



## AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : [ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr](mailto:ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr)

## LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

[http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg\\_droi.php](http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php)

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

**THESE DE DOCTORAT  
DE L'UNIVERSITE DE METZ**  
mention microbiologie de l'eau

présentée par

**JOHAN T'SEYEN**

**ELIMINATION DU PHOSPHORE DES EAUX RESIDUAIRES  
PAR VOIE BIOLOGIQUE**

- **Activité de la polyphosphate-kinase.**
- **Utilisation d'une phase acidogène en amont d'un système de type "Phoredox modifié".**

soutenue le 16 décembre 1986 devant le jury composé de:

MM. J.C. BLOCK, président  
A.F. BOSCHET  
B. CAPDEVILLE  
G.M. FAUP  
Mme. P. VASSEUR  
M. H. VERACHTERT

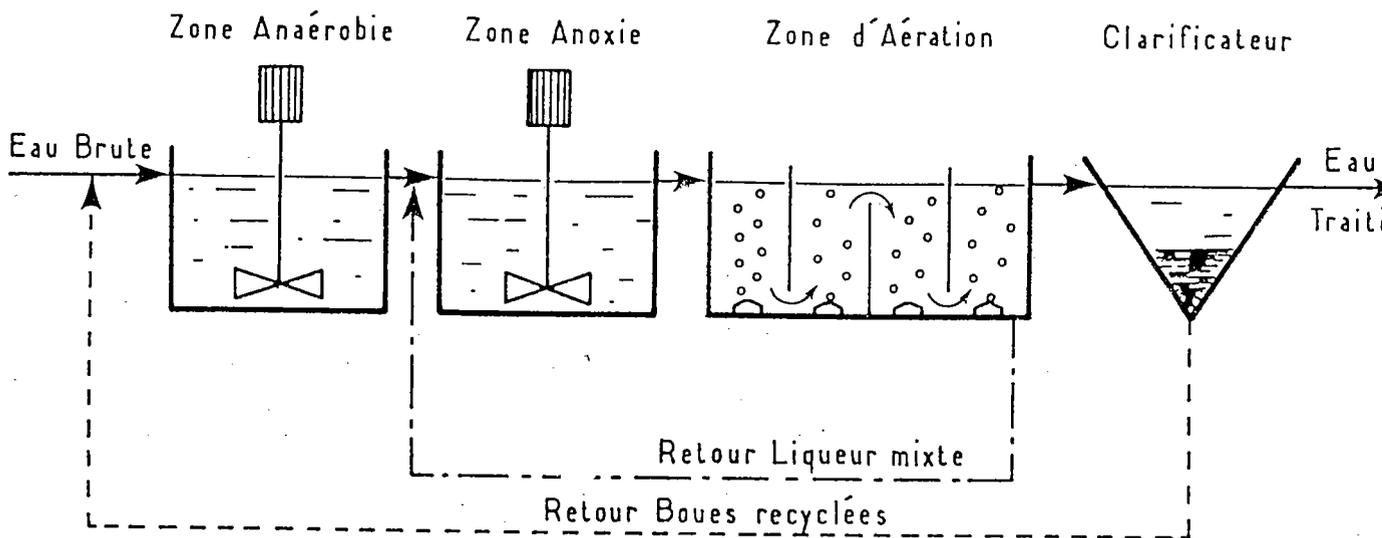
BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE -METZ	
N° inv.	19860665
Cote	S/M3 86/30
Loc	Magasin

**DEUXIEME PARTIE:**

**UTILISATION D'UNE PHASE ACIDOGENE EN AMONT  
D'UNE INSTALLATION DE TYPE PHOREDOX MODIFIE.**



6.	ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE.	
6.1.	INTRODUCTION A L'ELIMINATION BIOLOGIQUE DU PHOSPHORE A L'AIDE D'UN SYSTEME DE TYPE "PHOREDOX MODIFIE".	100
6.2.	ALTERNANCE DE CONDITIONS AEROBIES/ANAEROBIES.	102
6.3	IMPORTANCE DU SUBSTRAT CARBONE.	103
6.3.1	La fraction facilement biodégradable de la pollution carbonée contenue dans une eau résiduaire ( $S_{DS}$ ).	103
6.3.2.	La relation entre la présence d'un substrat carboné et le relargage du phosphore par la biomasse en anaérobiose.	103
6.3.3.	La relation entre le relargage et l'absorption du phosphore.	108
6.3.4.	La relation entre la quantité de substrat disponible et l'élimination du phosphore.	110
6.3.5.	La cinétique de relargage du phosphore en anaérobiose.	112
6.4	NITRIFICATION.	114
6.5.	DENITRIFICATION.	115
6.6.	ZONE ANAEROBIE.	118
6.7.	SYSTEMES ACIDOGENES.	125
6.8.	BIOCHIMIE DE L'ACIDOGENESE.	127
6.9.	ORGANISMES ACIDOGENES.	129
6.10.	PRODUITS DE FERMENTATION.	132
6.10.1.	L'influence du pH sur les produits de fermentation.	133
6.10.2.	L'influence de la température sur les produits de fermentation.	133
6.10.3.	L'influence de la nature du substrat sur les produits de fermentation.	134
6.10.4.	L'influence de la charge appliquée et du temps de rétention sur les produits de fermentation.	135



**Fig. 6.1. Schéma d'une installation pour l'élimination biologique du phosphore des eaux résiduaires (Phoredox modifié).**

Les différents processus biologiques dans un système du type "Phoredox modifié" (annexe 3) ont des rapports étroits. L'élimination du phosphore dans un système du type Phoredox modifié n'est possible que si l'acidogénèse est suffisante (MEGANCK *et al.*, 1984), et si la dénitrification est quasiment complète (EKAMA *et MARAIS*, 1984; MALNOU *et al.*, 1983; HASCOET *et al.*, 1984); la dénitrification ne peut avoir lieu qu'après la nitrification de l'azote; la dénitrification et l'acidogénèse peuvent être en compétition pour des substrats carbonés (S 9). Les différents processus seront traités successivement. Cet approche présente le danger de fragmenter l'ensemble qu'est l'élimination simultanée des pollutions carbonées, azotées et phosphorées, et de dissimuler les multiples relations entre les

processus biologiques. En revanche, cet approche devrait permettre de mieux approfondir le problème.

En premier lieu seront traités des aspects plus fondamentaux: les facteurs influençant l'élimination du phosphore; une alternance de conditions aérobies-anaérobies, la présence d'un substrat carboné, la nature du substrat carboné.

Ensuite des aspects plus techniques seront abordés: la conception des bassins aéré, anoxique et anaérobie.

## 6.2. L'ELIMINATION BIOLOGIQUE DU PHOSPHORE REQUIERT UNE ALTERNANCE DE CONDITIONS AEROBIES ET ANAEROBIES.

Originellement, l'importance majeure était attribuée à la **phase aérobie** du traitement (DON YACKER *et al.*, 1967; BRAR *et* TOLLEFSEN, 1975). HALL et ENGELBRECHT (1967) ont étudié l'influence de la concentration en oxygène dissous sur la cinétique d'absorption de phosphore par les boues. Ils ont observé une phase de latence avant le début de l'absorption si la concentration en oxygène était inférieure à  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ ; cette phase ne fut pas observée avec une concentration en oxygène comprise entre 5,6 et  $7,0 \text{ mg.l}^{-1}$ . Toutefois, la quantité de phosphore accumulée après 5 heures d'aération était équivalente dans les deux essais. A des concentrations trop faibles, l'oxygène est sans doute limitant, et la cinétique d'absorption ralentit, sans nécessairement influencer la capacité d'absorption finale. Il faut également noter que si l'aération est moins vigoureuse, le  $\text{CO}_2$  produit est éliminé moins efficacement. Or, le  $\text{CO}_2$  favorise le relargage plutôt que l'absorption du phosphore (FUHS *et* CHEN 1975; COMEAU 1985).

Plus tard, la **phase anaérobie** a été considérée comme la phase essentielle et caractéristique des systèmes d'élimination biologique du phosphore. Ainsi BARNARD (1976) concluait que le point commun de toutes les stations qui éliminent le phosphore par voie biologique était la présence, intentionnelle ou non, d'une zone "anaérobie" en contraste avec une zone "anoxique". La boue ou la liqueur mixte séjournant dans cette zone anaérobie relargue alors du phosphore sous forme d'orthophosphates.

Un nombre important de travaux réalisés depuis porte sur la partie anaérobie du traitement. Presque tous les auteurs ont mentionné un relargage en anaérobie comme une condition sans laquelle une accumulation en excès de phosphore en aérobie n'a pas lieu (BARNARD 1976, MALNOU *et al.* 1983, MEGANCK *et al.* 1985, OSBORN et NICHOLLS 1978).

### 6.3. L'ELIMINATION BIOLOGIQUE DU PHOSPHORE EST FAVORISEE PAR LA DISPONIBILITE D'UN SUBSTRAT ORGANIQUE.

Tout d'abord, la notion de la "fraction facilement biodégradable" de la pollution carbonée d'une eau résiduaire sera introduite. Ensuite sera considérée la relation entre la présence d'un substrat carboné et le relargage de phosphore dans des conditions anaérobies; après sera abordée la relation quantitative entre le relargage et l'absorption du phosphore et finalement la relation entre la quantité de substrat carboné disponible et l'élimination de phosphore sera traitée.

#### 6.3.1 La fraction facilement biodégradable de la pollution carbonée contenue dans une eau résiduaire ( $S_{bs}$ ).

La notion "fraction facilement biodégradable" a été introduite par une équipe sud-africaine. (ANONYME, 1984). Cette fraction est constituée de molécules qui sont facilement absorbées et dégradées par les bactéries de la boue. La notion n'inclut aucune supposition quant à la nature chimique de ces molécules. La quantification de la fraction facilement biodégradable de la demande chimique en oxygène (DCO; § 2.4) est basé sur des mesures de respirométrie (ANONYME, 1984; DOLD *et* MARAIS, 1984; NICHOLLS *et al.*, 1984; ANNEXE 9). En pratique, environ 20% de la DCO d'une eau résiduaire urbaine est constituée de substrats facilement biodégradables.

### 6.3.2 La relation entre la présence d'un substrat carboné et le relargage de phosphore par la biomasse en anaérobiose.

Dans un premier temps, la nécessité d'une source de carbone organique sera mise en évidence. Dans un deuxième temps, une comparaison sera faite entre différents substrats synthétiques afin de déterminer leur qualité quant à l'induction d'un relargage de phosphore.

La présence d'une quantité suffisante de pollution carbonée est indispensable à l'accumulation de phosphore dans les boues (NICHOLLS, 1979). L'importance de cette source carbonée est mise en évidence par SIEBRITZ *et al.* (1983). La figure 6.2 montre qu'un relargage de phosphore n'est observé que s'il y a une quantité suffisante de substrat carboné disponible. La quantité de substrat disponible est estimée par la quantité de substrat facilement biodégradable ( $S_{DS}$ , en abscisse). SIEBRITZ *et al.* (1983) concluent que pour un procédé de type UCT modifié (annexe 10) le  $S_{DS}$  doit être supérieur à 25  $mg.l^{-1}$  (S 6.6).

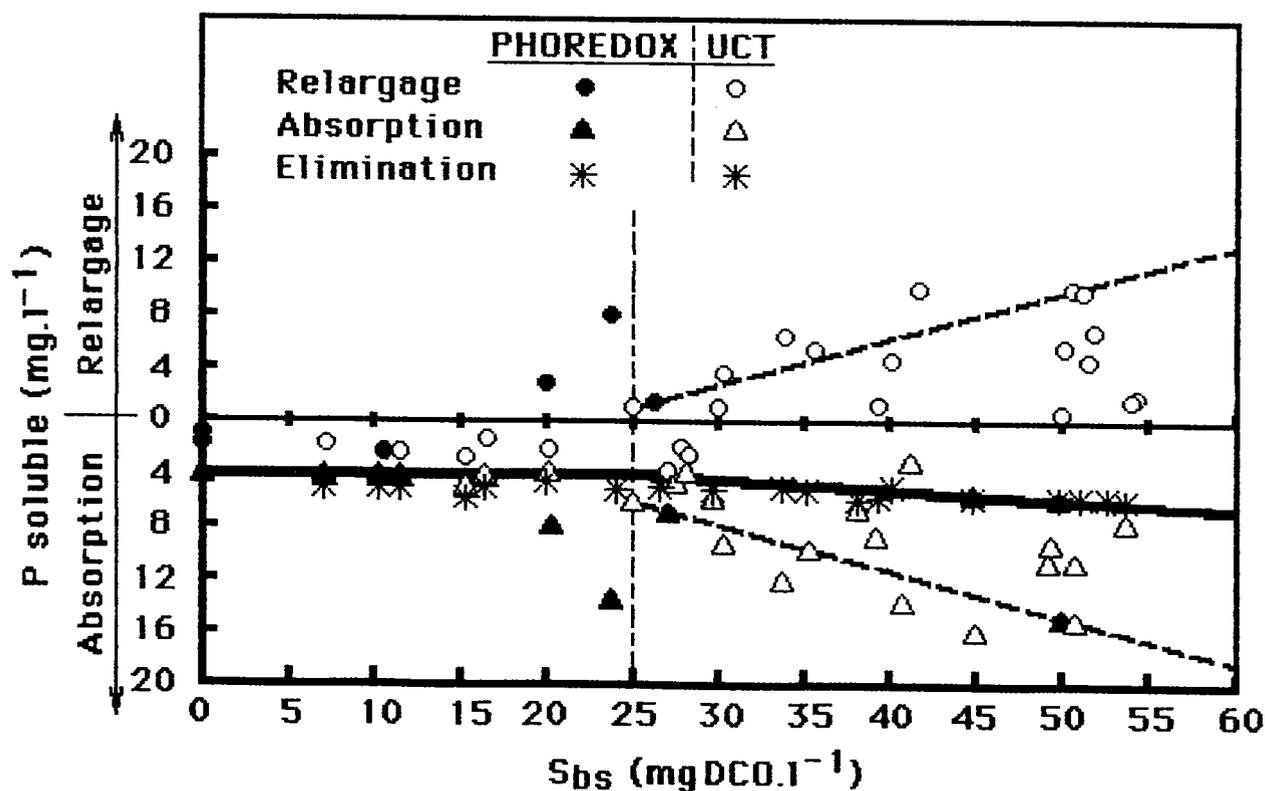


Fig. 6.2. Relargage, absorption et élimination du phosphore dans des installations du type Phoredox (●▲) et du type UCT modifié (○△) en fonction de la quantité de pollution carbonée facilement biodégradable contenue dans l'eau résiduaire. Anonyme (1984).

Des observations suggérant une relation entre la présence d'une source de carbone organique et l'élimination du phosphore (S 6.3.4) ont mené de nombreux chercheurs à effectuer des essais avec différents substrats carbonés, tant avec des boues qu'avec des souches pures.

Lors des essais avec des boues d'un pilote de type "Phoredox modifié", POTGIETER *et* EVANS (1983) ont observé un relargage de phosphore en anaérobiose dans un rapport molaire 1,8 par rapport au propionate; 1,1 par rapport à l'acétate; 0,4 par rapport au butyrate et dans un rapport molaire de 0,3 par rapport au glucose. Le glucose peut avoir été utilisé par des organismes fermentatifs de la boue et avoir été transformé partiellement en acétate.

ARVIN *et* KRISTENSEN 1984 ont comparé le relargage de phosphore en anaérobiose par trois boues différentes suite à des ajouts de différents substrats: le glucose, l'éthanol, le lactate, le butyrate, le propionate et l'acétate (Fig. 6.3). Dans deux des trois cas, le glucose disparaît plus vite que l'acétate. Cependant, la vitesse de relargage de phosphore résultant de l'ajout d'acétate est plus élevée. Dans les trois cas, l'éthanol est absorbé le plus lentement, et la cinétique de relargage de phosphore est lente. Les autres produits présentent une cinétique intermédiaire. La figure 6.3 représente les résultats pour un des échantillons de boue; la concentration en MS n'est pas précisée.

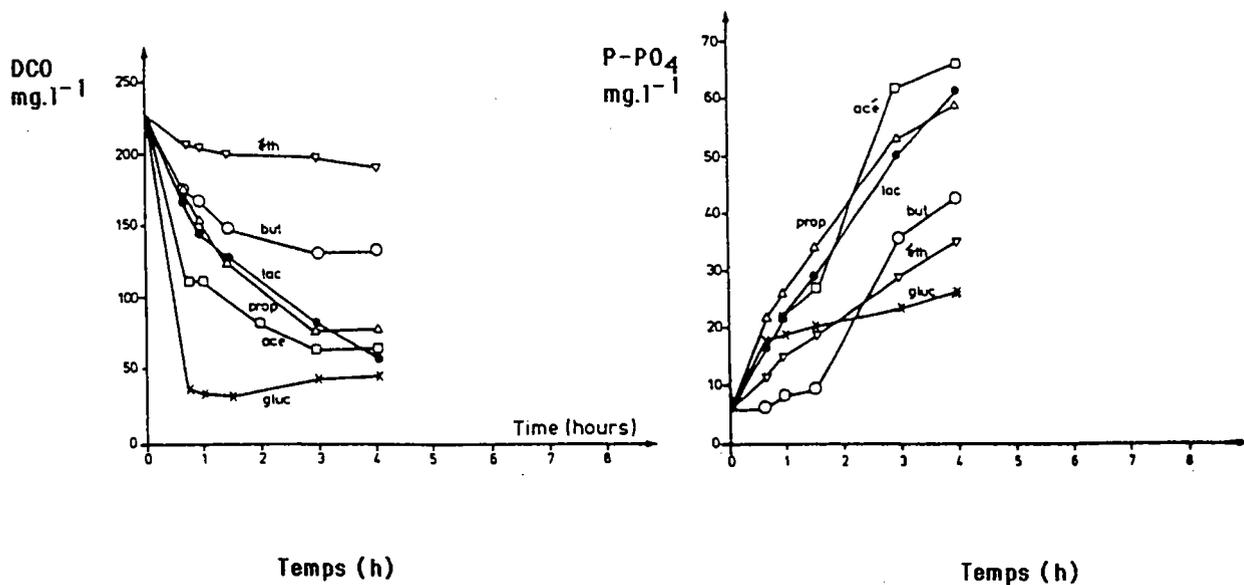


Fig. 6.3 : Absorption du substrat carboné et relargage du phosphore en fonction de la nature du substrat carboné. D'après ARVIN *et* KRISTENSEN (1984).

Lors d'une étude sur *Acinetobacter*, menée par DEINEMA (1984) le relargage était 10 fois plus important, voire davantage, si une combinaison des acides acétique et citrique ou isocitrique était ajoutée au lieu d'acide acétique seul. Les combinaisons de l'acétate et l'ethanol, le butane-1,2-diol, ou le lactate résultaient en un relargage 8 à 9 fois supérieur au relargage de phosphore avec l'acétate seul. Le résultat de l'acidogénèse dans une boue étant plutôt un mélange d'acides et alcools que l'acétate seul, ce mélange de produits de fermentation n'est donc pas forcément indésirable.

MEGANCK *et al.* 1984 ont étudié le relargage de phosphore en anaérobie par des boues, en présence de différents substrats. La concentration des boues, toutes provenant du même pilote, variait entre 6,0 et 6,2  $\text{mg.l}^{-1}$ . Les résultats, représentés dans la figure 6.4, sont concluants: l'acétate est de loin le substrat le plus efficace; la cinétique est nettement plus élevée qu'avec, en ordre décroissant, le propionate, le butyrate, le méthanol et le témoin sans substrat ajouté.

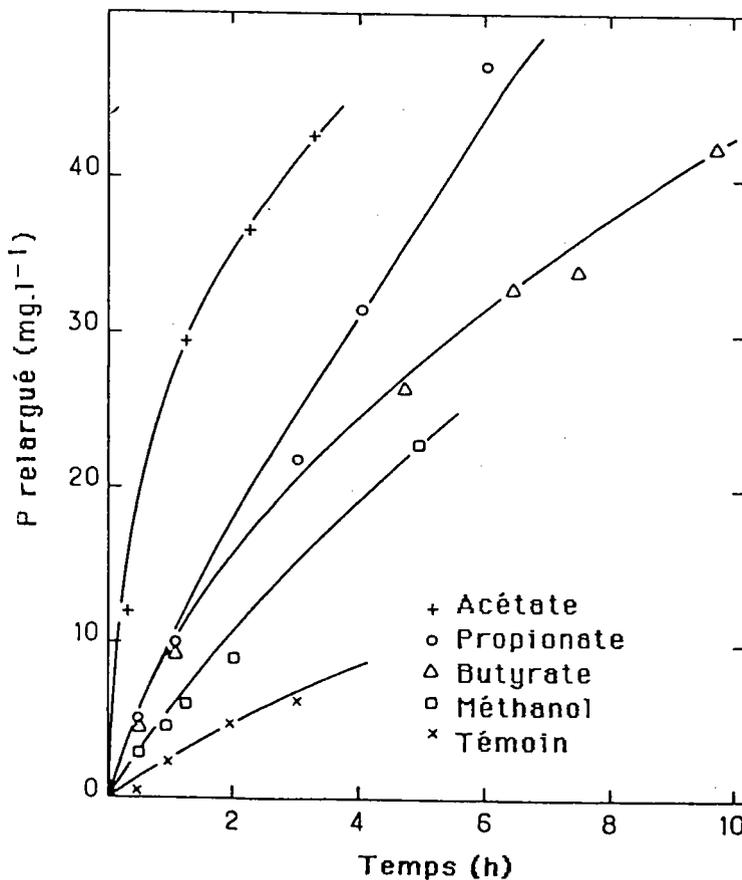


Fig. 6.4 : Relargage de phosphore dans le temps en fonction de la nature du substrat organique. D'après MEGANCK *et al.* (1984).

Le  $\text{CO}_2$  et l'acide acétique induisent un relargage du phosphore d'une culture (FUHS *et* CHEN, 1975).

Un mélange glucose-succinate induit également un relargage (LEVIN *et* SHAPIRO 1965); celui-ci était maximal pour un pH compris entre 7 et 8.

FLORENTZ *et al.*, (1984), HASCOET *et* FLORENTZ (1984) *et* HASCOET *et* FLORENTZ (1985), ont constaté que des boues relarguent la plus grande quantité de phosphore avec de l'acétate comme source de carbone, tandis que l'éthanol augmente à peine le relargage par rapport au témoin.

OLDHAM *et* KOCH (1982) ont comparé le relargage de phosphore suite à l'addition de différents acides gras volatils, tous à une concentration d'essai de  $40 \text{ mg.l}^{-1}$ . La vitesse de relargage est la plus élevée avec l'acétate de sodium, elle est plus faible avec l'acide acétique, et l'acide isobutyrique constitue le substrat le moins efficace.

Indiscutablement, l'acétate est la molécule-clé dans le processus de relargage et assimilation de phosphore. La relation entre la quantité d'acétate ajouté et la quantité d'orthophosphate relarguée a été déterminée par plusieurs auteurs. Leurs résultats sont rassemblés dans le tableau 6.1. En général, le rapport molaire acétate/phosphore relargué est proche de 1.

**Tableau 6.1. Proportions molaires entre les quantités d'acétate ajouté et d'orthophosphates relargués.**

Référence	$\text{CH}_3\text{COOH} / \text{PO}_4$
ARVIN, 1985	1,1
ARVIN <i>et</i> KRISTENSEN, 1984	0,7
COMEAU <i>et al.</i> , 1985	0,7
DE VRIES <i>et al.</i> , 1985	2,0
EKAMA <i>et al.</i> , 1984	1,0
FUKASE <i>et al.</i> , 1982	1,1
MEGANCK (comm. pers.)	1,0
POTGIETER <i>et</i> EVANS, 1983	1,1
WENTZEL <i>et al.</i> , 1984	1,0 à 2,4

Des rapports inférieurs à 1 traduisent un moindre relargage par rapport à la quantité d'acétate disponible. Différents mécanismes peuvent expliquer ce phénomène: en présence d'un excès de substrat, les réserves de phosphore s'épuisent; ou bien une introduction d'oxygène donne lieu à des voies métaboliques "parasites"...

Des rapports supérieurs suggèrent la présence d'autres substrats favorables au processus de relargage anaérobie du phosphore. Ces substrats peuvent être endogènes (réserves) ou exogènes.

WENTZEL *et al.* (1984) ont étudié le relargage du phosphore par les boues en fonction du temps en présence de différentes concentrations initiales en acétate. Les résultats, rapportés sur la figure 6.5, montrent que la vitesse de relargage au cours de la phase initiale, linéaire, est indépendante de la concentration initiale en acétate. Les auteurs en déduisent que, dans la fourchette de concentrations en acétate de 0 à 120  $\text{mg.l}^{-1}$ , la cinétique de relargage du phosphore est d'ordre 0 par rapport à la concentration en acétate.

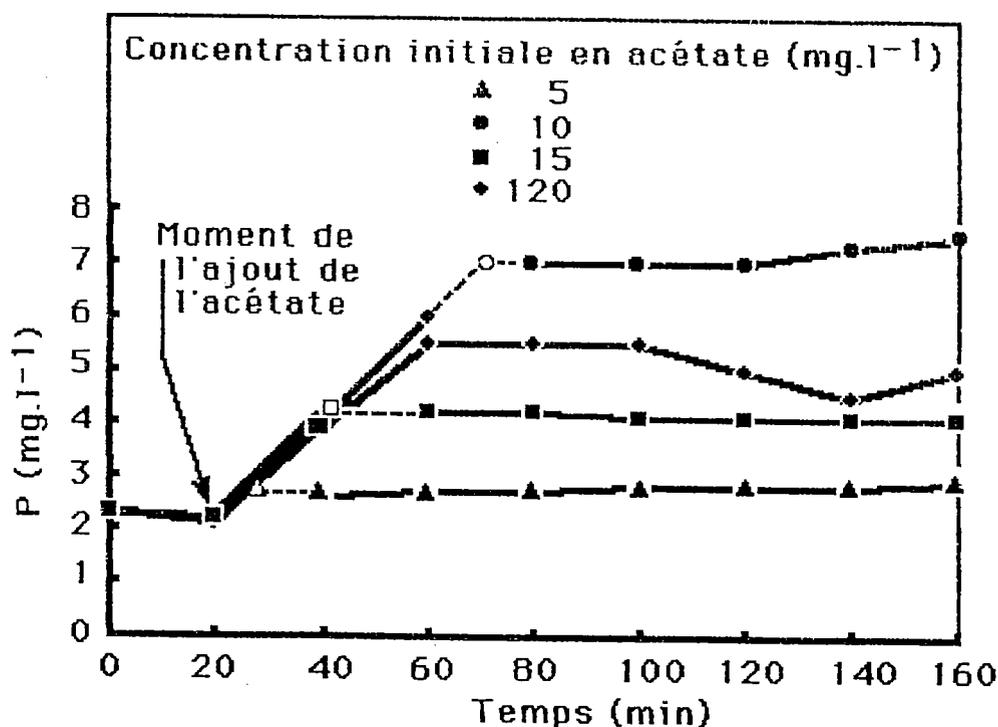


Fig. 6.5. Relargage du phosphore en fonction du temps en présence de différentes concentrations initiales en acétate. D'après WENTZEL *et al.* (1984).

### 6.3.3. La relation entre le relargage et l'élimination du phosphore.

Peu de chercheurs ont pu établir une relation mathématique reliant la quantité de phosphore relarguée en anaérobie et la quantité de phosphore absorbée en aération. Or, selon le modèle exposé dans le § 5.2, il devrait y avoir une relation. Les informations disponibles concernent des relations globales entre le relargage et l'absorption, sans détailler les voies biochimiques empruntées. Ces relations sont d'une grande importance pour le calcul de la faisabilité d'une élimination biologique d'une quantité de phosphore donnée (§ 6.3.4). L'élimination par le système équivaut à la différence entre la quantité de phosphore relarguée et la quantité de phosphore absorbée. Les relations rapportées dans le tableau 6.2 ont été déterminées à l'aide d'essais sur des pilotes de laboratoire. Les quantités de phosphore sont exprimées en mg de P par litre d'affluent.

**Tableau 6.2 : Quantité de phosphore éliminé par des installations pilote en fonction de la quantité de phosphore relargué dans la zone anaérobie.**

Référence	Relation
WENTZEL <i>et al.</i> (1984)	$P_{\text{élim}} = 0,13 P_{\text{rel}} + 5,5$
EKAMA <i>et</i> MARAIS (1985)	$P_{\text{élim}} = 0,145 P_{\text{rel}} + 3,14$
MEGANCK (comm. pers.)	$P_{\text{élim}} = 0,049 P_{\text{rel}} + 8,1$

$P_{\text{élim}}$  = phosphore éliminé par le système

$P_{\text{rel}}$  = phosphore relargué en anaérobie.

WENTZEL *et al.* (1984) et EKAMA *et* MARAIS (1985) ont travaillé sur une installation du type UCT modifié (annexe 10). MEGANCK (comm. pers.) a conclu à la relation rapportée à partir des résultats obtenus à l'aide d'un système du type Phoredox modifié.

Ces équations montrent qu'un relargage important de phosphore dans le bassin anaérobie indique un bon fonctionnement de l'installation; en effet, un relargage important est associé à une absorption considérablement plus importante, et par conséquent à une bonne élimination du phosphore.

Notons que GERBER et WINTER (1984) n'ont pu trouver une relation entre le relargage et l'élimination du phosphore.

#### 6.3.4. La relation entre la quantité de substrat carboné disponible et l'élimination du phosphore.

Puisque le relargage et l'assimilation semblaient être intimement liés, la majorité des chercheurs s'est limitée à étudier la relation entre l'apport du carbone et le relargage. Il est par conséquent difficile de trouver des relations quantitatives entre la quantité de substrat et l'élimination du phosphore.

Déjà en 1967, CONNEL *et* YACKER ont avancé que le rapport de la  $DBO_5 / PO_4$  dans l'eau résiduaire constituait le facteur limitant dans l'accumulation métabolique du phosphore, toutefois sans préciser la valeur seuil de ce rapport.

Une des conclusions d'une étude, menée par FUKASE (1984) sur pilote semi-industriel est qu'une période relativement longue d'alimentation avec un affluent dilué est nuisible à l'élimination biologique du phosphore.

RENSINK *et* DONCKER (1984) observent également une baisse de rendement d'élimination de phosphore de leur pilote en période de pluie.

Dans le même sens PITMAN *et al.* (1983) expliquent l'augmentation temporaire le mardi de la concentration en phosphore dans l'eau traitée (*Tuesday phosphate peak*) comme une conséquence du manque de substrat durant la fin de la semaine précédente, dont la répercussion n'apparaît que deux jours plus tard.

Le rendement d'élimination biologique du phosphore d'une installation pilote de MEGANCK *et al.* (1984) augmentait en fonction de la dose d'acétate ajoutée à l'affluent. Les résultats de ces essais semi-quantitatifs sont donnés dans le tableau 6.3.

**Tableau 6.3 : Elimination du phosphore en fonction de la dose d'acétate ajouté à l'eau brute. D'après MEGANCK *et al.* (1984).**

Acétate ajouté (mg.l <sup>-1</sup> )	Phosphore éliminé (mg.l <sup>-1</sup> )	Phosphore éliminé ( % )
0,0	5,4	36,
3,5	7,9	48,
10,0	12,2	65,
20,0	12,7	80,

SIEBRITZ *et al.* (1983) ont exprimé l'absorption en aération, le relargage en anaérobiose et l'élimination de phosphore par le système en fonction de la quantité de substrat facilement biodégradable (Fig. 6.2). Sur la figure 6.2, la différence du relargage et l'absorption constitue l'élimination. SIEBRITZ *et al.* (1983) déduisent de la relation entre la  $S_{b3}$  et l'élimination du phosphore une concentration minimum en substrat facilement biodégradable d'environ 25 mg DCO. l<sup>-1</sup>. A des plus faibles valeurs, une élimination biologique du phosphore ne serait pas possible.

### 6.3.5 La cinétique de relargage de phosphore en anaérobiose.

La cinétique de relargage du phosphore forme un lien entre les observations microbiologiques qui forment le sujet de ce paragraphe et le dimensionnement de la zone anaérobie d'une installation de déphosphatation biologique (S 6.6).

La cinétique de relargage de phosphore par une boue en présence d'une eau résiduaire (eau brute; EB) est d'ordre 1 par rapport à la DCO de l'eau résiduaire. (Fig 6.9; EKAMA *e. MARAIS*, 1985 ; GERBER *et WINTER*, 1984 ; WENTZEL *et al.*, 1984).

Pour une eau résiduaire et une boue donnée, et à température fixe, EKAMA et MARAIS 1984 ont observé que la vitesse de relargage diminuait en fonction du temps lors du séjour dans le compartiment anaérobie. La cinétique de relargage semblait du premier ordre par rapport au substrat carboné de l'eau résiduaire.

Si la cinétique de relargage est du premier ordre, la concentration initiale en matières organiques influence la vitesse de relargage. Or, comme le démontre le § 6.3.2, la vitesse initiale du relargage de phosphore est indépendante de la concentration en acétate, le substrat le plus favorable. La cinétique observée est sans doute déterminée par des réactions intermédiaires limitantes. Les réactions limitantes seraient celles menant à la production de l'acétate ou d'autres composés assimilables, à partir des composés organiques contenus dans l'eau brute (WENTZEL *et al.*, 1984).

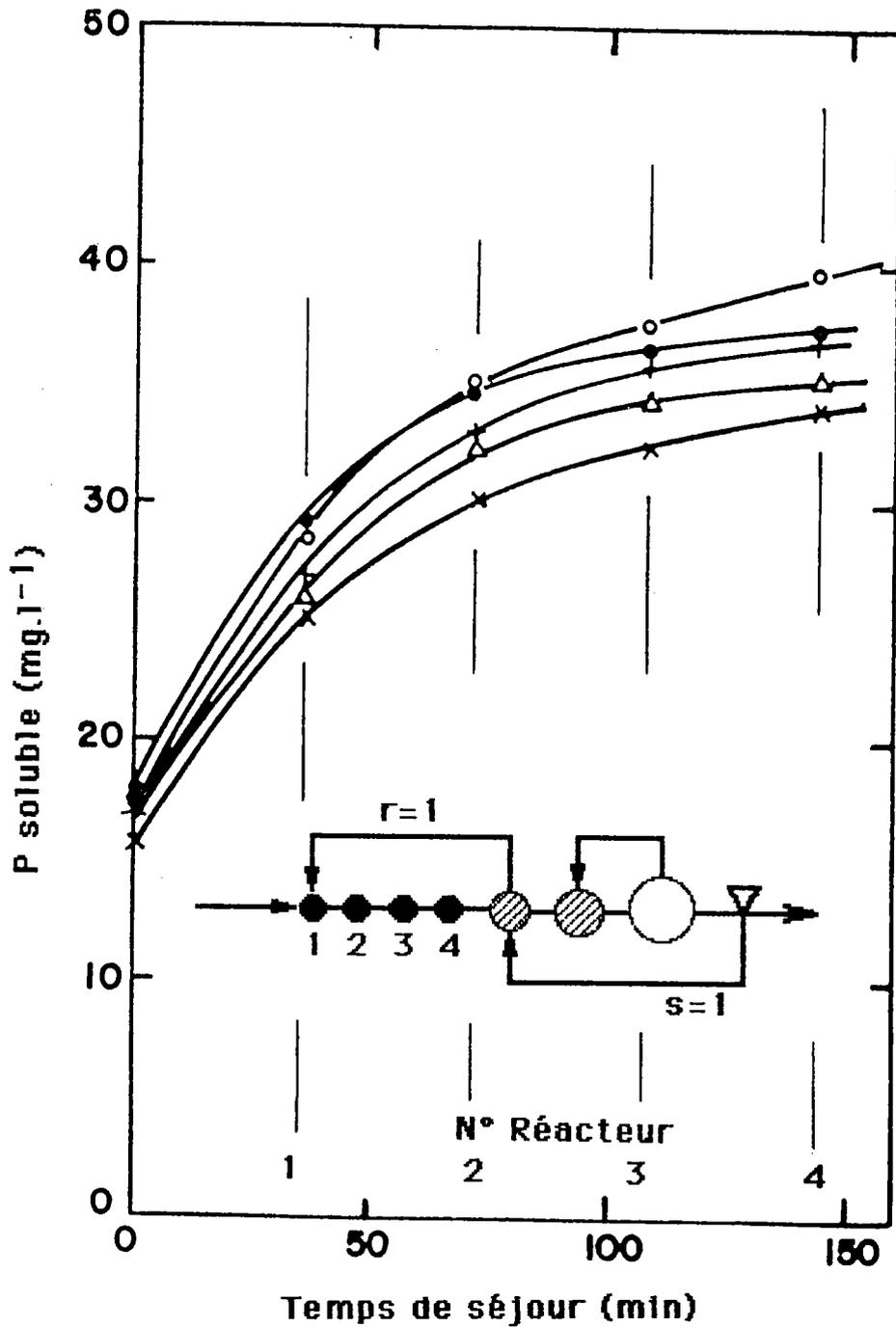


Fig. 6.9. Relargage du phosphore en anaérobie. La quantité de phosphore relargué (P) en fonction du temps de séjour dans la zone anaérobie. D'après WENTZEL *et al.* (1984).

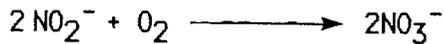
#### 6.4. CONTRAINTES DE DIMENSIONNEMENT IMPOSEES PAR LA NITRIFICATION.

L'oxydation par voie biologique de l'azote réduit des eaux résiduaires est effectuée presque exclusivement par certaines bactéries autotrophes (POINTER, 1977). La nitrification de l'azote ammoniacal est un processus en deux étapes, chaque étape étant effectuée par des genres bactériens spécialisés (WINOGRADSKY, 1949).

La première étape est la transformation de l'azote ammoniacal en nitrite :



La deuxième étape est la conversion de nitrite en nitrate :



L'oxygène gazeux est le seul accepteur d'électrons utilisé dans ces réactions; les organismes nitrificateurs sont donc obligatoirement aérobies. L'énergie libérée dans les deux étapes est utilisée par les bactéries autotrophes pour le métabolisme cellulaire. De façon générale, les organismes autotrophes ont un taux de croissance très faible. En conditions optimales, *Nitrosomonas* a un temps de génération de 11 à 12 heures (BELSER et SCHMIDT 1980), et *Nitrobacter* de 21 à 30 heures (CHARTRAIN 1982). A 20°C, des taux de croissance maximum pour les organismes nitrificateurs dans les eaux résiduaires urbaines entre 0,50 et 1,02 j<sup>-1</sup> ont été rapportés (EKAMA *et al.*, 1984). Souvent des valeurs entre 0,30 et 0,65 j<sup>-1</sup> ont été avancées, dépendant des caractéristiques de l'eau résiduaire.

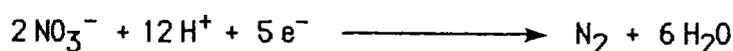
Ces éléments constituent quelques contraintes imposées par la nitrification dans une station d'élimination biologique du phosphore.

Puisqu'ils sont aérobies obligatoires, les organismes nitrificateurs ont besoin d'un séjour suffisamment long dans le bassin aéré pour assurer leur développement, et pour garantir la nitrification. Dans le traitement des eaux résiduaires urbaines, la nitrification est essentiellement déterminée par le taux de croissance, et donc par l'âge des boues. Dans certains cas la cinétique de nitrification peut être limitante, et dans ces cas le temps de séjour hydraulique peut être important. Dans tous les cas, un séjour dans des conditions d'anaérobiose est théoriquement défavorable à la population de nitrificateurs; elle subit la concurrence des organismes capables de se reproduire des conditions anaérobies.

La croissance lente de *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* implique un âge des boues élevé, sinon les organismes nitrificateurs sont éliminés. Le taux de croissance diminue quand la température baisse; ce phénomène a des lourdes implications sur le dimensionnement des stations en nitrification dans les régions relativement froides (annexe 4).

## 6.5. LA DENITRIFICATION INTERFERE FREQUEMMENT AVEC LA DEPHOSPHATATION

Un grand nombre de bactéries hétérotrophes peut utiliser des nitrates comme accepteur final d'électrons, s'il n'y a pas d'oxygène moléculaire disponible. Ce processus, appelé dénitrification, est une voie respiratoire. L'azote des nitrates n'est pas incorporé dans la biomasse, mais relargué dans le milieu sous forme d'azote gazeux, ou plus rarement sous forme d'oxydes d'azote:



Il faut souligner que même les bactéries capables d'utiliser les nitrates pour leur respiration, utilisent l'oxygène moléculaire quand il est disponible. A cause de la différence de potentiel rédox plus élevée, le transfert d'électrons d'une molécule organique vers l'oxygène rapporte plus d'énergie que le transfert vers le nitrate (PAYNE, 1981).

Théoriquement, la cinétique de dénitrification est fonction de:

- la concentration de la biomasse active dans le réacteur;
- la concentration en nitrate;
- la concentration en substrat carboné;
- la qualité du substrat carboné;
- la température.

On peut définir un certain nombre de constantes spécifiques de la dénitrification. En pratique, on rencontre souvent le  $K_N$ , la constante de moitié de saturation par rapport aux nitrates. Sa valeur est très faible:  $0,16 \text{ mg.l}^{-1}$  (WPCF 1983). A des concentrations de  $\text{N-NO}_3$  d'environ  $1 \text{ mg.l}^{-1}$  et au-delà, une cinétique apparente d'ordre zéro est observée (PAYNE, 1981; PAINTER, 1977). Cependant, à la fin d'un bassin de dénitrification en flux piston, et surtout dans un bassin en mélange intégral, des concentrations en nitrate

proche de  $0 \text{ mg.l}^{-1}$  peuvent se rencontrer. Or, dans les différentes méthodes de dimensionnement, on considère la cinétique de dénitrification comme étant indépendante de la concentration en  $\text{N-NO}_3$  (WPCF 1983, EKAMA *et al.* 1984; annexe XX).

La fraction de la boue qui est biologiquement active dans le processus de la dénitrification dépend surtout de l'âge des boues, donc du degré de minéralisation de la boue, et de l'apport de matières en suspension inertes avec les eaux résiduaires. Il est évidemment difficile de quantifier cette fraction.

Dans le cadre de la recherche sur la consommation de substrat carboné pour la dénitrification, beaucoup d'études portent sur le méthanol. Ce substrat simple présente l'avantage qu'il est facile de déterminer la stoechiométrie de la réaction globale. L'équation suivante est généralement acceptée (MC CARTY *et al.*, 1969):



où la quantité de nitrates et nitrites est exprimée en mg de N, l'oxygène dissous en mg d' $\text{O}_2$ , et C signifie la quantité de méthanol en mg.

Dans les systèmes auxquels nous nous intéressons, le substrat carboné est apporté par l'eau résiduaire. Il s'agit d'un mélange extrêmement complexe de sources carbonées qui résulte en une cinétique compliquée. Le tableau 6.4 rassemble des données relatives à la quantité de substrat carboné consommée lors de la dénitrification.

La vitesse de dénitrification endogène (sans apport de substrat carboné exogène) par une boue est de l'ordre de 0,5 à 2 mg N par gramme de boue et par heure à 20 °C (WPCF, 1983).

La quantité stoechiométrique de substrat carboné dans l'eau résiduaire nécessaire pour dénitrifier une certaine quantité de nitrate varie énormément selon l'affluent considéré. Dans le tableau 6.4, quelques résultats ont été rassemblés. Les chiffres de la WPCF ont été calculés à partir de la disparition du substrat en solution, même si celui-ci est absorbé mais pas assimilé.

**Tableau 6.4. La quantité de substrat carboné consommée lors de la dénitrification ( $S_C$ ).**

Références	$S_C$	Observations
EKAMA <i>et al.</i> , 1984	8,6 mg DCO/ mg $\text{NO}_3\text{-N}$	calculs stoechiométriques
FAUP <i>et</i> PICARD, 1982	3,8 mg DCO/ mg $\text{NO}_3\text{-N}$ 1,8 mg DBO/ mg $\text{NO}_3\text{-N}$	calculs stoechiométriques pour boues faible charge.
WPCF, 1983	$C_{\text{tot.}}/N_{\text{tot.}} > 13$ à 15	études pilotes.
WPCF, 1983	2,22 - 10,16 mg DCO filtrée/mg $\text{NO}_x\text{-N}$	synthèse bibliographique sur E. R. industrielles.

Mécanismes d'interférence avec la déphosphatation biologique:

La dénitrification peut interférer avec la déphosphatation à deux niveaux. D'une part, la dénitrification est énergie-dépendante et donc potentiellement en concurrence pour des substrats carbonés avec la déphosphatation. D'autre part, si la dénitrification dans la zone anoxique est incomplète, une quantité excessive de nitrates peut être introduite dans le bassin anaérobie et perturber le processus de la déphosphatation biologique.

## 6.6. ZONE ANAEROBIE

D'abord quelques caractéristiques qualitatives seront décrits (la conception, le régime hydraulique...). Ensuite seront rassemblés les éléments qui pourraient être utilisés pour le dimensionnement du bassin anaérobie d'une installation d'élimination biologique du phosphore. Enfin quelques exemples décrits dans la littérature seront cités.

De par la définition d'un bassin anaérobie, toute entrée d'oxygène ou de nitrates doit être évitée. Cascades et chutes d'eau sont donc proscrites, ainsi qu'un brassage par agitateur en surface. De nombreux chercheurs affirment qu'un retour excessif de nitrates a un effet néfaste sur l'élimination biologique du phosphore (OSBORN *et* NICHOLLS, 1978; EKAMA *et* MARAIS, 1984 ; HASCOET *et al.*, 1984 ; MALNOU *et al.*, 1983).

Le retour de nitrates est minimisé par une dénitrification aussi complète que possible. Différentes façons sont employées pour atteindre ce but:

- d'abord une dénitrification complète dans la zone anoxie en tête (S 6.4) ;
- puis furent proposés des schémas plus évolués comme les procédés UCT (University of Cape Town) et UCT modifié (EKAMA *et* MARAIS, 1983; annexe 10).

Si la cinétique de relargage est du premier ordre par rapport à la concentration en substrat organique dans l'eau résiduaire, un bassin en flux piston est *a priori* plus favorable à la cinétique de relargage qu'un bassin en mélange intégral. Ceci est confirmé par un certain nombre d'observations, décrites ci-après.

Sans quantifier, EKAMA *et* MARAIS (1984) rapportent que l'élimination du phosphore par le pilote avec une succession de bassins anaérobies est supérieure à celle obtenue avec un simple bassin anaérobie en mélange intégral.

Le temps de rétention dans le bassin anaérobie semble un facteur primordial. Cependant, peu d'auteurs ont fait une étude systématique et expérimentale sur l'influence du temps de séjour sur le rendement d'élimination du phosphore.

Ce fut l'équipe de MARAIS (EKAMA *et* MARAIS, 1984 ; WENTZEL *et al.*, 1984) qui proposa les premières théories de dimensionnement de la zone anaérobie basées sur des observations scientifiques. Le phénomène de relargage n'est pas inclu dans leur modèle de prédiction de l'élimination du phosphore. Le modèle est basé sur les hypothèses suivantes:

- l'accumulation de phosphore en excès des besoins immédiats du métabolisme n'a lieu que si la fraction facilement dégradable ( $S_{DS}$ ) dans le réacteur anaérobie est supérieure à  $25 \text{ mg DCO.l}^{-1}$  (Fig. 6.2).
- l'élimination du phosphore augmente si  $S_{DS}$  dans le réacteur anaérobie augmente.
- l'élimination du phosphore augmente si le temps de rétention dans la zone anaérobie augmente.

