

52480

C 123-ROM-M

AGENCE DE L'EAU SEINE NORMANDIE

F2

**MODELE MATHEMATIQUE SUR LA  
NITRIFICATION ET LE CYCLE  
DE L'OXYGENE DISSOUS  
EN ESTUAIRE DE LA SEINE**

JUILLET 1992

RAPPORT DEL/CCM/92-06

IFREMER Bibliotheque de BREST



0EL05214

IFREMER

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT LITTORAL

ET DE L'AMENAGEMENT

Laboratoire Chimie des Contaminants et Modélisation

AGENCE DE L'EAU SEINE NORMANDIE

**MODELE MATHEMATIQUE SUR LA  
NITRIFICATION ET LE CYCLE  
DE L'OXYGENE DISSOUS  
EN ESTUAIRE DE LA SEINE**

Louis Alexandre ROMAÑA

Bénédicte THOUVENIN

Cherif SAMMARI

JUILLET 1992

RAPPORT DEL/CCM/92-06

IFREMER

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT LITTORAL

ET DE L'AMENAGEMENT

Laboratoire Chimie des Contaminants et Modélisation

# SOMMAIRE

## 1. CONTEXTE DE L'ETUDE

## 2. ESTUAIRE DE LA SEINE

## 3. ETAT DES CONNAISSANCES

## 4. MODELE HYDRODYNAMIQUE UNIDIMENSIONNEL

- 4.1. Introduction
- 4.2. Code de calcul
- 4.3. Calage du modèle hydrodynamique

## 5. LE MODELE 1 DE QUALITE DES EAUX

- 5.1. Introduction
- 5.2. Code de calcul
- 5.3. Coefficient de dispersion
- 5.4. Données pour l'application du modèle
- 5.5. Calage du modèle
- 5.6. Commentaires
- 5.7. Sensibilité du modèle
- 5.8. Conclusion

## 6. LE MODELE 2 DE QUALITE DES EAUX

- 6.1. Introduction
- 6.2. Calage du nouveau modèle
- 6.3. Sensibilité du modèle
- 6.4. Liaison avec la Seine amont

## 7. CONCLUSION

**MODELE MATHEMATIQUE SUR LA NITRIFICATION  
ET LE CYCLE DE L'OXYGENE DISSOUS  
EN ESTUAIRE DE LA SEINE**

**RESUME**

L'étude proposée dans ce document est basée sur l'application, dans l'estuaire de la Seine, d'un modèle unidimensionnel, non-stationnaire, reproduisant le cycle de l'oxygène dissous et les différents paramètres qui y contribuent. Le but est d'obtenir un outil fiable permettant de tester l'importance respective des phénomènes et de mettre en évidence les processus pour lesquels la communauté scientifique manque d'informations.

Les résultats obtenus, dans la première partie, sont satisfaisants puisque l'écart modèle-observation est faible et ce pour quatre campagnes correspondant à un débit d'étiage (150 à 300 m<sup>3</sup>/s). Néanmoins, pour parvenir à ce résultat nous avons dû diminuer les apports d'ammonium d'un facteur 10 et introduire une accélération arbitraire de la nitritation. C'étaient également les contraintes introduites dans le modèle stationnaire de A. Romaña (1982) pour bien reproduire les mesures.

Pour mieux comprendre la signification de cette accélération et éventuellement rechercher le processus biologique qu'elle traduit, ce qui renforcerait la capacité de prévision du modèle, nous avons modélisé le comportement de la biomasse bactérienne en utilisant une cinétique du type Michaelis-Menten complétée par des fonctions "switch" relatives à la teneur en oxygène.

Cette modélisation nous a permis d'obtenir un calage aussi satisfaisant que dans le premier cas. L'importance du développement de la biomasse bactérienne au cours du transport dans l'estuaire a été dégagée. Ce processus devra être pris en compte dans les travaux futurs et notamment dans la collecte des données.

Par ailleurs, l'étude de sensibilité a mis en évidence l'impact des conditions aux limites à l'amont pour les bactéries (nitrosomonas et nitrobacter) sur le comportement du modèle.

## 1. CONTEXTE DE L'ETUDE

La qualité de l'eau de la Seine est la résultante, d'une part, des apports naturels et anthropiques diffus et ponctuels du bassin versant, et d'autre part, des processus hydrodynamiques, chimiques et biologiques.

Des aménagements du cours d'eau, de la qualité du milieu et de ses variations dans le temps résultent la potentialité d'usage de l'eau et de la vie piscicole.

Il apparaît donc primordial d'avoir une vision qualitative et quantitative des évolutions spatiales et temporelles de toutes les variables conditionnant la qualité du milieu estuarien. C'est l'objectif que vise l'Agence de Bassin SEINE-NORMANDIE dans sa démarche d'assainissement et d'aménagement. En effet, seule une analyse fine et une simulation d'un maximum de composantes du "système estuarien" serait en mesure de prédire les conséquences d'une modification des méthodes d'assainissement actuelles et donc d'aider à la détermination des rejets admissibles en vue de l'obtention d'une qualité de l'eau permettant les usages souhaités.

Un modèle mathématique de qualité de l'eau avait été développé en 1980 par A. Romaña (IFREMER) dans le secteur aval de l'estuaire de la Seine (de Poses à Honfleur). Ce modèle, unidimensionnel et stationnaire, a permis de recréer la distribution de l'oxygène dissous, tout en reproduisant le cycle de l'azote (azote organique, ammonium, nitrite et nitrate) et de la matière organique biodégradable estimée par la DBO<sub>5</sub> carbonée.

Les résultats de ce modèle, bien que globalement satisfaisants, sont entachés de quelques imperfections attribuables à une méthode de résolution succincte et dont l'amélioration est nécessaire pour une meilleure reproduction des phénomènes intervenant dans les différents cycles modélisés.

Il s'agissait donc, dans cette nouvelle étude, de reprendre le modèle d'oxygène dissous déjà réalisé et de le compléter par une meilleure prise en compte de l'hydrodynamique (modèle mathématique non-stationnaire). Le but était d'obtenir un outil plus fiable permettant de tester l'importance respective des phénomènes et de mettre en évidence les paramètres et les processus pour lesquels le modèle manquait d'informations. Cette étape permettra essentiellement de mettre en lumière l'impact de l'hydrodynamique sur le modèle de qualité de l'eau.

## 2. ESTUAIRE DE LA SEINE : GENERALITES

L'estuaire de la Seine (figure 1) est situé sur la façade Nord-Ouest des côtes françaises. Il constitue le point d'arrivée en mer des eaux d'un bassin versant de 78650 km<sup>2</sup>. Sur ce bassin se trouvent 30% de la population française (dont l'agglomération parisienne) et environ 40% de l'activité économique nationale.

Cet estuaire présente en période estivale (débits faibles et températures élevées) des teneurs en oxygène dissous très faibles, pouvant même atteindre des seuils insupportables pour les organismes vivants. Ainsi par exemple, vers la mi-juillet 1991, la faiblesse du débit (moins de 150 m<sup>3</sup>/s), conjuguée avec une augmentation brutale de la température de l'eau (+5°C dans les 13 premiers jours de juillet) et des marées de vives eaux de fort coefficient (100 le 13 juillet), ont provoqué une brusque remontée de la zone anoxique jusque vers Oissel, entraînant la mort d'une partie de la faune (Cellule anti-pollution, 1991).

Dans la partie aval de l'estuaire, la présence d'un stock sédimentaire important (bouchon vaseux ou zone de turbidité maximale) où les concentrations en matières de suspension peuvent dépasser 1g/l, induisent souvent un deuxième déficit en oxygène dissous liés aux stock de matière organique biodégradable qui se trouve sous forme particulaire. L'existence et la dynamique de ce bouchon vaseux apparaissent plus liés aux courants de marée (2.5 m/s en vive eau) et à l'asymétrie de l'onde de marée qu'aux phénomènes de circulation résiduelle dus aux gradients verticaux de salinité et donc de densité (Avoine, 1981).

# LA SEINE ENTRE POSES ET LA MER

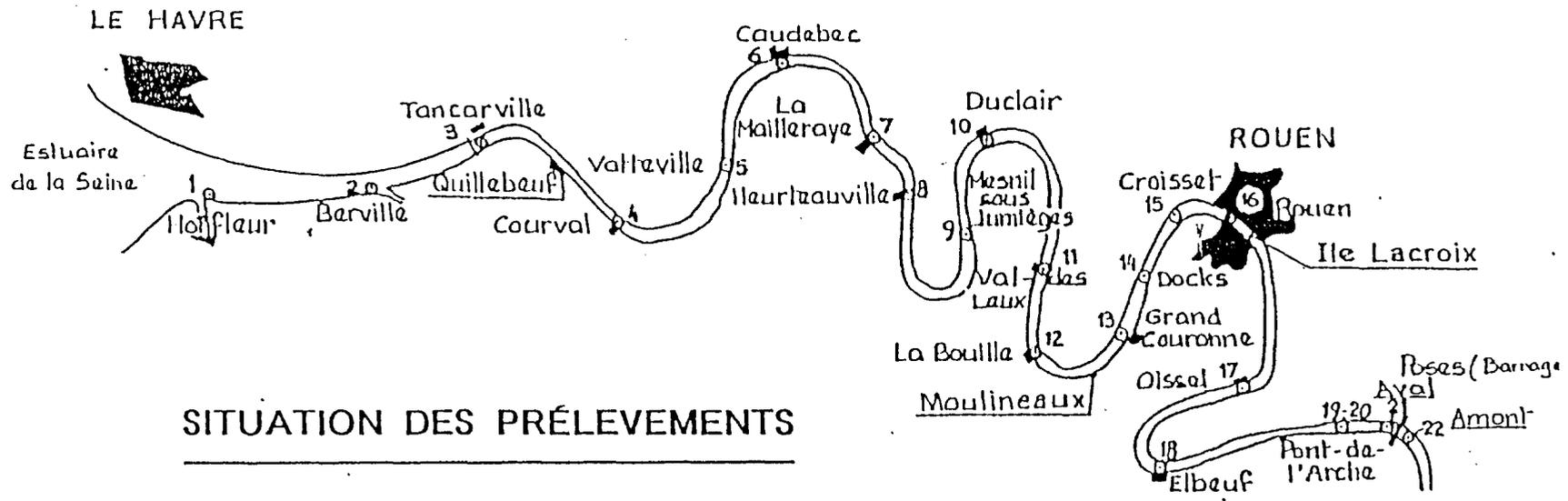


FIGURE 1

En période d'étiage le bouchon vaseux occupe une zone comprise entre Honfleur et l'amont de Tancarville, par contre, en période de crue, il peut être expulsé au delà de l'embouchure (Guillaud, 1982). Etant donnée cette position, en général très en aval par rapport à la zone anoxique principale, le bouchon vaseux ne sera pas pris en compte dans cette étude.

La limite amont de l'estuaire de la Seine se situe à Poses, où un barrage arrête la propagation de l'onde de marée. Ce barrage se trouve à environ 163 km du Havre, soit à 41 km à l'amont de Rouen.

Selon Salomon (1976), la forme en entonnoir de l'embouchure de la Seine, fait qu'il n'est pas nécessaire de distinguer un estuaire intérieur d'un estuaire extérieur. Selon cet auteur, il est plus astucieux de différencier l'estuaire au sens strict, plus large que le lit du fleuve, de la Seine maritime proprement dite. Dans l'estuaire, qui s'étend actuellement jusqu'à Honfleur, les courants sont giratoires.

Les points kilométriques (PK), système de coordonnées en usage sur l'ensemble de la Seine pour estimer les distances, ont pour origine le pont Marie à Paris. Dans ce système de référence, les divers marégraphes qui nous serviront à caler les hauteurs d'eau (paragraphe 4.1), ont pour coordonnées :

MAREGRAPHES	P.K
Poses	202
Rouen	243
Heurteauville	298
Caudebec	310
Vateville	318
Tancarville	337
La risle	346
Honfleur	356

### Conditions hydrologiques

Le Floch, rapporté dans Salomon (1976), avait adopté pour le débit fluvial, une valeur moyenne de 436 m<sup>3</sup>/s. Des mesures plus récentes confirment cette valeur. Ainsi par exemple, le débit moyen annuel pour 1986 s'élève à 429 m<sup>3</sup>/s. Il est par ailleurs à signaler que ces valeurs sont légèrement supérieures au débit moyen statistique sur 39 ans (1946-1985) qui est égal à 394 m<sup>3</sup>/s. Le débit peut atteindre 2000 m<sup>3</sup>/s en période de crue (Décembre à Mars) et environ 100 m<sup>3</sup>/s en période d'étiage (Juillet à Octobre).

L'estuaire est soumis à la marée semi-diurne dont l'amplitude est dans l'embouchure de 7.5 m en vive eau. L'onde de marée, qui se déforme en pénétrant dans l'estuaire, parvient jusqu'au barrage de Poses, alors que le front de salinité (S = 0.5 ‰) ne remonte en étiage que jusqu'aux environs de Courval.

### 3. ETAT DES CONNAISSANCES

Le modèle de qualité de l'eau développé en 1980 par Romaña avait permis d'affirmer que les déficits en oxygène dissous observés dans l'estuaire étaient en grande partie la conséquence de phénomènes de nitrification, résultant des apports importants d'ammonium à Poses, eux-mêmes provenant en majorité de la région parisienne. Ce dernier résultat a été également mentionné dans les travaux de Lessouef et Andre (1982).

Le modèle mathématique, appliqué en période estivale, fournissait des résultats concordant avec les mesures dans la partie amont de l'estuaire mais pour qu'il en soit de même dans la partie aval, Romaña a du introduire des hypothèses qui sont nécessaires de confirmer et qui sont à la base de l'étude que nous proposons dans ce rapport.

D'une part, le calage du modèle obligeait à introduire une accélération en exponentielle de la cinétique de nitrification dans la partie aval de l'estuaire. Cette accélération se fait sentir à partir d'un point géographique variable d'une campagne à une autre et ses causes ne sont toujours pas élucidées. D'autre part, il fallait également diminuer sensiblement les apports latéraux en ammonium par rapport aux données collectées par le service anti-pollution du Port Autonome de Rouen (PAR), et ce pour que les bilans massiques en azote soient homogènes.

L'obligation de faire ce genre d'hypothèses pour reproduire correctement par ce premier modèle le cycle de l'oxygène, ont conduit à faire les réflexions suivantes:

- Soit des phénomènes importants sont mal ou pas modélisés, tels que par exemple les flux d'eau à travers l'estuaire, l'évolution de la biomasse bactérienne, l'effet d'une accumulation localisée de matières en suspension, etc...

- Soit certaines évaluations obtenues par des mesures sont entachées d'erreurs significatives.

Dans le cas où des phénomènes sont mal reproduits par le modèle, ils ne peuvent être que de deux ordres: dynamiques ou biochimiques :

En effet, dans le modèle de Romaña, les équations sont intégrées sur la période de la marée, et celle-ci n'est introduite qu'à partir d'un coefficient de dispersion calé sur des mesures d'un ou plusieurs paramètres conservatifs (salinité dans la partie aval, fluorures et sulfates dans la partie amont de l'estuaire). Les débits d'eau traversant l'estuaire sont calculés à partir du débit constant du fleuve, auquel s'ajoutent les débits latéraux apportés par des affluents le long de l'estuaire. Or, les déphasages entre la hauteur d'eau, les courants et les concentrations peuvent introduire des erreurs sur les flux entre les mailles du modèle. Toutes ces hypothèses rendent légitimes les soupçons qu'ont pu être émises à l'égard de l'hypothèse de stationnarité.

Par ailleurs, de nombreuses hypothèses d'ordre chimique ou bactériologique ont également été utilisées. Elles proviennent en général de la connaissance toujours succincte des phénomènes en jeu: cinétique de

premier ordre, production primaire négligée dans une première étape, demande benthique nulle (fonds souvent graveleux), influence de la température, rôle des microorganismes, etc... Les techniques de mesure ou d'évaluation des flux des paramètres qui sont introduits dans le modèle en tant que données ou en tant que paramètres d'influence ou de calage peuvent aussi avoir été mal estimées.

En diminuant les apports d'ammonium et en invoquant une accélération arbitraire de la nitrification, le modèle parvenait tout de même à reproduire de façon très précise les comportements des composés azotés et de l'oxygène dissous pour plusieurs campagnes estivales.

Les résultats acquis ont permis de ce fait de prévoir des scénarios d'assainissement. Il incitait, notamment, à réduire jusqu'à environ 0.6 mg/l (Romaña, 1984) les concentrations d'ammonium à Poses en période d'étiage pour éviter que l'oxygène dissous dans l'estuaire ne tombe en dessous des 4 mg/l, cette valeur signalée par des nombreux auteurs comme étant indispensable à la vie piscicole.

Sachant qu'il faut déployer des efforts considérables pour atteindre ces concentrations en ammonium (dénitrification à Achères notamment), il semble prudent et logique de vérifier progressivement les hypothèses principales du modèle de Romaña, afin de l'améliorer peu à peu, et de gérer ainsi de façon plus sûre la qualité du milieu. C'est dans ce contexte que nous allons tenter d'appliquer à l'estuaire de la Seine, un modèle mathématique unidimensionnel non-stationnaire de la qualité de l'eau tenant compte d'une hydrodynamique plus performante. Par la suite, nous tenterons d'optimiser le modèle par l'introduction des nouveaux phénomènes (et nouvelles cinétiques) basées sur des connaissances acquises notamment dans le cadre du programme PIREN SEINE effectué dans la partie fluviale de la Seine.

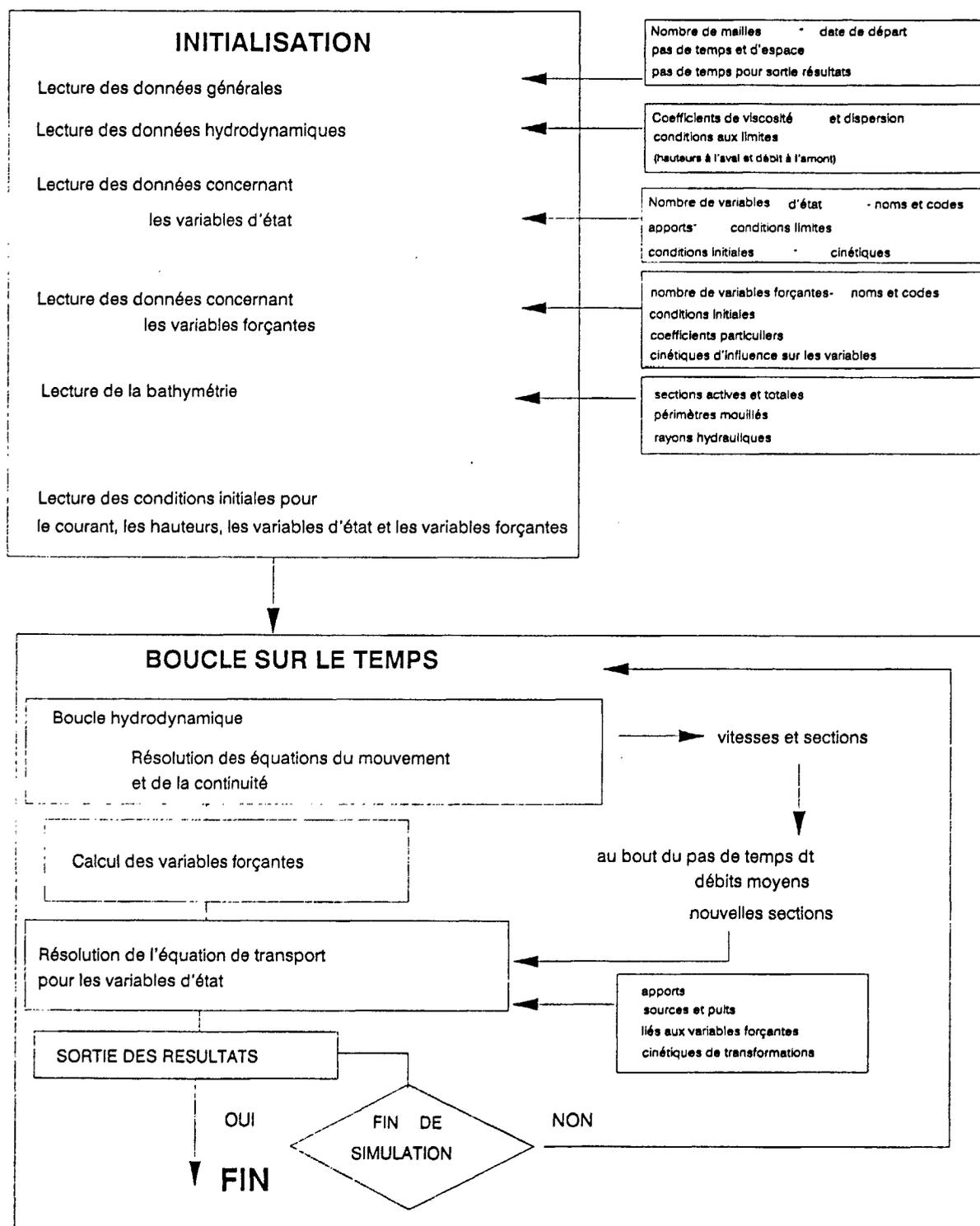
## 4. MODELE HYDRODYNAMIQUE UNIDIMENSIONNEL

### 4.1 INTRODUCTION

Il s'agit d'un modèle unidimensionnel calculant la hauteur d'eau et les courants moyens sur des sections transversales. Le code de calcul pour l'hydrodynamique est celui développé par Salomon. Il a été complété par Thouvenin et Romaña (1991) pour reproduire le cycle complet de l'oxygène dissous. Ce modèle a notamment été appliqué à l'estuaire de la Loire et son organigramme est schématisé sur la figure 2.

Les équations classiques de Navier-Stockes, moyennées sur les sections transversales, sont résolues par une méthode numérique explicite en différences finies. Seul le terme de frottement est traité de façon semi-implicite. Les équations sont les suivantes:

FIGURE 2: Organigramme du modèle hydrodynamique.  
D'après Thouvenin, Romaña 1992.



