

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT  
ET DE  
L'AMENAGEMENT LITTORAL**

**MODELISATION MATHEMATIQUE DE L'OXYGENE  
DISSOUS**

**DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

**PREMIERE PHASE**

par Bénédicte THOUVENIN  
et Louis-Alexandre ROMAÑA



**R.INT.DEL/92.05/TOULON**

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT  
ET DE  
L'AMENAGEMENT LITTORAL**

**MODELISATION MATHEMATIQUE DE L'OXYGENE  
DISSOUS**

**DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

**PREMIERE PHASE**

par Bénédicte THOUVENIN  
et Louis-Alexandre ROMAÑA

**R.INT.DEL/92.05/TOULON**

# IFREMER

Adresse :

IFREMER  
Centre de Toulon  
Zone Portuaire de Brégaillon  
BP 330  
83507 LA SEYNE SUR MER Cédex

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'AMENAGEMENT  
LITTORAL

SERVICE

LABORATOIRE : CHIMIE DES CONTAMINANTS ET MODELISATION

<b>AUTEUR (S) : Bénédicte THOUVENIN</b>  <b>et Louis-Alexandre ROMAÑA</b>		<b>CODE : R.INT.DEL/92.05 /</b> <b>TOULON</b> <b>DATE : DECEMBRE 92</b>
<b>TITRE :</b> <b>MODELISATION MATHEMATIQUE DE L'OXYGENE</b> <b>DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE</b> <b>PREMIERE PHASE</b>		<b>Tirage nbre: 40</b> <b>Nb pages 95</b> <b>Nbre annexes : 7</b>
<b>CONTRAT</b> <b>(intitulé)</b>  <b>N° _____</b>		<b>DIFFUSION</b>  <b>libre : X</b> <b>restreinte :</b> <b>confidentielle :</b>

RESUME:

Depuis plusieurs années, on observe en période post-estivale un très important déficit en oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire, accompagné par une mortalité élevée de certaines espèces halieutiques migratrices. L'origine de cette anoxie est imputée au stock de matière organique particulaire biodégradable qui est piégée dans la zone de turbidité maximale.

A la demande de l'Association pour la Protection de l'Environnement de l'Estuaire de la Loire, un modèle mathématique a été mis en place pour décrire les mécanismes hydrodynamiques et hydrosédimentaires dans l'estuaire, ainsi que l'évolution de l'oxygène dissous et la dégradation de la matière organique.

Dans une première phase, ce modèle reproduit l'évolution longitudinale et temporelle de l'oxygène dissous en tenant compte d'une matière organique biodégradable dissoute qui transite dans l'estuaire, et d'une matière organique biodégradable particulaire, qui est piégée dans la zone du "bouchon vaseux". La concentration de cette matière organique particulaire est, dans cette première phase, directement reliée à celle des matières en suspension, elles-mêmes reproduites de façon simplifiée à partir des mesures.

L'application du modèle, après confrontation à des mesures d'oxygène en continu en trois points de l'estuaire, montre bien l'importance de la charge en matière organique biodégradable de cette zone de turbidité maximale. La dégradation de cet important stock de matière conduit à l'anoxie d'autant plus rapidement qu'il remonte vers l'amont de l'estuaire en période d'étiage.

Mots clés : Modèle mathématique, Estuaire, Loire, Oxygène dissous, Matière organique

# MODELISATION DE L'OXYGENE DISSOUS DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

INTRODUCTION	1
I. MODELISATION HYDRODYNAMIQUE	3
II. TRANSPORT ET MELANGE D'UN PARAMETRE CONSERVATIF	11
III. LES VARIABLES DE LA QUALITE DE L'EAU	15
III.1 Code de calcul	15
III.2 Application à l'Estuaire de la Loire	16
III.2.1 Les phénomènes modélisés dans l'Estuaire de la Loire	
Variables d'état et variables forçantes	19
1. Transport et mélange	
2. Echange avec l'atmosphère	
3. Dégradation de la matière organique	
4. Production primaire	
5. Variables forçantes	
III.2.2 Les apports dans l'Estuaire de la Loire	36
IV. APPLICATION A DES PERIODES DE MESURES :	
Calibration du modèle de qualité de l'eau	39
IV.1 Période 2 : Juin 88	44
IV.2 Période 3 : Septembre 88	52
IV.3 Conclusion de la calibration du modèle de qualité de l'eau	60
V. ETUDE DE SENSIBILITE	63
V.1 Sensibilité au frottement	63
V.2 Sensibilité au coefficient de dispersion	63
V.3 Sensibilité aux cinétiques	63
V.4 Sensibilité à la cinétique de réaération	67
V.5 Sensibilité à la production primaire	68
V.6 Sensibilité à la température	68
V.7 Sensibilité aux conditions aux limites Amont et Aval	69
V.8 Sensibilité aux apports internes de matière organique	69
V.9 Sensibilité au rapport DBO/MES	69
V.10 Sensibilité au débit Amont	73
V.11 Sensibilité à la position du bouchon vaseux	73
V.12 Conclusion	80
VI. EXPLOITATION DU MODELE D'OXYGENE DISSOUS	81
VI.1 Informations tirées du modèle (Septembre et Juin 88)	82
VI.2 Calcul des trajectoires de mulets traversant l'Estuaire	85
VI.3 Extrapolation du modèle en modifiant la quantité de matière organique biodégradable particulaire	85
VI.4 Extrapolation du modèle en modifiant la position du bouchon vaseux, sans changer son stock	90
CONCLUSION	94

## INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, on observe en période estivale un très important déficit en oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire, accompagné par une mortalité élevée de certaines espèces halieutiques migratrices (mulets *Liza ramada*).

A la demande de l'Association pour la Protection de l'Environnement de l'Estuaire de la Loire (A.P.E.E.L), une étude a été entreprise afin de comprendre les causes de cette anoxie et d'évaluer, par le biais d'un modèle mathématique de l'estuaire, l'impact des différents apports fluviaux, urbains et industriels de matière organique biodégradable sur l'évolution de l'oxygène dissous.

Une pré-étude sur la faisabilité d'un tel modèle avait été conduite en 1986-1987 (Romaña *et al* 1987). L'analyse des différents processus qui interviennent dans le cycle de l'oxygène dissous et l'interprétation des mesures effectuées à cette occasion dans l'estuaire ont montré que l'origine de l'anoxie résidait dans la présence d'un stock important de matière organique biodégradable, piégée à l'intérieur de l'estuaire dans la zone de turbidité maximale (appelée "bouchon vaseux"). En période estivale, lorsque le débit du fleuve est faible et lorsque le coefficient de marée dépasse la valeur 80, c'est-à-dire approximativement lorsqu'une grande partie de la "crème de vase" est érodée et se trouve en suspension dans la colonne d'eau, on a mis en évidence l'apparition systématique des conditions anoxiques dans l'estuaire.

Pour étudier plus précisément le rôle de ce stock de matière organique biodégradable piégée dans le bouchon vaseux et pour évaluer ensuite l'influence respective des différents apports dans la formation de ce stock, un programme d'étude en deux étapes a été engagé.

La première étape consiste en un modèle simplifié qui reproduit l'évolution de l'oxygène dissous dans l'estuaire, en prenant en compte les principaux processus en jeu, mais en imposant un stock de matière organique biodégradable dans le bouchon vaseux variant directement en fonction de la quantité de matières en suspension. L'origine et la formation de ce stock ne sont pas reproduites.

La deuxième étape consiste à simuler l'évolution spatiale et temporelle de cette matière organique particulière. Cette étape, plus ambitieuse, suppose que l'on soit capable de reproduire la formation du bouchon vaseux et sa variation annuelle. Introduite dans l'estuaire par différents apports (fluviaux, rejets urbains et industriels), la matière organique subit des transformations pendant son séjour, et particulièrement au cours des remises en suspension et des dépôts qui la font passer alternativement de conditions totalement anoxiques dans la crème de vase à des conditions oxygénées dans la colonne d'eau. Pour cette deuxième étape, il est donc nécessaire de connaître les différents apports, l'évolution du bouchon vaseux et les transformations de la matière organique.

Pour appuyer cette démarche, un modèle mathématique de dynamique sédimentaire est développé dans ce cadre (Le Hir et Karlikow 1991, 1992; Le Hir et Thouvenin 1992), ainsi qu'une étude concernant les apports de matière organique et ses transformations dans la masse turbide (Maurice, thèse en cours).

Le présent rapport concerne uniquement la première étape. A l'aide d'un modèle mathématique unidimensionnel de qualité de l'eau, incluant la modélisation hydrodynamique, on tente ici de reproduire l'évolution de l'oxygène dissous, de vérifier l'hypothèse émise et de quantifier l'influence respective des différents processus qui entrent dans le cycle de l'oxygène dissous.

Après une présentation du modèle, et des différents processus qu'il reproduit, ses résultats sont confrontés à des mesures réalisées en continu en trois points de l'estuaire, ceci sur deux périodes d'un mois. Une étude de sensibilité des résultats en oxygène est réalisée ensuite, afin de vérifier l'influence des coefficients choisis pour paramétrer les différents processus. Enfin, des informations sont tirées de ces applications, tant sur la connaissance du système que sur l'extrapolation du modèle pour différentes configurations du bouchon vaseux.

FIGURE I.1

## ESTUAIRE DE LA LOIRE

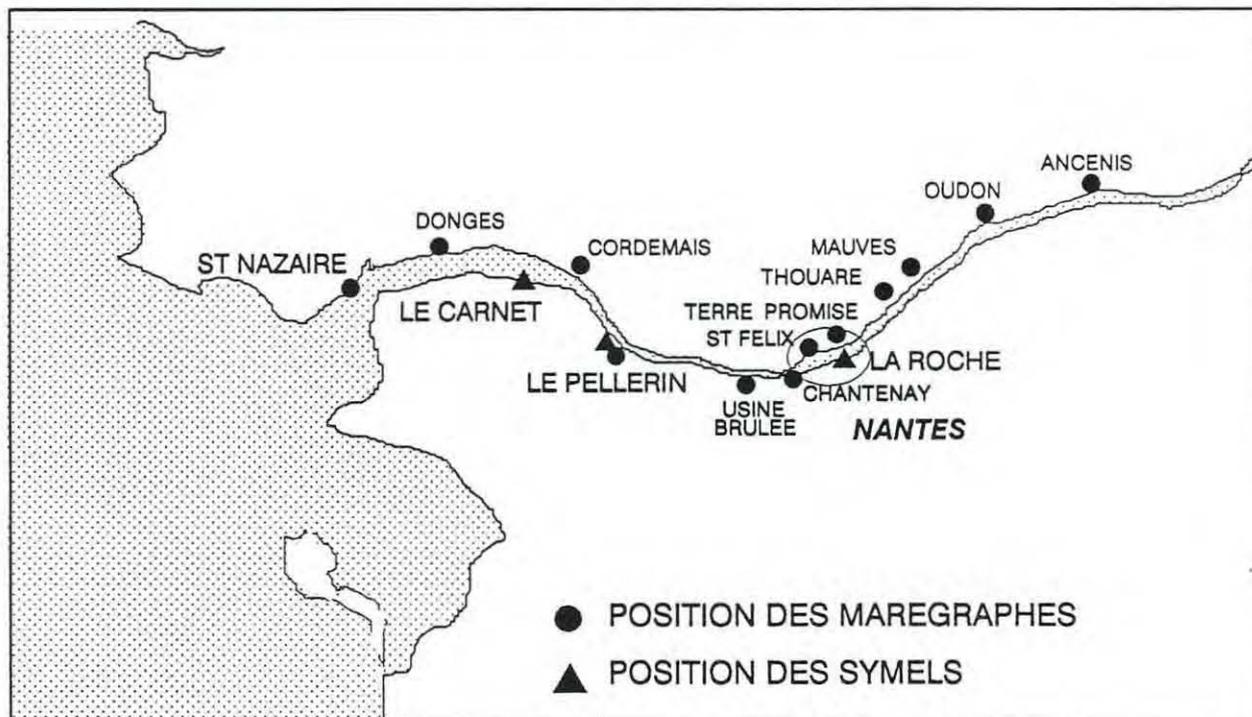
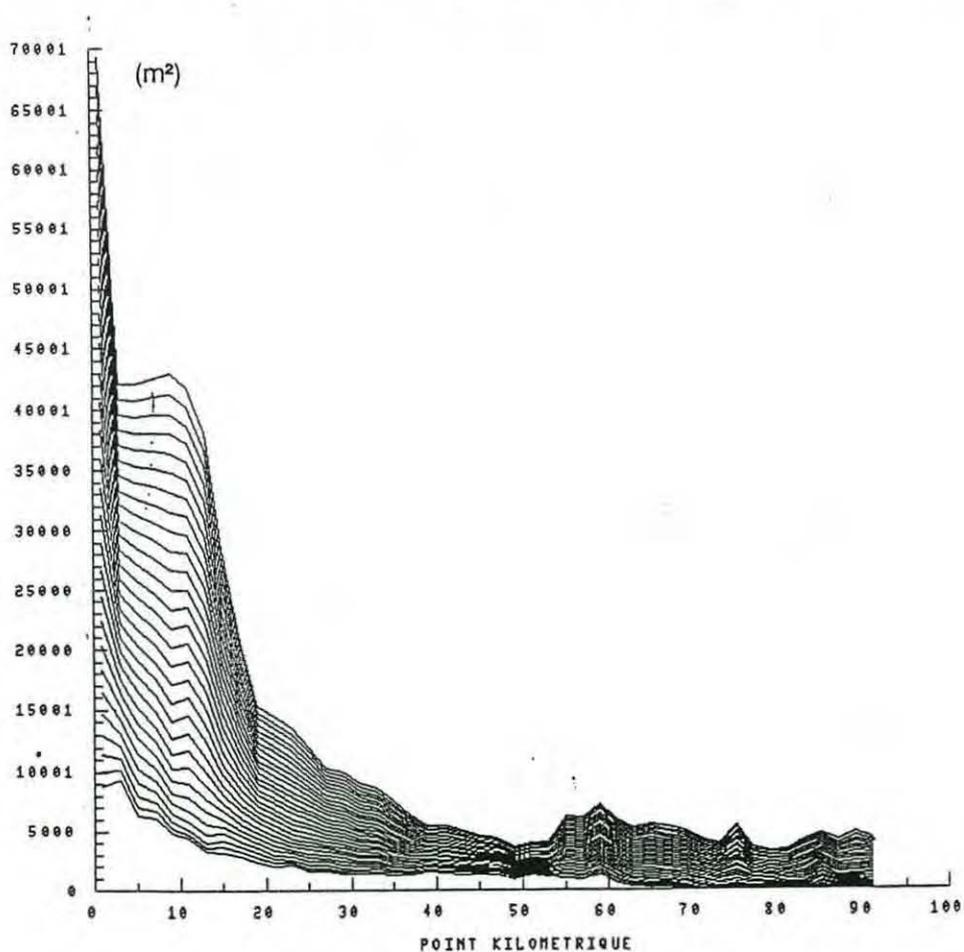


FIGURE I.2 : SECTIONS TOTALES DE ST NAZAIRE A ANCENIS



## I. MODELISATION HYDRODYNAMIQUE

L'estuaire de la LOIRE (figure I.1) est un estuaire relativement étroit, sa largeur est de l'ordre de quelques centaines de mètres, excepté à l'embouchure où elle atteint 3000 à 3500 mètres. Les sections moyennes varient de l'aval vers l'amont de l'estuaire suivant une loi exponentielle décroissante. (figure I.2)

L'estuaire est généralement assez bien mélangé surtout par marées de vives eaux et en débit d'étiage. Par contre il existe une légère stratification en mortes eaux et débit d'étiage, et une très forte stratification avec un débit de crue et une marée moyenne (CSEEL 1984).

Etant données ces caractéristiques physiques, il est possible de faire l'hypothèse d'unidimensionnalité, en supposant que les sections transversales sont bien mélangées et que le transport longitudinal des masses d'eau est prédominant sur les transports transversaux et verticaux. Quoique cette homogénéisation soit toute relative, notamment sur l'axe vertical, il est raisonnable en première approximation de moyenniser les concentrations sur la section droite de l'estuaire. On ne reproduit alors que des phénomènes moyens qui varient seulement sur l'axe longitudinal de l'estuaire et en fonction du temps.

Le modèle hydrodynamique, puis le modèle de qualité de l'eau qui sont appliqués dans cette étude sont donc des **modèles unidimensionnels**.

Le calcul hydrodynamique utilisé reprend le code de J.C. SALOMON (1976); il fournit les hauteurs d'eau, les sections transversales, les débits et les courants dans chaque maille du modèle.

L'estuaire est divisé en 46 mailles de 2 kilomètres de longueur, entre ST NAZAIRE et ANCENIS. Au delà de St Nazaire, vers l'aval, l'hypothèse d'unidimensionnalité n'est plus vérifiée.

Mais ST NAZAIRE étant relativement proche de la zone d'intérêt, le modèle a été étendu vers le large d'une douzaine de kilomètres. Les sections ont été extrapolées régulièrement en aval de St Nazaire et les résultats dans cette zone artificielle ne seront pas exploités. Cette extension du modèle permet pourtant d'éviter une sensibilité trop importante des résultats à la condition donnée à la limite, avec une meilleure prise en compte des flux sortant pendant le jusant à St Nazaire et rentrant au flot suivant.