- l' élimination du phosphore augmente si la fraction des boues se trouvant en anaérobiose est augmentée.

Lors du dimensionnement, ils déterminent la fraction des boues se devant trouver en anaérobiose. La limite supérieure de la fraction non aérée des boues est fixée à 50 %.

Utilisant la relation entre le relargage et l'absorption du phosphore (S 6.3), MEGANCK (comm. pers.) détermine l'importance du relargage de phosphore en anaérobiose en fonction de l'élimination souhaitée. La cinétique de relargage de phosphore en anaérobiose (S 6.3.) forme la base pour la détermination de la quantité de boue devant se trouver en anaérobiose. En effet, selon WENTZEL *et al.* (1984), cette cinétique dépend d'une part des caractéristiques de l'eau résiduaire, et en particulier de la fraction facilement biodégradable de la DCO (S 6.2.1) et d'autre part des caractéristiques du procédé, principalement de la fraction des boues se trouvant en anaérobiose. En conséquence, en connaissant les caractéristiques de l'eau résiduaire, les dimensions du bassin anaérobie pourront être déterminées.

En pratique, jusqu'aujourd'hui, le bassin anaérobie était conçu et dimensionné de façon empirique. Il semble toutefois opportun de recueillir des informations dans la littérature concernant le dimensionnement du bassin anaérobie et de les évaluer à l'aide des résultats annoncés. Les références contenant suffisamment de données quantitatives sont rassemblées dans les tableaux 6.5 et 6.6. D'autres observations, plus difficilement comparables entre elles, sont mentionnées dans le texte.

Le temps de séjour dans le bassin anaérobie ne constitue pas un critère suffisant en soi. Les paramètres suivant peuvent influencer l'efficacité du séjour en anaérobiose: la concentration en substrat, la présence de nitrates, la quantité de biomasse et l'âge de boues. Pour cette raison, certains facteurs autres que le temps de séjour sont également pris en compte. Ainsi les tableaux 6.5 et 6.6. contiennent en plus des références et le temps de séjour en anaérobie, la charge massique calculée sur la masse des boues aérées et une estimation de la teneur en phosphore des boues. La teneur en phosphore des boues (% P) est considéré comme une bonne mesure du rendement du processus biologique; la quantité de phosphore éliminé est directement influencée par la concentration en phosphore de l'EB ou par l'âge des boues, ce qui est le cas en moindre mesure pour la teneur en phosphore des boues. La charge massique calculée sur la masse des boues aérées ( $C_{m \text{ aér}}$ ) permet de se

former une première idée du type de la station: forte charge sans nitrification ( $C_m > 0,5 \text{ kg DBO}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \text{MS} \cdot \text{j}^{-1}$ ) ou en moyenne ( $0,2 < C_m < 0,5 \text{ kg DBO}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \text{MS} \cdot \text{j}^{-1}$ ) ou faible charge ( $< 0,2 \text{ kg DBO}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \text{MS} \cdot \text{j}^{-1}$ ). En outre, la charge massique fait intervenir la quantité de substrat carboné disponible pour la biomasse.

A **forte charge**, le temps de séjour hydraulique en anaérobiose a généralement été choisi relativement court; 0,5 à 2,5 h. . Puisqu'il n'y a pas de dénitrification à forte charge, la fraction facilement assimilable de la pollution carbonée n'est pas utilisée pour la dénitrification et reste disponible pour la déphosphatation. A faible charge, une partie de la fraction facilement assimilable de la pollution carbonée est consommée pour la dénitrification. Par conséquent, il faut théoriquement une fraction facilement assimilable de la pollution carbonée plus importante pour des procédés à faible ou moyenne charge que pour ceux à forte charge. Le séjour de l'eau résiduaire en anaérobiose semble favoriser la production de molécules facilement assimilables (S 6.7). Pour les procédés fonctionnant à **moyenne** ou à **faible charge**, les temps de séjour hydraulique en anaérobiose varient énormément: de 0,7 heures jusqu'à 10 heures et plus.

---

**Tableau 6.6 : Données bibliographiques relatives au dimensionnement du bassin "anaérobie": réalisations à échelle industrielle.**

---

Référence	$t_{\text{séj. ANA}}$	$C_m \text{ aér.}$	% P
STENSEL <i>et al.</i> 1980	1,5 h	0,42 DBO/MS/J	4,5
PITMAN <i>et al.</i> 1983	0,78 h	0,29 DCO/MS/J	4,9
SPATZIERER <i>et al.</i> 1984	12, h	0,14 DBO/MS/J	
VINCONNEAU <i>et al.</i> 1985	25, h 41, h	0,025 DCO/MS/J 0,06 DCO/MS/J	3,9

---

$t_{\text{séj. ANA}}$ : temps de séjour en anaérobiose nominal (en heures).

$C_m \text{ aér.}$ : charge massique calculée sur la masse des boues en aération.

% P: teneur en phosphore des boues aérées.

**Tableau 6.6 : Données bibliographiques relatives au dimensionnement du bassin "anaérobie": études pilotes.**

Référence	$t_{\text{séj. ANA}}$	$C_m \text{ aér}$	% P
MALNOU <i>et al.</i> 1983	3,84 h	0,40 DCO/MS/J	5,5-7
SIEBRITZ <i>et al.</i> 1983	1,37 h	0,36 DCO/MS/J	4,4
DEAKYNE <i>et al.</i> 1984	0,48 h	1,37 DCO/MS/J	4,7
	0,64 h	0,87 DCO/MS/J	4,6-4,9
FUKASE <i>et al.</i> 1984	1,5 h	< 0,75 DBO/MS/J	3,6-5,4
RENSINK <i>et al.</i> 1979	7,5 h	0,14 DCO/MS/J	5,0
	5,0 h	0,20 DCO/MS/J	6,8
	3,3 h	0,30 DCO/MS/J	6,5

$t_{\text{séj. ANA}}$ : temps de séjour en anaérobiose nominal (en heures).

$C_m \text{ aér}$ : charge massique calculée sur la masse des boues en aération.

% P: teneur en phosphore des boues aérées.

GERBER et WINTER (1984) ont comparé de façon systématique l'influence du temps de rétention en anaérobiose sur le rendement d'élimination du phosphore, également avec une succession de réacteurs anaérobies. Leur chiffres peuvent être interprétés de la façon suivante: 6 heures de temps de rétention nominale en anaérobiose ne suffisent pas pour exploiter tout le potentiel de déphosphatation. Par contre, il n'y a que peu de différence entre les résultats obtenus avec les pilotes ayant 12, 18, ou 24 heures de temps de rétention nominal en anaérobiose. Le temps de rétention optimal devrait alors se situer entre 6 et 12 heures, et vraisemblablement plus proche de 12 heures. Avec le taux de recyclage des boues décantées appliqué de 0,5, le temps de passage optimal devrait s'approcher de 8 heures, ce qui est considérablement plus long que préconisent EKAMA et MARAIS (1984).

**Tableau 6.7. L'élimination du phosphore d'une eau résiduaire en fonction du temps de rétention nominal en zone anaérobie (d'après ØERBER *et* WINTER, 1984). Dans le tableau sont rapportés les vitesses nettes d'absorption de phosphore ( $v_a$ ) et la concentration moyenne en P dans l'eau traitée ( $P_{ET}$ ). La concentration moyenne en P dans l'eau brute était de  $34,5 \text{ mg.l}^{-1}$ .**

Temps de rétention nominal (h)	6	12	18	24
$v_a$ ( $\text{mg P. g}^{-1} \cdot \text{MV.h}^{-1}$ )	2,3	4,0	3,8	3,8
$P_{ET}$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	24,2	19,3	20,8	18,0

FUKASE (1984) a fait varier les temps de rétention dans les zones anaérobie et aérobie lors d'une étude sur un pilote fonctionnant à forte charge. Le teneur en phosphore dans la boue était maximal (5,15 - 5,41%) avec un temps de rétention en anaérobie d'une heure et demie, une matière sèche de  $1,3$  à  $1,9 \text{ g.l}^{-1}$ , un âge des boues de 2,5 à 4,3 jours, et une charge massique inférieure ou égale à  $2,0 \text{ kg DBO.kg MS}_{\text{ana}}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ , correspondant à une charge en aération de  $0,75 \text{ kgDBO}_5/\text{kgMS}_{\text{aér}}/\text{j}$ . FUKASE (1984) attache plus d'importance à la charge massique en anaérobiose et au rapport DBO/MS qu'au temps de rétention dans le compartiment anaérobie. Il est cependant difficile de déterminer quel facteur prédomine, puisque des nombreux paramètres opérationnels varient de façon concomitante: charge, temps de rétention, matières sèches...

VENTER *et al.* (1978) ont fait des essais de dénitrification sur la station Olifantsvlei (Johannesburg)(Fig 6.8). Au fur et à mesure que la zone non-aérée était étendue (par fonctionnement syncopé des aérateurs de surface: fonctionnement 22h/24h), la concentration de  $\text{PO}_4$  soluble en sortie baissait. Les périodes de meilleure déphosphatation correspondent aux périodes où la concentration en nitrates en sortie était la plus faible.

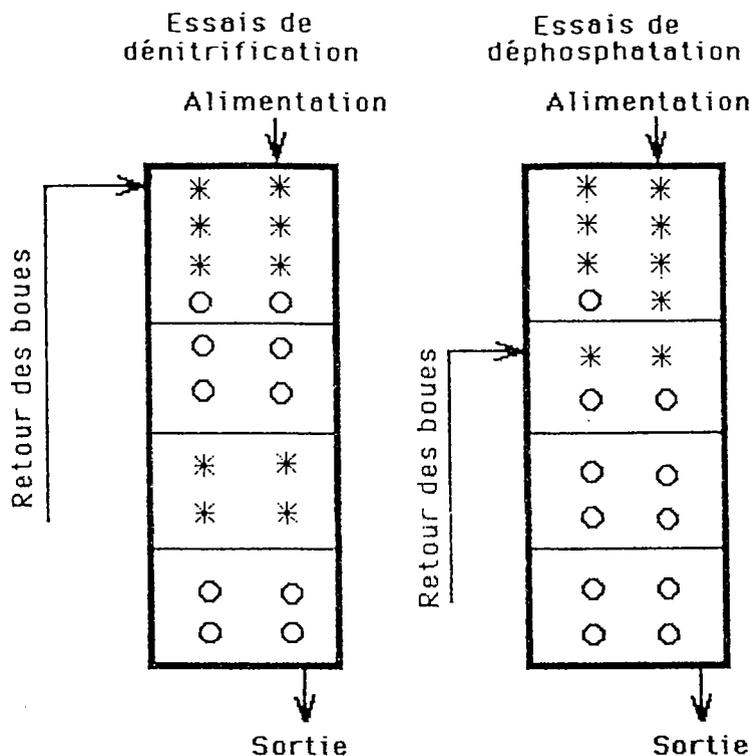


Fig. 6.8.: configurations utilisées par VENTER *et al.* (1978) pour les essais de dénitrification et déphosphatation.

- \* aérateur fonctionnant en discontinu.
- aérateur fonctionnant en continu.

Lors des essais de déphosphatation, les périodes des rendements les plus élevés sont à nouveau celles avec la zone anaérobie la plus étendue, et, remarquablement, les configurations où le retour de boues se fait à la fin de la zone anaérobie, donc où l'eau brute traverse une zone anaérobie sans être mélangée instantanément avec les boues décantées recyclées. Cette zone pourrait permettre une certaine acidogénèse, toutefois difficilement contrôlable. Un essai avec une zone anaérobie de taille comparable mais avec une configuration classique, c'est à dire avec le recyclage des boues en tête, pouvant servir comme témoin, manque.

MC LAREN et WOOD (1976) observent une nette amélioration du rendement de l'élimination du phosphore suite à l'ajout d'un deuxième bassin anaérobie, ainsi augmentant le temps de séjour de 2 à 4 heures, et s'éloignant des conditions du mélange intégral.

En résumé:

Beaucoup de travail fut réalisé sur pilotes de tailles très diverses.

Globalement, pour une charge massique aérée égale, un temps de séjour en anaérobiose élevé semble favoriser à la fois la dénitrification et la déphosphatation. Evidemment, très souvent le temps de séjour et la charge en carbone varient de façon concomitante.

Remarquons finalement que la teneur en phosphore dans les boues éliminées d'une station à échelle industrielle ne dépasse rarement 5% par rapport au matières sèches.

## 6.7 LES SYSTEMES ACIDOGENES

Suite aux observations indiquant l'importance des substrats carbonés comme l'acétate (FUHS *et* CHEN, 1975, OSBORN *et* NICHOLLS, 1978; § 6.3.2), plusieurs chercheurs ont étudié l'effet d'un "dopage" de l'affluent d'une station avec ces substrats. Le dopage a été effectué, soit involontairement par une fermentation acide dans des collecteurs septiques (PAEPCKE, 1983, BARNARD, 1984), ou volontairement, soit par l'ajout d'une pollution artificielle (RENSINK *et al.*, 1984, MEOANCK *et al.*, 1984), soit par l'utilisation du surnageant ou des boues des digesteurs (BARNARD *et al.*, 1984; OSBORN *et* NICHOLLS, 1978).

Un substrat synthétique étant trop coûteux pour des applications industrielles, et les conditions dans des collecteurs septiques parfaitement incontrôlables, il semble opportun de prêter attention aux systèmes acidogènes décrits dans la littérature, afin d'y puiser des renseignements pratiques et fondamentaux.

Trois types de systèmes acidogènes (*sensu lato*) peuvent être distingués :

1. Les seuls réacteurs acidogènes bien étudiés constituent la première étape d'un procédé de méthanisation en deux phases (VERSTRAETE *et al.*, 1981). Ces procédés se caractérisent par la séparation de la flore non méthanigène, productrice d'acides gras volatils, de la flore méthanigène, consommatrice, elle, d'acides gras volatils. La flore acidogène se développe dans un premier réacteur, physiquement séparée de la flore méthanigène qui se trouve dans un deuxième réacteur. De nombreuses études ont été menées au sujet de la phase acidogène, utilisant des substrats synthétiques bien définis ou bien des mélanges complexes (GOSH *et al.*, 1975). Aussi bien le génie que des aspects microbiologiques ont été abordés. Ces systèmes constituent la source la plus importante de renseignements relatifs au processus de l'acidogénèse.
2. Dans le bassin anaérobie constituant la première étape de la chaîne de traitement destinée à l'élimination biologique de l'azote et du phosphore, une fermentation acide peut avoir lieu (FUHS *et* CHEN, 1975). Il est cependant difficile d'en quantifier l'importance. Il faut noter que l'acidogénèse est l'étape limitante, et qu'une

accumulation d'acétate dans une liqueur mixte n'a jamais été observée. Pour étudier la cinétique de production d'acétate, il faudrait en inhiber sa consommation, ou séparer la flore acidogène des autres organismes de la boue.

3. Le troisième type de système acidogène est constitué par des épaisseurs de boues ou des décanteurs primaires exploités de façon non-classique, afin d'obtenir une production d'acétate par fermentation acide dans l'épaisseur (OLDHAM, 1985). Une installation à échelle de laboratoire décrit par RABINOWITZ *et* OLDHAM (1985) s'approche des "décanteurs primaires activés" décrit par BARNARD (1984)(Fig. 6.9). Une deuxième installation s'approche du système acidogène utilisé au cours de nos expériences (§ 7.1.2; T'SEYEN *et al.*, 1975). La deuxième installation, une modification d'un épaisseur des boues primaires, est schématisée sur la Fig. 6.10.

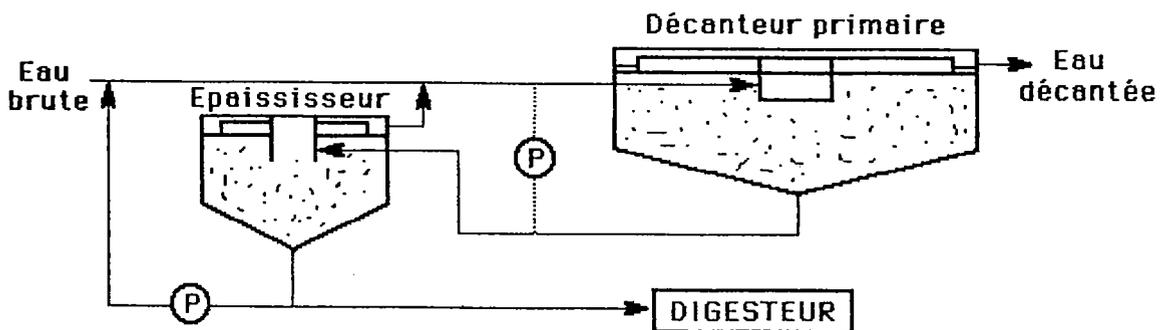
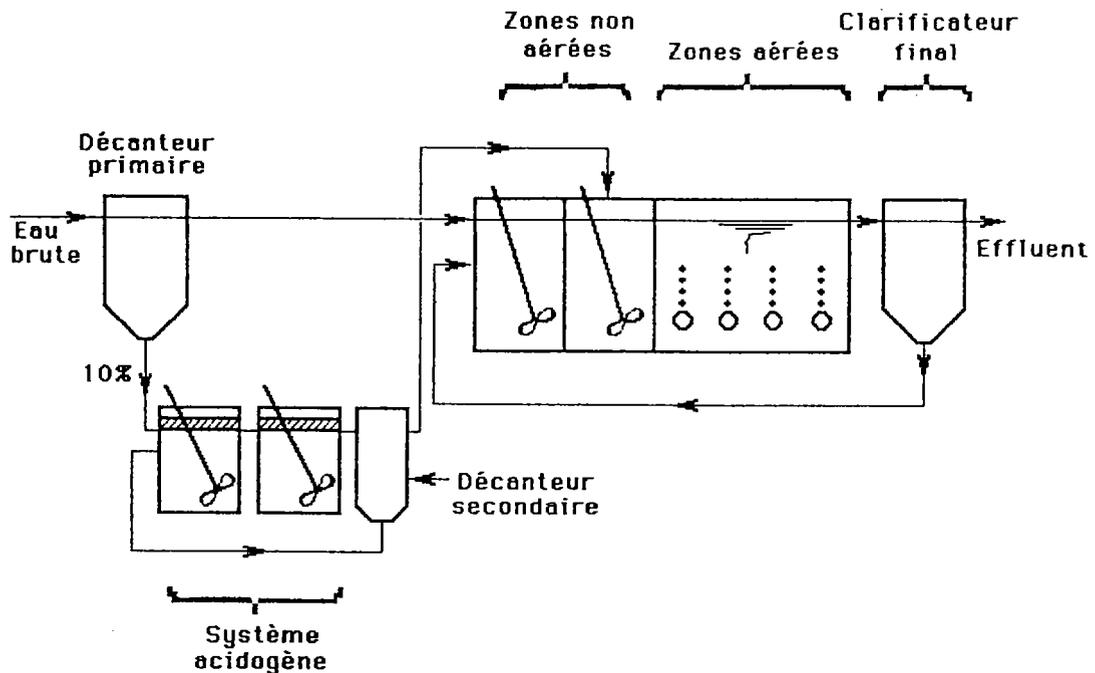


Fig. 6.9. Un "décanteur primaire activé" selon BARNARD (1984). Une fermentation de l'eau brute peut avoir lieu dans le décanteur primaire.



**Fig. 6.10.** Schéma d'une installation pilote avec un système acidogène: les boues primaires sont fermentées dans un réacteur avant d'être introduit dans la zone anaérobie. D'après RABINOWITZ *et* OLDHAM (1985).

Une introduction à la biochimie de l'acidogénèse (la production d'acides gras volatils) semble indispensable; ensuite la flore acidogène sera traitée, et finalement les aspects plus appliqués seront étudiés.

## 6.8. LA BIOCHIMIE DE L'ACIDOGENESE.

Il existe plusieurs types de fermentation donnant lieu à la formation d'acides organiques et de solvants. Les voies métaboliques et donc la nature des composés produits sont génétiquement déterminées, et dépendent de la souche considérée. Cependant, les proportions des différents composés produits par une souche varient fortement selon les conditions de culture (GAUDY *et* GAUDY, 1980). Les proportions des produits principaux de la fermentation semblent soumises à des variations moins importantes que les produits minoritaires.

Toutes les voies fermentatives procèdent du pyruvate. Un schéma synthétique est représenté dans la figure 6.11. Dans presque tous les cas le pyruvate subit une décarboxylation oxydative conduisant à une forme "activée" de l'acétate, l'acétyl-CoA.

La fermentation donnant lieu à l'acide lactique comme produit majoritaire est important chez les bactéries dites "lactiques", organismes gram positifs prospérant seulement dans des conditions relativement particulières. L'importance de cette fermentation dans le traitement de l'eau paraît limitée.

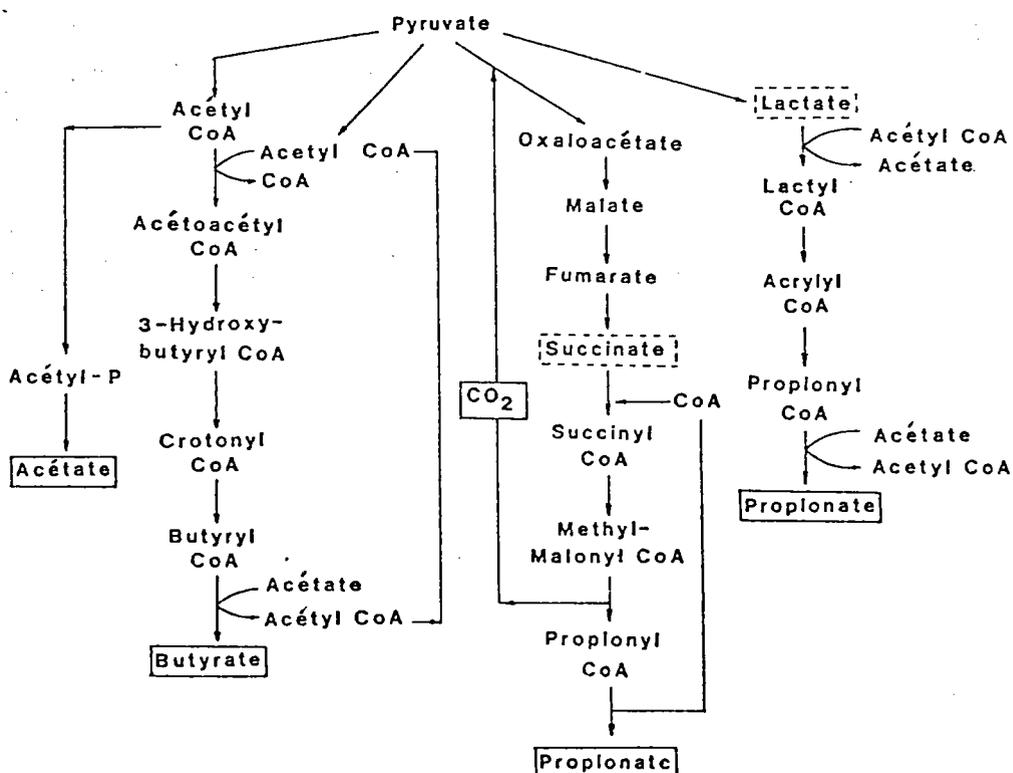


Fig. 6.11. Schéma d'un nombre de voies fermentatives des bactéries anaérobies strictes (d'après LIN *et al.*, 1985).

Un grand nombre de bactéries anaérobies strictes produisent des alcools et des cétones lors de la fermentation de sucres ou d'autres substrats convertibles en acide pyruvique. Les voies métaboliques alternatives sont très nombreuses. Les produits majoritaires sont l'acétone et surtout le butanol (fermentation avec production de solvants).

Un type de fermentation très répandu parmi les entérobactéries, mais présent aussi chez certains *Bacillus*, est la fermentation butanediol, donnant lieu à la formation de butanediol et l'acétoïne.

D'autres entérobactéries effectuent une fermentation dite "mixte". Comme le nom l'indique, plusieurs acides sont formés: les acides acétique, lactique et formique, mais aussi de l'éthanol et du CO<sub>2</sub> peuvent être produits.

L'équilibre des différentes voies est ajusté par le micro-organisme de façon à obtenir une efficacité thermodynamique maximale. Les conditions de culture, tel que le substrat ou le pH peuvent influencer l'importance d'une voie ou une autre (voir le S 6.10). La présence d'organismes d'autres espèces peut favoriser l'utilisation d'autre voies métaboliques. Cependant, les interactions entre les différentes souches fermentatives sont particulièrement mal connues.

## 6.9. LES ORGANISMES ACIDOGÈNES.

Des isollements des différents organismes acidogènes des boues dites "déphosphatantes" ont été effectuées par BRODISCH 1984, CLOETE *et al.* 1984, MEGANCK *et al.* 1984 et MALNOU *et al.* 1983. Les organismes aérobie-anaérobies facultatifs isolés, susceptibles d'effectuer une fermentation acide, sont rassemblés dans le tableau 6.8.

**Tableau 6.8. Bactéries aérobies-anaérobies facultatives isolées des boues déphosphatantes.**

<b>Genre</b>	<b>Références</b>
<i>Aeromonas</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983; MALNOU <i>et al.</i> , 1983; BRODISCH, 1984 ; CLOETE <i>et al.</i> , 1984; LÖTTER 1984; MEGANCK <i>et al.</i> , 1984; LÖTTER <i>et</i> MURPHY, 1985
<i>Chromobacterium</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983
<i>Citrobacter</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983; BRODISCH, 1984; CLOETE <i>et al.</i> , 1984; LÖTTER <i>et</i> MURPHY, 1985
<i>Enterobacter</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983; CLOETE <i>et al.</i> , 1984
<i>Erwinia</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983
<i>Escherichia</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983; BRODISCH, 1984; CLOETE <i>et al.</i> , 1984
<i>Flavobacterium</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983; CLOETE <i>et al.</i> , 1984; MEGANCK <i>et al.</i> , 1984; LÖTTER <i>et</i> MURPHY, 1985
<i>Klebsiella</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983; CLOETE <i>et al.</i> , 1984; BRODISCH 1984
<i>Pasteurella</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983; BRODISCH, 1984; LÖTTER <i>et</i> MURPHY, 1985
<i>Proteus</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983
<i>Salmonella</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983
<i>Serratia</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983
<i>Shigella</i>	CLOETE <i>et al.</i> , 1984; LÖTTER <i>et</i> MURPHY, 1985
<i>Yersinia</i>	BRODISCH <i>et</i> JOYNER, 1983; LÖTTER <i>et</i> MURPHY, 1985

Lors des isolements effectuées sur des boues acidogènes d'une méthanisation en deux phases, plusieurs auteurs ont trouvé une majorité de bactéries aérobies-anaérobies facultatives. Dans une étude ultérieure, mettant en œuvre des techniques plus fines,

TOERIEN (1970) aboutissait à d'autres conclusions: cette fois les bactéries isolées du réacteur acidogène sont toutes anaérobies obligatoires ou micro-aérophiles. Les bactéries sporulantes constituent moins de 1% des bactéries isolées, une observation en contradiction avec celle de COHEN (1979), qui démontre indirectement l'importance des organismes sporulants dans le réacteur qu'il étudiait. Si les nouvelles techniques ont permis l'isolement et la culture des organismes anaérobies stricts, la cause de l'absence quasi-totale de bactéries aérobies-anaérobies facultatives n'est pas aussi évidente.

La flore des systèmes acidogènes expérimentaux, comme des épaisseur à fonctionnement modifié (OLDHAM, 1984), ou les "décanteurs primaires activés" (BARNARD, 1984), n'ont pas encore fait objet d'une étude microbiologique; leur exploitation reste empirique et n'est pas directement basée sur des considérations de cinétique ou de sélection de flore.

La composition de la flore microbienne dans le système acidogène utilisé dans la présente étude (S 7.2) a été recherchée (LE FLOHIC 1985; T'SEYEN *et al.* 1985). Les souches isolées dominant en nombre sont rapportées dans le tableau 6.9.

---

**Tableau 6.9. Principales souches isolées des boues du réacteur acidogène (LE FLOHIC 1985). (Fréquence en %).**

---

<i>Enterobacter agglomerans</i>	16
<i>Citrobacter freundii</i>	14
<i>Klebsiella oxytoca</i>	13
<i>Yersinia enterocolitica</i>	12
Souche non identifiée	12
<i>Escherichia coli</i>	12
<i>Aeromonas hydrophila</i>	9
<i>Flavobacterium sp.</i>	4
Autres	8

---

Vu les résultats d'autres auteurs, étudiant des systèmes de méthanisation en deux phases (TOERIEN, 1970), il paraît surprenant qu'aucun micro-organisme anaérobie stricte n'ait été isolé du réacteur acidogène étudié. Compte tenu des faibles temps de séjour des solides (4 à 12 jours), l'ensemencement continu avec des organismes anaérobies facultatifs contenus dans l'eau résiduaire, favorise sûrement la dominance de ceux-ci dans la flore. D'autre part, l'oxygène introduit par l'alimentation, ainsi que par diffusion à l'interface boue-air, peut favoriser le développement des anaérobies facultatifs.

Les principales souches isolées du réacteur acidogène correspondent aux bactéries anaérobies facultatives souvent identifiées dans la boue activée des systèmes d'élimination biologique du phosphore et de l'azote (BRODISCH 1984; CLOETE 1984; Tab. 6.8).

On peut conclure que dans les digesteurs, à la différence avec les boues des systèmes d'élimination biologique du phosphore, un certain nombre de bactéries anaérobies strictes non méthanigènes peuvent se développer. Des organismes aérobie-anaérobies facultatifs ont souvent été isolés. Les rapports (compétition, mutualisme ou commensalisme) entre ces deux groupes ne sont pas connus.

Dans les boues des systèmes déphosphatants, les bactéries présentes sont aérobie ou aérobie-anaérobies facultatives. Certaines bactéries aérobie strictes profitent des produits de fermentation relargués par les aérobie-anaérobies facultatives dans la phase anaérobie de la chaîne de traitement (RENSINK *et* DONKER, 1984).

Quant à la composition de la flore, le système acidogène étudié par LE FLOHIC (1985) et T'SEYEN *et al.* (1985) s'apparente donc plus à la fraction aérobie-anaérobie facultative des boues déphosphatantes qu'aux réacteurs acidogènes pour la méthanisation en deux stades.

## 6.10. LES PRODUITS DE FERMENTATION.

Les produits de fermentation des organismes acidogènes dans les boues provenant des systèmes d'élimination biologique du phosphore sont peu connus. Dans un système

équilibré, l'assimilation de ces produits par les autres bactéries semble plus rapide que leur production (voir également § 6.3.2). Puisque l'acidification constitue l'étape limitante (MEGANCK *et al.*, 1984) les produits de fermentation ne s'accumulent pas. Cependant, des essais en culture pure, avec des souches isolées des boues, ont démontré la production d'acétate dans un milieu synthétique (BRODISCH, 1984; MEGANCK *et al.*, 1984).

Les seuls produits de fermentation des épaisseurs de boues mentionnés dans la littérature sont l'acétate (OLDHAM, 1984; RABINOWITZ *et* OLDHAM, 1985) et le proprionate (RABINOWITZ *et* OLDHAM, 1985).

L'influence des paramètres suivants sur la composition d'un milieu après fermentation a été recherchée dans la littérature: le pH, la température et le substrat.

#### 6.10.1 Influence du pH.

L'influence du pH sur la nature des acides gras volatils (AGV) produits a été étudié pour les fermentations industrielles et pour la fermentation acide comme première étape de la méthanisation. Dans les deux cas, la recherche a été effectuée sur d'autres types de fermentation que celui rencontré dans le système acidogène décrit par T'SEYEN *et al.*, 1985.

De la littérature importante à ce sujet, une tendance peut être retenue: à des valeurs de pH très basses (4 - 5), l'acétate est produit en quantités très faibles (MONTVILLE, 1985). A des valeurs de pH autour de 6,5, l'acétate devient l'acide volatil prédominant (MONTVILLE, 1985; SEGERS *et al.*, 1981; ZOETEMEYER *et al.*, 1982).

#### 6.10.2 Influence de la température.

Aucune étude relative à la cinétique d'acidification dans la zone de 10 à 25 °C n'a été publiée à notre connaissance.

### 6.10.3 Influence du substrat.

La qualité et la concentration du substrat ont d'abord une influence sur la cinétique des réactions d'acidification (GOSH *et al.*, 1975). Il semble évident que le glucose est un substrat beaucoup plus facilement dégradable que les boues excédentaires (Tab. 6.10). Malheureusement, nous n'avons trouvé aucun document portant sur la cinétique d'acidification d'une eau résiduaire. Il est impossible de prédire à partir de ces données l'ordre de grandeur des cinétiques de croissance ou de taux de conversion en produits de fermentation d'un si complexe et variable mélange de substrats comme une eau résiduaire.

TURTON *et al.* (1983) ont étudié de façon approfondie l'influence de la nature du bouillon de culture sur la distribution des produits de fermentation, chez 10 souches pures. Il a démontré que l'importance relative des différents produits de fermentation, parmi lesquels l'acétate, dépendait fortement du bouillon de culture utilisé.

---

**Tableau 6.10. Cinétique d'acidogénèse dans des réacteurs alimentés avec du glucose et avec des boues excédentaires (d'après GOSH *et al.*, 1975).**

---

Paramètre	boue	glucose
taux de croissance max. $\mu$ ( $h^{-1}$ )	0,16	1,25
constante de saturation $K_s$ ( $g.l^{-1}$ )	26 (MV)	0,023
coefficient d'efficacité de production d'acide acétique $a$ (g HAC/g MV)	0,28	0,73

---

HAc : acide acétique.

MV : masse des matières volatiles.

#### 6.10.4 L'influence de la charge appliquée et du temps de rétention dans les réacteurs acidogènes.

La charge appliquée à des digesteurs est habituellement exprimée comme une charge volumique. GOSH *et al.* 1975 alimentaient un réacteur acidogène par des boues. Ils variaient la charge entre 24,7 et 42,7 kg MV/m<sup>3</sup>/j. Le temps de rétention variait de 10 à 24 heures.

Le tableau 6.11 rassemble les résultats de MASSEY *et* POHLAND (1978), obtenus avec un réacteur acidogène, alimenté au glucose, avec un recyclage de biomasse. Les résultats semblent logiques: plus que le temps de rétention est long, plus le substrat soluble est fermenté complètement. Cependant, pour des substrats plus complexes, voir insolubles, l'effet est peut-être moins nette. Les molécules de hauts PM doivent être hydrolysées avant l'utilisation, et cette étape d'hydrolyse pourrait être limitante. Dans des systèmes acidogènes avec un recyclage, les matières solides sont retenues plus longtemps dans le système et pourraient être hydrolysées petit à petit.

**Tableau 6.11. Taux de conversion du glucose lors d'une fermentation en fonction temps de rétention dans le fermenteur D'après MASSEY *et* POHLAND (1978).**

$t_R$ h	DCO <sub>e</sub> mg.l <sup>-1</sup>	DCO <sub>s</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )		% converti
		soluble	AGV	
0,93	1 094	984	252	23
2,28	1 094	730	333	30
7,72	1 216	894	599	49
11,24	1 205	1 010	820	68
13,90	1 256	904	781	62

$t_R$  : temps de rétention hydraulique ; DCO<sub>e</sub> : DCO à l'entrée; DCO<sub>s</sub> : DCO à la sortie; AGV : DCO des acides gras volatils; % converti : fraction de la DCO<sub>e</sub> convertie en AGV.

Les caractéristiques de fonctionnement et les résultats rapportés par RABINOWITZ *et* OLDHAM, 1985 sont résumés dans le tableau 6.12. Au cours des périodes expérimentales 1 à 3, le réacteur acidogène fonctionnait sans décanteur secondaire. L'âge des boues était donc égale au temps de séjour hydraulique. Uniquement au cours de la période 4, un décanteur a été utilisé pour permettre une plus forte charge hydraulique (Fig. 6.10).

**Tab. 6.12. Caractéristiques du fonctionnement du réacteur acidogène représenté sur la Fig. 6.10 et résultats obtenus. D'après RABINOWITZ *et* OLDHAM, 1985.**

Paramètre	Période			
	1	2	3	4
Age des boues $\bar{A}$ (j.)	2,5	3,5	5,0	10,0
DCO eau brute ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	277	250	245	354
DCO boue prim. ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	1160	1790	1720	1857
<b>AGV produits (comme <math>\text{mg HAc.l}^{-1}</math>):</b>				
Ac. acétique	51	92	85	84
Ac. propionique	37	73	69	63
<b>Rendement</b> (AGV comme $\text{mg HAc.mg}^{-1}\text{DCO}$ )	0,078	0,093	0,093	0,082

Selon RABINOWITZ *et* OLDHAM (1985), le rendement de transformation des composés carbonés de la boue primaire en acides gras volatils est compris entre 0,8 et 0,9  $\text{mg DCO} \cdot \text{mg}^{-1}\text{DCO}$ . Les mêmes rendements ont été obtenus par BLANC (comm. pers.) lors des essais d'acidification de boues fraîches (boues activées excédentaires + boues primaires).

7.	MATERIELS ET METHODES.	
7.1	INSTALLATIONS PILOTES.	138
7.1.1	Les installations pilotes de type "Phoredox modifié".	138
7.1.2	Le système acidogène.	140
7.1.3	Les essais en discontinu, dits "en batch".	140
7.2	ALIMENTATION DES PILOTES.	141
7.3	PRISE DES ECHANTILLONS.	144
7.3.1	Les prélèvements intégrés à l'entrée et à la sortie des pilotes de type "Phoredox modifié".	
7.3.2	Les prélèvements dans les bassins des pilotes "Phoredox modifié".	
7.3.3	Les prélèvements dans le système acidogène.	
7.4	TECHNIQUES ANALYTIQUES.	144
7.5	INTERPRETATION DES RESULTATS.	146
7.5.1	Les moyennes mobiles.	146
7.5.2	Les tests de signification.	146
7.5.3	Les régressions.	147

## 7. MATERIELS ET METHODES.

### 7.1 INSTALLATIONS PILOTES.

#### 7.1.1 Les installations pilotes de type "Phoredox modifié".

L'élimination biologique du phosphore a été étudiée à l'aide de deux pilotes du type "Phoredox modifié", représentés sur les figures 7.1 et 7.2. Les deux pilotes comportaient:

- une zone anaérobie, où il n'y a ni oxygène, ni nitrates;
- une zone anoxique, où il n'y a pas d'oxygène décelable, mais où il a une introduction importante de nitrates;
- une zone aérée à l'aide d'air pressurisé distribué par des pierres poreuses d'aquarium;
- un clarificateur final.

Les installations pilotes du type "Phoredox modifié" seront appelées plus brièvement : "pilote Phoredox modifié".

Selon la période expérimentale considérée, un système acidogène, comportant un réacteur anaérobie et un décanteur, était situé en amont du pilote "Phoredox modifié" (Fig. 7.3).

Le premier pilote (Fig. 7.1) avait une zone anaérobie de 8 l en mélange intégral, dans laquelle étaient introduites l'eau brute et les boues décantées, recyclées en tête de l'installation. Par surverse, mais sans cascade, la liqueur mixte était transférée à la zone anoxique, également d'une capacité de 8 l et en mélange intégral. Cette zone recevait en plus la liqueur mixte recyclée de la zone aérée. La boue était gardée en suspension par un brassage lent à l'aide d'agitateurs équipés de bras à pales.

La liqueur mixte était transférée au bassin aéré de 12 l, divisé en 4 compartiments de 3 l, afin de s'approcher d'un régime hydraulique en flux piston. Le brassage était réalisé par l'insufflation de l'air.

Le clarificateur, en verre, non raclé, avait un volume de 3 l. La liqueur mixte était introduite à mi-hauteur à l'aide d'un tuyau vertical au centre du clarificateur ("Clifford").

Les boues excédentaires étaient éliminées automatiquement du dernier compartiment du bassin aéré à l'aide d'une pompe asservie par une horloge. Biquotidiennement, le volume était noté, le poids sec déterminé, et un échantillonnage effectué.

Le deuxième pilote "Phoredox modifié" avait une zone anaérobie de 4 l, où étaient introduites l'eau brute et les boues décantées recyclées. Puis suivait un bassin non-aéré compartimenté, d'une capacité totale de 12 l. La zone anaérobie pouvait être étendue au détriment de la zone anoxique ou vice versa en modifiant le lieu d'introduction de la liqueur mixte recyclée. La liaison entre le premier bassin anaérobie et le bassin non-aéré était réalisée par un siphon. Le bassin aéré et le clarificateur étaient identiques à ceux du premier pilote.

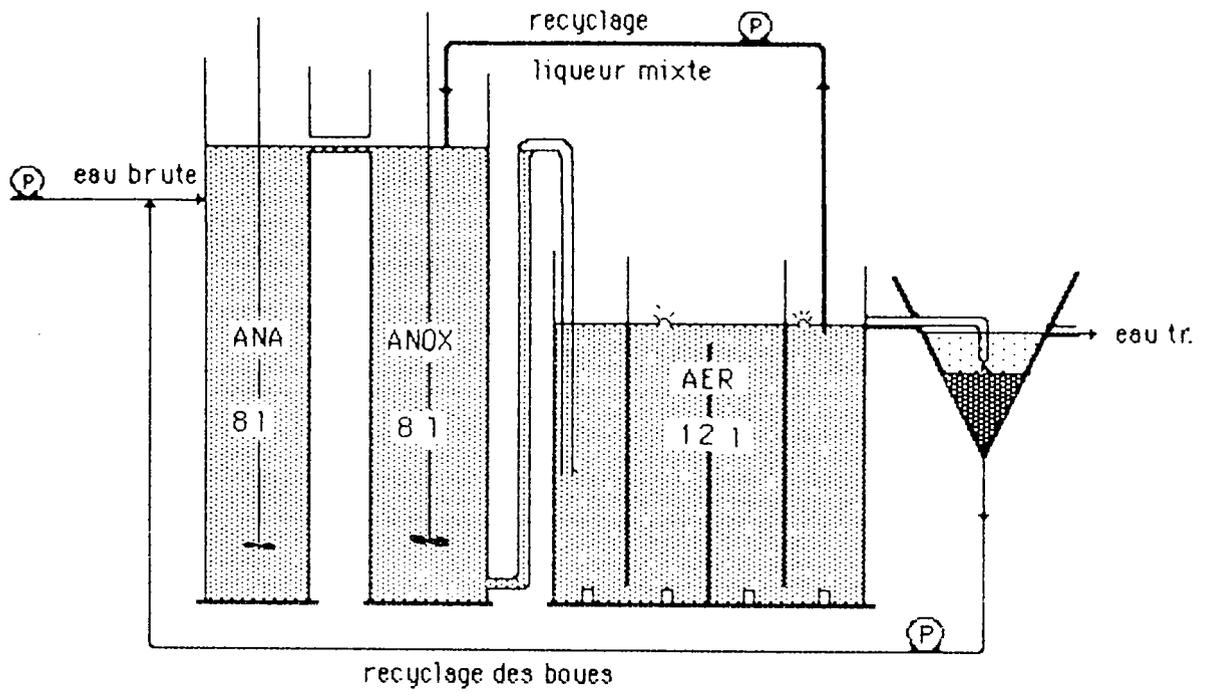


Fig. 7.1. Schéma du premier pilote de type "Phoredox modifié".

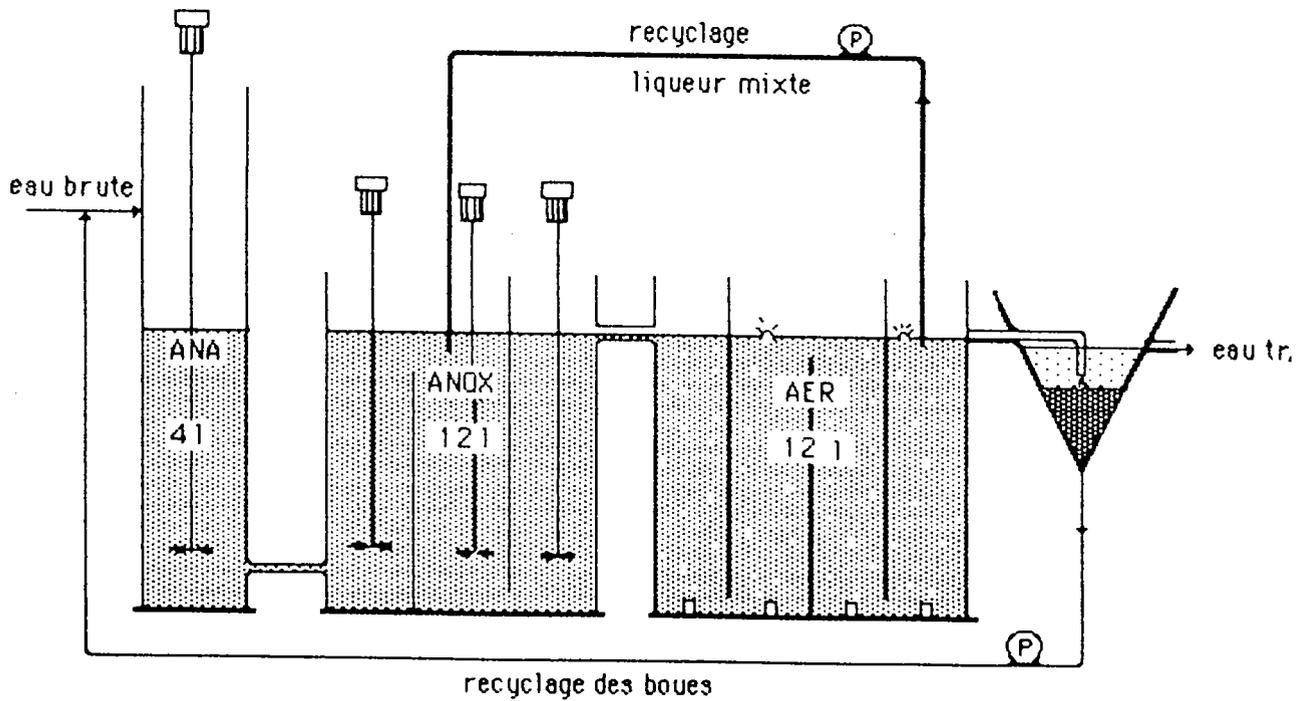
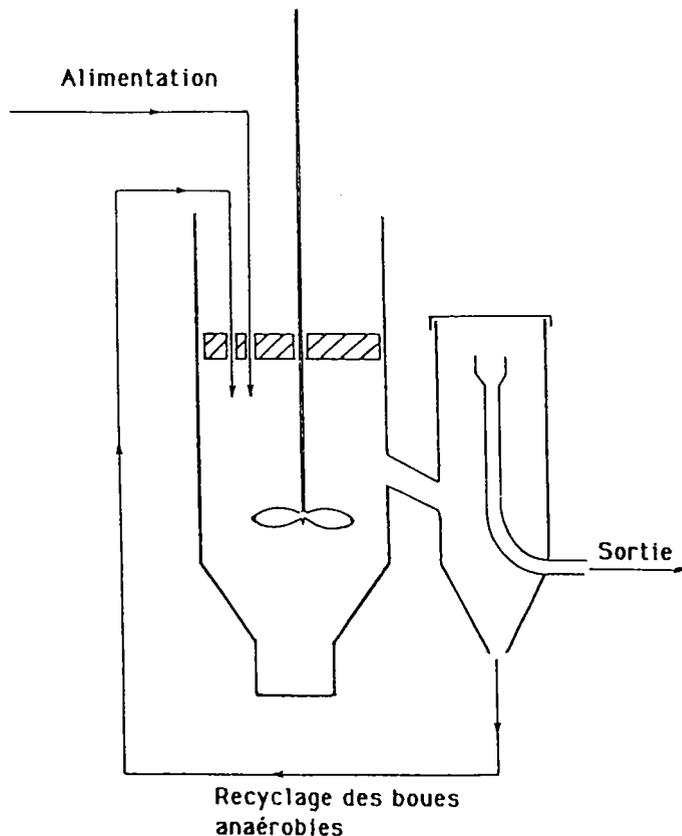


Fig. 7.2. Schéma du deuxième pilote de type "Phoredox modifié".