### Equation du mouvement

$$dU/dt + U dU/dx + gdh/dx + gU|U|/kr^2/Rh^{4/3} - \nu d^2U/dx^2 = 0.$$

### Equation de la continuité

$$d\sigma t/dt + d\sigma a/dx + \Phi = 0$$

avec :

- U : courant moyen sur la section
- t : temps
- x : axe longitudinal, dirigé de l'aval vers l'amont,
- g : gravité,
- h : hauteurs d'eau au dessus du niveau des plus basses mers,
- kr: coefficient de frottement,
- Rh: rayon hydraulique,
- $\nu$  : viscosité,
- $\sigma t$ : sections mouillées totales,
- $\Phi$  : flux d'eau entrant ou sortant par affluent,

Les valeurs des vitesses, hauteurs et sections sont calculées aux limites amonts de chacune des mailles :

HONFLEUR  
<- 4 Km - >

POSES

1	2 *	3	---	38	39
Ue	U	U	U	U	Uc
he	h1	h	h	h	he
$\sigma e$	$\sigma$	$\sigma$	$\sigma$	$\sigma$	$\sigma$

Chaque maille a une longueur égale à 4 km. La correspondance entre les sections mouillées et les hauteurs d'eau est connue à partir de la bathymétrie.

## 4.2 BATHYMETRIE

La bathymétrie de l'estuaire de la Seine a été fournie par le Port Autonome de Rouen. Une partie de celle-ci (PK 225-246 et PK 338-345) a été numérisée par nos soins de façon à mettre à jour l'ensemble des données.

De Poses à Honfleur, des profils de sonde ont été relevés tous les 250 m sur des cartes bathymétriques réalisées par le Port Autonome de Rouen au premier semestre 1991. La bathymétrie est bien définie tout au long de l'estuaire puisque dans les sondages le PAR a adopté un maillage de 20/25m, voire de 10/10m.

Les côtes de profondeur, comptées à partir du zéro des cartes marines ont été digitalisées tous les 20 mètres sur chaque profil. Les sections mouillées et les rayons hydrauliques correspondant à chaque hauteur d'eau (comprise entre - 1 et + 14 m) ont été calculés.

La figure 3 représente les sections transversales de l'estuaire (de Poses à Honfleur). Nous constatons que l'évolution des sections mouillées en fonction des PK est assez régulière ce qui est tout à fait normal étant donné les nombreux travaux de calibrage des chenaux effectués sur l'estuaire depuis des nombreuses années.

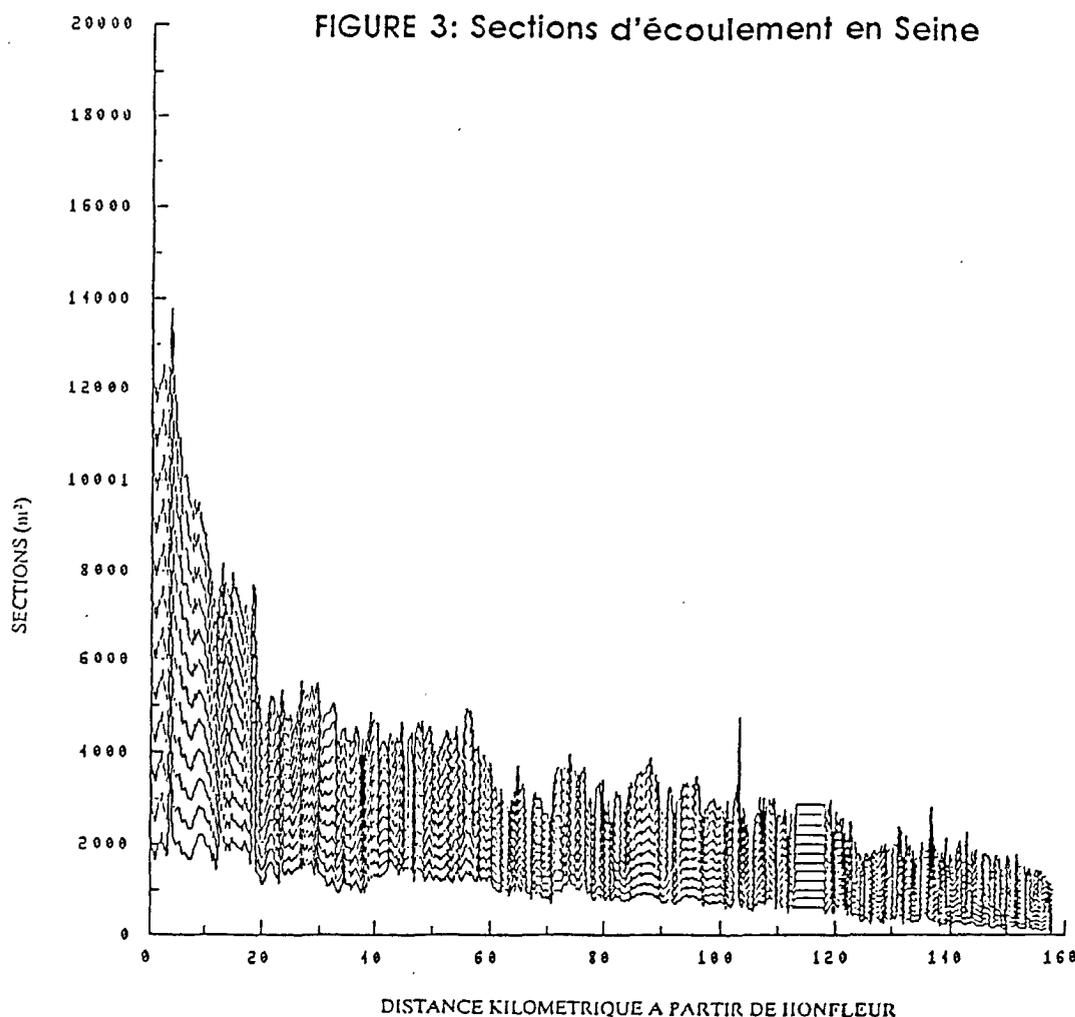
## 4.3 CALAGE DU MODELE HYDRODYNAMIQUE

Le calage du modèle hydrodynamique a été réalisé sur deux périodes d'étiage (du 6 au 21 Septembre et du 12 au 26 Octobre 1989). Le débit variait pendant ces périodes de 150 à 250 m<sup>3</sup>/s et le coefficient de marée de 115 à 40.

Ce calage a été réalisé en comparant l'évolution des hauteurs d'eau calculée par le modèle et les hauteurs mesurées par des marégraphes le long de l'estuaire (Tableau I).

La propagation de la marée dans un estuaire dépend d'une part de la bathymétrie et des conditions aux limites à l'amont et à l'aval; d'autre part, du terme de frottement. Ainsi, si l'effet du frottement est inférieur à la convergence des rives, l'estuaire est hypersynchrone, l'amplitude de la marée augmente. En revanche, lorsque la profondeur diminue et que les variations de sections sont moins importantes, l'effet du frottement devient supérieur à celui de la convergence, l'estuaire est hyposynchrone et la marée est amortie. L'évolution des hauteurs d'eau et des débits correspondra donc à la combinaison de ces différents cas de figure; la marée étant soit amplifiée, soit amortie.

L'obtention d'une expression exacte des forces de frottement a toujours été très difficile, notamment en théorie de la turbulence. En général, on fait souvent appel à des formules dont l'insuffisance est jugée notoire telles que par exemple les formules de Manning-Strickler (Salomon, 1976) et Chézy. Des détails concernant cette délicate question sont donnés dans les travaux de Salomon (1976) et de Salomon et Le Hir (1982).



Il est souhaitable dans le futur qu'une étude spécifique soit réalisée de façon à mettre en lumière la façon dont le coefficient de proportionnalité des lois de frottement évolue avec les caractéristiques géométriques en estuaire de la Seine. Le coefficient de frottement doit représenter une réalité physique en prenant en compte l'effet des rives et du fond, plus ou moins rugueux. Malheureusement, ce coefficient paramétrise également, de façon empirique, les approximations inhérentes à la conception du modèle unidimensionnel (maillage de 4 kilomètres, intégration des inégalités transversales dans un même chenal).

Un modèle bien calé doit être capable de reproduire la propagation de la marée quelles que soient les conditions aux limites (débit et marée), et ce avec un même profil du coefficient de frottement. Tel ne sera pas le cas dans notre étude parce que l'hypothèse d'unidimensionalité est, peut être, mal vérifiée.

La figure 4 représente le profil du coefficient de frottement (formule de Manning-Strickler) que nous avons utilisé. Elle montre un coefficient de frottement fort (80, unité MKS) en aval (ce qui correspond à un frottement faible). Ce coefficient diminue au fur et à mesure que l'on se déplace vers l'amont, pour atteindre des valeurs nettement plus faibles vers Poses.

Les figures 5a à 5f reproduisent les courbes de hauteurs calculées et mesurées à l'emplacement des marégraphes. Nous obtenons une reproduction que nous avons jugé suffisante pour l'application d'un modèle de qualité de l'eau. Les différences maximales entre mesures et modèles sont de l'ordre de 50 à 60 cm, les maximums d'écart étant obtenus à Rouen.

Les différences entre valeurs calculées (valeurs moyennes) et mesurées (valeurs ponctuelles) s'expliquent aisément par les hypothèses simplificatrices qui interviennent dans la formulation des équations du mouvement (existence de courant de densité non pris en compte dans le modèle, condition limite à l'aval, etc...), et par la schématisation nécessaire de la topographie du domaine modélisé.

La figure 6 présente les profils de vitesse et de hauteurs d'eau qui ont été trouvés. Nous constatons que le marnage à Poses est de l'ordre de 30 - 40 cm. Cette valeur est réaliste et correspond à celle rapportée dans la littérature et les mesures effectuées sur le site.

Nous avons également essayé d'appliquer le modèle à des périodes de débit moyen et de crue (400 - 500 m<sup>3</sup>/s et 1500 m<sup>3</sup>/s respectivement) et ce avec le même profil de frottement. Les résultats obtenus ne sont pas satisfaisants; et montrent encore qu'un ajustement du profil du coefficient de frottement est indispensable.

FIGURE 4: Profil du coefficient de frottement (formule de Manning-Stricker)

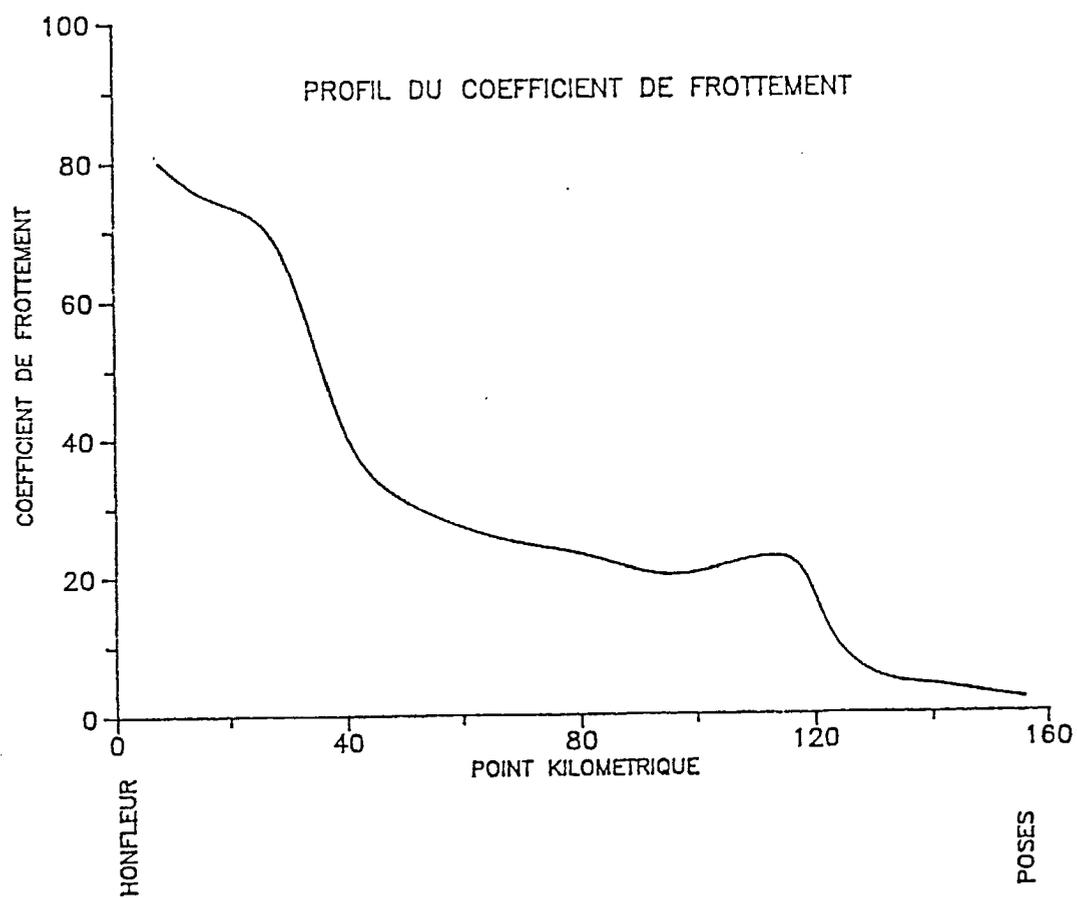


FIGURE 5: Hauteurs d'eau calculées (trait continu) et mesurées (cercles) à l'emplacement des marégraphes

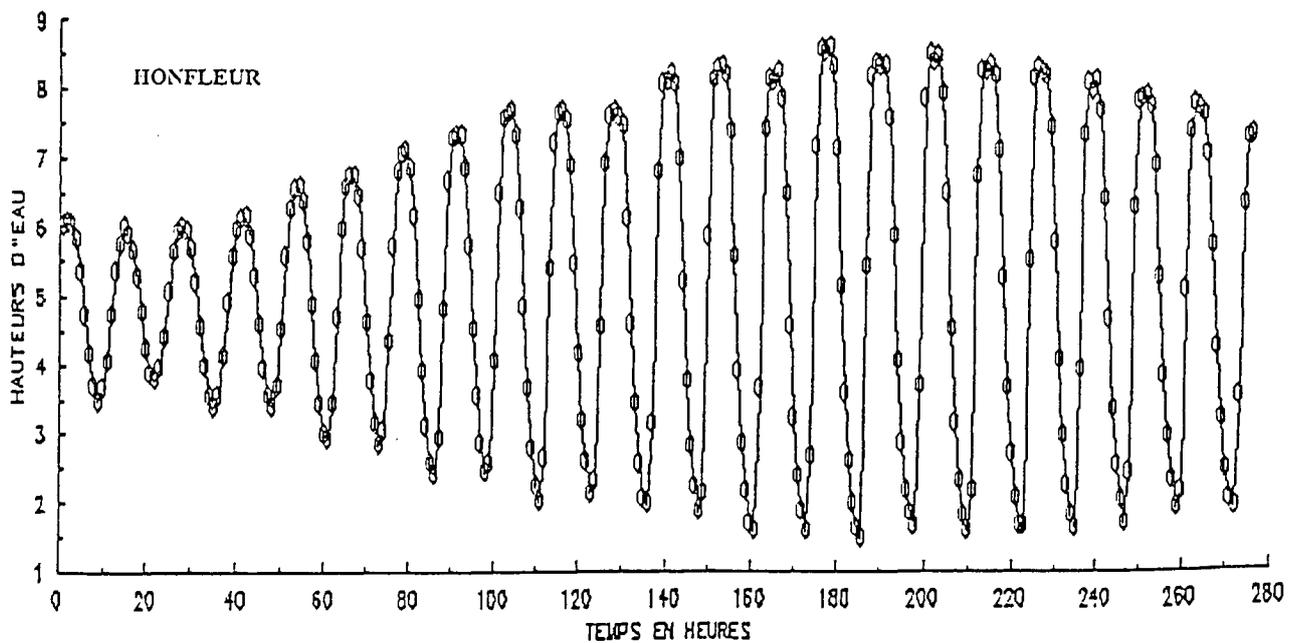
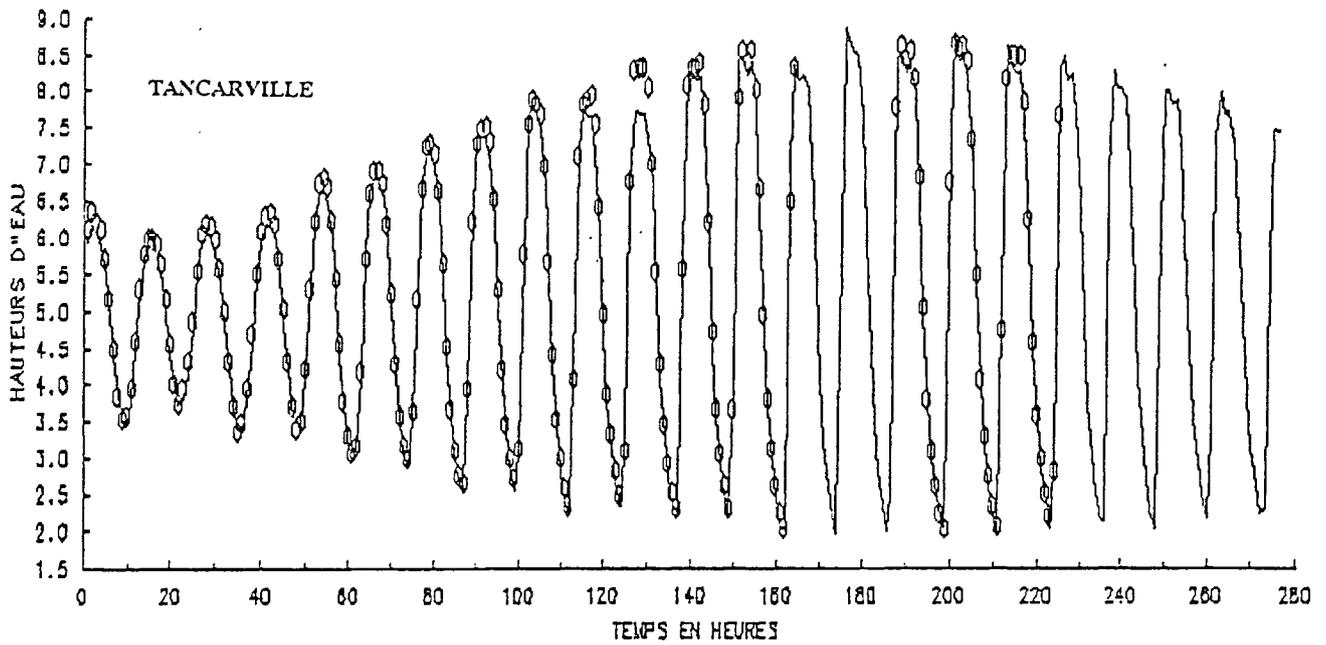
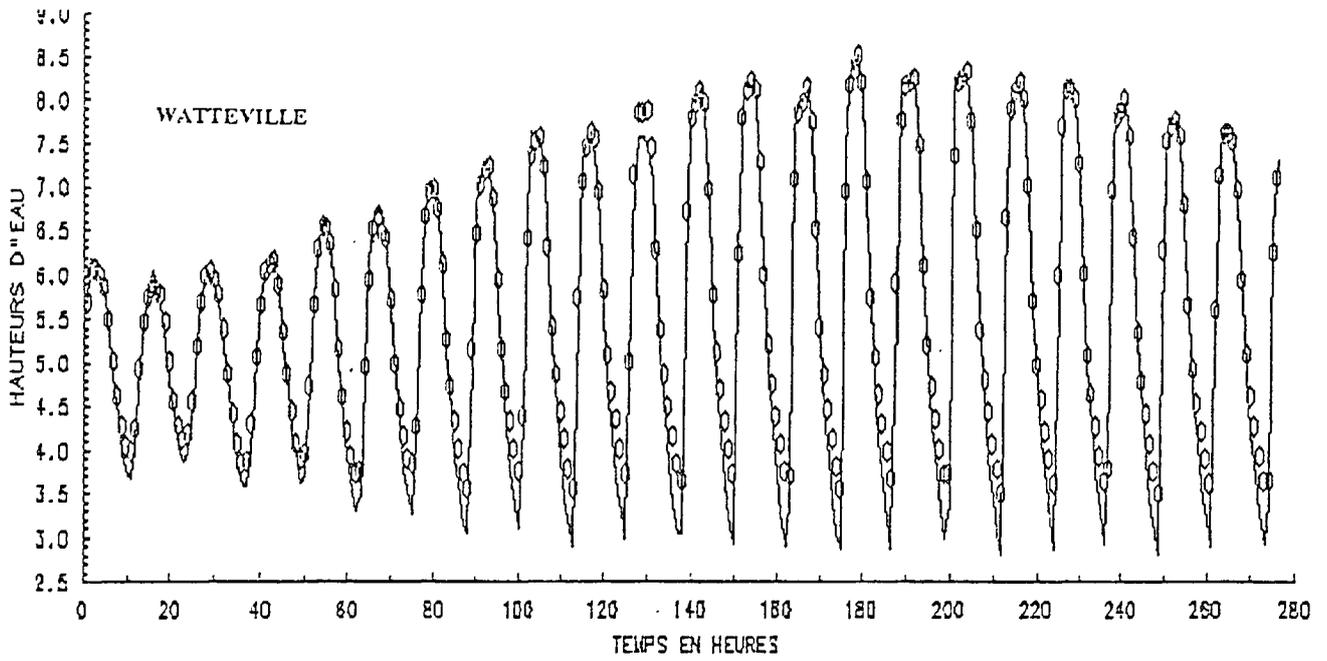