### A. EQUATIONS DU MODELE

Les équations résolues pour le calcul hydrodynamique sont les équations classiques de NAVIER STOKES, moyennées sur les sections transversales, en appliquant l'hypothèse d'hydrostaticité :

Equation du mouvement :

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

Equation de la continuité :

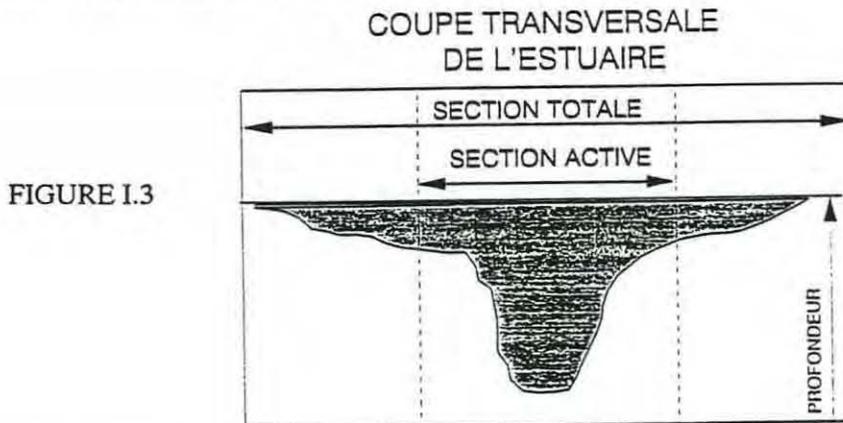
$$d\sigma_t/dt + d\sigma_a/dx + \Phi = 0$$

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

$k_f$ : coefficient de frottement  
 $R_h$ : rayon hydraulique (=section/perimètre mouillé)  
 $\nu$ : viscosité  
 $\sigma_t$ : sections totales  
 $\sigma_a$ : sections actives  
 $\Phi$ : flux d'eau entrant ou sortant par les affluents

Les sections transversales sont séparées en deux composantes (sections actives et passives), afin de tenir compte des irrégularités de la section d'écoulement (figure I.3). Dans la partie amont de l'estuaire, on distingue en effet les zones d'inondation qui stockent l'eau par exemple entre les épis à certains moments de la marée, et les parties plus profondes (chenal) qui participent à l'écoulement avec des courants plus forts.



Ces équations sont résolues par une méthode numérique explicite en différences finies selon le schéma utilisé par SALOMON. Seul le terme de frottement est traité de façon semi-implicite.

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

< 2 Km	ST NAZAIRE (PK 0)					ANCENIS (PK 90)
1 *	2 *	3 *	- - -	*	n-1 *	n *
U <sub>e</sub>	U	U		U	U	U <sub>c</sub>
h <sub>e</sub>	h <sub>1</sub>	h		h	h	h <sub>e</sub>
σ <sub>e</sub>	σ	σ		σ	σ	σ

Les conditions aux limites aval et amont de l'estuaire sont données de la façon suivante :

\* à l'amont (Ancenis: maille n) :

le débit est fourni à partir des mesures; il permet de calculer la vitesse ( $U_c$ ). La hauteur d'eau ( $h_e$ ) est extrapolée à partir des hauteurs des deux mailles voisines n-1 et n-2.

\* à l'aval (en maille 2) :

la hauteur d'eau ( $h_1$ ) est fournie soit à partir de mesures (marégraphes), soit à partir d'un calcul théorique par recombinaison harmonique des ondes de marée (S.H.O.M.). La hauteur d'eau en maille 1 ( $h_e$ ) est extrapolée à partir des mailles 2 et 3. Le courant ( $U_e$ ) en maille 1 est extrapolé, mais il est calculé par l'équation du mouvement en maille 2.

Lorsque l'estuaire est rallongé, la condition limite en maille 2 n'est plus située à St Nazaire, mais à 12 kilomètres en aval. Une étude de sensibilité a montré que la marée simulée à St Nazaire n'était cependant pas trop modifiée, et que les résultats plus en amont n'étaient pas affectés par ce rallongement.

## **B. BATHYMETRIE**

Le code a été appliqué dans l'estuaire de la Loire, en utilisant une bathymétrie de l'estuaire fournie par le Port Autonome de Nantes St Nazaire.

De Nantes à St Nazaire où le chenal est bien tracé, des profils de sonde ont été relevés tous les 250 mètres sur des cartes bathymétriques datant de 1983 à 1985.

Dans la ville de Nantes, les cartes existantes sont plus récentes (1987), sauf dans le bras de Pirmil où il manque des informations en amont du pont de Pornic. La bathymétrie dans ce bras a été extrapolée. D'autre part les nombreux ponts, accompagnés de fosses ou de seuils introduisent des imprécisions.

En amont de Nantes, de nouveaux sondages ont été réalisés en 1988, mais des informations manquent pour les parties hautes des profils et dans les faux bras. Les anciens sondages de 1973 et 1974 ont été alors réutilisés pour compléter les profils (CAILLAT 1989).

De Nantes à Ancenis, les profils ont été relevés tous les 125 mètres.

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 (égaux au rapport section totale sur périmètre mouillé), correspondant à chaque hauteur d'eau (comprise entre -1m et +13 m (/CM), ont été calculées. L'évaluation, pour certains profils, des sections actives et passives a été réalisée à partir des cartes de bathymétrie et de la connaissance du terrain (CAILLAT).

Une simple moyenne a été faite pour calculer les valeurs des sections, rayons hydrauliques et périmètres mouillés dans chaque maille du modèle de longueur 2 kilomètres.

## **C. CALIBRATION DU MODELE HYDRODYNAMIQUE**

La calibration du modèle hydrodynamique a été faite par ajustement des coefficients de frottement et comparaison des hauteurs d'eau calculées et mesurées.

La propagation de la marée dans un estuaire dépend de la bathymétrie, des conditions aux limites à l'amont (débit du fleuve) et à l'aval (marée), et du frottement sur les rives et le fond du chenal. Lorsque l'effet du frottement est inférieur à celui de la convergence des rives, l'estuaire est hypersynchrone, l'amplitude de la marée augmente; c'est le cas dans l'estuaire aval. Lorsque la profondeur diminue, et que les variations de sections sont moins importantes, l'effet du frottement devient supérieur à la convergence, l'estuaire est hyposynchrone. C'est le cas dans l'estuaire amont où la marée est amortie.

L'évolution des hauteurs d'eau et des débits va correspondre à la combinaison de ces différents cas de figures; la marée étant soit amplifiée, soit amortie.

Le coefficient de frottement doit représenter une réalité physique en prenant en compte l'effet des rives et du fond, plus ou moins rugueux (roseaux sur les rives, épis, vase ou sable etc...). Mais ce coefficient paramétrise également de façon empirique les approximations inhérentes à la conception du modèle unidimensionnel (maillage de 2 kilomètres; intégration des inégalités transversales dans un même chenal).

D'autre part, les incertitudes sur la bathymétrie, notamment en régime de crue, rendent le calage difficile. Un modèle bien calibré doit être capable de reproduire la propagation de la marée quelles que soient les conditions aux limites (débit et marée), avec un même jeu de coefficients de frottement. Or étant donnée la mauvaise définition de la bathymétrie, et l'hypothèse d'unidimensionnalité sans doute mal vérifiée, ce n'est pas le cas ici.

La stratification en période de crue et la bathymétrie parfois tourmentée, notamment près du banc de BILHO à l'aval et dans les nombreux faux bras à l'amont de Nantes, introduisent des artefacts dans le calcul qui comportera donc un certain nombre d'incertitudes et d'inexactitudes sur l'amplitude et la phase de l'onde de marée.

Une étude de sensibilité permettra plus tard de définir l'importance de ces erreurs sur l'évolution de l'oxygène.

Les hauteurs d'eau calculées par le modèle sont comparées aux enregistrements marégraphiques, fournis par le Port Autonome de Nantes -ST Nazaire, en 10 points répartis de l'aval vers l'amont (figure I.1):

- |                        |                               |
|------------------------|-------------------------------|
| - ST NAZAIRE           | - DONGES (11,5 km/St Nazaire) |
| - CORDEMAIS (26 km)    | - LE PELLERIN (40 km)         |
| - USINE BRULEE (48 km) | - CHANTENAY (54 km)           |
| - ST FELIX (58 km)     | - TERRE PROMISE (60 km)       |
| - THOUARE (68 km)      | - MAUVES (72 km)              |

A ANCENIS, des valeurs de hauteurs relevées manuellement sur une échelle de marée permettent de connaître la hauteur d'eau une fois par jour.

Il n'existe pas de mesures de courants correspondant aux périodes modélisées. Par ailleurs, les valeurs du modèle étant des valeurs moyennes sur les sections transversales, elles sont de toute façon difficilement comparables à des mesures ponctuelles.

Des comparaisons ont été faites par COHEN-SOLAL et PHAM (1989), sur des mesures ponctuelles, en simulant la propagation de la marée dans les mêmes conditions de débit et de marée, mais avec une marée sinusoïdale en condition de limite aval.

Ces auteurs constatent des différences dans la durée du jusant, dans les déphasages entre hauteurs et vitesses surtout en mortes eaux, et dans les courants maximaux de flot ou de jusant. Ces discordances peuvent être imputées à la condition de limite aval sinusoïdale, à la comparaison de valeurs moyennes calculées et de mesures ponctuelles dans le chenal de navigation, et à l'existence d'une stratification, donc de courants de densité non pris en compte par le modèle.

La reproduction juste des courants est importante pour un modèle hydrosédimentaire, dans lequel la remise en suspension est fonction du carré de la vitesse du courant. Les inexactitudes du modèle actuel ont été cependant jugées dans un premier temps suffisamment faibles pour réaliser le calcul sédimentologique. En ce qui concerne le modèle de qualité de l'eau, le comportement des variables n'est pas directement lié à la vitesse du courant proprement dit.

Trois périodes de mesures ont été utilisées pour la calibration du modèle hydrodynamique; celle-ci a porté uniquement sur la comparaison des hauteurs :

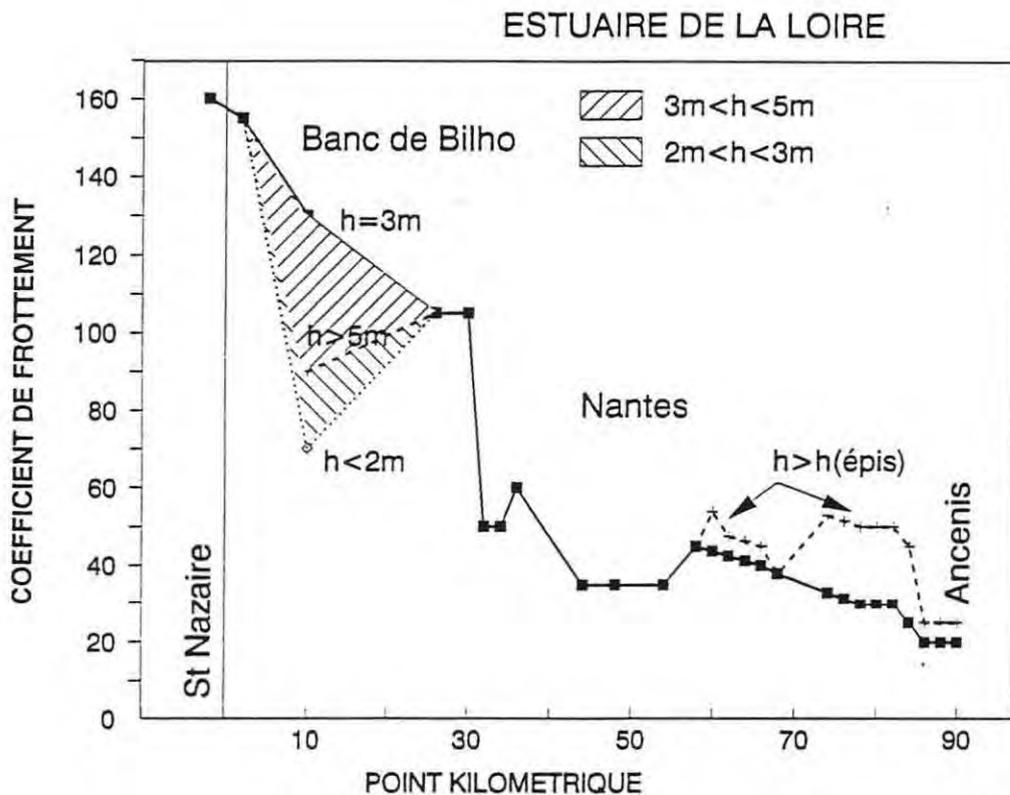
- **débit d'étiage** en août 1988 (du 1 au 8 Août) :  
     débit=350 à 260 m<sup>3</sup>/s  
     coefficient de marée= 90 à 40
- **débit moyen** en mai 1988 (du 11 au 16 mai)  
     débit = 1120 à 1000 m<sup>3</sup>/s  
     coefficient de marée= 60 à 90

- débit de crue en mars 1988 (du 21 au 27 mars)  
 débit= 3500 à 4000 m<sup>3</sup>/s  
 coefficient de marée= 80 à 30

Par souci d'homogénéité, les mêmes coefficients de frottement ont été choisis pour les trois périodes; mais il est sûr que de meilleurs résultats peuvent être trouvés si on change ces coefficients selon la période. Ceci montre que la paramétrisation du frottement n'est pas complètement appropriée.

La figure I.4 décrit l'évolution de ce coefficient de frottement en fonction du point kilométrique. Fort en aval (ce qui correspond à un frottement faible), il diminue jusqu'à Nantes et varie encore en amont. Dans la partie de l'estuaire correspondant au banc de Bilho, sa valeur varie selon la hauteur d'eau. En amont, le coefficient de frottement augmente à partir d'une certaine hauteur, correspondant approximativement à la hauteur des épis.

FIGURE I.4 : Evolution longitudinale du coefficient de frottement choisi



Les comparaisons entre les hauteurs simulées et observées sont présentées en annexe 1.

En étiage, on note une bonne reproduction du modèle en amplitude et phase, les différences maximales entre mesures et modèles ne dépassent pas 30 cm. A Ancenis, la hauteur n'excède pas 6,5 mètres, et l'écoulement a donc lieu essentiellement dans le chenal.

En débit moyen, les résultats sont moins bons, les différences pouvant atteindre un mètre, notamment à Nantes et en amont de Nantes. Les hauteurs dans le secteur très amont atteignent cette fois 9 mètres, certains faux bras sont alors inondés et les épis sont totalement immergés.

En crue, la hauteur d'eau à Ancenis est de 12 à 13 mètres, les faux bras et sans doute une partie des berges en amont sont inondés. Le modèle ne peut reproduire correctement la propagation de la marée, à moins de modifier les sections.

Les figures I.5 et I.6 montrent les courbes de marée et les profils longitudinaux des courants pendant une journée de morte eau et une journée de vive eau en août et en mai 1988.

FIGURE I.5 : Profils longitudinaux des hauteurs et des vitesses au cours d'une marée, de morte eau (a) et vive eau (b)  
Débit d'étiage (300 m<sup>3</sup>/s) (1 courbe par heure)