### 7.1.2. Le système acidogène

Le système acidogène consistait en un réacteur de 2 l et un décanteur de 0,9 l (Fig 7.3). La boue du réacteur était doucement brassée par un agitateur à hélice. Une couche de morceaux de polystyrène flottait sur la boue afin de minimiser les échanges gazeux entre l'air et la boue. Le décanteur était muni d'un couvercle. Les boues décantées étaient recyclées vers le réacteur. Le surnageant était éventuellement utilisé comme alimentation pour le pilote "Phoredox modifié". Quotidiennement, une certaine fraction des boues était éliminée automatiquement du système soit à l'aide d'une pompe asservie par une horloge, soit par aspiration ensemble avec l'effluent.



**Fig. 7.3. Schéma du système acidogène.**

### 7.1.3. Les essais de laboratoire en discontinu, dits "en batch".

Les essais en discontinu, dits "en batch", ont été réalisés dans des flacons de 500 ml fermés par un bouchon en caoutchouc (Flacon plasma T2; Proscience), dans une enceinte thermostatée (28 - 30 °C) avec agitateur (New Brunswick Gyrotory; 120 - 150 rpm) ou dans une étuve avec une table agitante (New Brunswick Gyrotory ; 120 - 150 rpm). Des

essais ont été effectués sur une eau brute de provenance des Mureaux (série 1), et sur la même eau brute mais filtrée (série 2). Cinq concentrations en boue, provenant du réacteur acidogène, ont été testées (essais 1.1 à 1.5 et 2.1 à 2.5) Le protocole expérimentale est détaillé dans le § 8.3).

## 7.2. ALIMENTATION DES PILOTES.

Du 01.10.84 au 05.03.85, l'eau d'alimentation, dite eau brute (EB), était prélevée immédiatement après le dégrilleur de la station d'épuration de Carrières-sous-Poissy. Elle était tamisée sur un tamis avec une taille d'exclusion de 0,5 mm. Si la concentration en carbone (estimée par la DCO) ou en phosphore (P) était jugée insuffisante, l'EB était supplémentée d'un mélange de poudre de lait, de peptone, d'extrait de viande et de phosphate, dont la composition exacte est rapportée dans le tableau 7.1.

**Tableau 7.1. Composition de la supplémentation de l'eau brute.**

<b>Produit</b>	<b>poids (g)</b>
<b>Poudre de lait écrémé (GLORIA)</b>	<b>100</b>
<b>Peptone (Institut Pasteur)</b>	<b>313</b>
<b>Extrait de viande (IP 64 351)</b>	<b>423</b>
<b>K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> (Labosi P 1390)</b>	<b>49</b>

La composition - type de l'eau brute, après tamisage et après supplémentation éventuelle, est donnée dans le tableau 7.2. L'eau était conservée à 3 - 4 °C dans une cuve réfrigérée (ALFA - LAVAL), ou dans des fûts entreposés dans un frigidaire à une température comprise entre 4 et 6 °C.

Du 05.03.85 au 16.08.85, l'EB était prélevée après le dégrillage, en tête de la station d'épuration des Mureaux. Elle était tamisée sur un tamis avec une taille d'exclusion de 0,5 mm, et stockée à 3 °C dans une cuve à lait (ALFA - LAVAL), avec un brassage syncopé. Du 10.05 au 16.05.85, l'EB a été supplémentée de méthanol, correspondant à une DCO supplémentaire de 100 à 150 mg.l<sup>-1</sup>. Une composition moyenne de l'EB non tamisée et non supplémentée est donnée dans le tableau 7.3.

**Tableau 7.2. Composition type de l'eau brute utilisée pour les essais pilotes du 01.10.84 au 05.03.85.**

paramètre	(mg.l <sup>-1</sup> )
DCO totale	550
NTK	60
N - NO <sub>x</sub>	0
P total	14

**Tableau 7.3. Composition de l'eau résiduaire provenant des Mureaux (moyenne sur la semaine du 18.03 au 24.03.85).**

paramètre	(mg.l <sup>-1</sup> )
DCO totale	900
DCO filtrée	250
DBO <sub>5</sub> totale	200
NTK	80
P total	23
N - NO <sub>x</sub>	0
Fe	0,7
Mg	3,0
Ca	20,0
K	10,0

### 7.3. L'ECHANTILLONNAGE.

Selon les cas, un échantillonnage **instantané** ou **intégré** a été effectué, indiquant respectivement des valeurs instantanées ou des valeurs moyennes sur des périodes de 24 h. Si une filtration eut lieu, elle fut effectuée immédiatement après l'échantillonnage sur un filtre AP 20 (MILLIPORE), sauf indication contraire.

#### 7.3.1 Les prélèvements intégrés à l'entrée et à la sortie des pilotes.

- **Eau brute (EB)**: échantillon du stock d'eau résiduaire, pris dans la cuve réfrigérée, après homogénéisation.
- **Eau brute filtrée (EBf)**: échantillon d'EB, filtré sur un filtre AP 20.
- **Eau traitée (ET)**: échantillon intégré sur 24 h, pris du récipient de l'eau clarifiée, après homogénéisation.
- **Eau traitée filtrée (ETf)**: échantillon d'ET, filtré sur un filtre AP 20.

Une fraction des EB, des EBf, de l'ET et de l'ETf était congelée à  $-18^{\circ}\text{C}$  jusqu'au moment de l'analyse. Le reste des échantillons était acidifié à l'aide d'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), puis entreposé à  $4^{\circ}\text{C}$  jusqu'au moment de l'analyse.

#### 7.3.2 Les prélèvements dans les bassins des pilotes.

Les séries de prélèvements dans les différents bassins ou compartiments des pilotes étaient effectuées dans le sens de la fin au début de la chaîne de traitement. Après homogénéisation de la liqueur mixte d'un bassin, un échantillon de 25 ou de 10 ml a été pris à l'aide d'une pipette. L'échantillon a été filtré immédiatement. Le filtrat a été divisé en deux fractions; une fraction a été congelée à  $-18^{\circ}\text{C}$  pour analyse des composés azotés, l'autre fraction a été acidifiée à l'aide de l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ; jusqu'environ 0,5 % V/V) pour le dosage du phosphore, et éventuellement d'autres éléments, en spectrométrie d'émission.

#### 7.3.3 Les prélèvements dans le système acidogène.

Des échantillons de 40 ml, pris à la fin du tuyau d'alimentation et de la zone clarifiée du décanteur étaient basifiés à l'aide d'environ 0,1 ml de soude (NaOH) à 40 %, puis filtrés et stockés à  $4^{\circ}\text{C}$  pour le dosage des acides gras volatils (AGV). De même, des échantillons d'environ 100 ml étaient pris à la fin du tuyau d'alimentation et dans la zone clarifiée du décanteur et acidifiés à l'aide d'acide sulfurique et stockés jusqu'au moment de l'analyse.

### 7.3. TECHNIQUES ANALYTIQUES

**La demande chimique en oxygène (DCO)**: les DCO sont mesurées suivant la norme AFNOR 90-101. Un échantillon de 50 ml est porté à l'ébullition durant 2 h en présence de

70 ml d'acide sulfurique, 25 ml de bichromate de potassium à 0,25 N, et 1 g de sulfate de mercure (II) pour éliminer les interférences des chlorures avec le dosage. L'excès de dichromate est dosé par titration avec une solution de Fe (II) et d'ammonium (sel de Mohr).

**Le carbone organique totale (COT):** le carbone organique filtrable est dosé à l'aide d'un analyseur de carbone organique DOHRMAN D C080 muni d'un détecteur UV. Préalablement au dosage, les carbonates sont éliminés par insufflation d'O<sub>2</sub> à pH = 2.

**Le poids sec des matières en suspension :** les "matières sèches" (MS) sont déterminées par filtration d'un échantillon de 10,25 ou 50 ml, sur un filtre AP 20 ou AP 40 (MILLIPORE), puis un séchage à 105 °C. Les filtres avaient été préalablement séchés à 105 °C, et ensuite tarés. Si indiqué, la filtration eut lieu sur une membrane d'une porosité de 0,22 µm (MILLIPORE GS).

**Les acides gras volatils (AGV):** les acides gras volatils, et l'acétate en particulier, sont dosés par chromatographie en phase gazeuse, à l'aide d'un chromatographe Aerograph VARIAN, équipé d'une colonne de 2 m (Carbopack C / 0,3% Carbowax 20M- 0,1% H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>). La température est progressivement (8°C .min<sup>-1</sup>) augmentée de 80 à 200 °C. Si seul l'acétate est présent, son dosage dans des conditions isothermiques à 95 °C est possible. Le gaz vecteur est l'hélium (20 ml.min<sup>-1</sup>). L'éthanol et les acides formique et lactique ne sont pas dosables avec cette méthode.

**Caractérisation de l'eau brute par filtration sur gel (chromatographie sur gel d'exclusion):** la pollution carbonée de l'eau résiduaire a été caractérisée par chromatographie d'exclusion sur gel Séphadex® G 25 superfine (PHARMACIA FINE CHEMICALS)(GRANET *et al.*, 1985; TAMBO *et* KAMEI, 1978). Les conditions expérimentales étaient comme suit: une colonne d'une longueur de 1 m et 25 mm de diamètre était remplie d'environ 450 ml de gel (hauteur de remplissage 0,8 m). Les échantillons de 10 ml contenant 150 à 200 ppm de COT ont été élués à l'aide d'eau MILLIPORE. Les molécules organiques sont séparées selon leur taille, mais aussi selon l'affinité pour le gel par rapport à celle pour l'éluant (ANONYME). Si un échantillon ne contenait pas suffisamment de carbone, il était concentré préalablement par évaporation sous vide à une température de 30 °C (ROTAVAPOR).

**L'azote total KJELDAHL (NTK):** l'azote réduit (azote ammoniacal et azote organique) est dosé selon la norme AFNOR T 91 A. L'azote organique est converti en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> par digestion à l'acide sulfurique et au sulfate de potassium. La solution est basifiée à la soude, et une distillation à la vapeur est effectuée. L'ammoniac distillé est recueilli dans une solution d'acide borique. Le borate d'ammonium est ensuite dosé par une solution titrée d'acide sulfurique.

**Les nitrates, les nitrites et l'azote ammoniacal:** Les analyses des NO<sub>x</sub> et de l'NH<sub>3</sub> sont effectuées à l'aide d'une chaîne TECHNICON AUTO ANALYSER, sur des filtrats à pH neutre. (norme AFNOR T 90-012 et T 90-013). Les nitrates sont réduits en nitrites par passage sur une colonne de réduction Cu -Cd. Les nitrites sont dosés par diazotation avec le sulfanilamide, et par réaction avec le naphtyl -1 - éthylamide, pour former un complexe coloré. Pour l'azote ammoniacal, un complexe coloré est formé par réaction avec un dérivé du dichloro-s-triazine.

Le **phosphore**: les orthophosphates solubles sont dosés à l'aide d'une chaîne TECHNICON AUTO ANALYSER par complexation avec le molybdate d'ammonium, le tartrate de potassium et d'antimoine en présence de l'acide ascorbique et l'acide sulfurique (ISO / DIS 6878/1 ; NF T 90-023). Le phosphore total est dosé, après acidification à l' $\text{HNO}_3$ , en spectrométrie d'émission (IL PLASMA - 100; INSTRUMENTATION LABORATORY).

Le phosphore total contenu dans l'EB est dosé après minéralisation en milieu acide: 50 ml d'EB sont portés à l'ébullition durant 3 h en présence de 5 ml d'acide sulfurique. La solution est ramenée à  $\text{pH} \geq 1$  pour dosage en spectrométrie d'émission, ou à  $\text{pH}$  neutre pour le dosage par colorimétrie.

Le phosphore total contenu dans le boues est dosé après minéralisation en milieu acide, en présence de peroxydisulfate (persulfate) de sodium (NF T 90-023). 25 ml de boues sont mélangés avec 5 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  et 5 ml de  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$  à  $500 \text{ g.l}^{-1}$ . La solution est ramenée à  $\text{pH} \geq 1$  pour dosage en spectrométrie d'émission ou à  $\text{pH}$  neutre pour dosage en colorimétrie.

## 7.5 INTERPRETATION DES RESULTATS.

### 7.5.1 Les moyennes mobiles.

Les variables considérées comme révélatrices du fonctionnement des pilotes montrent une grande variabilité dans le temps. Pour que les variations de haute fréquence ne masquent pas les variations dues au changement d'un ou plusieurs paramètres opératoires, un traitement de "lissage" des courbes a été appliqué. Ce traitement consiste en un calcul d'une moyenne mobile pondérée. Le poids des valeurs précédentes diminue de façon exponentielle dans le calcul des moyennes mobiles; les valeurs futures sont supposées de ne pas influencer le fonctionnement du pilote. Le facteur de multiplication utilisé est de 0,50. Concrètement, le poids d'une valeur dans le calcul de la moyenne mobile diminue de la façon suivante: 100, 50, 25, 12, 6, 3, etc.... Les échantillons étaient pris quotidiennement. Par conséquent, après une semaine, une valeur entre pour moins de 10 % dans le calcul de la moyenne.

Le calcul des moyennes mobiles n'était pas appliqué aux variables déduites (comme par ex. l'élimination de phosphore, déduite des valeurs à l'entrée et à la sortie du pilote), mais ces variables dérivées ont été calculées sur les moyennes mobiles des données originales. Cette approche à l'avantage que les valeurs accidentellement manquantes sont remplacées par la moyenne mobile.

### 7.5.2 Les tests de signification.

Les différentes périodes de fonctionnement des pilotes permettent de calculer des moyennes pour ces périodes, et une mesure de la variation comme les écarts types. Cependant, les variables considérées ne sont pas tout à fait aléatoires: la valeur de la variable au moment  $i$  tend à influencer la valeur de cette variable au moment  $i+1$  (test des suites; CETEMA 1986). En d'autres termes, des jours de faible rendement épuratoire tendent à suivre des jours de faible rendement, et des jours de bon rendement tendent à suivre des jours de bon

rendement; l'on observe des phénomènes plus ou moins cycliques. Or, les tests classiques pour comparer des moyennes (comme par ex. le test de t-Student), étant basés sur la théorie des variables aléatoires, ne peuvent être utilisés dans ces cas. La probabilité que la différence observée entre les résultats de deux ou plusieurs périodes soit due au hasard, plutôt qu'au changement d'un paramètre opératoire, n'a pu être calculée.

### 7.5.3 Les régressions.

Les essais en discontinu ont permis de suivre la concentration en acétate en fonction du temps. Trois modèles cinétiques simples ont été envisagés: une réaction d'ordre 0 par rapport au substrat, d'ordre 1 ou d'ordre 2. L'ordre de la réaction est donc exprimé par rapport au substrat. Or, lors des essais en discontinu, l'apparition d'un produit (l'acétate) a été mesurée. La substitution suivante est utilisée :

$$S = S_0 - @P , \quad \text{où} \quad \begin{array}{l} S = \text{concentration en substrat;} \\ S_0 = \text{concentration initiale du substrat;} \\ @ = \text{facteur de rendement de conversion substrat/produit} \\ \quad \text{(yield);} \\ P = \text{concentration en produit.} \end{array}$$

Trois modèles mathématiques ont été ajustés aux données des essais en discontinu:

- un premier modèle est la combinaison de deux réactions d'ordre 0;
- le deuxième permet une combinaison de réactions d'ordre 0 et de premier ordre;
- le troisième modèle est basé sur une cinétique de deuxième ordre.

Pour le premier modèle, la production d'acétate a été modélisée comme suit (Fig. 8.18):

$$\begin{array}{ll} P_i = P_0 + v_i \cdot t & \text{durant une première intervalle de temps (i)} \\ P_f = P_0(f) + v_f \cdot t & \text{durant une deuxième intervalle de temps (f)} \end{array}$$

où  $v_i$  et  $v_f$  = vitesse moyenne dans l'intervalle de temps considérée;  
t = durée de l'essai.

Pour calculer la vitesse de production d'acétate, une répétition de régressions selon la méthode des moindres carrés est appliquée sur les données de chaque essai. Ces régressions sur les points  $i = 1$  à  $n-3$  au points  $j = 3$  à  $n$  conduisent à la sélection de deux pentes, correspondant à deux intervalles de temps ou **phases** (S 8.3.). La limite entre les deux phases, caractérisée par un point d'inflexion, est déterminée à l'aide des coefficients de corrélation des régressions successives; une baisse du coefficient de corrélation indique que le point d'inflexion vient d'être dépassé.

La première phase est appelée **phase initiale (i)**; elle est caractérisée par une vitesse moyenne, appelée vitesse initiale ( $v_i$ ), et une vitesse spécifique initiale ( $v_{s_i}$ ) (S 8.3).

La deuxième phase est appelée **phase finale (f)**; elle est caractérisée par une autre vitesse moyenne, appelée vitesse finale ( $v_f$ ), et une vitesse spécifique finale ( $v_s f$ ) (S 8.3).

Pour chaque régression sont calculés:

- la pente et son écart type, donnant la vitesse de production d'acétate et son écart type;
- le point d'intersection avec l'ordonnée ;
- le coefficient de corrélation de la régression;
- la variance résiduelle.

Pour les écarts types des vitesses spécifiques et (S 8.3), l'erreur sur les MS est négligée. Il est uniquement tenu compte des écarts types des vitesses de production d'acétate des cultures expérimentales et des témoins. Un écart type calculé sur la pente est une estimation de l'incertitude de la mesure et non de l'expérience (répétabilité; NF X 07-001).

Le deuxième modèle est de la forme:

$$P = P_0 + m.t + c.(1 - e^{-kt}),$$

où  $m$  = vitesse moyenne de la réaction d'ordre 0

$c$  =  $S_0/\theta$

$k$  = constante de la réaction de premier ordre.

Les deux premiers termes ( $P_0 + m.t$ ) correspondent à une réaction d'ordre 0 par rapport au substrat. Le troisième terme ( $c.(1 - e^{-kt})$ ) correspond à une réaction d'ordre 1,  $S_0$  étant la concentration initiale en substrat, et  $\theta$  un facteur d'efficacité de transformation de substrat en acétate. Les paramètres du modèle sont optimisés par une itération de régressions sur le principe des moindres carrés.

Le troisième modèle est basé sur une cinétique d'ordre 2. Pour linéariser l'équation, les inverses des variables ont été utilisés:

$$1/P = a + b/t \quad \text{où} \quad a = -1/(\theta.S_0)$$

$$b = 1/(\theta.S_0^2.k)$$

Les paramètres du modèle sont optimisés à l'aide d'une régression linéaire selon la méthode des moindres carrés. L'utilisation des inverses présente le désavantage que les points obtenus au début de la fermentation prennent énormément de poids dans la régression, et l'ajustement du modèle risque d'être médiocre pour les points de la phase finale de la fermentation.

La **sélection des modèles** a été effectuée à l'aide de la **variance résiduelle**: la somme des carrés des différences entre les valeurs observées et calculées ( $\sum(P_{obs} - P_{calc})^2$ ). Cette variance résiduelle est calculée sur les estimations des concentrations en acétate  $P$  et les valeurs brutes obtenues au cours des essais en discontinu. Le modèle avec la plus petite variance résiduelle a été retenu.

## 8. PROCOLES ET RESULTATS.

8.1.	REACTEUR ACIDOGENE.	148
8.2.	PILOTE "PHOREDOX MODIFIE".	156
8.3.	ESSAIS EN DISCONTINU.	187
8.3.1.	Cinétique de la production d'acétate	183
8.3.2.	Caractérisation par chromatographie sur gel SEPHADEX	191

*v*

## 8. PROTOCOLES ET RESULTATS.

### 8.1. REACTEUR ACIDOGENE.

BUT

D'après les résultats de l'étude bibliographique, l'étude du processus de l'acidogénèse et d'un système acidogène indépendant du système "Phoredox modifié" semblaient opportuns. Vu la pénurie de données concernant l'acidogénèse des eaux résiduaires urbaines, il a été nécessaire de mettre au point une installation pilote, et de balayer une gamme de valeurs pour les paramètres opératoires afin d'acquies une certaine connaissance concernant les conditions opératoires d'un tel système.

#### PROTOCOLES

Le réacteur, décrit plus haut et représenté sur la figure 7.3, a été mis en fonctionnement le 17.09.84. L'ensemencement a été fait avec des boues activées provenant du pilote de déphosphatation biologique à faible charge et avec des matières décantées d'une eau résiduaire urbaine stockée à 4 °C. Aucune boue provenant d'un digesteur n'a été utilisée.

Les conditions opératoires appliquées au réacteur acidogène durant les différentes périodes expérimentales sont résumées dans le tableau 8.1.

Au cours des quatre premières périodes expérimentales (jours 1-72, ou bien du 17.09.84 au 13.12.84), le système acidogène a été étudié séparément. Le réacteur acidogène a été suivi en détail; des bilans de carbone (DCO, AGV) et de boues ont été établis.

Les périodes ultérieures (jours 72-232) concernent les essais de couplage entre le réacteur acidogène et le pilote de type "Phoredox modifié". Surtout les paramètres importants pour le pilote "Phoredox modifié" ont été suivis: DCO totale à l'entrée et à la sortie du réacteur acidogène, concentration en acétate à la sortie...

**Tableau 8.1. Les conditions opératoires appliquées au réacteur acidogène.**

Période		durée	Débit	$t_{ret.}$
N°	jours	j	$l.j^{-1}$	h
1	1 - 9	9	24	2,0
2	10 - 24	14	36	1,5
3	29 - 47	18	48	1,0
4	57 - 72	15	19	2,5
5	73 - 99	26	18	2,7
6	100 - 108	8	18	2,7
7	118 - 146	28	18	2,7
8	158 - 168	10	36	1,5
9	169 - 193	24	36	1,5
10	194 - 232	38	36	1,5

Débit: débit d'alimentation.

$t_{ret}$  : temps de rétention hydraulique ;

## RESULTATS

Dans un premier temps (périodes 1 à 4), le système acidogène a été étudié indépendamment du système d'élimination de phosphore (pilote "Phoredox modifié"). Les caractéristiques de fonctionnement du réacteur au cours de ces quatre premières périodes expérimentales, correspondant aux conditions opératoires rapportées dans le tableau 8.1, sont résumées dans le tableau 8.2. Les résultats des analyses sont rassemblés dans l'annexe .

**Tableau 8.2. Caractérisation du fonctionnement du réacteur acidogène au cours des périodes 1 à 4.**

Période	$t_{ret.}$ h	MS $g.l^{-1}$	$C_m$ $kg\ DCO.kg^{-1}MS.j^{-1}$	$\bar{A}$ j
1	2,0	6	1,1	12
2	1,5	6	2,0	3
3	1,0	2	6,0	1
4	2,5	3,5	1,4	16

$t_{ret}$  : temps de rétention hydraulique ;

MS : poids sec des matières en suspension (matières sèches) ;

$C_m$  : charge massique ;

$\bar{A}$  : temps de rétention des matières en suspension (âge des boues).

**Tableau 8.3. Résumé des résultats obtenus avec le système acidogène lors des périodes 1 à 4 (correspondant à celles du tableau 8.1). De tous les paramètres la moyenne et l'écart type sont rapportés, exprimés en  $mg.l^{-1}$ .**

période	DCO <sub>tot</sub>		DCO <sub>f</sub>		HAc	
	E	S	E	S	E	S
1	547±89	352±85	ND	ND	10±11	64±19
2	658±85	430±48	323± 93	362±130	28±11	124±49
3	570±58	481±25	316±193	214± 27	ND	51±20
4	507±54	279±48	204± 61	197± 31	18± 7	53±22

DCO<sub>tot</sub> : DCO totale

DCO<sub>f</sub> : DCO d'un échantillon filtré

HAc : concentration en acétate

E : à l'entrée du système

S : à la sortie du système

ND : non déterminé

L'interprétation de ce tableau nécessite quelque prudence; il est difficile de déterminer les relations cause à effet, parce que différents paramètres varient de façon concomitante (par ex. DCO et débit), et plusieurs paramètres ne sont pas indépendants (DCO totale et DCO filtrée...).

Les observations suivantes ont été faites:

- le réacteur acidogène élimine une fraction de la DCO totale qui entre le système. Cette élimination semble due essentiellement à la présence d'un décanteur;
- la DCO filtrable ne semble pas être éliminée. En examinant les moyennes avec leurs écarts types, on peut considérer qu'il n'y a pas de différence **quantitative** entre la DCO filtrable de l'eau à l'entrée et à la sortie du réacteur;
- cependant, la **qualité** de la DCO filtrable a été modifiée : il y a une production d'acétate. Aucun autre acide gras volatil n'a été détecté à des concentrations supérieures à  $5 \text{ mg.l}^{-1}$ . La production d'acétate est importante : 1/4 à 1/3 de la DCO filtrable en sortie est constituée d'acétate;
- l'eau brute contient de l'acétate: de 10 à  $28 \text{ mg.l}^{-1}$ . Le lieu de production de cet acétate n'a pas été déterminé.

Le caractère macroscopique de la boue anaérobie est différent de celui d'une boue activée. Les boues du réacteur acidogène ne sont pas flocculantes; elles s'approchent d'avantage de la consistance d'une boue primaire. Elles décantent très rapidement.

La DCO de boues extraites est en moyenne  $1,7 \text{ g DCO.g}^{-1} \text{MS}$ . La différence entre la DCO de l'eau à l'entrée et à la sortie ne correspond pas à la DCO des boues extraites, et ceci particulièrement pour des âges de boues élevés. La DCO des boues extraites est inférieure à la DCO éliminée par le réacteur. Une partie des composés organiques est sans doute hydrolysée et consommée par les bactéries.

Lors de la période (3) de fort débit ( $48 \text{ l.j}^{-1}$ ), et de temps de séjour hydraulique extrêmement court (1 h), il y avait une fuite importante de MS en sortie, comme en témoigne la valeur élevée de la DCO totale en sortie ( $481 \text{ mg.l}^{-1}$ ) par rapport à la DCO totale en entrée ( $570 \text{ mg.l}^{-1}$ ), et par rapport à la DCO filtrée en sortie ( $214 \text{ mg.l}^{-1}$ ). La MS dans le réacteur était alors faible ( $2 \text{ g.l}^{-1}$ ).

Au cours de la période de très faible débit ( $19 \text{ l.j}^{-1}$ ), l'apport de MS par l'alimentation était plus faible, et la concentration en MS dans le réacteur était alors plus faible également ( $3.5 \text{ g.l}^{-1}$ ) malgré l'âge des boues plus élevé. Cette observation suggère qu'une fraction importante de la boue pourrait consister en matières solides apportées par l'alimentation.

Les résultats obtenus au cours des périodes expérimentales 5 à 10 sont résumés dans le tableau 8.4. La variance est grande, et particulièrement pour les concentrations en acétate. Malgré l'incertitude sur les valeurs moyennes présentées dans le tableau 8.4, les observations suivantes sont faites:

- au cours des périodes expérimentales 6 et 7, le système acidogène élimine une quantité importante de DCO. En effet, le décanteur retient une grande partie des matières en suspension. Au cours des périodes 8 à 10, les boues ont été évacués avec l'effluent; à cause de la présence de ces boues extraites, la DCO de l'effluent du réacteur acidogène ne diffère guère de celle de l'affluent.
- l'alimentation contient une quantité très variable d'acétate: de 0 à  $165 \text{ mg.l}^{-1}$ .
- la production d'acétate est également variable: elle varie entre 0 et  $242 \text{ mg.l}^{-1}$ .

**Tableau 8.4. Résumé des résultats obtenus avec le système acidogène lors des périodes 1 à 4 (correspondant à celles du tableau 8.1). De tous les paramètres la moyenne et l'écart type sont rapportés, exprimés en  $\text{mg.l}^{-1}$ .**

période N°	DCO tot		HAc	
	E	S	E	S
5	537±109	ND		
6	545± 73	262 ± 30	9 *	13 *
7	516±145	207 ± 112	17± 4	46 ±42
8	677±273	721 ±303	9 ± 7	13 ±11
9	1019± 96	995 ±248	82±47	127±46
10	497± 59	448 ± 75	21±21	42 ±32

DCO tot : DCO totale.

E : à l'entrée du système.

HAc : concentration en acétate.

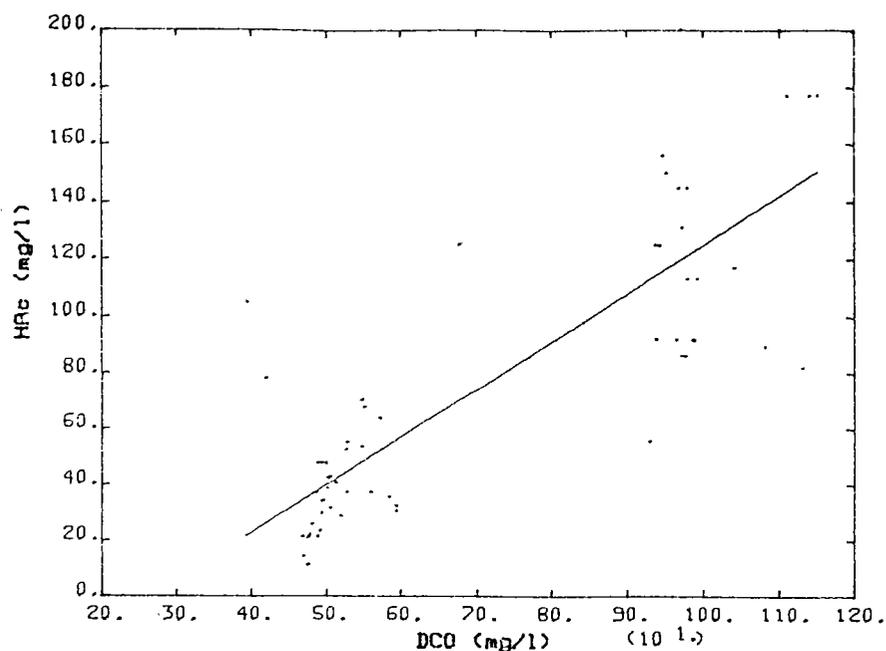
S : à la sortie du système.

\* : pas d'écart type faute de données.

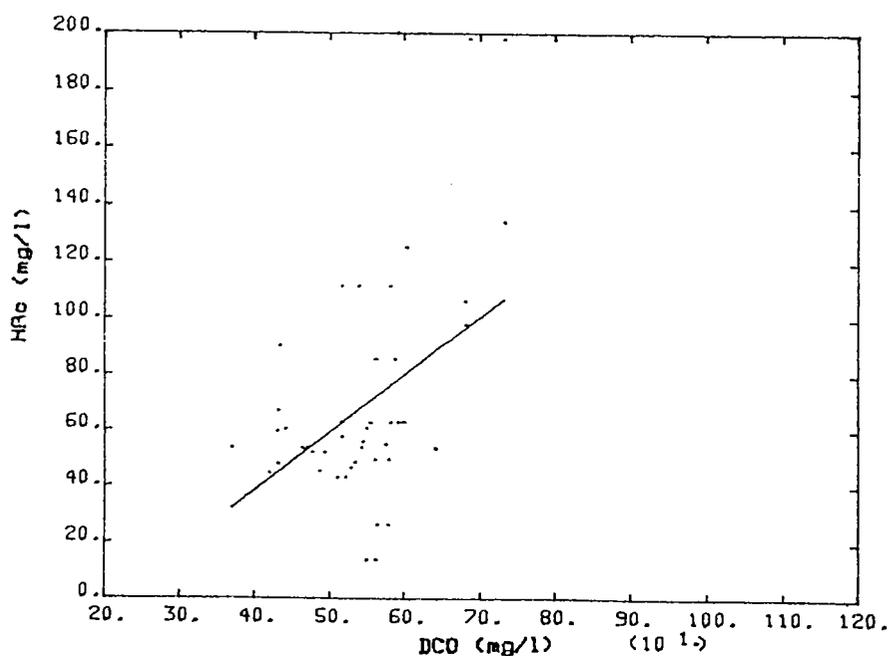
En résumé: une partie des composés organiques a été utilisée comme substrat pour un métabolisme fermentatif. L'acide gras volatil (AGV) le plus important, sinon unique, résultant de cette fermentation est l'acétate. Les alcools, comme l'éthanol ou le butanediol n'ont pas été dosés. L'élimination de la DCO soluble dans le système est négligeable. Une transformation, plutôt qu'une consommation des composés carbonés a lieu.

Les données entrée-sortie du système acidogène ne permettent pas de déduire une relation fixe entre la DCO en entrée et la concentration en acétate en sortie. Pour certaines périodes, notamment les périodes 9 et 10, une tendance nette se dégage (fig. 8.1); si la DCO de l'alimentation est faible, la concentration en acétate à la sortie du réacteur acidogène sera faible également. Cette tendance est confirmée par les données du tableau 8.2 (DCO en entrée et concentration en acétate à la sortie). Cette tendance peut être formalisée sous forme d'une droite de régression. Une comparaison entre les données des périodes 1 à 4 (Fig. 8.2) et de 9 et 10 (Fig. 8.1) montre qu'il y a une différence quantitative entre les relations établies entre la DCO en entrée et l'acétate en sortie. La relation établie pour les données d'une période brève ne peut être extrapolée à une autre période. Les facteurs qui pourraient expliquer ces variations, notamment les paramètres qualitatifs de l'eau brute, ne sont pas connus. Si les données sont rassemblées sur de plus longues périodes (Fig. 8.3), la relation devient confuse; les points sont trop dispersés. Certains paramètres influençant la production d'acétate n'étaient sans doute pas maîtrisés au cours de cette étude.

Plutôt que de tracer une droite de régression, il est peut-être utile de ne considérer la limite supérieure gauche du nuage de points: on obtient ainsi une sorte de limite de faisabilité. Cette courbe décrit la concentration en acétate qui peut être obtenue à partir d'une eau résiduaire urbaine ayant une DCO donnée, tous les autres paramètres étant favorable. De même que les droites de régression, cette courbe limite est peu reproductible.



**Fig. 8.1.** La concentration en acétate (HAc) à la sortie du réacteur acidogène en fonction de la DCO à l'entrée du réacteur. Données des périodes 9 et 10. L'équation de régression :  $HAc = 0,17.DCO - 45$ ; le coefficient de corrélation est de 0,82.



**Fig 8.2.** La concentration en acétate (HAc) à la sortie du réacteur acidogène en fonction de la DCO à l'entrée du réacteur. Données des périodes 1 à 4. L'équation de régression :  $HAc = 0,21.DCO - 45$ ; le coefficient de corrélation est de 0,40.

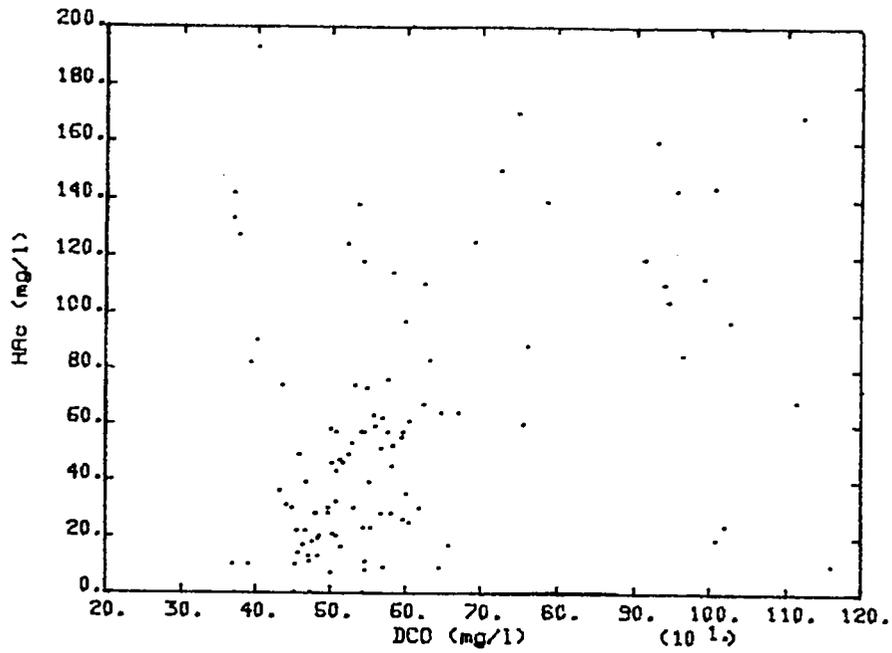


Fig. 8.3. La concentration en acétate (HAc) à la sortie du réacteur acidogène en fonction de la DCO à l'entrée du réacteur. Données des périodes 1 à 10. La droite de régression (non tracée sur la figure):  $HAc = 0,084.DCO + 9,9$  ; le coefficient de corrélation est de 0,318.

## 8.2 LE PILOTE "PHOREDOX MODIFIÉ".

### BUT

Dans le cadre de l'étude de l'élimination biologique du phosphore, l'influence a été étudiée de la présence d'un réacteur acidogène en amont d'un système du type "Phoredox modifié". On a tenté de mettre en évidence une différence dans le rendement de déphosphatation du système de type "Phoredox modifié" lors du couplage avec un réacteur acidogène, par rapport à une période témoin sans réacteur acidogène.

Dans le cadre de l'étude de l'influence de la qualité et de la concentration des substrats carbonés sur le rendement de déphosphatation d'un système de type "Phoredox modifié", on a examiné l'effet d'une baisse de la charge carbonée sur les processus d'acidogénèse et de relargage et d'absorption du phosphore. Des relations quantitatives ont été cherchées entre l'apport d'acétate et le relargage de phosphore dans le bassin anaérobie, et entre l'apport d'acétate et l'élimination de phosphore par le système "Phoredox modifié".

La littérature (§ 6.5) indique que le processus de dénitrification peut interférer avec la déphosphatation biologique par deux mécanismes. D'une part, le processus de dénitrification, étant énergie-dépendant, est potentiellement en concurrence avec la déphosphatation pour les substrats carbonés. D'autre part, une dénitrification défailante peut provoquer une introduction excessive de nitrates dans le bassin anaérobie. A cause de cette interférence potentielle, la dénitrification a également été étudié durant certaines périodes expérimentales.

### PROTOCOLES

Le pilote "Phoredox modifié", décrit dans le § 7.1, et représenté dans la figure 7.1 a été suivi, lors de périodes de fonctionnement indépendant, et de périodes de fonctionnement en aval du système acidogène également décrit dans le § 7.1. Les protocoles et les résultats concernant le pilote "Phoredox modifié" seront rapportés période par période. Afin de donner une vue d'ensemble, les conditions opératoires des 10 périodes expérimentales sont résumées dans le tableau 8.5. Remarquons que seules les périodes expérimentales 9 et 10 correspondent au périodes 9 et 10 définies pour le système acidogène.

**Tableau 8.5. Conditions opératoires du système de type "Phoredox modifié" au cours des 10 périodes expérimentales, indiquant le couplage ou non au réacteur acidogène.**

Période N°	jours	durée j	couplage au réacteur acidog.	débit d'alimentation l.j <sup>-1</sup>	particularités
1	1 - 12	12	non couplé	24	
2	15 - 50	35	non couplé	18	
3	51 - 77	26	couplé	18	
4	78 - 90	12	non couplé	18	
5	98-128	30	couplé	18	
6	132-157	25	couplé	18	
7	201-206	6	couplé	30	+ MS
8	208-218	10	couplé	30	+ méthanol
9	219-243	24	couplé	30	+ méthanol
10	244-273	29	couplé	30	+ méthanol

MS: Eau résiduaire non tamisée: matières en suspension non enlevées.

## RESULTATS

Les résultats des analyses sont rapportés dans l'annexe 6. Les données sont présentées sous forme graphique sur les figures 8.4 à 8.14. Elles représentent l'évolution de la DCO de l'EB, des concentrations en phosphore dans l'EB et dans l'ET, et de l'élimination du phosphore par le système "Phoredox modifié" en fonction du temps.

Afin de donner une vue d'ensemble, le tableau 8.6 résume les conditions opératoires (DCO moyenne en entrée (DCO e), charge massique aérée ( $C_{m\text{aér}}$ ), âge moyen des boues ( $\bar{A}$ )) au cours des différentes périodes expérimentales, ainsi que les résultats obtenus ( $\Delta P$  moyen, rapport  $\Delta P/DCO_e$ , teneur en P des boues). Les résultats détaillés sont rapportés période par période.

**Tableau 8.6. Résumé des conditions opératoires et des résultats obtenus au cours des différentes périodes expérimentales.**

Période (jours)	DCO e $\text{mg.l}^{-1}$	$C_{m\text{aér}}$ (kg DCO) (kgMS) $^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	$\Delta P$ $\text{mg.l}^{-1}$	$\Delta P/DCO_e$	%P
1 1 - 12	605± 57	0,30	11±3	0,019	5,2 - 5,6
2 15 - 50	485± 93	0,17	6±3	0,013	4,3 - 4,9
3 51 - 77	529±101	0,18	10±3	0,018	3,4 - 5,0
4 78 - 90	520±112	0,20	5±2	0,008	3,0 - 3,2
5 98 - 128	538±128	0,20	8±3	0,015	3,9 - 4,3
6 132-157	689± 76	0,23-0,50	14±5	0,023	ND
7 201-207	1015±103	0,53	20±3	0,020	3,1 - 3,5
8 208-218	658±257	0,34	7±5	0,011	ND
9 219-243	1005± 88	0,50	14±1	0,014	3,9 - 4,3
10 244-283	507± 51	0,32	4±2	0,008	3,4 - 4,1

DCO e : DCO à l'entrée du pilote "Phoredox modifié" ; moyenne ± écart type.

$C_{m\text{aér}}$  : charge massique aérée moyenne.

$\Delta P$  : phosphore éliminé par le pilote "Phoredox modifié";  
moyenne ± écart type.

% P : gamme des teneurs en P des boues extraites.

ND : non déterminé.

Période expérimentale 1: jour 1 -12; fonctionnement sans système acidogène.

#### PROTOCOLE

Une période de fonctionnement dans des conditions à priori favorables au processus de déphosphatation a précédé aux périodes d'essai. Ces conditions favorables ont été déduites d'études antérieures (MALNOU *et al.*, 1983 ; MEGANCK *et al.*, 1984). L'eau brute a été supplémentée par une source de carbone artificielle (S 7.2) jusqu'à une DCO d'environ 600  $\text{mg.l}^{-1}$ . Le débit d'entrée durant cette période (du 23.10.84 jusqu'au 06.11.84) était de 24  $\text{l.j}^{-1}$ .

#### RESULTATS

Au cours de la première période expérimentale, le débit d'alimentation était de 24  $\text{l.j}^{-1}$ . Le pilote fonctionnait à une charge moyenne ( $0,3 \text{ kg DCO.kg}^{-1} \text{MS.j}^{-1}$ ). La nitrification était complète. Le recyclage interne de la liqueur mixte de 400 % permettait une réduction des nitrates jusqu'à une concentration d'environ  $10 \text{ mg N-NO}_3.\text{l}^{-1}$  à la sortie du pilote "Phoredox modifié". L'élimination du phosphore était excellente: en moyenne  $12,5 \text{ mg.l}^{-1}$ , correspondant à un rendement de déphosphatation entre 85 et 95 %. La teneur en P dans les boues en excès était particulièrement élevée : environ 5,5 %.

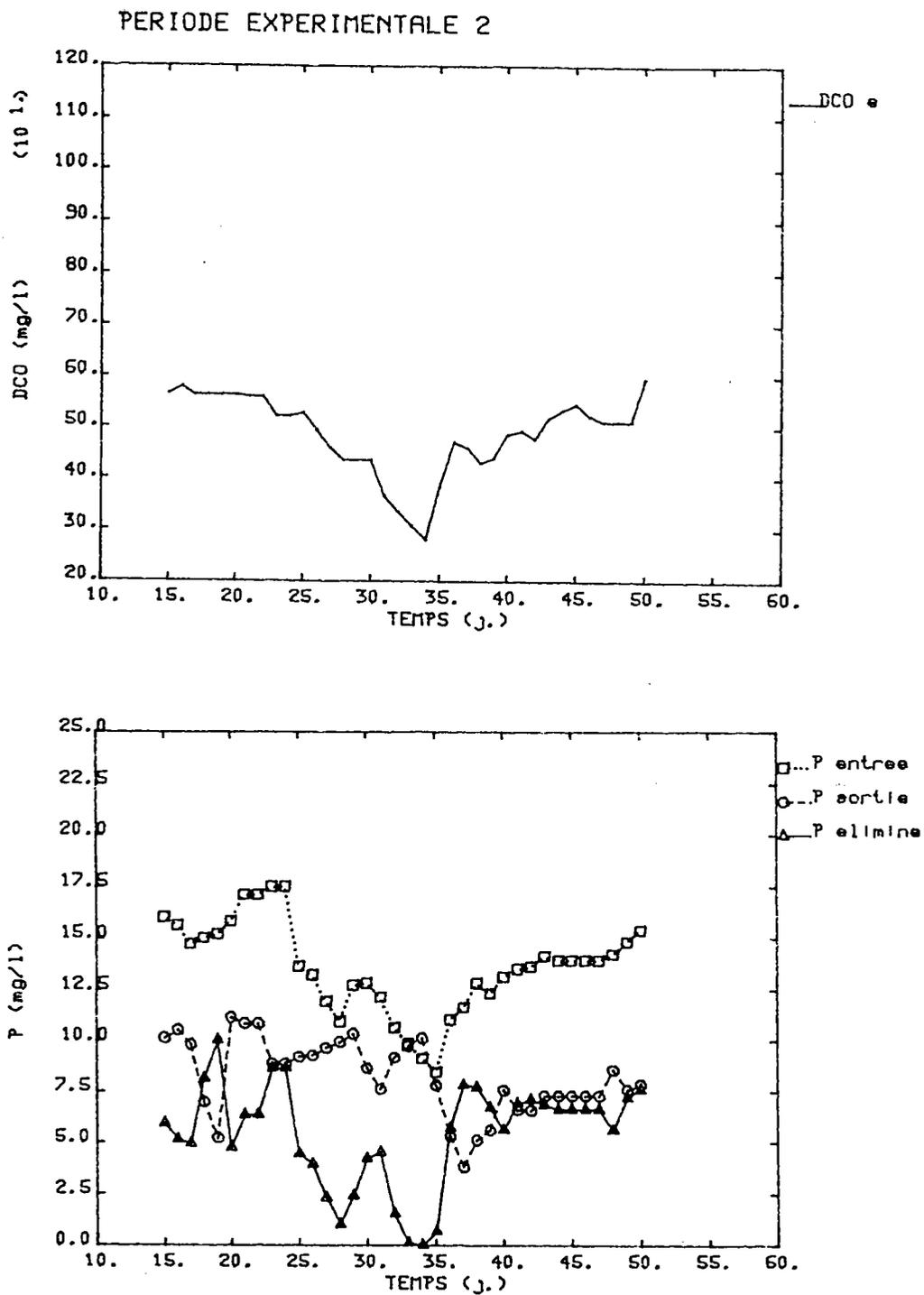
Période 2 : jour 15 - 50; fonctionnement sans système acidogène.

