assainissement des eaux usées municipales au Québec. *Revue Internationale des Sciences de l'Eau*, 2(2): 49-57.

EPA (1984).

Environmental regulations and technology. Use and disposal of municipal wastewater sludge. United States Environmental Protection Agency. EPA-625/10-84-003, 76 pages.

EPA (1979).

Process Design Manual. Sludge Treatment and disposal. United States Environmental Protection Agency, EPA 625/1-79-011, Municipal, Environmental Research Laboratory, Cincinnati, Ohio 45268.

GRADY, C.P.L. (Jr) and LIM, H.C. (1980).

Biological wastewater treatment. Marcel Dekker, New York, p. 46.

GREGORY, J. (1984).

Design and operation of final settlement tanks for activated sludge systems.

Dans: Solid liquid separation, Ellis Horwood Ltd., Chichester, U.K.:
53-63.

GRENIER, Y. et COUILLARD, D. (1987).

Le recyclage des boues d'usine d'épuration des eaux en fertilisation
forestière. Journal GEOS, 16(2): 22-26.

HAYES, T.D., JEWELL, W.J. and KABRICK, R.M. (1980).

Heavy metal removal from sludges using combined biological/chemical
treatment. Dans: Proceedings of the 34th Conference on Industrial Waste,
Purdue University, Lafayette Indiana: 529-543.

JENKINS, R.L., SCHEYBELER, B.J., SMITH, M.L., BAIRD, R., LO, M.P. and HAUG, R.T.
(1981).

Metals removal and recovery from municipal sludge. Journal of Water
Pollution Control Federation, 53(1): 25-32.

JOLICHAUX INC. (1987).

Communication personnelle avec M. Michel Williams, Jolichaux inc., 1300 rue
Notre-Dame, Joliette, J6E 7Y2.

LEGRET, M., DIVET, L. et MARCHANDISE, P. (1987).

Mobilité et extraction des métaux lourds associés aux boues de stations
d'épuration. Water Research, 21(5): 541-547.

LOGAN, T.J. and FELTZ, R.E. (1985).

Effect of aeration, cadmium concentration and solids content on acid extraction of cadmium from a municipal wastewater sludge. Journal of Water Pollution Control Federation, 57(5): 406-412.

NAKAMURA, K., NOIKE, T. and MATSUMOTO, J. (1986).

Effect of operation conditions on biological Fe²⁺ oxidation with rotating biological contactors. Water Research, 20(1): 73-77.

RAMALHO, R.S. (1983).

Introduction to wastewater treatment processes. Academic Press, New York, 580 pages.

REYNOLDS, T.D. (1973).

Aerobic digestion of thickened waste activated sludge. Proceeding of the 28th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette Indiana, 12-37.

SCHÖNBORN, W. and HARTMANN, H. (1978).

Bacterial leaching of metals from sewage sludge. European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology, 5: 305-313.

THEIS, T.L. and HAYES, T.D. (1980).

Chemistry of heavy metals in anaerobic digestion. Dans: Chemistry of wastewater technology. Alan J. Rubin (ed.). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, 403-419.

TRAN, F. and GANNON, D. (1981).

Deep shaft high rate aerobic digestion laboratory and pilot plant performance. Water Pollution Research Journal of Canada. 16: 71-89.

TYAGI, R.D. and D. COUILLARD (1989).

Bacterial leaching of metals from sludges. In: Sewage and wastewater treatment. Library of Pollution Control Technology - Hazardous/Solids Wastes, Gulf Publishing Co. Houston, Texas.

TYAGI, R.D.; COUILLARD, D. and TRAN, F. (1988).

Heavy metals removal from anaerobically digested sludge by chemical and microbiological methods. Environmental Pollution. 50: 295-316.

TYAGI, R.D. and COUILLARD, D. (1987).

Removal of heavy metals from anaerobically digested sludge by bacterial leaching. Soumis pour publication.

TYAGI, R.D.; COUILLARD, D. (1987a).

Comparison of chemical and microbiological processes to remove heavy metals from anaerobically digested sludge. Dans: Proceedings of the International Symposium on small systems for water supply and waste water disposal, National University of Singapore, 2-4 July 1987: 435-448.

TYAGI, R.D. and COUILLARD, D. (1987b).

Bacterial leaching of metal from digested sewage sludge. Process biochemistry, 22(4): 114-117.

TYAGI, R.D. and COUILLARD, D. (1987c).

Performance of activated sludge settling tank in relation to metal inhibition. Proceeding of the International Conference on heavy metals in the Environment, New Orleans, CEP Consultants, Edinburgh, 78-81.

VISMARA, R. (1985).

A model for autothermic aerobic digestion. Water Research, 19(4): 441-447.

WONG, L. and HENRY, J.G. (1983).

Bacterial leaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludges. Water Pollution Research Journal of Canada, 18: 151-162.

WONG, L. and HENRY, J.G. (1984a).

Biological removal and chemical recovery of metals from sludge. Dans: Proceedings of the 39th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 515-520.

WONG, L. and HENRY, J.G. (1984b).

Decontaminating biological sludge for agricultural use. Water Science and Technology, 17: 575-586.

YSI (1970).

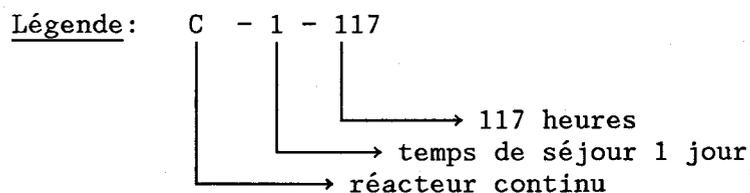
Instructions for YSI model 54 oxygen meter, Yellow Springs Instruments Co. Ohio 45387, 30 pages.

ANNEXES

ANNEXE 1

Annexe 1A: Résultats d'analyses pour le réacteur en continu (C) et l'alimentation (A) pour le temps de séjour de 1 jour

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
C-1-0	3,24	452	--	51,9				
C-1-18	3,15	362	0,7	66,2				
C-1-30	3,20	406	1,0	10,4				
C-1-42	3,18	421	0,5	77,9				
C-1-54	3,30	456	0,5	50,6	1,1			
C-1-66	3,18	325	0,5	81,9	2,8			
C-1-78	3,09	443	0,5	63,6		3,21	44,44	55,56
C-1-90	2,98	370	0,7	54,5	3,5			
C-1-100	2,99	468	0,7	83,1	3,5	2,55	49,32	50,68
C-1-117	3,04	458	0,7	93,5	3,4			
C-1-128	2,97	456	0,7	--		2,60	47,37	52,63
C-1-142	2,99	459	0,7	84,4		2,68	50,00	50,00
A-0	3,98	37						
A-18	3,80	182						
A-30	4,06	0						
A-42	3,96	124						
A-54	4,02	174				3,24	56,18	43,82
A-66	3,94	103						
A-78	3,82	210				3,20	45,24	54,76
A-90	4,04	210				2,81	44,44	55,56
A-100	4,05	188						
A-117	4,11	186						
A-128	4,11	195						
A-142	4,00	300						



% Sat. = % de saturation en oxygène

Annexe 1B: Résultats d'analyses des métaux solubilisés et des métaux dans la boue pour le réacteur en continu au temps de séjour 1 jour.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
C-1-18	1,55	2,88	3,59	85,5	0,46	46,0	0,37	>100	0,08	1,2	0,03	2,0
C-1-30	0,28	5,2	2,63	62,6	0,39	39,0	0,09	90,0	0,05	0,7	0,02	1,3
C-1-42	0,84	15,6	2,57	61,2	0,41	41,0	0,16	>100	0,02	0,3	0,04	2,6
C-1-54	0,74	13,7	2,64	62,9	0,31	31,0	0,10	100	0,04	0,6	0,05	3,3
C-1-66	1,13	21,0	2,40	57,4	0,38	38,0	0,08	80,0	0,03	0,4	0,04	2,6
C-1-78	0,95	17,6	2,35	56,0	0,24	24,0	0,09	90,0	0,06	0,9	0,03	2,0
C-1-90	1,24	23,0	2,48	59,1	0,27	27,0	0,08	80,0	0,12	1,8	0,02	1,3
C-1-100	1,69	31,4	2,31	55,0	0,31	31,0	0,08	80,0	0,07	1,0	0,03	2,0
C-1-117	1,24	23,0	2,23	53,1	0,39	39,0	0,10	100	0,09	1,3	0,02	1,3
C-1-128	0,97	18,1	2,13	50,7	0,26	26,0	0,07	70,0	0,14	2,1	0,05	3,3
C-1-142	1,38	25,6	2,12	50,5	0,25	25,0	0,08	80,0	0,16	2,4	0,04	2,6

Boue d'alimentation

mg L⁻¹

Essaie 1	26,80	21,25	1,00	0,16	6,76	1,52
Essaie 2	27,06	20,74	-	0,04	-	-
Moyenne	26,93	20,99	1,00	0,10	6,76	1,52

^a = en mg L⁻¹

^b = dilution par 5 donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation.

% Sol = % de solubilisation

Annexe 1C: Résultats d'analyses pour le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décanteur (S) et la boue recyclée (Rec.) au temps de séjour 1 jour.

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
R-1-0	3,31	433	1,5	44,1				
S-1-0	3,75	262						
Rec-1-0	3,94	112						
R-1-18	3,15	321	1,5	75,3				
S-1-18	3,38	281						
Rec-1-18	3,26	294						
R-1-30	3,18	422	1,0	75,3				
S-1-30	3,34	295						
Rec-1-30	3,27	310						
R-1-42	3,16	421	1,0	67,5	5,0	3,43	50,00	50,00
S-1-42	3,25	361			4,2			
Rec-1-42	-	131			5,6	3,73	50,00	50,00
R-1-54 ^a	3,28	334	1,5	29,9				
S-1-54	3,07	359						
Rec-1-54	3,38	316						
R-1-66	3,17	353	1,5	85,7	4,2			
S-1-66	3,14	365						
Rec-1-66	3,87	88						
R-1-78	3,12	401	1,5	83,1				
S-1-78	3,08	404						
Rec-1-78	3,23	299						
R-1-90 ^b	3,00	343	1,0	79,2	4,9	2,94	46,43	43,57
S-1-90	3,12	349			1,6	0,82	56,00	44,00
Rec-1-90	3,16	331			6,6	4,12	52,07	47,93
R-1-100	3,43	424	1,0	58,4				
S-1-100	3,13	366						
Rec-1-100	3,52	273						
R-1-117	3,13	443	1,0	75,3	5,0	2,68	47,37	52,63
S-1-117	3,16	372			1,5	0,77	52,17	47,83
Rec-1-117	3,66	222			6,9	4,50	48,85	51,15
R-1-128	3,11	454	1,0					
S-1-128	3,16	378						
Rec-1-128	3,24	356						
R-1-142	3,09	445	1,0	84,4				
S-1-142	3,13	501						
Rec-1-142	3,21	325						

^a Diminution du % de solides totaux de l'alimentation.

^b Tuyau de l'alimentation est bloqué, ajout instantané de la boue manquante.

Légende: R = réacteur avec recyclage
S = surnageant du décanteur
Rec = boue recyclée

Le premier chiffre après la lettre indique le temps de séjour alors que le dernier indique le nombre d'heures depuis le début de l'expérience.

Annexe 1D: Résultats d'analyses des métaux solubilisés dans le réacteur (R) et dans le surnageant du décanteur (S) au temps de séjour 1 jour.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
R-1-18	1,13	21,0	3,19	76,0	0,32	32,0	0,41	>100	0,03	0,4	0,02	1,3
S-1-18	0,53	9,8	3,04	72,4	0,27	27,0	0,18	>100	0,07	1,0	0,05	3,3
R-1-30	0,69	12,8	2,70	64,3	0,25	25,0	0,13	>100	0,01	0,1	0,02	1,3
S-1-30	0,54	10,0	2,84	67,7	0,34	34,0	0,22	>100	0,09	1,3	0,02	1,3
R-1-42	1,07	19,9	2,79	66,5	0,32	32,0	0,20	>100	0,04	0,6	0,02	1,3
S-1-42	0,98	18,2	2,51	59,8	0,36	36,0	0,29	>100	0,11	1,6	0,02	1,3
R-1-54	0,60	11,1	2,76	65,7	0,19	19,0	0,15	>100	0	0	0,03	2,0
S-1-54	0,75	13,9	2,60	61,9	0,19	19,0	0,09	90,0	0,10	1,5	0,04	2,6
R-1-66	1,24	23,0	2,45	58,4	0,30	30,0	0,10	100	0,04	0,6	0,04	2,6
S-1-66	0,82	15,2	2,63	62,6	0,33	33,0	0,10	100	0,09	1,3	0,02	1,3
R-1-78	1,21	22,5	2,53	60,3	0,28	28,0	0,09	90,0	0,01	0,1	0,02	1,3
S-1-78	0,5	9,5	1,91	45,5	0,22	22,0	0,08	80,0	0,07	1,0	0,02	1,3
R-1-90	1,31	24,3	2,55	60,7	0,23	23,0	0,09	90,0	0,01	0,1	0,03	2,0
S-1-90	0,83	15,4	2,23	53,1	0,24	24,0	0,08	80,0	0,07	1,0	0,01	0,7
R-1-100	0,44	8,2	2,17	51,7	0,21	21,0	0,08	80,0	0,05	0,7	0,02	1,3
S-1-100	0,87	16,2	2,45	58,4	0,25	25,0	0,10	100	0,06	0,9	0,02	1,3
R-1-117	1,07	19,9	2,31	55,0	0,25	25,0	0,08	80,0	0,06	0,9	0,02	1,3
S-1-117	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R-1-128	1,85	34,3	2,50	59,6	0,29	29,0	0,08	80,0	0,02	0,3	0,03	2,0
S-1-128	0,87	16,2	2,27	54,7	0,31	31,0	0,08	80,0	0,03	0,4	0,03	2,0
R-1-142	1,46	27,1	2,18	51,9	0,17	17,0	0,09	90,0	0,07	1,0	0,03	2,0
S-1-142	1,36	25,3	2,38	56,7	0,26	26,0	0,09	90,0	0,08	1,2	0,02	1,3

Boue

d'alimentation

mg L⁻¹ 26,93 20,99 1,00 0,10 6,76 1,52

^a = en mg L⁻¹

^b = dilution par un facteur de 5 donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation

ANNEXE 2

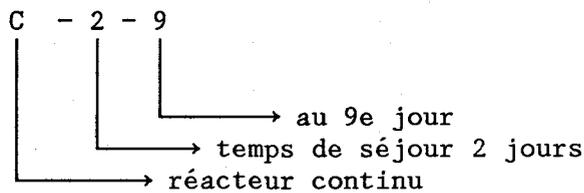
Annexe 2A: Résultats d'analyses pour le temps de séjour de 2 jours avec le réacteur en continu (C), et pour l'alimentation (A).