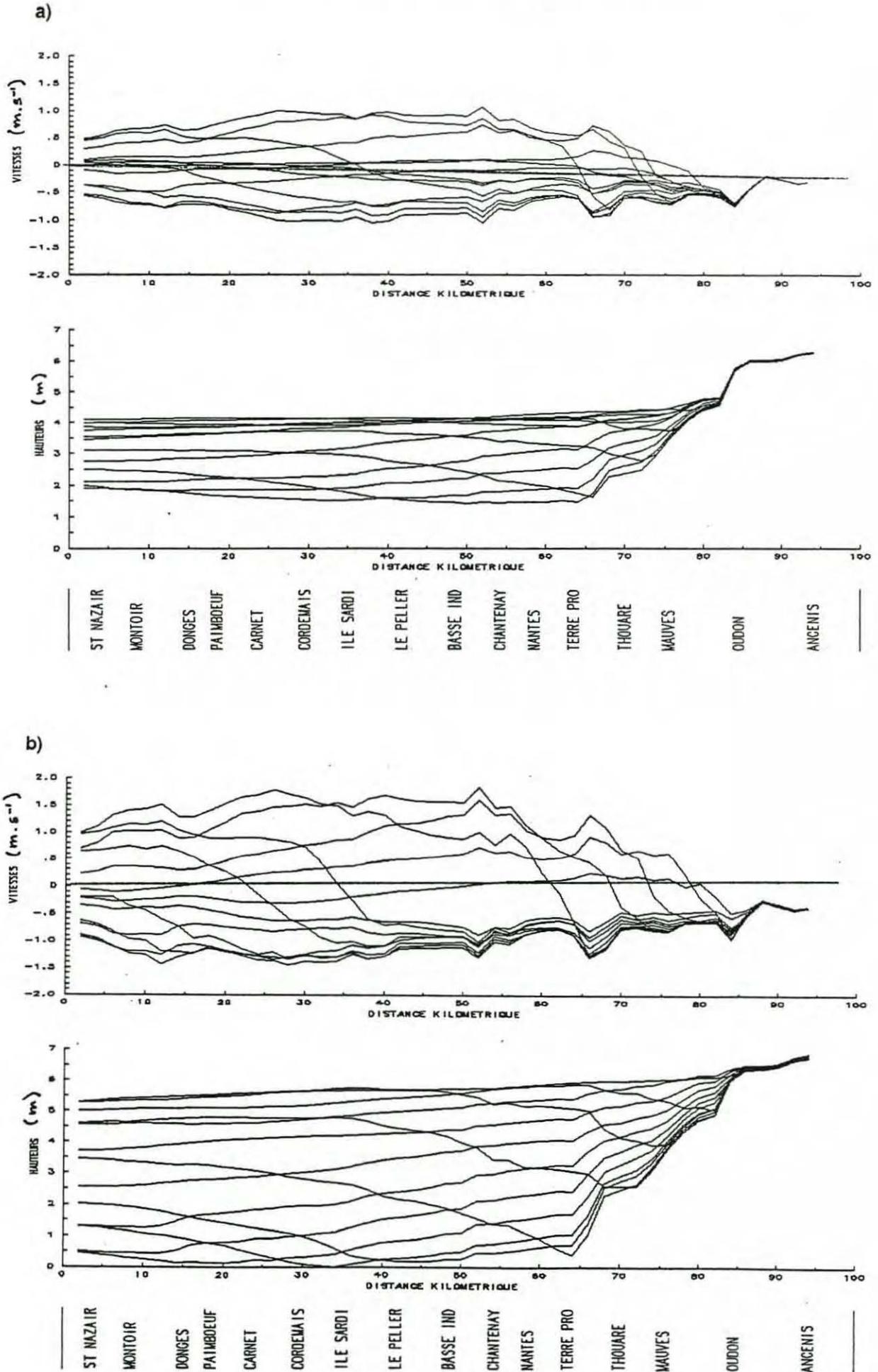
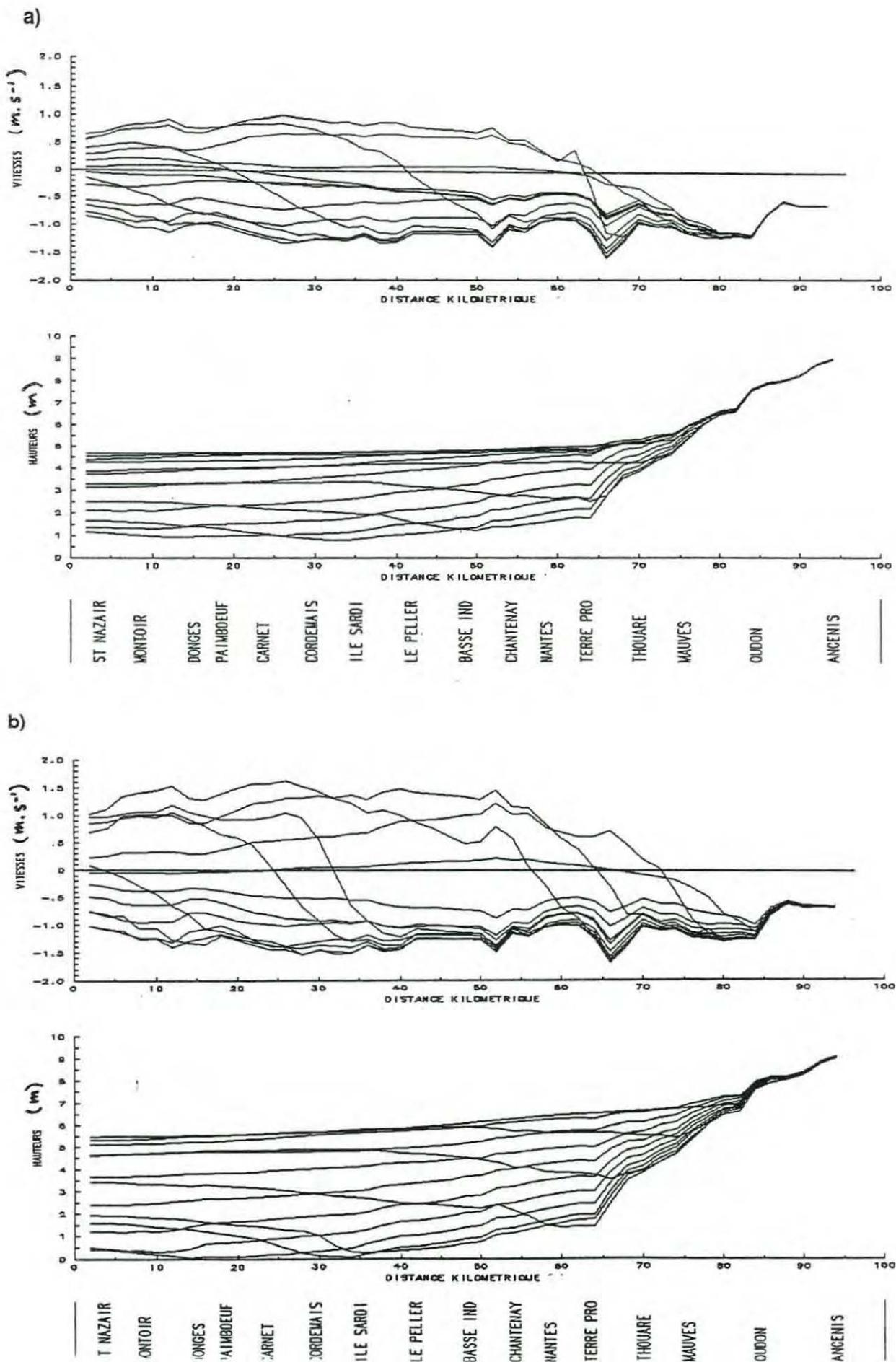


FIGURE I.6 : Profils longitudinaux des hauteurs et des vitesses pendant une marée de morte eau (a) et vive eau (b)  
Débit moyen (1000 m<sup>3</sup>/s) (1 courbe par heure)



## II. TRANSPORT ET MELANGE D'UN PARAMETRE CONSERVATIF

Connaissant l'hydrodynamique de l'estuaire, l'équation de conservation de la masse peut alors être appliquée afin de calculer le transport et le mélange d'une substance conservative introduite dans l'estuaire, à l'aval, à l'amont ou en un point quelconque de la zone.

L'équation s'écrit :

$$d(\sigma_t c) / dt + d(\sigma_a U c) / dx - d(\sigma_a K_l dc/dx) / dx + I = 0$$

avec :

c : concentration de la variable c(x,t)  
 U : courant moyen sur la section  
 K<sub>l</sub>: coefficient de dispersion longitudinale  
 I : apport

Cette équation est résolue numériquement par une méthode en différences finies.

Deux schémas temporels du type prédicteur-correcteur ont été testés; le schéma de KURIHARA et le schéma de HEUN (ROACHE, 1982).

Ces deux schémas, du deuxième ordre, ont été étudiés par COHEN-SOLAL et PHAM (1989), dans le cadre d'un stage de D.E.A. Leurs stabilités respectives ont été examinées, ainsi que la diffusion numérique induite par chacun, dans le but notamment d'une simulation de longue durée.

Le schéma de HEUN a finalement été choisi puis utilisé dans le modèle. En effet, il est plus simple à programmer, occupe moins de place mémoire; sa stabilité plus importante permet l'emploi d'un pas de temps supérieur pour une précision des résultats comparable à celle du schéma de KURIHARA.

Deux schémas numériques ont également été utilisés pour résoudre les dérivées d/dx des flux advectifs et dispersifs. Le premier, utilisé au départ est un schéma proposé par SALOMON, il a été remplacé ensuite par le schéma de BOTT (1989).

Le code de calcul du transport des variables est appliqué en même temps que le code hydrodynamique. Les critères de stabilité étant moins contraignants, le calcul du transport est réalisé moins fréquemment que celui de l'hydrodynamique. La conservativité du schéma est assurée en recalculant les débits traversant les sections à partir des variations des volumes intégrées sur chaque pas de temps du calcul du transport.

La salinité est un exemple de variable d'état conservative qui est couramment simulée pour caractériser le mélange entre les eaux du fleuve et les eaux marines. Elle est utilisée pour le calcul de l'oxygène à saturation et également pour tester la valeur du coefficient de dispersion.

Les résultats en salinité du modèle sont comparés aux mesures réalisées en continu par les SYMELS (Système de Mesures de l'Estuaire de la Loire) situés au CARNET et au PELLERIN. Ces appareils mesurent en permanence la conductivité, le pH, la température et l'oxygène à 1 mètre de profondeur sur les bords du fleuve.

Il est courant de caler le coefficient de dispersion longitudinal K<sub>l</sub> en vérifiant les résultats sur une variable conservative, telle que la salinité, pour ensuite utiliser la même valeur de K<sub>l</sub> pour le mélange de toutes les autres variables, conservatives ou non. Mais la dispersion longitudinale prend en compte ici les gradients latéraux et verticaux qui sont moyennés et dont l'effet dispersif est empiriquement pris en compte par ce coefficient. Or ces gradients ne sont pas toujours provoqués par les mêmes phénomènes pour toutes les variables. La stratification de l'estuaire affecte la distribution

verticale de chaque variable, mais il s'y ajoute, pour les matières en suspension par exemple, la vitesse de chute des particules qui induit un profil vertical exponentiel, différent de celui de la salinité.

Il n'est donc pas évident qu'il soit juste d'utiliser le même coefficient de dispersion pour chaque variable.

Le modèle est une schématisation unidimensionnelle de l'estuaire; or celui-ci n'est que partiellement mélangé, avec des gradients verticaux et transversaux peut-être non négligeables. Nous ne rechercherons donc pas une adéquation totale des mesures avec les résultats du modèle.

Plusieurs coefficients de dispersion, constants sur tout l'estuaire, ont été testés. La figure II.1 montre les fronts de salinité reproduits par le modèle avec différents coefficients de dispersion, en morte et vive eau. Le coefficient faible égal à  $50 \text{ m}^2/\text{s}$  donne un front trop abrupt.

La figure II.2 compare les résultats du modèle avec les mesures effectuées au CARNET et au PELLERIN, pour les coefficients égaux à 200, 500 et  $600 \text{ m}^2/\text{s}$ . Le coefficient égal à  $200 \text{ m}^2/\text{s}$  semble trop faible, puisque l'on mesure encore une salinité de quelques pour mille que le modèle ne reproduit pas. A partir d'un coefficient égal à  $500 \text{ m}^2/\text{s}$  les résultats sont satisfaisants.

Le coefficient de dispersion qui sera utilisé ensuite dans les simulations sera égal à  $600 \text{ m}^2/\text{s}$  pour la salinité. Ce coefficient est trop fort pour la simulation des matières en suspension, il lisse les gradients et le bouchon vaseux s'étale de façon trop importante (on prendra  $K_1=30 \text{ m}^2/\text{s}$ ). De même pour l'oxygène, il sera diminué pour ne pas lisser les fronts ( $K_1=100 \text{ m}^2/\text{s}$ ). Ceci conduit à penser que le calage du coefficient de dispersion à partir de la salinité n'est pas adéquat, tout au moins dans notre cas où les mesures sont trop ponctuelles et l'estuaire peut être légèrement stratifié.

Figure II.1 : Distribution longitudinale de la salinité, à partir de St Nazaire pour différents coefficients de dispersion  $Kl$

(plusieurs courbes pour différents instants de la marée)

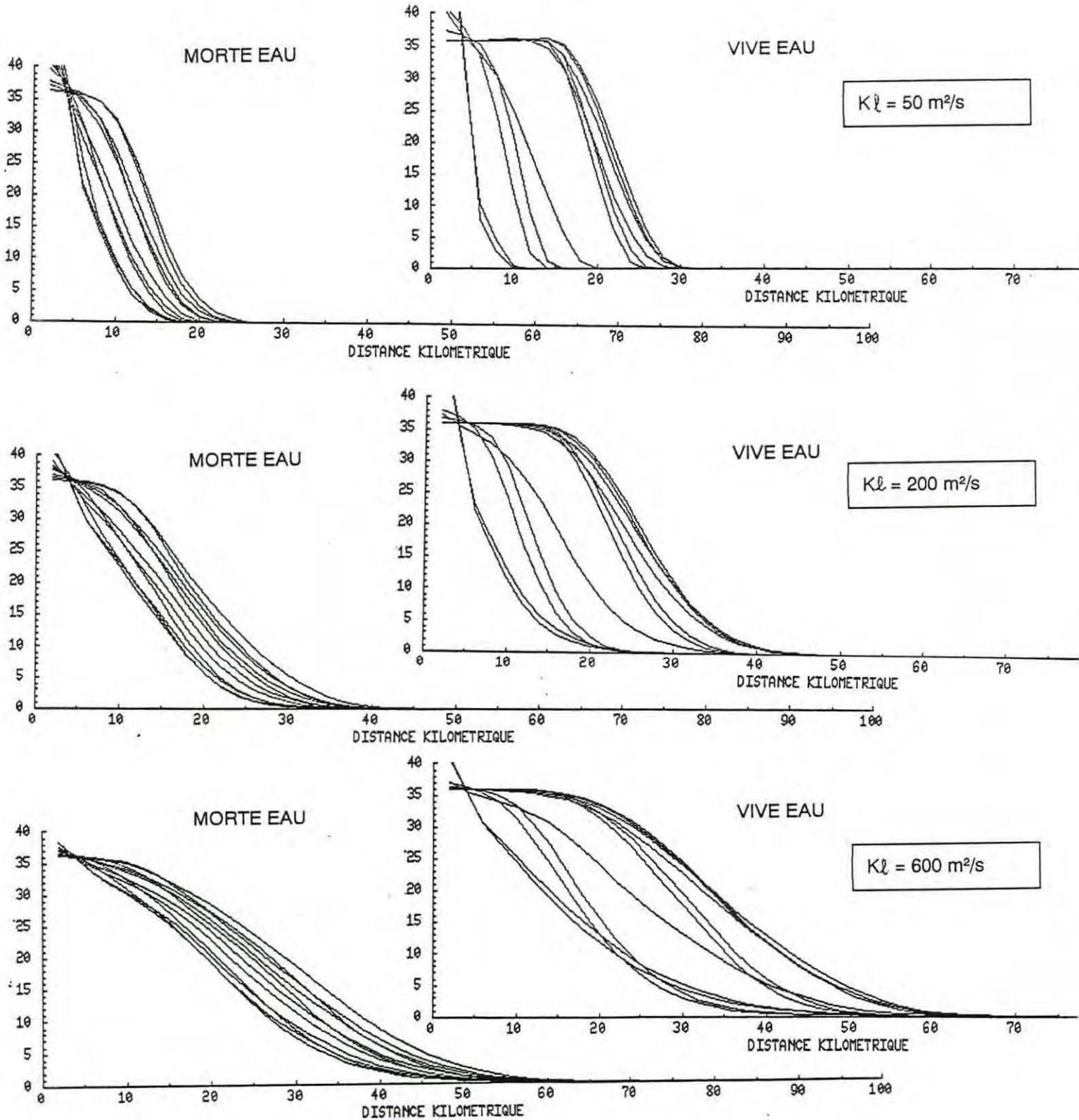


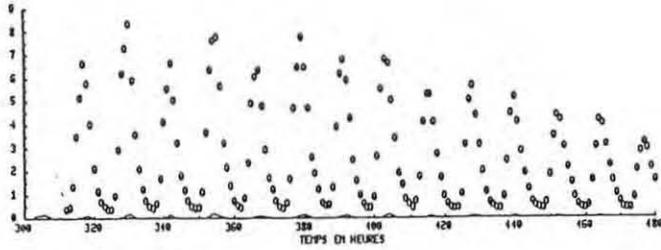
Figure II.2 : Comparaison Modèle-Mesures pour la salinité avec 3 coefficients de dispersion  
 Au Pellerin et au Carnet du 24/09 au 1/10/1988

KI = 200 m<sup>2</sup>/s

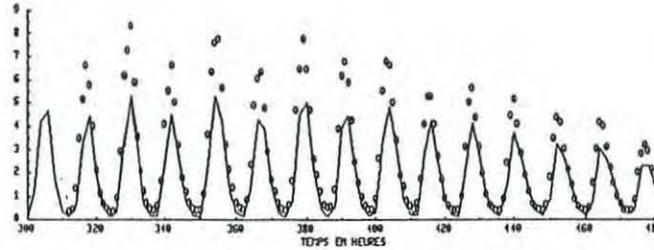
KI = 500 m<sup>2</sup>/s

KI = 600 m<sup>2</sup>/s

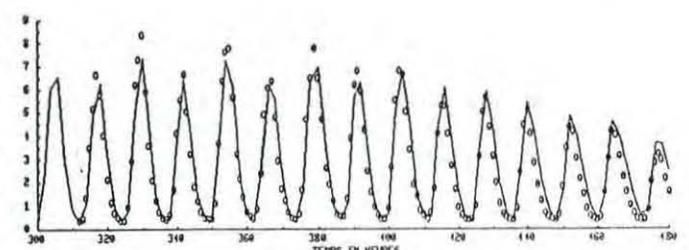
PELLERIN



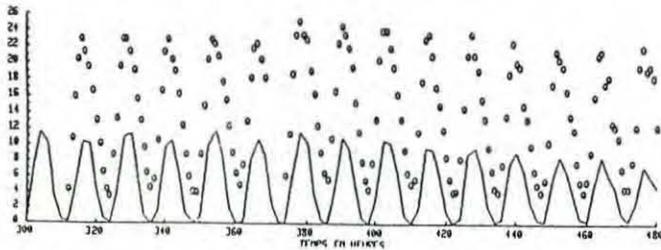
PELLERIN



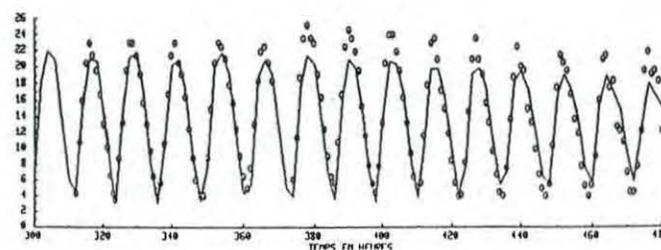
PELLERIN



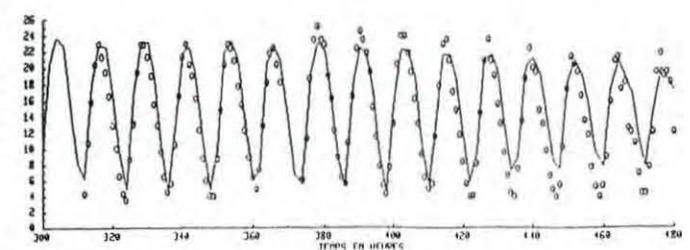
CARNET



CARNET



CARNET



### III. LES VARIABLES DE LA QUALITE DE L'EAU

Le modèle de qualité de l'eau simule le transport et le mélange d'un certain nombre de composants chimiques dissous ou particuliers, qui subissent des transformations et des échanges. Ces transformations qui entraînent leur "disparition" ou leur "création" sous une forme donnée sont induites par des phénomènes d'ordre biochimiques ou biologiques.