#### PROTOCOLE

Lors de la deuxième période (du 06.11.84 au 13.12.84), le débit a été diminué à  $18 \text{ l.j}^{-1}$ , de façon à se situer dans des conditions de plus faible charge, conditions à priori défavorable à l'élimination biologique du phosphore dans un système du type "Phoredox modifié" (MEGANCK *et al.*, 1984).

#### RESULTATS

Au cours de la deuxième période expérimentale, le débit d'alimentation était de  $18 \text{ l.j}^{-1}$ . Le pilote fonctionnait à faible charge ( $0,17 \text{ kg DCO.kg}^{-1} \text{MS.j}^{-1}$ ). La nitrification était complète, mais la dénitrification insuffisante; l'effluent du pilote contenait de 10 à 20  $\text{mg N-NO}_3.\text{l}^{-1}$ . Quelques problèmes occasionnels d'exploitation de l'installation ont été causé par cette dénitrification incomplète: des boues flottantes dans le clarificateur final, s'échappant avec l'eau traitée. L'élimination du phosphore ( $6.3 \text{ mg.l}^{-1}$  en moyenne) était aléatoire. La teneur en phosphore dans les boues extraites (de 4,3 à 4,9 %) était relativement importante, mais l'âge des boues était élevé (variant de 15 à 16 jours, valeur calculé instantanément par rapport à la masse de boues dans le bassin aéré).



**Fig. 8.4. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 2; fonctionnement isolé du réacteur acidogène. Moyennes mobiles.**

En haut la DCO de l'eau brute; en bas les concentrations en phosphore total dans l'eau brute (carrés), dans l'eau traitée (cercles), et la quantité de phosphore éliminé par litre d'affluent (triangles).

Période 3 : jour 51 - 77; fonctionnement couplé au système acidogène.

#### PROTOCOLE

Au cours d'une troisième période (du 13.12.84 au 09.01.85), le pilote "Phoredox modifié" a été placé en aval du système acidogène; ce premier couplage a duré 26 jours. Les débits dans les deux systèmes étaient alors identiques. L'excédent de boues du système acidogène étaient introduites dans le bassin anaérobie du système "Phoredox modifié". La quantité de carbone entrant dans le pilote "Phoredox modifié" était égale à la quantité de carbone entrant dans le système acidogène, moins la quantité de carbone consommée par ce système acidogène. L'extraction des boues excédentaires du système acidogène était effectuée par une pompe, asservie par une horloge. Les boues extraites du réacteur acidogène étant introduites directement dans le pilote "Phoredox modifié", cette disposition automatique implique que l'on ignore la quantité exacte des boues extraites.

#### RESULTATS

Lors du premier couplage du système acidogène en amont du système "Phoredox modifié" (du 13.12.84 au 09.01.85), les conditions opératoires étaient similaires à la période précédente: le débit d'alimentation était de  $18 \text{ l.j}^{-1}$ , la charge massique aérée de  $0,18 \text{ kg DCO.kg}^{-1} \text{MS.j}^{-1}$ . Au cours de cette période, les concentrations en nitrates en sortie variaient de 14 à plus de  $25 \text{ mg.l}^{-1}$ . L'élimination du phosphore était très variable. En moyenne,  $9,9 \text{ mg P.l}^{-1}$  ont été éliminés, contre  $6,3 \text{ mg.l}^{-1}$  la période précédente. Le rapport moyen  $\Delta\text{P}/\text{DCOe}$  ( $= 0,018$ ) était supérieur à la période précédente ( $0,013$ ), grâce à quelques courtes périodes de grand rendement éliminatoire (Fig. 8.5). Une partie des variations du rendement peut être reliée à une panne du groupe réfrigérant de la cuve de stockage de l'alimentation. Malgré la présence d'un réacteur acidogène, le comportement du pilote était insatisfaisant quant à l'élimination du phosphore.

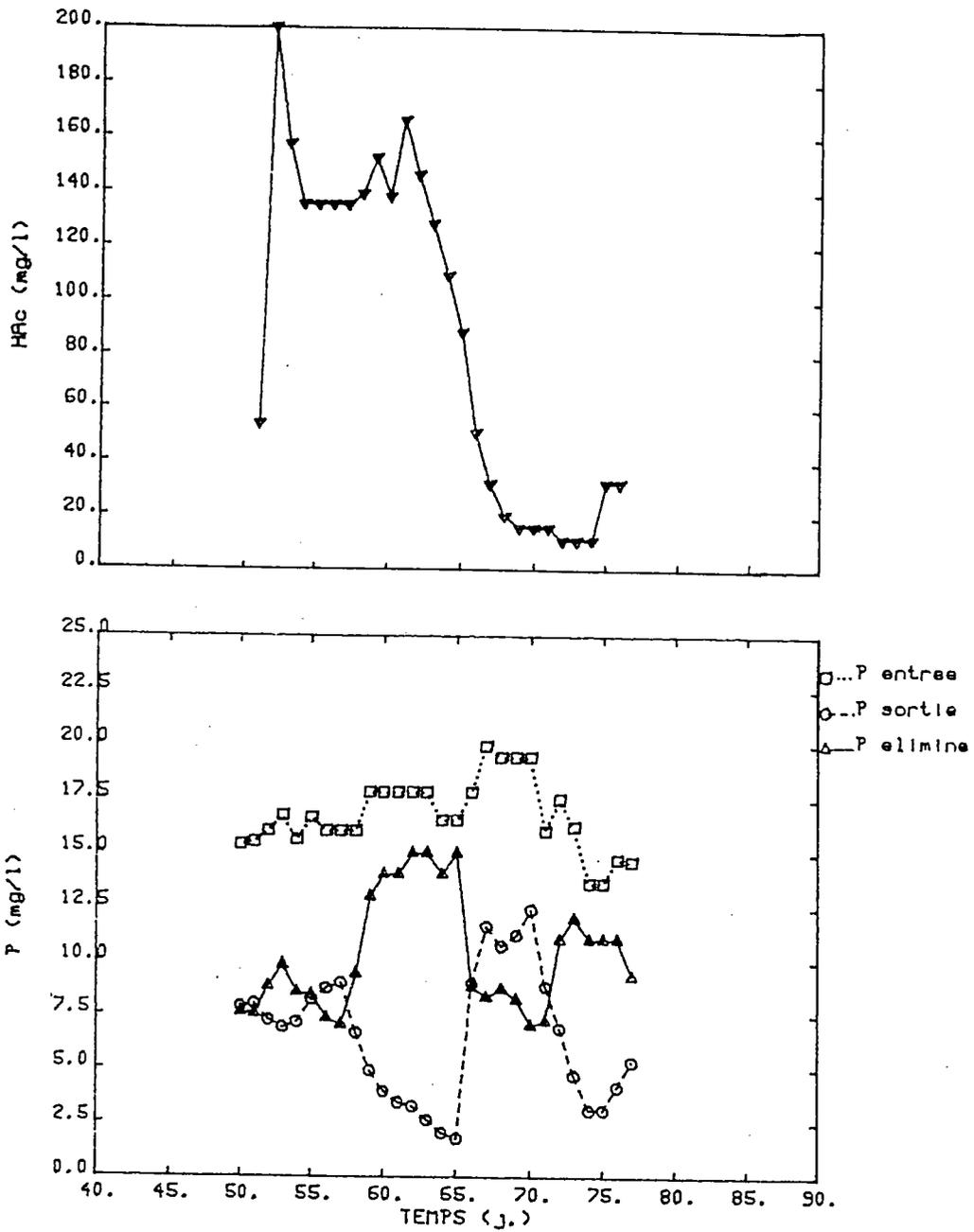


Fig. 8.5. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 3; réacteur acidogène couplé au "Phoredox modifié". Moyennes mobiles.

En haut la concentration en acétate à la sortie du système acidogène; en bas les concentrations en phosphore total dans l'eau brute (carrés), dans l'eau traitée (cercles), et la quantité de phosphore éliminé par litre d'affluent (triangles).

Période 4 : jours 78 - 90; fonctionnement sans système acidogène.

#### PROTOCOLE

Lors de cette quatrième période expérimentale (du 09.01.85 au 03.02.85), les deux systèmes étaient découplés. Cette période constitue une deuxième période témoin.

#### RESULTATS

Le jour 77, le système acidogène a été découplé du pilote "Phoredox modifié". Le système "Phoredox modifié" a continué à fonctionner à faible charge ( $0,20 \text{ kg DCO} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MS} \cdot \text{j}^{-1}$ ) au cours de la quatrième période. La dénitrification en anoxie était dérisoire; la concentration en nitrates dans l'eau traitée variait de 26 à 34  $\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ . L'élimination du phosphore a diminué jusqu'à des valeurs situées entre 2 et 5  $\text{mg P} \cdot \text{l}^{-1}$ , comparées à 10 à 14  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  immédiatement avant le découplage. Le rapport  $\Delta\text{P}/\text{DCO}$  ( $= 0,008$ ) était très bas durant cette période de découplage, même si l'est comparé à celui de la première période témoin (du jour 15 au 50).

Période 5 : jours 98 - 128; couplage système acidogène - Phoredox modifié.

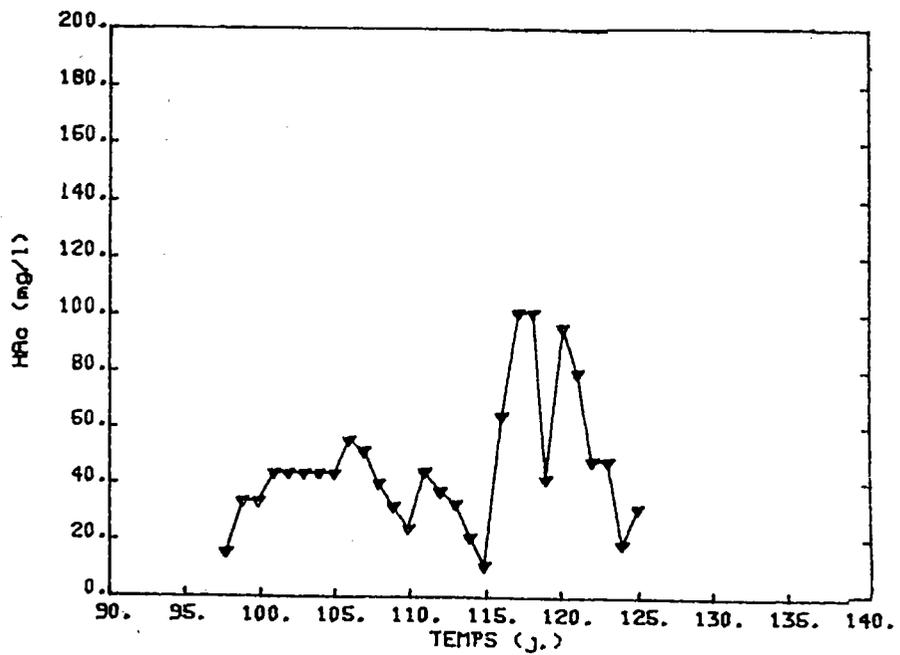
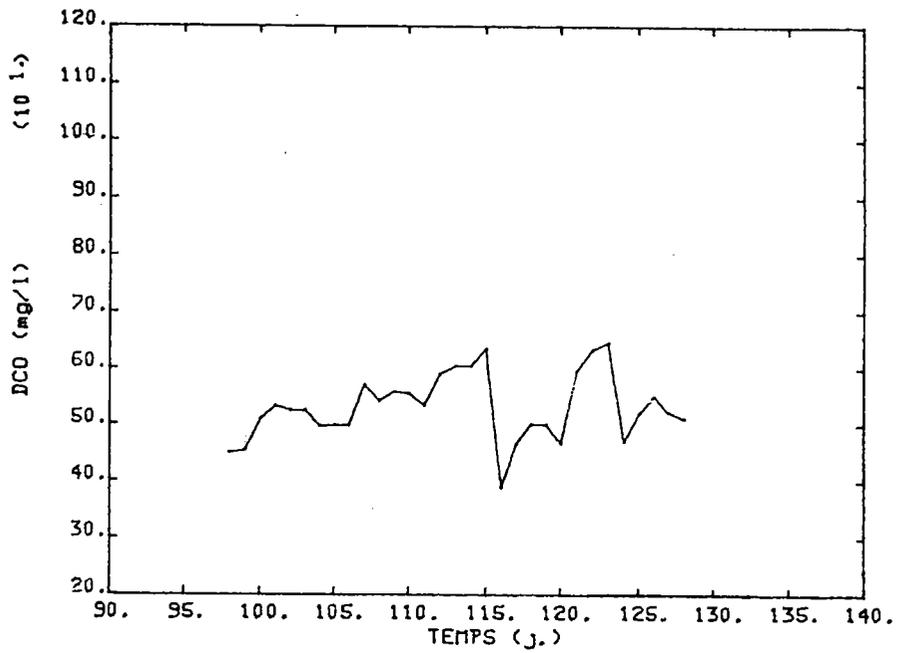
#### PROTOCOLE

Une cinquième période expérimentale s'étendait du jour 98 au jour 128 (du 31.01.85 au 28.02.85). Le système était à nouveau couplé en amont du pilote "Phoredox modifié", de la même façon que décrit plus haut.

#### RESULTATS

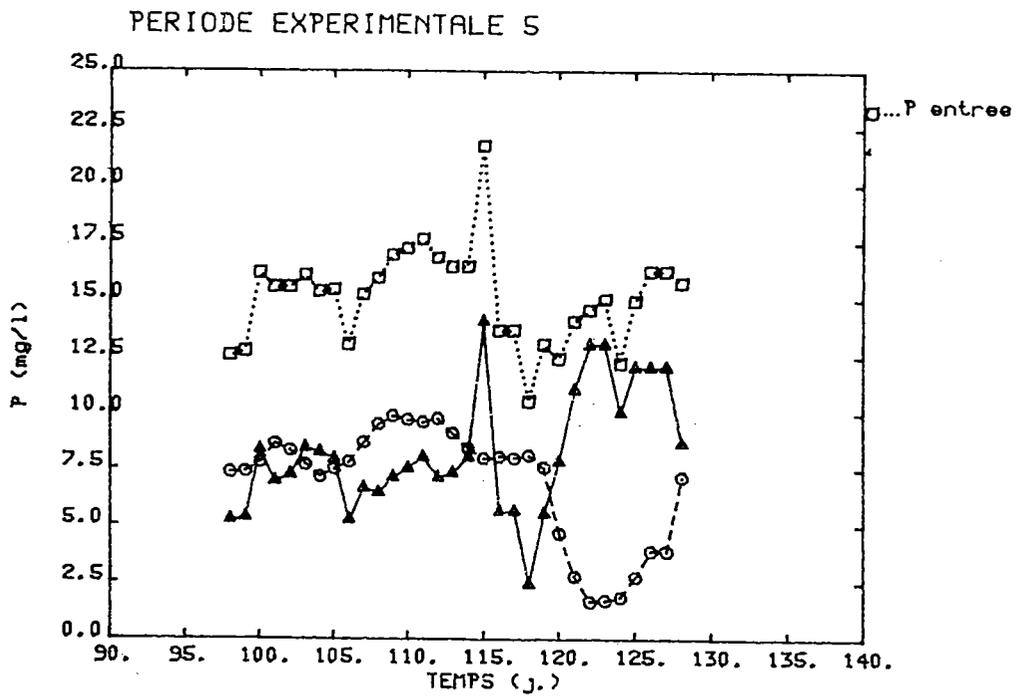
Le système acidogène était placé en amont du pilote "Phoredox modifié". La DCO variait autour de  $540 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ . La dénitrification dans le bassin anoxique était très faible; des teneurs en  $\text{N-NO}_x$  à la sortie du bassin aéré de 20 à 30  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  étaient communes. L'élimination du phosphore était de  $8,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  en moyenne. Elle était plus élevée vers la fin de la période expérimentale; cette élimination accrue de phosphore correspond à une période où la concentration en acétate à la sortie du système acidogène était particulièrement élevée (Fig. 8.6 et 8.7). Cette relation entre l'acétate et l'élimination reste invisible sur la figure 8.17. Sur cette figure est rapportée la quantité de phosphore éliminée en fonction de la

concentration en acétate entrant dans le système "Phoredox modifié". L'absence d'une corrélation s'explique par le léger décalage observé entre le maximum de la concentration en acétate et le maximum de l'élimination du phosphore (Fig. 8.6 et 8.7). La teneur en phosphore dans les boues extraites (% P) variait entre 3,9 et 4,3 %. Cette teneur est plus favorable que celle durant la précédente période de découplage, mais elle est inférieure à la teneur obtenue lors d'un fonctionnement dans des bonnes conditions (5,5 %). Dans les conditions opératoires appliquées, avec un âge de boues aérées d'environ 17 jours la teneur en phosphore obtenue suffisait à peine à éliminer environ 50 % du phosphore entrant. Ce rendement se situe nettement en dessous du rendement industriel visé.



**Fig. 8.6. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 5; réacteur acidogène couplé au "Phoredox modifié". Moyennes mobiles.**

**En haut la DCO de l'eau brute; en bas la concentration en acétate à la sortie du réacteur acidogène.**



**Fig. 8.7. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 5; réacteur acidogène couplé au "Phoredox modifié". Moyennes mobiles.**

**Les concentrations en phosphore total dans l'eau brute (carrés), dans l'eau traitée (cercles), et la quantité de phosphore éliminé par litre d'affluent (triangles).**

Période 6 : jours 132 - 157; couplage système acidogène - Phoredox modifié.

## PROTOCOLES

Au cours de cette période, une série de modifications a été effectuée; dorénavant l'EB provenait de la station des Mureaux (S 7.2), et une nouvelle disposition du pilote a été testée. Le pilote "Phoredox modifié" était alimenté à partir du décanteur du système acidogène. L'extraction des boues excédentaires était régulée par la hauteur du lit de boues dans le décanteur. L'extraction est par conséquent régulée par le volume des boues et non pas par la masse. Les boues excédentaires étaient évacuées avec l'EB et introduites dans le bassin anaérobie du système "Phoredox modifié".

## RESULTATS

La sixième période expérimentale est caractérisée par un fonctionnement instable. Durant le mois de mars, la charge fluctuait de 0,23 à 0,50 kg DCO .kg<sup>-1</sup>MS .j<sup>-1</sup>. L'âge des boues variait entre 8 et 13 jours. Les caractéristiques de l'EB, et notamment les quantités d'azote et de phosphore par rapport à la quantité de substrat carboné, ne permettaient pas une dénitrification complète dans la zone anoxique. La quantité de N-NOx dénitrifiée dans le bassin anoxique était d'environ 400 mg N .j<sup>-1</sup>, ou de 16 mg N .g<sup>-1</sup> MS .j<sup>-1</sup>. Elle est moins importante que la quantité de N-NOx dénitrifiée dans le décanteur et dans la zone anaérobie, qui représente environ 415 mg N .j<sup>-1</sup> (valeurs instantanées). La dénitrification dans la zone anoxique est sans doute plus importante en raison de l'introduction du substrat carboné dans cette zone. La quantité de nitrates en sortie était élevée à cause de la dénitrification insuffisante. Avec une concentration en N-NOx de 0,1 à 2 mg.l<sup>-1</sup> dans le bassin anaérobie, ce bassin devenait plutôt une extension de la zone anoxique. Pour améliorer la dénitrification, la zone anoxique a été modifiée au jour 150 (voir protocole).

Malgré les problèmes relatifs à l'élimination de l'azote, l'élimination du phosphore était très importante (16 mg.l<sup>-1</sup>). Le rapport  $\Delta P/DCO_e$  était élevé: 0,023. Il faut noter que durant cette période, une fraction importante (75 %) du phosphore dans l'EB (non tamisée) était associée aux MS. L'évolution au cours du traitement du phosphore associé aux MS (hydrolyse, précipitation dans la boue...) est difficile à estimer. La faible concentration dans la zone anaérobie ((9,1±3,3) mg.l<sup>-1</sup>) et la concentration élevée dans l'ET ((6,2±1,9) mg.l<sup>-1</sup>) par rapport à celle dans l'EB ((5,4±1,4) mg.l<sup>-1</sup>) suggèrent une faible activité biologique en ce qui concerne le phosphore.

## PROTOCOLES

Périodes 7 à 10 : jours 201 - 283.

Durant les périodes expérimentales 1 à 6 l'attention a été focalisée sur l'influence de la présence ou de l'absence d'un réacteur acidogène sur le rendement de déphosphatation. Durant les périodes 7 à 10, l'importance du substrat carboné pour les processus de dénitrification et de déphosphatation a été étudié plus en détail. Le pilote de type "Phoredox modifié", décrit dans le § 7.1 et représenté dans la figure 7.3 a été suivi lors de fonctionnement en aval du système acidogène également décrit dans le § 7.1. Cette nouvelle organisation du pilote "Phoredox modifié" approche le régime hydraulique de la zone anoxique davantage d'un flux piston du fait de la compartimentation de cette zone par 2 cloisons.

Les pilotes ont été alimentés avec l'eau résiduaire provenant de la station d'épuration des Mureaux à un débit de 28 à 30 l.j<sup>-1</sup>. Du jour 219 au 283 du méthanol a été ajouté à l'EB. Le choix du méthanol comme substrat carboné supplémentaire est discuté dans le § 9.1.1. La quantité de méthanol ajoutée correspond à une DCO comprise entre 100 et 150 mg.l<sup>-1</sup>, et elle constituait environ 12 à 20 % de la DCO totale de l'alimentation.

Période 7: jours 201 - 207.

## PROTOCOLES

Durant cette septième période (du 04.05.85 au 10.05.85 ) l'eau brute a été utilisée intégralement, sans tamisage quelconque, afin d'évaluer l'importance des composés carbonés associés aux matières en suspension pour les processus de dénitrification et de déphosphatation.

## RESULTATS

Au cours de la septième période expérimentale, l'intégralité de l'eau résiduaire prélevée aux Mureaux a été utilisée, avec toutes les matières en suspension. L'effet primaire a été une reprise de la dénitrification : la concentration en N-NO<sub>x</sub> à la sortie du bassin anoxique diminuait du jour au lendemain jusqu'à une valeur voisine de zéro. Le processus de la dénitrification peut sans doute utiliser des composés carbonés associés aux matières particulaires en suspension dans l'eau résiduaire.

L'effet secondaire a été l'obstruction des tuyaux, principalement au niveau des raccords, qui souvent constituent un rétrécissement. Ce problème est survenu sur tout les tuyaux. Le colmatage du tuyau de recyclage des boues du système acidogène a causé un lessivage du système acidogène. Ce lessivage des boues s'est traduit par une production extrêmement faible d'acétate durant cette période. L'obstruction du tuyau d'alimentation du pilote "Phoredox modifié" a causé une baisse de la charge, dont l'effet est difficile à évaluer. Le colmatage du tuyau de recyclage de la liqueur mixte a eu comme conséquence une hausse de la concentration en nitrates à la sortie, car uniquement la fraction des nitrates recyclée avec les boues en tête de station a été dénitrifiée. L'échelle du pilote (30 l) ne permet pas l'utilisation de l'EB totale; un tamisage s'avère nécessaire. Les obstructions des divers tuyaux ont perturbé le fonctionnement du pilote; par conséquent, l'élimination du phosphore était plutôt aléatoire.

Période 8: jours 208 - 218; couplage système acidogène - Phoredox modifié, ajout de méthanol.

#### PROTOCOLE

L'eau brute a été tamisée (S7.2). Elle a été supplémentée de méthanol ( $100$  à  $150 \text{ mg DCO} \cdot \text{l}^{-1}$ ) afin de promouvoir la dénitrification.

#### RESULTATS

L'affluent était très dilué; la charge moyenne était de  $0,23 \text{ kg DCO} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{MS} \cdot \text{j}^{-1}$ . Le rendement du système acidogène restait très faible. La concentration en acétate à la sortie du réacteur acidogène variait entre  $10$  et  $24 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ . Le rendement d'élimination du phosphore a chuté jusqu'à  $30 \%$  d'élimination. La présence de méthanol dans l'alimentation améliorait le rendement de dénitrification, malgré le rapport DCO/NTK à priori défavorable (variant de  $5,2$  à  $6,5$ ). La concentration en  $\text{NO}_x$  dans l'ET était de  $12 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ . Ces résultats suggère que le méthanol est consommé préférentiellement pour la dénitrification. L'utilisation des substrats est discutée dans le S 9.1.

Période 9 : jours 219 - 243; couplage système acidogène - Phoredox modifié, ajout de méthanol.

#### PROTOCOLE

Durant la neuvième période (du 22.05 au 15.06) le fonctionnement du pilote a été gardé si stable que possible. Du méthanol a été ajouté. La DCO de l'alimentation variait dans une marge étroite autour de  $1000 \text{ mg.l}^{-1}$ .

#### RESULTATS

Cette neuvième période expérimentale (du jour 219 au jour 243) est caractérisée par une charge constante et élevée ( $0,50 \text{ kg DCO.kg}^{-1} \text{MS.j}^{-1}$ ). Le bilan DCO/N/P étant à priori favorable (1000/95/14), le rendement d'élimination des nutriments azote et phosphore était excellent. Au cours de cette même période, la concentration en acétate dans l'alimentation du pilote "Phoredox modifié" était particulièrement élevée ( $(120 \pm 30) \text{ mg.l}^{-1}$ ). Quant à la déphosphatation biologique, cette concentration importante en acétate était accompagnée d'une activité intense. En moyenne, 40 mg de P par litre d'affluent ont été relargués dans le bassin anaérobie (Fig. 8.10), et 13 mg P par litre d'affluent ont été éliminés. Le rapport  $\Delta P/DCO_e$  était de 0,014. La teneur en phosphore dans les boues extraites était de 4,0 %. La concentration en N- $\text{NO}_x$  dans les bassins anaérobie et anoxique est restée en-dessous du seuil de détection, indiquant une dénitrification complète dans ces bassins.

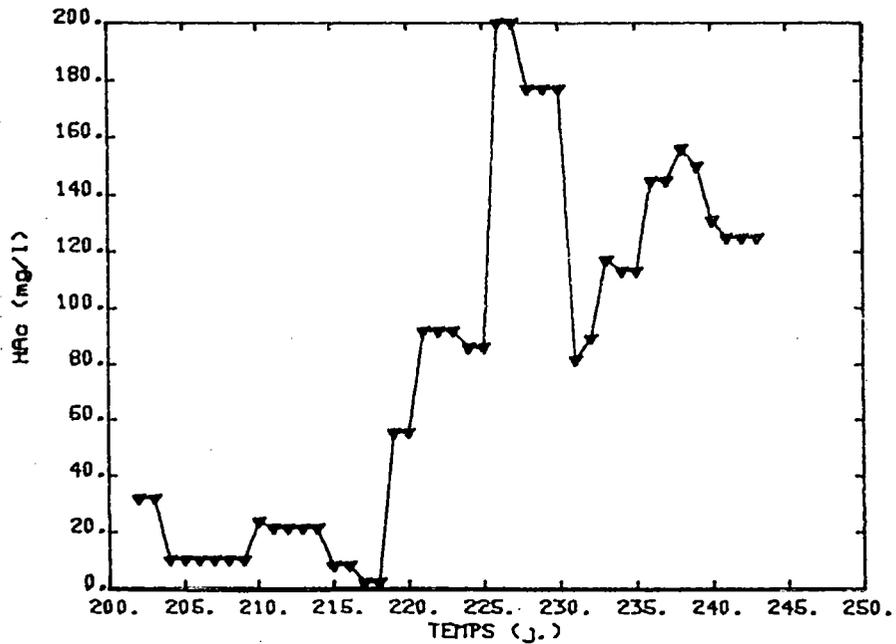
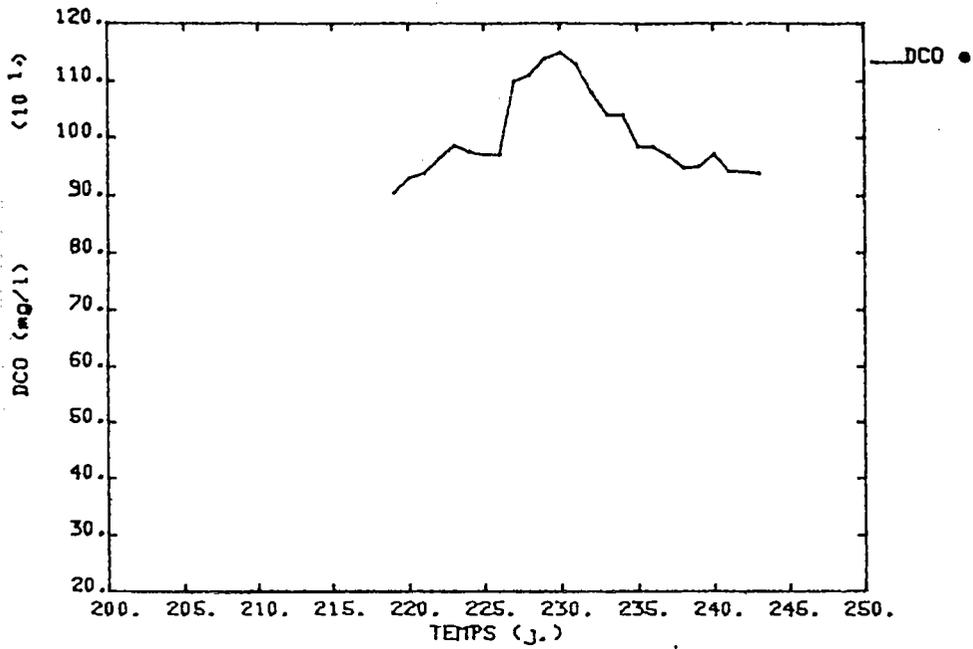


Fig. 8.8. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 9; réacteur acidogène couplé au "Phoredox modifié". Moyennes mobiles.

En haut la DCO de l'eau brute; en bas la concentration en acétate à la sortie du réacteur acidogène.

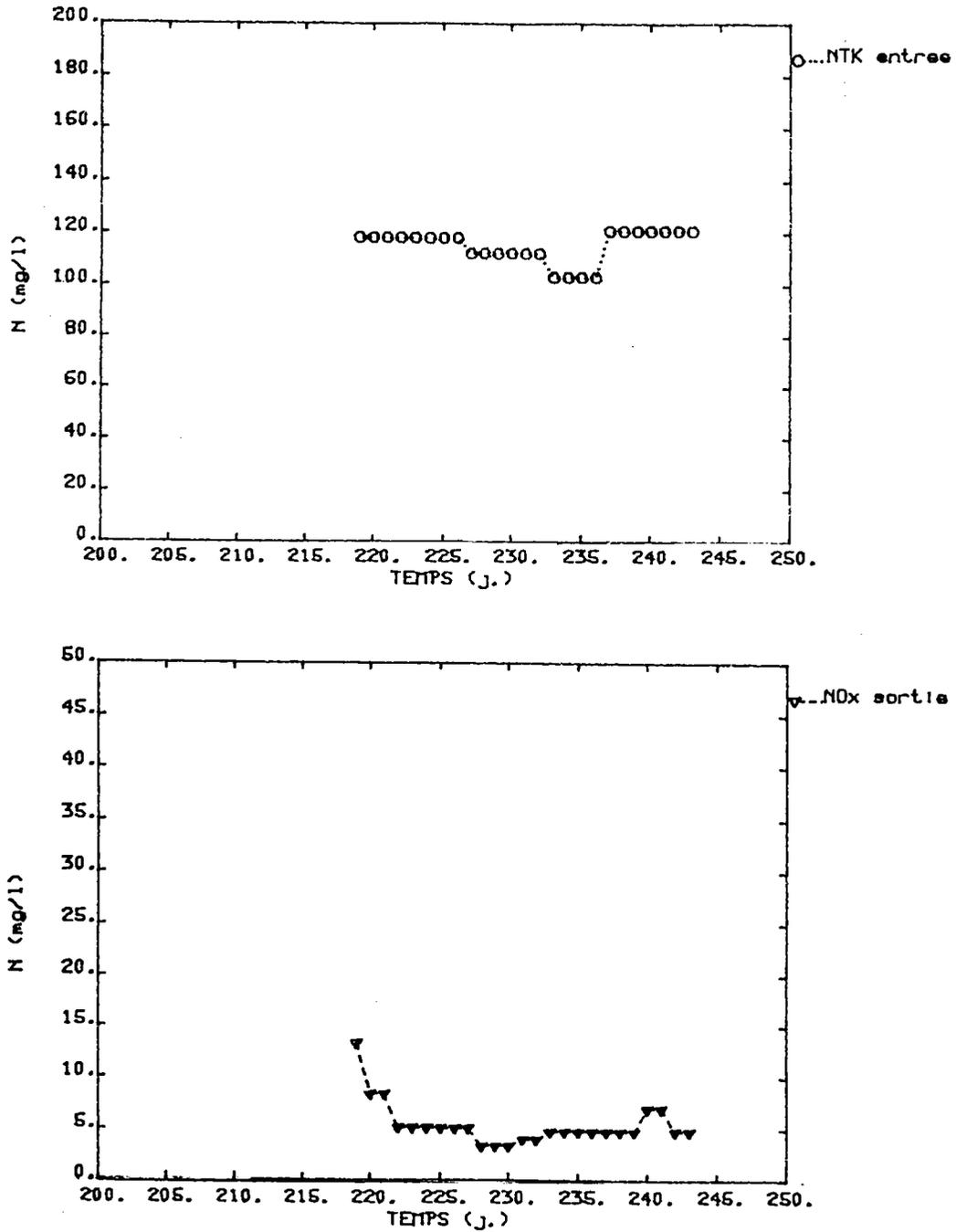


Fig. 8.9. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 9; réacteur acidogène couplé au "Phoredox modifié". Moyennes mobiles.

En haut l'azote total Kjeldahl (NTK) contenu dans l'eau brute; en bas la concentration en azote oxydé ( $\text{NO}_x$ ) dans l'eau traitée.

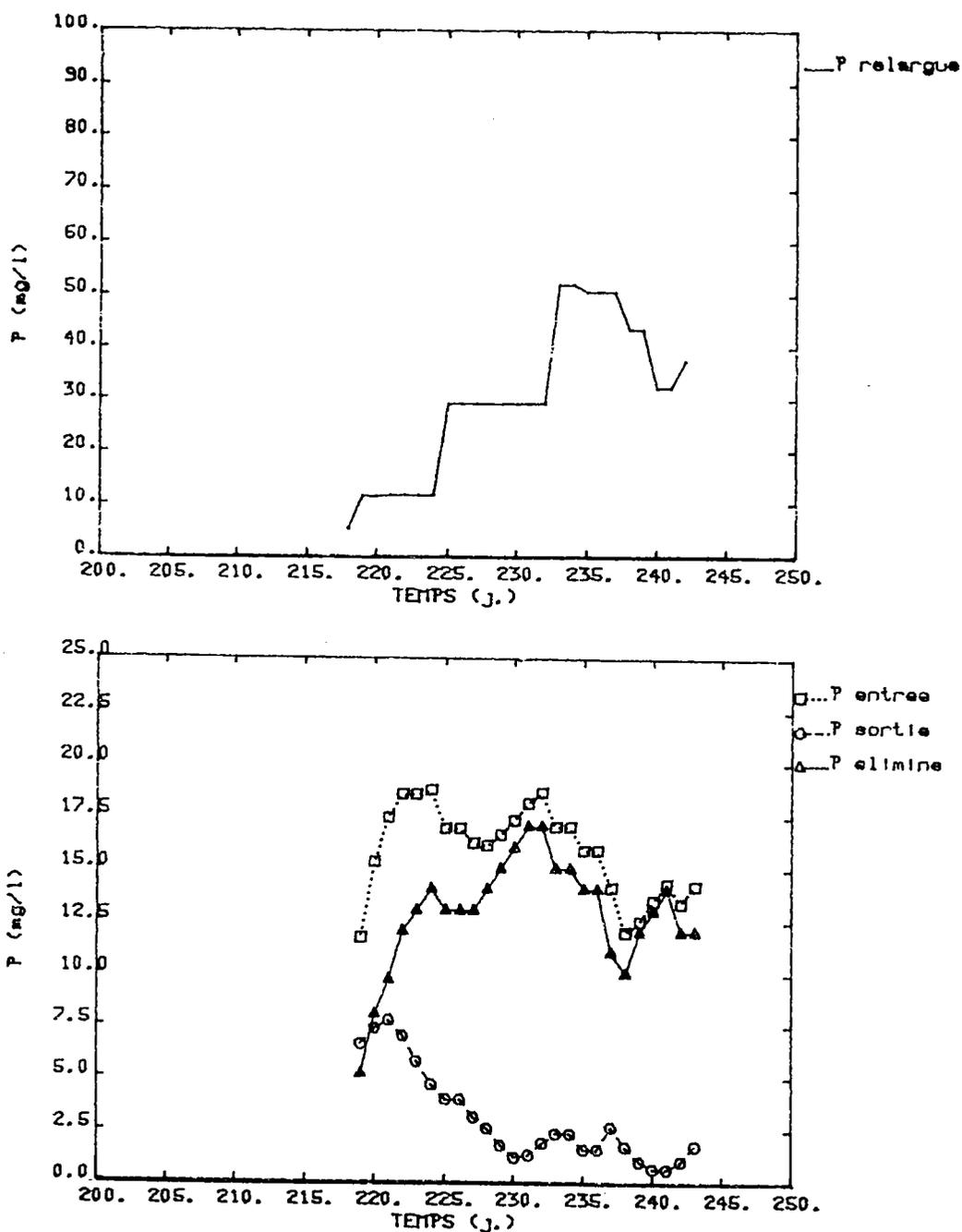


Fig. 8.10. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 9; réacteur acidogène couplé au "Phoredox modifié". Ajout de méthanol. Moyennes mobiles.

En haut la concentration en phosphore soluble dans la zone anaérobie. En bas les concentrations en phosphore total dans l'eau brute (carrés), dans l'eau traitée (cercles), et la quantité de phosphore éliminé par litre d'affluent (triangles).

Période 10: jours 244 – 283; couplage système acidogène – Phorédox modifié; ajout de méthanol.

#### PROTOCOLE

Au cours de la dixième période (du 15.06.85 au 24.07.85), l'alimentation a été diluée de moitié; sa DCO était proche de  $500 \text{ mg.l}^{-1}$ . Le débit a été gardé constant à  $30 \text{ l.j}^{-1}$ . Ce régime d'alimentation a été maintenu jusqu'à la fin.

#### RESULTATS

Le jour 243, la charge massique était réduite à environ  $0,32 \text{ kg DCO.kg}^{-1} \text{MS.j}^{-1}$  par dilution de l'EB, tout en maintenant le même débit d'alimentation ( $30 \text{ l.j}^{-1}$ ). La baisse de la charge allait de paire avec une baisse de la concentration en acétate à la sortie du système acidogène ( $(36 \pm 20) \text{ mg.l}^{-1}$ ; Fig. 8.12). La relation entre la DCO à l'entrée et la concentration à la sortie du réacteur acidogène est illustrée par les figures 8.1 à 8.3, et discutée dans le § 9.1.

Le rapport NTK/DCO dans l'EB variait entre 7,8 et 9,9. La dénitrification dans la zone anoxique était quasiment toujours complète. La concentration en  $\text{N-NO}_x$  dans l'ET variait entre  $1,0$  et  $5,7 \text{ mg.l}^{-1}$ . Malgré la baisse de la concentration en phosphore dans l'EB, la concentration en phosphore dans l'ET grimpa brusquement. En conséquence, le rendement de déphosphatation se trouvait gravement affecté: il oscillait entre 1 et 72 %. La teneur en phosphore de la boue avait légèrement baissé, jusqu'à environ 3,6 %. L'âge des boues aérées a monté progressivement jusqu'à 16 jours.

Du jour 270 au jour 280, la DCO de l'EB a progressivement baissé d'environ  $600 \text{ mg.l}^{-1}$  à  $350 \text{ mg.l}^{-1}$ . Aussi la concentration en phosphore dans l'EB a baissé: d'environ 10 à environ  $7 \text{ mg.l}^{-1}$ . Parallèlement à la DCO de l'EB, la concentration en acétate à la sortie du réacteur acidogène a diminué de  $40 \text{ mg.l}^{-1}$  à  $20 \text{ mg.l}^{-1}$ , sauf les jours 282 et 283, où des concentrations élevées ont été notées ( $73$  et  $82 \text{ mg.l}^{-1}$ , resp.). Le rapport NTK/DCO dans l'EB variait entre 8,4 et 14,5. La dénitrification dans la zone anoxique était quasi-complète. La concentration en  $\text{N-NO}_x$  dans l'ET variait entre  $2,7$  et  $8,7 \text{ mg.l}^{-1}$ . Le rendement de déphosphatation était variable: entre 9 et 65 %. La teneur en phosphore de la boue restait située autour de 3,6 %.

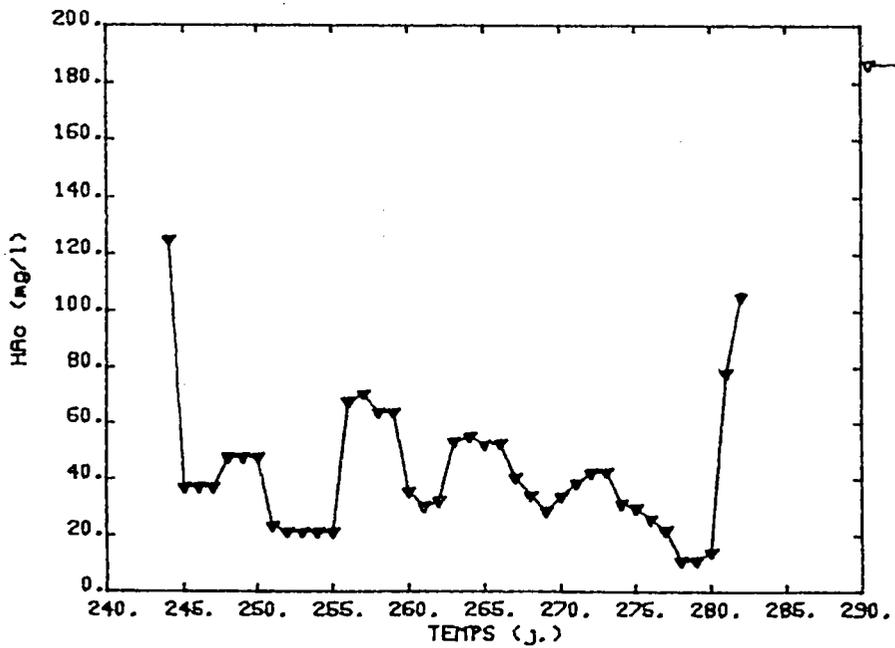
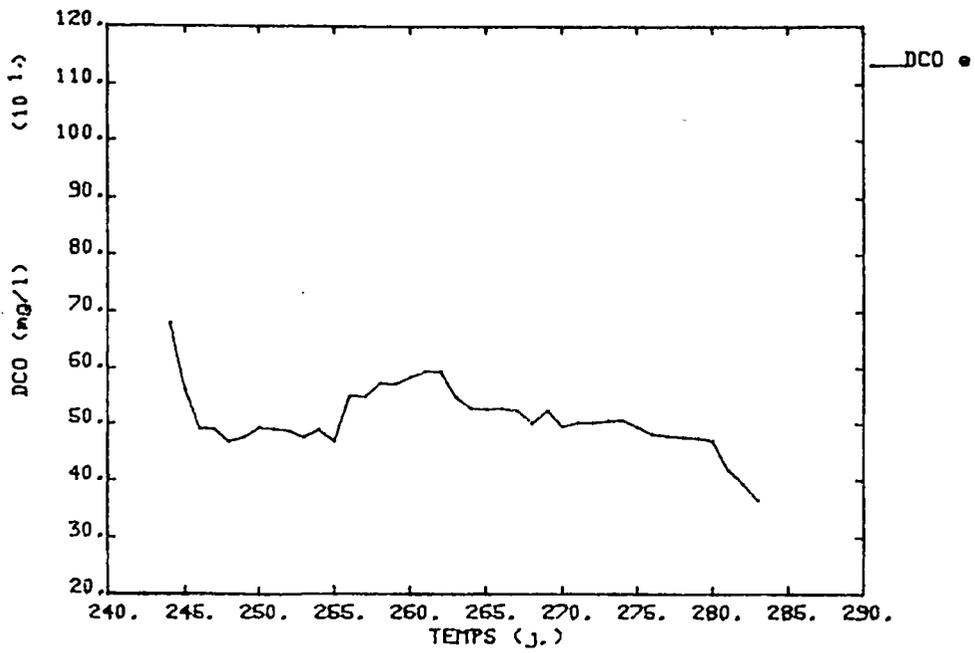


Fig. 8.11. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 10; réacteur acidogène couplé au "Phoredox modifié". Ajout de méthanol. Moyennes mobiles.

En haut la DCO de l'eau brute; en bas la concentration en acétate à la sortie du réacteur acidogène.

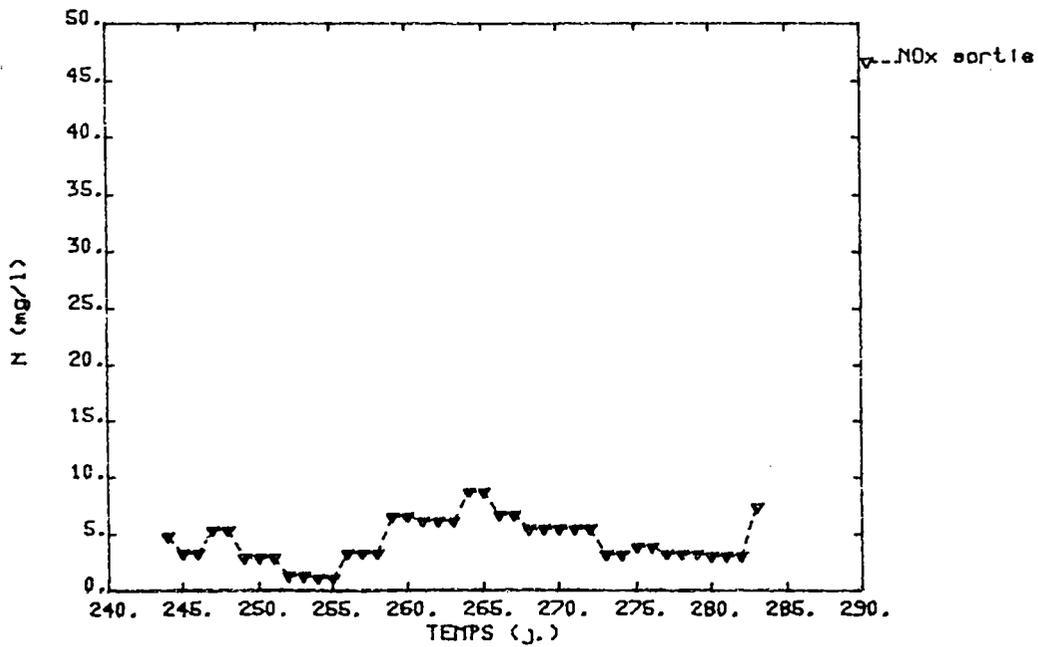
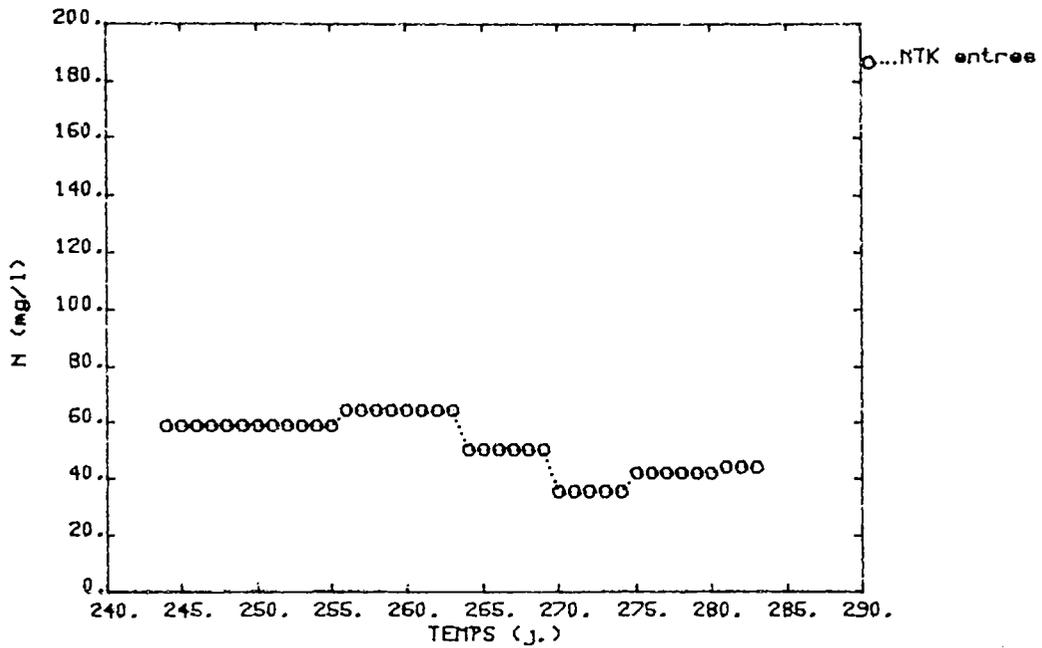


Fig. 8.12. Suivi du pilote Phoredox modifié. Période expérimentale 10. Le système acidogène est couplé au "Phoredox modifié". Ajout de méthanol. Moyennes mobiles.