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
C-2-0	3,10	315	-	32,5				
C-2-1	4,90	-50	1,0	3,9				
C-2-2	3,92	340	1,0	72,7				
C-2-3	3,63	363	0,5	88,3				
C-2-4	3,03	406	0,5	70,1				
C-2-5	2,99	450	0,5	63,6	1,7			
C-2-6	3,07	428	0,5	40,0	3,7	2,89	52,11	47,89
C-2-7 ^b	3,25	263	0,5	6,5	4,3			
C-2-8	3,22	303	0,5	80,5				
C-2-9	3,05	452	0,5	62,3	3,9			
C-2-10 ^b	3,19	288	0,5	13,0	4,0			
C-2-11	3,35	289	0,5	41,6	4,1			
C-2-12	3,41	292		6,5				
A-0	-	-						
A-1 ^a	5,10	-83						
A-2	3,87	14						
A-3	3,99	91				2,90	46,99	53,01
A-4	3,71	110						
A-5	4,00	40				2,91	46,34	53,66
A-6	4,08	111						
A-7	4,04	-29						
A-8	4,25	90						
A-9	4,00	120						
A-10 ^a	3,38	98						
A-11 ^a	4,53	32						
A-12 ^a	3,96	154						

^a contrôleur de pH défectueux

^b BRI de l'agitateur

Légende:



Annexe 2B: Résultats d'analyses des métaux solubilisés en mg L⁻¹ et en % pour le réacteur en continu au temps de séjour de 2 jours ainsi que la concentration des métaux dans la boue utilisée

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
C-2-1	0,10	1,8	0,55	12,1	0,10	11,0	0	0	0	0	0,02	1,4
C-2-2	0,60	10,6	2,11	46,4	0,17	18,7	0,10	76,9	0	0	0,01	0,7
C-2-3	1,60	28,4	2,47	54,3	0,28	30,8	0,10	76,9	0	0	0,01	0,7
C-2-4	1,60	28,4	2,52	55,4	0,21	23,1	0,10	76,9	0,10	1,8	0,02	1,4
C-2-5	1,50	26,6	2,50	54,9	0,24	26,4	0,10	76,9	0,20	3,6	0,03	2,1
C-2-6	1,20	21,3	2,69	59,1	0,20	22,0	0,10	76,9	0,20	3,6	0,05	3,6
C-2-7	0,20	3,6	2,77	60,9	0,32	35,1	0,10	76,9	0,20	3,6	0,04	2,9
C-2-8	0,70	12,4	2,93	64,4	0,30	33,0	0,10	76,9	0,10	1,8	0,05	3,6
C-2-9	1,71	30,5	3,31	72,7	0,40	44,0	0,10	76,9	0,20	3,6	0,03	2,1
C-2-10	0,99	17,6	2,95	64,8	0,28	30,8	0,10	76,9	0,10	1,8	0,03	2,1
C-2-11	1,47	26,1	3,24	71,2	0,23	25,3	0,10	76,9	0,10	1,8	0,05	3,6
C-2-12	-	-	2,92	64,2	0,13	14,3	0,10	76,9	0,10	1,8	0,03	2,1

Boue
d'alimentation
mg L⁻¹

Essai 1	28,0	22,15	0,92	0,14	5,40	1,48
Essai 2	28,4	23,36	0,90	0,12	5,90	1,28
Moyenne	28,2	22,75	0,91	0,13	5,65	1,38

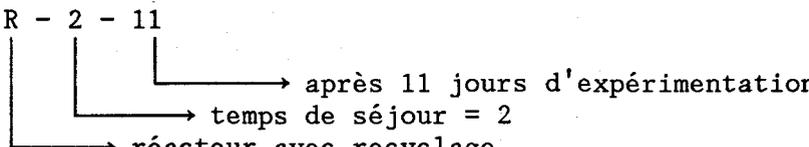
^a = en mg L⁻¹

^b = dilution par un facteur de 5 donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation

Annexe 2C: Résultats d'analyses pour le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décateur (S) et la boue recyclée (Rec) pour un temps de séjour de 2 jours.

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
R-2-1	4,19	123	1,0	62,3				
S-2-1	4,11	101						
Rec-2-1	4,22	-44						
R-2-2	3,60	248	1,0	3,9				
S-2-2	3,39	282						
Rec-2-2	3,97	-35						
R-2-3	3,17	387	1,0	6,5				
S-2-3	3,33	316						
Rec-2-3	3,31	217						
R-2-4	2,95	382	1,0	64,9				
S-2-4	3,08	362						
Rec-2-4	3,10	319						
R-2-5	2,97	413	1,0	53,2	3,1			
S-2-5	3,04	359						
Rec-2-5	3,08	335						
R-2-6	2,98	416	1,0	51,9	4,2	3,15	51,61	48,32
S-2-6	2,99	397			2,3	1,03	55,17	44,83
Rec-2-6	3,08	310			8,1	3,25	50,00	50,00
R-2-7	2,91	423	1,0	40,0	5,0			
S-2-7	3,08	338			2,4			
Rec-2-7	3,32	255			6,8			
R-2-8	2,94	392	1,0	79,2	4,6			
S-2-8	3,12	324						
Rec-2-8	3,16	314						
R-2-9	3,14	405	1,0	58,4	5,1			
S-2-9	3,54	263			1,8			
Rec-2-9	3,41	299			6,5			
R-2-10 ^a	3,49	215	1,0	28,6	5,8			
S-2-10		182						
Rec-2-10	3,59	184						
R-2-11	3,44	297	1,0	68,8	5,3			
S-2-11	3,39	280						
Rec-2-11	3,52	260						
R-2-12	3,37	332	1,0	75,3				
S-2-12	3,34	296						
Rec-2-12	3,47	199						

^a Tuyau d'aération bouché

Légende: R - 2 - 11


Annexe 2D: Résultats d'analyses des métaux solubilisés en mg L⁻¹ et en % (% sol) sous le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décanteur (S) pour un temps de séjour de 2 jours.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
R-2-1	0	0	1,79	39,3	0,03	3,3	0,10	76,9	0,10	1,8	0,02	1,5
S-2-1	0,01	0,2	2,18	47,9	0,13	14,3	0,10	76,9	0	0	0	0
R-2-2	0,10	1,8	2,12	46,6	0,06	6,6	0,10	76,9	0	0	0,02	1,5
S-2-2	0,05	0,8	2,17	47,7	0,20	22,0	0,10	76,9	0	0	0,04	3,0
R-2-3	1,70	30,1	2,73	60,0	0,13	14,3	0,20	>100	0,10	1,8	0,02	1,5
S-2-3	0,14	2,5	2,19	48,1	0,10	12,1	0,10	76,9	0,10	1,8	0,04	3,0
R-2-4	1,80	31,9	2,73	60,0	0,14	15,4	0,10	76,9	0,10	1,8	0,02	1,5
S-2-4	1,05	18,6	2,63	57,8	0,15	16,5	0,10	76,9	0,10	1,8	0,02	1,5
R-2-5	1,70	30,1	2,52	55,4	0,17	18,7	0,10	76,9	0,10	1,8	0,04	3,0
S-2-5	1,43	25,4	2,65	58,2	0,21	23,1	0,10	76,9	0,10	1,8	0,03	2,1
R-2-6	1,40	24,8	2,78	61,1	0,16	17,6	0,10	76,9	0,10	1,8	0,04	3,0
S-2-6	1,24	22,0	2,42	53,2	0,18	19,8	0,10	76,9	0,10	1,8	0,03	2,1
R-2-7	1,30	23,0	2,97	65,3	0,24	26,4	0,10	76,9	0,20	1,8	0,03	2,1
S-2-7	1,10	19,5	2,81	61,8	0,17	18,7	0,10	76,9	0,10	1,8	0,05	3,6
R-2-8	1,20	21,3	3,10	68,1	0,29	31,9	0,10	76,9	0,10	1,8	0,05	3,6
S-2-8	1,03	18,4	3,18	69,9	0,20	22,0	0,10	76,9	0,10	1,8	0,05	3,6
R-2-9	1,25	22,2	3,02	66,3	0,23	25,2	0,20	>100	0,10	1,8	0,03	2,1
S-2-9	0,12	2,1	2,64	58,0	0,21	23,1	0,10	76,9	0,10	1,8	0,02	1,5
R-2-10	0,15	2,7	2,66	58,4	0,13	14,3	0,10	76,9	0,10	1,8	0,03	2,1
S-2-10	0,01	0,2	2,21	48,6	0,14	15,4	0,10	76,9	0,10	1,8	0,03	2,1
R-2-11	0,88	15,6	2,81	61,7	0,14	15,4	0,10	76,9	0,10	1,8	0,03	2,1
S-2-11	0,56	9,9	2,48	54,5	0,18	19,8	0,10	76,9	0,10	1,8	0	0
R-2-12	0,45	8,0	2,61	57,3	0,18	19,8	0,10	76,9	0,10	1,8	0,03	2,1
S-2-12	0,35	6,2	2,30	50,6	0,15	16,5	0,10	76,9	0,10	1,8	0,02	1,5

Boue

d'alimentation

mg L⁻¹ 28,2 22,75 0,91 0,13 5,65 1.38

^a = en mg L⁻¹

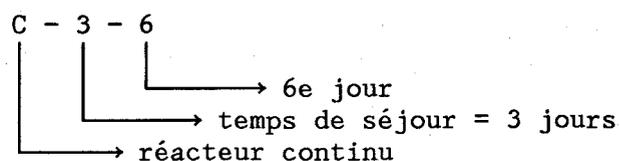
^b = facteur de dilution de 5, donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation.

ANNEXE 3

Annexe 3A: Résultats d'analyses pour le réacteur en continu (C) et l'alimentation (A) pour le temps de séjour de 3 jours (1 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$).

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
C-3-1	3,26	400	0,7	83,1				
C-3-2	3,15	415	0,7	83,1	3,9	2,56	48,05	51,95
C-3-3	3,20	362	0,7		3,8			
C-3-4	3,17	420	0,7	85,7	3,8	2,85		
C-3-5	3,22	456	0,7	79,2	3,7			
C-3-6	3,22	405	0,7	81,8				
C-3-7	3,24	413	0,7	90,9	3,9			
C-3-8	3,18	400	0,7	77,9	3,6	3,23	45,05	54,95
C-3-9	3,13	452	0,7	79,2	3,7	2,92	46,51	53,49
C-3-10	3,14	415	0,7	76,6	3,6	2,86	45,88	54,12
C-3-11	3,05	463	0,7	74,0	3,6	2,70	49,38	50,62
C-3-12	3,07	416	0,7	51,9	3,5			
A-1	3,99	255						
A-2	3,90	151				2,92	48,72	51,28
A-3	3,93	261				2,70	44,74	55,26
A-4	3,86	218						
A-5	3,65	260				2,96	48,19	51,81
A-6	4,00	200				2,95	47,73	52,27
A-7	3,95	345				2,91	48,23	51,77
A-8	3,94	195						
A-9	4,01	255				2,98	48,31	51,69
A-10	4,07	126				3,22	43,16	56,84
A-11	3,97	60						
A-12	3,95	123						

Légende:



Annexe 3B: Résultats d'analyses des métaux solubilisés et des métaux dans la boue utilisée pour le réacteur en continu au temps de séjour de 3 jours.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
C-3-1	1,90	37,6	3,11	76,4	0,31	38,3	0,09	75,0	0	0	0,03	2,4
C-3-2	1,96	38,7	2,85	70,0	0,30	37,0	0,08	66,7	0,04	0,8	0,03	2,4
C-3-3	1,94	38,3	2,60	63,9	0,23	28,4	0,09	75,0	0,02	0,4	0,04	2,4
C-3-4	1,94	38,3	2,58	63,4	0,28	34,6	0,07	58,3	0	0	0,02	1,6
C-3-5	1,97	38,9	2,81	69,0	0,36	44,4	0,08	66,7	0,06	1,1	0,04	3,2
C-3-6	1,74	34,4	2,68	65,9	0,26	32,10	0,08	66,7	0,10	1,8	0,02	1,6
C-3-7	2,07	40,9	2,94	72,2	0,48	59,3	0,09	75,0	0,10	1,8	0,03	2,4
C-3-8	2,10	41,5	3,03	74,4	0,53	65,4	0,08	66,7	0,10	1,8	0,04	3,2
C-3-9	2,14	42,3	2,94	72,2	0,59	72,8	0,08	66,7	0,07	1,3	0,04	3,2
C-3-10	2,03	40,1	2,82	69,3	0,64	79,1	0,08	66,7	0,09	1,7	0,02	1,6
C-3-11	2,08	41,1	2,87	70,5	0,68	84,0	0,08	66,7	0,10	1,8	0,02	1,6
C-3-12	2,21	43,7	3,13	76,9	0,76	93,8	0,08	66,7	0,06	1,1	-	-

Boue d'alimentation

mg L⁻¹

Essaie 1	25,00	20,50	0,76	0,10	5,80	1,22
Essaie 2	25,50	20,65	0,94	0,12	5,00	1,24
Essaie 3	25,40	19,90	0,72	0,14	5,20	1,32
Moyenne	25,30	20,35	0,81	0,12	5,33	1,26

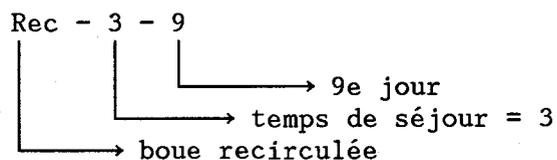
^a = en mg L⁻¹

^b = dilution par 5 donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation.

Annexe 3C: Résultats d'analyses pour le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décateur (S) et la boue recyclée (Rec) pour un temps de séjour de 3 jours.