FIGURE 5: suite

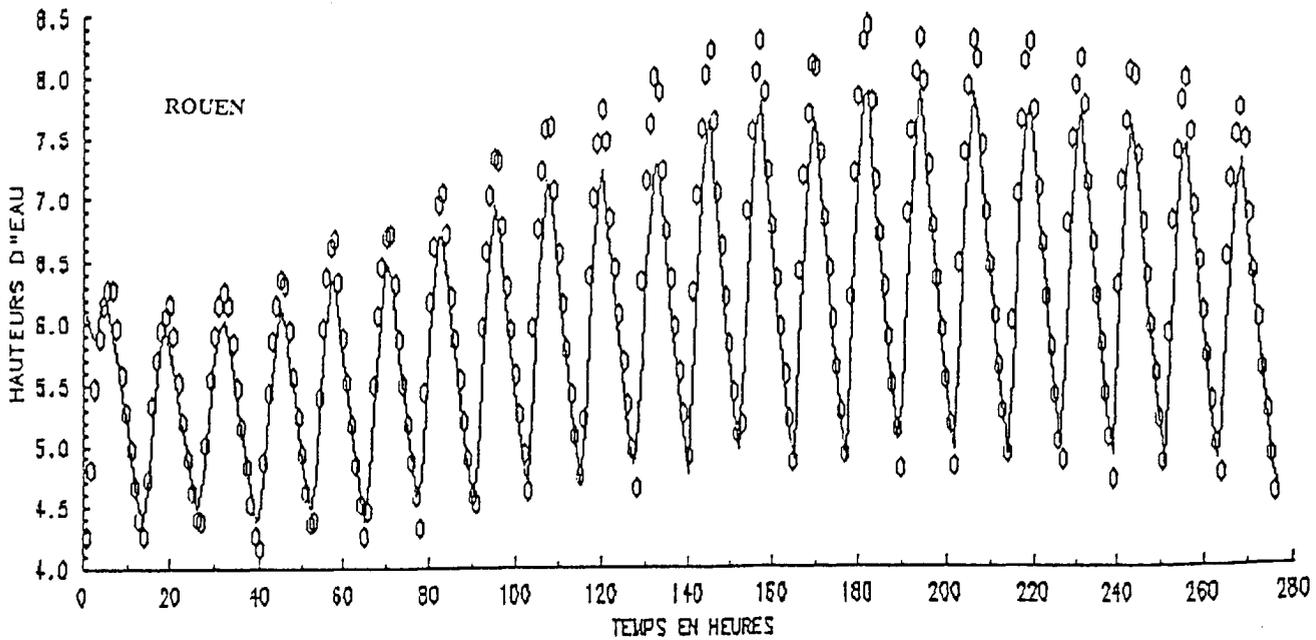
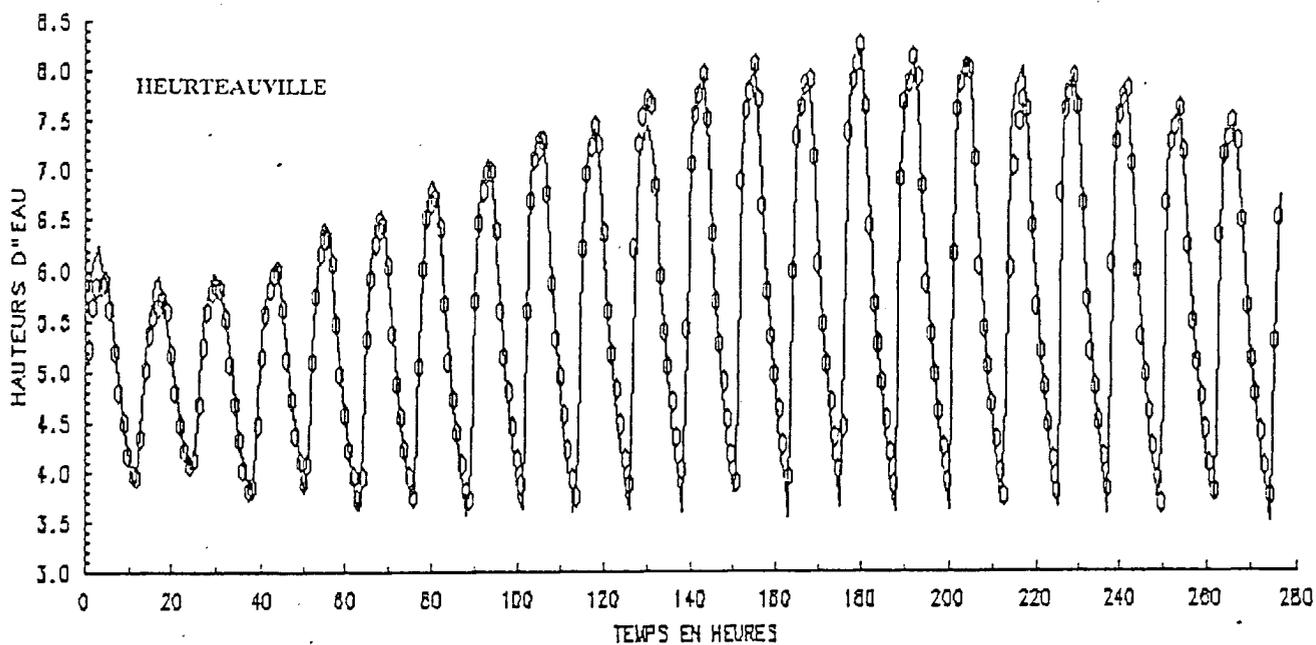
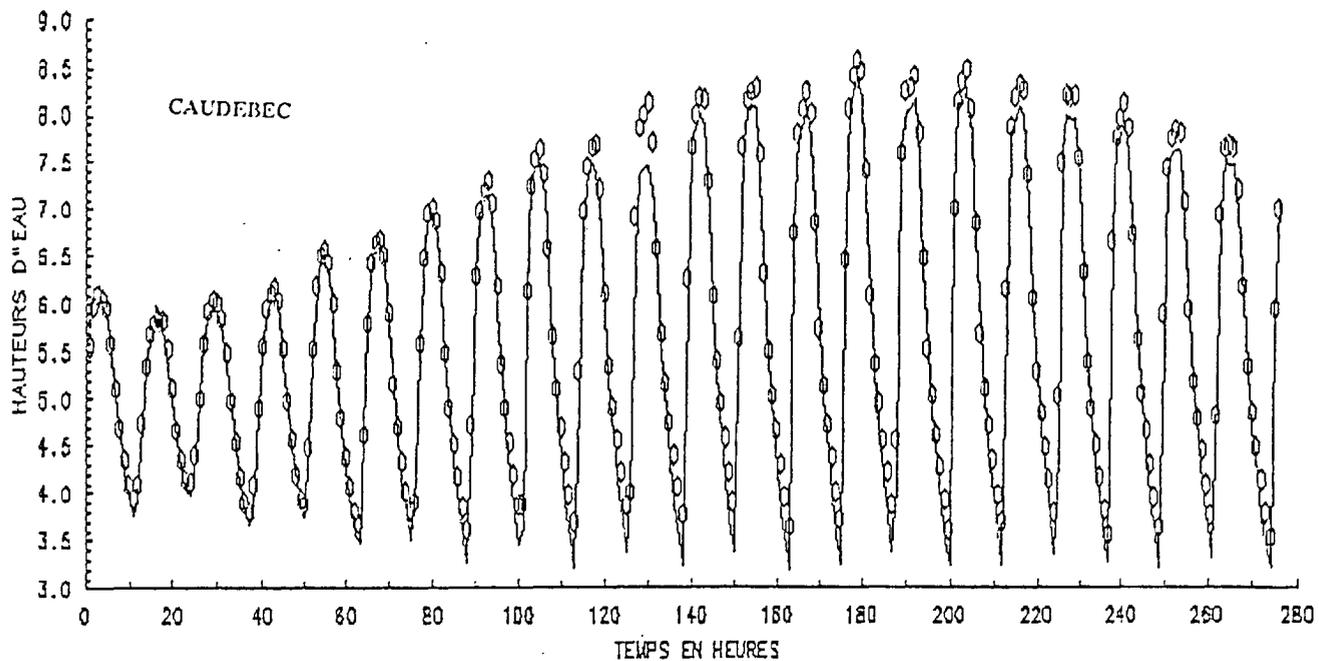
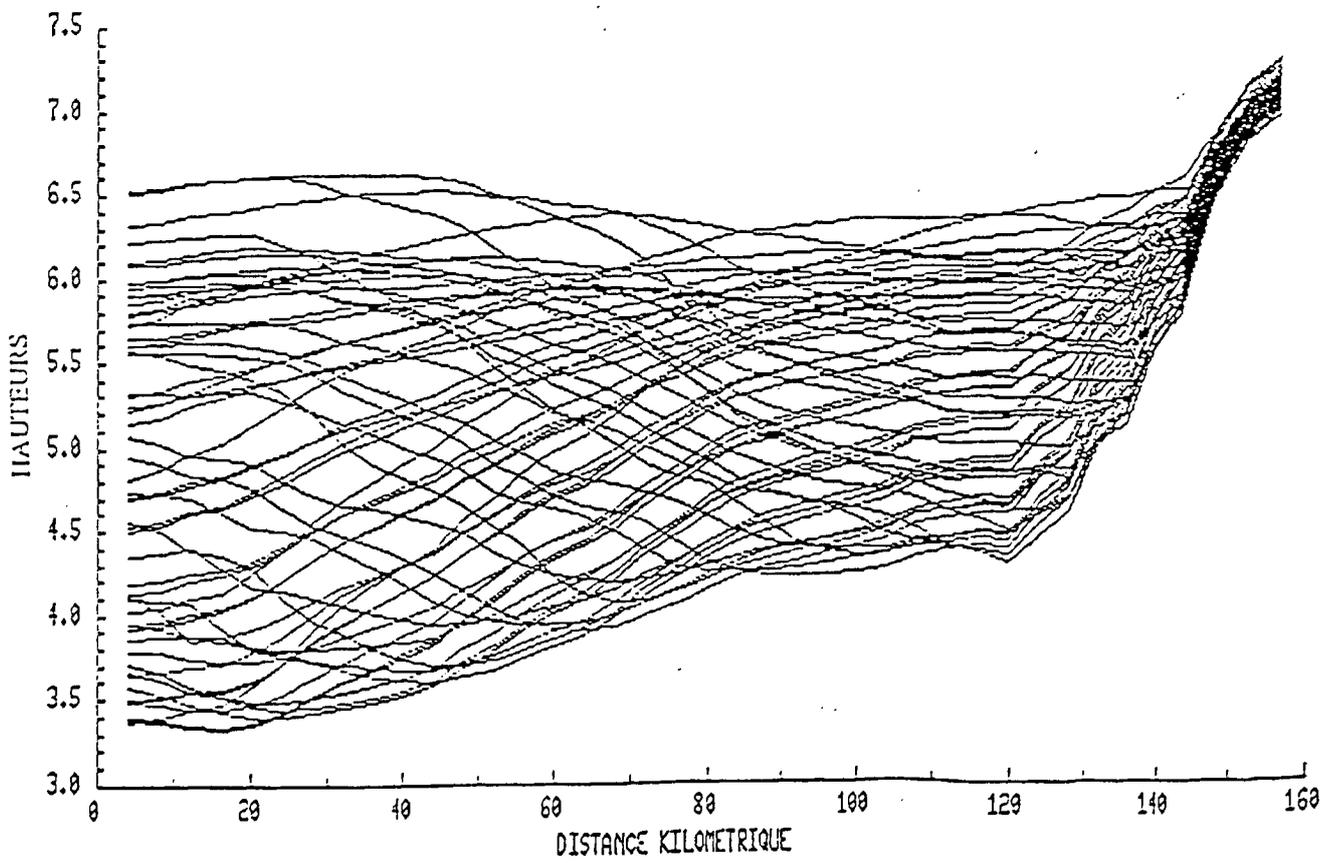
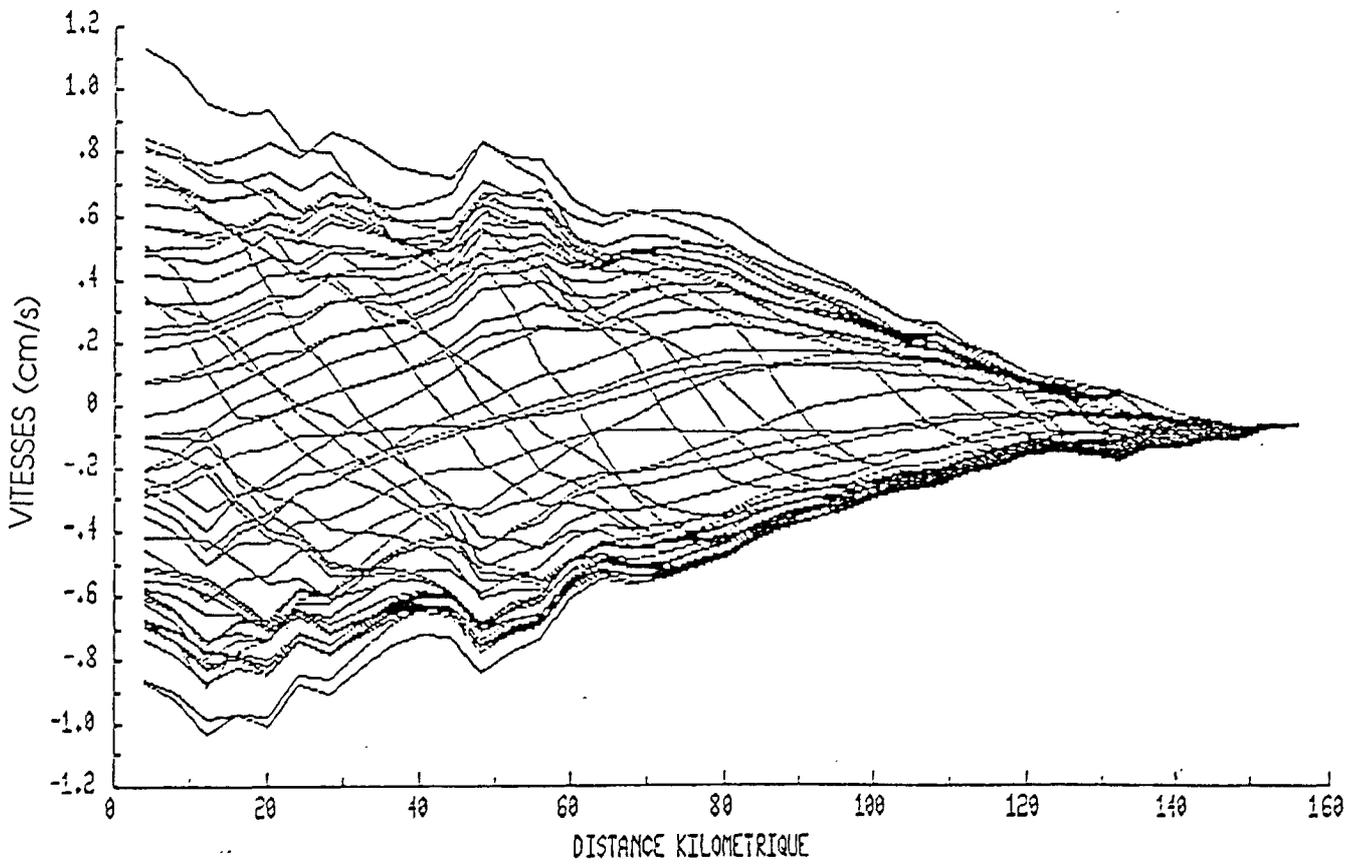


FIGURE 6: Profils longitudinaux de vitesse et d'hauteur d'eau. Période d'étiage



HONFLEUR

LARISLE

TANGARVILLE

QUILLEBEUF

WATTEVILLE

CAUDEBEC

HEURTEAUVILLE

ROUEN

ELMEUF

POSES

## 5. LE MODELE 1 DE QUALITE DES EAUX (Cinétiques du 1er ordre)

### 5.1 INTRODUCTION

Un modèle de qualité de l'eau consiste essentiellement à décrire les relations qualitatives et quantitatives de cause à effet entre les rejets polluants introduits dans le milieu et la qualité de l'eau qui en résulte. Bien sûr, l'établissement de telles relations est d'autant plus fiable, que les conditions de débit sont réalistes, que le courant moyen dans l'estuaire, la température, l'implantation et les caractéristiques des barrages et les confluences et prélèvements importants sont pris en compte.

L'évolution de chacun des paramètres de la qualité de l'eau est calculée en résolvant l'équation de conservation de la masse qui s'écrit:

$$d(\sigma t c) / dt + d(\sigma a U c) / dx - d(\sigma a K l dc/dx) / dx - I - S + P = 0.$$

avec :

- c : concentration de la variable c(x,t),
- U : courant moyen sur la section,
- Kl: coefficient de dispersion longitudinale,
- I : apport,
- S : sources,
- P : puits.

Les sources S et les puits P décrivent les transformations (apparitions et disparitions) que subit chaque variable.

## 5.2 CODE DE CALCUL

Nous utilisons dans cette étude le code de calcul développé par Thouvenin pour le modèle qualité des eaux en Estuaire de la Loire. Ce code distingue deux types de variables:

**A - Les variables d'état modélisées** participant directement au cycle étudié qui sont transportées dans l'estuaire et dont l'évolution est simulée par le modèle en fonction du temps et de l'axe longitudinal.

**B - Les variables forçantes**, qui sont soit modélisées, soit calculées ou fournies par le biais de sous-modèles simples, provenant de la bibliographie, ou d'expériences et des mesures (Thouvenin et Romaña, 1991).

L'une des particularités de ce code est qu'il permet de simuler l'évolution de n'importe quelle variable non conservative subissant des transformations simples du premier ordre, du type  $(- K_i.c)$ ,  $K_i$  étant une cinétique pouvant varier avec la température (loi d'Arrhénius), ou avec tout autre paramètre.

Nous avons appliqué ce modèle à l'estuaire de la Seine, en simulant l'évolution spatio-temporelle des composés de l'azote (azote organique, ammonium, nitrites, nitrates), la demande biochimique en oxygène carbonée (DBO) et enfin la concentration en oxygène dissous. Le cycle biochimique pris en compte pour la réalisation du modèle est schématisé sur la figure 7.

## 5.3 LE COEFFICIENT DE DISPERSION

En général, le calage du coefficient de dispersion se fait à partir d'une variable conservative telle que la salinité par exemple. Le coefficient de dispersion ainsi obtenu sera utilisé pour toutes les autres variables (conservatives ou non). En ce qui concerne l'estuaire de la Seine, des mesures de salinité n'étant pas disponibles sur l'ensemble de l'estuaire, nous avons du faire des simulations avec des valeurs arbitraires que nous avons ajusté au fur et à mesure que nous améliorions le calage. Le coefficient de dispersion retenu est égal à  $50 \text{ m}^2/\text{s}$ . Cette valeur est plus faible comparée à celle adoptée dans le modèle de Romaña (1982) puisqu'il ne tient pas compte de la dispersion sur l'échelle de la marée. Nous l'avons choisi pour obtenir un calage satisfaisant des profils de nitrates et d'oxygène dans la partie aval de l'estuaire.

# ESTUAIRE DE LA SEINE

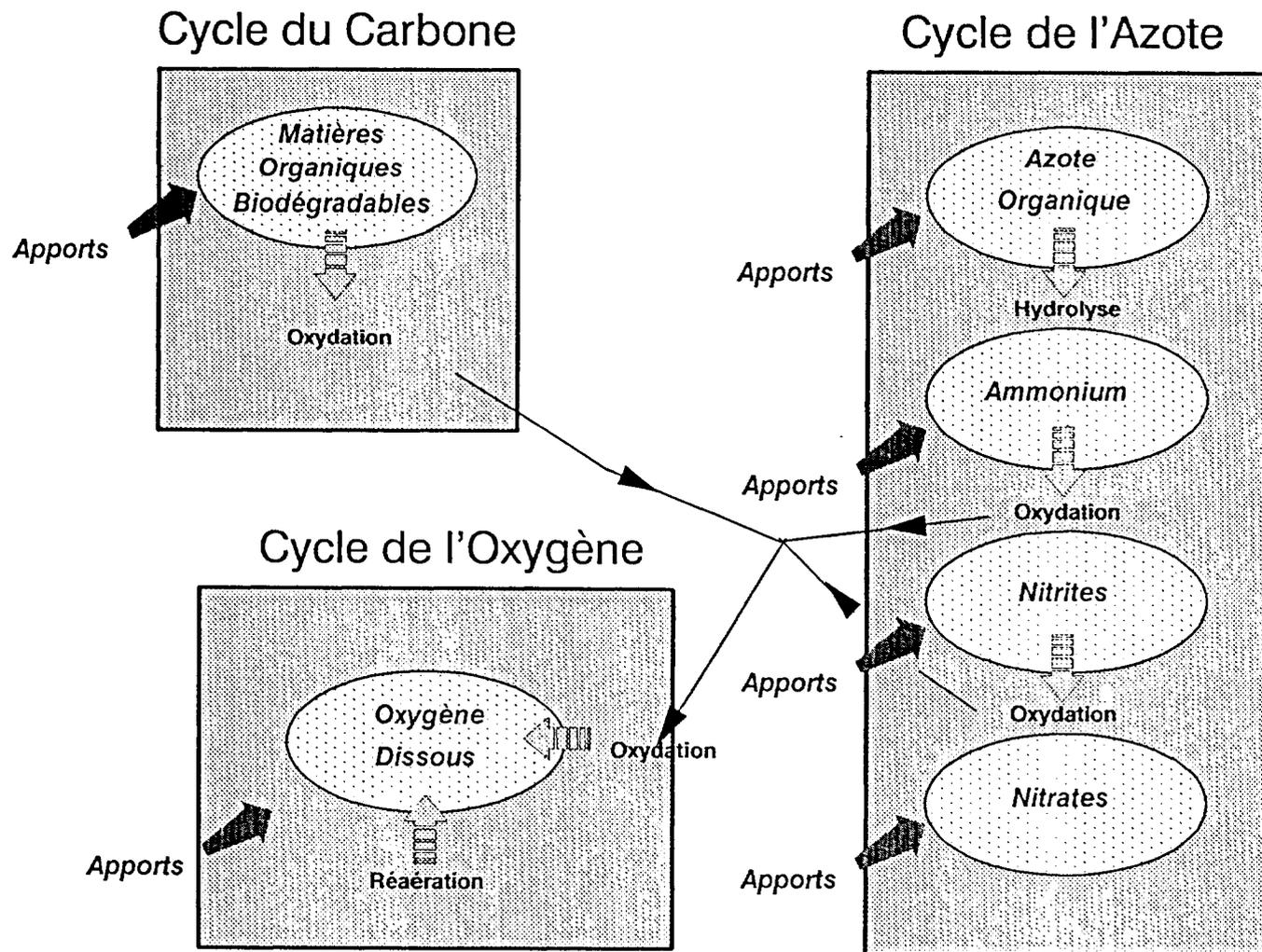


FIGURE 7: Cycle biochimique modélisé.

## 5.4 DONNEES POUR L'APPLICATION DU MODELE

Un travail préliminaire de préparation informatique des données servant au calage du modèle a été accompli, et ce avant de traiter le problème qualité de l'eau proprement dit. Ce travail a consisté à :

A. Construire les **fichiers de données** qui fournissent aux modèles les variables à modéliser, les paramètres nécessaires à certains calculs, les conditions initiales et les conditions aux limites (à l'amont et l'aval):

### Conditions aux limites

En amont le débit doit être connu. Nous avons utilisé les mêmes valeurs que celles du modèle de Romaña, pour les campagnes correspondantes. Ces valeurs correspondent aux mesures effectuées à Poses par le Service de la Navigation.

En aval, il est nécessaire de disposer de la hauteur d'eau: pour ce faire nous avons utilisé les données obtenues en continu par le marégraphe de Honfleur. Nous avons également calculé cette hauteur à partir d'un développement théorique par recombinaison harmonique des ondes de marée (SHOM). La concordance entre les deux méthodes est bonne puisque les différences entre mesures et modèle sont du même ordre (50 à 60 cm) dans les deux cas.

En ce qui concerne les apports, nous avons considéré ceux donnés par la Cellule Antipollution du Port Autonome de Rouen et utilisés par Romaña.