En haut l'azote total Kjeldahl (NTK) contenu dans l'eau brute; en bas la concentration en azote oxydé ( $\text{NO}_x$ ) dans l'eau traitée.

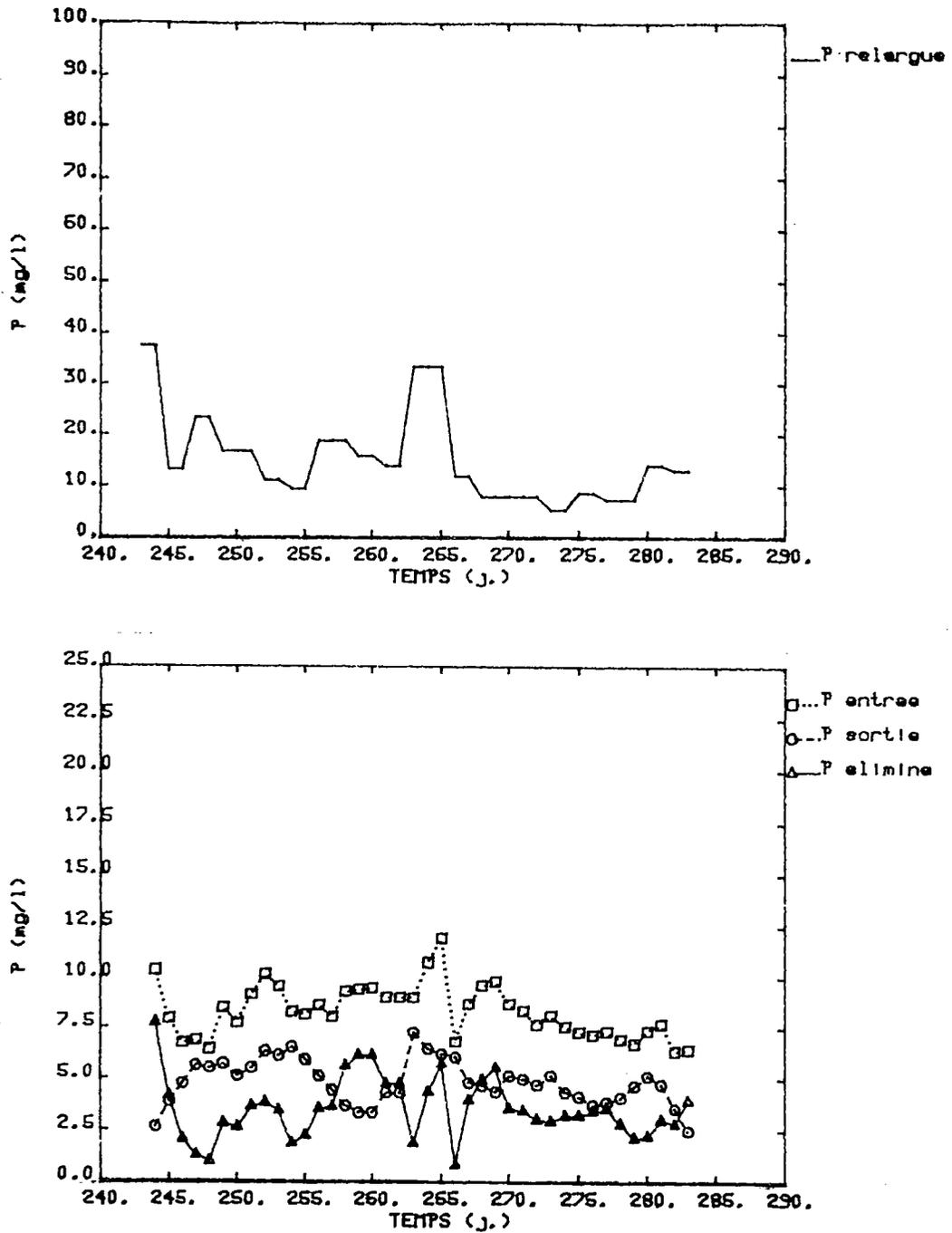


Fig. 8.13. Suivi du pilote "Phoredox modifié". Période expérimentale 10; réacteur acidogène couplé au "Phoredox modifié". Ajout de méthanol. Moyennes mobiles.

En haut la concentration en phosphore soluble dans la zone anaérobie. En bas les concentrations en phosphore total dans l'eau brute (carrés), dans l'eau traitée (cercles), et la quantité de phosphore éliminé par litre d'affluent (triangles).

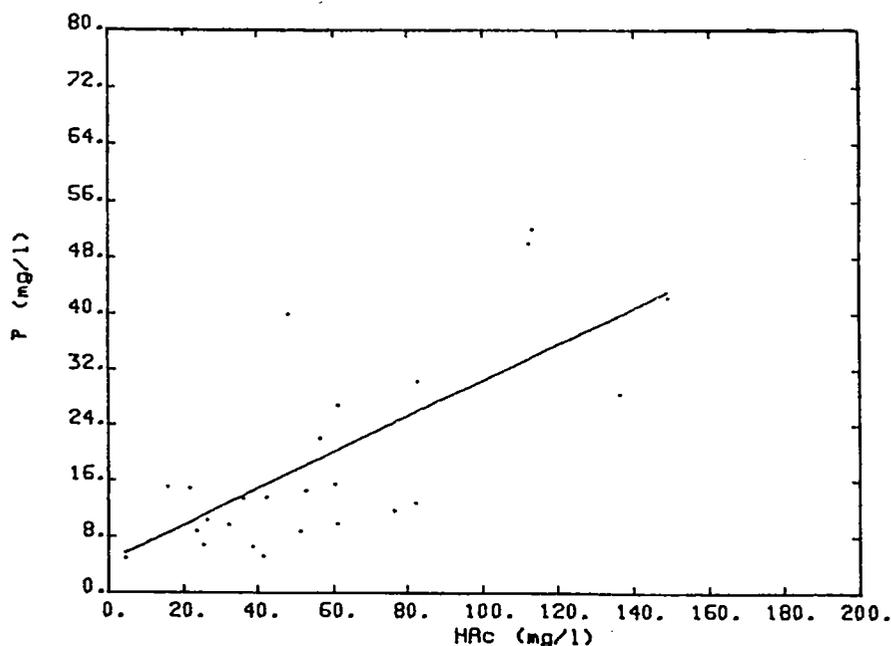
### 8.2.2 Les relations établies: acétate/relargage, relargage/élimination, acétate/élimination.

#### ACETATE ET RELARGAGE ANAEROBIE.

Selon le modèle exposé dans le S 5.2, la quantité de phosphore relarguée en anaérobiose dépend directement de la quantité de substrat disponible. Le substrat le plus intéressant serait l'acétate. Cet acétate a été produit à partir des composés carbonés de l'eau brute par le réacteur acidogène, situé en amont du pilote "Phoredox modifié". La figure 8.14 représente la relation entre la concentration en acétate (HAc) dans l'alimentation du pilote "Phoredox modifié", et la quantité de phosphore relarguée (P) par la boue dans la zone anaérobie. Toutes les quantités sont exprimées en mg par litre d'alimentation. Le rapport molaire acétate (HAc) / phosphore relargué ( $P_{rel}$ ) déduit de cette relation est d'environ 1,65. La régression

$$\text{donne: } P_{rel} = 0,26 \text{ HAc} + 4,5 \quad r^2 = 0,702$$

La dispersion des points rend l'exploitation de cette relation difficile. Vu le coefficient de corrélation, cette relation devrait plutôt être interprétée comme une tendance.



**Fig. 8.14. La quantité de phosphore relarguée dans le bassin anaérobie du pilote "Phoredox modifié" en fonction de la concentration en acétate dans l'alimentation. Données des périodes expérimentales 8 à 10.**

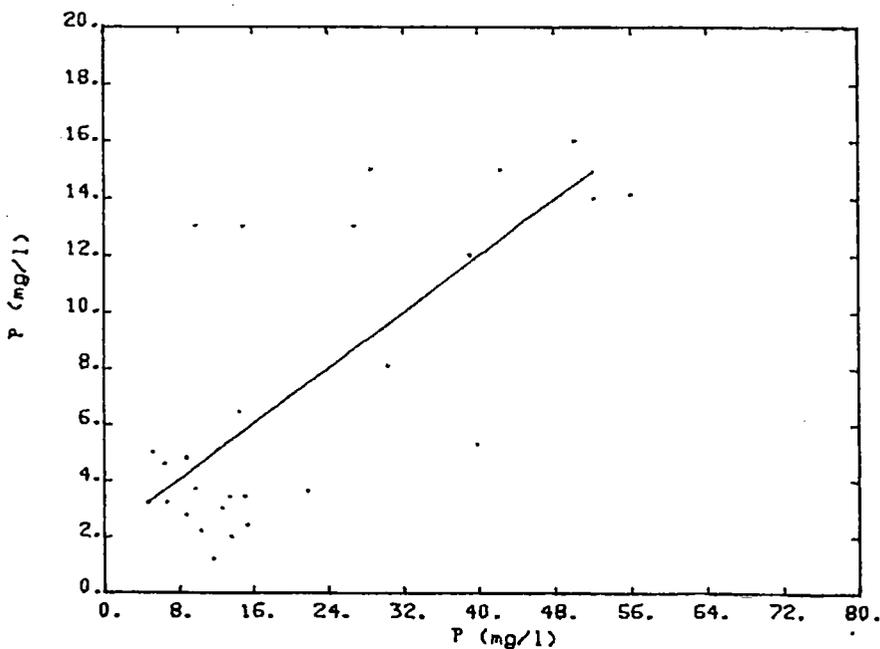
Selon le modèle exposé dans le § 5.2, après un relargage en anaérobiose, le passage en conditions aérobies doit entraîner une accumulation intracellulaire de phosphore. La figure 8.15 représente la quantité de phosphore éliminée par le pilote de type "Phoredox modifié" (en ordonnées) en fonction de la quantité de phosphore relarguée dans la zone anaérobie (en abscisses) durant la même période. Les points sont relativement dispersés, mais une tendance nette se dégage : un relargage important est généralement associé à une bonne élimination du phosphore. La régression donne:

$$P_{\text{élim}} = 0,25 P_{\text{rel}} + 2,1 \quad r^2 = 0,707$$

où :  $P_{\text{élim}}$  = la quantité de P éliminé par le système;

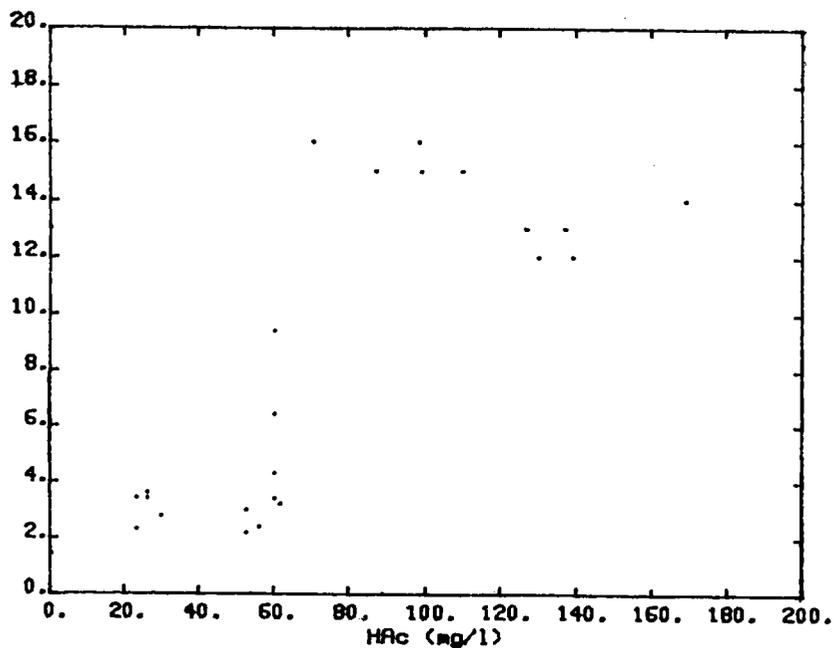
$P_{\text{rel}}$  = la quantité de P relargué dans le bassin anaérobie;

toutes les quantités sont exprimées en mg P par litre d'alimentation.



**Fig. 8.15.** La quantité de phosphore éliminé par le pilote "Phoredox modifié" en fonction de la quantité de phosphore relargué en anaérobiose. Données des périodes expérimentales 8 à 9. Moyennes mobiles.

La relation entre la concentration en acétate à l'entrée du pilote "Phoredox modifié" et la quantité de phosphore éliminé par litre d'affluent est illustrée par les figures 8.16 et 8.17 . Pour les données des périodes expérimentales 9 et 10, la relation a une forme de "marche d'escalier" (Fig. 8.16). Pour des concentrations en acétate inférieures à  $60 \text{ mg.l}^{-1}$ , l'élimination du phosphore est minimale : de 2 à  $4 \text{ mg.l}^{-1}$ . Pour des concentrations en acétate supérieures à  $80 \text{ mg.l}^{-1}$ , l'élimination de phosphore est conséquente : de 12 à  $15 \text{ mg.l}^{-1}$ . Sur d'autres ensembles de données, les relations obtenues peuvent être différentes. Au cours de la période 5, par exemple (Fig. 8.17 ), la concentration en acétate à la sortie du réacteur acidogène variait de 20 à  $80 \text{ mg.l}^{-1}$ . L'élimination du phosphore, variant de 2 à  $12 \text{ mg.l}^{-1}$ , ne montre aucune relation mathématique évidente avec la concentration en acétate. Le pilote "Phoredox modifié" était pourtant alimenté à partir du réacteur acidogène.



**Fig. 8.16. L' élimination du phosphore par le pilote de type "Phoredox modifié" (P) en fonction de la concentration en acétate dans l'alimentation (HAc). Moyennes mobiles des données des périodes 8 à 10.**

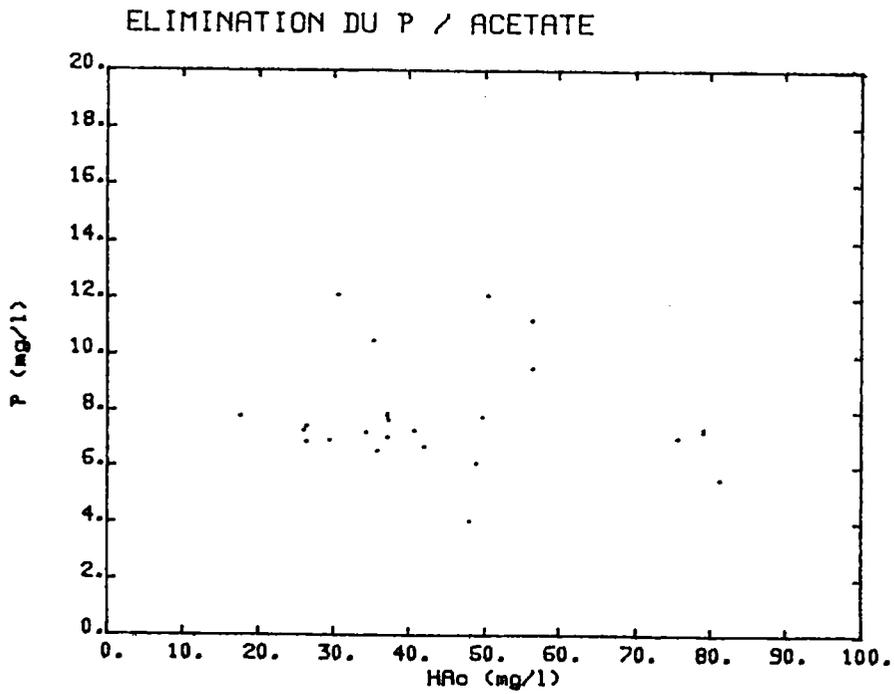


Fig 8.17. L' élimination du phosphore par le pilote "Phoredox modifié" (P) en fonction de la concentration en acétate (HAc) dans l'alimentation. Moyennes mobiles des données de la période 5.

### 8.3 ESSAIS EN DISCONTINU.

#### BUT

La production d'acétate par certaines bactéries dans la zone anaérobie d'une installation de déphosphatation a souvent été admise, mais, à notre connaissance, la production d'acétate à partir des composés organiques contenus dans une eau résiduaire urbaine par des bactéries aérobies-anaérobies n'a pas été étudiée expérimentalement.

Le processus de l'acidogénèse par les bactéries aérobies-anaérobies facultatives a été étudié à l'aide de deux types d'expérience; d'une part à l'aide du réacteur acidogène décrit dans le S 7.2, dissociant la flore acidogène de la flore consommatrice d'acétate du système "Phoredox modifié", et d'autre part à l'aide des essais en discontinu.

La cinétique de production d'acétate par les organismes aérobies-anaérobies facultatifs des boues à partir d'une eau résiduaire urbaine n'avait jamais été mesurée. Or, dans certaines conditions cette cinétique pourrait être limitante pour le processus de l'élimination biologique du phosphore (MEGANCK *et al.*, 1984). Si l'acidogénèse constitue l'étape limitante dans certaines conditions, la cinétique de production d'acétate détermine les dimensions d'un bassin anaérobie ou, le cas échéant, d'un réacteur acidogène séparé. Les cinétiques de production d'acétate observées lors des expériences décrits ci-dessous pourraient constituer une des bases d'un dimensionnement futur d'un bassin anaérobie ou d'un réacteur acidogène.

#### PROTOCOLE

##### **Le substrat.**

L'échantillon d'eau résiduaire, prélevé aux Mureaux, a été divisé en deux parties:

- une partie a été utilisée telle quelle, avec toutes les matières en suspension. Cette partie sera appelée "eau brute" (EB);
- une partie a été centrifugée à 3000 g pendant 10 min, puis filtrée sur une membrane de porosité de 0,22  $\mu\text{m}$  (MILLIPORE GS). Cette partie sera appelée : "eau brute filtrée" (EBf).

**La boue.**

La boue provient du système acidogène décrit dans le § 7.3. Préalablement au prélèvement, le système acidogène avait été alimenté avec de l'eau MILLIPORE pendant 15 h. La boue a été centrifugée à 3000 g pendant 10 min, le surnageant a été éliminé, et le culot mis en suspension dans de l'eau MILLIPORE. La boue a été recentrifugée de la même façon et le culot remis en suspension.

**Les cultures en discontinu, dites "en batch".**

La moitié du culot a été remis en suspension dans 50 ml d'EBf, l'autre moitié dans 50 ml d'EB. L'oxygène dans les deux échantillons a été chassé par insufflation d'azote ( $N_2$ ). Deux séries de 5 cultures en discontinu ont été préparées par introduction de: 25,0 ; 12,5 ; 6,3 ; 3,1 et 0 ml de boues mises en suspension dans des échantillons de 300 ml d'EB (cultures 1.1 à 1.5) et d'EBf (cultures 2.1 à 2.5)(Tab. 8.7). Des conditions anaérobies ont été créées par insufflation d'azote. A des intervalles réguliers, des échantillons de 1 ml ont été pris, centrifugés à 3000 g pendant 10 min., et congelés à  $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$  jusqu'au moment du dosage des acides gras volatils (AGV).

Une chromatographie sur gel d'exclusion SEPHADEX a été effectuée sur des échantillons d'EB et d'EBf avant et après fermentation. Le volume de gel SEPHADEX contenu dans la colonne de chromatographie était d'environ 450 ml. Le débit d'élution (eau MILLIPORE) était de  $50\text{ ml.h}^{-1}$ .

Les échantillons à analyser ont été filtrés sur des filtres de porosité de  $0,22\text{ }\mu\text{m}$  (MILLIPORE GS) et concentrés par évaporation sous vide à  $30\text{ }^{\circ}\text{C}$  (évaporateur rotatif ROTAVAPOR BÜCHI) jusqu'à une concentration en COT entre 150 et 200 ppm. Le volume d'échantillon appliqué était de 10 ml.

## RESULTATS.

### 8.3.1. Cinétique de la production d'acétate.

Toutes les courbes décrivant l' évolution de la concentration en acétate dans le milieu de culture en fonction du temps, obtenues avec les cultures en discontinu ("fermentations"), ont un certain nombre de caractéristiques en commun. L' évolution de la concentration en acétate dans le milieu de culture en fonction du temps est illustrée par la figure 8.18.

Les caractéristiques sont:

- la concentration initiale en acétate est toujours différente de zéro;
- la concentration en acétate augmente relativement vite dans un intervalle de temps zéro à environ 300 min.,
- puis elle continue à augmenter, mais à une plus faible vitesse.

Trois modèles mathématiques (S 7.5.3) ont été ajustés aux données des essais en discontinu:

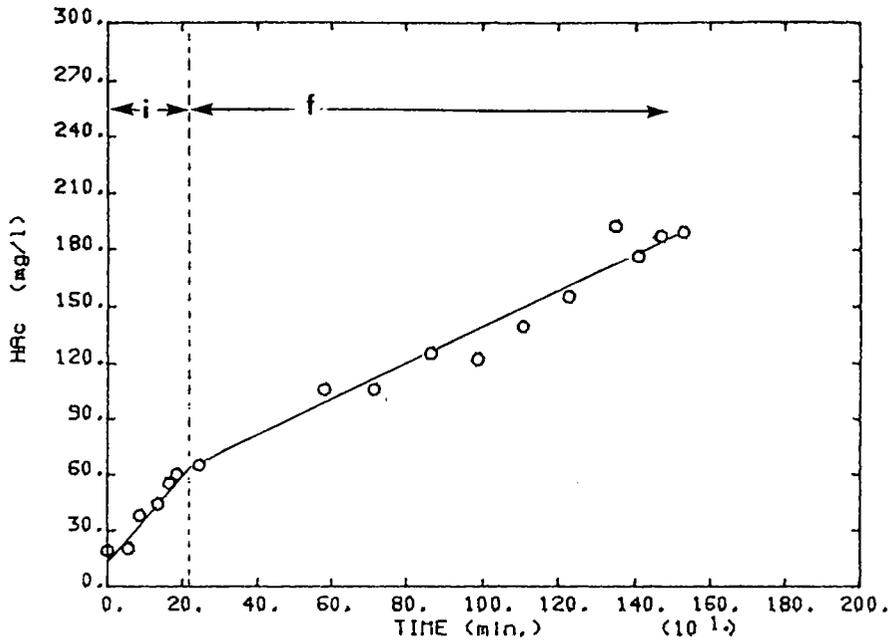
- un premier modèle est la combinaison de deux équations linéaires ;
- le deuxième permet une combinaison de réactions d'ordre 0 et d'ordre 1 ;
- le troisième modèle est basé sur une cinétique d'ordre 2.

Le premier modèle est constitué de deux équation linéaires, chacune valable dans une certaine intervalle de temps. Notamment le changement abrupte de la pente, observé sur la figure 8.19, a conduit à la distinction de deux phases. Lors de la **phase initiale** la pente de la courbe est élevée. Lors de la **phase finale**, la pente est plus faible. Pour faciliter l'exploitation, les courbes des deux phases sont considérées linéaires. Une régression linéaire a été calculée pour chaque phase de la courbe. La pente calculée est une mesure pour la **vitesse de production d'acétate (v)**. Ainsi sont distinguées une **vitesse initiale (v i)**, étant la vitesse moyenne au cours de la phase initiale, et une **vitesse finale (v f)**, étant la vitesse moyenne durant la phase finale. Ces vitesses, avec leurs écarts types, sont rapportées dans les tableaux 8.7 et 8.8.

Le deuxième modèle est de la forme:  $P = P_0 + m.t + c.(1 - e^{kt})$ . Le paramètre  $k$  (constante de réaction de premier ordre) prend toujours des valeurs largement négatives lors de l'ajustement du modèle aux données expérimentales. L'expression  $(1 - e^{kt})$  tend donc vers 1. Le modèle est peu sensible à des variations de  $k$ ; des changements du simple au double n'influencent guère la valeur de la variance résiduelle. Les termes linéaires, correspondant à une réaction d'ordre 0, ont plus de poids. Ce modèle résulte généralement en une courbe bien ajusté pour des très petites et des grandes valeurs de  $t$ , mais dépassant les points de mesure près du point d'inflexion de la courbe. Cette zone mal ajustée explique la variance résiduelle systématiquement plus grande pour ce modèle, comparée à la variance résiduelle associée au modèle précédent.

L'ajustement du modèle basé sur une cinétique de deuxième ordre aux points de mesure est médiocre. Afin de linéariser l'équation de cinétique de deuxième ordre, les inverses des variables sont utilisés. Lors de la régression selon la méthode des moindres carrés, les points près de l'origine (valeurs de  $t$  et  $P$  petites) ont un poids démesuré. La courbe est alors mal ajustée aux points obtenus vers la fin de l'essai (valeurs de  $t$  et  $P$  grandes). Par conséquent, la variance résiduelle associée à ce modèle est excessivement grande.

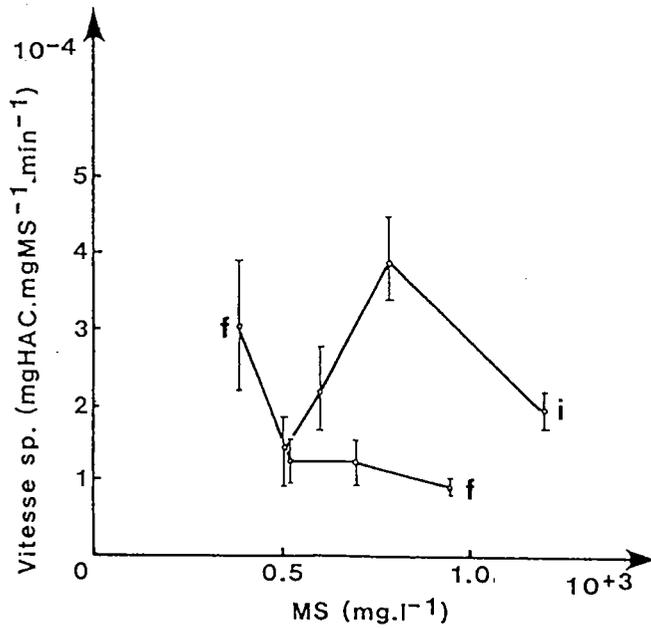
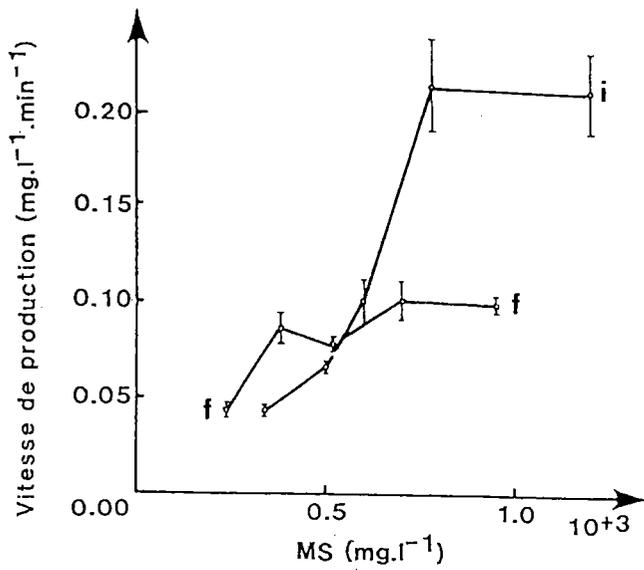
Le premier modèle, constitué de deux droites, permet le meilleur ajustement aux valeurs observées. Il s'agit d'un modèle empirique, qui n'est pas basé sur des considérations de mécanismes de réaction. Les deux autres modèles, dérivés des équations différentielles des réactions d'ordre 0, 1 et 2 donnent moins de satisfaction. On doit peut-être chercher l'explication dans le caractère hétérogène d'une eau résiduaire. Les bactéries n'y trouvent pas un seul substrat, mais un mélange de nombre de substrats. En outre, les substrats peuvent être associés à des matières particulières suspendues dans l'eau. Or les équations différentielles des réactions d'ordre 0, 1 ou 2 ont été établies pour une solution homogène d'un seul substrat.



**Fig. 8.18. Evolution de la concentration en acétate dans le milieu de culture (HAc) au cours du temps lors d'une fermentation d'une eau brute (culture 1.2).**

La **vitesse spécifique de production d'acétate** est définie comme le rapport de la vitesse nette de production d'acétate et la concentration nette des matières en suspension. La **vitesse nette de production d'acétate** est la vitesse de production d'acétate dans l'essai ( $v_x$ ) moins la vitesse du témoin ( $v_t$ ). La **matière sèche nette** est le poids sec des matières en suspension dans le flacon d'essai ( $MS_x$ ), moins le poids sec des matières en suspension dans le flacon témoin ( $MS_t$ ).

$$v_s = \frac{v_x - v_t}{MS_x - MS_t}$$



**Fig. 8.19. Cinétiques de production d'acétate à partir d'une eau brute.**  
 En haut les vitesses initiales (i) et finales (f) de production d'acétate en fonction de la concentration en matières sèches (MS). En bas la vitesse spécifique de production d'acétate ( $v_s$ ) des phases initiale (i) et finale (f) en fonction de la concentration en matières sèches.

**Tableau 8.7.** La production d'acétate (HAc) à partir de l'eau brute (EB; série 1) lors des cultures en discontinu. Les vitesses initiales (i) et finales (f) sont rapportées.

Culture	Vitesse $\pm$ s mg HAc .l <sup>-1</sup> .min <sup>-1</sup>	MS mg.l <sup>-1</sup>	Vitesse sp. $\pm$ s mg HAc.mg <sup>-1</sup> MS.min <sup>-1</sup>	COT ppm
1.1 i	0,2105 $\pm$ 0,022	1200	(1,94 $\pm$ 0,25).10 <sup>-4</sup>	43
f	0,0994 $\pm$ 0,004	950	(7,87 $\pm$ 1,10).10 <sup>-5</sup>	103
1.2 i	0,2142 $\pm$ 0,025	780	(3,88 $\pm$ 0,63).10 <sup>-4</sup>	41
f	0,1014 $\pm$ 0,010	700	(1,26 $\pm$ 0,30).10 <sup>-4</sup>	93
1.3 i	0,1002 $\pm$ 0,012	600	(2,18 $\pm$ 0,30).10 <sup>-4</sup>	42
f	0,0778 $\pm$ 0,004	510	(1,27 $\pm$ 0,29).10 <sup>-4</sup>	85
1.4 i	0,0661 $\pm$ 0,003	500	(1,41 $\pm$ 0,44).10 <sup>-4</sup>	39
f	0,0861 $\pm$ 0,008	380	(3,04 $\pm$ 0,83).10 <sup>-4</sup>	80
1.5 i	0,0435 $\pm$ 0,003	340	(2,03 $\pm$ 0,14).10 <sup>-4</sup>	42
f	0,0423 $\pm$ 0,004	240	(1,76 $\pm$ 0,17).10 <sup>-4</sup>	64

vitesse : vitesse de production d'acétate.

vitesse sp. : vitesse spécifique de production d'acétate.

s : écart type.

MS : poids sec des matières en suspension; après ensemencement (i) et après fermentation (f)

COT : COT soluble; après ensemencement (i) et après fermentation (f)

### La production d'acétate à partir de l'eau brute (EB).

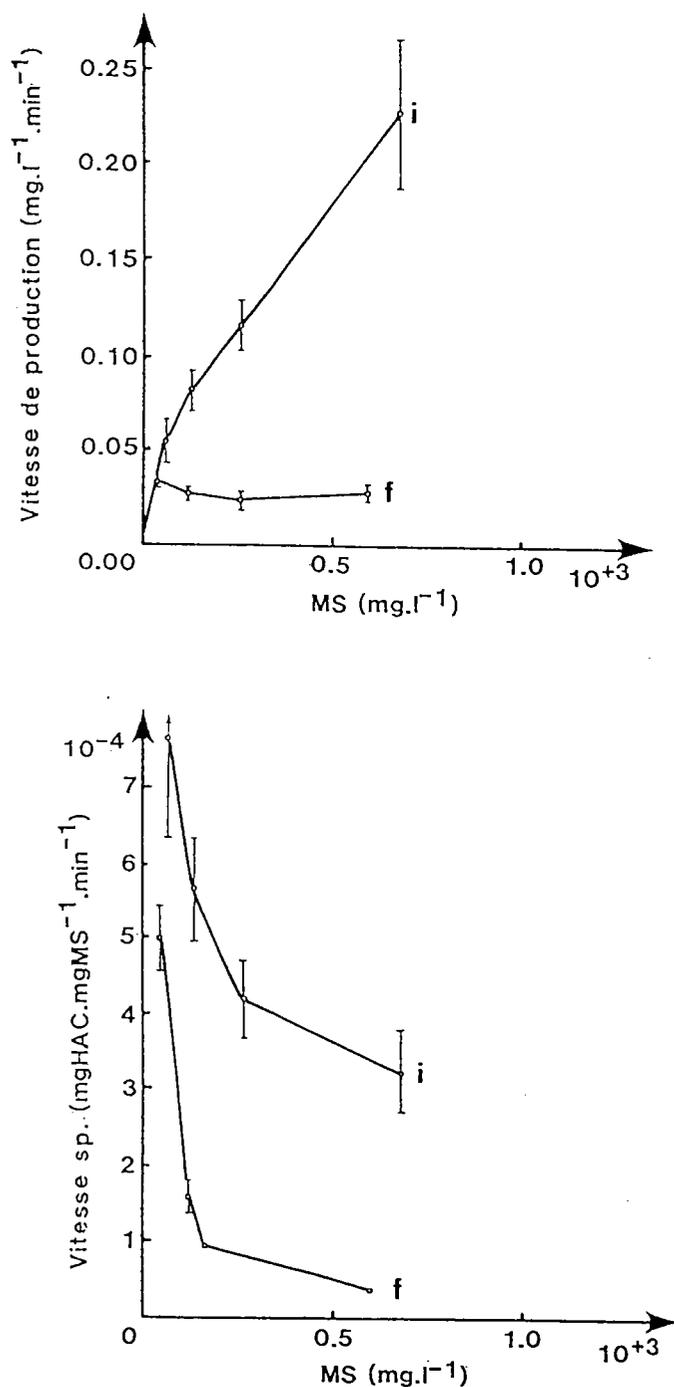
La vitesse de production d'acétate à partir de l'EB, et la vitesse spécifique de production d'acétate à partir de l'EB en fonction de la concentration en matière sèche sont rapportées sur la figure 8.19.

Dans les conditions expérimentales appliquées, la cinétique de production d'acétate à partir de l'EB (série 1; Tab. 8.7) dépend de la concentration en matières sèches (MS) dans l'essai. Durant la **phase initiale**, et pour les essais conduits avec une MS faible, la cinétique est d'un ordre différent de zéro par rapport à la MS. Pour des MS plus élevées, l'acétate est produit selon une cinétique d'ordre zéro par rapport à la MS; la courbe dans la Fig. 8.19 atteint un plateau.

La vitesse de production lors de la **phase finale** est influencée dans une moindre mesure par la concentration en MS que lors de la première phase. Cependant, les courbes tracées pour les deux phases montrent une même tendance: une sorte de "saturation" en biomasse à partir d'une certaine concentration en MS.

La courbe traçant la vitesse spécifique initiale de production d'acétate en fonction de la MS est très différente de celle traçant la vitesse spécifique lors de la phase finale. Lors de la phase initiale, la vitesse spécifique augmente jusqu'à une MS "critique", et au-delà elle diminue en fonction de la MS. En effet, puisque la vitesse de production d'acétate n'augmentait que peu en fonction de la MS, la vitesse spécifique diminuait. Lors de la phase finale, la vitesse spécifique de production d'acétate diminue régulièrement en fonction de la MS.

Ces courbes sont discutées dans le S 9.2.3.



**Fig. 8.20. Cinétiques de production d'acétate à partir d'une eau brute filtrée. En haut les vitesses initiales (i) et finales (f) de production d'acétate en fonction de la concentration en matières sèches (MS). En bas la vitesse spécifique de production d'acétate ( $v_s$ ) des phases initiale (i) et finale (f) en fonction de la concentration en matières sèches.**

**Tableau 8.8.** La production d'acétate (HAc) à partir de l'eau brute filtrée (EBf; série 2) lors des cultures en discontinu. Les vitesses initiales (i) et finales (f) sont rapportées.

Culture	Vitesse $\pm s$ mg HAc. l <sup>-1</sup> .min. <sup>-1</sup>	MS mg.l <sup>-1</sup>	Vitesse sp. $\pm s$ mg HAc .mg <sup>-1</sup> MS .min <sup>-1</sup>	COT ppm
2.1 i	0,2275 $\pm$ 0,040	680	(3,23 $\pm$ 0,57).10 <sup>-4</sup>	59
f	0,0277 $\pm$ 0,004	600	(3,28 $\pm$ 0,47).10 <sup>-5</sup>	75
2.2 i	0,1170 $\pm$ 0,014	260	(4,19 $\pm$ 0,50).10 <sup>-4</sup>	55
f	0,0234 $\pm$ 0,005	160	(9,63 $\pm$ 2,06).10 <sup>-5</sup>	55
2.3 i	0,0810 $\pm$ 0,010	130	(5,62 $\pm$ 0,69).10 <sup>-4</sup>	57
f	0,0272 $\pm$ 0,003	120	(1,60 $\pm$ 0,18).10 <sup>-4</sup>	51
2.4 i	0,0539 $\pm$ 0,012	60	(7,65 $\pm$ 1,70).10 <sup>-4</sup>	57
f	0,0329 $\pm$ 0,003	40	(4,98 $\pm$ 0,45).10 <sup>-4</sup>	38
2.5 i	0,0080 $\pm$ 0,002	0		43

vitesse : vitesse de production d'acétate.

vitesse sp. : vitesse spécifique de production d'acétate.

s : écart type.

MS : poids sec des matières en suspension; après ensemencement (i) et après fermentation (f).

COT : COT soluble; après ensemencement (i) et après fermentation (f).

### **La production d'acétate à partir de l'eau brute filtrée (EBf).**

Pour la **phase initiale**, la vitesse de production d'acétate augmente fortement en fonction de la MS (Fig. 8.20). Pour la **phase finale** la vitesse de production d'acétate est presque indépendante de la MS.

Pour les essais menés avec les MS les plus élevées, les vitesses de production d'acétate à partir de l'EB (Fig. 8.19; Tab. 8.7) et à partir de l'EBf (Fig. 8.20; Tab. 8.8) sont comparables, au moins lors de la phase initiale. Lors de la phase finale, la vitesse de production d'acétate à partir de l'EBf est beaucoup plus faible que la vitesse de production d'acétate à partir de l'EB.

La vitesse de production spécifique d'acétate décroît en fonction de la MS. La pente de la courbe est forte pour des MS faibles, et devient plus faible pour des MS plus importantes (Fig. 8.20). Une vitesse de production spécifique décroissante signifie qu'une augmentation de la MS n'entraîne pas une augmentation proportionnelle de la vitesse de production.

Ces courbes sont discutées dans le § 9.2.3.

### **Evolution des particules en suspension.**

Les données relatives à la concentration en matières en suspension (MS) et au COT soluble indiquent une hydrolyse des matières particulaires de l'eau brute et/ou des boues au cours des cultures en discontinu. La MS et le COT ont été mesurés immédiatement après l'ensemencement et à la fin de la culture (Tab. 8.7 et 8.8). Une diminution de la MS et, dans la majorité des cas, une augmentation du COT soluble sont observées. L'augmentation du COT au cours de la culture sur eau brute (EB) est corrélée avec la quantité des boues utilisées pour l'ensemencement de la culture (Tab. 8.7). Cette corrélation n'est pas observée pour les cultures sur eau brute filtrée (EBf). Les résultats obtenus avec le témoin EB (culture 1.5; non ensemencé; diminution de la MS de 340 à 240 mg.l<sup>-1</sup> et augmentation du COT de 42 à 64 mg.l<sup>-1</sup>) démontrent que les particules en suspension apportés par l'eau brute sont partiellement solubilisés au cours de la fermentation.

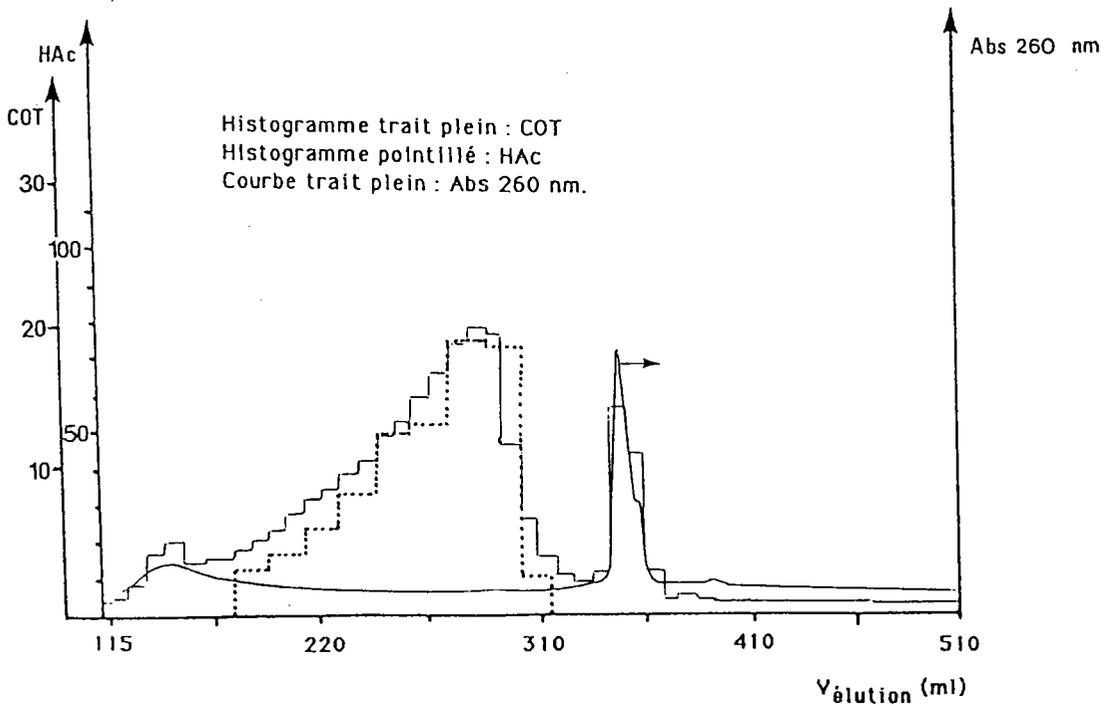
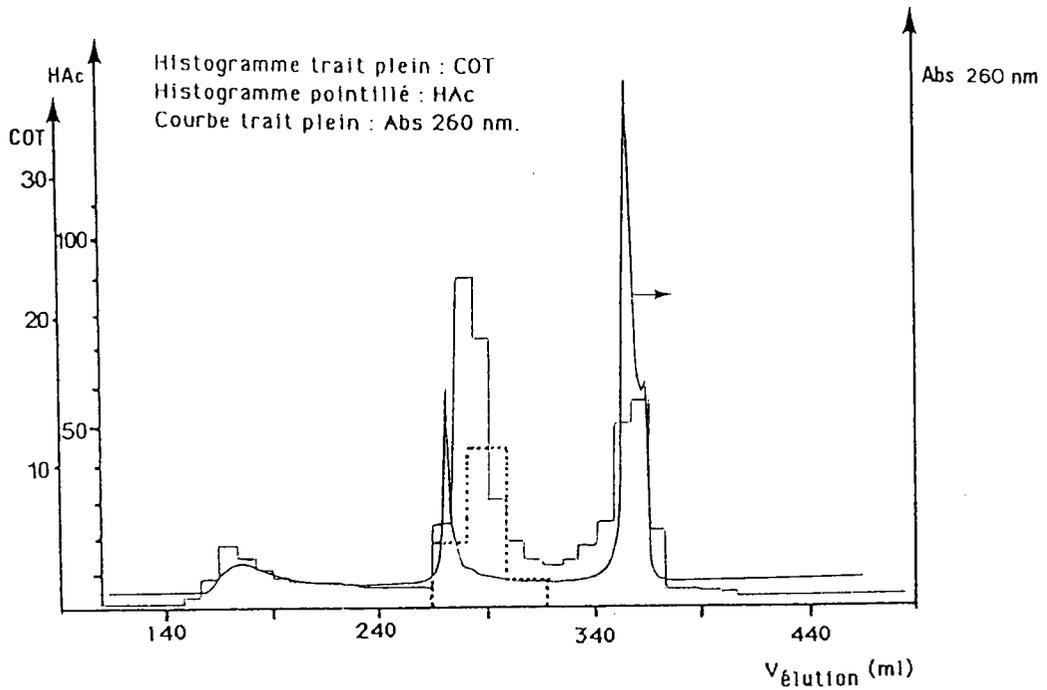
### 8.3.2. La caractérisation par chromatographie sur gel SEPHADEX de l'eau résiduaire avant et après fermentation.

Deux chromatogrammes obtenus par filtration sur gel d'exclusion sont représentées sur la figures 8.21 afin d'illustrer l'utilisation des composés carbonés lors de la fermentation d'une eau résiduaire. Le COT, la densité optique à 260 nm (absorption en UV) et la concentration en acétate sont rapportés en fonction du volume d'élution.

Le chromatogramme de l'EB de provenance des Mureaux est caractérisé par la présence trois pics importants d'absorption en UV. Dans cette expérience, ces pics sont situés à des volumes d'élution respectifs de 180, 260 et 380 ml. Les pics d'absorption en UV correspondent étroitement aux pics de COT. Le second et le troisième pic contiennent la majorité des composés organiques.