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
R-3-1	3,19	435	1,0	83,1				
S-3-1	3,17	395						
Rec-3-1	3,38	315						
R-3-2	3,24	433	1,0	79,2	6,3			
S-3-2	3,24	341						
Rec-3-2	3,78	117						
R-3-3	3,14	384	1,0	88,3	6,2			
S-3-3	3,20	449						
Rec-3-3	3,28	323						
R-3-4	3,13	453	1,0	85,7	5,5	2,91		
S-3-4	3,16	344			1,5	0,84		
Rec-3-4	3,28	303			7,8	3,07		
R-3-5	3,11	473	1,0	76,6				
S-3-5	3,14	537						
Rec-3-5	3,25	319						
R-3-6	3,15	441	1,0	76,6	4,9			
S-3-6	3,14	373						
Rec-3-6	3,32	217						
R-3-7	3,16	438	1,0	81,8	5,4	2,81	49,38	51,22
S-3-7	3,15	467				0,86	48,00	52,00
Rec-3-7	3,35	300				3,36	50,00	50,00
R-3-8	3,16	405	1,0	74,0	5,3	2,75	48,78	51,22
S-3-8	3,13	441			2,0	0,91	46,15	53,85
Rec-3-8	3,31	318			7,4	2,93	48,19	51,81
R-3-9	3,14	401	1,0	72,7	5,0	2,74	48,19	51,81
S-3-9	3,12	515			1,2	0,83	45,83	54,17
Rec-3-9	3,29	306			6,4	3,07	48,89	51,11
R-3-10	3,15	417	1,0	70,1	5,0	2,73	50,00	50,00
S-3-10	3,17	380				0,95	48,15	51,85
Rec-3-10	3,27	254				3,03	50,57	49,43
R-3-11	3,09	449	1,0	73	5,3	2,88	51,69	48,31
S-3-11	3,07	428				0,85	56,00	44,00
Rec-3-11	3,20	295				3,19	49,46	50,54
R-3-12	3,10	375	1,0	75,3	5,3			
S-3-12	3,27	309						
Rec-3-12	3,25	303						

Légende:



Annexe 3D: Résultats d'analyses des métaux solubilisés en mg L⁻¹ et en % pour le réacteur avec recyclage(R), le surnageant du décanteur (S) et la boue recyclée (Rec) pour le temps de séjour de 3 jours.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
R-3-1	1,86	36,4	2,72	66,8	0,30	37,0	0,07	58,3	0,07	1,3	0,03	2,4
S-3-1	0,56	11,1	1,60	39,3	0,27	33,3	0,04	33,3	0,03	0,6	0,02	1,6
R-3-2	1,96	38,7	2,72	66,8	0,19	23,5	0,08	66,7	0,06	1,1	0,03	2,4
S-3-2	0,78	15,4	1,89	46,4	0,23	28,4	0,06	50,0	0,03	0,6	0,02	1,6
R-3-3	1,90	37,6	2,54	62,4	0,25	30,9	0,08	66,7	0,09	1,7	0,03	2,4
S-3-3	0,93	18,4	2,27	55,8	0,20	24,7	0,07	58,3	0,05	0,9	0,02	1,6
R-3-4	1,82	36,0	2,48	60,9	0,23	28,4	0,06	50,0	0,11	2,0	0,02	1,6
S-3-4	0,98	19,4	2,39	58,7	0,30	37,0	0,07	58,3	0	0	0,04	3,2
R-3-5	1,77	35,0	2,57	63,1	0,34	42,0	0,07	58,3	0,04	0,7	0,05	4,1
S-3-5	1,16	22,9	2,48	60,9	0,40	49,4	0,07	58,3	0,08	1,5	0,02	1,6
R-3-6	1,72	34,0	2,65	65,1	0,30	37,0	0,06	50,0	0,08	1,5	0,04	3,2
S-3-6	1,21	23,9	2,57	63,1	0,30	37,0	0,07	58,3	0,04	0,7	0,02	1,6
R-3-7	1,86	36,8	2,80	68,3	0,45	55,6	0,07	58,3	0,06	1,1	0,04	3,2
S-3-7	1,27	25,1	2,70	66,3	0,33	40,7	0,07	58,3	0,05	0,9	0,01	0,8
R-3-8	1,69	33,4	2,75	67,6	0,44	54,3	0,07	58,3	0,05	0,9	0,02	1,6
S-3-8	1,06	21,0	2,69	66,1	0,33	40,7	0,07	58,3	0,02	0,4	0,03	2,4
R-3-9	1,70	33,6	2,74	67,3	0,55	67,9	0,08	66,7	0,07	1,3	0,01	0,8
S-3-9	1,19	23,5	2,68	65,9	0,40	49,4	0,06	50,0	0	0	0,04	3,2
R-3-10	1,82	36,0	2,84	69,8	0,65	80,3	0,08	66,7	0,10	1,9	0,02	1,6
S-3-10	1,52	30,0	2,86	70,3	0,50	61,7	0,08	66,7	0,01	0,2	0,03	2,4
R-3-11	1,93	38,1	2,80	69,3	0,74	91,4	0,08	66,7	0,07	1,3	0,03	2,4
S-3-11	1,35	26,7	2,89	71,0	0,67	82,7	0,08	66,7	0,04	0,7	0,02	1,6
R-3-12	2,03	40,1	3,13	76,9	0,75	92,6	0,08	66,7	0,07	1,3	-	-
S-3-12	1,51	29,8	3,05	74,9	0,74	91,4	0,08	66,7	0	0	-	-

Boue

d'alimentation

mg L⁻¹ 25,30 20,35 0,81 0,12 5,33 1,26

^a = en mg L⁻¹

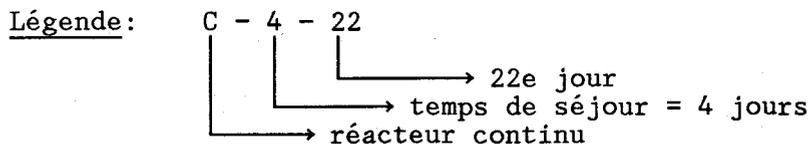
^b = diluée 5 fois donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation

ANNEXE 4

Annexe 4A: Résultats d'analyses pour le réacteur en continu (C) et l'alimentation (A) pour le temps de séjour de 4 jours.

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
C-4-5	2,45	204						
C-4-6	2,56	195	1,5	3,8				
C-4-7	2,32	397	1,0	61,5				
C-4-8	2,33	366		79,9	3,0			
C-4-9	2,41	345	0,5	87,1	3,1			
C-4-10	2,46	292	0,5	83,3	3,3	2,93	58,54	41,46
C-4-11	2,58	389	0,5	87,1	3,5	2,93	57,32	42,68
C-4-12	2,75	330	0,5	70,5	4,5			
C-4-13 ^a	2,82	392	0,5	89,7	4,6			
C-4-14 ^a	2,93	358	0,5	54,5	2,1			
C-4-15 ^a	3,11	353	0,5	51,9	5,7	2,72	59,46	40,54
C-4-16	3,16	573	0,5	71,4	6,5			
C-4-17	3,20	367	0,5	92,2	5,8			
C-4-18	3,20	341	0,5	61,7	5,7			
C-4-19	3,07	276	0,5	85,7	5,6			
C-4-20	3,03	280	0,5	68,8	5,3			
C-4-21	2,94	298	0,5	59,7	4,2			
C-4-22	3,01	412	0,5	79,2	5,6			
C-4-23	2,96	407	0,5	90,9	5,3			
C-4-24	2,96	335	0,5	93,5	6,3			
C-4-25	2,84	265	0,5	68,8	5,0			
A-5		185						
A-6		50						
A-7		15						
A-8	4,0	40						
A-9		0						
A-10		-65						
A-11		136						
A-12	4,33	-6						
A-13	4,50	124						
A-14	4,50	25						
A-15	4,50	40						
A-16		160						
A-17		134						
A-18	4,17	134						
A-19	3,88	127						
A-20	3,97	107						
A-21	4,10	72						
A-22	4,04	-18						
A-23	4,01	-16						
A-24	3,75	11						
A-25	4,10	87						

a: Problème avec le contrôleur de pH



Annexe 4B: Résultats d'analyses des métaux solubilisés et des métaux dans la boue utilisée pour le réacteur en continu au temps de séjour de 4 jours.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
C-4-5	1,73	31,8	2,55	49,5	0,39	32,8	0,10	100	0	0	0	0
C-4-6	0,84	15,4	2,44	47,4	0,35	41,7	0,10	100	0	0	0	0
C-4-7	2,48	45,6	3,07	59,6	0,48	57,1	0,10	100	0	0	0	0
C-4-8	2,98	54,8	3,48	67,6	0,54	64,3	0,10	100	0	0	0	0
C-4-9	2,98	54,8	3,79	73,6	0,49	58,3	0,10	100	0	0	0	0
C-4-10	3,00	55,1	3,30	64,1	0,56	66,7	0,10	100	0,08		0	0
C-4-11	2,95	54,2	3,64	70,7	0,38	45,2	0,10	100	0	0	0	0
C-4-12	3,35	61,6	4,38	85,1	0,41	48,8	0,10	100	0	0	0	0
C-4-13	3,35	61,6	4,11	79,9	0,41	48,8	0,10	100	0	0	0	0
C-4-14	2,28	41,9	3,81	73,9	0,47	55,9	0,10	100	0	0	0	0
C-4-15	1,66	30,5	3,92	76,0	0,41	48,8	0,10	100	0	0	0	0
C-4-16	1,43	26,3	3,52	68,4	0,45	53,6	0,10	100	0	0	0	0
C-4-17	1,41	25,9	3,66	71,1	0,39	32,8	0,10	100	0	0	0	0
C-4-18	1,46	26,8	3,53	68,7	0,40	47,6	0,10	100	0,05		0	0
C-4-19	1,92	35,3	4,58	89,0	0,33	39,3	0,10	100	0,03		0	0
C-4-20	1,98	36,4	4,48	87,1	0,27	32,1	0,10	100	0	0	0	0
C-4-21	2,30	42,3	4,31	83,7	0,32	38,1	0,10	100	0,02	0	0	0
C-4-22	1,68	30,9	3,73	72,5	0,31	36,9	0,10	100	0,04		0	0
C-4-23	1,93	35,4	4,16	80,7	0,32	38,1	0,10	100	0,01		0	0
C-4-24	1,98	36,4	4,40	85,4	0,32	38,1	0,10	100	0	0	0	0
C-4-25	2,17	39,9	4,51	87,5	0,38	45,2	0,10	100	0,08		0	0

Boue d'alimentation

mg L⁻¹

Essai 1	5,43 x 5	5.14 x 5	0,63	0,10	6,40	1,35
Essai 2	5,44 x 5	5.15 x 5	0,92	0,10	6,40	1,38
Essai 3	-----	5.17 x 5	0,96	0,10	6,50	1,34
Essai 4	-----	-----			6,330	1,39
Moyenne	27,20	25,75	0,84	0,10	6,40	1,37

a = en mg L⁻¹

b = diluée par 5, donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation.

Annexe 4C: Résultats d'analyses pour le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décanteur (S) et la boue recyclée pour le temps de séjour de 4 jours.

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
R-4-5	2,75	173	1,0	3,8				
S-4-5	3,26	170						
Rec-4-5		42						
R-4-6	2,58	157	1,5	3,8				
S-4-6	2,69	105						
Rec-4-6								
R-4-7	2,19	325	1,5	65,3				
S-4-7	3,51	35						
Rec-4-7								
R-4-8	2,37	310	1,5	82,5	2,1			
S-4-8	2,47	268						
Rec-4-8								
R-4-9	2,45	367	0,5	94,5	2,5			
S-4-9	2,44	275			1,8			
Rec-4-9					5,6			
R-4-10	2,56	298	0,5	55,0	3,4	3,43	59,59	40,40
S-4-10	2,47	313			2,0			
Rec-4-10					5,4			
R-4-11	2,65	386	0,5	53,2	3,5	3,26	58,89	41,11
S-4-11	2,56	400			2,5			
Rec-4-11		208			4,3			
R-4-12	2,75	330	0,5	41,5	4,3			
S-4-12	2,58	353						
Rec-4-12	2,67	300						
R-4-13 ^a	2,90	386	0,8	13,0	5,3			
S-4-13	2,75	375						
Rec-4-13	2,96	285						
R-4-14 ^a	3,07	335	1,0	53,2	5,6			
S-4-14	2,87	321						
Rec-4-14	2,98	301						
R-4-15 ^a	3,15	343	1,0	63,6	5,4	2,88	59,49	40,51
S-4-15	2,89	329				1,43	60,00	40,00
Rec-4-15	3,08	295				3,19	60,23	39,77
R-4-16	3,21	340	1,0	80,5	5,6			
S-4-16	2,97	333						
Rec-4-16	3,23	290						
R-4-17	3,38	349	1,0	70,1	5,2			
S-4-17	3,43	344			3,2			
Rec-4-17	3,14	283			9,9			
R-4-18	3,35	326	1,0	76,6	6,7			
S-4-18	3,21	337			3,7			
Rec-4-18	3,39	310			11,3			

Annexe 4C: Résultats d'analyses pour le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décanteur (S) et la boue recyclée pour le temps de séjour de 4 jours.

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
R-4-19	3,37	277	1,0	54,5	5,6			
S-4-19	3,23	257						
Rec-4-19	3,41	256						
R-4-20	3,38	276	1,0	39,0	5,9			
S-4-20	3,25	281						
Rec-4-20	3,40	263						
R-4-21	3,20	265	1,0	59,7	5,0			
S-4-21	3,10	299						
Rec-4-21	3,31	291						
R-4-22	3,28	320	1,0	59,7	5,5			
S-4-22	3,25	336						
Rec-4-22	3,40	288						
R-4-23	3,25	393	1,0	81,8	7,5			
S-4-23	3,29	370						
Rec-4-23	3,35	309						
R-4-24	3,19	312	1,0	64,9	6,1			
S-4-24	3,26	310			1,8			
Rec-4-24	3,35	271			9,8			
R-4-25	3,17	244	1,0	67,5	7,1			
S-4-25	3,29	242						
Rec-4-25	3,17	238						

a: Problèmes avec le contrôleur de pH.