B. Remplir les **fichiers de calage** pour les six variables considérées. Nous avons choisi de considérer des campagnes ayant déjà servi au calage du modèle de Romaña. Ces données proviennent de la Cellule Antipollution du Port Autonome de Rouen. En effet, cette cellule suit l'évolution de la qualité des eaux de la Seine au moyen de mesures systématiques et ce depuis 1956.

## 5.5 CALAGE DU MODELE

### Choix des cinétiques

Les cinétiques de transformation sont des vitesses de réaction avec lesquelles les différents constituants, qui consomment ou non de l'oxygène dissous, se transforment ou se dégradent. Les cinétiques, que nous allons utiliser dans cette partie de l'étude, sont du premier ordre c'est-à-dire :

$$\begin{aligned} dC_1 / dt &= - k C_1 \\ dC_2 / dt &= + k C_1 \end{aligned}$$

où  $k$ , exprimé en  $T^{-1}$ , représente la cinétique de réaction entre les deux variables  $C_1$  et  $C_2$ .

Nous avons, dans une première phase, considéré la campagne de Septembre 1981 et tenté d'appliquer le modèle non-stationnaire, en agissant sur les différents paramètres (cinétiques, coefficient de dispersion, coefficient de viscosité et conditions aux limites) dans le but d'obtenir un calage satisfaisant. Malgré le grand nombre d'ajustements et de combinaisons, les résultats obtenus n'étaient pas satisfaisants et l'écart mesures-modèle demeurait important.

Nous avons donc pensé qu'il fallait chercher les explications de cette discordance, ailleurs que dans le choix de ces paramètres. La figure 8 représente les résultats du modèle, obtenus sans accélérer la nitritation.

Les 3 courbes correspondent à l'enveloppe des résultats donnés par le modèle sur une marée semi-diurne. La courbe intermédiaire représente la moyenne des valeurs rencontrées sur cette période.

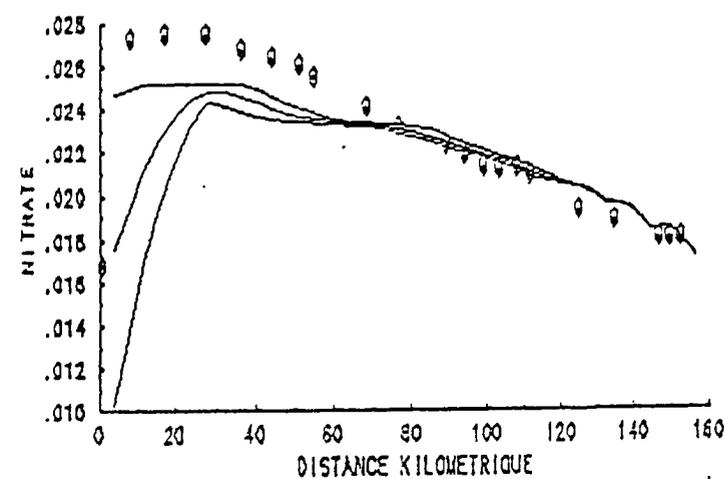
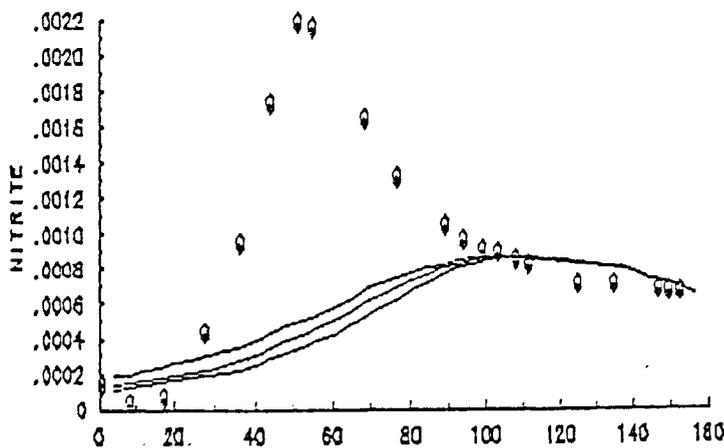
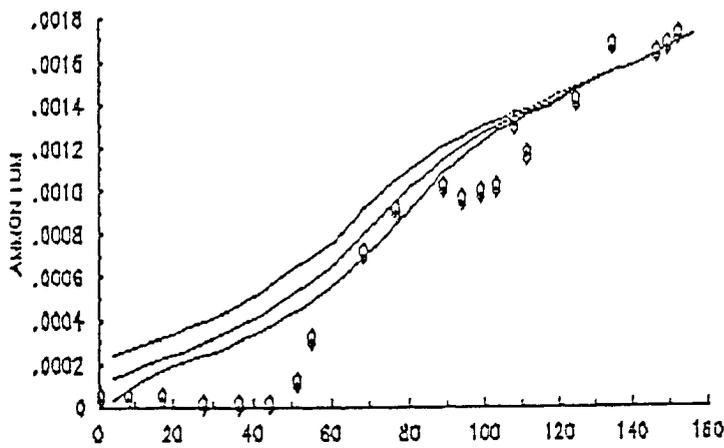
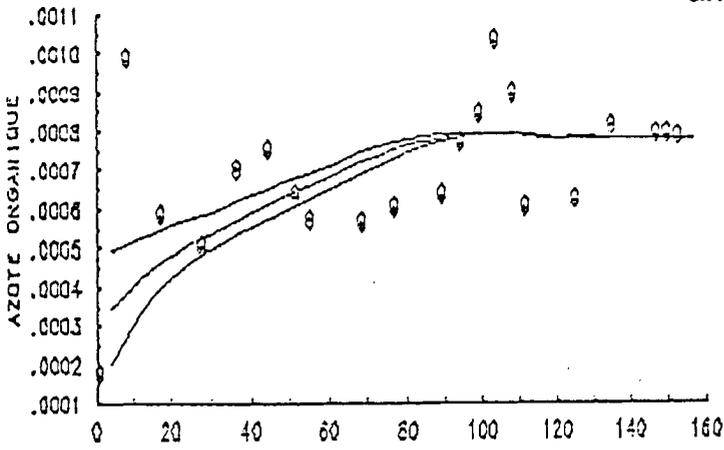
**TABEAU II : CINETIQUES UTILISEES PAR LE MODELE NON-STATIONNAIRE**

$K-NOR = 0.035 J^{-1}$	$K-NO_3 = 0.0 J^{-1}$
$K-NH_4 = 0.170 J^{-1}$	$K-DBO_5 = 0.09 J^{-1}$
$K-NO_2 = 0.690 J^{-1}$	$K-O_2 = 0.09 J^{-1}$

**TABEAU III : CINETIQUES UTILISEES PAR LE MODELE STATIONNAIRE**

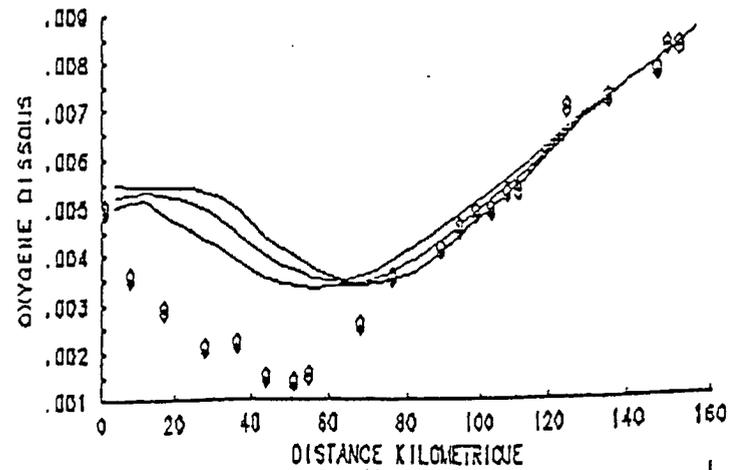
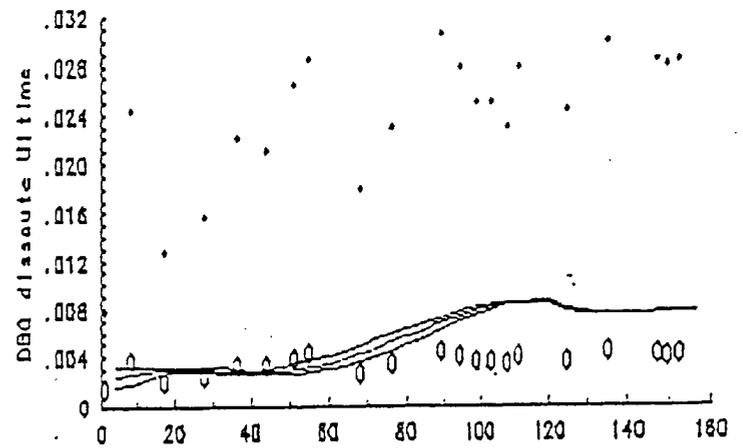
$K-NOR = 0.004 J^{-1}$	$K-NO_3 = 0.00 J^{-1}$
$K-NH_4 = 0.060 J^{-1}$	$K-DBO_5 = 0.040 J^{-1}$
$K-NO_2 = 0.210 J^{-1}$	$K-O_2 = 0.220 J^{-1}$

FIGURE 8: Résultats du modèle, pour la campagne de septembre 1981, obtenus sans accélération de la nitrification et sans diminuer les apports en ammonium.



ESTUAIRE DE LA SEINE  
MODELE INSTATIONNAIRE  
SEPTEMBRE 1981

*Résultats obtenus sans  
accélération de la nitrification  
et apports d'ammonium inchangés*



WAPLEUR  
PARISLE  
MORFVILLE  
WILLEBEUF  
VATTEVILLE  
CAUCHEEC  
HEURTEVILLE  
ROUEN  
EL BELF  
ROSES

WAPLEUR  
PARISLE  
TANCYVILLE  
WILLEBEUF  
VATTEVILLE  
CAUCHEEC  
HEURTEVILLE  
ROUEN  
EL BELF  
ROSES

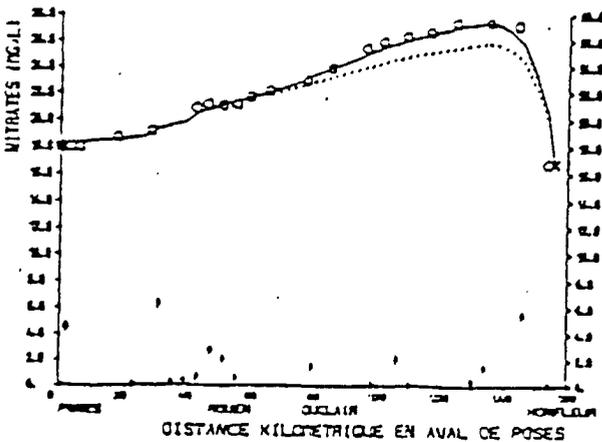
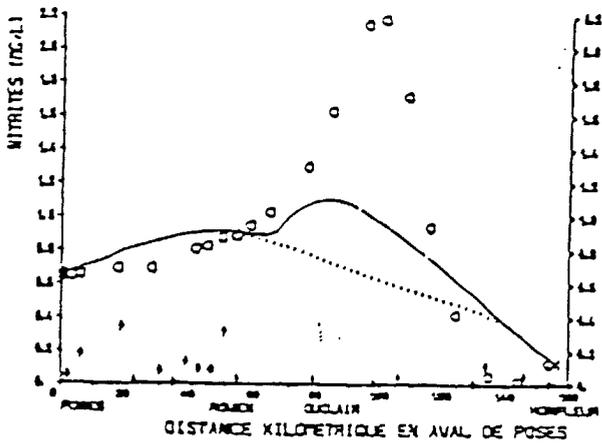
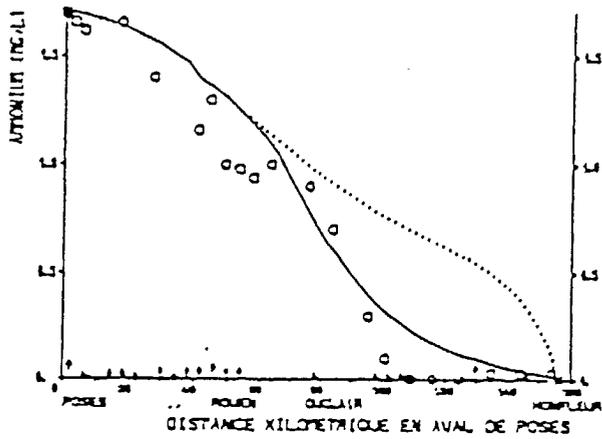
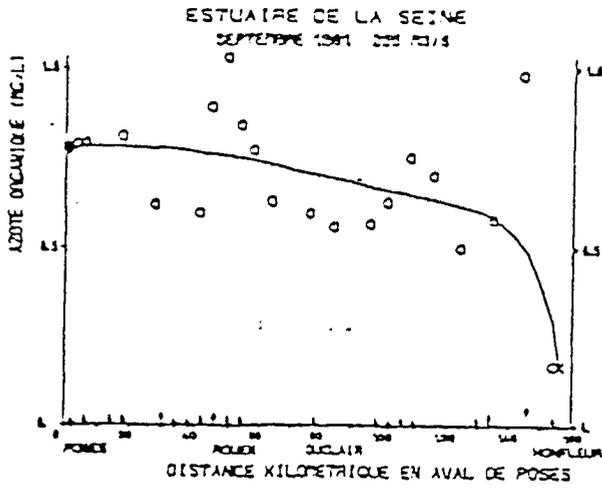
Pour palier à la discordance modèle-observations, nous avons du diminuer les apports d'ammonium d'un facteur 10 et introduire une accélération en exponentielle de la nitrification ( $K = K_0 e^{-ax}$ ). C'étaient également les deux contraintes introduites dans le modèle de Romaña, pour obtenir un calage satisfaisant, c'est-à-dire pour bien reproduire les mesures (Figure 9). De ce point de vue, nous ne pouvons pas affirmer que l'hypothèse de non-stationnarité ait résolu les problèmes évoqués par Romaña (1982).

Les cinétiques utilisées dans notre étude, pour la campagne de Septembre 1981, sont données sur le tableau II, celles utilisées par Romaña sur le tableau III. Les différences sont importantes (facteur 3 à 10). Elles s'expliqueraient en partie par la façon dont l'accélération a été introduite dans les deux modèles (intensité et tronçon géographique différents).

Les résultats du modèle, comparés avec les mesures pour la campagne de septembre 1981 sont présentés sur la figure 10. Seule l'accélération de la nitrification est pris en compte dans ce cas.

Le modèle a été également appliqué pour les campagnes des mois de septembre relatives aux années 1985, 1986 et 1987. Les résultats présentés sur les figures 11a à 11c ont été obtenus avec le même jeu de cinétiques que dans la campagne 1981 et avec des apports d'ammonium diminués d'un facteur 10. En ce qui concerne l'accélération de la nitrification, elle ne concerne pas le même tronçon géographique pour les différentes campagnes, et n'a pas la même intensité (PK 220-300 et  $a = 0.5$  pour 1981, 1987 et PK 267-310 et  $a = 0.3$  pour 1985 et 1986). Là encore nous rejoignons l'une des conclusions du modèle développé par Romaña.

FIGURE 9: Résultats du modèle stationnaire. D'après Romaña, 1982.



ESTUAIRE DE LA SEINE

RESULTATS DU MODELE MATHEMATIQUE DE NITRIFICATION  
EN PERIODE ESTIVALE

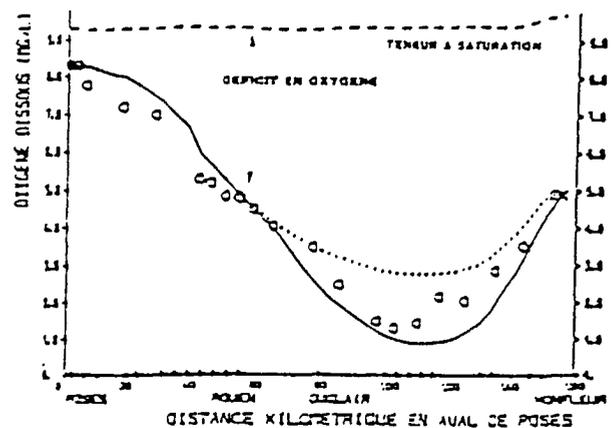
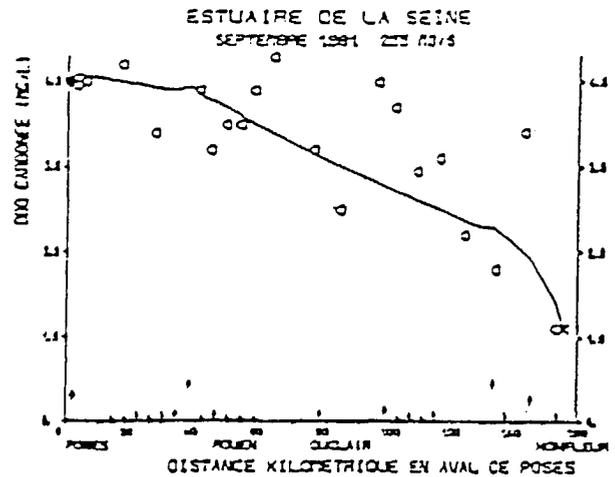
Température moyenne: 18.5°C

LEGENDE

- † Total des apports par segment
- Résultats de la campagne
- × Conditions aux limites
- Résultats du modèle
- .... Résultats sans accélération de la nitrification

Les coefficients à 18.5°C

$K-NH_4 = 0.036 J^{-1}$	$K-NH_3 = 0.0 J^{-1}$
$K-NH_4 = 0.17 J^{-1}$	$K-NO_2 = 0.09 J^{-1}$
$K-NO_2 = 0.69 J^{-1}$	$K-O_2 = 0.09 J^{-1}$



## 5.6 COMMENTAIRES

L'oxygène dissous, variable à laquelle nous nous intéressons plus particulièrement, est le paramètre le plus synthétique pour appréhender l'état de l'eau de l'estuaire. En effet, il réagit aussi bien aux facteurs hydrologiques (température, débit, etc...) qu'aux facteurs hydrobiologiques (dégradation et/ou transformation de la masse polluante organique et minérale déversée dans l'estuaire).

Sauf pour la campagne de Septembre 1985, où nous notons pour l'oxygène des différences pouvant atteindre les 1.5 mg/l entre le modèle et les mesures, pour les autres campagnes (septembre 1981, 1986 et 1987) la concordance est globalement satisfaisante (la différence modèle-mesures est de l'ordre de 0.2 à 0.4 mg/l).

Dans la partie aval de l'estuaire (PK 300-340), nous constatons que le modèle surévalue la teneur en oxygène. Cette surévaluation pourrait être imputée à la présence du bouchon vaseux à cet endroit.

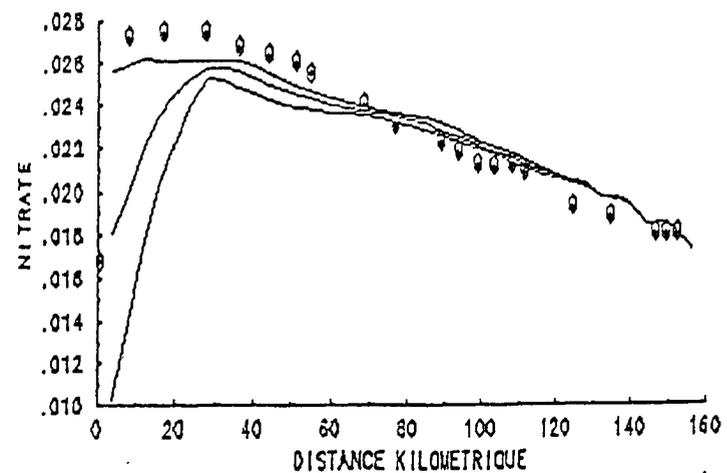
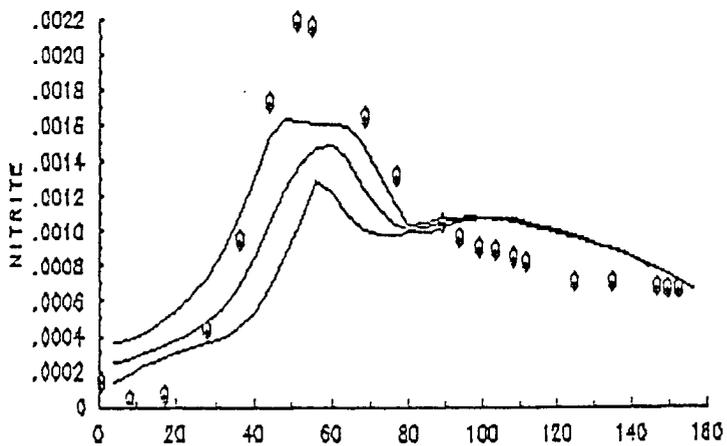
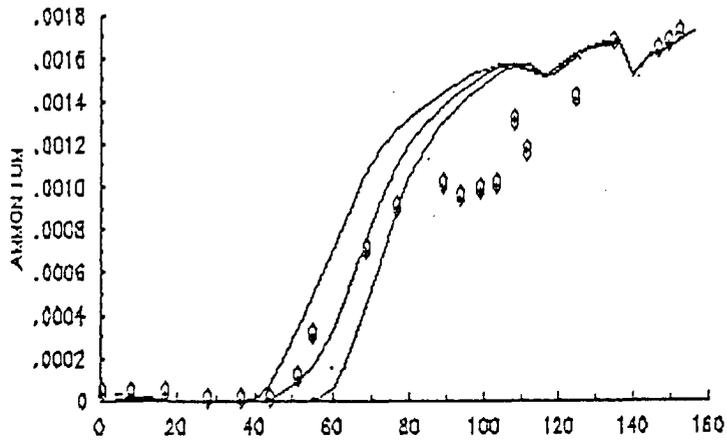
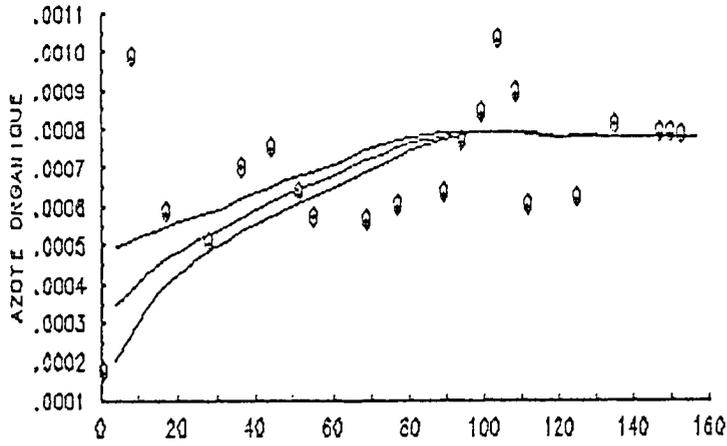
Pour les autres variables, le modèle reproduit relativement bien les mesures, notamment pour l'ammonium et les nitrites; pour cette dernière variable une légère surestimation est obtenue vers l'amont de l'estuaire, et ce pour les quatre campagnes.