Le chromatogramme du milieu de culture après la fermentation présente seulement deux pics d'absorption en UV, à des volumes d'élution respectifs de 150 et 340 ml. Une assez faible fraction du COT correspond aux pics d'absorption en UV. La majorité du COT se situe dans la zone des volumes d'élution de 200 à 300 ml. Les composés carbonés situés dans ce large pic n'absorbent pas à 260 nm. Le pic de COT recouvre presque parfaitement le pic d'acétate. Les déplacements mineurs des pics entre les deux chromatogrammes sont dus à des légères différences dans les conditions d'élution.

La fermentation a éliminé complètement les composés organiques qui constituaient le deuxième pic d'absorption de l'EB, et considérablement réduit la quantité de carbone constituant le premier et le troisième pic. Ces composés ont été transformés en acétate lors de la fermentation.



**Fig.8.21. Chromatogrammes obtenus par filtration sur gel SEPHADEX d'une eau résiduaire. En haut: avant fermentation; en bas : après fermentation (culture 1.2)**

9.	DISCUSSION.	
9.1	SYSTEME DE TYPE "PHOREDOX MODIFIE".	194
9.1.1	La dénitrification.	195
9.1.2	La charge massique.	197
9.1.3	Les relations mathématiques.	200
9.2	SYSTEME ACIDOGENE.	203
9.2.1	Le système séparé.	203
9.2.2	Les produits de fermentation.	204
9.2.3	La cinétique de production de l'acétate.	205
9.2.4	L'utilisation des composés carbonés contenus dans l'eau brute.	207
9.3	CONCLUSIONS.	208

## 9. DISCUSSION.

La discussion sera divisée en deux parties; dans la première partie, les résultats obtenus sur le pilote de type "Phoredox modifié" seront interprétés, et dans la deuxième partie seront discutées les observations propres au réacteur acidogène.

Les conditions de bon fonctionnement seront déterminées pour le pilote "Phoredox modifié". Les problèmes relatifs à la dénitrification seront discutés. Ensuite, les conséquences d'une charge massique trop faible seront interprétés. Enfin, les relations suivantes seront discutées:

- la concentration en acétate dans l'alimentation et le relargage du phosphore en anaérobie;
- le relargage et l'élimination du phosphore;
- la concentration en acétate dans l'alimentation et l'élimination du phosphore.

L'élément nouveau dans la chaîne de traitement est le réacteur acidogène, séparé du système "Phoredox modifié" (Fig. 7.3 ). Successivement seront comparés aux données de la littérature; le système en lui-même, sa flore et son fonctionnement. Les données des expériences en discontinu permettront de discuter la cinétique de production d'acétate et l'utilisation du substrat (une eau résiduaire)

### 9.1. LE SYSTEME DU TYPE "PHOREDOX MODIFIE".

Les expériences sur les pilotes de type "Phoredox modifié" d'une capacité de 30 litres environ, ont permis de démontrer la faisabilité, dans certaines conditions, d'une élimination simultanée, sans addition de réactifs de précipitation, des pollutions carbonée, azotée et phosphorée. Les conditions suivantes ont été réunies lors du bon fonctionnement du pilote:

- une alimentation de l'installation par une eau résiduaire tamisée (maille 0,5 mm) d'origine essentiellement urbaine, additionnée ou non de substrat organique;
- une zone anaérobie avec un temps de rétention nominal de 3 à 8 heures;

- une zone anoxique avec un temps de rétention nominal de 6 à 12 heures;
- une charge massique, calculée sur la masse des boues aérées, entre 0,4 et 0,6  $\text{kg DCO} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MS} \cdot \text{j}^{-1}$ ;
- un recyclage des boues décantées de 100% par rapport au débit d'alimentation;
- un recyclage de la liqueur mixte entre 300 et 500% par rapport au débit d'alimentation.

Une épuration satisfaisante a été obtenue avec et sans réacteur acidogène de 2 litres en amont du système "Phorédox modifié".

La faisabilité d'une élimination du phosphore sur des installations du type "Phoredox modifié", dans des conditions tout à fait similaires, a été également démontrée par MALNOU *et al.* (1983 a,b); et MEGANCK *et al.* (1984). Les paramètres qui semblent déterminer le taux d'élimination du phosphore sont : la dénitrification (revue dans le S 6.5 et discutée dans le S 9.1.1) et l'apport d'un substrat carboné (revu dans le S 6.3 et discuté dans le S 9.2.2)

#### 9.1.1 La dénitrification.

Une bonne élimination du phosphore à faible charge est possible seulement si la dénitrification fonctionne suffisamment pour éviter une introduction importante de nitrates dans la zone anaérobie (BARNARD *et al.*, 1984; FLORENTZ *et al.*, 1984; MALNOU *et al.*, 1984).

Au cours des périodes expérimentales la dénitrification était très faible; par ex., selon des bilans instantanés, seulement  $0,42 \text{ g NO}_3\text{-N} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MS} \cdot \text{h}^{-1}$  étaient dénitrifiés dans la zone anoxique. Cette valeur s'approche des valeurs pour une dénitrification endogène (S 6.5). Le remplacement du bassin anoxique de 8 litres (Fig. 7.1) par le bassin compartimentable de 12 litres (Fig. 7.2) n'a pu résoudre le problème; il semble que la **cinétique ne constituait pas le problème primordial** pour l'élimination de l'azote. La supplémentation de l'EB avec 100 à 150 mg/l de DCO facilement utilisable pour la dénitrification (le méthanol; PAYNE, 1981) a entièrement résolu le problème de la dénitrification; à partir de la période 8, la dénitrification en zone anoxique était quasiment complète. Les problèmes précédents de dénitrification sont imputables à une **limitation en substrat** organique utilisable pour la dénitrification.

Le méthanol est un substrat facilement utilisable pour la dénitrification (PAYNE , 1981). Par contre, son influence sur le relargage de phosphore en anaérobie, et par extension sur l'élimination biologique du phosphore, est faible (MALNOU *et al.* 1983; MEGANCK *et al.* 1984) ou nul (DE YRIES *et al.*, 1985). Le fait que le rendement de production d'acétate dans le réacteur acidogène ne s'améliore pas suite à l'ajout de méthanol à l'eau brute (S 8.2), confirme l'hypothèse que le méthanol a peu d'influence sur le processus de l'élimination du phosphore si ce n'est par le biais d'une stimulation de la dénitrification.

Si la dénitrification dans le bassin anoxique est incomplète, une plus grande quantité de nitrates est recyclée avec les boues décantées dans la zone anaérobie (EKAMA *et* MARAIS, 1984; HASCOET *et al.*, 1984). Les nitrates peuvent gêner le processus d'élimination du phosphore par deux mécanismes: l'inhibition de la flore acidogène et l'inhibition du métabolisme anaérobie des bactéries poly-P.

Les bactéries aérobie-anaérobie facultatives, capables d'effectuer d'une part un métabolisme fermentatif et d'autre part un métabolisme respiratoire avec des nitrates comme accepteur final d'électrons, utiliseront le métabolisme respiratoire (dénitrification), énergétiquement plus favorable, tant qu'il y a des nitrates. Ces bactéries ne produisent alors pas d'acétate et autres produits de fermentation (éthanol; 2,3-butanediol...) utilisables pour la flore déphosphatante.

S' il y a un système acidogène en amont, les nitrates recyclés dans le bassin anaérobie ne peuvent influencer la production d'acétate. Cependant, les bactéries poly-P dénitrifiantes consomment les produits de fermentation préférentiellement pour la dénitrification, au détriment du métabolisme anaérobie caractérisé par la voie du PHB. La présence ou non d'un réacteur acidogène en amont n'influence pas ce phénomène. Au moins une fraction importante des bactéries poly-P est capable de dénitrifier; l'absorption du phosphore dans la zone anoxique en témoigne (MALNOU *et al.*, 1983; MEGANCK *et al.*, 1984; LÖTTER *et* MURPHY, 1985). Par conséquent, si le modèle présenté dans le S 5.3 est correct, le substrat consommé pour la dénitrification en zone anaérobie n'est plus disponible pour la déphosphatation.

Une expérience pour démontrer l'absence d'induction de la polyphosphate-kinase en présence de nitrates n'a pas été effectuée. Cette expérience consisterait en la mesure de

l'activité polyphosphate-kinasique dans une alternance de conditions aérées et anoxiques, en analogie avec l'expérience décrit dans le § 4.3 (Fig. 4.1).

Il faut noter qu'un apport d'un excès de substrat carboné (acétate, propionate) permet un relargage de phosphore dans des conditions anoxiques (c.à.d. en présence de nitrates) (MALNOU *et al.*, 1984; HASCOET *et FLORENTZ*, 1985; GERBER *et al.*, 1987). Le mécanisme n'est pas entièrement élucidé. Probablement, le relargage observé est le résultat nette de deux processus: une absorption net par des organismes poly-P dénitrifiants et un relargage par des organismes poly-P incapables de dénitrifier. Le résultat nette du relargage et de l'absorption dépend alors de la nature du substrat et du rapport substrat/nitrate (GERBER *et al.*, 1987)

#### 9.1.2 La charge massique.

Il a été démontré par les essais rapportés dans le § 8.2, réalisés à l'aide d'une installation du type "Phoredox modifié", avec un système acidogène en amont, qu'une baisse de la charge massique de 0,50 à 0,25 kg DCO . kg<sup>-1</sup>MS . j<sup>-1</sup> réalisée par dilution de l'alimentation, en conservant les débits et les temps de séjour, provoque une chute du rendement d'élimination du phosphore (résultats des périodes 9 et 10).

Les résultats obtenus au cours de la première période expérimentale, en absence d'un système acidogène, montrent qu'une réduction de la charge massique de 0,4 à 0,2 kg DCO . kg<sup>-1</sup>MS . j<sup>-1</sup>, réalisée par diminution du débit d'alimentation, en conservant les concentrations en sels et molécules organiques dans l'alimentation, provoque la baisse du rendement d'élimination. Le même phénomène a été rapporté par MEGANCK *et al.* (1984).

Les essais de diminution de débit et de dilution de l'alimentation suggèrent que la diminution du rendement d'élimination du phosphore n'est pas provoquée uniquement par la baisse de la concentration de l'alimentation, ni uniquement par les variations de temps de séjour dans les différents bassins. La charge carbonée semble être le paramètre qui explique le mieux les variations du rendement de l'élimination du phosphore; elle intègre les deux effets. Le mécanisme de la réduction du rendement d'élimination du phosphore n'est pas entièrement compris. Une expérience qui pourrait confirmer la valeur de la charge massique comme

paramètre descriptif consisterait en un doublement de la charge massique appliquée à un pilote par l'élimination de la moitié des boues contenues dans le pilote.

La chute du rendement de déphosphatation suite à une baisse de la charge est très rapide; elle n'est pas principalement due à l'âge des boues, puisque celui-ci n'augmente que progressivement. Mais il est évident que pour une teneur en phosphore dans les boues égale, une installation fonctionnant en forte charge produit plus de boues (EKAMA *et* MARAIS, 1984) et élimine par conséquent plus de phosphore qu'une installation semblable fonctionnant en faible charge. Or l'âge des boues augmente lentement, mais la production de boues baisse rapidement, reflétant un changement rapide dans le métabolisme des bactéries des boues. Pour compenser la production de boues réduite, l'extraction de boues en excès est diminuée, et par conséquent l'extraction du phosphore de l'installation est également réduite.

MEGANCK *et al.* (1984) imputent la baisse du rendement à un ralentissement de l'acidogénèse. Ils ont observé un mauvais rendement de déphosphatation dans des conditions de faible charge et un âge des boues élevé. L'étape de production d'acétate a été contournée expérimentalement par un ajout à l'eau brute d'environ  $25 \text{ mg.l}^{-1}$  d'acétate. Cette addition suffisait pour rétablir un rendement de déphosphatation de 80%. Cependant, il n'est pas prouvé que la détérioration de l'élimination du phosphore dans le cas d'une réduction du débit et dans le cas d'une dilution de l'alimentation soit due uniquement à ce mécanisme.

L'importance d'une charge massique suffisante pourrait également laisser supposer la nécessité d'une quantité résiduelle de substrat carboné dans le bassin aérobie pour l'absorption aérobie du phosphore. Cependant, cette supposition n'est démontrée par aucun argument convaincant.

En variant la charge massique, le bilan d'utilisation des substrats carbonés peut être modifié. Considérons l'utilisation quotidienne de l'acétate dans des conditions d'un débit de "1", puis d'un débit de "1/2", en admettant que la quantité d'acétate produite par volume d'alimentation reste constante. Au sein de l'installation de traitement, une compétition pour le substrat a lieu.

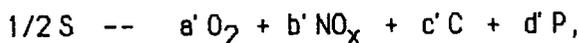
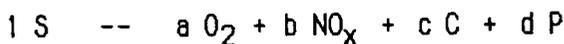
Si un débit de "1" est appliqué, une quantité "1 S" de substrat est introduite dans le bassin anaérobie. Elle est utilisée pour:

- le métabolisme respiratoire à l'aide de "a O<sub>2</sub>", introduits à l'interface boue-air;
- dénitrifier une quantité "b NO<sub>x</sub>", introduite par le recyclage des boues décantées;
- un certain nombre de réactions non-caractérisées (maintenance etc...) "c C";
- des processus menant à l'accumulation de phosphore dans la boue "d P".

Si le débit de "1/2" est appliqué, la quantité de substrat introduite par jour sera la moitié de la précédente, mais sa concentration restera constante. Cette quantité de substrat "1/2 S" est utilisée quotidiennement pour:

- la respiration de "a' O<sub>2</sub>"
- dénitrifier une quantité "b' NO<sub>x</sub>";
- les réactions non-identifiées "c' C", supposées constantes;
- pour l'élimination du phosphore "d' P".

La quantité d'oxygène introduite à l'interface air-boue ne dépend pas de la charge appliquée; a' = a. Par contre, la quantité de nitrates quotidiennement introduite dans la zone anaérobie diminue si la charge baisse; on peut supposer que si la charge est baissée de la moitié, la quantité de nitrates introduite correspond environ à la moitié également; b' = 1/2 b. La quantité d'acétate consommé pour les réactions non-identifiées est supposée indépendante de la charge; c' = c. Reste la quantité "d' P" disponible pour la déphosphatation. Dans l'hypothèse que le modèle présenté dans le § 5.3 est correct, le processus de l'élimination du phosphore passe par l'accumulation de pHB, une voie secondaire, ne donnant pas directement lieu à la production d'ATP. L'acétate disponible sera en priorité consommé par le terme "a' O<sub>2</sub>", puis par la dénitrification "b' NO<sub>x</sub>", au détriment du terme "d' P". Par conséquent, d' << d. En résumé:



où: a' = a; b' = 1/2 b; c' = c; d' < d.

Le poids des termes "a O<sub>2</sub>" et éventuellement "c C" augmente quand la charge baisse.

L'importance de ce phénomène de concurrence entre la consommation de l'acétate par voie

aérobie et par voie anaérobie dépend de l'importance de l'introduction d'oxygène ( $K_L a \dots$ ), qui n'a pas été évaluée lors de cette étude.

Dans le cas d'une dilution de l'alimentation, le même raisonnement pourrait s'appliquer mais en plus la cinétique de production de l'acétate pourrait être affectée. Cette dernière supposition n'a pas été démontrée, mais elle est suggérée par la baisse de la concentration en acétate à la sortie du réacteur acidogène d'un facteur 3,5 (de  $(120 \pm 30)$  à  $(36 \pm 20)$   $\text{mg.l}^{-1}$ ) suite à la diminution de la DCO de l'EB d'un facteur 2 (de  $(1005 \pm 28)$  à  $(503 \pm 51)$   $\text{mg.l}^{-1}$ ).

La présence d'un système acidogène ne pallie pas aux problèmes de l'utilisation du carbone en anaérobie, mis en évidence par ce bilan. Le fait que le bilan d'utilisation des substrats carbonés puisse être critique est démontré par les résultats des essais avec et sans ajout de substrat carboné (durant les périodes expérimentales 9 et 10 et les périodes expérimentales 3 et 5 respectivement; § 8.2).

Ces problèmes relatifs à l'**utilisation** du substrat carboné disponible dans le cas d'une baisse de la charge massique **s'ajoutent** à la production (et donc extraction) de boues (et donc de phosphore) diminuée.

Le réacteur acidogène améliore le rendement de déphosphatation dans nos conditions opératoires (système de type "Phoredox modifié" fonctionnant à faible charge). Dans la figure 9.1, les résultats des périodes expérimentales 2 à 5 sont regroupés. Durant toutes les périodes expérimentales concernées, les conditions opératoires comme débits, concentration en boues... étaient identiques. Au cours des périodes 2 et 4, le réacteur acidogène n'était pas couplé au pilote "Phoredox modifié" (fonctionnement **isolé** du pilote). Au cours des périodes 3 et 5, le réacteur acidogène était placé en amont du système "Phoredox modifié" (fonctionnement **couplé**). Le rendement de déphosphatation a été évalué selon 3 critères:

- $\Delta P$ ; la quantité de phosphore éliminé de l'eau résiduaire, exprimée par litre d'affluent;
- $\Delta P/DCO_e$ ; la quantité de phosphore éliminé rapportée à la DCO de l'eau brute;
- $\%P$ ; la teneur en phosphore des boues excédentaires, éliminées du pilote.

Selon les trois critères, le rendement de déphosphatation est supérieur lorsque le réacteur acidogène est couplé au pilote "Phoredox modifié". Cependant, compte tenu des écarts type sur les moyennes, cette amélioration du rendement n'est pas spectaculaire.

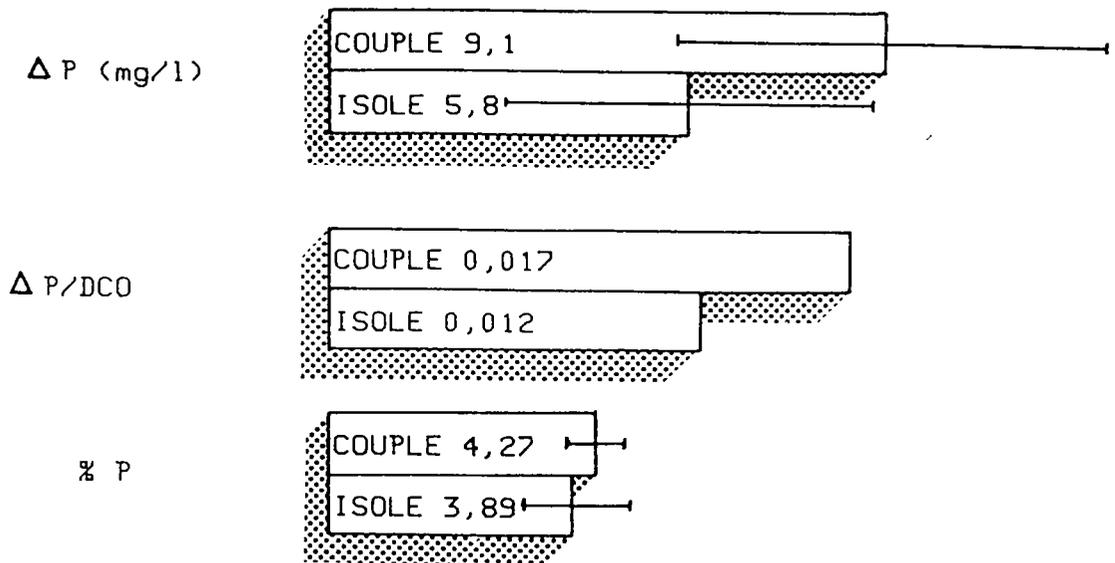


Fig. 9.1. Influence de la présence d'une phase acidogène en amont d'un système de type "Phoredox modifié" sur le rendement de déphosphatation. Moyennes de des périodes expérimentales 2 et 4 (ISOLE) et 3 et 5 (COUPLE)(Tab. 8.5).  $\Delta P$ ; la quantité de phosphore éliminé de l'eau résiduaire, exprimée par litre d'affluent;  $\Delta P/DCO_e$ ; la quantité de phosphore éliminé rapportée à la DCO de l'eau brute; % P; la teneur en phosphore des boues éliminées du pilote.

### 9.1.3. Les relations mathématiques.

La concentration en P soluble dans la zone anaérobie d'une installation du type "Phoredox modifié" est déterminée par:

- la concentration en P soluble dans l'eau brute (EB);
- la concentration en P soluble dans les boues recyclées (estimée par la concentration en phosphore de l'eau traitée);
- le relargage de phosphore par les boues en anaérobiose.

Les régressions calculées ne tiennent compte que du relargage, exprimé en mg P par litre d'EB.

#### ACETATE - RELARGAGE DU PHOSPHORE

La relation entre la concentration en acétate à l'entrée du pilote "Phoredox modifié" et la quantité de phosphore relarguée en zone anaérobie (exprimée en mg P par litre d'eau brute) a un caractère linéaire (Fig. 8.14 ). La régression s'écrit :

$$P_{rel} = 0,26 HAc + 4,5 \quad \text{où } P_{rel} = \text{quantité de P relarguée en anaérobiose}$$

HAc = concentration en acétate dans l'alimentation.

Le rapport molaire entre la quantité d'acétate introduite dans la zone anaérobie du système "Phoredox modifié" d'une part et la quantité de phosphore relarguée d'autre part est d'environ 1,65 pour les périodes expérimentales 8 à 10 (S 8.2 ). Ce rapport est légèrement supérieur aux résultats de ARVIN (1985); ARVIN *et* KRISTENSEN (1984), COMEAU *et al.* (1985), EKAMA *et al.* (1984), FUKASE *et al.* (1982) et MEGANCK (comm. pers.), mais il est inférieur à certains résultats de WENTZEL *et al.* (1984).

Le fait que le rapport molaire acétate/phosphate déterminé expérimentalement sur un pilote soit supérieur au rapport théorique accepté pour le modèle (1/1), est sans doute lié au bilan d'utilisation des substrats carbonés, exposé dans le S 9.1.2.

#### RELARGAGE - ELIMINATION DU PHOSPHORE

Il existe une relation linéaire entre le relargage et l'élimination du phosphore comme observés dans le pilote "Phoredox modifié" (Fig. 8.15):

$$P_{elim} = 0,25 P_{rel} + 2,1 \quad \text{où } P_{elim} = \text{quantité de P éliminée par le système.}$$

Une relation comparable a également été observée par MARAIS *et al.* (1985), WENTZEL *et al.* (1984) et MEGANCK (comm. pers.)(S 6.3.3). Lors des expériences effectuées au cours des périodes 8 à 10, l'absorption (et en conséquence l'élimination) du phosphore, exprimée

par mg de phosphore relargué, était plus importante que celles observées par MARAIS *et al.* (1985), WENTZEL *et al.* (1984) et MEGANCK (comm. pers.). En termes mathématiques: la pente de la régression calculée sur les données des périodes 8 à 10 est plus forte que celles rapportées par les autres chercheurs (S 6.3.3).

#### ACETATE - ELIMINATION DU PHOSPHORE

La relation entre la quantité d'acétate contenu dans l'eau brute et la quantité de phosphore éliminé réunit les deux relations précédentes (acétate - relargage, relargage - élimination). Vu le caractère linéaire de ces deux relations, une relation linéaire entre la quantité d'acétate et l'élimination du phosphore pourrait être attendue. L'équation théorique, basée sur les deux précédentes serait:

$$P_{\text{élim.}} = 0,065 \text{ HAc} + 3,19$$

où:  $P_{\text{élim.}}$  = la quantité de phosphore éliminé par litre d'affluent;  
 $\text{HAc}$  = la quantité d'acétate introduit par litre d'affluent.

La relation obtenue expérimentalement (Fig. 8.16) semble plutôt avoir une forme "en marche d'escalier". Cette allure pourrait être un artéfact dû au nombre restreint de points.

Aucune relation comparable ne semble avoir été décrite dans la littérature. Les expériences qui ont permis d'établir la relation entre la quantité d'acétate introduit et la quantité de phosphore éliminée (S 6.3.4) diffèrent des expériences rapportés dans la littérature (MEGANCK *et al.*, 1984) en ce que l'acétate a été produit à partir de l'eau brute, et que aucun ajout d'acétate synthétique n'a été effectué. Vu la cinétique de production d'acétate (S 8.3), et notamment la diminution de la vitesse dans le temps, il peut être supposé qu'après le séjour dans le réacteur acidogène, la production d'acétate dans la zone anaérobie du pilote "Phoredox modifié" est extrêmement faible. Pour les besoins de cette étude la quantité d'acétate produite dans la zone anaérobie a été négligée et seul l'acétate produit dans le réacteur acidogène a été pris en compte.

Il faut noter que la relation acétate - élimination du phosphore, établie pour les périodes 8 à 10 n'était pas reproductible. Ce manque de reproductibilité est sans doute lié au fait que

la déphosphatation peut être influencée par un nombre élevé de paramètres, et que l'acétate produit n'est pas intégralement utilisé pour la déphosphatation. En effet, l'acétate constitue également un substrat pour la dénitrification (PAYNE, 1981). Pour les périodes 8 à 10, cette perturbation potentielle a été éliminée au moins en grande partie par l'ajout de méthanol à l'alimentation.

L'intérêt des relations mathématiques : acétate - relargage, relargage - élimination et acétate - élimination du phosphore est entièrement fondé sur l'importance attribuée dans la littérature aux substrats carbonés dans la zone anaérobie (§ 6.3.2). L'influence éventuelle de certains substrats dans la zone aérée n'a pas été examinée.

## 9.2. LE SYSTEME ACIDOGENE

### 9.2.1 Le système séparé.

Le système acidogène, comme décrit dans le § 7.1.2 et illustré sur la figure 7.3 (T'SEYEN *et al.* 1985) ressemble à un décanteur primaire. Il s'en distingue par deux particularités: une partie agitée (le réacteur), et un recyclage des boues décantées (le temps de rétention des solides est plus élevé que le temps de rétention hydraulique). Les boues ont certaines caractéristiques des boues primaires: elles ne flocculent pas et elles décantent très rapidement. Le système se rapproche des "décanteurs primaires activés" ("*activated primary tanks*") de BARNARD (1984) et surtout du système acidogène décrit par RABINOWITZ *et* OLDHAM, 1985 (Fig.6.10).

Dans des conditions expérimentales relativement éloignées de la réalité industrielle, une relation a été établie entre la DCO à l'entrée du réacteur acidogène, et la concentration en acétate à la sortie de celui-ci (Fig. 8.2). Les conditions expérimentales sont qualifiées d'"éloignées de la réalité industrielle", parce que le pilote a été alimenté avec une eau brute de DCO pratiquement constante ( $(1005 \pm 28)\text{mg.l}^{-1}$ ) pendant deux semaines. Ensuite, il a été alimenté de nouveau avec une eau brute de DCO pratiquement constante ( $(501 \pm 51)\text{mg.l}^{-1}$ ), mais diluée de moitié par rapport à la période précédente. La réduction de moitié de la DCO de l'alimentation a été suivie d'une diminution de plus de deux tiers de la concentration en acétate à la sortie du réacteur (de  $(120 \pm 30)$  à  $(36 \pm 20)\text{mg.l}^{-1}$ ). Les

variations aléatoires au cours des autres périodes expérimentales n'ont pu mettre en évidence une relation semblable (Fig. 7.). La prévision de la quantité d'acétate produite à partir d'une eau résiduaire uniquement caractérisée par des paramètres comme la DCO s'avère impossible. Il est pourtant probable qu'il y ait une relation causale entre la quantité de matières organiques contenues dans l'eau brute (estimée par la DCO) et la quantité d'acétate produite. Cette relation est cependant partiellement masquée par des paramètres qui n'ont pas été suivis. Il faut des variations importantes de la DCO pour mettre en évidence une relation. Ceci est une indication qu'il n'y a pas de fraction constante de la DCO de l'eau brute qui soit transformée en acétate.

### 9.2.2 Les produits de fermentation.

Les isoléments effectués sur les boues du système acidogène (LE FLOHIC, 1985; T'SEYEN *et al.* 1985) mettent en évidence exclusivement des organismes aérobies-anaérobies facultatifs (§ 6.9). L'identification de cette flore est cohérente avec la nature des acides gras volatils (AGV) principalement produit: l'acétate. Les acides propionique, butyrique, isobutyrique et valérique, classiquement dosés lors de la phase acidogène des installations de méthanisation en deux phases, sont des produits de fermentation d'organismes anaérobies strictes (COHEN, 1979; MONTVILLE, 1985). La flore du système effectue sans doute une fermentation de type mixte et/ou de type butanediol. La présence éventuelle de produits de fermentation comme l'éthanol ou le butanediol en plus de l'acétate est favorable au processus de relargage et par extrapolation à l'absorption du phosphore (DEINEMA *et al.*, 1984).

Le pH de l'effluent du réacteur acidogène utilisé au cours de cette étude est toujours resté proche de la neutralité ( $6,9 < \text{pH} < 7,6$ ); dans ce cas, une dominance de l'acétate parmi les produits de fermentation est attendue. En effet, l'importance de l'acide acétique par rapport aux autres produits de fermentation croît au fur et mesure que le pH augmente (ZOETEMEYER *et al.*, 1982; MONTVILLE, 1985; SEGERS *et al.*, 1981)

Les interactions entre les différentes bactéries de la boue n'ont pas été examinées lors de cette étude. Cependant, au moins un cas est rencontré dans la littérature où une co-culture de deux souches (anaérobies strictes) produit plus d'acétate que les cultures pures des souches concernées (NEUT *et ROMOND*, 1985).

Le rendement de transformation en acétate de la DCO à l'entrée est comparable aux quelques

données expérimentales d'autres chercheurs : nous avons obtenu en moyenne 0,084 mg d'acétate par mg de DCO à l'entrée. RABINOWITZ *et* OLDHAM (1985) ont obtenu un rendement légèrement inférieur à 10 % (mg AGV exprimé comme acétate / mg DCO à l'entrée) avec des boues primaires.

BLANC (1986; rapport interne) a obtenu entre 82 et 114 mg de carbone sous forme d'AGV par g MS (correspondant à environ 110 mg d'AGV exprimé comme acétate / g DCO) avec un mélange de boues activées et de boues primaires.

### 9.2.3 La cinétique de production de l'acétate.

A notre connaissance, la littérature ne peut fournir aucune donnée spécifique à l'acidogénèse d'une eau résiduaire d'origine urbaine. La discussion est principalement basée sur les résultats de l'expérience décrit dans le § 8.3.

La concentration en acétate immédiatement après l'ensemencement se situait dans la gamme de 15 à 90  $\text{mg.l}^{-1}$ . Cette observation indique une fermentation (dégradation dans laquelle des molécules organiques interviennent aussi bien en tant qu'accepteurs qu'en tant que donneurs d'électrons) préalable à l'expérience, sans doute dans le réseau d'égout. Dans des conditions anaérobies, les bactéries contenues dans l'EB sont capables de produire de l'acétate à partir des molécules organiques également contenues dans l'EB; le témoin d'eau brute nonensemencée (EB) produisait de l'acétate à une vitesse de  $(0,044 \pm 0,003)\text{mg.l}^{-1}.\text{min}^{-1}$ . Le témoin d'eau brute filtrée (EBf), quasiment stérile, ne produisait que  $(0,008 \pm 0,002)\text{mg.l}^{-1}.\text{min}^{-1}$ , ou six fois moins. Les substrats fermentés préalablement aux mesures pourraient faire partie de la fraction facilement biodégradable (EKAMA *et* MARAIS, 1984).

Au cours de la **phase initiale** de la fermentation de l'EB, d'une durée de 3 à 4 h, la concentration en biomasse (estimée par les matières sèches, MS) pourrait être limitante, au moins dans les flacons avec une faible MS. Cette limitation est suggérée par la forme de la courbe représentant l'activité spécifique ( $A_s$ ) en fonction de la concentration en MS (Fig. 8.19). A des concentrations supérieures à  $0,5 \text{ g.l}^{-1}$  environ en MS, la vitesse spécifique de production d'acétate diminue; sans doute la concentration en substrat carboné devient-elle limitante dans ses conditions.

La figure 8.19 suggère qu'au cours de la **phase finale**, la quantité de biomasse n'est à aucun moment limitante. La production de molécules fermentescibles, par hydrolyse de molécules de poids moléculaire élevé, pourrait constituer l'étape limitante pour la production d'acétate. Dans cette hypothèse, la concentration en substrat est limitante au cours de la phase finale.

L'évolution des vitesses spécifiques de production d'acétate à partir de l'EBf en fonction de la concentration en MS, montre que la biomasse n'est pas limitante, ni au cours de la phase initiale ni au cours de la phase finale.

Puisque les ensemencements ont été réalisés avec la même boue dans tous les flacons, et puisque la même quantité de biomasse était limitante lors des essais avec l'EB, et non limitante lors des essais avec l'EBf, il peut être déduit qu'une quantité de carbone assimilable avait été éliminée lors de la filtration sur membrane de porosité de 0,22  $\mu\text{m}$ .

Les vitesses maximales de production d'acétate à partir de l'EB et de l'EBf, mesurées lors de la **phase initiale**, sont du même ordre de grandeur. Cette observation indique que dans cette première phase principalement des substrats filtrables, voire solubles sont fermentés, et que l'hydrolyse des particules est de seconde importance.

Au cours de la **phase finale** par contre, les vitesses maximales obtenues avec l'EB sont nettement supérieures à celles obtenues avec l'EBf. Cette différence met en évidence que les produits d'hydrolyse des composés associés aux matières particulaires contribuent de façon non négligeable à l'acidogénèse. La diminution de la MS et l'augmentation de la COT soluble confirment l'importance de l'hydrolyse des matières particulaires.

Une conséquence directe des observations cinétiques rapportées dans le § 8.3, est que le temps de rétention dans un système acidogène est nécessairement élevé.

Quelques questions persistent. Les points d'inflexion entre les phases rapide et lente ne sont pas situés à la même concentration d'acétate dans tous les essais, indépendamment de la concentration des boues, comme on pourrait s'y attendre si une fraction constante de l'EB était transformée en acétate. Ce n'est alors pas une fraction fixe des composés carbonés contenus dans l'eau résiduaire qui est fermentée, comme on aurait pu supposer par analogie de la "fraction facilement biodégradable" (§ 6.3.1). Une certaine quantité de substrat

utilisable pour l'acidogénèse a pu avoir été introduit avec la boue. Cependant, vu le protocole de lavage de la boue, il semble étonnant que beaucoup de substrat facilement assimilable ait été introduit lors de l'ensemencement. Des flacons témoins, contenant des boues + de l'eau distillée, auraient pu neutraliser ce problème; dans ces flacons témoins, seul le substrat endogène aurait pu donner lieu à la production d'acétate.

#### 9.2.4 L'utilisation des composés carbonés contenus dans l'eau brute.

Vu l'importance de la nature du substrat (TURTON *et al.*, 1983), et comme la composition de l'eau résiduaire alimentant les pilote n'est nullement maîtrisée, une production régulière et stable d'acétate est peu probable. Les paramètres classiques comme par exemple. la DCO sont des paramètres globaux. Ils ne caractérisent pas l'eau résiduaire de façon suffisamment détaillée pour pouvoir expliquer toutes les variations observées du taux de production d'acétate (S 8.1; fig. 8.1 et 8.2). De plus, les organismes apportés par l'eau résiduaire influencent probablement fortement la composition de la flore de la boue (S 6.9). Par conséquent, cette flore, ainsi que ses produits de fermentation, pourraient être assez variable. L'influence des variations "qualitatives" de l'eau brute sur le taux de production d'acétate est autant plus importante que le temps de séjour hydraulique dans le système acidogène est court, et ceci pour deux raisons. Premièrement les variations qualitatives de l'eau brute ne sont pas tamponnées, et deuxièmement parce que l'utilisation des molécules plus difficilement assimilables est moins complète pour des temps de séjour faibles que pour des temps de séjour élevés.

Les chromatogrammes obtenus à l'aide de la filtration sur gel d'exclusion SEPHADEX montrent que principalement quelques fractions de la pollution carboné soluble sont affectées par le traitement anaérobie (S 8.3.2). Très peu d'applications de chromatographie sur gel des eaux résiduaires nous sont connues (GRANET *et al.*, 1985; LE FLOHIC, 1985; TAMBO *et* KAMEI, 1978). La nature chimique des fractions définies par chromatographie sur gel n'est pas encore connue en détail. Faisant référence au chromatogramme sur la figure 8.21, les protéines se trouvent dans le premier pic d'absorption en UV, coïncidant avec le premier pic de COT. Les sucres réducteurs constituent un pic de COT assez large, situé dans la fraction avant le troisième pic en UV. La nature chimique des autres fractions n'a pas encore été déterminée (CHAISSAC, comm. pers.).

Le glucose est un substrat très favorable à l'acidogénèse (GOSH *et al.*, 1975). Par extrapolation, on peut supposer que d'autres sucres simples ou dimères constituent également un substrat favorable. La disparition lors de la fermentation du pic large de COT avant le troisième pic en UV tend à confirmer cette supposition.

Une partie des protéines pourrait être utilisée comme substrat de fermentation; en effet, le premier pic d'absorption en UV, coïncidant avec le premier pic de COT (fig. 8.21), disparaît partiellement. Cette supposition est cohérente avec les résultats de BREURE *et VAN HAANDEL* (1984): certaines protéines constituent un substrat utilisable pour l'acidogénèse, même en appliquant des temps de séjour dans le réacteur relativement courts (5 h).

L'importance des composés carbonés associés aux matières particulaires ne peut malheureusement pas être mise en évidence par la chromatographie sur gel; uniquement la fraction soluble est prise en compte.

### 9.3 CONCLUSIONS

Les essais de couplage/découplage d'un réacteur acidogène au pilote "Phoredox modifié" ont montré que pour des temps de séjour hydrauliques de 1 à 2,5 heures dans le réacteur acidogène, l'amélioration du rendement d'élimination du phosphore est faible. Les mesures de cinétique de production d'acétate à partir d'une EB indiquent qu'une augmentation du rendement de l'acidogénèse requiert des volumes de réacteur plus élevés.

Ce réacteur peut faire fonction de décanteur primaire et de bassin tampon. Il rend l'acidogénèse indépendante de la dénitrification et des paramètres opératoires du système "Phoredox modifié".

Il faut souligner qu'un réacteur acidogène ne modifie pas le bilan global de l'utilisation du carbone dans le système "Phoredox modifié". Cependant, le réacteur peut augmenter la fraction de la DCO facilement utilisable pour les organismes. Une petite fraction de la

pollution carbonée est éliminée par le réacteur acidogène. Cette perte pourrait s'accroître avec un temps de séjour plus élevé.

La cinétique de l'acidogénèse a été mesurée lors des essais en discontinu. Une phase initiale, rapide, et une phase finale, plus lente, ont été distinguées. Dans les conditions de l'essai (COT soluble de l'eau brute environ 45 ppm), les observations suivantes ont été faites:

- à des concentrations en boue (MS) au-delà d'environ  $0,5 \text{ g.l}^{-1}$ , la quantité de biomasse n'est pas limitante.
- la vitesse initiale de production d'acétate varie de  $0,1$  à  $0,2 \text{ mg HAc.l}^{-1}.\text{min}^{-1}$ ;
- la vitesse finale est plus élevée avec une alimentation contenant des matières en suspension (EB;  $0,1 \text{ mg HAc.l}^{-1}.\text{min}^{-1}$ ) qu'avec une alimentation filtrée (EBf;  $0,02$  à  $0,03 \text{ mg HAc.l}^{-1}.\text{min}^{-1}$ ).

## CONCLUSIONS GENERALES

## CONCLUSIONS GENERALES.

Cette thèse s'inscrit dans le cadre de la recherche sur l'élimination simultanée par voie biologique des pollutions carbonées, azotées et phosphorées des eaux résiduaires. L'étude est focalisée sur le rôle de la phase anaérobie dans la chaîne de traitement. Deux sujets ont été approfondis :

- l'influence d'une phase anaérobie sur le métabolisme bactérien du phosphore, et en particulier sur l'activité de l'enzyme polyphosphate-kinase (ATP-polyphosphate phospho-transférase) ;
- le fonctionnement d'un réacteur acidogène et son influence sur le rendement de l'élimination du phosphore d'une installation pilote de type "Phoredox modifié" située en aval.

Les connaissances concernant le métabolisme des polyphosphates, acquises lors de l'étude bibliographique et lors des essais, ont été structurées et résumées dans un modèle biochimique simple. Ce modèle concorde avec les données, rapportées dans la littérature, relatives à :

- l'utilisation préférentielle, en conditions anaérobies, de l'acétate comme substrat carboné par certaines bactéries;
- le relargage du phosphore et des cations en conditions anaérobies par certaines bactéries;
- l'évolution opposée des quantités de polyphosphates et de poly- $\beta$ -hydroxybutyrate intracellulaires dans une alternance de conditions aérobie et anaérobies.

Il découle du modèle que seules les bactéries ne possédant pas de voies métaboliques fermentatives participent au phénomène de relargage et réabsorption de phosphore dans le cas d'une alternance de conditions anaérobies et aérobie. Cette conséquence théorique du modèle devra être confirmée ou infirmée expérimentalement.

Une méthode de dosage de l'activité polyphosphate-kinasique a été mise au point pour *Acinetobacter calcoaceticus*. La même méthode a été appliquée sur différentes souches bactériennes pures et sur des boues activées. Le dosage de la polyphosphate-kinase a permis de formuler les conclusions qui suivent. Dans nos conditions expérimentales :

- un certain nombre de souches, parmi lesquelles *Acinetobacter calcoaceticus*, *Acinetobacter calcoaceticus "phosphadevorus"* et *Pseudomonas fluorescens* présentent une activité polyphosphate-kinasique constitutive, variant entre 0,35 et 4,7 nmole P . mg<sup>-1</sup>protéine .min<sup>-1</sup>;
- une carence en orthophosphates induit la polyphosphate-kinase chez *Acinetobacter calcoaceticus*. Cette observation concorde avec le phénomène d'"overplus compensation" (surcompensation de la carence en phosphore) décrite par HAROLD (1964) chez *Enterobacter aerogenes*;
- la polyphosphate-kinase est induite par anaérobiose chez *Acinetobacter calcoaceticus*, *Acinetobacter calcoaceticus "phosphadevorus"* et *Pseudomonas fluorescens*. Elle n'est pas induite chez *Aeromonas hydrophila* et *Pseudomonas vesicularis*. Ces résultats suggèrent que toutes les souches ne sont pas capables de participer au processus de l'élimination du phosphore. Ils suggèrent également qu'*Acinetobacter calcoaceticus* n'est pas l'unique organisme responsable de la déphosphatation;
- l'activité polyphosphate-kinasique mesurée dans les boues, déphosphatantes ou non, est toujours faible (< 0,1 nmole P . mg<sup>-1</sup>protéine .min<sup>-1</sup>). L'activité polyphosphate-kinasique des boues provenant des pilotes de déphosphatation du Laboratoire de la Lyonnaise des Eaux n'est pas mesurable. Divers traitements ont été appliqués pour supprimer une éventuelle inhibition; aucun ne s'est avéré efficace. Par contre, un échantillon d'une boue activée classique, pris à la station d'épuration de Metz, présentait une activité faible mais mesurable (0,02 à 0,09 nmole P . mg<sup>-1</sup>protéine .min<sup>-1</sup>). Ce résultat montre que certains organismes présents dans une boue activée classique possèdent l'équipement nécessaire pour participer à l'élimination biologique du phosphore.

La méthode de dosage semble au point pour son application aux souches pures; elle constitue dans ces cas un précieux outil de recherche. Cependant, son application aux boues activées nécessite une recherche ultérieure, à la fois pour tester la méthode en elle-même et en augmenter sa sensibilité, ainsi que pour améliorer les conditions de conservation des échantillons.

L'ensemble des données puisées dans la littérature et obtenues lors des expériences, incitent à rejeter les termes "overplus compensation" (*sensu stricto*) et "luxury uptake" (*sensu stricto*) pour caractériser le phénomène d'accumulation de phosphore survenant après une anaérobiose. Ce dernier pourrait être indiqué par "surcompensation du phosphore relargué en anaérobiose".

Les essais réalisés sur le système acidogène séparé ont permis d'en caractériser le fonctionnement :

- le seul acide gras volatil produit en quantité mesurable est l'acide acétique; la concentration moyenne en acétate à la sortie du réacteur variait entre 51 et 128  $\text{mg.l}^{-1}$ .
- la quantité d'acétate produit dépend principalement de la quantité de substrat carboné contenu dans l'eau résiduaire, mais elle est également influencée par des paramètres difficilement quantifiables, telle que la nature du substrat. Par conséquent, la relation quantitative qui exprime la quantité d'acétate produit en fonction de la quantité de substrat organique présent, n'est pas reproductible.
- la flore de la boue du réacteur acidogène est aérobie-anaérobie facultative; elle semble avoir un métabolisme essentiellement de type fermentation acide mixte.

La cinétique de l'acidogénèse a été mesurée lors des essais en discontinu. Durant les trois premières heures de l'essai, la vitesse de production d'acétate à partir d'une eau résiduaire urbaine était de l'ordre de  $0,2 \text{ mg acétate} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}$  matière sèche de boue.

Les essais de couplage d'un réacteur acidogène au pilote "Phoredox modifié" ont montré que, pour des temps de séjour hydrauliques de 1 à 2,5 heures dans le réacteur acidogène, l'amélioration du rendement d'élimination du phosphore est faible. Les mesures de cinétique de production d'acétate à partir d'une eau brute indiquent qu'une augmentation du rendement de l'acidogénèse requiert des volumes de réacteur plus élevés.

Le réacteur acidogène peut faire fonction de décanteur primaire et de bassin tampon. De plus il rend l'acidogénèse indépendante de la dénitrification et des paramètres opératoires du système "Phoredox modifié".

Il faut souligner qu'un réacteur acidogène ne modifie pas le bilan global de l'utilisation du carbone. Cependant, le réacteur peut augmenter la fraction de la DCO facilement assimilable pour les bactéries.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANONYME, 1978. Sephadex<sup>®</sup> gel filtration in theory and practice. Pharmacia Fine Chemicals AB, Suède.
- ANONYME, 1983. Guide for users of labelled compounds. Amersham Int. plc, Grande Bretagne.
- ANONYME, 1983. Nutrient control. Manual of practice N° FD-7. Wat.Poll.Control Fed., Washington DC.
- ANONYME, 1984. Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes. Water Research Commission, Afrique du Sud.
- ANONYME, 1985. Recueil de normes françaises. Ed. AFNOR (Association française de normalisation), Paris.
- ANONYME, 1986. Statistique appliquée à l'exploitation des mesures. Commission d'établissement des méthodes d'analyses du Commissariat à l'énergie atomique (CETEMA). Masson, Paris.
- ARVIN E. et KRISTENSEN O.H., 1984. Exchange of organics, phosphate, and cations between sludge and water in biological phosphorus and nitrogen removal processes. Séminaire post- conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- ARVIN E., 1983. Observations supporting phosphate removal by biologically mediated chemical precipitation. A review. Wat. Sci. Tech. 15 3/4; 43-63.
- BARNARD J.L., 1974. Biological nutrient removal without the addition of chemicals. Wat. Res. 9 ; 484 - 490.
- BARNARD J.L., 1976. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. Water SA, 2; 136 - 144.
- BARNARD J.L., 1982. The influence of nitrogen on phosphorus removal in activated sludge plants. Wat. Sci. Tech. 14 ; 31 - 45.
- BARNARD J.L., 1983. Background to biological phosphorus removal. Wat. Sci. Tech. 15 3/4 ; 1 - 13.
- BARNARD, J.L., 1984. Activated primary tanks for phosphorus removal. Water SA 10 ; 121 -126.
- BATES M.H. et TORABIAN A., 1981. The effect of the COD:P ratio on laboratory activated sludge systems. Wat. Res. 15 ; 999 - 1004.
- BOBYK *et al.*, 1980. cité par KULAEV *et* YAGABOV, 1983.