Annexe 4D: Résultats d'analyses des métaux solubilisés en mg L⁻¹ et en % pour le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décanteur (S) et la boue recyclée (Rec) pour le temps de séjour de 4 jours.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
R-4-5	--	--	2,43	47,2	0,36	42,9	--	--	0	0	0	0
S-4-5	--	--	2,42	47,0	0,34	40,5	--	--	0	0	0	0
R-4-6	--	--	2,41	46,8	0,34	40,5	--	--	0	0	0	0
S-4-6	--	--	2,42	47,0	0,36	42,9	--	--	0	0	0	0
R-4-7	1,76	32,4	2,42	47,0	0,34	40,5	--	--	0	0	0	0
S-4-7	--	--	--	--	--	--	--	--	0	0	0	0
R-4-8	2,96	54,4	4,30	83,5	0,58	69,0	--	--	0	0	0	0
S-4-8	--	--	--	--	--	--	--	--	0	0	0	0
R-4-9	3,02	55,5	4,63	89,9	0,51	60,7	0,2		0	0	0	0
S-4-9	3,18	58,5	4,80	93,2	0,41	48,8	0,1 Plus		0,07	1,1	0	0
R-4-10	3,23	59,4	4,93	95,7	0,34	40,5	3,4 de		0,02	0,3	0	0
S-4-10	3,48	64,0	4,90	95,2	0,47	56,0	2,7 100%		0,09	1,4	0	0
R-4-11	3,03	55,7	3,64	70,7	0,33	39,3	2,6 dû		0	0	0	0
S-4-11	3,62	66,5	4,90	95,2	0,45	53,6	3,1 à		0	0	0	0
R-4-12	3,36	61,8	5,15	100	0,44	52,4	2,2 CON		0	0	0	0
S-4-12	3,51	64,5	--	--	0,57	67,9	2,9 TA		0	0	0	0
R-4-13	3,35	61,6	3,81	74,0	0,41	48,8	1,8 MI		0,02	0,3	0	0
S-4-13	3,35	61,5	--	--	0,56	66,7	2,7 NA		0,01	0,2	0	0
R-4-14	1,51	27,8	3,92	76,0	0,52	61,9	1,5 TION		0	0	0	0
S-4-14	2,35	43,2	3,81	74,0	0,48	57,1	2,1		0	0	0	0
R-4-15	1,69	31,1	4,61	89,6	0,47	56,0	1,2 DE		0	0	0	0
S-4-15	2,39	43,9	5,20	100	0,53	63,1	2,0		0	0	0	0
R-4-16	2,49	45,8	5,18	100	0,52	61,9	1,0 SOU		0	0	0	0
S-4-16	2,51	46,1	5,15	100	0,45	53,6	1,7 RCE		0	0	0	0
R-4-17	1,42	26,1	3,75	72,9	0,45	53,6	0,7		0	0	0	0
S-4-17	1,42	26,1	3,00	58,3	0,39	46,4	1,5 IN		0	0	0	0
R-4-18	2,24	41,2	3,91	75,8	0,35	41,7	0,5 CON		0	0	0	0
S-4-18	1,43	26,3	5,20	100	0,47	56,0	1,3 NUE		0	0	0	0
R-4-19	1,83	33,6	5,15	100	0,35	41,7	0,5		0	0	0	0
S-4-19	1,49	27,4	5,15	100	0,45	53,6	1,2		0	0	0	0
R-4-20	1,90	34,9	5,20	100	0,32	38,1	0,4		0	0	0	0
S-4-20	1,39	25,5	5,10	99,0	0,41	48,8	1,1		0	0	0	0
R-4-21	2,30	42,3	5,15	100	0,32	38,1	0,4 CON		0	0	0	0
S-4-21	1,72	31,6	5,00	97,1	0,41	48,8	1,1 TA		0	0	0	0
R-4-22	1,65	30,3	5,04	97,8	0,37	44,0	0,3 MI		0	0	0	0
S-4-22	1,36	25,0	5,20	100	0,50	59,5	0,8 NA		0	0	0	0
R-4-23	1,57	28,9	4,42	85,7	0,31	36,9	0,2 TION		0	0	0	0
S-4-23	1,40	25,7	5,10	99	0,42	50,0	0,6		0	0	0	0
R-4-24	1,59	29,2	5,15	100	0,30	35,7	0,2		0	0	0	0
S-4-24	1,45	26,7	5,30	100	0,37	44,0	0,5		0	0	0	0

Boue d'alimentation

mg L⁻¹

Moyenne	27,20	25,75	0,84	0,10	6,40	1,37
---------	-------	-------	------	------	------	------

^a = en mg L⁻¹

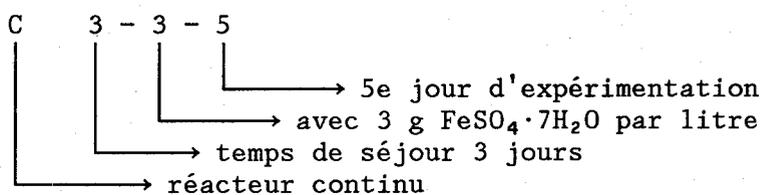
^b = diluée par 5, donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation.

ANNEXE 5

Annexe 5A: Résultats d'analyses pour le réacteur en continu (C) et l'alimentation (A) pour le temps de séjour de 3 jours avec 3 g FeSO₄·7 H₂O L⁻¹

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
C-3-3-1	2,85	518	0,7	84,4		2,78	47,78	51,22
C-3-3-2	2,90	522	0,7	81,8	3,0	2,82	48,68	51,32
C-3-3-3	2,84	533	0,7	74,0	3,9	2,80	47,37	52,63
C-3-3-4	2,85	422	0,7	81,8	3,1	2,87		
C-3-3-5	2,89	513	0,7	58,4	3,1	2,82		
C-3-3-6	2,86	498	0,7	80,5	3,2	2,75		
C-3-3-7	2,93	515	0,7	75,3				
C-3-3-8	2,90	526	0,7	77,9	3,7	2,83	49,38	50,62
C-3-3-9	2,85	548	0,7	75,3	3,3			
C-3-3-10	2,84	514	0,7	75,3	3,5	2,95	43,33	56,67
C-3-3-11	2,87	538	0,7	75,3	3,4	2,94	43,18	56,82
C-3-3-12	2,80	529	0,7	76,6	3,4			
A-1	3,87	192				2,86	48,28	51,72
A-2	3,95	130				2,79	50,00	50,00
A-3	3,96	130				2,94	48,39	51,61
A-4	3,87	203				2,81	47,78	52,22
A-5	4,15	125				2,95		
A-6		270				2,99		
A-7	4,05	245						
A-8	3,99	285				2,62	47,56	52,44
A-9	3,80	277						
A-10	4,02	206				2,94	48,39	51,61
A-11	3,80	247						
A-12	4,00	180						

Légende:



Annexe 5B: Résultats d'analyses des métaux solubilisés et des métaux dans la boue utilisée pour le réacteur en continu et l'alimentation pour le temps de séjour 3 jours et 3 g FeSO₄·7H₂O l⁻¹

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
C-3-3-1	2,79	55,1	3,21	78,9	0,60	74,1	0,09	75,0	0,16	3,0	0,05	4,0
C-3-3-2	2,78	54,9	3,28	80,6	0,74	91,4	0,08	66,7	0,19	3,6	0,05	4,0
C-3-3-3	2,94	58,1	3,24	79,6	0,75	92,6	0,08	66,7	0,15	2,8	0	0
C-3-3-4	2,85	56,3	3,21	78,9	0,77	95,1	0,08	66,7	0,15	2,8	0,01	0,8
C-3-3-5	2,93	57,9	3,19	78,4	0,74	91,4	0,09	75,0	0,12	2,3	0,06	4,8
C-3-3-6	2,94	58,1	3,14	77,2	0,75	92,6	0,08	66,7	0,12	2,3	0,04	3,2
C-3-3-7	2,86	56,5	3,24	79,6	0,77	95,1	0,05	41,7	0,09	1,7	0,04	3,2
C-3-3-8	3,07	60,7	3,22	79,1	0,79	97,5	0,08	66,7	0,17	3,2	0,04	3,2
C-3-3-9	3,08	60,9	3,20	78,6	0,77	95,1	0,08	66,7	0,16	3,0	0,03	2,4
C-3-3-10	3,22	63,6	3,25	79,9	0,75	92,6	0,07	58,3	0,12	2,3	0,05	4,0
C-3-3-11	3,13	61,9	3,09	75,9	0,76	93,8	0,08	66,7	0,11	2,1	0,04	3,2
C-3-3-12	3,16	62,5	3,06	75,2	0,79	97,5	0,08	66,7	0,08	1,5	0,04	3,2

Boue d'alimentation

mg L⁻¹

25,30	20,35	0,81	0,12	5,33	1,26
-------	-------	------	------	------	------

Solubilisation dans l'alimentation

	X1	% Sol	X1	% Sol	X1	% Sol						
A-2	0,08	1,6	3,58	17,6	0,50	61,7	0,07	58,3	0	0	0,06	4,8
A-3	0,06	1,2	2,40	11,8	0,50	61,7	0,06	50,0	0	0	0,05	4,0
A-4	0,07	1,4	4,05	19,9	0,40	49,4	--	--	0	0	0,05	4,0
A-5	0,09	1,8	4,28	21,0	0,40	49,4	0,06	50,0	0	0	0,05	4,0
A-6	0,07	1,4	6,05	29,7	0,35	43,2	0,10	83,3	0	0	0,03	2,4
A-7	0,06	1,2	5,49	27,0	0,42	51,9	0,09	75,0	0	0	0,03	2,4
A-8	0,04	0,8	5,85	28,8	0,45	55,6	--	--	0	0	0,02	1,6
A-9	0,05	1,0	5,63	27,7	0,40	49,4	0,02	16,7	0	0	0,04	3,2
A-10	0,05	1,0	5,28	25,9	0,38	46,9	0	0	0	0	0,01	0,8
A-11	0,07	1,4	5,51	27,1	0,37	45,7	0	0	0	0	0,02	1,6
A-12	0,06	1,2	5,07	24,9	0,38	46,9	0	0	0	0	0,01	0,8

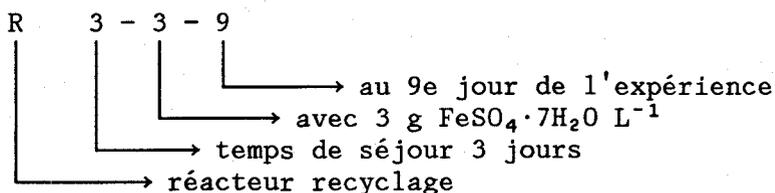
^a = en mg L⁻¹

^b = dilution par 5 donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation.

Annexe 5C: Résultats d'analyses pour le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décanteur (S) et la boue recyclée (Rec) pour le temps de séjour de 3 jours avec 3 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre.

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population bactérienne 10 ⁹ ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
R-3-3-1	2,88	482	1,0	80,5		2,85	50,60	49,40
S-3-3-1	3,06	334				1,36	52,63	47,37
Rec-3-3-1	3,06	323				3,30	49,51	50,49
R-3-3-2	2,91	516	1,0	71,4	3,4	3,04	50,00	50,00
S-3-3-2	2,94	455			1,4	1,12	47,22	52,78
Rec-3-3-2	3,07	324			5,0	3,09	54,12	45,88
R-3-3-3	2,82	530	1,0	51,9	4,6	2,97	50,63	49,37
S-3-3-3	2,87	446						
Rec-3-3-3	2,98	325						
R-3-3-4	2,82	518	1,0	75,3	3,6			
S-3-3-4	2,86	444						
Rec-3-3-4	2,92	360						
R-3-3-5	2,93	515	1,0	87,0	3,9			
S-3-3-5	2,94	467			2,5			
Rec-3-3-5	3,03	353			4,6			
R-3-3-6	2,86	514	1,0	77,9				
S-3-3-6								
Rec-3-3-6	2,99	309						
R-3-3-7	2,99	519	1,0	89,6	3,6			
S-3-3-7	2,96	478						
Rec-3-3-7	3,10	348						
R-3-3-8	2,92	535	1,0	80,5	4,5	3,33	43,12	56,88
S-3-3-8	3,02	522			1,6	0,88	57,69	42,31
Rec-3-3-8	3,06	365			5,2			
R-3-3-9	2,89	545	1,0	64,9	4,5			
S-3-3-9								
Rec-3-3-9	3,08	342						
R-3-3-10	2,96	476	1,0	64,9	5,3	3,02	43,48	56,52
S-3-3-10	3,00	485				1,10	46,87	53,13
Rec-3-3-10	3,37	310				3,58	47,00	53,00
R-3-3-11	2,95	478	1,0	62,3	5,0			
S-3-3-11	2,95	493						
Rec-3-3-11	3,28	310						
R-3-3-12	2,87	505	1,0	60,4	5,0			
S-3-3-12	3,03	448						
Rec-3-3-12	2,98	360						

Légende:



Annexe 5D: Résultats d'analyses de solubilisation des métaux pour le réacteur avec recyclage (R), le surnageant du décanteur (S) et la boue recirculée (Rec) pour le temps de séjour de 3 jours avec 3 g FeSO₄·7H₂O l⁻¹