## 5.7 SENSIBILITE DU MODELE

Lors de la mise au point d'un modèle de qualité de l'eau, il est fondamental d'avoir une idée sur l'ampleur de la variation des résultats qui proviendrait de l'adoption de valeurs différentes des constantes retenues pour le modèle (coefficient de dispersion, apports, cinétiques, etc...). Une étude de sensibilité permet donc, d'une part de tester la fiabilité du modèle et d'autre part de cerner les constantes qui méritent d'être connues avec un maximum de certitude, et donc aider à la mise au point des programmes de mesure à venir.

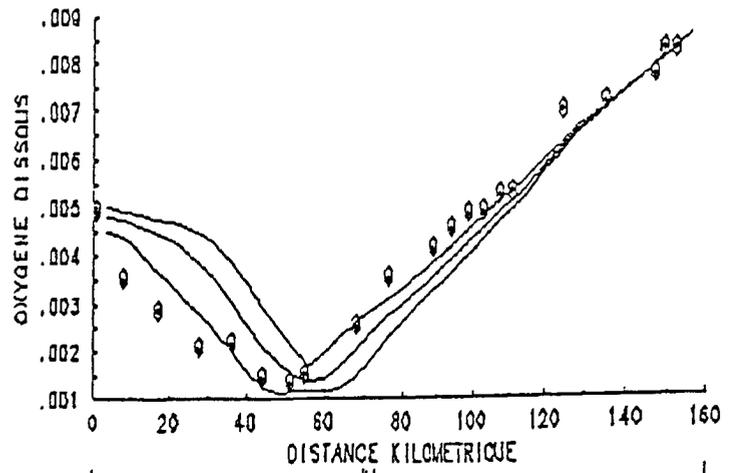
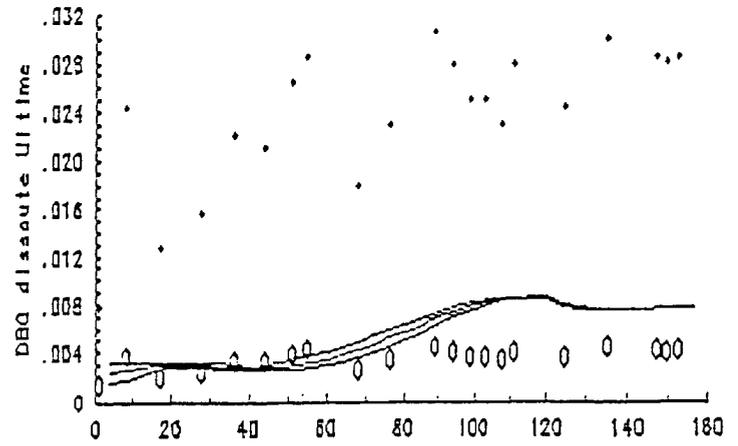
En ce qui concerne l'estuaire de la Seine, et comme nous l'avons mentionné plus haut, les apports d'ammonium méritent une attention particulière. En effet, leur évaluation précise est plus que nécessaire pour clarifier le pourquoi de la diminution des apports d'ammonium pour obtenir un calage acceptable.

FIGURE 10: : Résultats du modèle non-stationnaire, pour la campagne de septembre 1981 ( $T = 18\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), obtenus avec accélération de la nitrification et des apports en ammonium inchangés.



ESTUAIRE DE LA SEINE  
MODELE INSTATIONNAIRE  
SEPTEMBRE 1981

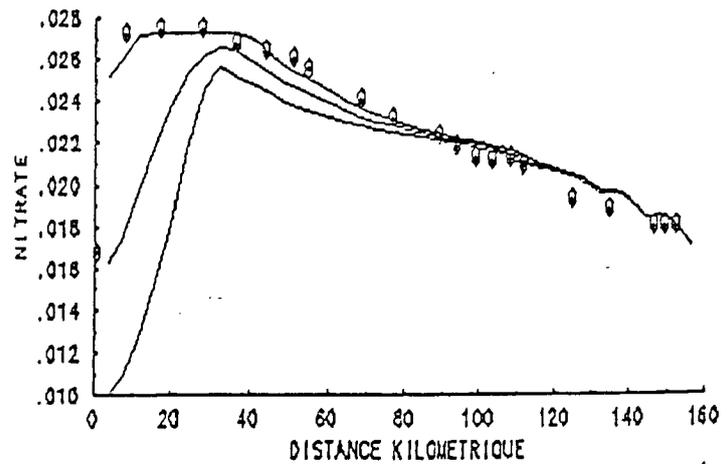
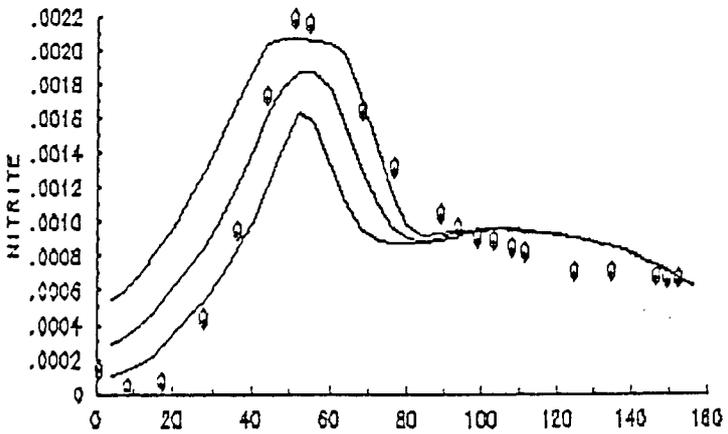
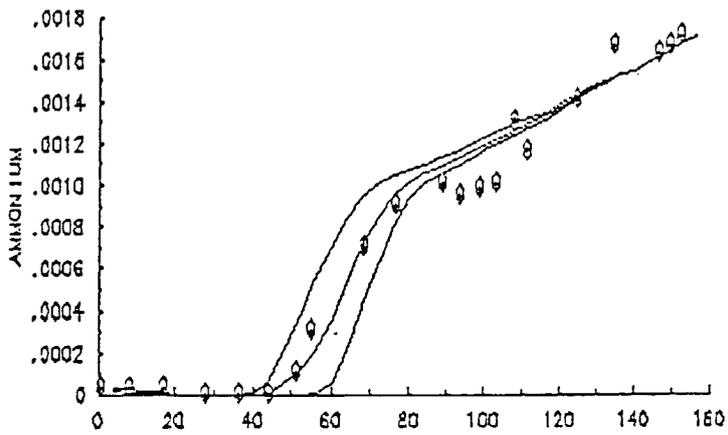
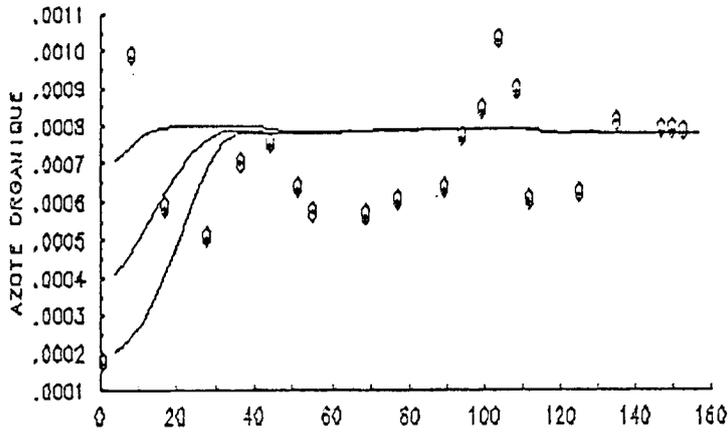
*Résultats obtenus avec  
accélération de la nitrification  
et apports d'ammonium inchangés*



HONFLEUR  
L'ARISLE  
TANDRUVILLE  
OUILLEBEUF  
VATTEVILLE  
CAUDEBEC  
HEURTEVILLE  
ROUGI  
ELBEUF  
PARSES

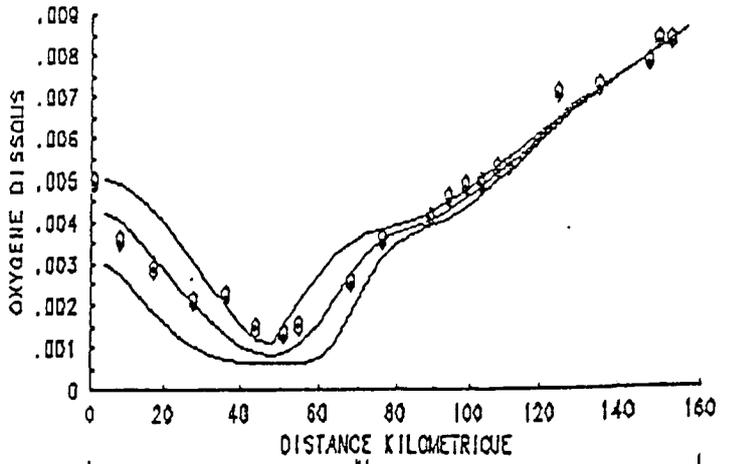
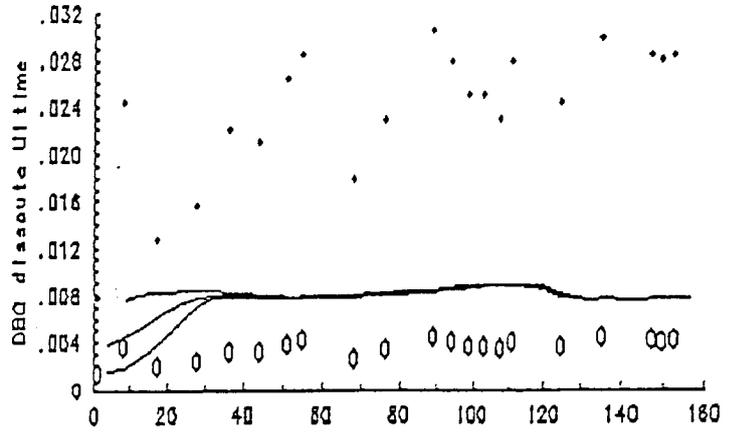
HONFLEUR  
L'ARISLE  
TANDRUVILLE  
OUILLEBEUF  
VATTEVILLE  
CAUDEBEC  
HEURTEVILLE  
ROUGI  
ELBEUF  
PARSES

FIGURE 11a-d: Résultats du modèle pour les campagnes au mois de septembre des années 1981(a), 1985(b), 1986(c), 1987(d), obtenus avec accélération de la nitrification et des apports en ammonium réduits d'un facteur 10.



ESTUAIRE DE LA SEINE  
MODELE INSTATIONNAIRE  
SEPTEMBRE 1981

*Résultats obtenus avec  
accélération de la nitrification  
et apports d'ammonium diminués par 10*



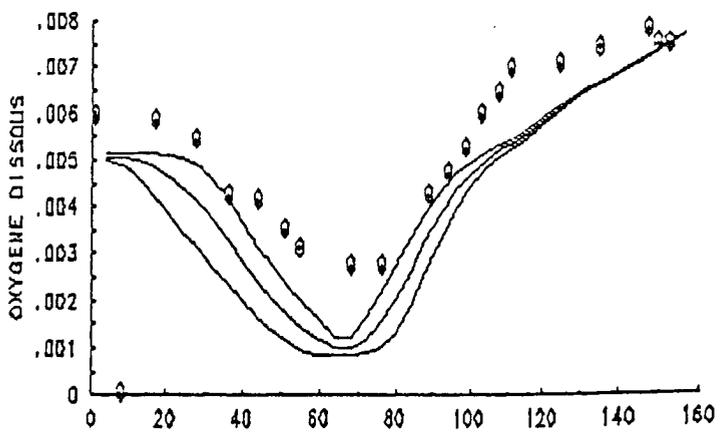
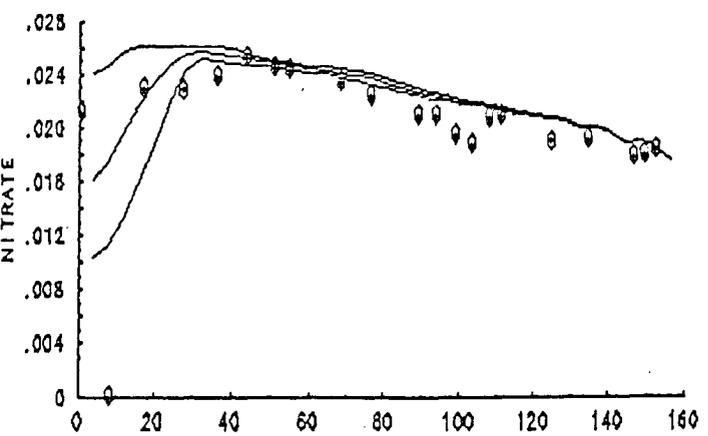
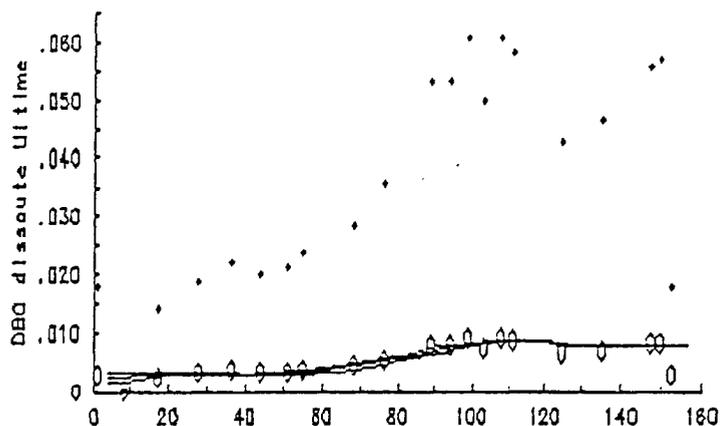
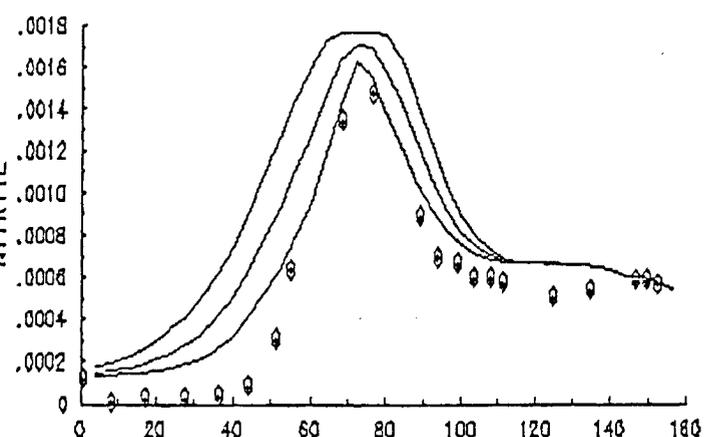
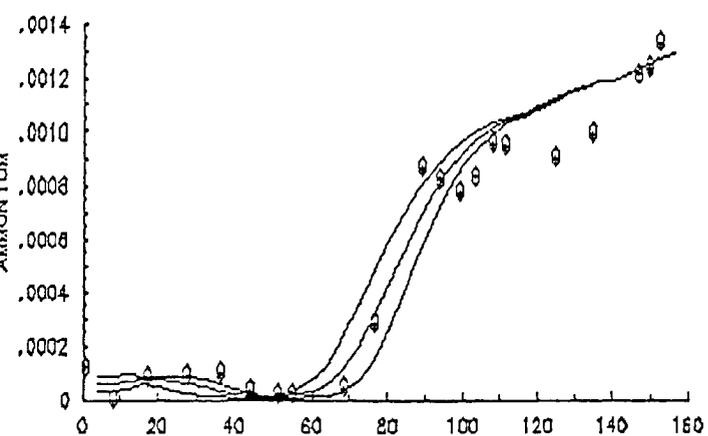
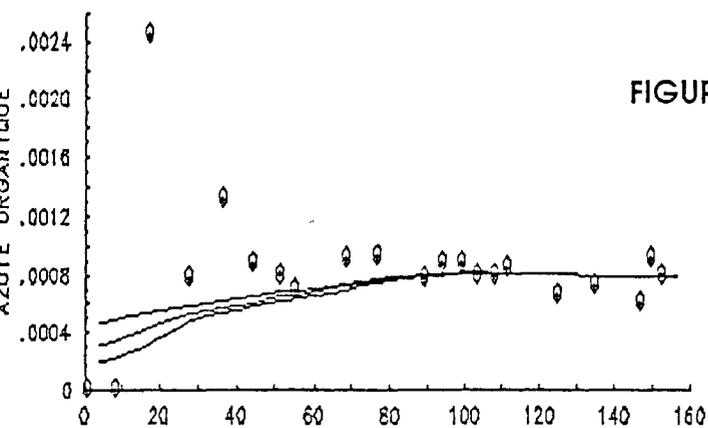
IONFLER  
LARISLE  
TANDRUVILLE  
OUILLEBEUF  
VATTEVILLE  
CRAUDEDEC  
HEURTEFUVILLE  
ROUEN  
ELBEUF  
POSES

IONFLER  
LARISLE  
TANDRUVILLE  
OUILLEBEUF  
VATTEVILLE  
CRAUDEDEC  
HEURTEFUVILLE  
ROUEN  
ELBEUF  
POSES

FIGURE 11 (suite)

ESTUAIRE DE LA SEINE  
 MODELE INSTATIONNAIRE  
 SEPTEMBRE 1985

*Résultats obtenus avec  
 accélération de la nitrification  
 et apports d'ammonium diminués par 10*



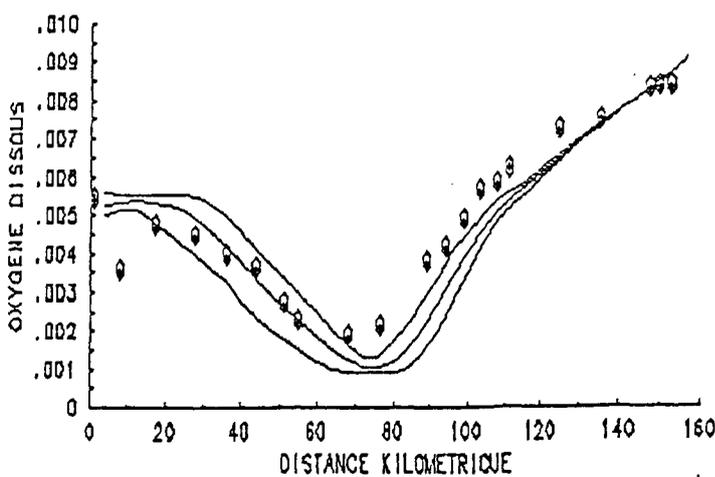
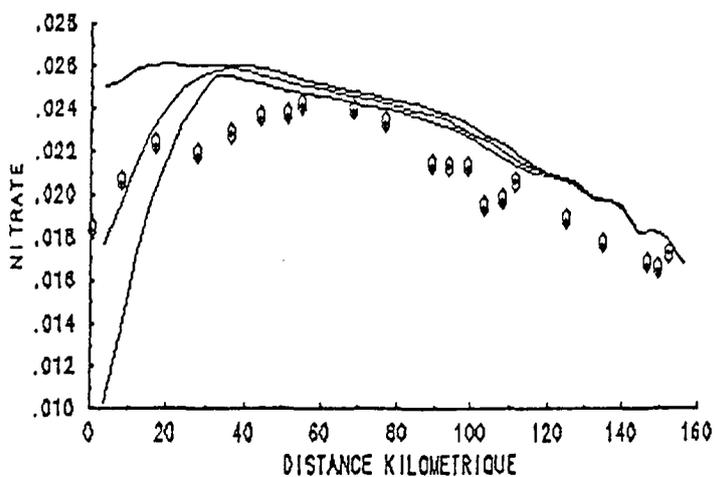
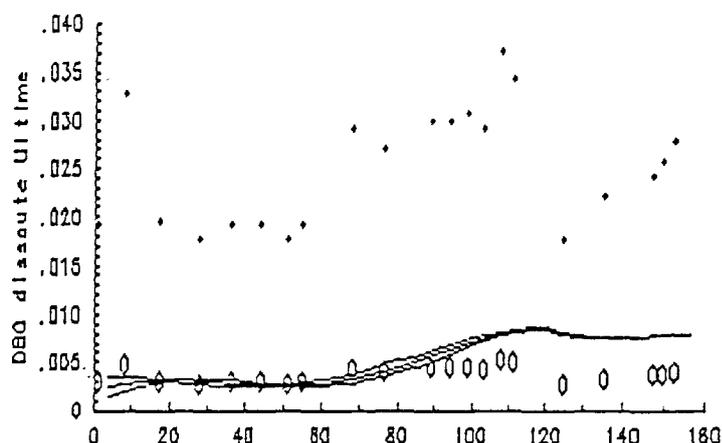
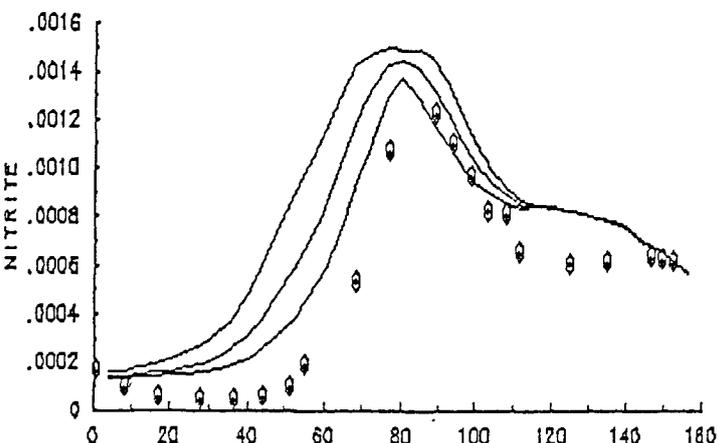
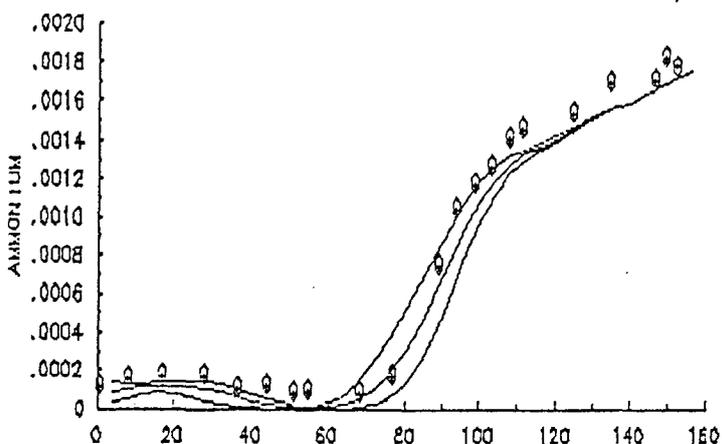
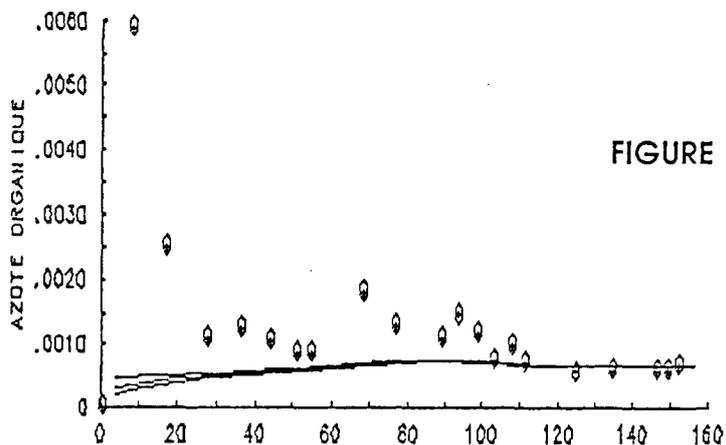
HONFLEUR  
 LARISLE  
 TANDREVILLE  
 QUILLEBEUF  
 VATTEVILLE  
 CRAUDEEC  
 HEURTEVILLE  
 ROUEN  
 ELBELF  
 PAGES