Selon le problème étudié, on choisira différents composants, et les phénomènes supposés être prépondérants seront reproduits.

Pour l'estuaire de la LOIRE, on s'intéresse au problème de l'oxygène dissous; l'étude de faisabilité d'un modèle mathématique (ROMAÑA *et al*, 1987) a montré la responsabilité de la dégradation de la matière organique particulaire, transitant dans l'estuaire et piégée dans le bouchon vaseux. Le choix des phénomènes et des variables a été fait en conséquence.

#### III.1. CODE DE CALCUL

Les composants chimiques qui sont calculés par le modèle sont appelés des variables. On en distingue deux types :

\* les variables d'état, qui sont transportées dans l'estuaire. Leur évolution est simulée par le modèle en résolvant l'équation de conservation de la masse en fonction du temps et de l'espace (sur l'axe longitudinal). Elles peuvent être dissoutes ou particulières, telles que par exemple la matière organique et l'oxygène dissous.

\* les variables forçantes, qui affectent la distribution des variables d'état sans que ces dernières n'aient une influence en retour. Ces variables sont, soit modélisées ("transportées"), soit calculées par le biais de sous-modèles simples provenant de la bibliographie ou d'expériences et/ou de mesures.

Certaines variables d'état que l'on n'est pas encore capable de modéliser par manque d'informations et de connaissances sur les mécanismes, sont considérées comme des variables forçantes, dont on calcule l'évolution spatio-temporelles à partir de calculs simples.

Cette démarche nécessite de poser certaines hypothèses simplificatrices (pas d'influence des variables d'états sur les variables forçantes) et d'utiliser des artifices de calcul pour leur évaluation. Par exemple, la variable "matières en suspension" peut être soit transportée en tant que "variable d'état" du système, (si on simule le transport sédimentaire et la formation du bouchon vaseux), soit calculée et extrapolée à partir des mesures disponibles; dans ce dernier cas, ce sera une "variable forçante". La variable "matière organique particulaire" est considérée comme une variable forçante si on fait l'hypothèse qu'elle est proportionnelle aux matières en suspension (ce sera le cas dans cette première phase).

Le code de calcul développé pour la modélisation de la qualité de l'eau a été conçu pour simuler l'évolution de n'importe quelle variable non conservative subissant des transformations simples et connues.

Ces transformations, traduites par des termes "Sources" ou "Puits" dans l'équation de conservation de la masse, sont généralement traitées par des cinétiques du premier ordre du type :

$$dC_j/dt = \pm \sum K_{ij} C_j$$

La cinétique  $K_{ij}$ , exprimée en seconde<sup>-1</sup>, peut varier avec la température ou tout autre paramètre ou variable. Les réactions peuvent être traitées de façon explicite ou implicite, notamment si elles sont rapides.

Les réactions plus complexes du deuxième ordre, du type autocatalytique ou de MONOD, ne sont pas encore prises en compte automatiquement dans le programme; elles devront faire l'objet d'un traitement particulier.

Le calcul est réalisé en plusieurs étapes (méthode des "pas fractionnaires"). L'équation de conservation de la masse est d'abord résolue en traitant seulement les apports et les transformations liées directement aux variables forçantes qui sont elles-mêmes calculés antérieurement.

Les échanges entre les variables sont pris en compte ensuite par deux pas supplémentaires, l'un implicite, l'autre explicite.

Les conditions aux limites sont :

- en amont une concentration donnée
- en aval une concentration "reconstituée" pendant le flot qui permet une liaison entre la concentration calculée en fin de jusant et une concentration donnée en fin de flot représentative de la valeur au large.

L'organigramme général 1 du programme est présenté sur la figure III.1. Le programme, écrit en FORTRAN 77, est structuré en plusieurs sous-programmes permettant une adaptation aisée du code de calcul aux différentes applications.

### III.2. APPLICATION A L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

Le modèle de qualité de l'eau dans l'estuaire de la LOIRE est un modèle cherchant à simuler l'évolution spatio-temporelles de la concentration en oxygène dissous. Celle-ci est le résultat d'un certain nombre de mécanismes qui sont :

- le transport et le mélange (advection-dispersion) ;
- l'échange avec l'atmosphère (réaération), qui tend à ramener la concentration dans l'eau à la concentration à saturation ;
- la dégradation de la matière organique dissoute et particulaire qui se comporte comme un puits d'oxygène ;
- la production primaire qui produit de la matière organique à partir du carbone minéral et des sels nutritifs et qui délivre de l'oxygène dissous par photosynthèse.

L'équation de conservation de la masse pour l'oxygène s'écrira donc :

$$d \sigma.O_2 / dt = - d(\sigma.U.O_2)/dx + d(\sigma.K_1.dO_2/dx)/dx \quad (\text{transport et mélange})$$

$$\begin{aligned} &+/- \text{ échange avec l'atmosphère} \\ &- \text{ dégradation matière organique} \\ &+/- \text{ production primaire nette} \end{aligned}$$

(Eq 1)

L'organigramme 2 (figure III.2) décrit la résolution de cette équation pour les différentes variables d'état, en la complétant par le calcul des variables forçantes.

FIGURE III.1 ORGANIGRAMME GENERAL 1

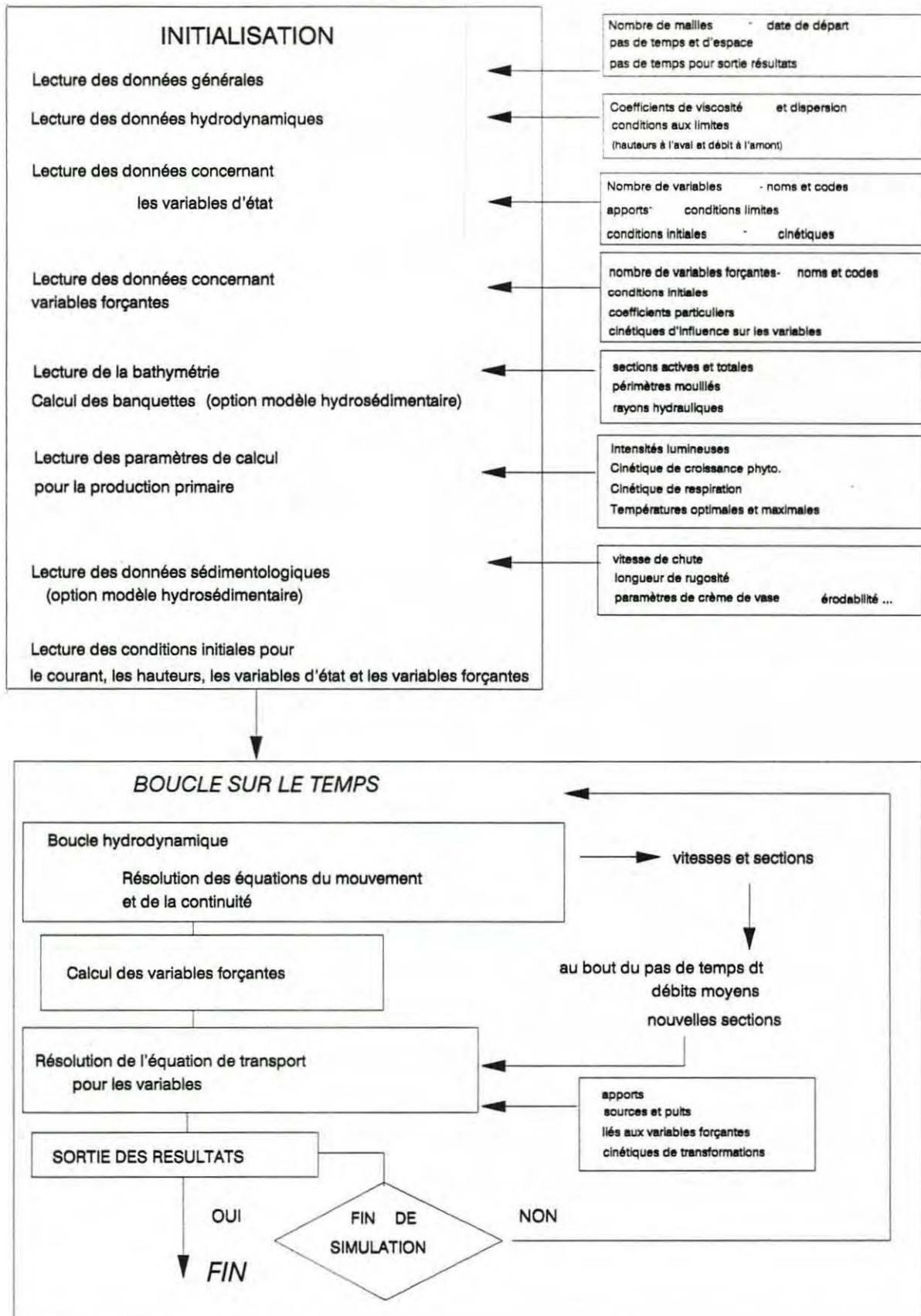
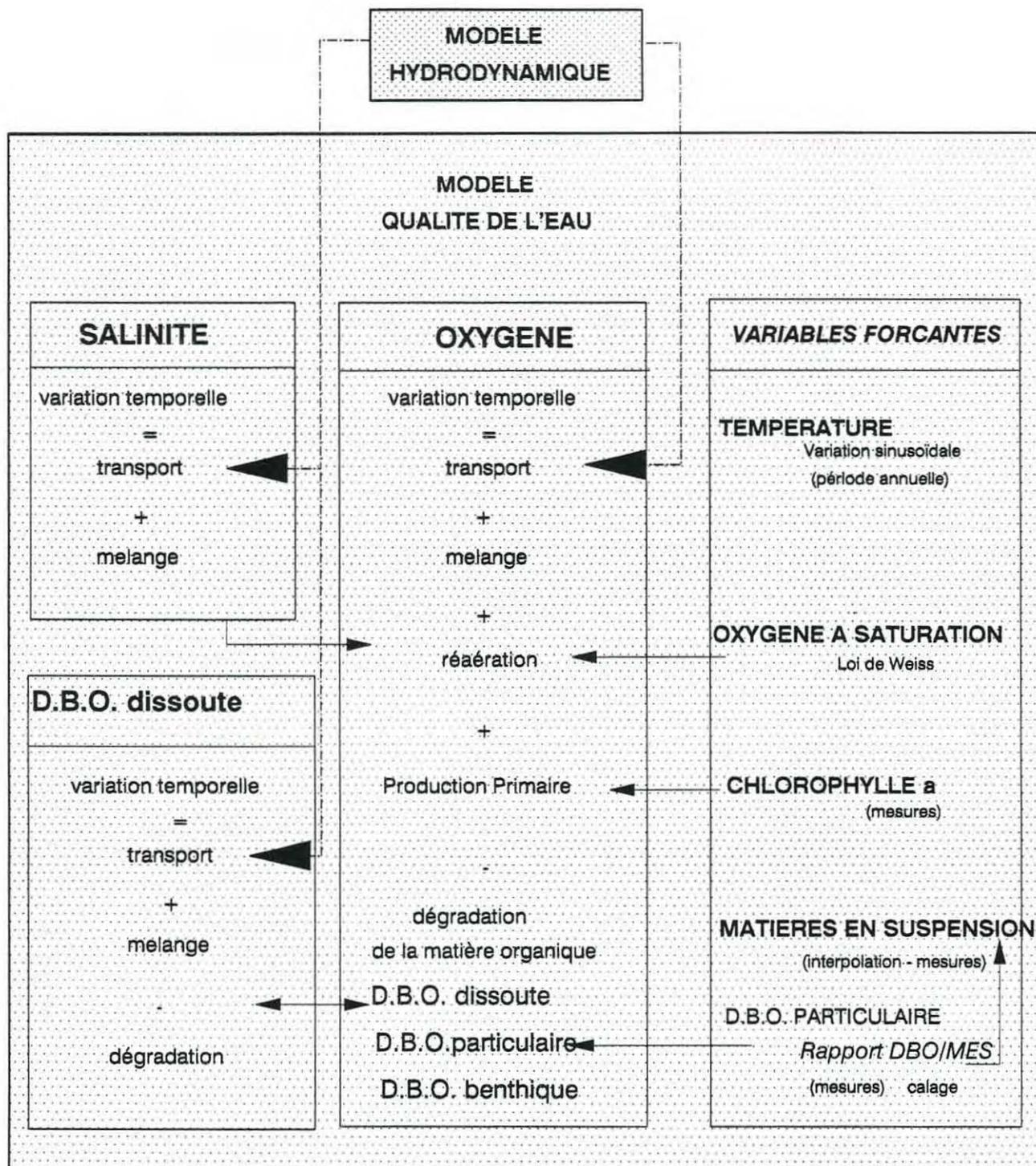


FIGURE III.2

## ORGANIGRAMME 2



Dans le cas de l'estuaire de la Loire et pour la modélisation de l'oxygène dissous, nous avons choisi dans un premier temps les variables suivantes :

variables d'état transportées :

- \* Oxygène dissous
- \* Salinité
- \* D.B.O. dissoute

variables forçantes :

- \* Température
- \* Matières en suspension
- \* D.B.O. particulaire
- \* Chlorophylle *a*
- \* Oxygène à saturation

Ce choix, qui s'appuie sur certaines hypothèses sera explicité en détail dans les paragraphes suivants. La variable forçante "matières en suspension" est ici extrapolée à partir de valeurs mesurées.

Dans un second temps, la possibilité de simuler le transport des matières en suspension (LE HIR, THOUVENIN, 1992) conduira à prendre en compte ces dernières en tant que variables. Au fur et à mesure des essais et des perfectionnements du modèle, on cherchera à modéliser chaque variable, qu'elle soit d'état ou forçante, afin de prendre en compte le mieux possible leurs variations longitudinales et temporelles et les phénomènes qui leur sont liés.

### III.2.1 LES PHENOMENES MODELISES DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE VARIABLES D'ETAT ET VARIABLES FORCANTES

#### 1. TRANSPORT ET MELANGE

Le transport dépend des débits d'eau traversant chaque maille du modèle. Ceux-ci sont calculés par le modèle hydrodynamique.

Le mélange dépend du coefficient de dispersion  $K_1$  (cf Chapitre II).

#### 2. ECHANGE AVEC L'ATMOSPHERE

L'échange avec l'atmosphère est reproduit à travers un terme source ou puits selon que l'on se trouve en sous- ou en sur-saturation :

$$d O_2 / dt = - K_a (O_2 - O_{2sat}) \quad (Eq 2)$$

si  $O_2 > O_{2sat} \Rightarrow$  sur-saturation  $\Rightarrow d O_2 / dt < 0$   
 $\Rightarrow O_2$  va diminuer (terme puits)

si  $O_2 < O_{2sat} \Rightarrow$  sous-saturation  $\Rightarrow d O_2 / dt > 0$   
 $\Rightarrow O_2$  va augmenter (terme source de réoxygénation)

$O_{2sat}$  est la concentration dans l'eau de l'oxygène à saturation; elle dépend de la température et de la salinité du milieu. Elle est calculée à partir de l'équation de WEISS (Annexe 2).

$K_a$  est le coefficient de réaération. Il est calculé par un sous-modèle dont la formulation provient de la bibliographie.  $K_a$  est lié aux caractéristiques hydrodynamiques du milieu. De nombreux auteurs ont étudié le phénomène et proposé différentes lois pour le modéliser.

Nous utilisons généralement, dans le cas des estuaires, la loi de O'CONNOR et DOBBINS (1956). Elle découle de considérations théoriques concernant le renouvellement du film de surface par la turbulence interne. Elle est applicable pour des profondeurs comprises entre 0,3 et 10 mètres, et sur un cycle de marée. Ce n'est pas une loi d'échange instantané car elle prend en compte la diffusion moyenne de l'oxygène sur la colonne d'eau pendant le cycle de marée, et dépend donc des conditions moyennes de l'écoulement:

$$K_a (20^\circ\text{C})(\text{jour}^{-1}) = 3,93 \cdot U^{0,5} \cdot H^{-1,5}$$

U : vitesse moyenne en valeur absolue sur un cycle de marée (en mètres/secondes)

H : profondeur moyenne en mètres

Cette loi est valable pour une température égale à 20°C; le coefficient  $K_a$  dépend de la température T selon la loi d'Arrhenius :

$$K_a = K_a (20^\circ\text{C}) \cdot 1,024^{(T-20)} \quad (T \text{ en } ^\circ\text{C})$$

D'autres lois de réaération seront testées dans le cadre de l'analyse de sensibilité.

### 3. DEGRADATION DE LA MATIERE ORGANIQUE

La matière organique dissoute et particulaire se dégrade en fonction du temps en consommant de l'oxygène. La mesure directe et globale de la matière organique biodégradable étant difficile, elle est souvent déterminée à partir de la **demande biochimique en oxygène (DBO)**, qui est la quantité d'oxygène nécessaire pour minéraliser la matière organique biodégradable contenue dans un échantillon d'eau.

La consommation d'oxygène dans l'échantillon, appelée ici "demande en oxygène", s'accumule au cours du temps et s'accroît au fur et à mesure que la matière organique se dégrade. Si on mesure la quantité d'oxygène consommée dans l'échantillon au bout de 5 jours, on l'appelle la **DBO<sub>5</sub>**.

La **DBO ultime** est la quantité totale d'oxygène nécessaire pour dégrader toute la matière organique biodégradable; elle est donc une estimation en unité d'oxygène de la quantité de matière organique biodégradable présente dans l'échantillon. Bien qu'étant une mesure globale et pratique, elle reste encore assez difficile à évaluer, puisqu'elle suppose l'isolement de l'échantillon dans des conditions de laboratoire que l'on doit maintenir constantes pendant plusieurs dizaines de jours (y compris le renouvellement de l'oxygène).

Sa valeur peut être aussi estimée de manière théorique à partir de la composition de la matière organique, en connaissant les concentrations en carbone, azote et phosphore organiques dans l'échantillon analysé.