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
R-3-3-1	2,50	49,4	2,90	71,2	0,50	61,7	0,08	66,7	0,07	1,3	0	0
S-3-3-1	2,18	43,1	3,11	76,4	0,50	61,7	0,08	66,7	0,07	1,3	0,07	5,6
Rec-3-3-1	1,94	38,3	2,90	71,2	0,38	46,9	0,07	58,3	0,08	1,5	0,03	2,4
R-3-3-2	2,54	50,8	2,89	71,0	0,60	74,1	0,07	58,3	0,11	2,1	0,02	1,6
S-3-3-2	2,50	49,4	3,12	76,7	0,65	80,2	0,08	66,7	0,13	2,4	0,04	3,2
Rec-3-3-2	2,08	41,1	2,95	72,5	0,40	49,4	0,07	58,3	0,05	0,9	0,03	2,4
R-3-3-3	2,48	49,1	3,02	74,2	0,75	92,6	0,07	58,3	0,11	2,1	0,02	1,6
S-3-3-3	2,56	50,6	3,17	77,9	0,70	86,4	0,07	58,3	0,15	2,8	0,01	0,8
Rec-3-3-3	2,17	42,9	2,92	71,7	0,55	67,9	0,06	50,0	0,14	2,6	0	0
R-3-3-4	2,51	49,6	2,83	69,5	0,78	96,3	0,07	58,3	0,17	3,2	0	0
S-3-3-4	2,26	44,7	2,99	73,5	0,78	96,3	0,07	58,3	0,15	2,8	0	0
Rec-3-3-4	2,13	42,1	2,84	69,8	0,64	79,1	0,08	66,7	0,13	2,4	0	0
R-3-3-5	2,61	51,6	2,91	71,5	0,79	97,5	0,07	58,3	0,15	2,8	0	0
S-3-3-5	2,37	46,8	2,94	72,2	0,76	93,8	0,08	66,7	0,13	2,4	0,04	3,2
Rec-3-3-5	2,42	47,8	2,97	73,0	0,75	92,6	0,08	66,7	0,10	1,9	0,04	3,2
R-3-3-6	2,45	48,4	2,81	69,0	0,78	96,3	0,06	50,0	0,18	3,4	0,04	3,2
S-3-3-6	1,09	25,5	2,60	63,9	0,80	98,8	0,07	58,3	0,04	0,7	0,02	1,6
Rec-3-3-6	2,09	41,3	2,87	70,5	0,78	96,3	0,07	58,3	0,08	1,5	0,04	3,2
R-3-3-7	2,30	45,4	2,58	63,4	0,80	98,8	0,05	41,7	0,19	3,6	0,01	0,8
S-3-3-7	2,44	48,2	2,96	72,7	0,80	98,8	0,05	41,7	0,05	0,9	0,08	6,3
Rec-3-3-7	2,26	44,7	2,68	73,2	0,75	92,6	0,05	41,7	0,09	1,7	0,05	4,0
R-3-3-8	2,64	52,2	2,84	69,8	0,75	92,6	0,07	58,3	0,12	2,2	0,05	4,0
S-3-3-8	2,35	46,4	2,84	69,8	0,79	97,5	0,08	66,7	0,05	0,9	0,07	5,6
Rec-3-3-8	2,48	49,0	2,74	67,3	0,77	95,1	0,08	66,7	0,13	2,4	0,05	4,0
R-3-3-9	2,65	52,4	2,69	66,1	0,73	90,1	0,08	66,7	0,11	2,1	0,01	0,8
S-3-3-9	0,07	1,4	1,19	29,2	0,78	96,3	0,02	16,7	0	0	0	0
Rec-3-3-9	2,39	47,2	2,68	65,9	0,78	96,3	0,08	66,7	0,09	1,7	0,04	3,2
R-3-3-10	2,48	49,0	2,49	61,2	0,74	91,4	0,08	66,7	0,05	0,9	0,04	3,2
S-3-3-10	2,64	52,2	2,73	67,1	0,77	95,1	0,08	66,7	0,09	1,7	0,06	4,8
Rec-3-3-10	1,37	27,1	2,48	60,9	0,80	98,8	0,01	8,3	0,08	1,5	0,06	4,8
R-3-3-11	2,33	46,1	2,58	63,4	0,79	97,5	0,08	66,7	0,08	1,5	0,01	0,8
S-3-3-11	2,66	52,6	2,71	66,6	0,79	97,5	0,08	66,7	0,06	1,1	0	0
Rec-3-3-11	1,56	30,8	2,45	60,2	0,77	95,1	0,06	50,0	0,04	0,7	0,05	4,0
R-3-3-12	2,69	53,2	2,68	65,8	--	--	--	--	0,05	0,9	0,04	3,2
S-3-3-12	1,81	35,8	2,51	61,7	0,77	95,1	0,08	66,7	0,10	1,9	0,01	0,8
Rec-3-3-12	2,74	54,2	2,83	69,5	0,78	96,3	0,08	66,7	0,10	1,9	0,05	1,0

Boue d'alimentation

mg L⁻¹

25,30	20,35	0,81	0,12	5,33	1,26
-------	-------	------	------	------	------

a = en mg L⁻¹

b = dilué par un facteur 5 donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation (% Sol).

Annexe 5E: Détermination de K_{La} ; réacteur continu

$\tau = 3$ jours
 $[\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}] = 3\text{g L}^{-1}$

$T = 30^\circ\text{C}$
 Agitation = 425 rpm

$[\text{O}_2]_{\text{sat}} = 7.7\text{ mg L}^{-1}$

Essai #1		Essai #2		Essai #3	
Temps (min.)	C (mg L ⁻¹)	Temps (min.)	C (mg L ⁻¹)	Temps (min.)	C (mg L ⁻¹)
0	1,20	0	1,6	0	0,70
1	1,80	0,5	1,90	0,5	1,00
2	2,10	1,0	2,15	1,0	1,20
3	2,50	1,5	2,40	1,5	1,40
4	2,70	2,0	2,65	2,0	1,60
5	2,80	2,5	2,90	2,5	1,90
6	3,05	3,0	3,10	3,0	2,05
7	3,15	3,5	3,30	3,5	2,20
8	3,30	4,0	3,50	4,0	2,40
9	3,50	4,5	3,65	4,5	2,60
10	3,60	5,0	3,80	5,0	2,75
11	3,70	5,5	4,00	5,5	2,85
12	3,80	6,0	4,15	6,0	3,00
13	3,88	6,5	4,30	6,5	3,10
14	3,95	7,0	4,40	7,0	3,25
15	4,05			7,5	3,40
16	4,10			8,0	3,50
17	4,18				
20	4,28				

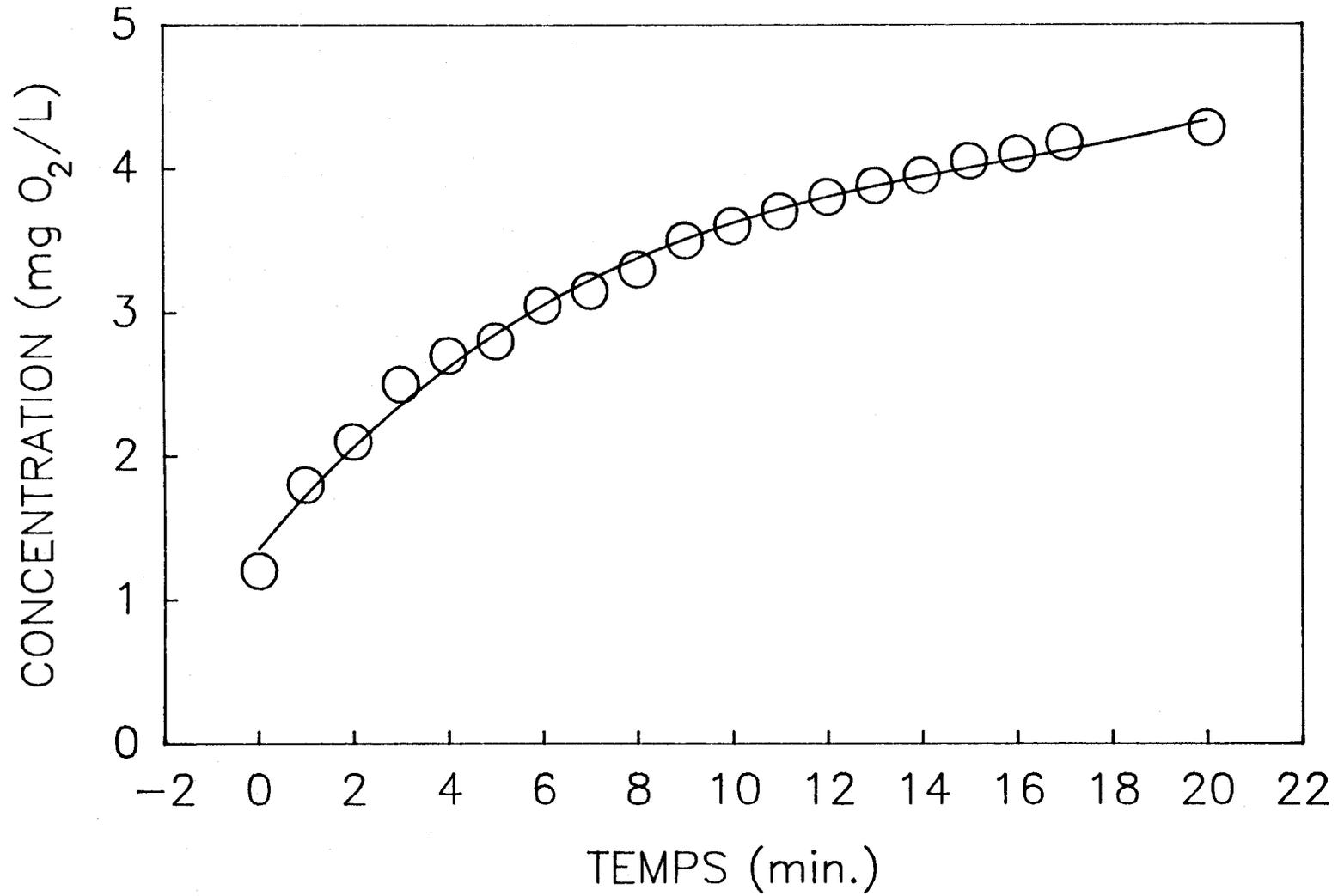
Pentes des graphiques C en fonction de t:

C	Pente dC/dt	C	Pente dC/dt	C	Pente dC/dt
2,05	0,37	1,90	0,58	1,20	0,44
3,05	0,18	2,20	0,56	1,70	0,42
3,60	0,11	2,50	0,43	2,35	0,35
3,95	0,07	3,10	0,39	2,60	0,30
4,30	0,04	3,65	0,32	3,00	0,27
		4,15	0,27	3,25	0,23
		3,30	0,37		
		3,0	0,41		
		2,75	0,41		