HONFLEUR  
 LARISLE  
 TANDREVILLE  
 QUILLEBEUF  
 VATTEVILLE  
 CRAUDEEC  
 HEURTEVILLE  
 ROUEN  
 ELBELF  
 PAGES

FIGURE 11 (suite)

ESTUAIRE DE LA SEINE  
 MODELE INSTATIONNAIRE  
 SEPTEMBRE 1986

*Résultats obtenus avec  
 accélération de la nitrification  
 et apports d'ammonium diminués par 10*



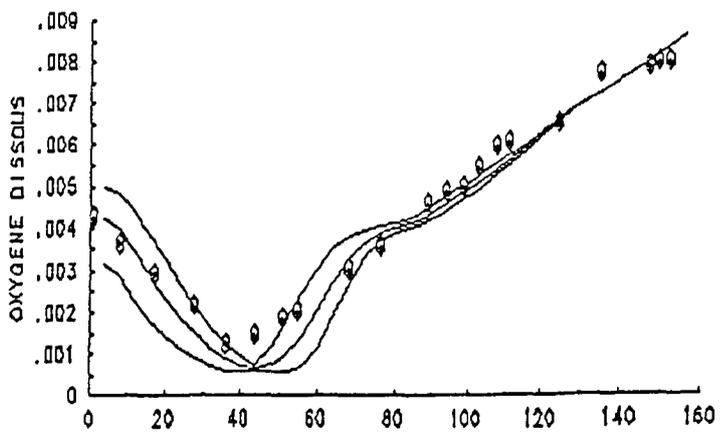
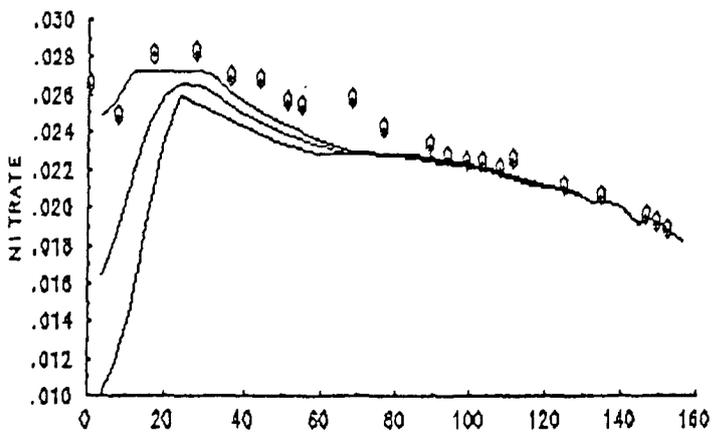
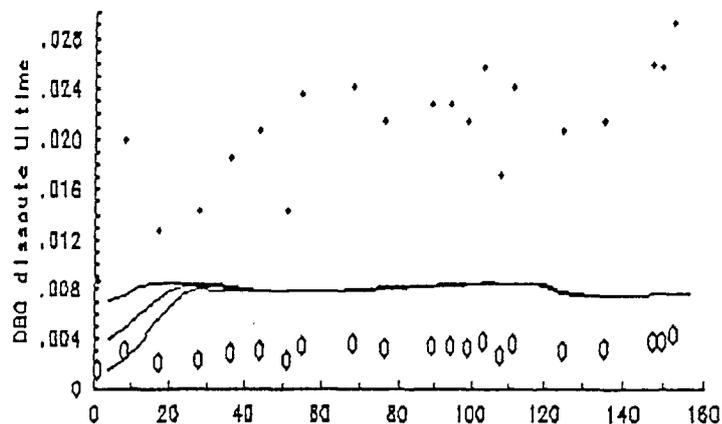
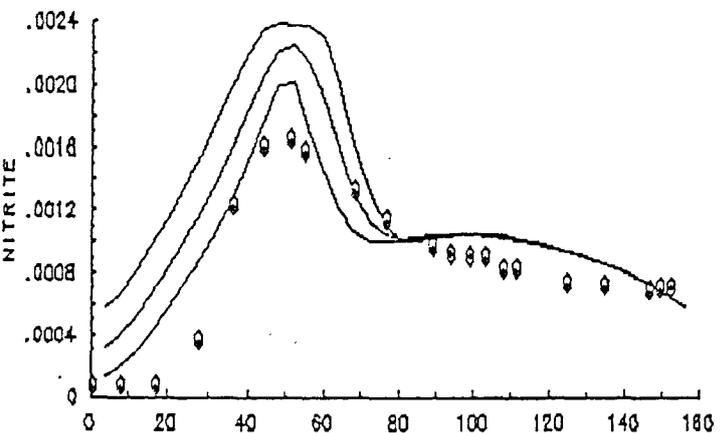
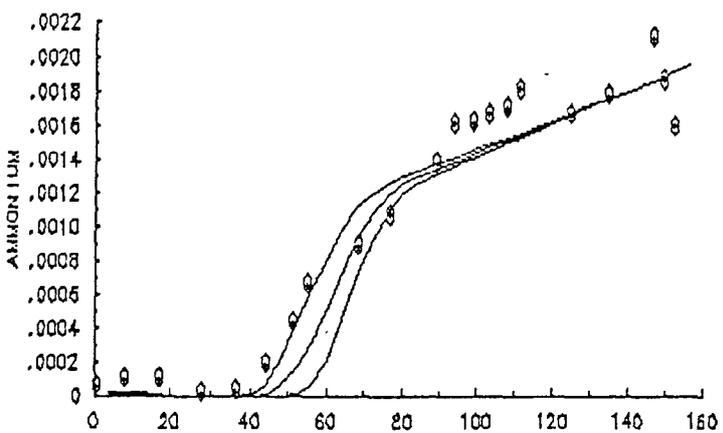
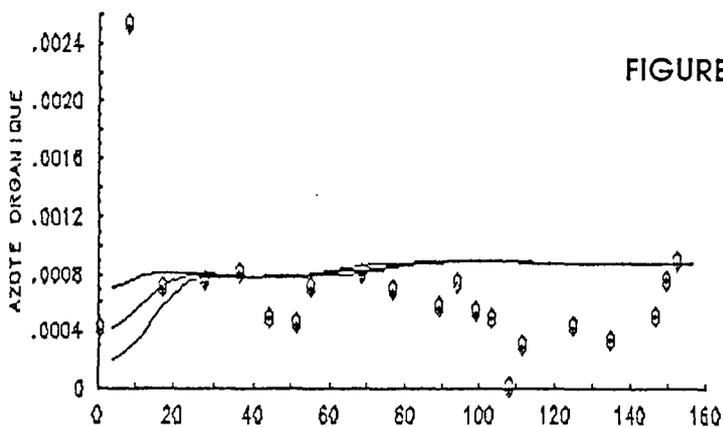
HONFLEUR  
 LARISLE  
 TANDRVILLE  
 OUILLEBEUF  
 VATTEVILLE  
 CRAUDEEC  
 HEURTERVILLE  
 ROUEN  
 ELBELF  
 BASSER

HONFLEUR  
 LARISLE  
 TANDRVILLE  
 OUILLEBEUF  
 VATTEVILLE  
 CRAUDEEC  
 HEURTERVILLE  
 ROUEN  
 ELBELF  
 BASSER

FIGURE 11 (suite)

ESTUAIRE DE LA SEINE  
 MODELE INSTATIONNAIRE  
 SEPTEMBRE 1987

*Résultats obtenus avec  
 accélération de la nitrification  
 et apports d'ammonium diminués par 10*



DISTANCE KILOMETRIQUE

HONFLEUR	LARISLE	TANDRUVILLE	QUILLEBEUF	VATTEVILLE	CRUDEBOEC	HEURTERVILLE	ROUEN	ELBOEF	PERES
----------	---------	-------------	------------	------------	-----------	--------------	-------	--------	-------

DISTANCE KILOMETRIQUE

HONFLEUR	LARISLE	TANDRUVILLE	QUILLEBEUF	VATTEVILLE	CRUDEBOEC	HEURTERVILLE	ROUEN	ELBOEF	PERES
----------	---------	-------------	------------	------------	-----------	--------------	-------	--------	-------

Des essais ont été effectués pour la campagne de septembre 1981 en laissant les apports d'ammonium inchangés, diminués d'un facteur 2, 5 et 8. Nous avons constaté que les résultats ne sont satisfaisants qu'à partir d'une diminution d'un facteur 10.

Nous avons aussi remarqué que les différents profils sont peu sensibles aux valeurs du coefficient de dispersion. C'est ainsi que nous sommes passés de 600 m<sup>2</sup>/s à 50 m<sup>2</sup>/s pour pouvoir noter un léger effet sur la courbe de l'oxygène à l'aval.

En ce qui concerne la sensibilité aux cinétiques, nous pouvons affirmer que celle relative à l'ammonification est de loin la plus importante. En effet, une variation de 15 à 20% de cette cinétique engendre des profils tout à fait différents de ceux obtenus sur le terrain et la discordance mesures-modèle devient alors très importante.

Pour la cinétique de dégradation de la DBO, nous avons remarqué que son doublement n'induit qu'une légère modification (surélévation à l'amont) de la courbe d'oxygène.

Pour les autres cinétiques (nitritation et nitratisation) sans considérer l'accélération de la nitritation, la sensibilité est d'un degré moindre. Ainsi par exemple un doublement de la cinétique de nitratisation n'entraîne qu'une légère distorsion des profils.

## 5.8 CONCLUSION SUR LE PREMIER MODELE

En conclusion, nous pouvons affirmer que la prise en compte de l'hydrodynamique, dans le modèle de nitrification ne permet pas de résoudre les problèmes auxquels a été confronté Romaña, puisque pour obtenir un calage satisfaisant, nous devons, et de la même façon que dans le modèle stationnaire, introduire une accélération en exponentielle de la nitritation, et une diminution (d'un facteur 10) des apports latéraux d'ammonium.

Cette conclusion est importante. En effet, les études à venir devront plutôt porter sur la définition des apports et sur les phénomènes chimiques et biologiques qui agissent sur le cycle de l'azote et sur celui de l'oxygène dissous.

Ainsi, cette étude, bien que ponctuelle, confirme la nécessité d'élaborer un modèle suffisamment global susceptible de prédire l'état, la fragilisation ou la robustesse du système estuarien en Seine.

Par ailleurs notre étude a également soulevé, encore une fois, le problème de l'accélération arbitraire de la nitritation.

Nous tenterons par la suite dans ce travail, d'esquisser la réponse à cette question, en faisant l'approche entre l'accélération arbitraire et l'évolution spatiale de la biomasse bactérienne. En effet, il n'est pas exclu qu'une prise en compte de la nitrification s'appuyant sur le détail du fonctionnement des bactéries nitrifiantes soit à l'origine de cette accélération comme l'avait déjà esquissé Romaña en 1985.

Nous étudierons également:

- l'impact de la prise en compte des cinétiques du deuxième ordre.
- l'évolution temporelle du modèle et nous comparerons avec les données *in situ*.

## 6. LE MODELE 2 DE QUALITE DES EAUX (Cinétiques du 2ème ordre)

### 6.1 INTRODUCTION

Le calage du modèle 1 que nous avons obtenu est, certes, satisfaisant. Néanmoins, l'accélération à laquelle nous avons eu recours pour y parvenir est arbitraire et met en cause la capacité de prédiction du modèle. Cette accélération traduit certainement, et d'une manière artificielle la présence d'un processus biochimique ou biologique non modélisé.

Pour tester cette hypothèse nous avons modélisé le comportement de la biomasse bactérienne autotrophe en utilisant une cinétique du type Michaelis-Menten (Jorgensen et Gromiec, 1989), complétée par des fonctions "switch" relatives à la teneur en oxygène. Celles-ci sont destinées à reproduire mathématiquement le fait que ces bactéries diminuent voire arrêtent leur activité en deçà d'une certaine teneur en oxygène dissous. Un grand nombre des coefficients utilisés dans cette partie du travail ont été pris dans le travail de Fenchel et Blackburn (1979). Le nouveau diagramme est présenté en figure 12.

### Equations du modèle

#### 1) Etape transport et apport :

$$\frac{dC}{dt} = -\Delta \frac{\text{Flux}}{dx} + \frac{\text{Apport}}{dx}$$

#### 2) Etape de transformation :

$$\frac{dC}{dt} = +\text{Sources} - \text{Puits}$$

#### DBO dissoute ultime :

$$\frac{d\text{DBO}}{dt} = -K_{\text{DBO}} \times \text{DBO}$$

# ESTUAIRE DE LA SEINE

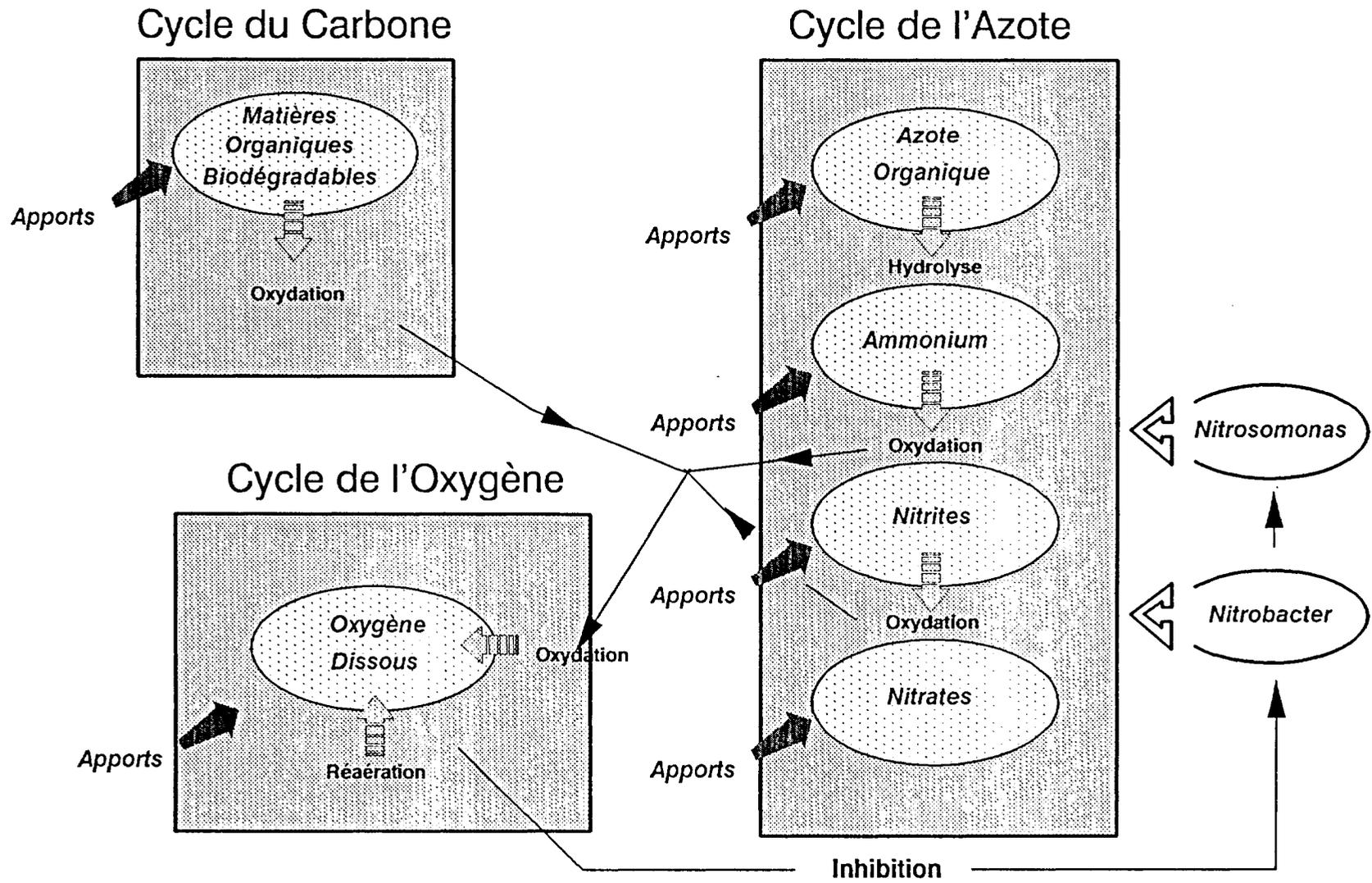


FIGURE 12

Azote organique (NOR) :

$$\frac{dNOR}{dt} = - K_{NOR} \times NOR$$

Azote ammoniacal (NH4) :

$$\frac{dNH4}{dt} = + K_{NOR} \times \frac{18}{14} \times NOR$$

$$-\frac{1}{Y1} \frac{18}{14} \mu_{1m} \frac{NH4}{K1+NH4} \times \frac{O2}{K021+O2} B1$$

Bactéries Nitrosantes (B1) :

$$\frac{dB1}{dt} = \mu_{1m} \frac{NH4}{NH4+K1} \times \frac{O2}{K021+O2} B1$$

Bactéries Nitratantes (B2) :

$$\frac{dB2}{dt} = \mu_{2m} \frac{NO2}{NO2+K2} \times \frac{O2}{K022+O2} B2$$

Nitrite (NO2) :

$$\frac{dNO2}{dt} = \left( \frac{1}{Y1} - A1 \right) \frac{46}{14} \mu_{1m} \frac{NH4}{NH4+K1} \times \frac{O2}{K021+O2} B1$$

$$-\frac{1}{Y2} \frac{46}{14} \mu_{2m} \frac{NO2}{(NO2+K2)} \times \frac{O2}{(K022+O2)} B2$$

Nitrate (NO3) :

$$\frac{dNO3}{dt} = \left( \frac{1}{Y2} - A2 \right) \frac{62}{14} \mu_{2m} \frac{NO2}{NO2+K2} \times \frac{O2}{K022+O2} B2$$

Oxygène (O2) :

$$\frac{dO2}{dt} = - K_a (O2 - O2sat)$$

$$-1.14 \frac{(1-A1Y1)}{Y1} \mu_{1m} \frac{NH4}{(NH4+K1)} \times \frac{O2}{(K021+O2)} B1$$

$$-3.43 \frac{(1-A2Y2)}{Y1} \mu_{2m} \frac{NO2}{NO2+K2} \times \frac{O2}{K022+O2} B2$$

$Y_i$  ( $i = 1,2$ ) et  $\mu_{im}$  ( $i = 1,2$ ) désignent respectivement le rendement et la cinétique maximale

$B_i$  ( $i = 1,2$ ) désignent respectivement les biomasses bactériennes de *nitrosomonas* et *nitrobacter*, c'est-à-dire les deux variétés bactériennes intervenant, d'une façon significative, dans la première (nitritation) et la seconde (nitratation) étape de nitrification. La mortalité des populations bactériennes est actuellement négligée.

Comme dans la première partie, l'effet de la température sur les cinétiques est pris en compte.

Pour appliquer le modèle, nous avons exploité les fichiers de données de la première partie, auxquels nous avons ajouté des constantes supplémentaires:

**Conditions aux limites amont de B1 et B2:** le manque de mesures fiables de ces deux paramètres nous ont contraint à considérer des valeurs arbitraires. Ces valeurs ont été inspirées de valeurs rapportées dans le rapport du PIREN-SEINE par Chesterikoff (1990).

**Y (g poids sec de cellules/g d'azote):** Rendement de la réaction pour les bactéries i.e; Y correspond à la croissance de la bactérie à partir de l'oxydation du substrat.

**A (g d'azote/g poids sec des cellules):** Teneur en azote des bactéries oxydantes (fractions azotées)

**K1, K2 et KO21 (g/l):** Constantes à demi-saturation ou constantes de Michaelis-Menten.

## 6.2 CALAGE DU NOUVEAU MODELE

Au vu du nombre important de paramètres intervenant dans les équations du modèle, le calage a nécessité plusieurs essais et ce d'autant plus que nous ne disposions pas de mesure fiable concernant la biomasse et les activités bactériennes autotrophes nitrosantes et nitratantes.

TABLEAU IV

<b>Réactions du 1er ordre</b>
K-DBO = 0.130 J <sup>-1</sup> K-NOR = 0.004 J <sup>-1</sup>
<b>Réactions du 2ème ordre</b>
$\mu_{1m} = 0.130 \text{ J}^{-1}$ $\mu_{2m} = 0.280 \text{ J}^{-1}$

TABLEAU V

<b>NITRITATION NITRATATION</b>	
$Y_1 = 1.0 \times 10^{-1}$	$Y_2 = 1.0 \times 10^{-1}$
$K_1 = 1.0 \times 10^{-3}$	$K_2 = 2.5 \times 10^{-3}$
$K_{O21} = 0.25 \times 10^{-3}$	$K_{O22} = 1.84 \times 10^{-3}$

FIGURE 13: Résultats du modèle mathématique prenant en compte les biomasses bactériennes pour les campagnes de septembre 1981(a), 1985(b), 1986(c) et 1987(d).