#### **3.1 EVALUATION DE LA DBO ultime PAR MESURE DIRECTE**

Pour connaître, par la mesure de la DBO, la quantité totale de matière organique biodégradable présente dans un échantillon, il faut attendre qu'elle soit complètement dégradée. Or la vitesse de dégradation étant quelquefois assez lente, il faut jusqu'à un ou deux mois (parfois plus) pour qu'il n'y ait plus de consommation d'oxygène supplémentaire.

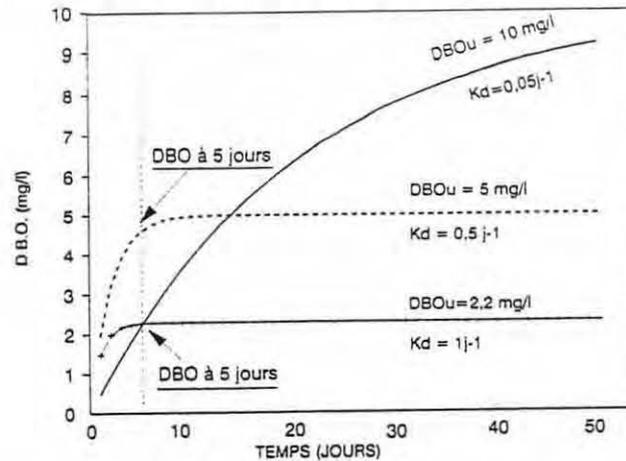
Pour éviter une mesure difficile et longue; il est courant de se limiter à la mesure de la DBO après 5 jours d'incubation (c'est la DBO<sub>5</sub>); la limite des 5 jours provient du temps de séjour de la matière organique dans la Tamise. Mais si le temps de séjour dans l'estuaire étudié est plus long, cette valeur ne suffit plus, elle donne en effet une indication sur la quantité de matière organique présente, mais elle dépend aussi de la cinétique de dégradation. On peut en effet obtenir une même DBO<sub>5</sub> pour

deux échantillons, qui contiennent, l'un une matière organique qui se dégrade rapidement, l'autre une quantité plus forte de matière organique mais qui se dégrade plus lentement.

La figure III.3 illustre ce phénomène, en décrivant l'évolution théorique de la D.B.O en fonction du temps pour trois exemples de cinétiques et de DBO ultimes. On remarque que, dans le cas d'une cinétique rapide (par exemple égale à  $0,5 \text{ j}^{-1}$ ), la DBO<sub>5</sub> est supérieure (4,8 mg/l) à celle de la cinétique lente (2,2 mg/l), alors que la DBO<sub>U</sub> correspondante est inférieure (5 mg/l contre 10 mg/l).

FIGURE III.3

DEGRADATION DE LA MATIERE ORGANIQUE  
DEMANDE BIOCHIMIQUE EN FONCTION DU TEMPS



La dégradation de la matière organique résulte d'un certain nombre de réactions qui font intervenir plusieurs populations bactériennes hétérotrophes, caractérisées par différents comportements vis à vis de la matière organique avec différents types de réactions. Mais la combinaison de ces multiples réactions peut être assimilée en première approximation à une réaction du premier ordre, avec une cinétique globale. On obtient alors l'équation suivante :

- en terme de matière organique :

$$\frac{dM}{dt} = -kM$$

M : conc. matière organique  
k : cinétique de dégradation  
t : temps

- en terme de demande en oxygène correspondante :

$$\frac{d\text{DBO}}{dt} = k'(\text{DBOu} - \text{DBO})$$

DBOu : demande ultime en oxygène  
k' : cinétique de dégradation  
t : temps

La solution de cette équation est :

$$M(t) = M(t=0) * e^{-kt} \quad (\text{Eq 3})$$

ou

$$\text{DBO}(t) = \text{DBOu} * (1 - e^{-kt})$$

Grâce à un respiromètre (SAPROMAT) qui restitue à l'échantillon l'oxygène dissous au fur et à mesure que celui-ci est utilisé par les bactéries pour dégrader la matière organique, on est capable de mesurer la quantité d'oxygène consommée au cours du temps dans un échantillon d'eau de l'estuaire, pendant des périodes longues, ceci en gardant la même température (bain thermostaté) et à l'abri de la lumière.

Les valeurs de DBO(t) ainsi obtenues sont traitées et ajustées à l'aide d'une méthode mathématique simple qui permet de calculer les valeurs de DBO<sub>U</sub> et de la cinétique k, même si on n'a pas atteint la dégradation totale de l'échantillon.

Or on observe sur certains enregistrements de DBO(t) la combinaison de deux réactions. La réaction globale, qui se manifeste en final par la demande totale en oxygène, ne suit plus une cinétique du premier ordre.

Ces deux étapes peuvent être interprétées de deux façons :

\* on observe généralement deux grands processus d'oxydation; l'oxydation carbonée et l'oxydation azotée. La première est accomplie par les organismes organotrophes (hétérotrophes), qui prennent leur énergie dans la décomposition des composés organiques. La deuxième est accomplie par les bactéries autotrophes qui oxydent successivement l'ammoniaque en nitrite, puis les nitrites en nitrates. Ces deux étapes, carbonée et azotée, peuvent être décalées de plusieurs jours. Il est expérimentalement possible de faire la distinction entre la DBO carbonée et la DBO azotée en ajoutant un produit qui bloque les réactions de nitrification, mais l'application de cette technique n'a pas donné de résultats fiables pour les échantillons prélevés dans l'estuaire de la LOIRE.

\* Il peut exister deux stocks de matière organique biodégradable, l'un se dégradant rapidement et l'autre probablement plus vieux qui se dégrade plus lentement. Certains auteurs (WEBB dans l'estuaire du Forth, MASKELL 1985, VAN ES *et al* 1982) ont ainsi utilisé plusieurs compartiments pour tenir compte de stocks de matière organique d'origine peut-être différente et qui se dégradent à des vitesses différentes.

Il est possible que ces deux interprétations correspondent à des processus distincts mais qui se combinent en proportion différente. Il est difficile de choisir l'une ou l'autre en l'absence de mesures spécifiques sur l'évolution des composés azotés pendant la mesure de la DBO. Néanmoins, à partir des concentrations de ces composés azotés mesurées en différents points de l'estuaire, il est possible de calculer théoriquement la demande en oxygène nécessaire pour les oxyder. Ces valeurs sont en général faibles. C'est pourquoi, nous avons admis, tout au moins dans un premier temps, que la seconde interprétation était la plus probable.

Pour calculer ces cinétiques à partir des expériences réalisées avec le SAPROMAT, nous avons utilisé un modèle analytique d'ajustement, en testant différents enchaînements de réactions. Les réactions sont supposées être du premier ordre, avec des cinétiques différentes; elles peuvent intervenir en chaînes ou avec des décalages dans le temps. De multiples combinaisons sont sans doute possibles, mais en l'absence de connaissances plus précises sur les processus de dégradation de la matière organique qui agissent dans un échantillon isolé, la solution la plus simple a été retenue. Deux types seulement de matière organique sont recherchées, elles se dégradent à des vitesses différentes et la demande totale en oxygène résultante correspond à la somme de ces deux réactions.

Soit donc dans un flacon, une quantité  $M_t$  de matière organique. On suppose qu'elle est constituée de deux sortes de matière organique :

- la  $M_1$  qui se dégrade rapidement avec une cinétique  $k_1$
- la  $M_2$  qui se dégrade lentement avec une cinétique  $k_2$

On a donc, en terme de demande en oxygène, les équations suivantes :

$$\frac{d \text{ DBO}_1}{dt} = k_1 \cdot (\text{DBOu}_1 - \text{DBO}_1(t)) \quad (\text{Eq 4})$$

$$\frac{d \text{ DBO}_2}{dt} = k_2 \cdot (\text{DBOu}_2 - \text{DBO}_2(t)) \quad (\text{Eq 5})$$

$$\begin{aligned} \text{DBO}_t(t) &= \text{DBO}_1(t) + \text{DBO}_2(t) \quad (\text{Eq 6}) \\ &= \text{DBOu}_1 \cdot (1 - e^{-k_1 t}) + \text{DBOu}_2 \cdot (1 - e^{-k_2 t}) \end{aligned}$$

Les inconnues sont :  $DBO_{u1}$ ,  $DBO_{u2}$ ,  $k_1$ ,  $k_2$ . Les  $DBO(t)$  sont calculées à chaque instant à partir de l'équation (6) en faisant varier  $DBO_{u1}$ ,  $DBO_{u2}$ ,  $k_1$ ,  $k_2$ , et en recherchant le meilleur jeu pour obtenir un bon ajustement des résultats calculés et des mesures réalisées au SAPROMAT.

L'ajustement est considéré comme bon, lorsque le coefficient de corrélation est supérieur à 0,98, la pente est comprise entre 0,98 et 1,02 et la valeur à l'origine des temps est inférieure en valeur absolue à 0,02. Ces valeurs ont été modifiées pour certains échantillons dans le sens d'un ajustement moins bon.

#### REMARQUE :

Plusieurs jeux de paramètres différents peuvent donner des résultats semblables en  $DBO_t$ ; surtout si la mesure n'a pas atteint la  $DBO$  ultime totale. Une grande quantité de matière organique qui se dégrade lentement peut produire dans les premiers jours une consommation d'oxygène comparable à une quantité moindre de matière qui se dégrade plus rapidement. Les valeurs sont donc entachées d'incertitudes, autant en termes de cinétiques que de  $DBO_u$ .

Dans le modèle, on testera différentes valeurs de cinétiques, qui, à partir des mesures de  $DBO_5$  aux limites de l'estuaire, permettront d'obtenir des  $DBO$  ultimes différentes.

### 3.2 ESTIMATION DE LA $DBO$ ultime A PARTIR DES EQUATIONS CHIMIQUES

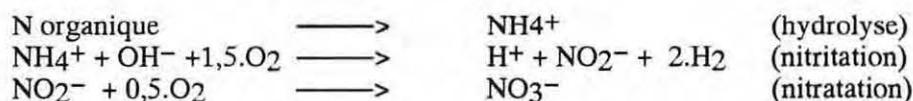
La  $DBO$  ultime peut être également estimée à partir des valeurs de concentrations en carbone organique, azote organique mesurées dans l'échantillon au départ.

A partir de l'équation de Sverdrup (1942), on calcule la quantité d'oxygène dégagée pour la formation d'un milligramme de carbone organique :

$$DBO_u \text{ carbonée} = 3,9 \cdot C_{\text{organique}}$$

SERVAIS (1987) et BILLEN *et al* (1990) ont montré que la fraction biodégradable dissoute se trouvait dans la gamme de 15 à 40% du carbone organique dissous, avec une valeur dans les eaux d'estuaire tournant autour de 30%. La  $DBO_u$  carbonée dissoute sera donc évaluée ici en multipliant par 0,3 le produit  $C.O.D \cdot 3,9$ . Ce pourcentage de biodégradabilité n'a pas été utilisé pour le carbone organique particulaire, mais d'après les mêmes auteurs, il serait du même ordre de grandeur.

En ce qui concerne l'azote, on a les équations suivantes :



L'hydrolyse ne demande pas d'oxygène.

La nitritation demande 3,43 grammes d'oxygène pour oxyder un gramme d'azote en nitrite.  
La nitratation demande 1,14 grammes d'oxygène pour oxyder un gramme d'azote nitrite en azote nitrate.

La demande en oxygène correspondante à l'oxydation de l'azote organique, de l'ammoniaque et des nitrites présents dans l'eau sera donc égale à :

$$DBO_u \text{ azotée} = 4,57 (N_{\text{organique}} + NH_4) + 1,14 (NO_2)$$

Cette méthode n'est possible que si les mesures de concentrations en carbone et azote ont été réalisées. D'autre part, elle ne donne aucune indication sur les cinétiques de dégradation. Pour la matière organique particulaire, elle englobe le carbone organique réfractaire ou très lentement dégradable, qui n'entrera pas dans la demande réelle en oxygène, à l'échelle de temps considérée.

### 3.3 RESULTATS DES MESURES DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

Ces méthodes ont été appliquées à des analyses effectuées sur des prélèvements de l'estuaire de la LOIRE, effectués en 1986 et 1988, en plusieurs points correspondant à des conditions différentes du milieu :

- \* A (en aval de l'estuaire) : forte salinité et faibles MES
- \* C (en aval du bouchon vaseux) : salinité moyenne et fortes MES
- \* D (amont du bouchon vaseux) : salinité nulle et fortes MES
- \* B (amont de l'estuaire) : salinité nulle et faibles MES

Ces prélèvements ont fait l'objet de trois types de sous-échantillons :

- l'un laissé tel quel, que nous appelons l'échantillon "brut"
- le deuxième centrifugé que nous appelons le "filtré" et qui correspond surtout à la partie dissoute du prélèvement.
- le dernier appelé "reconstitué" est préparé de la façon suivante: le culot résultant de la centrifugation est remis en suspension dans un mélange d'eau douce et d'eau de mer méditerranéenne (pauvre en matières organiques) afin de reconstituer la salinité de l'eau dont le culot est issu. Ce sous-échantillon correspond à la partie particulaire du prélèvement.

Sur les prélèvements réalisés en août 1986, aucune mesure de composants chimiques n'avait été faite. La deuxième méthode n'a donc pas pu être appliquée. Par contre les enregistrements SAPROMAT, sur 30 jours ont pu être exploités et donnent dans l'ensemble des résultats cohérents.

Les résultats de 1986 sont présentés en annexe 3 avec des exemples d'ajustement.

Le tableau suivant en présente un extrait en terme de cinétiques et de DBO ultimes, lentes(2) et rapides(1) :

<u>1986</u>	AVAL	BOUCH. AVAL	VASEUX AMONT	AMONT	CINETIQUES (j-1)
<b>DISSOUTE :</b>					
DBOu <sub>1</sub> (mg/l)	2,8	2,9	2,6	2,7	0,4-0,8
DBOU <sub>2</sub> (mg/l)	6	7	5,5	11,5	0,02-0,07
<b>PARTICULAIRE :</b>					
DBOu <sub>1</sub> (mg/l)	0,3?	0,3	1.	0,2	0,1-0,9
DBOU <sub>2</sub> (mg/l)	14,5?	7,0	14	4,5	0,01-0,1
<b>BRUT :</b>					
DBOu <sub>1</sub> (mg/l)	1,6	1.	1.	-	0,2-1,4
DBOU <sub>2</sub> (mg/l)	4,5	11	12	-	0,03-0,11

Les points d'interrogation et les valeurs absentes traduisent des enregistrements difficiles à exploiter soit parce que les valeurs suivent une évolution très perturbée difficile à ajuster, soit parce que l'enregistrement est trop court.

En 1988, des prélèvements ont été réalisés de la même façon en mars, juin et septembre, avec cette fois-ci des mesures de carbone organique.

Malheureusement la première méthode à partir des enregistrements SAPROMAT ne donne pas de bons résultats. Les courbes obtenues (annexe 3) suivent parfois une loi exponentielle et il n'est pas possible de les raccorder à des cinétiques du premier ordre.

Les DBO enregistrées sont beaucoup plus fortes que celles de 1986, de l'ordre de 20 à 100 mg/l. Lors de ces expériences, en juin 1988, les échantillons prélevés contenaient une quantité importante de petites crevettes. Ils ont donc été filtrés à 200µm avant la mesure.

La deuxième méthode à partir des valeurs de carbone et azote organiques a été appliquée sur les prélèvements réalisés par le Port Autonome de Nantes-St Nazaire tout au long de l'année 1988.

La figure III.4 présente les résultats de DBO estimées à ANCENIS et dans le bouchon vaseux en fonction du temps (a et b), et en coupe longitudinale pendant trois périodes; en débit de crue, débit moyen et débit d'étiage (c, d, e respectivement). L'évolution longitudinale des matières en suspension est également tracée pendant ces trois périodes (l'échelle étant multipliée par 0,1) pour indiquer la position du bouchon vaseux.

On obtient donc par cette méthode des valeurs de DBO ultime théorique (DBO<sub>uth</sub>) en amont de l'ordre de 10 à 30 mg/l. Dans la zone du bouchon vaseux, les DBO ultimes dissoutes sont encore de 10 à 20 mg/l, alors que les DBO particulières peuvent atteindre 350 mg/l, notamment en automne. Elles sont plus faibles au printemps, entre 50 et 150 mg/l. Rappelons que nous n'avons pas appliqué, pour la matière organique particulaire, de pourcentage de biodégradabilité. Tout le COP rentre dans la valeur de la DBO<sub>u</sub> théorique calculé ici.

Les DBO<sub>uth</sub> sont très fortes comparées aux DBO<sub>u</sub> mesurées directement par le SAPROMAT en 1986. Mais les mesures en 1988 donnaient également des valeurs très grandes. La surévaluation des DBO<sub>u</sub> calculées à partir du carbone organique peut être imputée à la part réfractaire du carbone organique particulaire. Toutefois, si la cinétique de dégradation de la matière organique est très faible, le calcul de la DBO ultime à partir d'un mois de mesures au SAPROMAT est certainement très imprécis; de plus il n'est pas impossible que le principe de la mesure introduise, du fait de l'isolement de l'échantillon, un artefact qui contribue à diminuer cette DBO<sub>u</sub> mesurée.

### 3.4 MODELISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE

Dans le modèle d'oxygène dissous, la matière organique est une variable d'état, exprimée en terme de Demande Biochimique en Oxygène. Par hypothèse, on distingue la DBO dissoute de la DBO particulaire afin de faire la part entre la matière organique dissoute qui traverse l'estuaire en quelques jours et la matière organique particulaire qui est piégée dans le bouchon vaseux et y séjourne sans doute beaucoup plus longtemps en suivant le cycle de dépôt et de remise en suspension du matériel particulaire.

A chaque instant la consommation d'oxygène induite par la dégradation de la matière organique, est égale à :

$$dO_2/dt = -k_d \cdot DBO_{ud} - k_p \cdot DBO_{up}$$

les indices d et p indiquant les compartiments dissous et particulaire respectivement.