REACTEUR CONTINU, DETERMINATION DE $K_L a$

ESSAI # 1

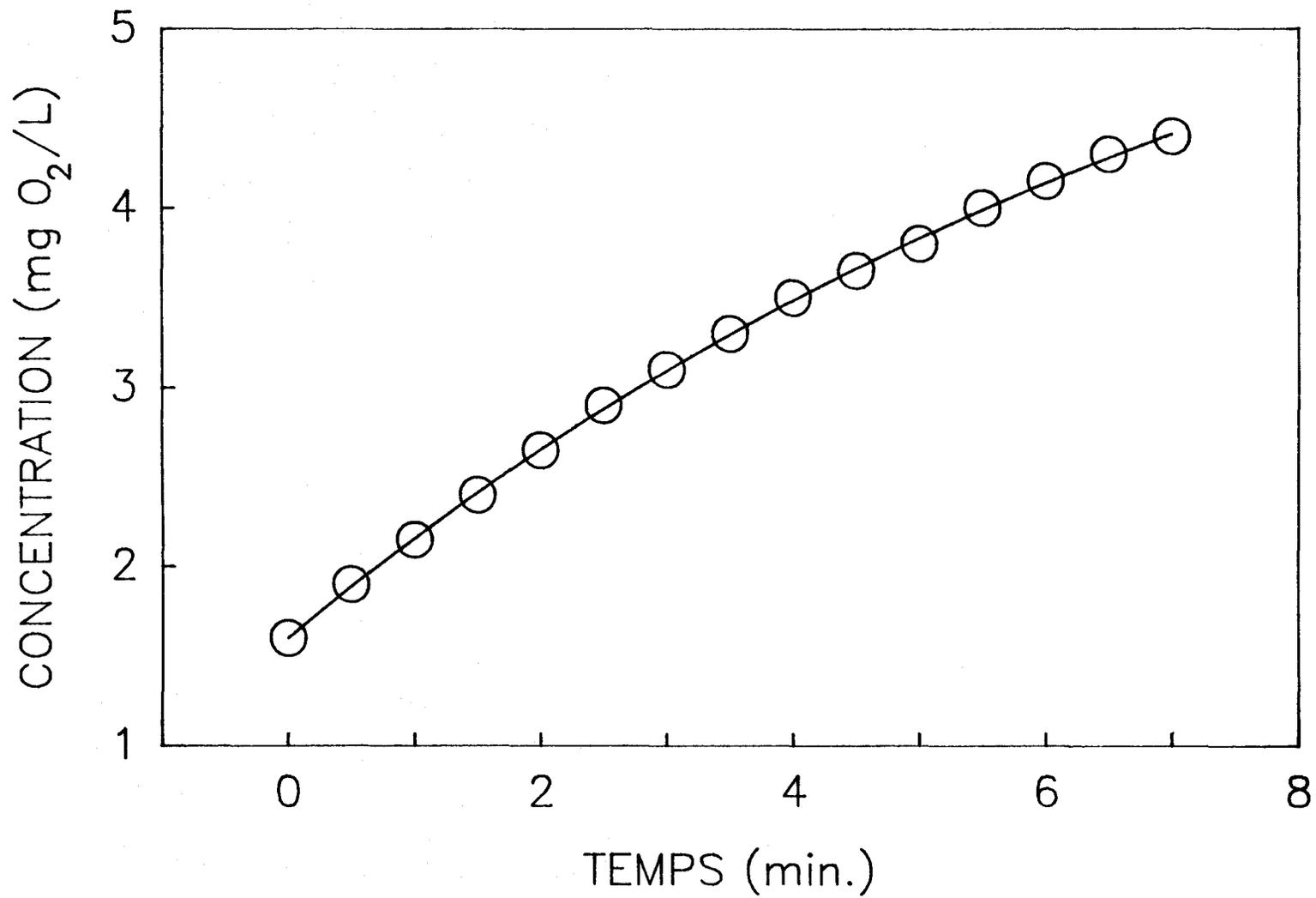
CONCENTRATION O_2 VS TEMPS



REACTEUR CONTINU, DETERMINATION DE $K_L a$

ESSAI # 2

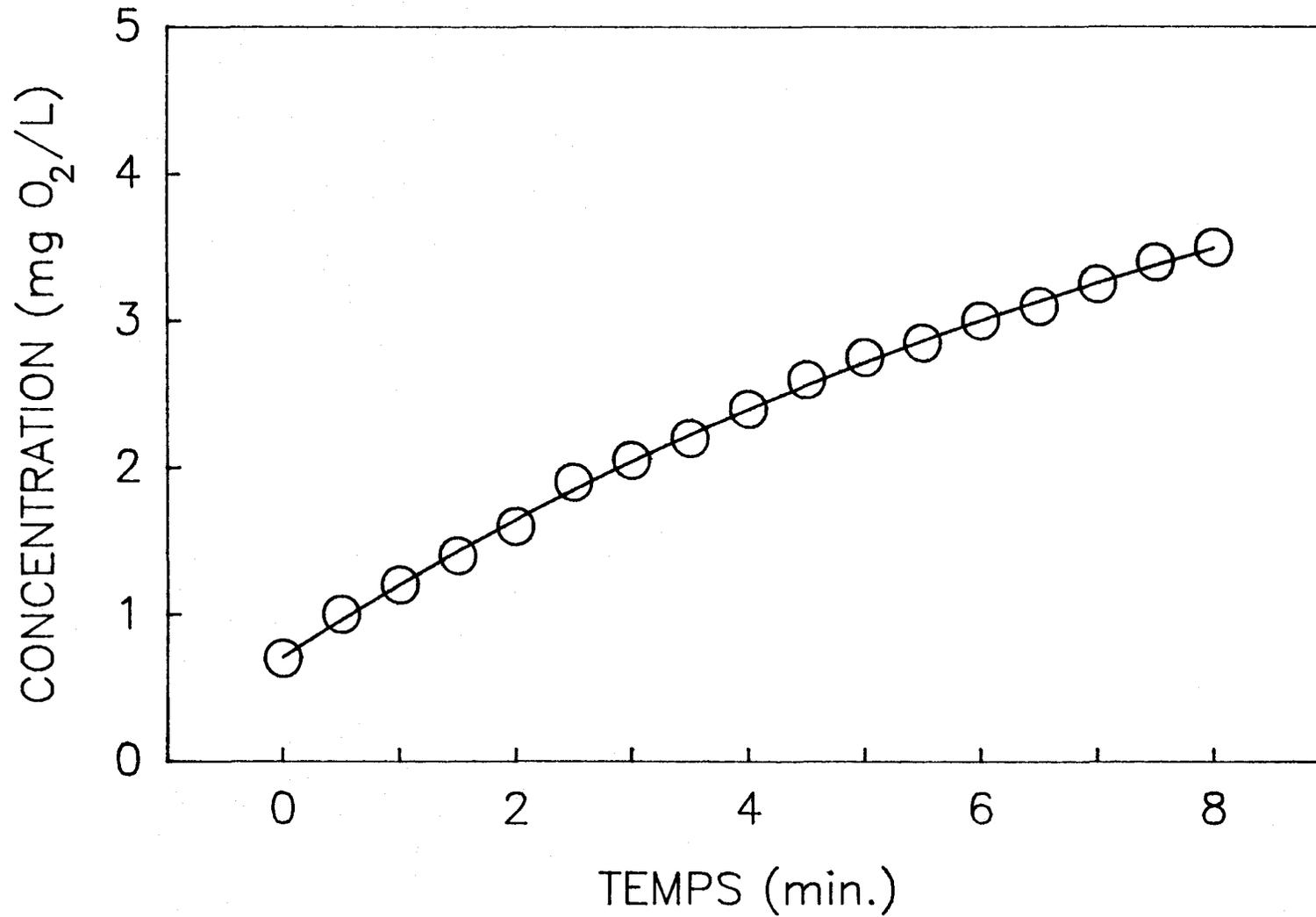
CONCENTRATION O_2 VS TEMPS



REACTEUR CONTINU, DETERMINATION DE $K_L a$

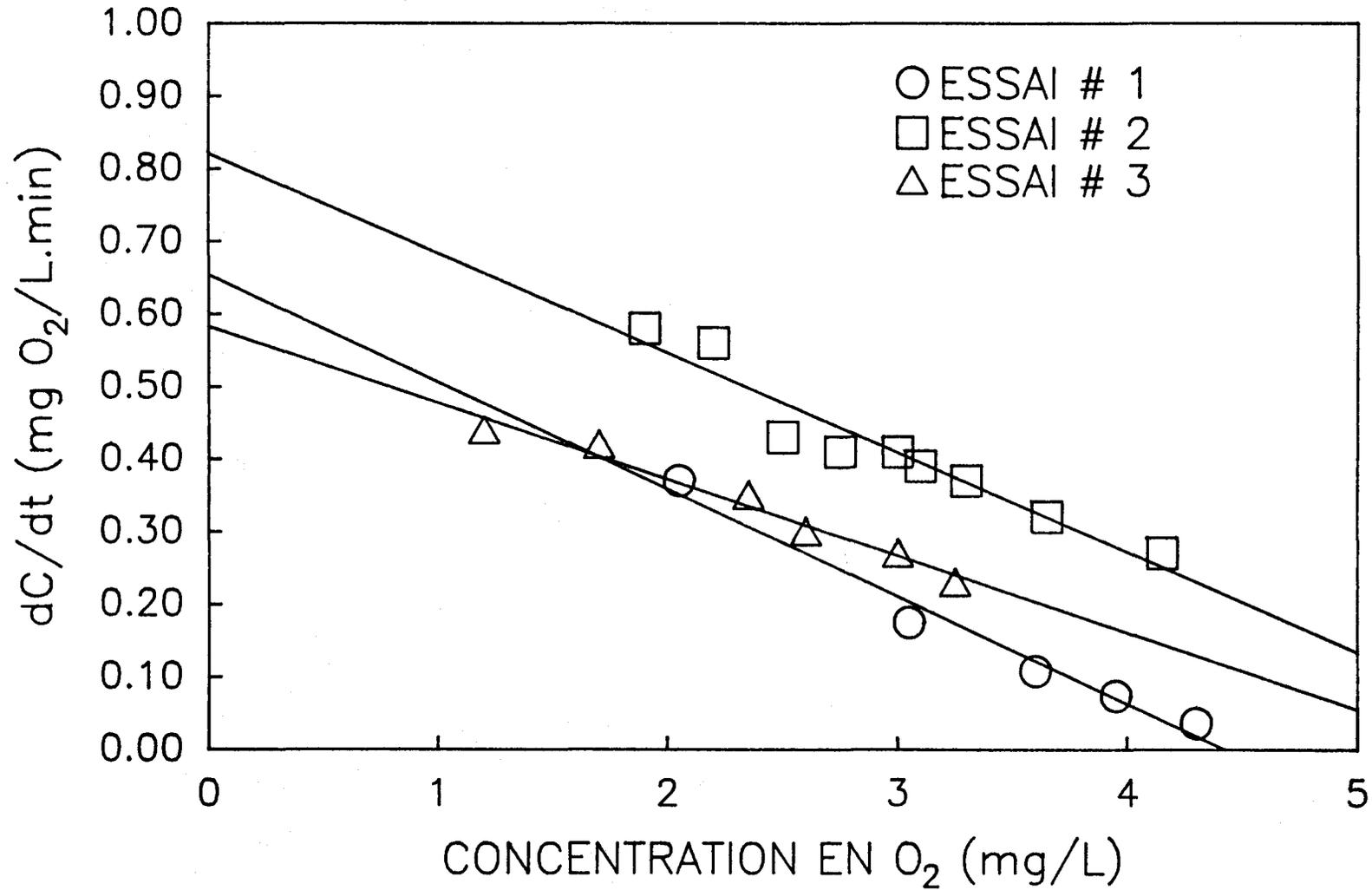
ESSAI # 3

CONCENTRATION O_2 VS TEMPS



REACTEUR CONTINU, DETERMINATION DE $K_L a$

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 5F: Détermination de K_{La} ; réacteur avec recyclage

$\tau = 3$ jours
 $[\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}] = 3 \text{ g L}^{-1}$

$T = 30^\circ\text{C}$
 Agitation = 425 rpm

$[\text{O}_2]_{\text{sat}} = 7.7 \text{ mg L}^{-1}$

Essai #1

Temps (min.)	$[\text{O}_2]$ (mg L ⁻¹)
0	1,10
1	1,55
2	1,95
3	2,40
4	2,80
5	3,10
6	3,35
7	3,60
8	3,85
9	4,00
10	4,20
13	4,50
15	4,75
20	5,00
25	5,20
30	5,40

Essai #2

Temps (min.)	$[\text{O}_2]$ (mg L ⁻¹)
0	2,10
0,5	2,35
1,0	2,80
1,5	3,00
2,0	3,05
2,5	3,20
3,0	3,40
3,5	3,60
4,0	3,75
4,5	3,95
5,0	4,10
5,5	4,25
6,0	4,40
6,5	4,55
7,0	4,65
7,5	4,75

Essai #3

Temps (min.)	$[\text{O}_2]$ (mg L ⁻¹)
0	1,80
0,5	2,05
1,0	2,30
1,5	2,50
2,0	2,75
2,5	3,00
3,0	3,20
3,5	3,40
4,0	3,60
4,5	3,75
5,0	3,95
5,5	4,10
6,0	4,25
6,5	4,40
7,0	4,50
7,5	4,65
8,0	4,75

Pentes des graphiques C en fonction de t:

C	Pente dC/dt
1,60	0,46
2,80	0,34
3,35	0,24
3,95	0,16
4,50	0,11
4,90	0,05
5,25	0,04

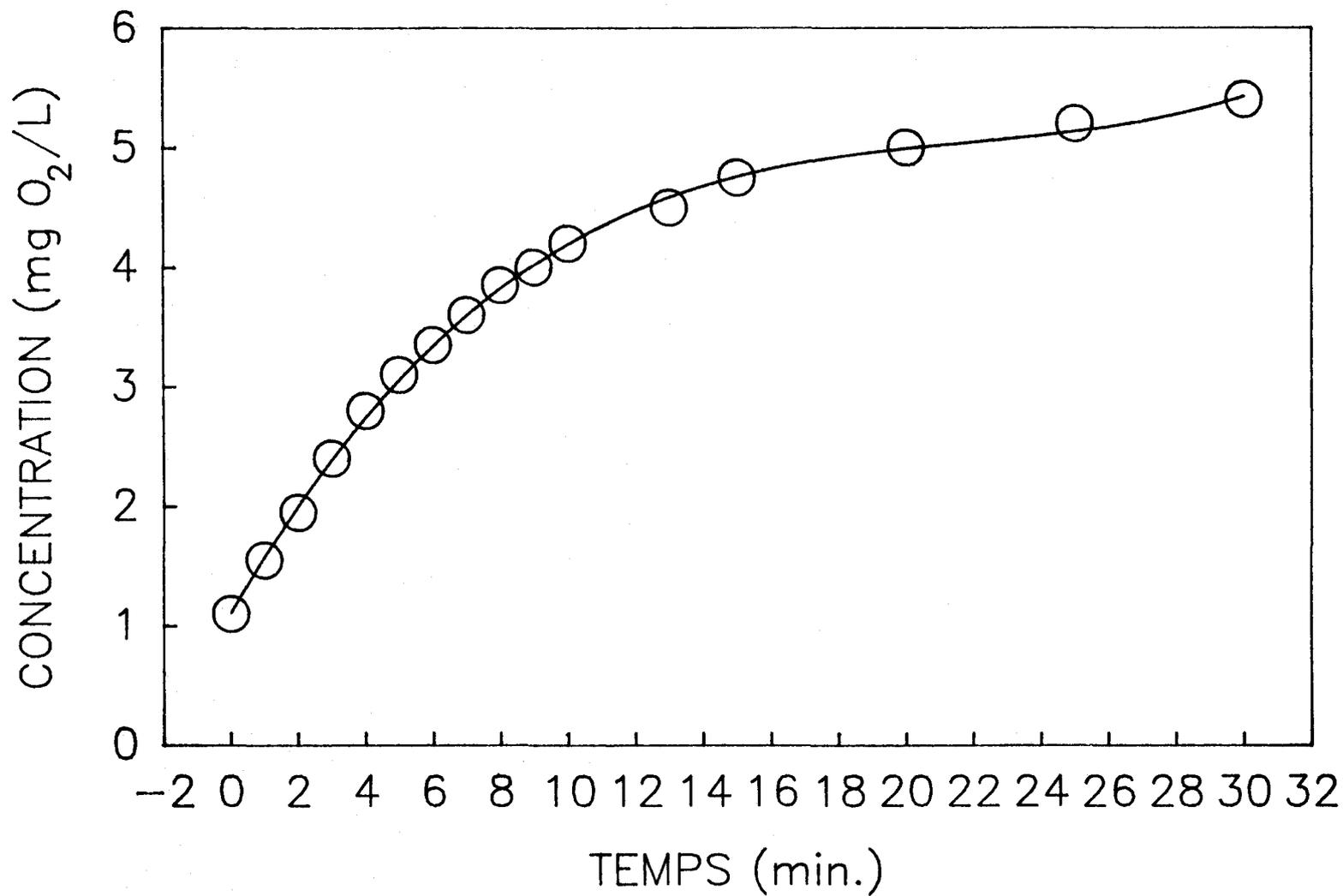
C	Pente dC/dt
2,35	0,57
2,90	0,48
3,25	0,38
3,50	0,33
4,10	0,29
4,65	0,23