SEPTEMBRE 1981

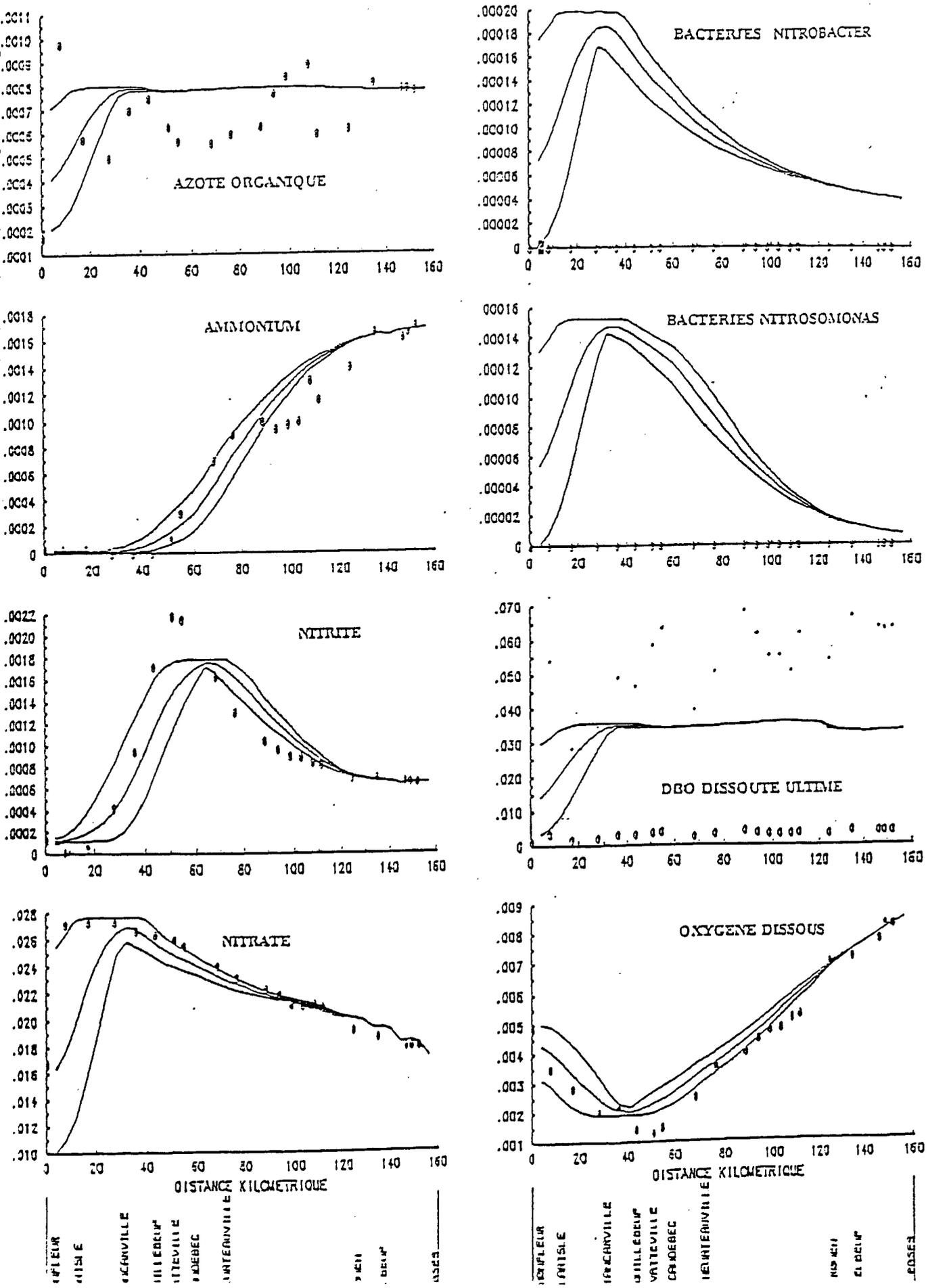
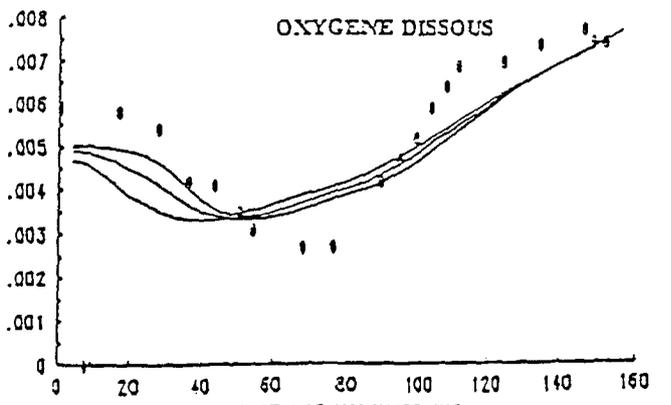
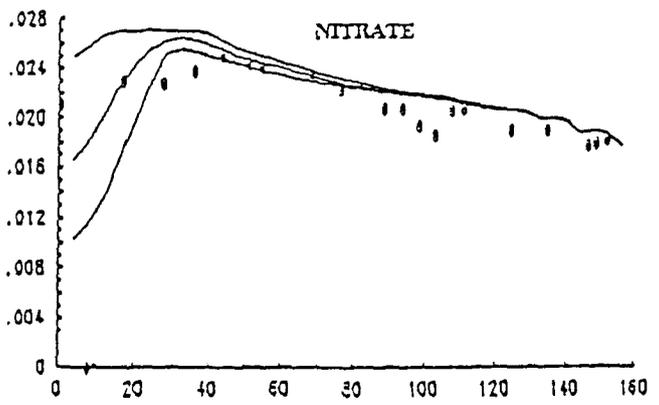
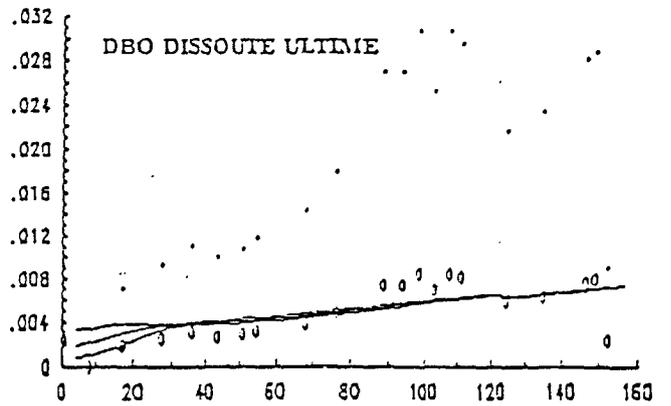
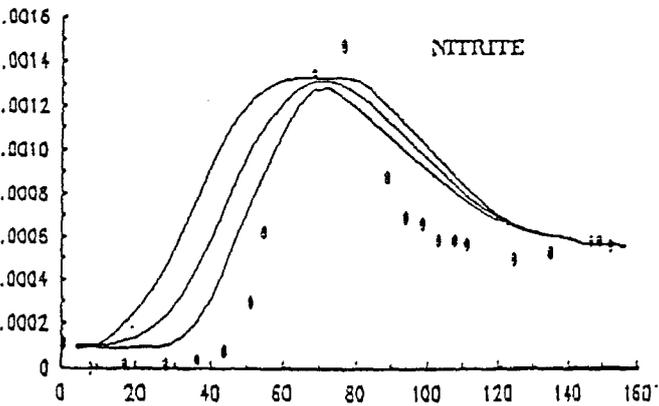
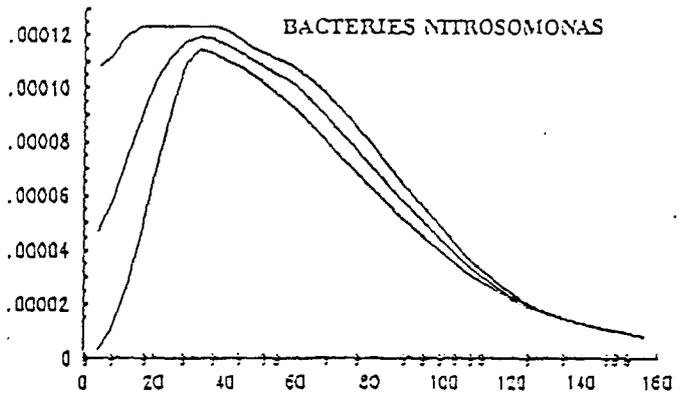
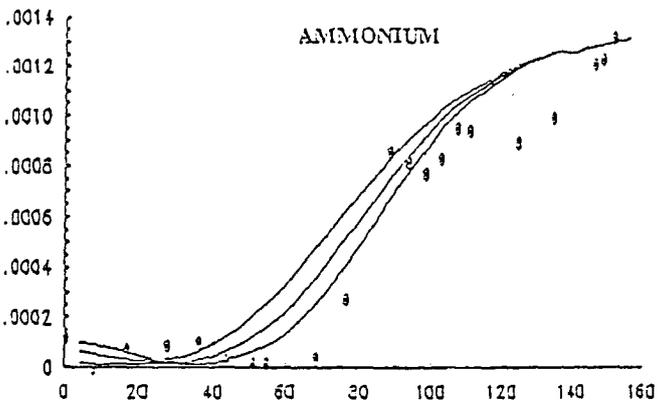
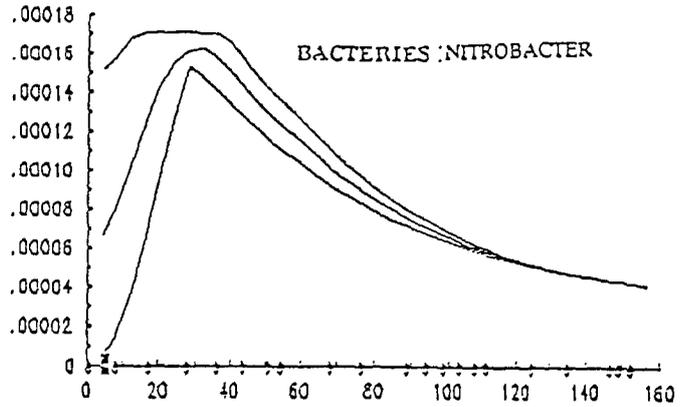
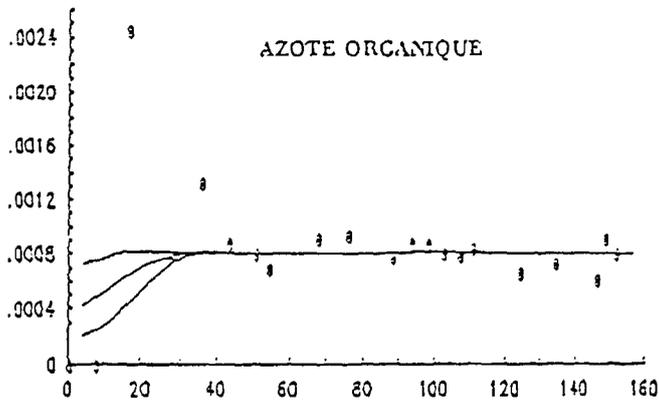


FIGURE 13: (suite) ESTUAIRE DE LA SEINE

MODELE DE NITRIFICATION ET OXYGENE DISSOUS

SEPTEMBRE 1985



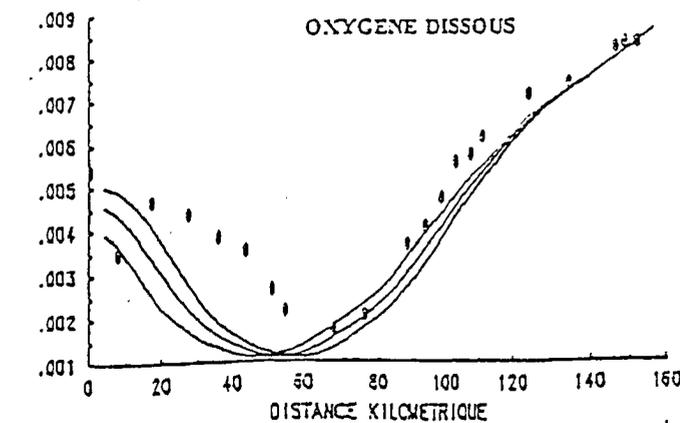
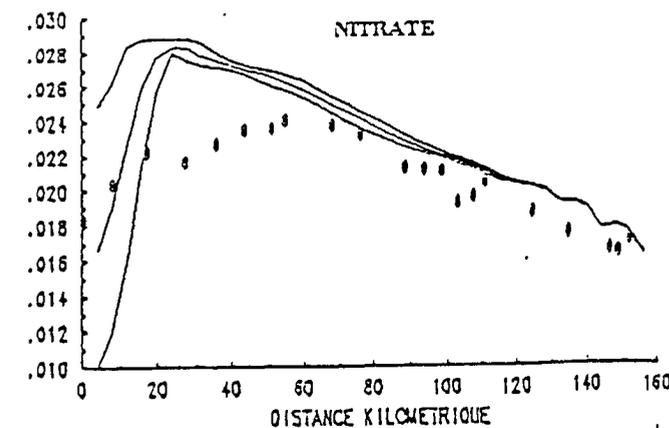
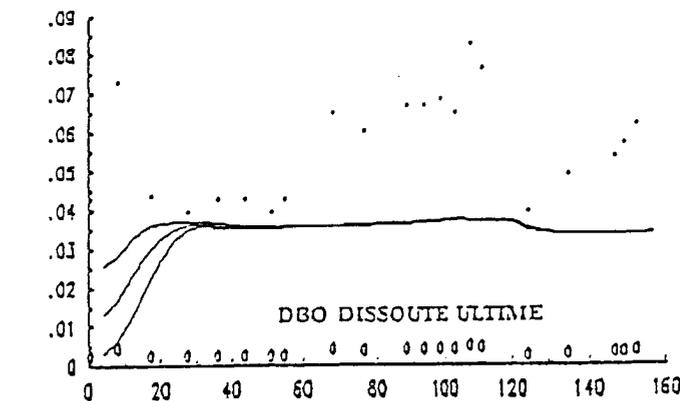
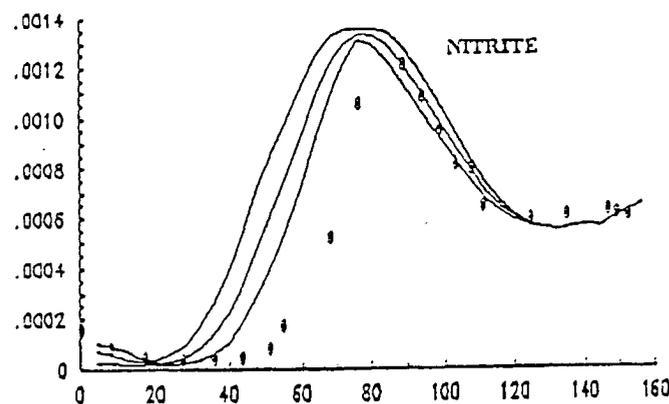
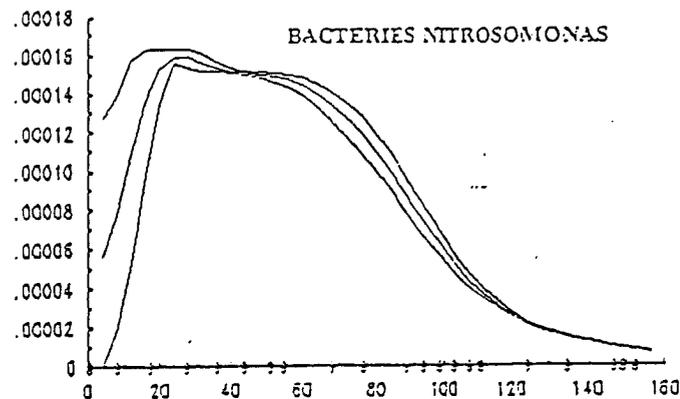
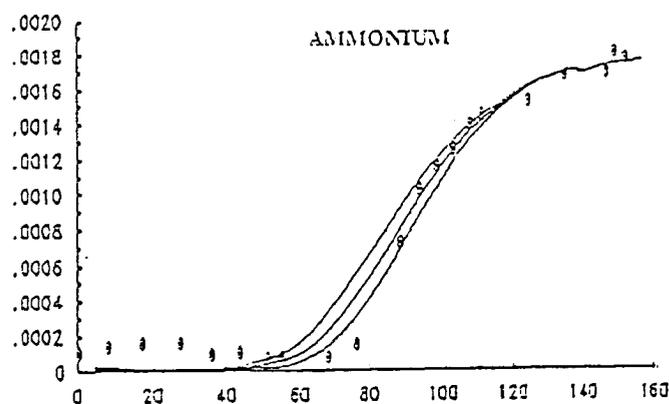
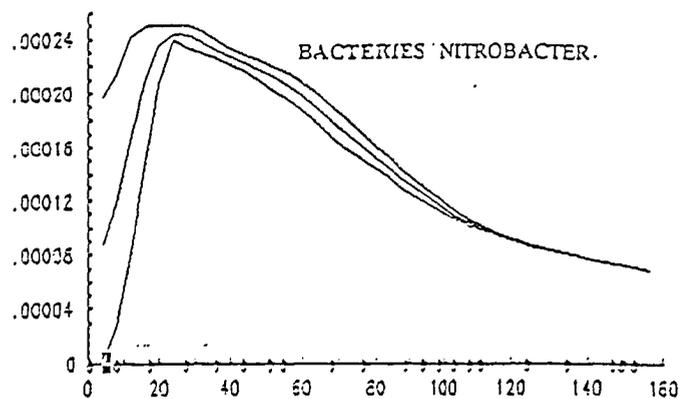
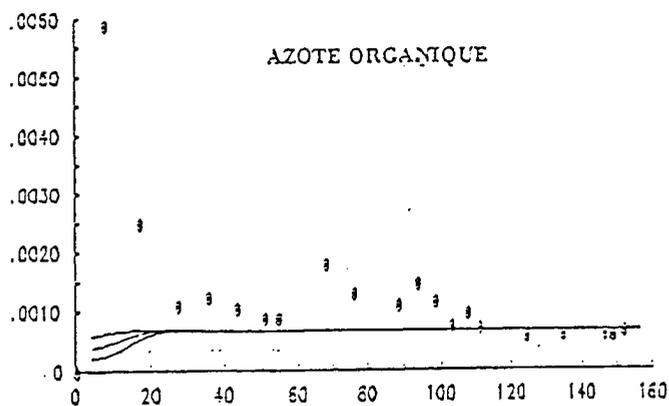
0 20 40 60 80 100 120 140 160  
 DISTANCE KILOMETRIQUE  
 ROUEN  
 ELBEUF  
 -ROSES

0 20 40 60 80 100 120 140 160  
 DISTANCE KILOMETRIQUE  
 ROUEN  
 ELBEUF  
 -ROSES

FIGURE 13: (suite) ESTUAIRE DE LA SEINE

MODELE DE NITRIFICATION ET OXYGENE DISSOUS

SEPTEMBRE 1986



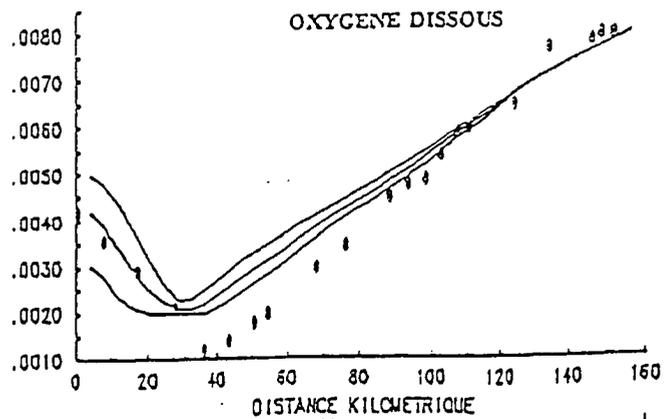
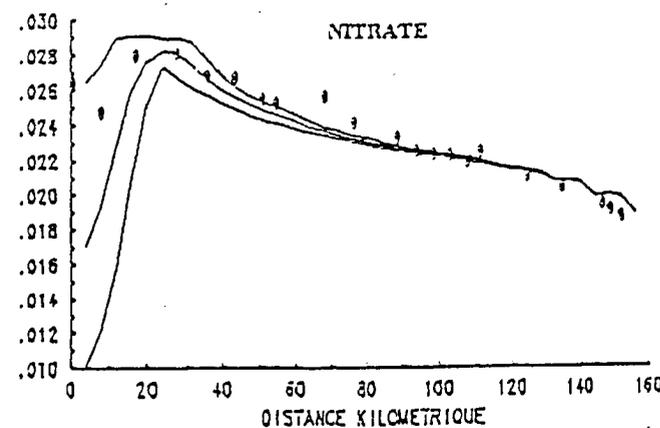
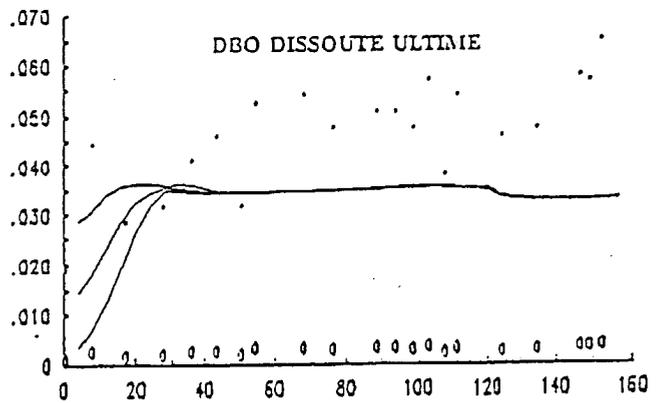
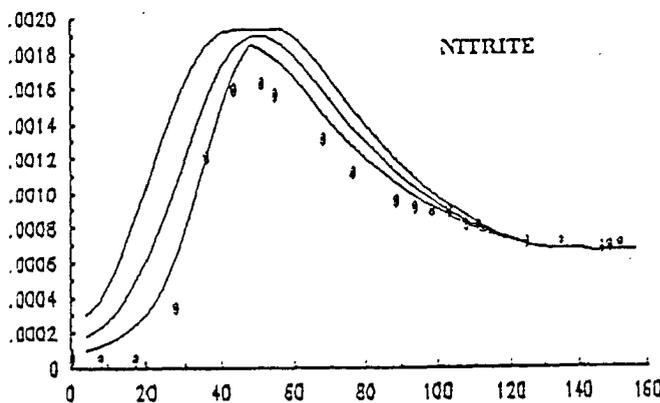
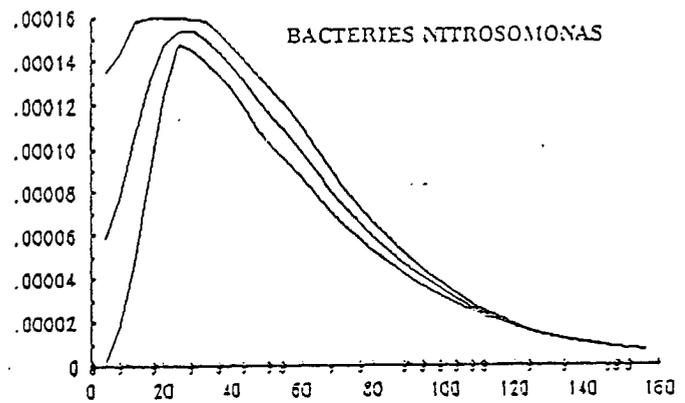
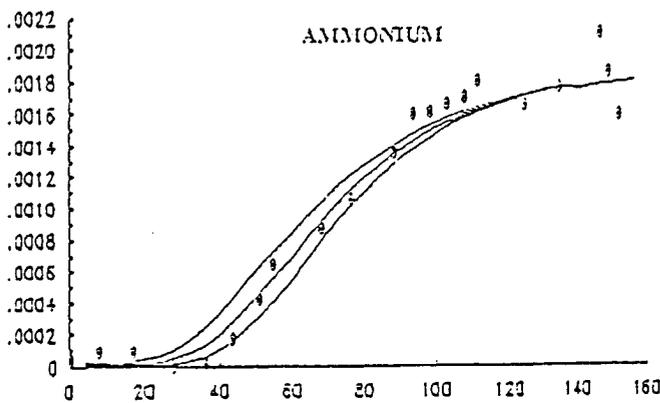
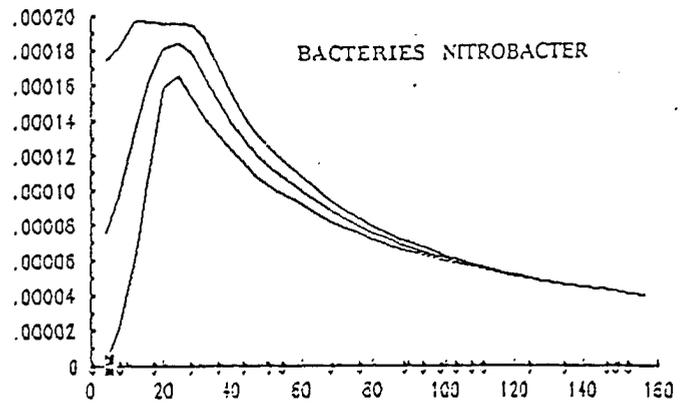
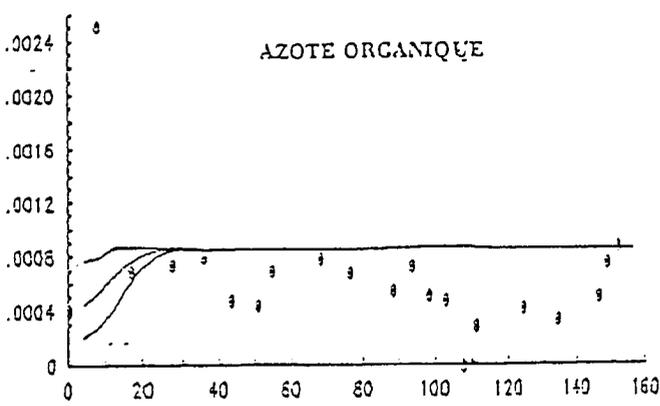
0 20 40 60 80 100 120 140 160  
 DISTANCE KILOMETRIQUE  
 HOUFFLEUR  
 L'ARTISLE  
 TRIGNVILLE  
 OUILLEBOUF  
 VATTVILLE  
 CADEBEC  
 IERTEVILLE  
 ROUEN  
 ELBOUF  
 EDES