Les cinétiques sont supposées constantes et connues à partir des mesures et de la bibliographie. L'imprécision sur leurs valeurs nous conduira à tester plusieurs cas.

Les DBO<sub>u</sub> sont des variables évaluées au cours du temps soit par modélisation (variable d'état), soit par calcul simplifié (variable forcante).

Pour cette application à l'estuaire de la Loire, nous avons fait l'hypothèse, dans un premier temps, d'une matière organique dissoute apportée à l'amont et transportée à travers l'estuaire en se dégradant, et d'une matière organique particulaire, de quantité négligeable à l'amont et à l'aval, mais stockée dans le bouchon vaseux. Il n'y a pas d'interaction entre la matière organique dissoute et particulaire.

#### REMARQUE :

Dans le modèle, lorsque le milieu devient anoxique, la dégradation de la matière organique est stoppée jusqu'à ce qu'il se réoxygène par mélange, réaération ou photosynthèse.

#### 3.4.1 MATIERE ORGANIQUE DISSOUE

La matière organique dissoute suit l'équation de transport et mélange suivante :

$$d \sigma.DBO_{ud}/dt = -d(\sigma.U.DBO_{ud})/dx + d(\sigma.K_1.dDBO_{ud}/dx)/dx - \sigma.k_d.DBO_{ud} \quad (Eq 7)$$

Le modèle de qualité de l'eau résout donc cette équation en même temps que celle de l'oxygène, en tenant compte des apports et des valeurs aux limites amont et aval.

Deux stocks de matière organique dissoute M1 et M2 ont été pris en compte dans certaines applications, afin de différencier la matière organique dissoute venant de l'amont et à dégradation lente de la matière organique dissoute introduite par les rejets internes, notamment les rejets urbains, qui est supposée se dégrader plus vite.

L'équation 7 est alors résolue pour deux variables indépendantes  $DBO_{u1}$  et  $DBO_{u2}$ , ayant chacune une cinétique  $k_{d1}$  et  $k_{d2}$  différente.

#### 3.4.2 MATIERE ORGANIQUE PARTICULAIRE

Par hypothèse, nous avons posé dans ce modèle que la matière organique particulaire était fonction de la concentration en matières en suspension.  $DBO_{up}$  est donc également considérée comme une variable forçante, connue à chaque instant par la formule :

$$DBO_{up}(x,t) = R_{pu} \cdot MES(x,t)$$

Cette hypothèse est nécessaire dans un premier temps si l'on veut éviter de simuler le comportement de la matière organique particulaire, avec tous les phénomènes qui l'affectent (dépôts, remises en suspension, dégradation en conditions anoxiques dans la crème de vase). Ces processus étant sans doute assez complexes, ils ont été dans un premier temps contournés grâce à cette hypothèse qui permet de connaître à tout instant et en tout point du bouchon vaseux la concentration de la  $DBO_u$ , connaissant la concentration des matières en suspension.

Cette hypothèse repose sur des observations et des mesures de  $DBO_5$  particulières et de matières en suspension qui ont permis de calculer le rapport  $R_{p5}$  ( $=DBO_5/MES$ ), en différents points de l'estuaire et pendant plusieurs périodes de l'année.

Ce rapport, tracé sur la [figure III.5](#) en fonction de la concentration en matières en suspension, varie beaucoup en aval et en amont de l'estuaire, mais il tend vers un ordre de grandeur constant à partir d'une concentration en MES supérieure à 100 mg/l. On observe une variation au cours de l'année, avec un enrichissement au printemps, suivi d'une décroissance en été.

# ESTUAIRE DE LA LOIRE

FIGURE III.4

DBO ultime CALCULEE : DBOu dissoute =  $0,3 (3,9 * COD + 4,57 (NOD + NH_4))$   
 DBOu particulaire =  $3,9 * COP$

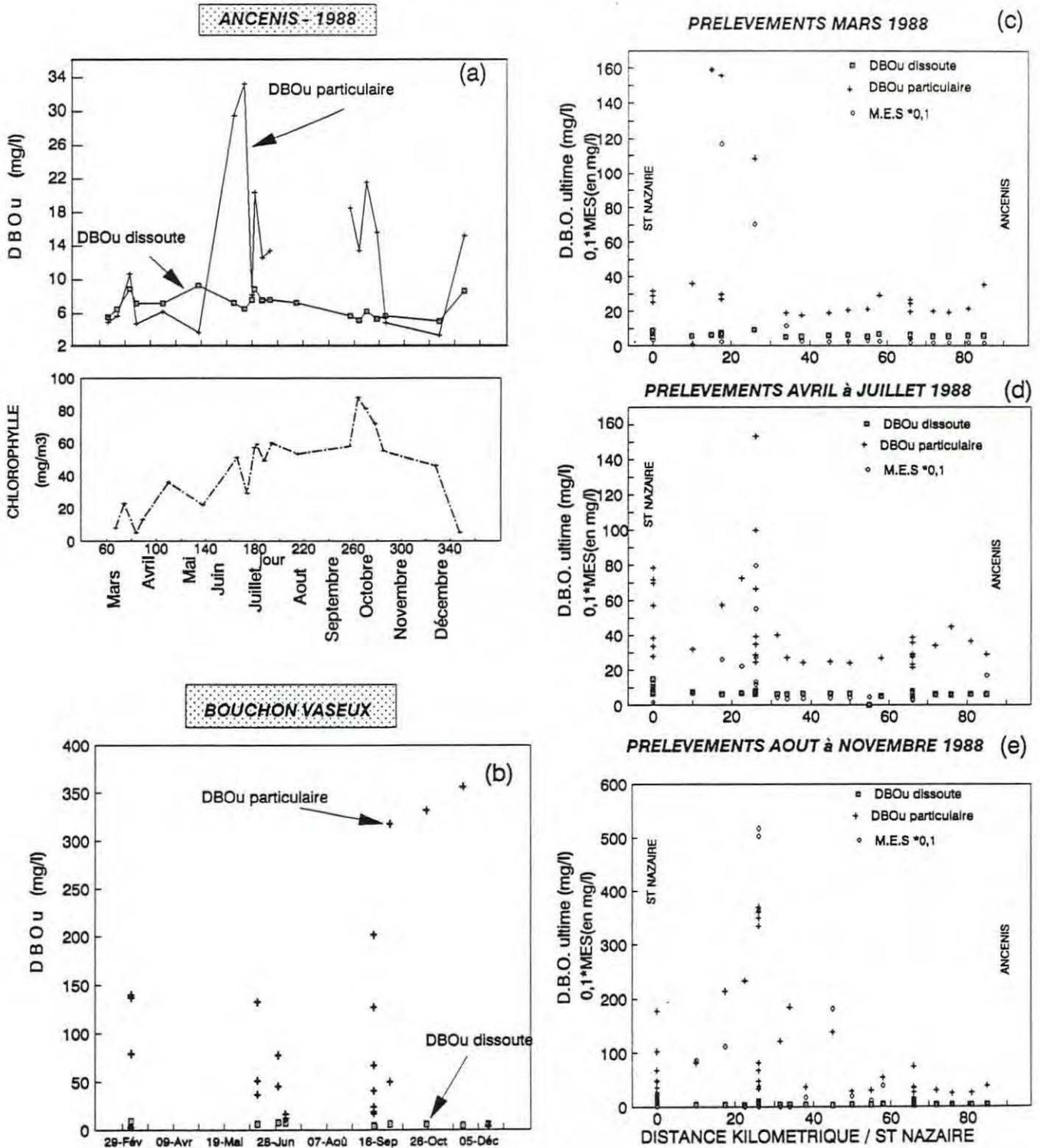
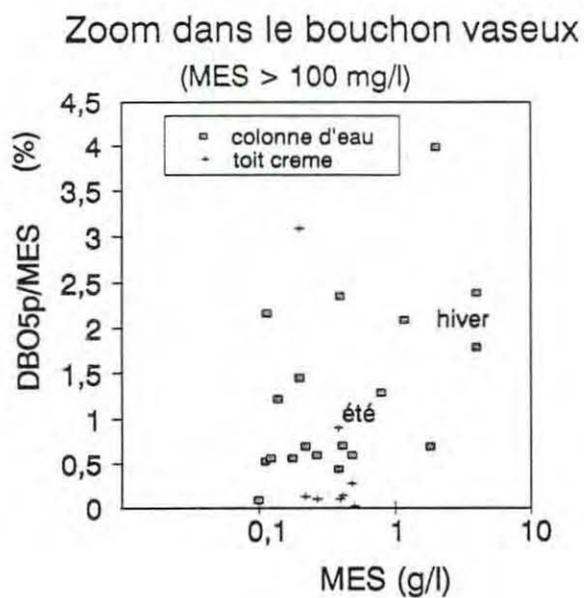
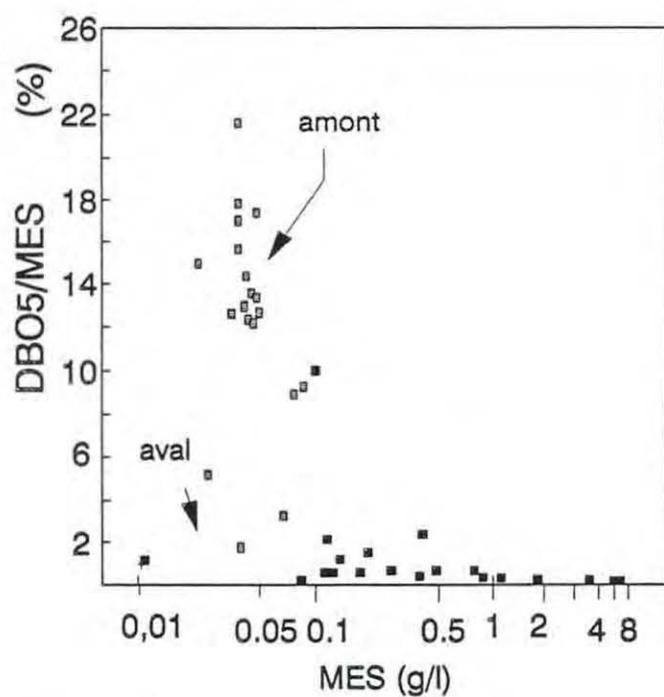
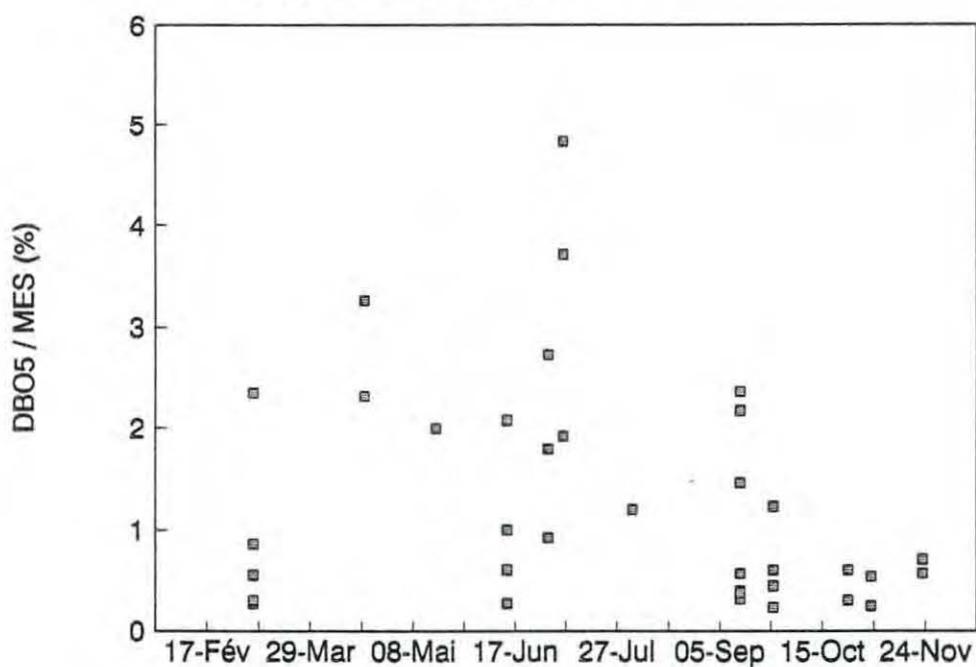


FIGURE III.5

RAPPORT Rp5 mesuré en fonction des matières en suspension  
(1986,1988,1990)



### EVOLUTION ANNUELLE



Malgré les incertitudes de ce rapport, dues d'une part à la variabilité des MES selon la verticale, et d'autre part à l'imprécision sur la valeur de  $DBO_{5p}$  du fait du principe de la mesure, il est intéressant de noter cette propriété qui caractérise la teneur en matière organique du bouchon vaseux.

Une étude plus poussée sur l'origine et la formation de cette "constante"  $R_p$  est en cours pour tenter de mieux comprendre les processus qui ont lieu au sein du bouchon vaseux et de la crème de vase (MAURICE, thèse en cours).

En dehors du bouchon vaseux, la DBO particulaire est supposée négligeable. Les fortes valeurs observées en amont et correspondant à la matière organique détritique et fraîche apportée par le fleuve et alimentant le bouchon vaseux, sont supposés être prises en compte dans la DBO dissoute.

### 3.4.3 MATIERE ORGANIQUE STOCKEE AU FOND

La matière organique présente au fond exerce une demande biochimique en oxygène, appelée la demande benthique. Les valeurs couramment mesurés dans les estuaires sont de l'ordre de 0,5 à 2,5 grammes d'oxygène par  $m^2$  et par jour (THOMANN 1974, MERCERON 1986, et VAN ES *et al* 1982). Elle est peut-être plus importante au niveau de la crème de vase, mais elle ne s'exerce que lorsque le milieu est oxygéné.

Aucune étude particulière sur cette demande benthique n'a été entreprise dans le cadre de cette étude et elle sera négligée dans le modèle, tout au moins dans un premier temps.

## 4. PRODUCTION PRIMAIRE

La production primaire qui correspond à l'activité photosynthétique des végétaux (en particulier le phytoplancton) dans l'eau dépend d'un certain nombre de facteurs tels que la lumière, la température, la biomasse d'algues et les nutriments. Elle est représentée en terme de sources d'oxygène dans la masse d'eau par un terme global PP exprimant la vitesse à laquelle l'oxygène est délivré par photosynthèse.

Cette production d'oxygène est variable dans la journée du fait de l'ensoleillement. Elle dépend également de la profondeur, puisqu'il y a moins de lumière disponible au fond qu'en surface. La pénétration de la lumière dans l'eau dépend de la turbidité (épaisseur de la couche euphotique); la production primaire va donc dépendre aussi de la concentration en matières en suspension.

La production primaire est généralement intégrée sur la hauteur d'eau. Or elle n'est effective que dans la couche "euphotique", lorsque la lumière incidente est suffisante pour permettre la photosynthèse. Au dessous de cette profondeur, la production est nulle, et la respiration phytoplanctonique qui consomme l'oxygène de la colonne d'eau prédomine. Pour tenir compte des deux phénomènes jouant sur la profondeur totale, on calcule la **production primaire nette** c'est-à-dire la production primaire brute à laquelle on soustrait la respiration phytoplanctonique, intégrée sur la colonne d'eau.

MALATRE (1989), puis MAURICE (1990) ont étudié ces phénomènes et collecté les informations pour calculer cette production nette en terme de source ou puits d'oxygène, (selon que la photosynthèse est plus ou moins forte par rapport à la respiration). Nous reprenons ici leurs résultats en utilisant les formules qu'elles ont proposées et avec lesquelles elles ont elles-mêmes travaillé.

La production primaire nette (croissance - respiration) dépend de la concentration en chlorophylle  $a$  :

$$PP \text{ (gO}_2\text{/l/s)} = (K_{pp1} - K_{pp2}) \text{ Chla aop}$$

avec $K_{pp1}$ (s <sup>-1</sup> )	= cinétique de croissance phytoplanctonique
$K_{pp2}$ (s <sup>-1</sup> )	= cinétique de respiration phytoplanctonique
Chla (g/l)	= concentration en chlorophylle $a$
aop (gO <sub>2</sub> /gChla)	= coefficient stoechiométrique

La chlorophylle  $a$  est considérée dans le modèle comme une variable forçante, en général constante pendant la durée de la simulation, et connue par les mesures réalisées pendant les campagnes de prélèvements.

Les cinétiques de croissance et de respiration phytoplanctonique dépendent de la température de l'eau, de l'ensoleillement, de la profondeur d'eau, et du coefficient d'extinction, lui-même fonction de la concentration en matières en suspension.

#### 4.1. CINÉTIQUE DE RESPIRATION PHYTOPLANCTONIQUE $K_{pp2}$

Plusieurs expressions sont proposées selon les auteurs et les lieux d'application. Quelques unes d'entre elles sont présentées en annexe 4 et seront testées dans l'étude de sensibilité.

Par souci de simplicité, la formule choisie ici pour les applications et les comparaisons des résultats avec les mesures est celle de DI TORO *et al* (1977):

$$K_{pp2} \text{ (en j}^{-1}\text{)} = 0,09 \cdot 1,045^{(T-20)}$$

T : Température en °C

#### 4.2. CINÉTIQUE DE CROISSANCE PHYTOPLANCTONIQUE $K_{pp1}$

La vitesse de croissance phytoplanctonique dépend essentiellement de l'intensité lumineuse disponible; elle augmente exponentiellement lorsque l'intensité croît jusqu'à une valeur d'ensoleillement optimale, au delà de laquelle la production diminue. Cette loi s'exprime de la façon suivante (loi de STEELE 1962) :

$$K_{pp1}(z)/K_{pp1max} = I(z)/I_{opt} \exp(1-I(z)/I_{opt})$$

$K_{pp1max}$  étant la production maximale correspondant à l'intensité lumineuse optimale  $I_{opt}$ .