C	Pente dC/dt
2,30	0,52
2,75	0,43
3,25	0,41
3,75	0,34
4,25	0,30
4,65	0,24

REACTEUR RECYCLAGE, DETERMINATION DE $K_L a$

ESSAI #1

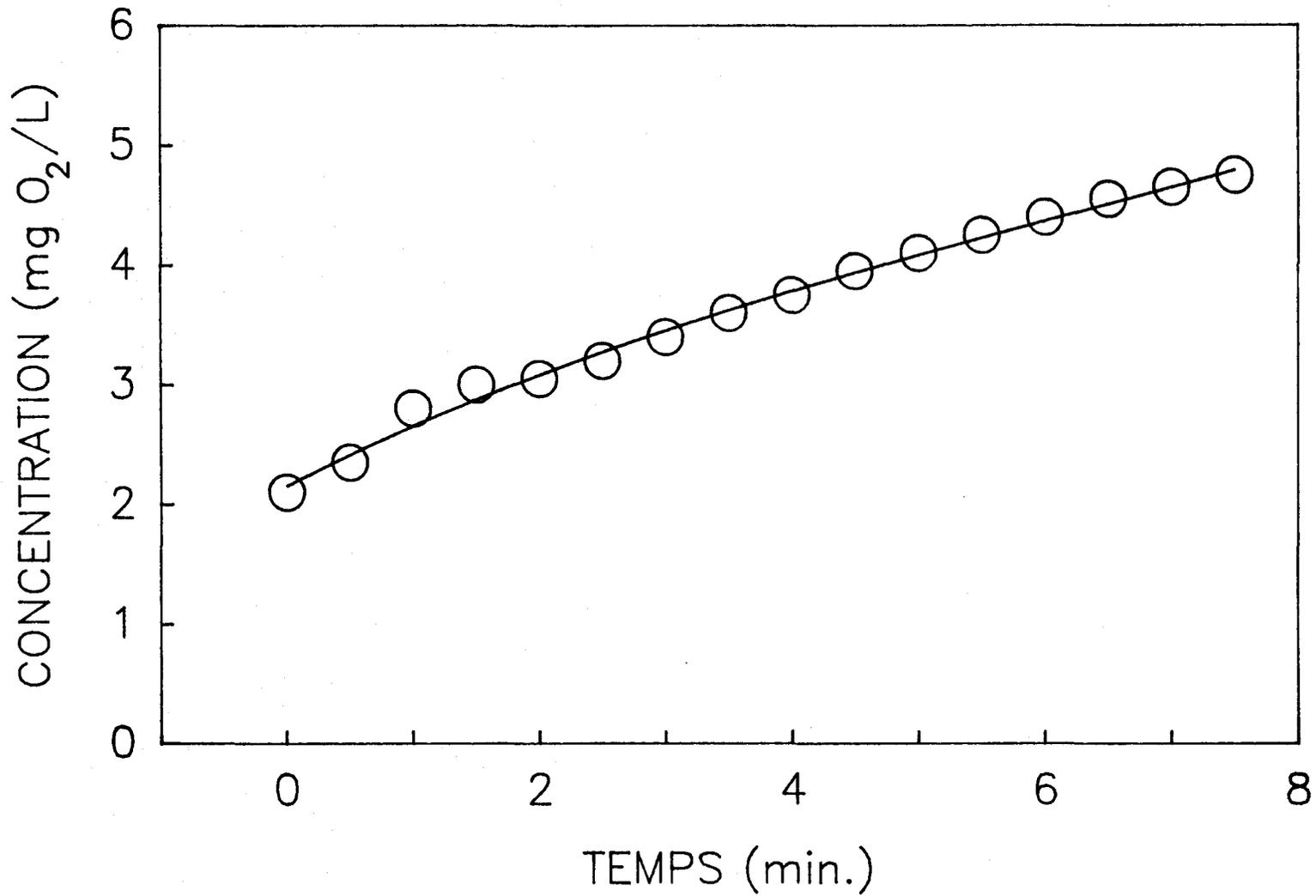
CONCENTRATION O_2 VS TEMPS



REACTEUR RECYCLAGE, DETERMINATION DE $K_L a$

ESSAI # 2

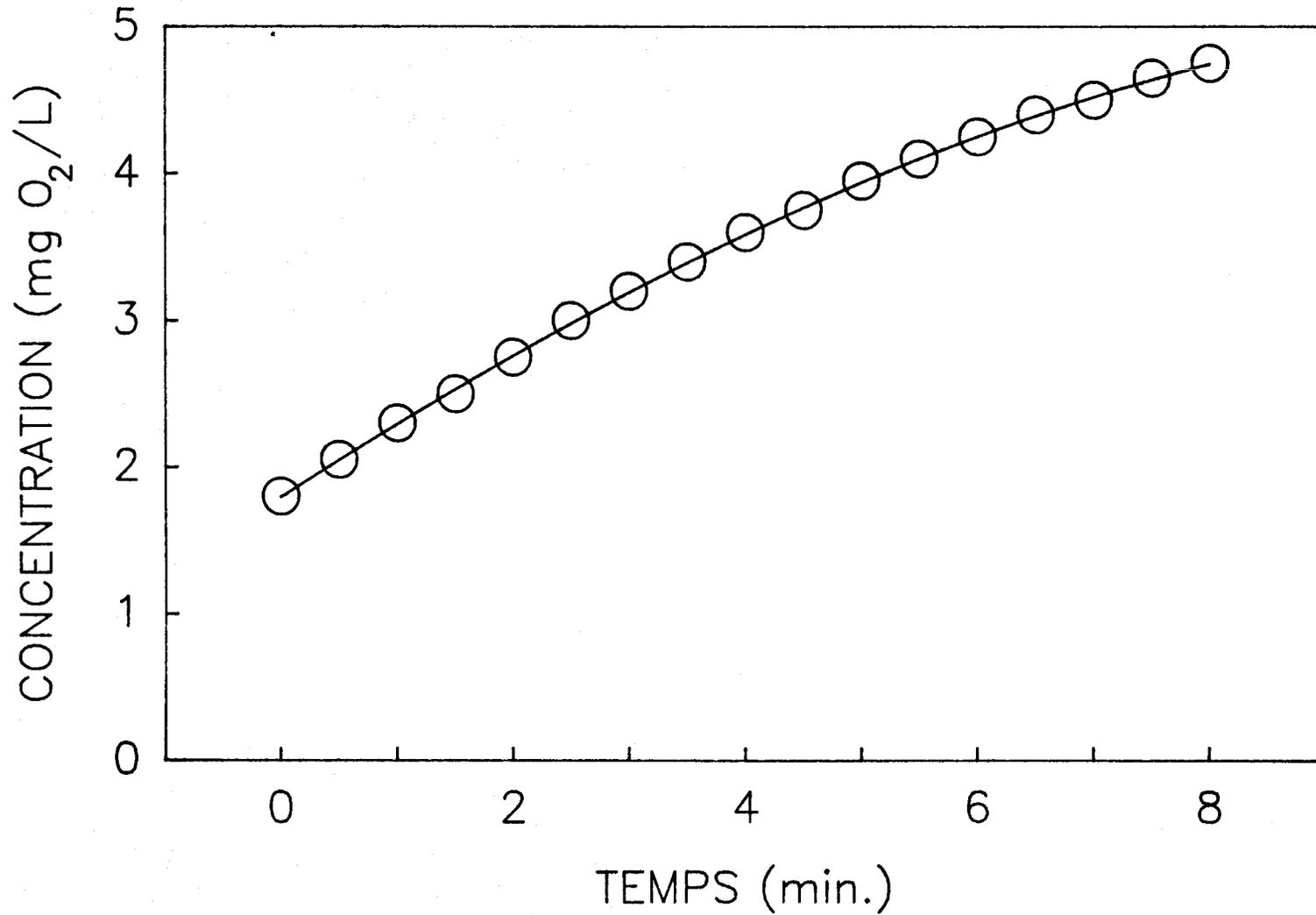
CONCENTRATION O_2 VS TEMPS



REACTEUR RECYCLAGE, DETERMINATION DE $K_L a$

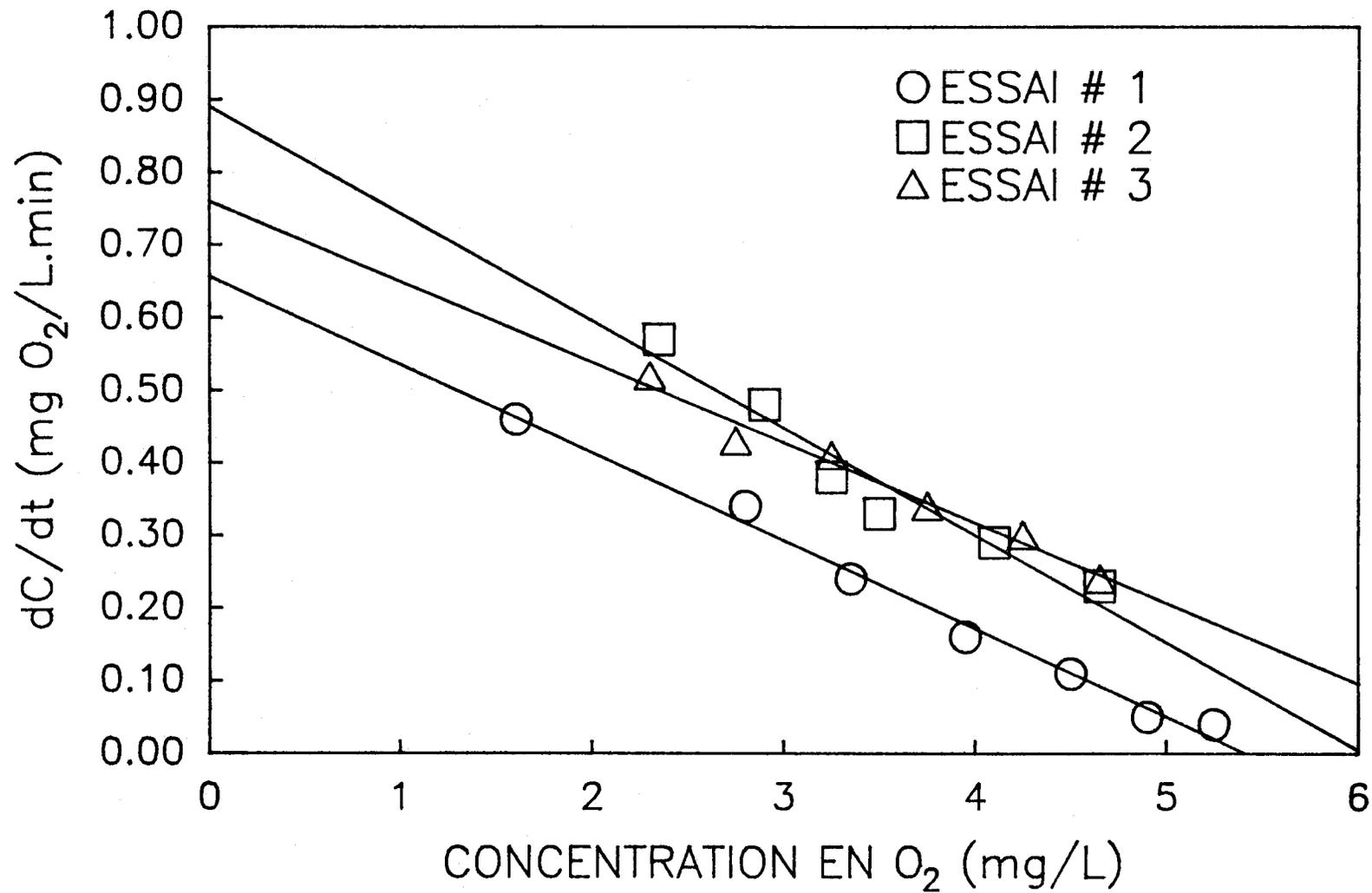
ESSAI # 3

CONCENTRATION O_2 VS TEMPS



REACTEUR RECYCLAGE, DETERMINATION DE $K_L a$

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 5G: Volume des boues décantées (VBC) et indice du volume (IVB) des boues pour le réacteur continu, temps de séjour 3 jours et 3 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O.

temps (min.)	Essai du C-3-3-10			Essai du C-3-3-12		
	% ST	VBC (ml)	% ST surnageant	% ST	VBC (ml)	% ST surnageant
0	2.69	900		2.96	900	
15		875			890	
20		840			880	
30		790			860	
45		740			825	
60		680			755	
90		625			720	
120		570			650	
150		525			590	
180		500			550	
210		480			500	
240		475			475	
300		--	0.83		450	0.89

IVB
ml/g

32,63

30.96

IVB moyen = 31.80 ml/g
% ST moyen du surnageant = 0.86 %

Annexe 5H: Volume des boues décantées (VBC) et indice du volume (IVB) des boues pour le réacteur avec recyclage au temps de séjour 3 jours avec 3 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O.

temps (min.)	Essai du R-3-3-10			Essai du R-3-3-12		
	% ST	VBC (ml)	% ST surnageant	% ST	VBC (ml)	% ST surnageant
0	2.61	900		2.71	900	
15		850			865	
20		800			830	
30		750			775	
45		690			720	
60		640			675	
90		565			600	
120		500			550	
150		500			500	
180		475			475	
210		450			--	
240		425			450	
300		--	0.88		450	0.84
IVB ml/g		31.92			31.77	
IVB moyen = 31.85 ml/g % ST moyen du surnageant = 0.86 %						

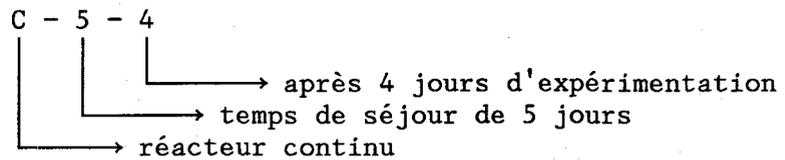
ANNEXE 6

Annexe 6A: Résultats d'analyses pour le réacteur en continu (C) au temps de séjour 5 jours avec 14 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

	pH	POR mV	Aération VVM	O ₂ % Sat.	Population ^a bactérienne 10^8 ind/ml	Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
C-5-1	3,10	290	1,0	96	4,5	-	-	-
C-5-2	3,00	179	1,0	-	-	-	-	-
C-5-3	2,95	295	1,0	8,9	-	-	-	-
C-5-4	3,10	257	1,0	8,9	5,7	-	-	-
C-5-5	2,39	355	1,0	8,9	9,1	-	-	-
C-5-6	2,60	265	1,0	8,9	8,0	-	-	-
C-5-7	2,83	243	1,0	15,4	7,4	3,21	68,09	31,91
C-5-8	3,17	172	1,0	-	8,5	-	-	-
C-5-9	3,15	228	1,0	8,9	-	-	-	-
C-5-10	3,17	230	1,0	12,8	9,6	-	-	-
C-5-11	2,70	368	1,0	7,7	5,8	-	-	-
C-5-12	2,84	360	1,0	12,8	8,1	3,24	63,04	36,96
C-5-13	2,72	290	1,0	25,6	-	3,45	65,31	34,69

^a : compté avec un hématymètre de profondeur 0,100 mm.

Légende:



Annexe 6B: Résultats d'analyses des métaux solubilisés pour le réacteur continu (C) au temps de séjour de 5 jours à 14 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
C-5-1	1,74	43,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C-5-2	1,76	43,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C-5-3	1,80	44,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C-5-4	0,73	18,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C-5-5	2,50	62,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C-5-6	1,25	31,2	1,31	50,0	-	-	-	-	-	-	-	-
C-5-7	0,22	5,5	2,10	80,2	-	-	-	-	0,12	4,4	-	-
C-5-8	0,10	2,5	1,59	60,7	-	-	-	-	0,12	4,4	-	-
C-5-9	0,13	3,2	2,05	78,2	0,40	61,5	0,01	5,9	0,02	0,7	0	0
C-5-10	0,08	2,0	1,63	62,2	0,46	70,8	0	-	0,11	4,1	0	0
C-5-11	0,83	20,7	1,43	54,6	0,43	66,2	0,01	5,9	0,00	4,1	0	0
C-5-12	2,21	55,1	2,45	93,5	0,48	73,8	0,01	5,9	0,05	1,9	0	0
C-5-13	1,63	40,6	2,45	93,5	0,37	56,9	0,01	5,9	0,09	3,3	0	0

Boue d'alimentation^a

Essai 1	4,10		2,60		0,72		0,18		2,94		0,34	
Essai 2	3,98		2,65		0,57		0,16		2,52		0,24	
Essai 3	3,96		2,62				0,17		2,65		0,25	
Moyenne	4,01		2,62		0,65		0,17		2,70		0,28	
	<u>x5</u>		<u>x5</u>		<u>x1</u>		<u>x1</u>		<u>x1</u>		<u>x1</u>	
	20,06		13,10		0,65		0,17		2,70		0,28	

a = en mg L⁻¹

b = dilué par 5 donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation.