0 20 40 60 80 100 120 140 160  
 DISTANCE KILOMETRIQUE  
 HOUFFLEUR  
 L'ARTISLE  
 TRIGNVILLE  
 OUILLEBOUF  
 VATTVILLE  
 CADEBEC  
 IERTEVILLE  
 ROUEN  
 ELBOUF  
 EDES

FIGURE 13: (suite) ESTUAIRE DE LA SEINE

MODELE DE NITRIFICATION ET OXYGENE DISSOUS

SEPTEMBRE 1987



TRAFLEUR  
 LARISIE  
 TRICARVILLE  
 OUILLEBEUF  
 VATTVILLE  
 CRADEBEC  
 IEURTERVILLE  
 MOUEN  
 ELBEUF  
 ROSES

TRAFLEUR  
 LARISIE  
 TRICARVILLE  
 OUILLEBEUF  
 VATTVILLE  
 CRADEBEC  
 IEURTERVILLE  
 MOUEN  
 ELBEUF  
 ROSES

Les cinétiques et les constantes retenues, c'est-à-dire celles qui nous ont permis d'obtenir un calage que nous avons jugé acceptable, sont données dans les tableaux IV et V.

Les résultats du modèle relatifs aux campagnes de Septembre 1981, 1985, 1986 et 1987 sont représentés sur les figures 13a à 13d.

Pour les quatre campagnes, le modèle reproduit relativement bien le pic des nitrites et donne un très bon ajustement pour l'oxygène dissous, notamment dans la partie amont de l'estuaire. Ces résultats nous paraissent perfectibles si des mesures fiables de la biomasse bactérienne sont disponibles: l'accélération arbitraire de la nitrification introduite dans la première partie de ce document peut donc être remplacée par la prise en compte, dans le modèle, du comportement de la biomasse bactérienne.

### 6.3 SENSIBILITE DU MODELE

L'étude de sensibilité a mis en évidence l'importance des conditions aux limites amont des biomasses respectives des bactéries nitrosantes (*nitrosomonas*) et nitrifiantes (*nitrobacter*). En effet, une variation de 15 à 20 % de ces conditions aux limites changent complètement le comportement du modèle. Ce résultat pourrait guider les mesures à effectuer *in situ* lors de campagnes de mesures à venir et qui devront s'attarder sur l'acquisition (avec la meilleure précision possible) de ces paramètres.

La sensibilité aux constantes limitantes et aux constantes à demi-saturation est relativement faible.

Pour les autres cinétiques (K-NOR, K-DBO), leur impact est du même ordre que dans la première partie de ce document, c'est-à-dire presque négligeable.

### 6.4 LIAISON AVEC LA SEINE AMONT

Récemment le PIREN SEINE a approfondi de façon significative les connaissances sur le cycle de la matière organique et de la nitrification en Seine amont (Tronçon Paris - Poses). Il a par ailleurs étudié la distribution et les activités des biomasses autotrophes et hétérotrophes du cours d'eau. Sans prétendre évoquer l'ensemble des acquis, nous souhaiterions introduire dans ce débat quelques éléments qui permettront de mieux situer notre travail.

La figure 14 présente en hypothèse un schéma très simplifié du fonctionnement estival de l'ensemble du système.

# SYSTEME SEINE

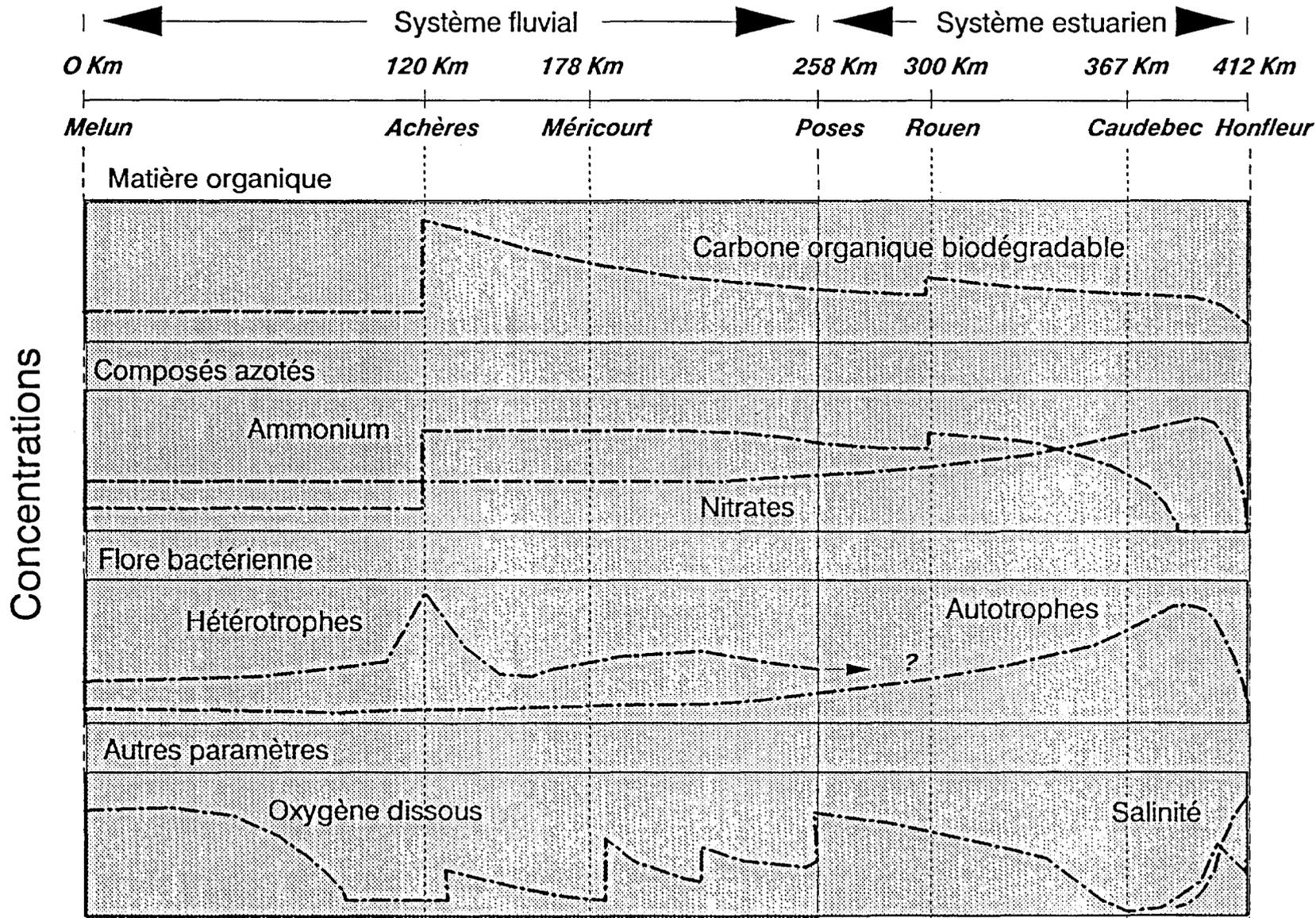


FIGURE 14

## **La matière organique biodégradable (carbone et azote) et les bactéries hétérotrophes aérobies**

En amont de Paris la Seine semble présenter des concentrations en matière organique (sous forme de carbone ou d'azote) légèrement supérieures à celles trouvées normalement dans des cours d'eau de cette importance.

Lors de sa traversée de l'agglomération parisienne, la Seine se charge très fortement en matière organique du fait principalement des rejets introduits par les stations d'épuration de Noisy Le Grand, Valenton et surtout Achères (quatre tranches,) qui déversent en été de l'ordre de 10 à 12 % du débit de la rivière. Ce matériel va se dégrader par la suite, du fait de l'accroissement de la biomasse des bactéries hétérotrophes aérobies de la Seine et non de celles introduites par les stations d'épuration biologique, (plus grandes en taille, et qui semblent disparaître rapidement par prédation).

Cette dégradation va se traduire par un appauvrissement progressif de la biodégradabilité de ce matériel, et par un accroissement concomitant du déficit en oxygène dissous. Celui-ci atteindra l'anoxie au niveau de la plupart des "biefs" où l'accroissement de la sédimentation du matériel particulaire organique entraînera une augmentation de la demande locale en oxygène dissous. Ce sont les différents affluents (Oise, Epte...) et les nombreux barrages situés le long du cours d'eau qui participeront d'une façon importante à la ré-oxygénation du milieu (apports directs en oxygène dissous, ou par réaération lors des chutes).

Ceci expliquerait maintenant pourquoi la matière organique qui parvient à l'estuaire au niveau de Poses intervienne pour si peu dans le cycle de l'oxygène dissous en aval ; et pourquoi l'oxygène dissous, après le barrage de Poses, présente des teneurs importantes quoique encore éloignées de la saturation.

Nous n'avons pas à l'heure actuelle d'information sur les différents composants dissous et particulaires de la matière organique.

### **L'ammonium et les bactéries nitrosantes**

A son arrivée en région parisienne, la Seine est très peu chargée en ammonium. Si l'on compte 5 000 000 d'équivalents habitants et un rejet de 25 m<sup>3</sup>/s, la quantité d'azote ammoniacal déversée par l'agglomération peut être estimée à 50 tonnes/jour (Chesterikoff et al, 1990) ce qui introduit brutalement une augmentation de 6 fois la concentration du milieu. Les stations biologiques ayant un rôle très limité dans les processus de nitrification, le nombre de bactéries autotrophes nitrifiantes rejetées reste très bas, l'accroissement de leur biomasse dans le milieu très limitée.

A partir de ce moment, la température élevée et les très fortes teneurs en ammonium du milieu, devraient induire une nitrification très forte et très rapide. Mais il est connu depuis des nombreuses années (Fenchel et Blackburn, 1979) que le temps de doublement des bactéries autotrophes est d'un ordre de grandeur plus grand que celui des bactéries hétérotrophes. Il se trouve alors (Chesterikoff et al, 1990) que les bactéries nitrifiantes n'ont pas le

temps de se développer d'une façon significative entre Paris et Poses, et le stock d'ammonium arrive presque intact à l'entrée de l'estuaire. C'est donc au sein de l'estuaire que le développement bactérien se ferait ce qui expliquerait le phénomène d'accélération de la nitrification tel que nous l'avons démontré.

### Les nitrites et les bactéries nitrifiantes

Les nitrites sont rejetés en faible quantité dans la région parisienne. La nitrification n'ayant pas eu lieu dans le cours d'eau, c'est seulement au sein de l'estuaire que l'on détectera l'apparition significative des nitrites. La différence des cinétiques nitrifiantes et nitrifiantes, l'existence d'une fonction "switch" plus contraignante pour les *nitrobacter* que pour les *nitrosomonas*, expliquerait l'apparition d'un très fort pic estival de nitrites (jusqu'à 1 mg/l de N-NO<sub>2</sub>). Ce genre de pic a déjà été relevé par Morris et al (1985) sur l'estuaire de la Tamar (maximum entre 0,035 et 0,023 mg N-NO<sub>2</sub>/l) mais expliqué par d'autres processus qui ne pourraient être invoqués dans notre cas.

### Les nitrates

Les nitrates sont apportés en quantité importante par le bassin versant de la Seine. Son origine, principalement agricole, expliquerait la croissance en concentration constatée depuis les années 60 en amont de Paris. Cette croissance, linéaire au départ, semble s'amortir depuis la fin des années 70, sans pour autant s'annuler. De même que pour les nitrites, les nitrates sont presque absents des rejets urbains et de ce fait les apports parisiens sont très limités. Probablement une partie de l'azote nitrique est éliminé au niveau des "biefs" où une dénitrification aurait lieu par manque d'oxygène dissous. A leur entrée dans l'estuaire et en été, la concentration en nitrates varie autour de 15 mg/l NO<sub>3</sub>. L'ensemble du processus de nitrification ayant lieu au cours du transit estuarien, la majorité de l'azote sera évacuée vers la mer sous forme de nitrates. L'estimation porterait, toujours en été, sur 80 à 100 tonnes par jour. Chesterikoff et al (1990) estiment les apports en azote à Poses de l'ordre de 100 à 120 tonnes par jour dont 60 à 80 proviendraient d'Achères.

## 7. CONCLUSION

Les résultats du modèle confirment le rôle prépondérant des rejets de l'agglomération parisienne sur la qualité des eaux de l'estuaire de la Seine. Le rôle des rejets internes à l'estuaire reste pour l'instant limité. Les nouveaux modèles confirment l'importance de la nitrification sur le cycle de l'oxygène dissous et les problèmes d'anoxie.

Si dans la première partie de ce document, l'écart observations - modèle n'était pas significatif, la fiabilité et la prédictivité du modèle étaient mis en cause, puisque l'origine de l'accélération de la nitrification demeurait inexplicite. En revanche, dans la deuxième partie nous avons mis en évidence un processus dont la modélisation permet à cet écart de rester faible sans avoir à accélérer la nitrification. Ce processus concerne la biomasse bactérienne (*Nitrosomonas* et *Nitrobacter*) dont il va falloir tenir compte dans les futures campagnes d'acquisition de données. Elle devra être complétée par des informations plus précises sur les différents coefficients stoechiométriques que nous avons utilisés. Malgré le fait que les différents "switch" introduits dans la formulation semblent ne pas jouer un rôle important dans le modèle, il sera aussi intéressant de mieux cerner et de mieux quantifier ce phénomène.

L'oxydation de la matière organique a été traitée dans ces modèles d'une façon rustique à travers la DBO totale. Ceci est lié au fait qu'elle intervient d'une façon très limitée dans le cycle actuel. Il n'en demeure pas moins que dans le futur, la modification éventuelle des flux introduits en Seine, soit du fait de l'assainissement de l'agglomération parisienne, ou d'une augmentation de l'activité agricole et/ou industrielle, entraînera une modification des cycles à modéliser. Dans ce cas, le cycle de la matière organique peut reprendre de l'importance, et il sera alors nécessaire de mieux définir les compartiments traités et de mieux quantifier les différents échanges: formes de la matière organique (hydrolysable rapidement et lentement, directement assimilable, particulaire ou dissoute...), production primaire et secondaire, etc.

Il n'en demeure pas moins que l'exploitation des résultats effectués par Romaña et Guillaud en 1982 sur la base du premier modèle restent valables, et tant que les conditions générales du fonctionnement biochimique de l'estuaire ne changent pas, il faut absolument limiter à 0,6 mg/l les concentrations d'ammonium parvenant en été à Poses, ce qui est loin d'être le cas actuellement.

Lors des programmes d'assainissement en cours à Paris (modification des réseaux, nouvelles stations d'épuration, nitrification voire dénitrification d'Achères) il est primordial de tenir compte que l'ensemble cours d'eau - estuaire se comporte comme un "continuum". En effet ceci implique que les problèmes doivent être traités globalement et qu'un couplage des modèles Seine et Estuaire de la Seine serait des plus fructueux. Toute modification en amont aura à terme des conséquences importantes sur l'estuaire (accroissement de la production primaire par exemple) et il est impératif de les prévoir afin d'éviter de se tromper dans les choix.

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1 Estuaire de la Seine. Localisation des marégraphes
- Figure 2 Organigramme du modèle hydrodynamique.
- Figure 3 Sections d'écoulement en Seine.
- Figure 4 Profil du coefficient de frottement (formule de Manning-Strickler).
- Figure 5 Hauteurs d'eau calculées (trait continu) et mesurées (cercles) à l'emplacement des marégraphes.
- Figure 6 Profils longitudinaux de vitesse et de hauteur d'eau. Période d'étiage.
- Figure 7 Cycle biochimique modélisé par le modèle 1.
- Figure 8 Résultats du modèle, pour la campagne Septembre 1981, obtenus sans accélération de la nitrification.
- Figure 9 Résultats du modèle stationnaire. D'après Romaña, 1982.
- Figure 10 Résultats du modèle non-stationnaire, pour la campagne de Septembre 1981 ( $T = 18^{\circ}\text{C}$ ). Sans diminution des apports.
- Figures 11a à 11d. Résultats du modèle pour les campagnes du mois de Septembre des années 1985 (a), 86 (b) et 87 (c)..
- Figure 12 Cycle biochimique modélisé par le modèle 2.
- Figures 13a à 13d. Résultat du modèle, prenant en compte les biomasses bactérienne autotrophe, pour les campagnes de septembre 1981 (a), 1985 (b), 1986 (c) et 1987 (d).
- Figure 14. Système Seine: ensemble de phénomènes qui interviennent le long du cours d'eau et de l'estuaire

## REFERENCES

**Avoine J., 1981.** L'estuaire de la Seine. Sédiments et dynamiques sédimentaire. Thèse Université de Caen.

**Cellule anti-pollution, 1991** - Relevé partiel des mesures en Seine en juillet 1991.

**Chesterikoff A., Garban B., Ollivon D. et Chesterikoff C., 1990.** Origine et dynamique de l'azote en Seine à l'aval de Paris. Comportement des MES, du phosphore et du COP: rôle de la Station d'Achères dans cette problématique. Rapport PIREN SEINE I/90/03.

**Fenchel T. et Blackburn T.H., 1979.** Bacteria and Mineral Cycling. Academic Press.

**Guillaud J.F., 1982.** Les flux des sels nutritifs dans l'estuaire de la Seine. Rôle et importance du bouchon vaseux au cours du mélange estuarien. Rapp. Int. IFREMER.

**Jorgensen S.E et Gromiec M.J., 1989.** Developments in Environmental Modelling 14. pp 247 - 276. ELSEVIER

**Lessouef A. et Andre A., 1982.** Mise au point d'un modèle de qualité de la Seine de Montereau à Poses. XVIIe journées de l'hydraulique. Nantes, 14-16 Septembre 1982.

**Morris A.W., Howland R.J.M., Woodward E.M.S., Bale A.J. and Mantura R.F.C., 1985.** Nitrite and ammonia in the Tamar Estuary. Netherlands Journal of Sea Research 19 (3/4): 217-222.

**Romaña L.A, 1982.** Un modèle mathématique de nitrification en Basse Seine. Conséquences sur l'oxygène dissous. Société Hydrotechnique de France. XXVIIème journées de l'hydraulique. Nantes. Septembre 1982. Question V. Rapport n°6.

**Romaña L.A, 1984.** Nitrification en estuaire de la Seine : Influence des matières en suspension. Rapp. Int. IFREMER.

**Romaña L.A, et Guillaud J.F., 1982.** Etude et modélisation de la qualité des eaux en basse Seine. Colloque INNOTERMER, Brest, 2-7 Novembre 1982.

**Salomon J.C, 1976.** Modèle mathématique de la propagation de la marée en estuaire et des transports sableux associés : Application aux estuaires de la Loire et de la Seine. LOP, Univ de Bretagne Occidentale (UBO).

**Salomon J.C et Le Hir P., 1982.** Etude de l'estuaire de la Seine: Modélisation numérique des phénomènes physiques. UBO, Faculté des Sciences et Techniques.

**Thouvenin B et Romaña L.A., 1992.** Modélisation mathématique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire. Rapport interne IFREMER DEL/92.05/Toulon.