$I(z)$  est l'intensité lumineuse instantanée, fonction de la profondeur.

Pénétrant dans la colonne d'eau, l'intensité lumineuse diminue d'autant plus vite que l'eau est turbide. Ce phénomène est reproduit selon la loi exponentielle suivante :

$$I(z) = I_0 \exp(-K_e \cdot z)$$

$I_0$  est l'intensité lumineuse incidente en surface. Elle est connue soit en valeurs horaires, soit en valeurs moyennes journalières.

$K_e$  est le coefficient d'extinction lumineuse, exprimé en m<sup>-1</sup>. Il peut se définir à partir de la profondeur du disque de Secchi, puisque celui-ci disparaît lorsque l'intensité lumineuse est de l'ordre de 18% de l'intensité en surface.

Dans le modèle, sa valeur sera calculée à partir des concentrations en matières en suspension, selon la formule estimée par MEYBECK (1983) dans la Loire :

$$K_e (m^{-1}) = 4,59 \text{ Log MES (mg/l)} - 3,57$$

D'autres expressions ont été proposées (cf annexe 5), en fonction des matières en suspension ou en fonction de la teneur en chlorophylle  $a$ . Certaines seront testées dans l'étude de sensibilité.

A partir des lois précédentes, la vitesse de production phytoplanctonique  $K_{pp1}$  est intégrée sur la colonne d'eau :

$$K_{pp1}(j^{-1}) = \frac{e}{K_e \cdot H} \left( \exp\left(-\frac{I_0}{I_{opt}} e^{-K_e \cdot H}\right) - \exp\left(-\frac{I_0}{I_{opt}}\right) \right) \cdot xk_1(T) \cdot K_{pp1max}$$

avec  $K_e$  : coefficient d'extinction lumineuse ( $m^{-1}$ )  
 $H$  : profondeur d'eau (m)  
 $I_0$  : Intensité lumineuse instantanée en surface ( $J/m^2/j$ )  
 $I_{opt}$  : Intensité lumineuse optimale pour la croissance ( $J/m^2/j$ )  
 $K_{pp1max}$  : Vitesse de croissance maximale ( $j^{-1}$ )  
 $xk_1(T)$  : coefficient correcteur fonction de la température, ( $j^{-1}$ ).

D'après la formule de LASSISTER et KEARNS (1975) :

$$xk_1(T) = e^{a(T-T_{opt})} \left[ \frac{T_{max}-T}{T_{max}-T_{opt}} \right]^{a(T_{max}-T_{opt})}$$

D'autres expressions sont proposées pour  $xk_1(T)$  en annexe 6.

#### 4.3. EXPRESSION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE EN MOYENNE JOURNALIERE

Le modèle introduit la production primaire comme source ou puits d'oxygène à partir des formules exposées ci-dessus. Mais ce calcul n'est possible que si l'on connaît l'intensité lumineuse instantanée (ou en moyenne horaire tout au moins). Sinon la formule peut être intégrée sur la journée et on obtient pour la vitesse de production (STEELE, 1965)

$$K_{pp1} = \frac{e \cdot f}{K_e \cdot H} \left( \exp\left(-\frac{I_m \cdot f}{I_{opt}} e^{-K_e \cdot H}\right) - \exp\left(-\frac{I_m \cdot f}{I_{opt}}\right) \right) \cdot xk_1(T) \cdot K_{pp1max}$$

avec :

$I_m$  : Intensité lumineuse moyenne sur la journée si l'intensité disponible en surface est représentée par une fonction constante :

$$I_{inst} = I_m/f \text{ pour } 0 < t < fT_j$$

$T_j$  est la période du jour (24h)

$f$  est la fraction de jour ensoleillée.

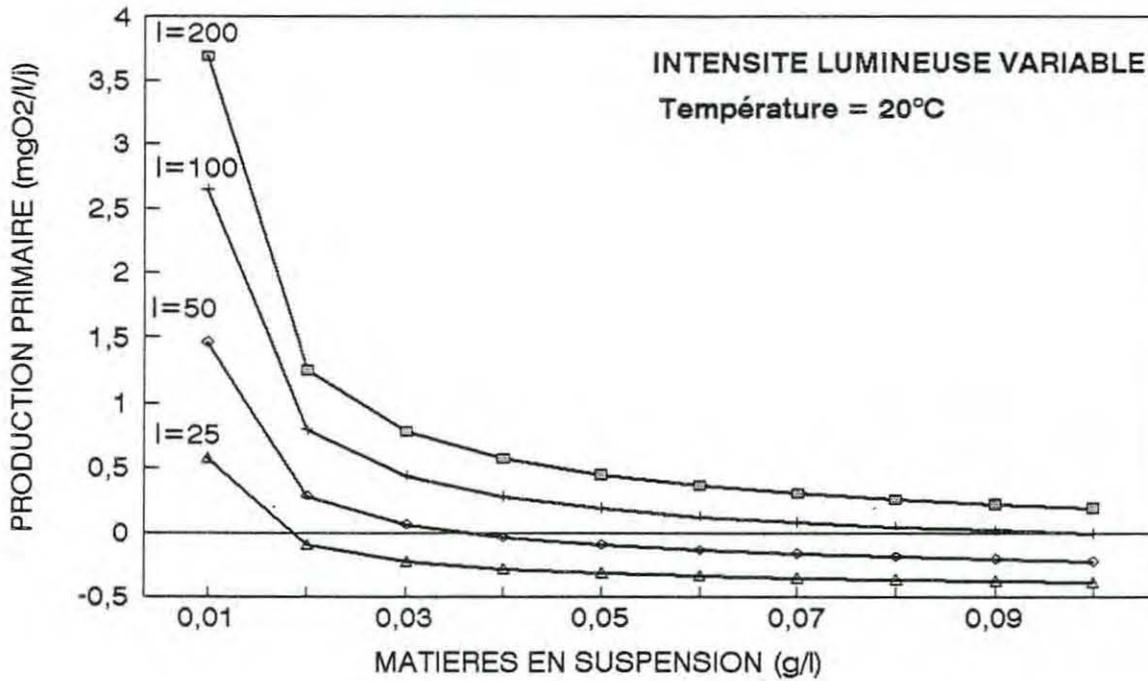
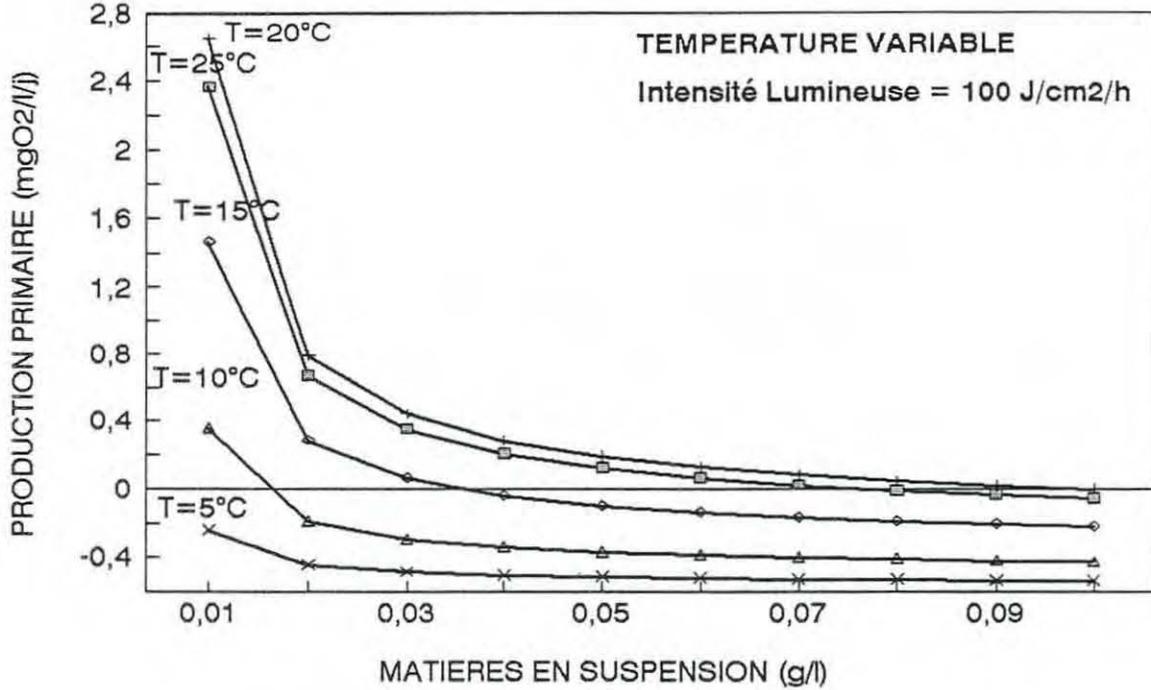
Si on connaît  $I_m$  et  $f$ , il est donc possible de prendre en compte la production d'oxygène par photosynthèse en moyenne journalière.

FIGURE III. 6

**PRODUCTION JOURNALIERE NETTE D'OXYGENE  
PAR PHOTOSYNTHESE (- RESPIRATION)**

Chlorophylle = 50mg/m<sup>3</sup>  
Profondeur = 5mètres

**SENSIBILITE AUX MATIERES EN SUSPENSION**



Ces expressions de la production primaire brute ont été utilisées et testées, en fonction de l'intensité lumineuse horaire ou journalière selon les périodes et les données disponibles.

Pour exemple, la figure III.6 présente l'évolution de la production d'oxygène nette en fonction des matières en suspension, pour différents cas de température et d'intensité lumineuse. La production primaire nette, moyenne sur la profondeur d'eau, s'annule rapidement dès que la concentration en matières en suspension augmente au delà de 50 mg/l.

## 5. VARIABLES FORCANTES

### **5.1 MATIERES EN SUSPENSION**

Les matières en suspension sont des variables forçantes, auxquelles nous supposons reliées les DBO particulières. Dans une première phase, les matières en suspension ont été traitées comme des variables forçantes.

Grâce au développement dans le même temps d'un modèle hydrosédimentaire unidimensionnel (LE HIR et THOUVENIN, 1992), il sera possible dans une deuxième phase de simuler directement ces matières en suspension en tant que variables.

Pour cette première phase, un sous programme calcule à partir des mesures disponibles dans tout l'estuaire les matières en suspension en moyenne sur la marée. Ces mesures (GALLENNE 1974, CSEEL 1984, Port Autonome de Nantes-St Nazaire dans ROMANA et THOUVENIN 1987) et dans cette étude (CPANSN 1989) sont interpolées spatialement pour chaque débit caractéristique (100, 500, 1000 et 5000 m<sup>3</sup>/s).

Les variations de concentrations pendant un cycle de marée Pleine mer-Basse mer ne sont pas reproduites.

Une interpolation linéaire est effectuée pour chaque débit intermédiaire entre deux débits caractéristiques.

Le cycle lunaire est pris en compte de façon sinusoïdale en divisant par 10 en Morteaux le stock de matières en suspension présent en Vives Eaux dans l'estuaire (CSEEL, 1984). La figure III.7 donne deux exemples de l'évolution des matières en suspension pour deux débits et pendant un cycle lunaire.

Il est bien évident qu'étant donnée la disparité des mesures, ce calcul ne donne que des résultats indicatifs et peu précis sur la position du bouchon vaseux, son étalement longitudinal et la valeur du maximum de turbidité. Notamment son déplacement vers l'aval en morte eau par rapport à la vive eau n'est pas reproduit, ni son déplacement pendant le flot et le jusant.

Cependant, l'évolution qualitative du bouchon vaseux est correctement reproduit sur un cycle lunaire; ce qui permet de simuler la réponse de la concentration en oxygène.

### **5.2 LA TEMPERATURE**

Cette variable forçante est calculée de façon simplifiée afin de reproduire sa variation spatiale et temporelle. Sa valeur influence les cinétiques de transformations (aération - Production Primaire - dégradation de la matière organique), et sert à calculer la valeur de l'oxygène dissous à saturation. La figure III.8 présente l'évolution de  $K_a$  (coefficient de réaération),  $K_d$  (cinétique de dégradation) et de l'oxygène à saturation en fonction de la température.

Figure III.7 : Evolution longitudinale des matières en suspension pour 2 débits caractéristiques  
Variation avec le coefficient de marée

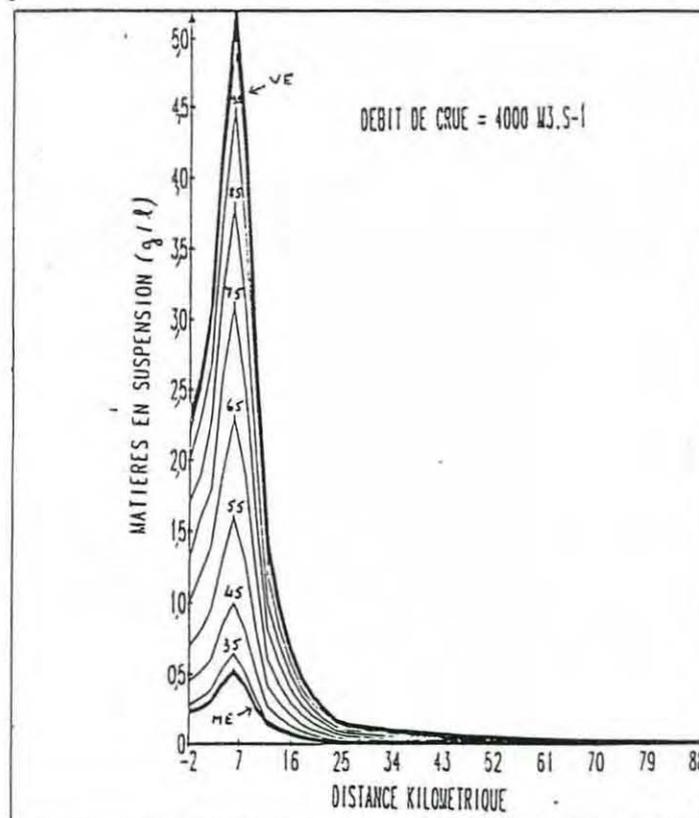
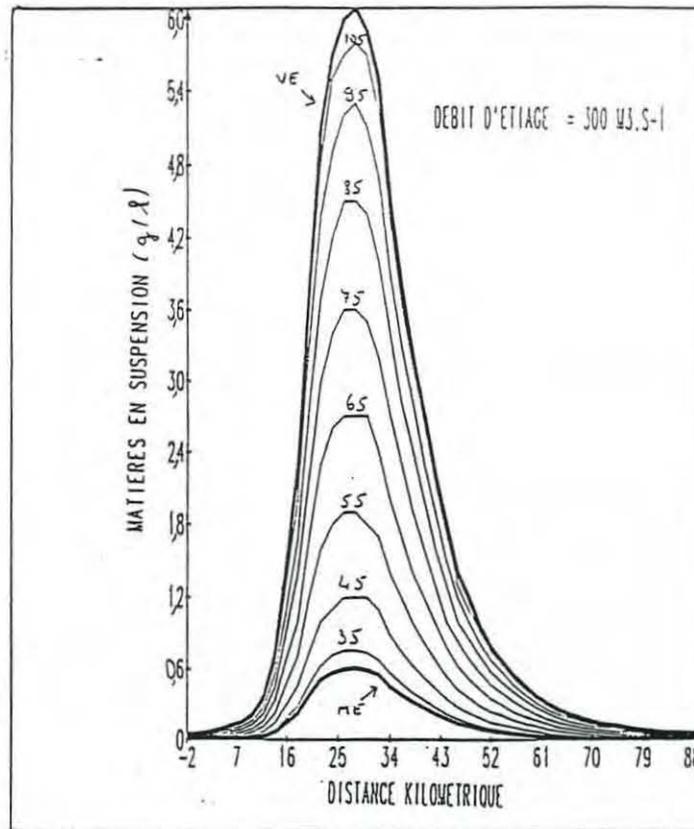
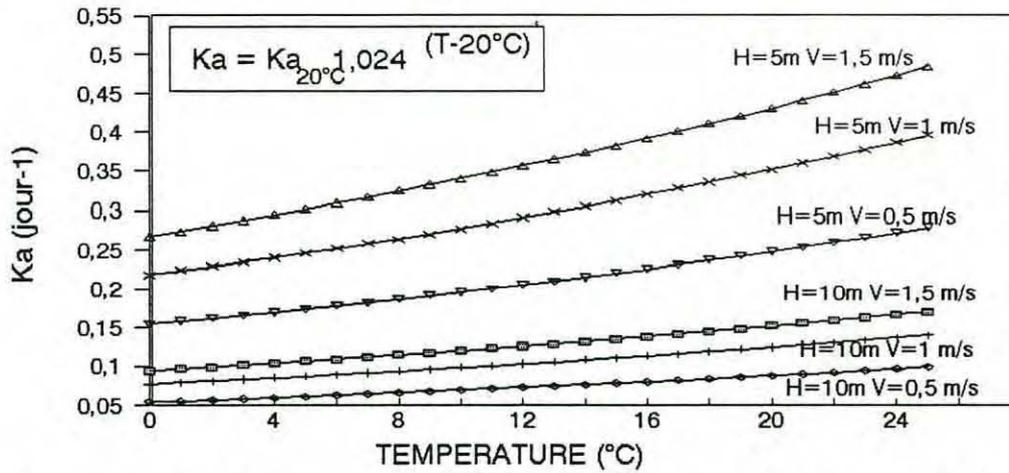
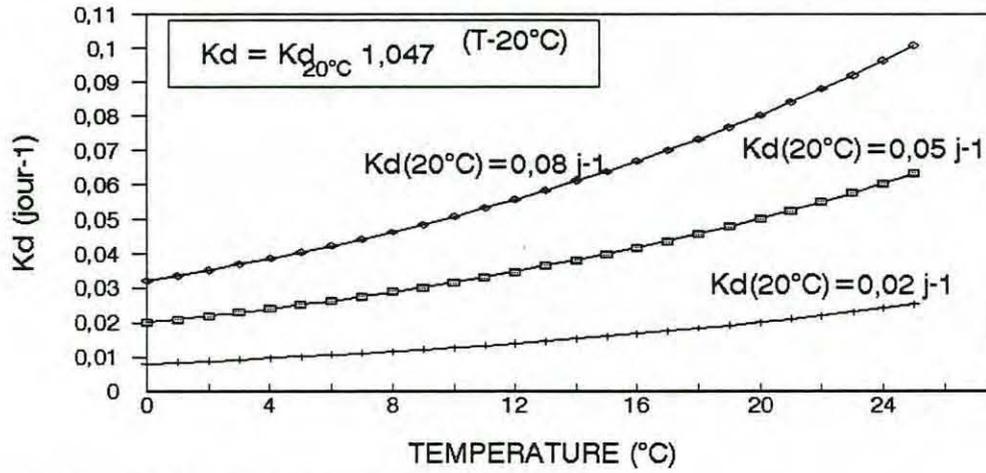