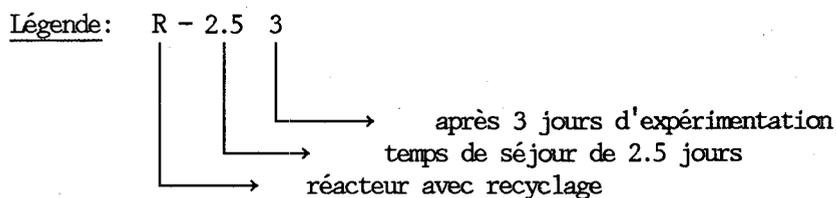
Annexe 6C: Résultats d'analyses pour le réacteur avec recyclage (R) et le surnageant du décanteur (S) au temps de séjour 2.5 jours avec 14 g L^{-1} de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

	pH	POR mV	Aération VM	O ₂ % Sat.	Population ^a bactérienne 10 ⁸ ind/ml			Solides totaux %	Solides volatiles %	Solides fixes %
					RÉACTEUR	SURNAGEANT	RECYCLAGE			
R-2.5-1	2,96	320	1,0	79,5	5,4	-	4,7			
S-2.5-1	3,00	234	-	-		4,8				
R-2.5-2	3,02	220	1,0	-	-	-	-			
S-2.5-2	2,77	230	-	-	-	-	-			
R-2.5-3	3,15	311	1,0	8,9	-	-	-			
S-2.5-3	3,05	261	-	-	-	-	-			
R-2.5-4 ^b	3,05	300	1,0	38,5	6,8	-	9,8			
S-2.5-4	3,16	250	-	-	-	5,78				
R-2.5-5	2,96	350	1,0	97,4	9,1	-	8,1			
S-2.5-5	3,12	284	-	-	-	-	-			
R-2.5-6	2,89	375	1,0	92,3	9,8	-	9,2			
S-2.5-6	2,99	315	-	-	-	8,51	-			
R-2.5-7	2,85	371	1,0	76,9	11,5	-	14,9	2,65	63,63	36,36
S-2.5-7	2,89	284	-	-	-	10,2	-	1,12	60,61	39,39
R-2.5-8	2,90	280	1,0	88,5	9,3	-	9,5			
S-2.5-8	2,97	285	-	-	-	6,7	-			
R-2.5-9	2,89	327	1,0	89,7	-	-	-			
S-2.5-9	2,89	310	-	-	-	-	-			
R-2.5-10	2,70	330	1,0	82,1	9,7	-	7,4			
S-2.5-10	2,75	270	-	-	-	9,8	-			
R-2.5-11 ^c	2,72	355	1,0	78,2	7,4	-	8,4			
S-2.5-11	1,76	293	-	-	-	6,8	-			
S-2.5-12	2,53	391	1,0	41,0	10,4	-	7,6	2,97	63,95	36,05
S-2.5-12	2,56	316	-	-	-	6,8	-	1,05	58,82	41,18
R-2.5-13	2,71	235	1,0	32,1	13,6	-	-	3,15	67,42	32,58
S-2.5-13	2,44	270	-	-	-	-	-	1,16	61,76	38,24

^a : compté avec un hématymètre de profondeur 0,100 mm.

^b : augmentation de l'agitation

^c : emballement de l'agitation et formation de mousse débordante



Annexe 6D: Résultats d'analyses des métaux solubilisés dans le réacteur avec recyclage (R) et le surnageant du décanteur (S) pour le temps de séjour de 2.5 jours et 14 g L⁻¹ de FeSO₄·7H₂O.

	Cu ^a X5 ^b	% Sol Cu	Zn ^a X5 ^b	% Sol Zn	Ni ^a X1	% Sol Ni	Cd ^a X1	% Sol Cd	Pb ^a X1	% Sol Pb	Cr ^a X1	% Sol Cr
R-2.5-1	2,45	61,1	-	-	-	-	0,16	94,1	-	-	-	-
S-2.5-1	2,42	60,3	-	-	-	-	0,14	82,3	-	-	-	-
R-2.5-2	1,23	30,7	-	-	-	-	0,14	82,3	-	-	-	-
S-2.5-2	2,48	61,8	-	-	-	-	0,15	88,2	-	-	-	-
R-2.5-3	1,10	27,4	-	-	-	-	0,14	82,3	-	-	-	-
S-2.5-3	1,24	30,9	-	-	-	-	0,16	94,1	-	-	-	-
R-2.5-4	1,19	29,7	-	-	-	-	0,13	76,5	-	-	-	-
S-2.5-4	0,47	11,7	-	-	-	-	0,15	94,1	-	-	-	-
R-2.5-5	1,78	44,4	-	-	-	-	0,13	76,5	-	-	-	-
S-2.5-5	0,82	20,4	-	-	-	-	0,12	70,6	-	-	-	-
R-2.5-6	1,78	44,4	-	-	-	-	0,11	64,7	-	-	-	-
S-2.5-6	1,19	29,7	-	-	-	-	0,11	64,7	-	-	-	-
R-2.5-7	1,24	30,9	2,06	78,6	-	-	0,12	70,6	0,12	4,4	-	-
S-2.5-7	1,25	31,2	2,31	88,2	-	-	0,10	58,8	0,03	1,1	-	-
R-2.5-8	1,26	31,4	1,93	73,7	-	-	0,11	64,7	0,12	4,4	-	-
S-2.5-8	0,56	14,0	2,33	88,9	-	-	0,09	52,9	0,10	3,7	-	-
R-2.5-9	0,83	20,7	1,43	54,6	0,21	32,3	0,11	64,7	0,02	0,7	-	-
S-2.5-9	0,82	20,4	1,49	56,9	0,34	52,3	0,09	52,9	0,05	1,9	0	0
R-2.5-10	0,93	23,2	2,02	77,1	0,27	41,5	0,10	58,8	0,11	4,1	0	0
S-2.5-10	0,83	20,7	1,83	69,8	0,26	40,0	0,11	64,7	0,09	3,3	0	0
R-2.5-11	1,78	44,4	2,38	90,8	0,28	43,1	0,11	64,7	0	0	0	0
S-2.5-11	1,23	30,7	2,29	87,4	0,28	43,1	0,09	52,9	0,11	4,1	0	0
R-2.5-12	1,78	44,4	2,44	93,1	0,39	60,0	0,12	70,6	0,05	1,9	0	0
S-2.5-12	1,78	44,4	2,40	91,6	0,29	44,6	0,10	58,8	0,14	5,2	0	0
R-2.5-13	0,26	6,5	2,46	93,9	0,30	46,2	-	-	0,09	3,3	0	0
S-2.5-13	1,27	31,7	2,45	93,5	0,33	50,8	-	-	0,19	7,0	0	0

Boue d'alimentation^a

20,06 13,10 0,65 0,17 2,70 0,28

^a = en mg L⁻¹

^b = dilué par 5 donc à multiplier par 5 pour calculer le % de solubilisation.

ANNEXE 7

Annexe 7: Données sur la consommation de H_2SO_4 pour l'acidification des boues à pH 4

Date	Consommation de H_2SO_4
27-10-87	0.165 g H_2SO_4 g ⁻¹ boue sèche
11-11-87	0.188 g H_2SO_4 g ⁻¹ boue sèche
13-11-87	0.160 g H_2SO_4 g ⁻¹ boue sèche
15-11-87	0.155 g H_2SO_4 g ⁻¹ boue sèche
21-11-87	0.198 g H_2SO_4 g ⁻¹ boue sèche
23-11-87	0.198 g H_2SO_4 g ⁻¹ boue sèche
4-12-87	0.173 g H_2SO_4 g ⁻¹ boue sèche
7-12-87	0.171 g H_2SO_4 g ⁻¹ boue sèche

Moyenne 0.176 g H_2SO_4 g⁻¹ boue sèche

ANNEXE 8

Annexes 8A: Détermination du substrat (MS) non biodégradable dans le réacteur continu

Temps de séjour (h)	Substrat solubilisé ^a					Substrat ^a à l'entrée du réacteur C ₀	Substrat ^a à la sortie du réacteur C	X ^b	q = $\frac{F(C_0 - C)}{VX}$
	ZnS	Cu ₂ S	NiS	CdS	Total				
24	16.92	7.79	0.44	0.10	= 25.27	66.45	41.18	2620	4 x 10 ⁻⁴
48	22.15	9.18	0.40	0.13	= 31.86	70.82	38.96	3000	2.2 x 10 ⁻⁴
72	21.90	13.25	1.03	0.10	= 36.28	63.42	27.14	2700	1.8 x 10 ⁻⁴
96	32.13	12.47	0.50	0.13	= 45.22	73.88	28.66	3975	1.19 x 10 ⁻⁴

a: en mgL⁻¹ de sulfures de métaux (MS)

b: en mg de cellules fraîches par litre, calculé en considérant une bactérie comme un cylindre de 0.8 µm X 1.5 µm et que la densité des bactéries est de 1 g ml⁻¹

c: mg MS h⁻¹ mg⁻¹ de bactéries

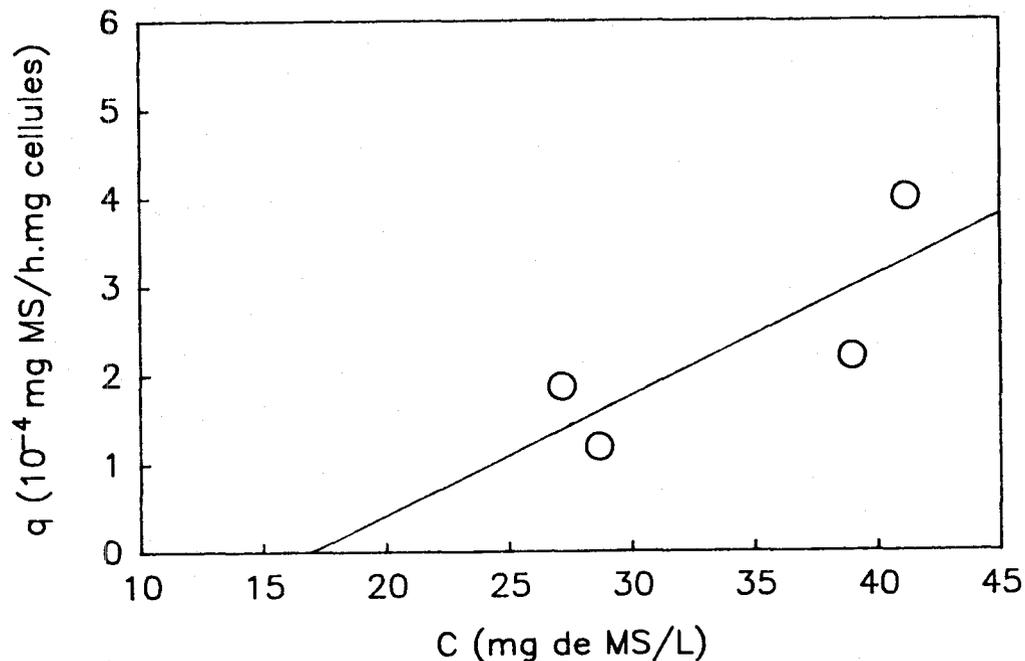
Du graphique on trouve que la partie non biodégradable

S_{nb} = 16.88 mg MS L⁻¹

ordonnée à l'origine = 2.296 x 10⁻⁴

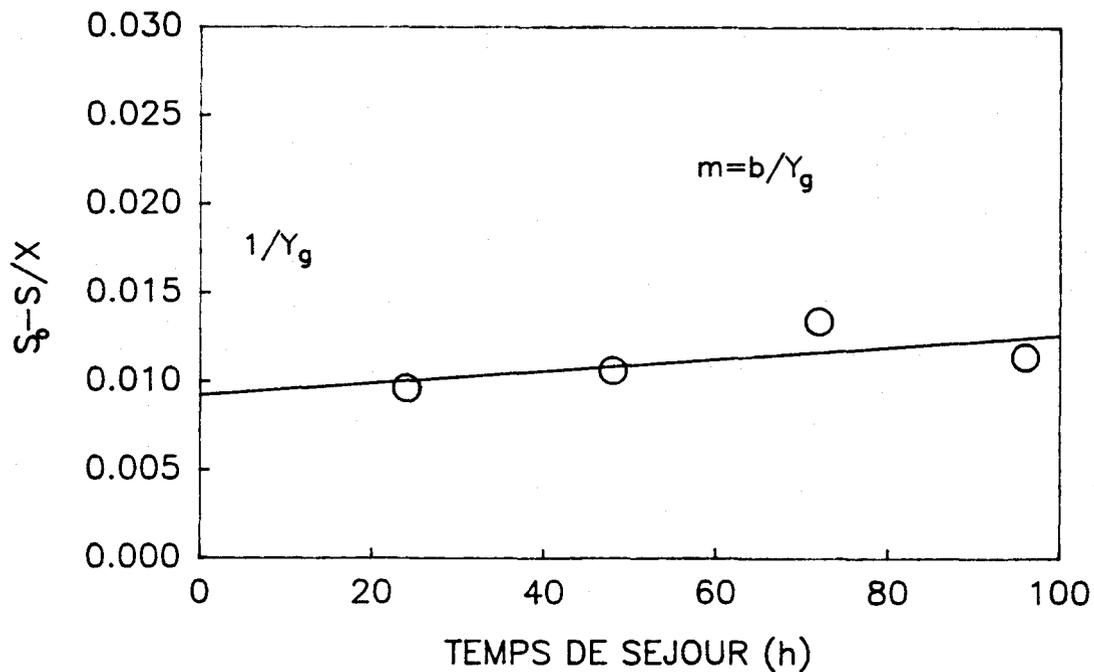
pente = 1.36 x 10⁻⁵

coefficient de régression = 0.81



Annexe 8B: Détermination du coefficient de respiration endogène (b) du coefficient de mortalité (γ) et du rendement net (Y_g)

τ	S_o	S	$\frac{S_o - S}{X}$	Résultats du graphique
(h)	$C_o - S_{nb}$ (mg L ⁻¹)	$C - S_{nb}$ (mg L ⁻¹)	$\frac{\text{mg MS}}{\text{mg bactéries fraîches}}$	$\frac{S_o - S}{X}$ vs S
24	49.57	24.30	0.96×10^{-2}	R = 0.66 ordonnée à l'origine = 9.2×10^{-3} Pente = 3.42×10^{-5}
48	53.94	22.08	1.06×10^{-2}	
72	46.54	10.26	1.34×10^{-2}	
96	57.00	11.78	1.14×10^{-2}	$Y_g = 108.7 \frac{\text{mg bactérie fraîche}}{\text{mg MS}}$ $b = 0.004$ $\gamma \approx b = 0.004$



Annexe 8C: Tentative de détermination du taux spécifique maximum de croissance (μ_m) et de la constante de saturation (K_S) à l'aide d'un graphique de Hofstee.

$\frac{1}{\tau} + b + \gamma$	$\frac{\frac{1}{\tau} + b + \gamma}{S}$	Résultats du graphique
0.050	2.06×10^{-3}	Ordonnée à l'origine = 1.46×10^{-3}
0.029	1.31×10^{-3}	Pente = $m = 0.01$
0.022	2.14×10^{-3}	Coefficient de régression (R) = 0.36
0.018	1.53×10^{-3}	$K_S = 100 \text{ mg MS L}^{-1}$
		$\mu_m = 0.015$