- BRADFORD M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilising the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochem.* **72**; 248 - 254.
- BRAR G.S. *et* TOLLEFSON E.L., 1975. The luxury uptake phenomenon for removal of phosphates from municipal wastewater. *Wat. Res.* **9**; 71 - 77.
- BRODISCH K., 1984. Interaction of different groups of micro-organisms in biological phosphate removal. Séminaire post- conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- BRODISCH K.E.U. *et* JOYNER S.J., 1983. The role of micro-organisms other than *Acinetobacter* in biological phosphate removal in activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.* **15**, 3/4; 117 - 125.
- BUCHAN L., 1981. The location and nature of accumulated phosphorus in seven sludges from activated sludge plants which exhibited enhanced phosphorus removal. *WATER SA*, **7**, 1-7.
- BUCHAN L., 1983. Possible biological mechanism of phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, **15**, 3/4, 87-103.
- CARBERRY J.B. *et* TENNEY M.W., 1973. Luxury uptake by activated sludge. *J.Wat.Poll.Control Fed.*, **45**, 2444-2462.
- CHARTRAIN M., 1982. La nitrification dans le traitement des eaux : isolement et culture des germes concernés : *Nitrobacter*. Thèse 3<sup>me</sup> cycle, Université de Lyon 1, France.
- CEMBELLA A.D., ANTIA N.J., *et* HARRISON P.J., 1984. The utilisation of inorganic and organic phosphorus compounds by eukaryotic microalgae : a multidisciplinary perspective. Part I. *CRC Critical Reviews in Microbiology*, **10**; 317-391.
- CEMBELLA A.D., ANTIA N.J., *et* HARRISON P.J., 1984. The utilisation of inorganic and organic phosphorus compounds by eukaryotic microalgae : a multidisciplinary perspective. Part II. *CRC Critical Reviews in Microbiology*, **11**; 392.
- CETAMA, 1986. Voir ANONYME, 1986.
- CLOETE T.E., STEYN P.L. *et* BUCHAN L., 1984. An autecological study of *Acinetobacter* in activated sludge.
- COHEN A., ZOETEMEYER R.J., DEURSEN A. *et* VAN ANDEL J.C., 1979. Anaerobic digestion of glucose with separated acid production and methane formation. *Water Res.* **13**, 571-580.

- COMEAU Y., HALL K.J., HANCOCK R.E.W. et OLDHAM W.K., 1985. Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal. International Conference of New Directions and Research in Waste Treatment and Residuals Management, University of British Columbia, Vancouver
- CRABTREE H.E., 1983. Some observations on denitrification in activated sludge final settlement tanks. *Wat. Poll. Control*, 315-325.
- CRUDEN D.L., DURBIN W.E. et MARKOVETZ A.J., 1983. Utilization of  $PP_i$  as an energy source by a *Clostridium sp.* *Appl. Environ. Microbiol.* 46 ; 1403 - 1408.
- DAVELAAR D., DAVIES T. et WIECHERS S.G., 1979. The significance of an anaerobic zone for the biological removal of phosphate from wastewaters. *Water SA*, 4, 54-60.
- DAWES E.A. et SENIOR P.J., 1973. The role and regulation of energy reserve polymers in micro-organisms. *Advan. Microbial Physiol.* 10; 135.
- DEINEMA M.H., 1981. De opname van fosfaat door bacteriën van het geslacht *Acinetobacter*. Symposiumboek: "Defosfateren, nieuwe ontwikkelingen en praktijkervaringen in Nederland en Zweden. NVA-symposium, Amersfoort, Pays-Bas.
- DEINEMA M.H., HABETS L.H.A., SCHOLTEN J., TURKSTRA E. et WEBERS H.A.A.M., 1980. The accumulation of polyphosphate in *Acinetobacter spp.* *FEMS Microbiology Letters*, 9, 275-279.
- DEINEMA M.H., VAN LOOSDRECHT M. et SCHOLTEN A., 1984. Some physiological characteristics of *Acinetobacter spp.* accumulating large amounts of phosphate. Séminaire post-conférence de l'A.I.R.P.E.M.: "L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- DEAKYNE C.W., PATEL M.A. et KRICHTEN D.J., 1984. Pilot plant demonstration of biological phosphorus removal. *J. Wat. Poll. Control. Fed.* 56 ; 867 - 873.
- DE VRIES H.P., LOOSDRECHT M., et RENSINK J.H., 1985. Nieuwste ontwikkelingen met betrekking tot biologische defosfatering. *H<sub>2</sub>O* 18, 17-.
- DIRHEIMER G. et EBEL J.P., 1962. Demonstration of a polyphosphate-glucose-phosphotransferase in *Corynebacterium xerosis* C.R. hebd. Séanc. Acad. Sci. Paris, 254 ; 2850.
- DIRHEIMER G. et EBEL J.P., 1965. Caractérisation d'une polyphosphate AMP phosphotransférase dans *Corynebacterium xerosis*. *Compt. Rend.* 260; 3787-3790.

- EBEL J.P., STAHL A.J.C., DIRHEIMER G., MULLER-FELTER S. *et* YACARD M., 1962. *In*: Acides ribonucléiques et polyphosphates (structure, synthèse et fonction). Colloque Int. C.N.R.S., Strasbourg 1961. Ed. C.N.R.S., Paris; 545.
- EKAMA G.A., MARAIS G.v.R. *et* SIEBRITZ I.P., 1984. Biological excess phosphorus removal. *In*: ANONYME. Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes. WATER RESEARCH COMMISSION, Pretoria.
- EKAMA G.A., SIEBRITZ I.P. *et* MARAIS G.v.R., 1983. Considerations in the process design of nutrient removal activated sludge processes. *Wat. Sci. Tech.* 15, 3/4, 283-318.
- FAUP G.M. *et* PICARD M., 1982. Modélisation de la nitrification-dénitrification par boues activées avec zone anoxique en tête. *T.S.M.-L'eau*, 77, 35-41.
- FELTER S. *et* STAHL A.J.C., 1973. *Biochimie*, 55 ; 245-251.
- FELTER S. *et* STAHL A.J.C., 1975. Recherche sur la polyphosphate synthétase. *C.R. Acad. Sc. Paris, t 280 série D*; 1903-1906.
- FINDLAY R.H. *et* WHITE D.C. 1983. Polymeric beta hydroxyalkanoates from environmental samples and *Bacillus megaterium*. *Appl. Environm. Microbiol.* 45; 71-78.
- FINSTEIN M.S. *et* HUNTER J.V., 1967. Hydrolysis of condensed phosphates during aerobic biological sewage treatment. *Water Res.*, 1, 247-254.
- FLORENTZ M., GILLES P. *et* HARTEMANN P. 1983. Elimination biologique du phosphore. *T.S.M.-L'Eau*, 78; 25-32.
- FLORENTZ M. *et* GRANGER P., 1983. Phosphorus-31 Nuclear Magnetic Resonance of activated sludge: use for the study of the biological removal of phosphates from wastewater. *Environ. Technol. Lett.* 4; 9-14.
- FLORENTZ M., GRANGER P. *et* HARTEMANN P., 1984. Use of  $^{31}\text{P}$  Nuclear Magnetic Resonance spectroscopy and Electron Microscopy to study phosphorus metabolism of micro-organisms from wastewaters. *Appl. Environm. Microbiol.*, 47; 519-525.
- FLORENTZ M. *et* HARTEMANN P., 1982. Enzymatic study of activated sludge in aerobic-anaerobic run. *Environ. Technol. Lett.*, 3, 345-350.
- FLORENTZ M. *et* HARTEMANN P., 1984. Screening for phosphate accumulating bacteria isolated from activated sludge. *Environ. Technol. Lett.*, 5, 457-463.
- FLORENTZ M., HARTEMANN P. *et* GILLES P., 1984. Expérimentation sur pilote à alternance de phases portant sur l'élimination biologique du phosphore. *Revue française des Sciences de l'Eau*; 1 - 17.

- FRIEDBERG I., 1977. Phosphate transport in *Micrococcus lysodeikticus*. Biochim. Biophys. Acta 466 ; 451 - 460.
- FRIEDBERG I. *et* AVIGAD O., 1968. Structures containing polyphosphate in *Micrococcus lysodeikticus* J. Bacteriol., 69, 544-553.
- FUHS O.W. *et* CHEN M., 1975. Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. Microbial Ecology, 2 ; 119 - 138.
- FUKASE T., SHIBATA M. *et* MIYAJI Y., 1984. The role of an anaerobic stage on biological phosphorus removal. Wat. Sci. Tech. 17 ; 69 - 80.
- GEHR R. *et* HENRY J.G., 1983. Removal of extracellular material. Techniques and pitfalls. Wat. Res. 17 ; 1743 - 1748.
- GAUDY A.F. *et* GAUDY E.T., 1980. Microbiology for environmental scientists and engineers. McGraw - Hill Book Company.
- GERBER A., MOSTERT E.S., WINTER C.T. *et* DE VILLIERS R.H. 1986. The effect of acetate and other short-chain carbon compounds on the kinetics of biological nutrient removal. Water SA 12; 7 - 12.
- GERBER A., MOSTERT E.S., WINTER C.T. *et* DE VILLIERS R.H. 1987. Interactions between phosphate, nitrate and organic substrates in biological nutrient removal processes. Wat. Sci. Tech. 19; 183 - 194.
- GERBER A. *et* WINTER C.T., 1984. The influence of extended anaerobic retention time on the performance of Phoredox nutrient removal plants. Wat. Sci. Tech. 17 ; 81 - 92.
- GERSBERG R.M. *et* ALLEN D.W., 1984. Phosphorus uptake by *Klebsiella pneumoniae* *et* *Acinetobacter calcoaceticus*. Séminaire post-conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " l'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- GOSH S., CONRAD J.R. *et* KLASSS D.L., 1975. Anaerobic acidogenesis of wastewater sludge. J.Wat.Control Fed., 47; 30 - 45.
- GRANET C., MILLOT N., WICKER A., NAVARRO A. *et* VERON J., 1985. Application de la chromatographie de perméation sur gel aux lixiviats de décharge contrôlée. T.S.M.-L'Eau, mai 1985; 223-229.
- GUPKA A.K., OLDHAM W.K. *et* COLEMAN P.F., 1985. The effects of temperature, pH and residence time on volatile fatty acid production from primary sludge. Proc. UBC Int. Conf. "New directions and research in wastewater treatment and residuals managements". Vancouver, BC.

- HALL *et* ENGELBRECHT R. 1967. Uptake of soluble phosphate by activated sludge: parameters of influence. Proc. 7<sup>th</sup> Ind. Waste & Wastewater Conf. Texas University, 11-8.
- HAROLD F.M., 1963. Accumulation of inorganic polyphosphate in *Aerobacter aerogenes*. I. Relationship to growth and nucleic acid synthesis
- HAROLD F.M., 1964. Enzymic and genetic control of polyphosphate accumulation in *Aerobacter aerogenes*. J. Gen. Microbiol. 35; 81-90.
- HAROLD F.M., 1965. Regulatory mechanisms in the metabolism of inorganic polyphosphate in *Aerobacter aerogenes*. Colloques Intern. C.N.R.S., N°124; 307-315.
- HAROLD F.M., 1966. Inorganic polyphosphates in biology : structure, metabolism and function. Bacteriological Reviews, 30; 772 - 794.
- HAROLD R.L. *et* HAROLD F.M., 1963. Mutants of *Aerobacter aerogenes* blocked in the accumulation of inorganic polyphosphate. J. Gen. Microbiol., 31; 241-246.
- HAROLD R.L. *et* HAROLD F.M., 1965. Degradation of inorganic polyphosphate in mutants of *Aerobacter aerogenes*. J. Bacteriol., 89; 1262-1270.
- HAROLD F.M. *et* SPITZ E., 1975. Accumulation of arsenate, phosphate and aspartate by *Streptococcus faecalis*. J. Bacteriol. 122; 270 - 277.
- HASCOET M.C. *et* FLORENTZ M., 1985. L'influence des nitrates et de la nature du substrat carboné sur la déphosphatation biologique. L'eau, l'industrie, les nuisances, 91; 53.
- HASCOET M.C. *et* FLORENTZ M., 1985. Déphosphatation biologique des eaux usées. Une première réalisation industrielle à Saint Mars-la-Jaille. T.S.M.-L'Eau 80; 1-6.
- HASCOET M.C., FLORENTZ M. *et* GRANGER P., 1985. Apport de la RMN du phosphore 31 pour l'étude des mécanismes biochimiques de déphosphatation biologique des eaux usées. Analusis, 13; 318 - 323
- HOFFMAN-OSTENHOF O., 1962. Some biological functions of the polyphosphates. *In*: Acides ribonucléiques et polyphosphates (structure, synthèse et fonction). Colloque Int. C.N.R.S., Strasbourg 1961. Ed. C.N.R.S., Paris; 545.
- HUGHES D.E. *et* MUHAMMED A., 1962. The metabolism of polyphosphate in bacteria. *In*: Colloque Int. C.N.R.S. "Acides ribonucléiques et polyphosphates. Structure, synthèse et fonctions." Strasbourg 1961. Ed. CNRS, Paris, 591.
- JUNI E., 1978. Genetics and physiology of *Acinetobacter*. Ann. Rev. Microbiol. 32; 349-371.

- KAINRATH P., MAIER W., WAGNER R. *et* KRAUT Kh., 1985. Investigations on the composition of activated sludge from biological phosphorus removal processes. Proc. Int. Conf. Lisbonne : "Management strategies for phosphorus in the environment". Selper Ltd. Londres.
- KAINRATH P., KRAUT K., MAIER W. *et* WAGNER R., 1984. Untersuchungen über die biologische Phosphor-Elimination in einer halbtechnischen Versuchsanlagen mit weitgehender Nitrifikation und vorgeschalteter Denitrifikation. Z. Wasser- und Abwasserforschung, *17*, 245-251.
- KERDACHI D.A. *et* ROBERTS M.R., 1983. Full scale phosphate removal experiments in the Umhlatuzana works at different sludge ages. Wat. Sci. Tech. *15*, N° 3/4 ; 261 - 281.
- KORNBERG A., KORNBERG S.R. *et* SIMMS S.E., 1956. Metaphosphate synthesis by an enzyme from *Escherichia coli*. Biochim. Biophys. Acta *20*; 215 - 227.
- KORNBERG S.R., 1957. Adenosine triphosphate synthesis from polyphosphate by an enzyme from *Escherichia coli*. Biochim. Biophys. Acta, *26*; 294-300.
- KOTZE J.P., 1967. Methods for the determination of intermediary enzymes in mixed cultures used for the purification of organic polluted waters. Wat. Res. *1*; 351 - 365
- KULAEV I.S., 1975. Biochemistry of inorganic polyphosphates. Rev. Physiol. Biochem. Pharmacol., *73* ; 131 - 157.
- KULAEV I.S., 1979. The biochemistry of inorganic polyphosphates. John Wiley and Sons.
- KULAEV I.S. *et* VAGABOV V.M. 1983. Polyphosphate metabolism in micro-organisms. Advances in Microbial Physiology *24* ; 83 - 171.
- LACOSTE A.M., CASSAIGNE A., *et* NEUZIL E., 1981. Transport of inorganic phosphate in *Pseudomonas aeruginosa*. Current Microbiology, *6* ; 115 - 120.
- LANGEN P., LISS E. *et* LOHMANN K., 1962. Art, Bildung und umsatz der polyphosphate der Hefe. *In*: Acides ribonucléiques et polyphosphates (structure, synthèse et fonction). Colloque Int. C.N.R.S., Strasbourg 1961. Ed. C.N.R.S., Paris; 545.
- LANGLEY R., 1979. Practical statistics. Pan Books Ltd, Londres.
- LAN J.C., BENEFIELD L. *et* RANDALL C.W., 1983. Phosphorus removal in the activated sludge process. Water Res. *17*, 1193-1200.
- LAWSON E.N. *et* TONHAZY N.E., 1980. Changes in morphology and phosphate-uptake patterns of *Acinetobacter calcoaceticus* strains. Water SA, *6* ; 105 - 112.

- LE FLOHIC, P., 1985. Elimination biologique du phosphore : étude d'un réacteur acidogène séparé. Mémoire de DEA, Université de Technologie de Compiègne.
- LEVINE A.D., TCHOBANOGLOUS G., et ASANO T., 1985. Characterisation of the size of contaminants in wastewater : treatment and reuse implications. *J. Wat.Poll.Control Fed.* 57 ; 805 - 816.
- LEVIN G.V. et SHAPIRO J., 1965. Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *JWPCF*, 37, 800-821.
- LEVINSON S.L., JACOBS L.H., KRULWICH T.A, et LI H.C., 1975. Purification and characterisation of a polyphosphate kinase from *Arthrobacter atrocyaneus* *J. General Microbiol.* 88; 65 - 74.
- LI H.C. et BROWN G.G. 1973. Orthophosphate and histone dependent polyphosphate kinase from *E. coli*. *Biochem. Biophys. Res. Communications.* 53 ; 875 - 881
- LI H.C. et FELMLY D.A., 1973. A rapid paper chromatography assay for protein kinase. *Analyt. Biochem.*, 52; 300-304.
- LIN K.W., PATTERSON J.A. et LADISH M.R., 1985. Anaerobic fermentation: microbes from ruminants. *Enzyme Microbiol. Technol.*, 7 ; 98 - 107.
- LISS E. et LANGEN P., 1962. Versuche zur Polyphosphatüberkompensation in Hefenzelle nach Phosphatverarmung. *Arch. Mikrobiol.*, 41 ; 193 - 201.
- LÖTTER L., 1984. The role of bacterial phosphate metabolism in enhanced phosphorus removal from the activated sludge process. Séminaire post- conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " l'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- LÖTTER L. et MURPHY M. , 1985. The identification of heterotrophic bacteria in an activated sludge plant with particular reference to polyphosphate accumulation. *Water SA*, 11 ; 179 - 184.
- MALNOU D., CHOPARD P. et ANDREARCZYK H., 1983. La déphosphatation biologique: peut-on y croire ? *T.S.M.-L'eau, janv.-févr. 1983*; 63-71.
- MALNOU D. FAUP G.M. et MEGANCK M., 1983. La déphosphatation biologique: des résultats prometteurs. *L'Eau-L'Industrie-Les Nuisances*, 73; 21-26.
- MALNOU D., MEGANCK M., FAUP G.M. et Du ROSTU M., 1983. Biological phosphorus removal: study of the main parameters. *Proc. Workshop on Design & Operation of large Wastewater Treatment Plants*, Vienne, Sept. 1983.
- MARAIS G.v.R., LOEWENTAL R.E. et SIEBRITZ I.P., 1983. Observations supporting phosphate removal by biological excess uptake - a review. *Wat. Sci. Tech* 15, 3/4, 15-41.

- MASSEY M.L. *et* POHLAND F.G., 1978. Phase separation of anaerobic stabilization by kinetic controls. *J. Wat. Poll. Control Fed.*, 2204 - 2222.
- Mc CARTHY P.L., BECK L. *et* St. AMANT P., 1969. Biological denitrification of wastewaters by addition of organic materials. *Proc. 24<sup>th</sup> Ind. Waste Conf. Purdue University, Lafayette - Indiana, May 6-9, 1969, part 2*, 1271-1285.
- MEGANCK M., MALNOU D., LE FLOHIC P., FAUP G.M. *et* ROYEL J.M., 1984. The importance of the acidogenic microflora in biological phosphorus removal. Pre-rapports du séminaire post-conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris; 254-268.
- MEDVECZKY N., *et* ROSENBERG H., 1971. Phosphate transport in *Escherichia coli*. *Biochim. Biophys. Acta*, 241 ; 494 - 506.
- MINO T., KAWAKAMI T. *et* MATSUO T., 1984 a. Behaviour of intracellular polyphosphates in the biological phosphorus removal process. Pre-rapports du séminaire post-conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris; 22-32.
- MINO T., KAWAKAMI T. *et* MATSUO T., 1984 b. Location of phosphorus in activated sludge, and function of intracellular polyphosphates in biological phosphorus removal process. *Wat. Sci. Tech.*, 17 ; 93 - 106.
- MIYAMOTO-MILLS J., LARSON J., JENKINS D. *et* OWEN W., 1983. Design and operation of a pilot - scale biological phosphate removal plant at the Central Contra Costa Sanitary District. *Wat. Sci. Tech.*, 15 , 3/4; 87 - 103.
- MONTVILLE T.J., PARRIS N *et* CONWAY L.K., 1985. Influence of pH on organic acid production by *Clostridium sporogenes* in test tube and fermentor cultures. *Appl. Environm. Microbiol.*, 49 ; 733 - 736.
- MUHAMMED A. 1961. Studies on biosynthesis of polymetaphosphate by an enzyme from *Corynebacterium xerosis* *Biochim. Biophys. Acta*, 54 ; 121 - 132.
- MUDD S., YOSHIDA A. *et* KOIKE M., 1958. Polyphosphate as accumulator of phosphorus and energy. *J. Bact.* 75 ; 224 - 235.
- MUHAMMED A., RODGERS A. *et* HUGHES D.E., 1959. Purification and properties of a polymetaphosphate from *Corynebacterium xerosis* *J. gen. Microbiol.* 20; 482 - 495.
- MÜLRADT, 1971. Synthesis of high molecular weight polyphosphate with a partially purified enzyme from *Salmonella*. *Journal of General Microbiology* 68 ; 115 - 122.
- MURATA K., KATO J. *et* CHIBATA I., 1978. Properties of polyphosphate glucokinase in *Achromobacter butyri*. *Agric. Biol. Chem.*, 42 ; 2221-2226.

- NICHOLLS H.A., 1975. Full scale experimentation on the new Johannesburg extended aeration plants. *Water SA*, 1, 121-132.
- NICHOLLS H.A., 1979. Kinetics of phosphorus transformations in aerobic and anaerobic environments. *Prog. Wat.Tech. Suppl. 1*; 89-102.
- NICHOLLS H.A. *et* OSBORN D.W., 1979. Bacterial stress: prerequisite for biological removal of phosphorus. *J.Wat.Poll.Control Fed.*, 51; 557-569.
- NICHOLLS H.A., PITMANN *et* OSBORN D.W., 1984. The readily biodegradable fraction of sewage : its influence on phosphorus removal and measurement. Pre-rapport du séminaire post- conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris ; 97.
- NURSE G.R., 1980. Denitrification with methanol : microbiology and biochemistry. *Water Research* 14 ; 531 - 537.
- OLSON D.O. *et* CONNELL C.H., 1971. Co-uptake and co-release of phosphorus and magnesium by activated sludge. *A.I. Ch. E. Symp. Series - Water*, 68 ; 307 - 317.
- OHASHI S. *et* VAN WAZER J.R., 1964. Paper chromatography of very long chain polyphosphates. *Anal. Chem.* 35 ; 1984 - 1985.
- OHTAKE H., TAKAHASHI K., TSUZUKI Y. *et* TODA K., 1984. Phosphorus release from a pure culture of *Acinetobacter calcoaceticus* under anaerobic conditions. *Environmental Technology Letters* 5; 417 - 424.
- OSBORN D.W. *et* NICHOLLS H.A., 1978. Optimisation of the activated sludge process for the biological removal of phosphorus. *Prog. Wat. Tech.*, 10, 261-277.
- PAEPCKE B.H., 1983. Performance and operational aspects of biological phosphate removal plants in South Africa. *Wat. Sci Tech.*, 15, 3/4, 219-232.
- PAINTER H.A., 1977. Microbial transformations of inorganic nitrogen. *Prog.Wat.Tech.* 8, 4/5 ; 3-29.
- PAYNE W.J., 1981. Denitrification. John Wiley & Sons.
- PEARL H.W. *et* MERKEL S.M., 1982. Differential phosphorus assimilation in attached vs. unattached micro-organisms. *Arch. Hydrobiol.* 93, 125-134.
- PITMAN A.R., 1984. Settling of nutrient removal activated sludges. *Wat. Sci. Tech.* 17, 493-504.

- POTGIETER D.J.J. *et* EVANS B.W., 1983. Biochemical changes associated with luxury phosphate uptake in a modified Phoredox activated sludge system. *Wat. Sci. Tech.*, 15 N° 3/4; 105 - 115.
- RAE A.S. *et* STRICKLAND K.P., 1976. Studies on phosphate transport in *E. coli*. II. Effects of metabolic inhibitors and divalent cations. *Biochim. Biophys. Acta*, 433 ; 564-582.
- RABINOWITZ B. *et* OLDHAM W.K., 1985. The use of primary sludge fermentation in the enhanced biological phosphorus removal process. UBC Int. Conf. "New directions and research in waste treatment and residuals managements.", Vancouver, B.C.
- RENSINK J.H., 1981. Biologische defosfatering en procesbepalende factoren. Symposium NYA : "Defosfateren, nieuwe ontwikkelingen en praktijkervaringen in Nederland en Zweden.", Amersfoort, Pays-Bas, 14 oct. 1981.
- RENSINK J.H., DONKER H.J. *et* DE VRIES H.P., 1981. Biological P-removal in domestic wastewater by the activated sludge process. Proc. 5<sup>me</sup> Symposium Européen des Eaux Usées et des Résidus Urbains. EAS-Munich, 487-502.
- ROSE I.A., 1955. Acetate kinase of bacteria (acetokinase). *Methods Enzymol.* 1 ; 591-595.
- ROSENBERG H., MEDVECZKY N. *et* LANAUZE J.M., 1969. Phosphate transport in *Bacillus cereus*. *Biochim. Biophys. Acta*, 193; 159 - 167.
- SCHMIDTKE N.W., 1985. Estimating sludge quantities at wastewater treatment plants using metal salts to precipitate phosphorus. Proc. Int. Conf. Lisbonne: "Management strategies for phosphorus in the environment". Selper Ltd., Londres.
- SHABALIN Y.A., YAGABOV V.M., TSIOMENKO A.B., ZEMLENUKHINA O.A. *et* KULAEV I.S., 1977. Polyphosphate kinase activity in yeast vacuoles. *Biokhimiya*, 42 ; 1642 - 1648.
- SHAPIRO J., 1967. Induced rapid release and uptake of phosphate by microorganisms. *Science* 155 ; 1269 - 1271.
- SHODA M., OHSUMI T. *et* UDAKA S., 1980. Screening for high phosphate accumulating bacteria. *Agric. Biol. Chem.*, 44; 319-324.
- SIEBRITZ I.P., EKAMA G.A. *et* MARAIS G.V.R., 1983. A parametric model for biological excess phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, 15 N° 3/4; 105 - 115.
- SIMPKINS M.J. *et* McLAREN A.R., 1978. Consistent biological phosphate and nitrate removal in an activated sludge plant. *Prog. Wat. Tech.* 10; 433-442
- SLADKA A. *et* ZAHRADKA Y., 1979. The technological conditions for the development of *Acinetobacter* for phosphorus removal. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 7; 107-114.

- SPATZIERER G., LUDWIG C., *et* MATSCHE N., 1984. Biological phosphorus removal in combination with simultaneous precipitation. Séminaire post- conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- STALL T.R. *et* SHERRARD J.H., 1976. Effect of wastewater composition and cell residence time on phosphorus removal in activated sludge. J.Wat.Poll.Control Fed., 48 ; 307-322.
- SURESH N., WARBURG R., TIMMERMAN M., WELLS J., COCCIA M., ROBERTS M.F. *et* HALVORSON H.O., 1984. New strategies for the isolation of micro-organisms responsible for phosphate accumulation. Séminaire post- conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- SUZUKI H., KANEKO T. *et* IKEDA Y., 1972. Properties of polyphosphate kinase prepared from *Mycobacterium smegmatis* Biochim. Biophys. Acta, 268; 381 - 390.
- SZYMONA M., 1962. Purification and properties of the new hexokinase utilising inorganic polyphosphate. Acta Biochim. Polon., 9 ; 165-180.
- SZYMONA M. *et* OSTROWSKI W., 1964. Inorganic polyphosphate glucokinase of *Mycobacterium phlei*. Biochim. Biophys. Acta, 85 ; 283 - 295.
- SZYMONA O. *et* SZUMILO T., 1966. Adenosine triphosphate and inorganic polyphosphate fructokinases of *Mycobacterium phlei*. Acta Biochim. Polon., 17 ; 129 - 144.
- SZYMONA O. *et* SZYMONA M., 1979. Polyphosphate and ATP glucose phosphotransferase activities of *Nocardia minima*. Acta Microbiol. Pol. 28 ; 153-160.
- SZYMONA O., URYSON S.O. *et* KULAEV I.S. 1967. Biokhimiya, 32 ; 459. Cité par KULAEV *et* VAGABOV, 1983.
- TAMBO N. *et* KAMEI T., 1978. Treatability evaluation of general organic matter. Matrix conception and its application for a regional water. Wat. Res., 12 ; 931 - 950.
- TAYLOR W.H. *et* JUNI E., 1961. Pathways for biosynthesis of a bacterial capsular polysaccharide. II. Carbohydrate metabolism and terminal oxydation mechanisms of a capsule-producing coccus. J. Bacteriol., 81 ; 694 - 703.
- TORRIANI A., 1960. Influence of organic phosphate in the formation of phosphatases by *Escherichia coli*. Biochim. Biophys. Acta, 38 ; 460 - 469.
- T'SEYEN J., LE FLOHIC P., MEGANCK M., FAUP G.M., *et* BLOCK J.C., 1985. A separate acetate producing reactor to improve biological phosphate removal. Proc. Int. Conf. Lisbonne: "Management strategies for phosphorus in the environment". Selper Ltd. Londres.

- T'SEYEN J., MALNOU D., BLOCK J.-C. *et* FAUP G., 1984. Polyphosphate kinase activity during phosphate uptake by bacteria. Séminaire post- conférence de l'A.I.R.P.E.M.: "L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- TOERIEEN D.F., 1970. Population description of the non-methanogenic phase of anaerobic digestion. 1. Isolation, characterization and identification of numerically important bacteria. *Water Research* 4; 129-148.
- TOERIEEN D.F., VAN VUUREN H.J.J., SADIE D.N. *et* TRACEY R.P., 1979. The influence of an anaerobic zone in activated sludge systems on the bacterial population structure. *Water SA* 5; 109-113.
- TURTON L.J., DRUCKER D.B., HILLIER V.F. *et* GANGULI L.A., 1983. Effect of eight growth media upon fermentation profiles of ten anaerobic bacteria. *Journal of Applied Bacteriology* 54; 295-304.
- URYZON *et* KULAEV, 1968. On the presence of polyphosphate glucokinase in bacteria. *Doklady Akademii Nauk. SSSR*, 183; 957-959.
- YAILLANCOURT S., BEAUCHERIN-NEW-HOUSE N., *et* CEDERGREN R.J., 1978. Polyphosphate-deficient mutants of *Anacystis nidulans*. *Canadian J. Microbiol.*, 24; 122.
- VAN GROENESTIJN J.W. *et* DEINEMA M.H., 1985. Effects of cultural conditions on phosphate accumulation and release by *Acinetobacter* strain 210 A. Proc. Conf. Int. Lisbonne: "Management strategies for phosphorus in the environment"; 214-220. Selper Ltd., Londres.
- VAN HAANDEL A.C., DOLD P.L. *et* MARAIS G.v.R., 1982. Optimisation of nitrogen removal in the single sludge activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.*, 14; 443-461.
- VAN HAANDEL A.C., EKAMA G.A. *et* MARAIS G.v.R., 1981. The activated sludge process - 3; single sludge denitrification. *Wat. Res.* 15, 1135-1152.
- YENTER S.L., HALLIDAY J. *et* PITMAN A.R., 1978. Optimisation of the Johannesburg Olifantsvlei extended aeration plant for phosphorus removal. *Prog. Wat. Tech.*, 10; 279-291.
- VERSTRAETE W., DE BAERE L. *et* ROZZI A., 1981. Phase separation in anaerobic digestion: motives and methods. *Trib. Cebedeau*, 34; 367-375.
- WALLEN L.L. *et* ROHWEDDER W.K., 1974. Poly-beta hydroxyalkanoate from activated sludge. *Environ. Sci. Technol.* 8; 576-579.

- WATANABE A., MIYA A. *et* MATSUO Y., 1984. Laboratory scale study on biological phosphate removal using sunthetic wastewater : removal performance and the investigation of enhanced phosphorus accumulating organisms. IAWPRC Newsletter of the study group on phosphate removal in biological sewage treatment processes.
- WENTZEL M.C., DOLD P.L., EKAMA G.A. *et* MARAIS G.v.R., 1984. Kinetics of biological phosphorus release. Séminaire post- conférence de l'A.I.R.P.E.M.: " L'élimination biologique du phosphore des eaux usées", Paris.
- WIDRA A., 1959. Metachromatic granules of microorganisms. *J. Bacteriol.* *78*; 664 - 670.
- WILLSKY G.R. *et* MALAMY M.H., 1976. Control of the synthesis of alkaline posphatase and the phosphate binding protein in *Escherichia coli*. *J. Bacteriol.*, *127* ; 595 - 609.
- WINDER F. *et* DENNENY J.M., 1955. Studies on a "metaphosphokinase" from *Mycobacterium smegmatis*. Res. 3<sup>me</sup> Cos. Int. Biochim. Bruxelles 1955 ; 31.
- WINDER F. *et* DENNENY J.M., 1957. The metabolism of inorganic polyphosphate in mycobacteria. *J. Gen. Microbiol.*, *17* ; 573-585.
- WINOGRADSKY, S.N., 1949. Microbiologie du sol; problèmes et méthodes. Œvres complètes. Masson et Cie., Paris.
- WPCF, 1983. Voir ANONYME, 1983.
- YALL I., BOUGHTON W.H., KNUDSEN R.C., *et* SINCLAIR N.A., 1970. Biological uptake of phosphorus by activated sludge. *Appl. Microbiol.*, *20*; 145-150.
- YOSHIDA A. *et* YAMATAKA A., 1953. On the metaphosphate of the yeast. *J. Biochem.*, *40* ; 85 - 94.
- ZOETEMEYER R.J., VAN DEN HEUVEL J.C *et* COHEN A., 1982. pH influence on acidogenic dissimilation of glucose in an anærobie reactor. *Wat. Res.* *16*; 303 - 311.

## ANNEXES.

1. Glossaire.	230
2. Abréviations.	232
3. Introduction à l'élimination biologique du phosphore.	234
4. Nitrification.	239
5. Dénitrification.	242
6. Résultats des analyses : pilote de type "Phoredox modifié".	246
7. Résultats des analyses : réacteur acidogène.	251
8. Gammes étalon pour dosage des protéines selon BRADFORD 1976.	256
9. La fraction facilement biodégradable de la pollution carbonée d'une eau résiduaire.	257
10. Schémas de procédés d'élimination simultanée de l'azote et du phosphore par voie biologique.	259

## ANNEXE 1

**GLOSSAIRE**

- acidogénèse:** processus de production d'acides gras volatils par voie fermentative.
- acidogène:** qui produit des acides gras volatils.
- activité spécifique :** vitesse de réaction rapportée à la quantité de biomasse, exprimée comme matières sèches (vitesse de production d'acétate) ou à la quantité de protéines (vitesse enzymatique).
- affluent:** eau (généralement résiduaire) entrant dans une installation de traitement.
- âge des boues:** temps de séjour moyen de la boue dans le système (quantité de boue présente dans le système divisée par la quantité de boues extraite chaque jour).
- anaérobie:** bassin exempt de quantités mesurables d'oxygène ou de nitrates dans les conditions expérimentales appliquées.  
Organisme effectuant un métabolisme fermentatif.
- anoxique:** bassin exempt de quantités mesurables d'oxygène, mais qui contient des nitrates.
- aérobie:** bassin ou zone aéré.  
Organisme effectuant un métabolisme respiratoire avec l'oxygène gazeux comme accepteur final d'électrons.
- charge massique:** quantité de carbone apporté par quantité de biomasse et par unité de temps.
- constitutif (activité constitutive):** activité enzymatique de base, sans induction.
- dénitrification:** respiration effectuée par certaines bactéries, utilisant l'oxygène des nitrates comme accepteur final d'électrons; l'azote des nitrates est libéré comme azote gazeux.
- déphosphatation:** élimination du phosphore.
- eau brute:** eau résiduaire non épurée.
- effluent:** l'eau (usée ou traitée) sortant d'un système quelconque.
- fermentation:** dégradation dans laquelle des molécules organiques interviennent aussi bien en tant qu'accepteurs qu'en tant que donneurs d'électrons.
- induction:** augmentation de l'activité enzymatique.

***in vitro*** : essai sur une solution homogène de matières biologiques, sans structures cellulaires, dans un tube d'essai.

***in vivo***: dans des conditions physiologiques, dans la cellule vivante.

**nitrification**: processus autotrophe effectué par certaines bactéries. La nitrification est caractérisée par la production de nitrates à partir d'ammoniaque.

**organisme poly-P**: micro-organisme participant au processus de relargage, de réabsorption et d'accumulation du phosphore dans le cas d'une alternance de conditions aérobies et anaérobies.

**polyphosphate**: polymère de phosphates inorganiques; constitue une forme de réserve de phosphore chez certains micro-organismes.

**sonification** : traitement aux ultrasons afin de détruire les parois cellulaires.

## ANNEXE 2

**LISTE DES ABREVIATIONS**

<b>Å</b> :	âge des boues ( temps de rétention des matières en suspension).
<b>ADP</b> :	adénosine triphosphate.
<b>AGV</b> :	acide gras volatil.
<b>AMP</b> :	adénosine monophosphate.
<b>A<sub>s</sub></b> :	activité spécifique.
<b>ATP</b> :	adénosine triphosphate.
<b>CCCP</b> :	carbonyl cyanide-m-chlorophényl hydrazone.
<b>C<sub>m</sub></b> :	charge massique.
<b>CoA</b> :	Co-enzyme a.
<b>COT</b> :	carbone organique total.
<b>CP</b> :	créatinephosphate.
<b>CPM</b> :	coups par minute.
<b>CPK</b> :	créatinephosphate-kinase.
<b>DBO<sub>5</sub></b> :	demande biologique en oxygène pour un essai de 5 jours.
<b>BSA</b> :	sérum albumine bovin.
<b>DCO</b> :	demande chimique en oxygène.
<b>DO</b> :	densité optique.
<b>EB</b> :	eau brute.
<b>EBf</b> :	eau brute filtrée.
<b>EDTA</b> :	acide éthylène-diamine-tetra-acétique.
<b>HAc</b> :	acide acétique.

<b>j</b> :	jour.
<b>MV</b> :	matières volatiles.
<b>NAD</b> :	nicotineamide adénine dinucléotide.
<b>NADH</b> :	nicotineamide adénine dinucléotide (forme réduite).
<b>NF</b> :	Norme française (Association française de normalisation, AFNOR)
<b>min</b> :	minute
<b>MS</b> :	matières sèches (poids sec des matières solides en suspension).
<b>P</b> :	Phosphore élémentaire; phosphate.
<b>(P)</b> :	phosphate.
<b>P<sub>i</sub></b> :	orthophosphate.
<b>pHB</b> :	poly-hydroxybutyrate.
<b>poly-P</b> :	polyphosphate.
<b>poly-(P)<sub>n</sub></b> :	polyphosphate constitué de n phosphates.
<b>PM</b> :	poids moléculaire.
<b>S<sub>bs</sub></b> :	fraction facilement biodégradable de la pollution carbonée soluble.
<b>TCA</b> :	acide trichloro-acétique.
<b>Tris</b> :	triéthanolamine.
<b>t<sub>séj.</sub></b> :	temps de séjour.
<b>UCT</b> :	Université de Cape Town.
<b>v<sub>i</sub></b> :	vitesse initiale.
<b>v<sub>f</sub></b> :	vitesse finale.

ANNEXE 3 :  
INTRODUCTION A L'ELIMINATION BIOLOGIQUE DU PHOSPHORE A L'AIDE D'UN SYSTEME  
DE TYPE "PHOREDOX MODIFIE".

L' élimination du phosphore sans ajout de réactifs, dite élimination biologique fut découverte dans les années soixante (LEVIN et SHAPIRO, 1965; YACKER *et al.* 1967). Des questions concernant les mécanismes ont immédiatement surgi, afin de pouvoir maîtriser le rendement de cette élimination de phosphore.

Ces questions ne sont pas encore toutes parfaitement résolues. Probablement, plusieurs mécanismes peuvent intervenir, séparément ou simultanément. Deux grandes lignes de pensée s'opposent: une précipitation physico-chimique (ARVIN, 1983, 1984; ARVIN *et* KRISTENSEN, 1983; KERDACHI *et* ROBERTS, 1983, 1985; MENAR *et* JENKINS, 1970), éventuellement facilitée par des processus biologiques, contre un processus de relargage-réabsorption avec une accumulation intracellulaire du phosphore (FUHS *et* CHEN, 1975; RENSINK *et al.*, 1981; YALL *et al.*, 1970). Dans le présent rapport, les aspects biologiques de l'élimination du phosphore seront étudiés.

Le principe de fonctionnement de la déphosphatation biologique est exposé à l'aide du schéma "Phoredox modifié" (MAC LAREN *et* WOOD, 1976 ; MALNOU *et al.*, 1983; FLORENTZ *et al.*, 1983). qui a été retenu pour réaliser le travail expérimental (Fig. 6.1 ).

Une installation comporte 4 zones distinctes.

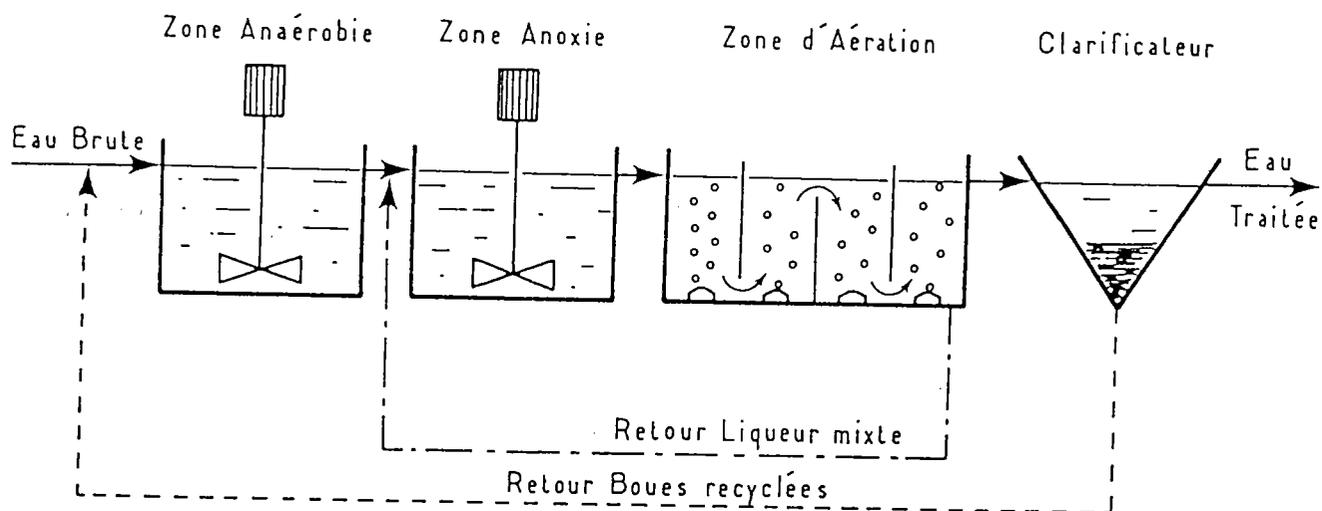
La zone **anaérobie** est définie comme une zone où il n'y a ni oxygène, ni nitrates. Dans cette zone sont introduites les boues décantées recyclées en tête de station et l'eau brute.

La deuxième zone est appelée **anoxie**. Il n'y a pas d'oxygène, mais il y a une introduction de nitrates par le recyclage de la liqueur mixte provenant du bassin aéré.

La troisième zone est **aérée** et contient de l'oxygène. Une fraction de la liqueur mixte est recyclée vers la zone anoxique.

Chacune de ses trois premières zones peut avoir un régime hydraulique s'approchant du flux piston ou du mélange intégral.

Dans la dernière zone a lieu la **clarification**; les boues sont séparées de l'eau traitée par décantation, puis recyclées en tête de l'installation.



**Fig. 6.1. Schéma d'une installation pour l'élimination biologique du phosphore des eaux résiduaires (Phorédox modifié).**

Une installation du type Phoredox modifié permet, si certains conditions de base sont satisfaites, d'éliminer simultanément par voie biologique les pollutions carbonées, azotées et phosphorées.

Les profils des concentrations en azote et phosphore solubles selon MALNOU *et al.* (1983) (Fig. 6.2 et 6.3) permettent de suivre, bassin par bassin, l'évolution typique des concentrations en ces éléments au cours d'un traitement dans une installation pilote du type Phoredox modifié. En abscisse est porté le temps de séjour hydraulique de l'eau dans les différents bassins et en ordonnée les concentrations en N ou P, compte tenu des effets de dilution des recyclages.

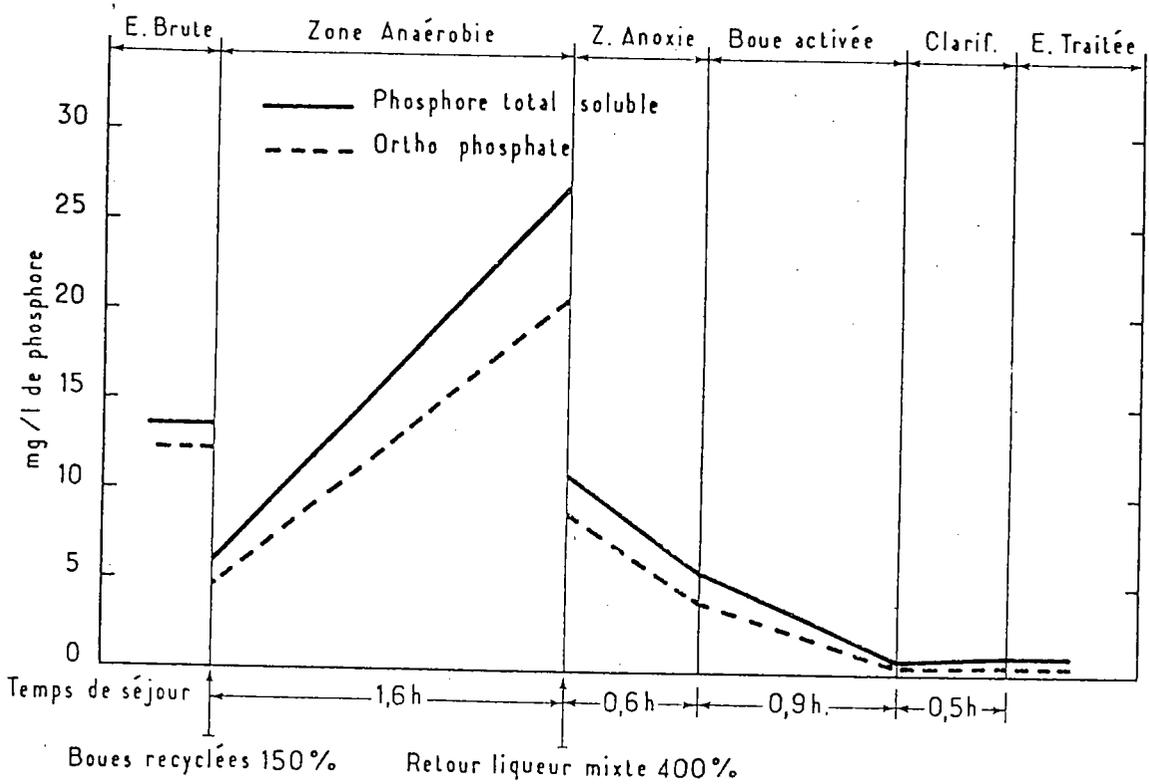


Fig. 6.2. Profil des concentrations en P soluble au cours du traitement dans une installation du type Phoredox modifié. D'après MALNOU *et al.*, 1983.

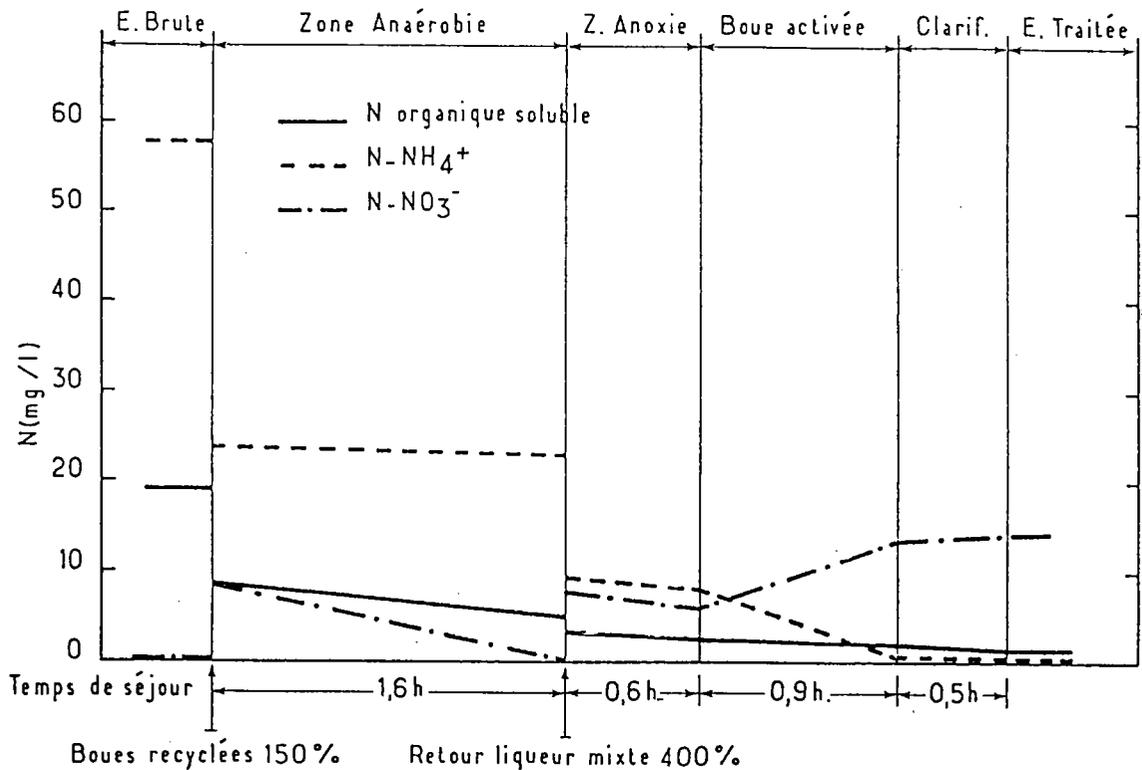


Fig. 6.3. Profil des concentrations en N soluble au cours du traitement dans une installation du type Phoredox modifié. D'après MALNOU *et al.*, 1983.

L'évolution de la concentration en phosphore soluble est représentée sur la figure 6.2.

Dans la zone anaérobie, l'eau brute est mélangée avec les boues provenant du clarificateur. Ces boues relarguent une quantité importante de phosphore; ce phénomène se traduit par une augmentation sensible de la concentration de phosphore en solution (P libre).

Dans la zone anoxique, une certaine réabsorption est observée, qui résulte en une diminution de la concentration en phosphore. Cet effet s'additionne à l'effet de dilution par le recyclage de la liqueur mixte.

Dans le bassin aéré le phosphore est presque totalement absorbé par la boue.

Dans le clarificateur les boues, contenant le phosphore, sont séparées de l'eau épurée. Parfois un certain relargage de phosphore peut avoir lieu lors de la décantation.

L'évolution de la concentration en azote est représenté sur la figure 6.3.

Dans la zone anaérobie une absorption partielle des ions ammonium et de l'azote organique, introduits par l'eau brute, est observée. Simultanément, les nitrates, introduits par les boues recyclées, sont éliminés par le processus de la dénitrification.

Dans la zone anoxique, une introduction importante de nitrates a lieu par le recyclage de liquer mixte. Ils sont complètement ou partiellement éliminés par la dénitrification. Une faible quantité de ions ammonium est absorbé.

Dans le bassin aéré, l'ammoniaque est transformé en nitrates par le processus de la nitrification. La disparition de l'azote à l'état réduit (c.à.d. ammonium et azote organique) est quasi complète.

Les phénomènes décrits dans les paragraphes précédents témoignent d'un nombre activités biologiques.

En anaérobie, trois types de réaction peuvent être distingués.

- D'abord les grandes molécules organiques et la pollution particulaire sont partiellement hydrolysées (VERSTRAETE *et al.*, 1981).
- Simultanément, certaines molécules de faible poids moléculaire sont utilisées comme substrat de fermentation par des bactéries aérobies-anaérobies facultatives avec formation d'acétate (acidogénèse; § 6.7-6.9)
- L'acétate apparaît comme une véritable molécule clé pour les procédés d'élimination biologique du phosphore (§ 6.3). Certaines bactéries aérobies strictes, qui possèdent de grandes réserves intracellulaires de phosphore, sont capables d'assimiler de l'acétate en conditions anaérobies. L'exemple-type de ces bactéries, qui seront appelées bactéries poly-P, est *Acinetobacter* (FUHS *et* CHEN, 1975). Elles emmagasinent l'acétate, probablement sous forme de poly- $\beta$ -hydroxybutyrate (pHB) (NICHOLLS, 1979). Lors de l'assimilation de l'acétate, les bactéries poly-P relarguent une partie de leurs réserves intracellulaires de phosphore. Une nette augmentation de la concentration en phosphore dans le milieu est alors observée.

En anoxie, l'hydrolyse des grosses molécules et des particules continue. Les nitrates apportés sont utilisés comme accepteur d'électrons par les bactéries dénitrifiantes pour la respiration (PAYNE, 1981). Il y a une consommation de substrat organique et une production d'azote gazeux (S 6.5). Une fraction du phosphore relargué est réabsorbé. On observe une diminution de la concentration en phosphore libre, indépendamment de l'effet de dilution par la liqueur mixte recyclée (MALNOU *et al.*, 1983).

Dans le bassin aéré, le reste de la pollution organique assimilable est consommé. Une oxydation de l'azote ammoniacal en nitrates a lieu (S 6.4). Les bactéries poly-P accumulent une quantité de phosphore supérieure que la quantité de phosphore à celle relarguée en anaérobiose (WENTZEL *et al.*, 1984). Le phosphore est emmagasiné sous forme de longues chaînes de phosphates inorganiques, appelées polyphosphates (poly-P) (S 1.4).

La clarification finale est conçue de façon à ce que le minimum de réactions biologiques ait lieu; en particulier la dénitrification et le relargage de phosphore sont évités. Les boues décantées sont recyclées en tête de station. Les boues excédentaires sont éliminées. Les boues sont riches en phosphore à cause des organismes poly-P; avec les boues, une certaine quantité de phosphore est éliminée du système.

Cet aperçu met en évidence les rapports étroits entre les différents processus; l'élimination du phosphore dans un système du type Phoredox modifié n'est possible que si l'acidogénèse est suffisante (MEGANCK *et al.*, 1984), et si la dénitrification est quasiment complète (EKAMA *et* MARAIS, 1984; MALNOU *et al.*, 1983; HASCOET *et al.*, 1984); la dénitrification ne peut avoir lieu qu'après la nitrification de l'azote; la dénitrification et l'acidogénèse peuvent être en compétition pour des substrats carbonés (S 9). Les différents processus seront traités successivement. Cette approche présente le danger de fragmenter l'ensemble qu'est l'élimination simultanée des pollutions carbonées, azotées et phosphorées, et de dissimuler les multiples relations entre les processus biologiques. En revanche, cette approche devrait permettre de mieux approfondir le problème.

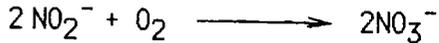
ANNEXE 4 :  
 CONTRAINTES DE DIMENSIONNEMENT DU BASSIN AERE D'UNE STATION D'EPURATION  
 IMPOSEES PAR LA NITRIFICATION.

L'oxydation par voie biologique de l'azote réduit des eaux résiduaires est effectuée presque exclusivement par certaines bactéries autotrophes (PAINTER, 1977). La nitrification de l'azote ammoniacal est un processus en deux étapes, chaque étape étant effectuée par des genres bactériens spécialisés (WINOGRADSKY, 1949).

La première étape, la transformation de l'azote ammoniacal en nitrite, est effectuée par *Nitrosomonas* et *Nitrosococcus*:



La deuxième étape, la conversion de nitrite en nitrate, est réalisée par *Nitrobacter* et *Nitrocystis*:



L'oxygène gazeux est le seul accepteur d'électrons utilisé dans ces réactions; les organismes nitrificateurs sont donc obligatoirement aérobies. L'énergie libérée dans les deux étapes est utilisée par *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* pour le métabolisme cellulaire. De façon générale, les organismes autotrophes ont un taux de croissance très faible. En conditions optimales, *Nitrosomonas* a un temps de génération de 11 à 12 heures (BELSER et SCHMIDT 1980), et *Nitrobacter* de 21 à 30 heures (CHARTRAIN 1982). A 20°C, des taux de croissance maximum pour les organismes nitrificateurs dans les eaux résiduaires urbaines entre 0,50 et 1,02 j<sup>-1</sup> ont été rapportés (EKAMA *et al.*, 1984). Souvent des valeurs entre 0,30 et 0,65 j<sup>-1</sup> ont été avancées, dépendant des caractéristiques de l'eau résiduaire. Si l'on ignore les caractéristiques de l'eau résiduaire, il convient d'employer une valeur pessimiste dans les calculs de dimensionnement.

Ces éléments constituent quelques contraintes imposées par la nitrification dans une station d'élimination biologique du phosphore.

Puisqu'ils sont aérobies obligatoires, les organismes nitrificateurs ont besoin d'un séjour suffisamment long dans le bassin aéré pour assurer leur développement, et pour garantir la

nitrification. La quantité d'oxygène consommé pour oxyder un mg de  $N-NH_4$  est d'environ 4,2 mg. Un séjour dans des conditions d'anaérobiose est théoriquement défavorable à la population de nitrificateurs.

La croissance lente de *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* implique un âge des boues élevé, sinon les organismes nitrificateurs sont éliminés. Le taux de croissance diminue quand la température baisse; ce phénomène a des lourdes implications sur le dimensionnement des stations en nitrification dans les régions relativement froides.

Les formules de dimensionnement proposées par les différents auteurs sont rassemblées ci-après:

Sans facteur de sécurité, le WPCF (ANONYME, 1983) préconise:

Estimation du taux de croissance maximal à une température de la liqueur mixte de T °C

$$\mu_{mT} = \mu_{m10} + ((T - 10)/(20 - T)) \cdot (\mu_{m20} - \mu_{m10})$$

$\mu_{mT}$  : taux de croissance maximal à la température T  
 $\mu_{m10}$ ,  $\mu_{m20}$  : taux de croissance maximal à 10, 20 °C.

Estimation de l'âge des boues minimal:

$$A_{min.} = (K_N + N)/(\mu_{mT} \cdot N)$$

où  $K_N$  est la constante de demi-saturation pour l'azote ammoniacal ( $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$ ),  
 et N la concentration résiduelle en azote ammoniacale.

La WATER RESEARCH COMMISSION (Commission de Recherche sur l'Eau Sud-Africaine)  
 (EKAMA *et al.* 1984) propose:

$$A_{min.} = 1/(\mu_T - b_{NT}) \quad \mu_{m20} = 0,36$$

$$\mu_T = \mu_{m20} \cdot (1,123)^{T-20}$$

$$b_{NT} = 0,04 \cdot (1,029)^{T-20} \text{ (facteur d'autolyse des boues)}$$

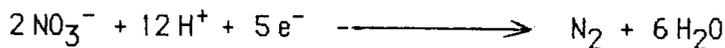
Selon les formules développées par FAUP et PICARD (1982):

$$A_{\min.} = 6,5.(0,914)^{t-20} \quad \text{pour } 9^{\circ}\text{C} < t < 20^{\circ}\text{C}$$

Pour une température faible de la liqueur mixte (par ex. 12°C) les âges des boues minimum selon la Commission de Recherche sud-africaine et selon FAUP et PICARD sont relativement proches, tandis que la formule de la WPCF résulte en un âge des boues extrêmement faible. Toutefois, pour garantir une nitrification à faible température, en prenant en compte un facteur de sécurité, l'âge des boues sera nécessairement élevé. Un âge des boues aérées élevé implique une faible charge massique. La charge massique fait intervenir la quantité de carbone organique disponible pour la biomasse. Or, la quantité de carbone disponible pour la biomasse est un des paramètres influençant l'élimination biologique du phosphore. En résumé: la nitrification interfère avec la déphosphatation de deux façons: par une introduction potentiellement excessive de nitrates dans la zone anaérobie, annihilant les conditions d'anaérobiose, et par des contraintes contradictoires au niveau de la charge en substrat organique.

ANNEXE 5:  
DIMENSIONNEMENT D'UN BASSIN DE DENITRIFICATION EN TETE DE STATION.

Un grand nombre de bactéries hétérotrophes peut utiliser des nitrates comme accepteur final d'électrons, s'il n'y a pas d'oxygène moléculaire disponible. Ce processus, appelé dénitrification, est une voie respiratoire. L'azote des nitrates n'est pas incorporé dans la biomasse, mais relargué dans le milieu sous forme d'azote gazeux, ou plus rarement d'oxydes d'azote:



Il faut souligner que même les bactéries capables d'utiliser les nitrates pour leur respiration, préfèrent l'oxygène moléculaire. A cause de la différence de potentiel rédox plus élevée, le transfert d'électrons d'une molécule organique vers l'oxygène rapporte plus d'énergie que le transfert vers le nitrate.

La dénitrification est consommatrice de protons; pour 1mg N-NO<sub>3</sub> dénitrifié, 3,57 mg d'alcalinité en CaCO<sub>3</sub> sont produits (EKAMA *et al.*, 1984). Dans un système de nitrification - dénitrification, la moitié de l'alcalinité consommée lors de la nitrification est compensée dans la dénitrification.

La vitesse de dénitrification endogène par une boue est de l'ordre de 1 à 3 mg N par gramme de boue et par heure à 20 °C.

Théoriquement, la cinétique de dénitrification est fonction de:

- la concentration de la biomasse active dans le réacteur;
- la concentration en nitrate;
- la concentration en substrat carboné;
- la qualité du substrat carboné;
- la température.

On peut définir un certain nombre de constantes spécifiques de la dénitrification. En pratique, on rencontre souvent le  $K_N$ , la constante de moitié de saturation par rapport aux nitrates. Sa valeur est très faible:  $0,16 \text{ mg.l}^{-1}$  (WPCF 1983). A des concentrations de  $\text{N-NO}_3$  d'environ  $1 \text{ mg.l}^{-1}$  et au-delà, une cinétique apparente d'ordre zéro est observée (PAYNE 1981, PAINTER 1977). Cependant, à la fin d'un bassin de dénitrification en flux piston, et surtout dans un bassin en mélange intégral, des concentrations en nitrate proche de  $0 \text{ mg.l}^{-1}$  peuvent se rencontrer. Or, dans les différentes méthodes de dimensionnement, on considère la cinétique de dénitrification comme étant indépendante de la concentration en  $\text{N-NO}_3$  (WPCF 1983, EKAMA *et al.* 1984).

La fraction de la boue qui est biologiquement active dans le processus de la dénitrification dépend surtout de l'âge des boues, donc du degré de minéralisation de la boue, et de l'apport de matières en suspension inertes avec les eaux résiduaires. Il est évidemment difficile de quantifier cette fraction. Bien sachant qu'il ne s'agit que d'une rude approximation, les matières volatiles ou la matière sèche de la boue sont le plus souvent utilisées comme estimation de la biomasse active.

Dans le cadre de la recherche sur la consommation de substrat carboné pour la dénitrification, beaucoup d'études portent sur le méthanol. Ce substrat simple présente l'avantage qu'on peut déterminer facilement la stoechiométrie de la réaction globale. L'équation suivante est généralement acceptée (MC CARTY *et al.*, 1969):

$$C = 2,47 \text{ NO}_3\text{-N} + 1,53 \text{ NO}_2\text{-N} + 0,87 \text{ OD}$$

où la quantité de nitrates et nitrites est exprimée en mg de N, OD l'oxygène dissous en mg d' $\text{O}_2$ , et C signifie la quantité de méthanol en mg.

Dans les systèmes auxquels nous nous intéressons, le substrat carboné est apporté par l'eau résiduaire. Il s'agit d'un mélange extrêmement complexe de sources carbonées qui résulte en une cinétique compliquée. Le tableau 6.3 rassemble des données relatives à la quantité de substrat carboné consommée lors de la dénitrification.

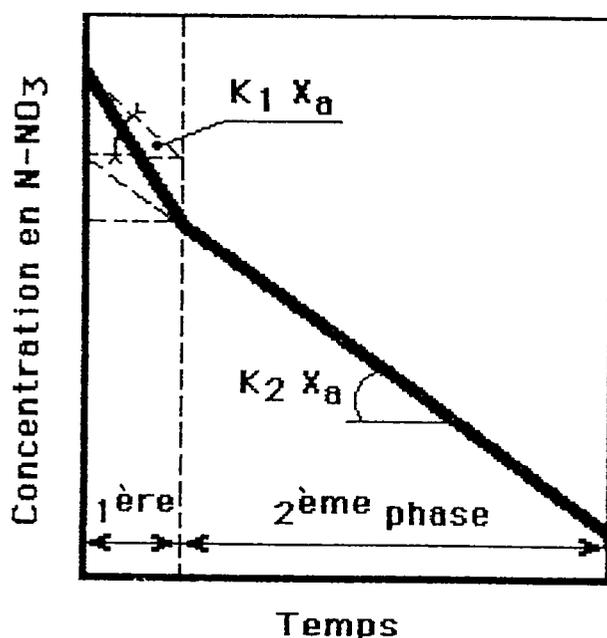


Fig. 6.10. Les cinétiques de dénitrification dans une zone anoxie en tête de station (EKAMA et MARAIS 1984).

EKAMA *et al.* (1984) distinguent trois phases dans la cinétique de dénitrification :

Une première phase, où les substrats le plus facilement assimilables sont utilisés (acides gras volatils, alcools, sucres simples...). Elle est caractérisée par une constante  $K_1$ . Elle dépend de la température de la façon suivante:

$$K_1 = 0,720.(1,20)^{T-20} (\text{mg NO}_3\text{-N}).(\text{mg MV}_{\text{act.}})^{-1}.(j)^{-1}$$

Dans la deuxième phase, de substrats plus difficilement assimilables sont utilisés; la cinétique, plus lente, est décrite par la constante  $K_2$ . Elle dépend de la température de la façon suivante:

$$K_2 = 0,1008.(1,08)^{T-20} (\text{mg NO}_3\text{-N}).(\text{mg MV}_{\text{act.}})^{-1}.(j)^{-1}$$

S'il n'y a plus de source carbonée disponible dans le milieu, une respiration endogène (anoxique) a lieu. La cinétique de dénitrification est alors extrêmement lente. Le phénomène n'est pourtant pas négligeable: la flottation accidentelle des boues dans les clarificateurs en témoigne.

Les deux premières phases semblent avoir lieu simultanément, même dans un réacteur à flux piston. Un K apparent est observé, qui additionne les  $K_1$  et  $K_2$ .

FAUP et PICARD 1982 proposent une constante globale, dépendante de la température:

$$K = (\Delta \text{NO}_3\text{-N}) / (t_{\text{anox}} \cdot MV) = 3,25 \cdot (1,02)^{T-20}$$

où  $t_{\text{anox}}$  = temps de séjour nominal en anoxie.

T = température en °C

La WPCF 1983 propose:

$$K = 5,42 \cdot 10^{10} \cdot e^{-15300/RT}$$

En résumé:

La dénitrification peut interférer avec la déphosphatation deux niveaux. D'abord par la dénitrification: étant énergie-dépendant, ce processus est potentiellement en concurrence pour des substrats carbonés avec la déphosphatation. Ensuite, si la dénitrification dans la zone anoxique est incomplète, une quantité excessive de nitrates peut être introduite dans le bassin anaérobie.

ANNEXE 6 :  
RESULTATS DES ANALYSES : PILOTE DE TYPE "PHOREDOX MODIFIE".

Date	DCO <sub>e</sub>	P <sub>e</sub>	P <sub>s</sub>	ΔP
------	------------------	----------------	----------------	----

**Période expérimentale 1**

10.23	0392	10.6	01.58	9.0
10.24	623	10.8	01.67	9.18
10.25	673	13.2	01.27	12.40
10.26	673	16.9	0.73	16.2
10.27	623	15.5	2.2	13.3
10.28	548	15.8	1.1	14.7
10.29	514	12.9	.53	12.4
10.31	568	13.2	1.0	12.2
11.01	618	15.8	1.8	14.
11.02	582	14.5	5.7	8.8
11.03	562	14.2	7.4	6.8
11.04	541	13.4	9.1	4.3

**Période expérimentale 2**

11.07	566	16.3	10.5	5.3
11.08	594	15.1	10.9	4.2
11.09	544	13.9	9.1	4.8
11.10		15.2	4.1	11.1
11.11		15.4	3.4	12.
11.12		16.5	17.	0.
11.13	558	18.3	10.6	7.7
11.15	507	17.6	8.2	9.4
11.17	528	12.3	9.3	3.
11.18	458	12.8	9.3	3.5
11.19	423	10.6	10.0	0.6
11.20	410	9.9	10.2	
11.21		14.5	10.7	3.8
11.22		13.0	6.9	6.1
11.23	354	11.3	6.6	4.7
11.24	305	9.1	10.7	
11.25	280	9.1	10.3	
11.26	252	8.4	10.4	
11.28	485	7.8	5.5	2.3
11.29	557	13.5	2.8	10.7
11.30	447	12.3	2.3	10.0
12.01	400	13.9	3.4	7.5
12.02	449	11.8	6.1	5.7
12.03	530	14.0	9.5	4.5
12.04	500	13.8	5.6	8.2
12.05	460	13.7	6.5	7.2
12.06	558	14.7	8.0	6.7
12.07	550	13.6		
12.08	556			
12.09	497			
12.10	500			
12.11		14.2	8.6	5.6
12.12		15.5	6.6	8.9
12.13	607	16.	8.1	7.9

Date	DCO <sub>e</sub>	P <sub>e</sub>	P <sub>s</sub>	ΔP
------	------------------	----------------	----------------	----

### Période expérimentale 3

12.14	575	15.5	8.1	7.4
12.15	582	16.5	6.5	10.
12.16	505	17.5	6.5	11.
12.17	406	14.5	7.4	7.1
12.18	567	17.5	9.2	8.3
12.19	785	15.5	9.3	6.2
12.20			9.2	6.3
12.21	521		4.3	10.7
12.22	558	18.	3.1	14.9
12.23	376		3.0	
12.24	624		2.9	
12.25			3.1	
12.26	623		2.0	
12.27	483	16.5	1.4	15.1
12.28	470	16.5	1.5	15.
12.29	545	19.0	16.2	2.8
12.30	545	22.	14.3	7.7
12.31	491	19.	9.8	9.2
01.01			11.7	
1.02	389		13.5	
1.03	600	15.5	5.3	10.2
1.04	688	19.	4.9	14.1
1.05	600	15.	2.5	12.5
1.06	464	11.	1.5	9.5
1.07	415			
1.08	368	15.	4.5	11.5
1.09	517	14.5	6.5	8.

### Période expérimentale 4

01.10	542		7.4	
1.11	453	12.5	8.1	4.4
1.12		12.5	9.	3.5
1.13		12.5	9.6	2.9
1.14		12.5	10.3	2.2
1.15	643	16.0	10.	6.
1.16	585	17.	10.9	6.1
1.17			11.4	
1.18	504		11.3	
1.20	382	11.5	10.4	
1.21	437	11.5		
1.22	437		9.6	
1.23	751		9.4	

Date	DCO <sub>e</sub>	P <sub>e</sub>	P <sub>s</sub>	ΔP
------	------------------	----------------	----------------	----

### Période expérimentale 5

1.31	448	12.5	7.3	5.2
02.01	457	13.	7.4	5.6
2.02	566	19.4	8.2	8.8
2.03	554	15.	9.4	5.6
2.04	516	15.5	8.	7.5
2.05		16.5	7.	9.5
2.06	487	14.5	6.6	7.9
2.07	499	15.5	7.8	7.7
2.08		10.6	8.1	2.5
2.09	594	17.5	9.5	8.
2.10	512	16.5	10.3	6.2
2.11	576	18.	10.2	7.8
2.12	552	17.5	9.5	8.
2.13	513	18.	9.5	8.5
2.14	646	16.	9.9	6.1
2.15	617	16.	8.4	7.6
2.16			7.7	
2.17	644	23.5	7.5	7.
2.18	142	05.5	8.1	
2.19	542		7.9	
2.20	535	9.5	8.2	1.3
2.21		15.5	7.0	8.5
2.22	455	11.8	1.7	10.1
2.23	724	15.5	0.9	14.6
2.24	669	15.	0.5	14.5
2.25	657	15.5	1.7	13.8
2.26	296	9.5	2.	7.5
2.27	569	17.5	3.6	13.9
2.28	581	17.5	5.0	12.5

### Période expérimentale 6

03.01	494			
3.02	497	15.5	8.2	7.3
3.06	642	22.5	3.5	16.8
3.07	648	02.7	5.7	
3.08	810	20.5	3.5	17.
3.09	689	20.	4.7	
3.10	859	26.	4.9	
3.11	713	21.5	6.1	
3.12	699	22.3		
3.13	680	23.5		
3.14	746	21.5	11.5	10.5
3.15	774	23.	7.8	15.2
3.16	671		1.6	
3.17	753	23.	3.6	19.4
3.18	770		5.5	
3.20	713		6.6	
3.23	561	20.5	7.6	
3.24	590	22.	5.8	
3.25			5.1	
3.26	583	22.5	4.7	
3.27	594	28.	6.7	
3.28	681			
3.29	690		7.5	
3.30	662		9.1	
03.31	639		7.8	

Date	DCO <sub>e</sub>	NTK <sub>e</sub>	NO <sub>x</sub>	P <sub>e</sub>	P <sub>s</sub>	P <sub>ana</sub>	P <sub>rel</sub>
------	------------------	------------------	-----------------	----------------	----------------	------------------	------------------

**Période expérimentale 7**

05.04	868	057	071	25.0	11.2	22.6	09.0
05.05	1004				09.3		
05.06	1028	069		30	07.8		
5.07	1159	64	58	31.5	06.8	24.3	10.3

**Période expérimentale 8**

5.11	996	55	38		1.5	17.9	
5.12	1028	58		10.5	6.5		
5.14	1008		27	11.5	1.6	19.6	26.1
5.15	444		33	13	0.8	14.3	14.8
5.16	416	80		13			
5.17	424			3.0		3.3	
5.19	516		12	9.5	4.4		
5.20	452			1.5	3.2	4.7	4.7
5.21	640			19.	5.9		
5.22	1249	119		11.5	0.3	16.5	13.5

**Période expérimentale 9**

5.23	956		8	19.0	8.1		
5.24	945			19.5	8.1	19.6	11.6
5.25	990		4	19.5	6.2	3.3	
5.26	1009			18.5	4.5		
5.27	964			19.	3.5		
5.28	964		5	15.	3.2	24.2	30.2
5.30	1145	112		16.	2.8		
5.31	1121		3	16.	2.0		
06.01	1169			17.0	0.9		
6.02	1163			18.	0.6		
6.03	1113		4	19.0	1.4		
6.04	1027			19.0	2.4		
6.05	1006	103	5	15.5	2.8	35.3	52.
6.07	965			15.5	1.3	33.4	50.
6.09	963	122		13.5	3.0		
6.10	928			10.0	.7	26.5	42.3
6.11	954			13.0	.3		
6.12	992		7	14.5	.3	22.6	28.4
6.13	913			15.	.6		
6.14	940		4	12.5	1.4	26.5	39.1
6.15	935			15.0	2.5		

Date	DCO <sub>e</sub>	NTK <sub>e</sub>	NO <sub>x</sub>	P <sub>e</sub>	P <sub>s</sub>	P <sub>ana</sub>	P <sub>rel</sub>
------	------------------	------------------	-----------------	----------------	----------------	------------------	------------------

### Période expérimentale 10

06.16	418	58		6.5	3.5		
6.17	441		3	5.5	5.1	10.2	9.8
6.18	418			5.5	5.6		
6.19			6	7.0	6.5	20.1	26.7
6.20	458			6.0	5.4		
6.21	482		2	10.5	5.9	15.4	14.4
6.22	508			7.0	4.5		
6.23	485			10.5	5.9		
6.24	483		1	11.0	7.1	14.2	10.3
6.25	462			9.0	5.9		
6.26	502		1	7.0	6.9	11.3	8.7
6.27	446			8.0	5.3		
6.28	632	64	4	9.0	4.3	17.6	21.9
6.29	547			7.5	3.7		
6.30	596			10.5	2.9		
7.01	570		7	9.5	3.0	13.9	15.3
7.02	596			9.5			
7.03	604		6	8.5	4.6	13.2	13.3
7.05	531			9.0	8.2	28.5	39.8
7.06	507	50	9	12.5	5.6		
7.07	523			13.0	5.9		
7.08	528		6	17	5.9	15.7	8.7
7.09	517			10.5	3.5		
7.10	479		5	10.5	4.5	10.7	6.4
7.11	543			10.0	4.0		
7.12	467	35		7.5	5.9		
7.13	507			8.0	4.8		
7.14	501			7.0	4.4		
7.15	507		3	8.5	5.6	9.6	5.1
7.16	507			7.0	3.5		
7.17	481	42	4	7.0	3.9	10.3	9.7
7.18	466			7.0	3.3		
7.19	475		3	7.5	4.0	9.1	6.7
7.20	472			6.5	4.3		
7.21	471			6.5	5.2		
7.22	463		3	8.0	5.6	14.3	15.
7.23	368	44		8.0	4.3		
7.24	368			5.0	2.4	10.	12.6
7.25	337		8	6.5	1.4		

ANNEXE 7 :  
RESULTATS DES ANALYSES : REACTEUR ACIDOGENE.

Date DCO<sub>e</sub> DCO<sub>s</sub> DCO<sub>f<sub>e</sub></sub> DCO<sub>f<sub>s</sub></sub> HAC<sub>e</sub> HAC<sub>s</sub>

**Période expérimentale 1**

10.01	0420	0270	0000	0000	006	028
10.02					2	61
10.03	435	285				74
10.04	432	253				36
10.05					22	86
10.06						
10.07	604	345				61
10.08	613	432				
10.09	586	444				

**Période expérimentale 2**

10.10	610	500				
10.11	431	438				
10.12						
10.13						
10.14						
10.15	516	450				
10.16	690	452			28	125
10.17	760				28	88
10.18		500		555	25	89
10.19	748	417	440		51	170
10.20						
10.21					11	219
10.22	680	322	353			
10.23	392	350			23	82
10.24	623	372	317			

**Période expérimentale 3**

10.29	514	456	514			
10.30						
10.31	568					62
11.01						52
11.02	582					00
11.03						
11.04	541					
11.05						
11.06	566	518	200	206		
11.07	566	518	197	221		28
11.08	594	496		156		
11.09	544	446	195	226		57
11.10	596					
11.11	598					97
11.12	538	464		225		
11.13	558	464		225		
11.14	540	493		237		57
11.15	507	477	178			32
11.16	0755	0480	610			60

1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003

1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003

1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003

Date DCO<sub>e</sub> DCO<sub>s</sub> DCO<sub>f</sub><sub>e</sub> DCO<sub>f</sub><sub>s</sub> HAC<sub>e</sub> HAC<sub>s</sub>

### Période expérimentale 6

1.09	517	230		
1.10	542			
1.11	453	257	9	010
1.12				
1.13				
1.14				
1.15	643	279		
1.16	585	304		
1.17				15
1.18	504	238		

### Période expérimentale 7

1.31	448	99		
2.01	457	85	12	14
2.02	566	226	17	51
2.03	554	226		
2.04	516	163	21	46
2.05				
2.06	487	139		
2.07	499	141		
2.08				
2.09	594			55
2.10	512			47
2.11	580	212		28
2.12	552	170		23
2.13	513			16
2.14	646	232		64
2.15	617	212	16	30
2.16				28
2.17	644	128		09
2.18				00
2.19	542	423		118
2.20	535	467		138
2.21		453		
2.22	455			22
2.23	724			150
2.24	669			64
2.25	657	148		17
2.26	269	142		
2.27	569	175		09
2.28	581	162		45

Date DCO<sub>e</sub> DCO<sub>s</sub> DCO<sub>f</sub><sub>e</sub> DCO<sub>f</sub><sub>s</sub> HAC<sub>e</sub> HAC<sub>s</sub>

**Période expérimentale 8**

05.05	1004	0732		
5.06	1028	765		
5.07	1159		00	010
5.08	1150			
5.09				
5.10				
5.11	996	1012		
5.12	1028			
5.13	1020		20	24
5.14	1008	1048	9	19
5.15	444			
5.16	416	924		
5.17	424	412		
5.18	500		8	07
5.19	516	468	5	
5.20	452	464	2	00
5.21	640			

**Période expérimentale 9**

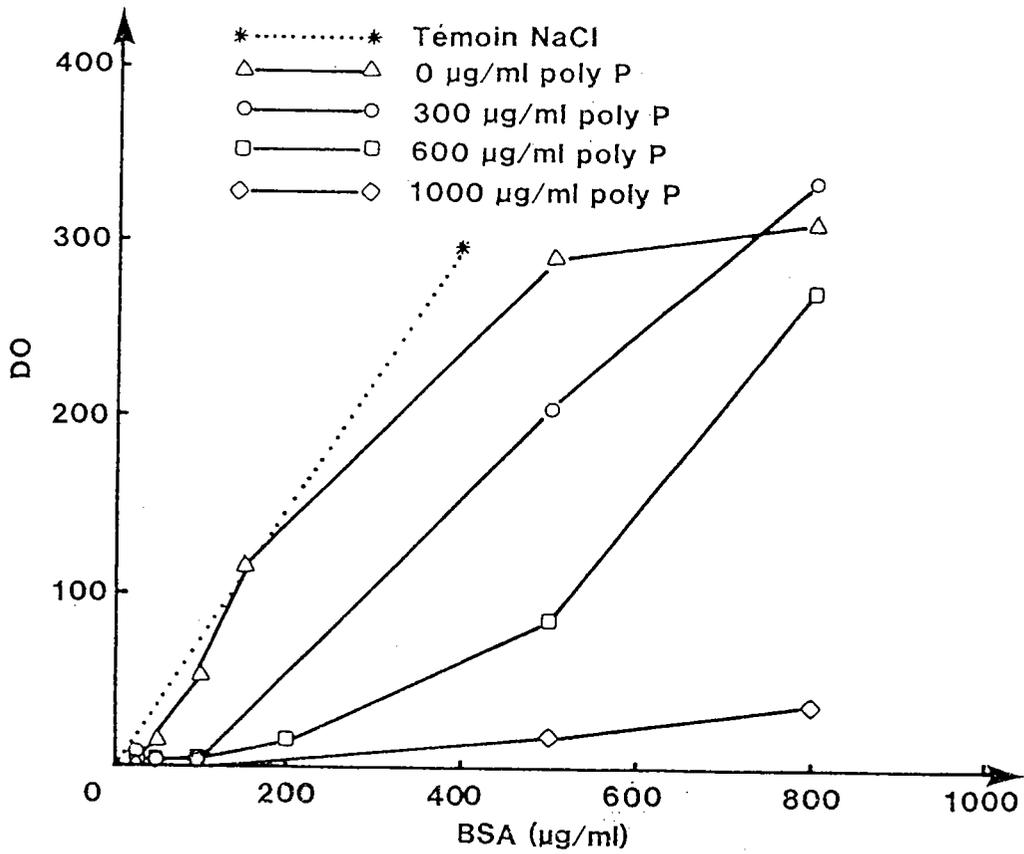
5.22	1249	988		73
5.23	956			
5.24	945	756	87	104
5.25	990			
5.26	1009	704		
5.27	964	1100		85
5.28	964	682		
5.29			165	242
5.30	1145	1020		
5.31	1121	890		169
06.01	1169			
6.02	1163	771		
6.03	1113	735		68
6.04	1027	2539		97
6.05	1006	979	40	144
6.06	939	1104		110
6.07	965	922	95	
6.08			36	156
6.09	963			
6.10	928	920	71	160
6.11	954	1000		143
6.12	992	1419		112
6.13	913	1756		119
6.14				
6.15	935			

Date DCO<sub>e</sub> DCO<sub>s</sub> DCO<sub>f<sub>e</sub></sub> DCO<sub>f<sub>s</sub></sub> HAC<sub>e</sub> HAC<sub>s</sub>

**Période expérimentale 10**

6.16	418				
6.17	441	460			31
6.18	411	404			
6.19	568	618			
6.20	458	525		15	049
6.21	482	508			
6.22	508				
6.23	485	450		14	20
6.24	483	450		18	19
6.25	462	418			
6.26	502	524		20	21
6.27	446	444			
6.28	632	523		50	83
6.29	547			72	73
6.30	596			39	57
07.01	570	507			
7.02	596	472		16	26
7.03	604	499		4	25
7.04		516		2	34
7.05	531	459		18	74
7.06	507				57
7.07	523				49
7.08	528	395		13	53
7.09	497	517		15	28
7.10	479	415		6	28
7.11	543			5	23
7.12	467			0	39
7.13	507			9	43
7.14	501			11	46
7.15	507			9	43
7.16	507	440		14	20
7.17	481	392		20	28
7.18	466	383		46	22
7.19	475	385		9	18
7.20	472			7	00
7.21	471			00	11
7.22	463	362		0	17
7.23	368	297		69	142
7.24	368	281		51	133

## ANNEXE 8.

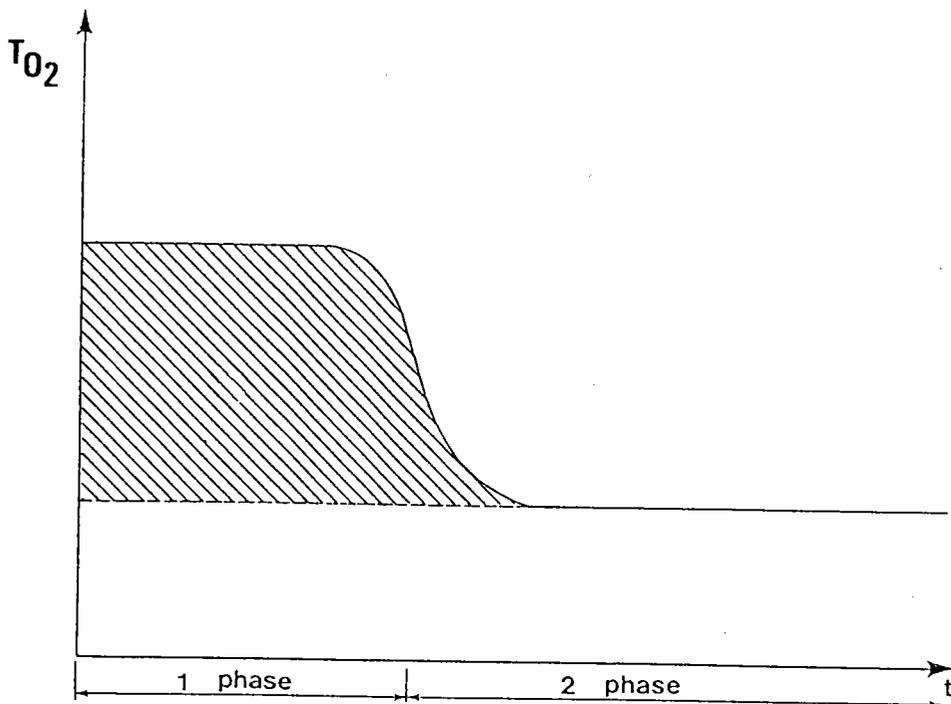
**Dosage des protéines selon la méthode de BRADFORD (1976).**

Influence de la concentration en poly-P dans le milieu d'extraction (S 2.7) sur une gamme étalon de BSA (sérum albumine bovin) préparée dans ce milieu. Le témoin est une gamme étalon préparée dans une solution 0,15 M NaCl selon BRADFORD (1976).

## ANNEXE 9 :

LA FRACTION FACILEMENT BIODEGRADABLE  
DE LA POLLUTION CARBONE DE L'EAU RESIDUAIRE ( $S_{bs}$ ).

Cette pollution carbonée facilement biodégradable consisterait en molécules organiques solubles qui peuvent être absorbées par la cellule bactérienne sans dégradation préalable (Nicholls *et al.*, 1984). La fraction facilement biodégradable peut être mesurée par différentes méthodes, parmi lesquelles la méthode en discontinu (batch) sera développée à l'aide de la figure.



**Evolution dans le temps du taux de consommation d'oxygène. La surface hachurée est proportionnelle à la quantité de molécules organiques facilement biodégradables.**

L'installation expérimentale est simple : un béccher, une agitation magnétique et une sonde à oxygène. Une boue acclimatée est prééérée. L'eau résiduaire à caractériser (EB) est mélangée avec la boue. La figure représente l'évolution dans le temps du taux de

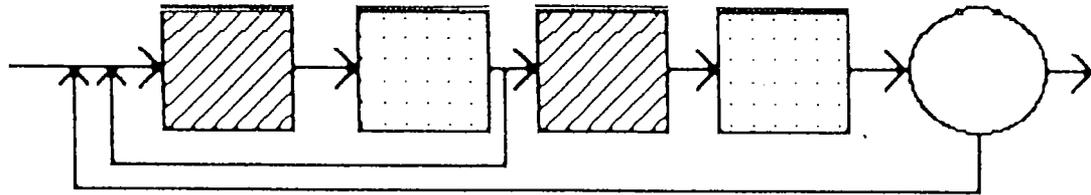
consommation d'oxygène de la boue activée, mélangée à l'eau résiduaire. Au début (durant 15 à 40 min.), le taux de consommation d'oxygène est élevé et quasi constant. Quand le substrat assimilable devient limitant, le taux de consommation baisse, pour se maintenir ensuite à un niveau plus faible. Les substrats carbonés utilisés à ce moment seraient moins facilement biodégradables. La surface en dessous de la courbe est proportionnelle à la quantité de pollution facilement biodégradable. Celle-ci se calcule comme suit :

$$S_{bs} = (\Delta O_2 / 0,334) \cdot ((V_{boues} + V_{EB}) / V_{EB})$$

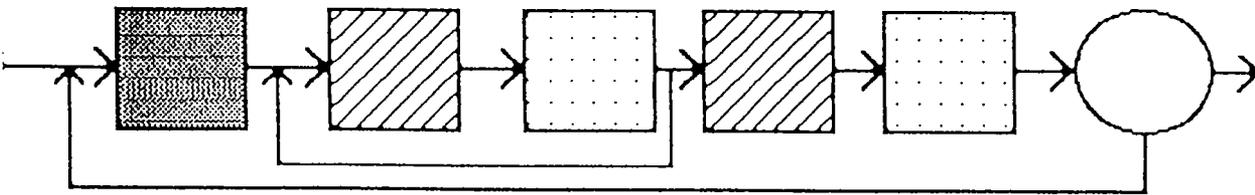
- $\Delta O_2$  = la quantité d'oxygène consommé (surface hachurée)
- le facteur 0,334 corrige pour la fraction des matières organiques assimilées mais non entièrement dégradées (biomasse ...)
- $V_{boues}$  et  $V_{EB}$  indiquent resp. le volume des boues et de l'eau résiduaire utilisée.

## ANNEXE 10 : LES DIFFERENTS PROCÉDES DE DEPHOSPHATATION PAR VOIE BIOLOGIQUE.

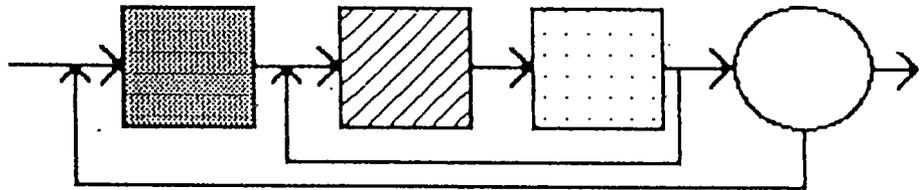
procédé BARDENPHO ;



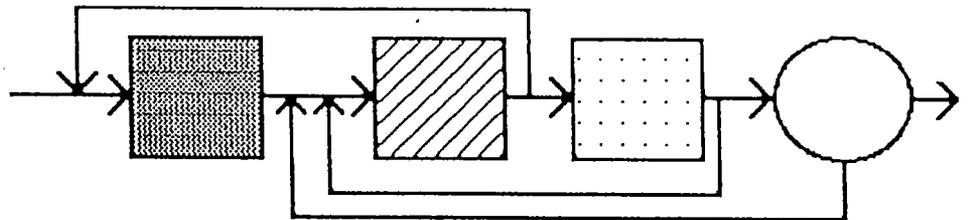
procédé PHOREDOX ;



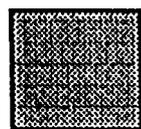
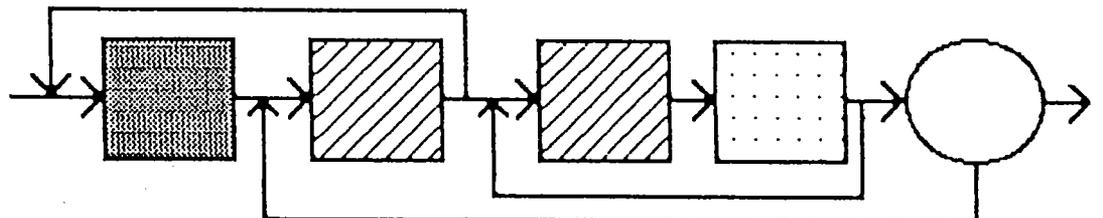
procédé PHOREDOX MODIFIE ;



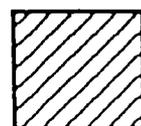
procédé UCT (University of Cape Town) ;



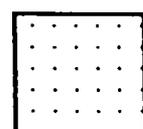
procédé UCT MODIFIE ;



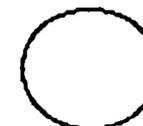
zone anaérobie



zone anoxique



zone aérée



clarificateur