FIGURE III.8: Influence de la température sur  $K_a$ ,  $K_d$  et sur l'oxygène à saturation

**VARIATION DU COEFFICIENT DE REAERATION**

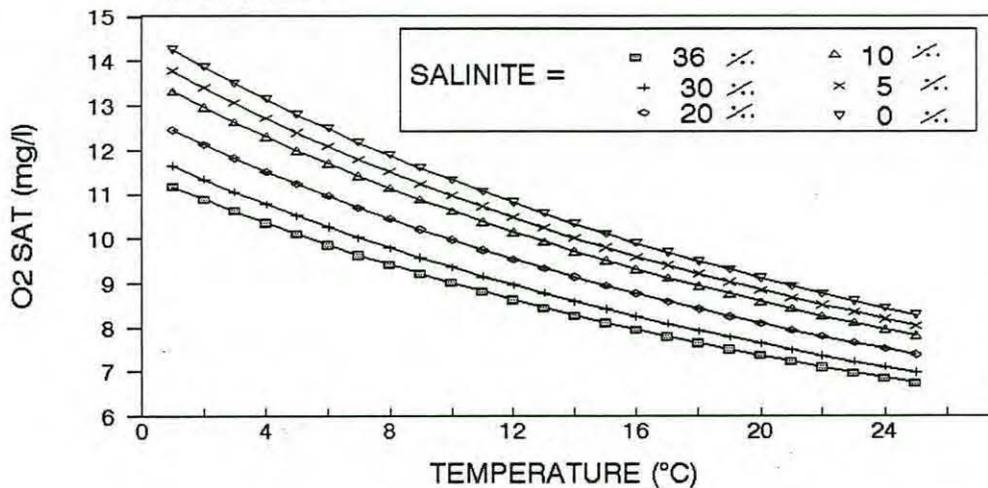


**VARIATION DE LA CINETIQUE DE DEGRADATION DE LA MATIERE ORGANIQUE**



**VARIATION DE L'OXYGENE A SATURATION**

Loi de WEISS



Des mesures régulières en différents points de l'estuaire et à différentes époques de l'année (Port Autonome de NANTES, St NAZAIRE 1989) permettent de construire une fonction approchée de ses variations. Nous avons choisi ici la fonction suivante :

$$T(x,t) = T_a(x) + T_b(x) \sin(2\pi/365,25 \cdot (t-108))$$

avec : t : temps en jours

$$T_a(x) = (T_{\max}(x) + T_{\min}(x))/2$$

$$T_b(x) = (T_{\max}(x) - T_{\min}(x))/2$$

$$T_{\max}(x) = 19 \text{ à } 24^\circ\text{C selon le Point Kilométrique}$$

$$T_{\min}(x) = 6^\circ\text{C}$$

Elle sera parfois modifiée pour certaines périodes afin de mieux s'adapter aux mesures.

### 5.3 LA CHLOROPHYLLE *a*

Dans cette première phase, la chlorophylle *a*, représentative du phytoplancton vivant, est considérée comme une variable forcante. Elle sera probablement modélisée de façon simplifiée dans la deuxième phase afin de prendre en compte sa disparition dans le bouchon vaseux, disparition due à la mortalité du phytoplancton qui induit alors une demande en oxygène supplémentaire pour la dégradation du matériel mort.

La chlorophylle *a* a été mesurée pendant les campagnes réalisées en 1988 tout au long de l'estuaire de la LOIRE, et par différents auteurs, antérieurement à cette étude.

Les caractéristiques de ses variations annuelles et son gradient amont aval ont été signalées dans le rapport de ROMANA et THOUVENIN (1987). Nous n'y reviendrons pas ici.

Les valeurs de chlorophylle utilisées dans le modèle servent pour le calcul de la production primaire. Elles sont prises constantes pendant la durée de chaque simulation et proviennent des mesures réalisées le long de l'estuaire (figure III.9).

## III.2.2 LES APPORTS DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

Les apports dans l'estuaire sont le plus souvent connus par le flux moyen journalier de DBO<sub>5</sub> rejeté. Pour les introduire dans le modèle d'oxygène dissous, il faut les convertir en DBO ultime, connaissant leur cinétique de dégradation, et également les fractionner en part dissoute et particulaire.

Une estimation des rejets urbains nous a été fournie par le SATESE (Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Épuration) et par l'AURAN (Agence d'Études Urbaines de l'Agglomération Nantaise). L'évaluation des rejets industriels a été tirée des résultats d'autosurveillance des établissements, recueillis par la Division Environnement et Sécurité Industriels de la DRIRE de Nantes (Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement).

Les valeurs moyennes, prises constantes, qui ont été introduites en chaque maille du modèle correspondant aux rejets sont les suivantes (MAURICE, 1992) :

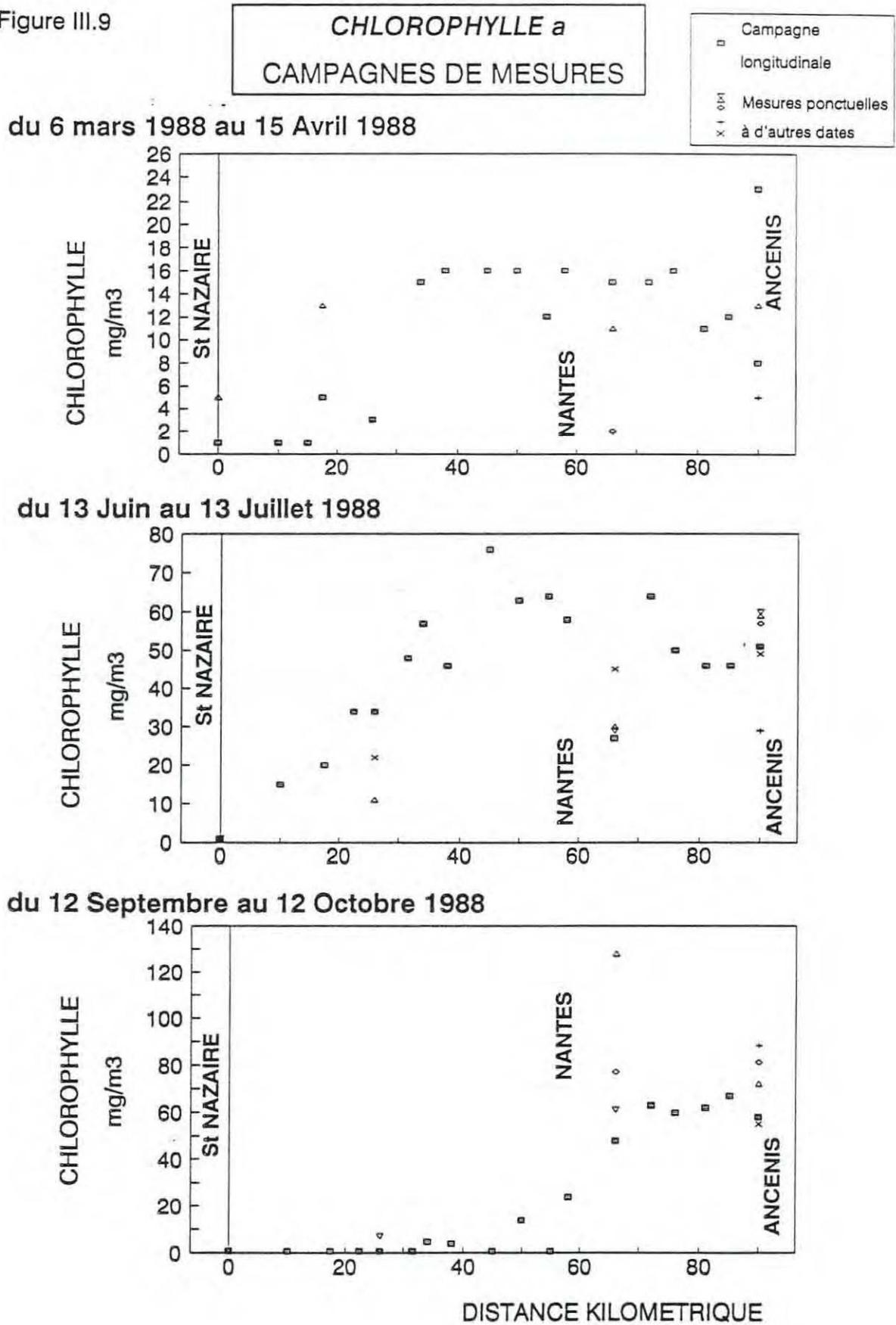
Maille	PK/St Nazaire	VILLES - USINES	Flux DBO5 (kg/j)	Flux MES (kg/j)
2	0	St NAZAIRE	330	288
5	5	MONTOIR	18	10
8	11,5	DONGES - PONT CHATEAU	6	6
9	14	LAVAU-PRINQUIAU	2	2
10	15	PAIMBOEUF	2	1
12	19	SAVENAIS	4	3
15	26	CORDEMAIS	2	2
18	32	ST ETIENNE DE MILUC	13	11
21	38	LE PELLERIN	1	1
22	39	COUERON	58	61
23	42	LA MONTAGNE	16	35
25	45	BASSE INDRE - SOFERTI	0	10
27	50	NANTES SUD	914	830
30	55	BEGHIN SAY	0	40
31	60	NANTES NORD- SAUPIQUET	12301	7700
37	72	MAUVES	5	5
40	78	LE CELLIER	11	11
47	90	ANCENIS - LA CANA	2655	990

Les fortes valeurs à Ancenis correspondent pour 98% à l'usine de LA CANA (laiterie).

Les apports des effluents urbains se présentent en général approximativement pour moitié sous forme dissoute, l'autre moitié étant sous forme particulaire (ROMANA, d'après les études réalisées sur les stations d'épuration de TOULON et MORLAIX, dans le cadre d'études sur les rejets urbains). La cinétique de dégradation est rapide (0,2 à 0,6j<sup>-1</sup> d'après LESOUEF, 1982), mais peu d'informations précises sont disponibles à ce jour.

Ne prenant pas en compte dans cette première phase de l'étude les rejets particuliers, les flux totaux de DBO5 ont été introduits, sans faire la distinction entre particulaire et dissous.

Figure III.9



#### IV. APPLICATION A DES PERIODES DE MESURES : CALIBRATION DU MODELE DE QUALITE DE L'EAU

Pendant l'année 1988, trois campagnes longitudinales ont été réalisées par le PORT AUTONOME de NANTES ST NAZAIRE, afin d'obtenir la distribution dans l'estuaire des principaux paramètres de qualité de l'eau utiles à la calibration du modèle. Elles ont été suivies de prélèvements réguliers (une fois par semaine environ) en trois points de l'estuaire. D'autre part, trois enregistreurs autonomes, placés au CARNET (PK 17), au PELLERIN (PK 38,2) et à LA ROCHE (PK 57,7) fournissent des valeurs en continu d'oxygène pendant le mois qui suit ces campagnes.

Ces campagnes ont été choisies à des périodes de l'année pendant lesquelles les conditions du milieu sont différentes (figure IV.1):

- en **Mars** 1988, le débit est fort (autour de 1500 à 3000 m<sup>3</sup>/s) et la température de l'eau est faible (autour de 6°C).
- en **Juin** 1988, le débit est moyen (autour de 1000 à 600 m<sup>3</sup>/s) et la température de l'eau est forte (autour de 20°C).
- en **Septembre** 1988, le débit est faible (autour de 200 à 500 m<sup>3</sup>/s) et la température est forte (autour de 20°C).

Les principaux paramètres ont été analysés, notamment la température, la salinité, les matières en suspension, la D.B.O.5 sur le brut et le filtré, l'oxygène dissous.

Afin d'évaluer les apports amont, des mesures régulières ont été effectuées également à ANCENIS, une fois par semaine pendant ces périodes.

Le modèle de qualité de l'eau a été appliqué successivement à ces trois périodes; les résultats sont comparés avec les mesures, en particulier avec celles des SYMELS.

Les simulations démarrent 15 jours à 1 mois avant la période de calibrage, en partant de conditions initiales non réalistes (valeur d'oxygène à saturation, matière organique dissoute nulle). Les résultats du modèle ne sont examinés qu'au bout de plusieurs jours et la distribution longitudinale des variables est alors comparée aux mesures réalisées pendant la campagne de prélèvement au début de la période.

Les conditions aux limites sont données dans la fourchette de valeurs mesurées pendant ces périodes.

Les matières en suspension sont interpolées à partir des mesures en fonction du débit et du coefficient de marée (cf III.2).

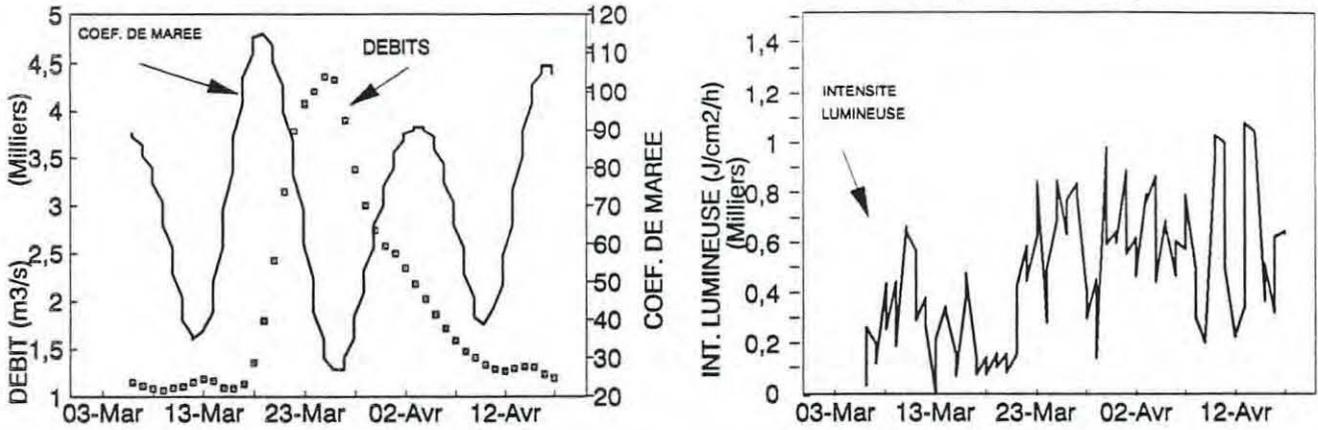
Les cinétiques de dégradation de la matière organique dissoute et particulaire sont les mêmes quelle que soit la période; elles ne varient qu'en fonction de la température. Pour faire la part entre la matière organique rejetée par les rejets urbains et la matière organique qui arrive par le fleuve à l'amont de l'estuaire, on a distingué deux stocks de matière organique dissoute :

- . une matière organique "détritique", à dégradation lente, qui arrive de l'amont (cinétique de dégradation = 0,05 j<sup>-1</sup>)
- . une matière organique "fraîche", à dégradation rapide introduite par les rejets (cinétique = 0,2 j<sup>-1</sup>)

FIGURE IV.1 : Présentation des trois périodes de modélisation  
Débits, coefficient de marée et intensité lumineuse.

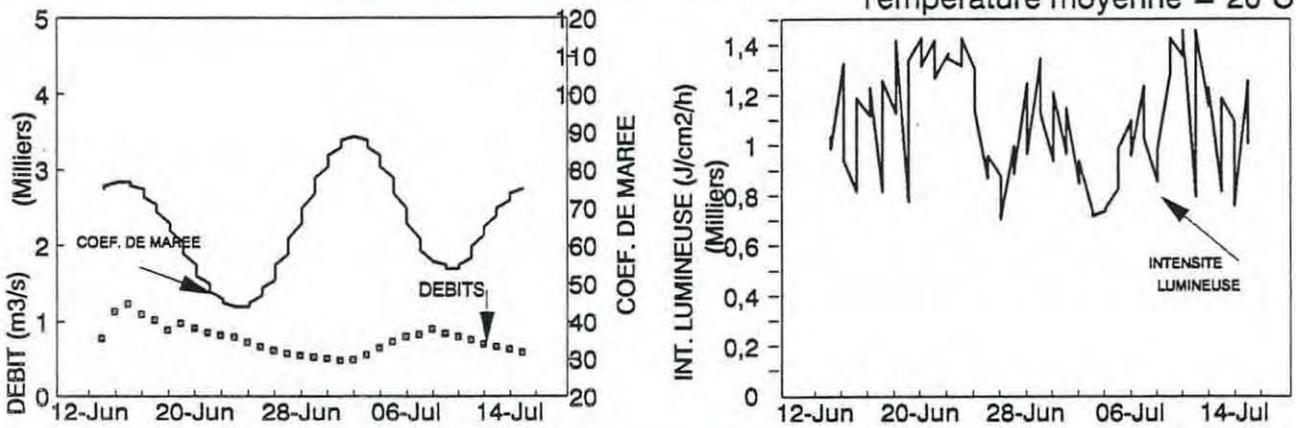
**PERIODE 1 : MARS 1988**

Température moyenne = 6°C



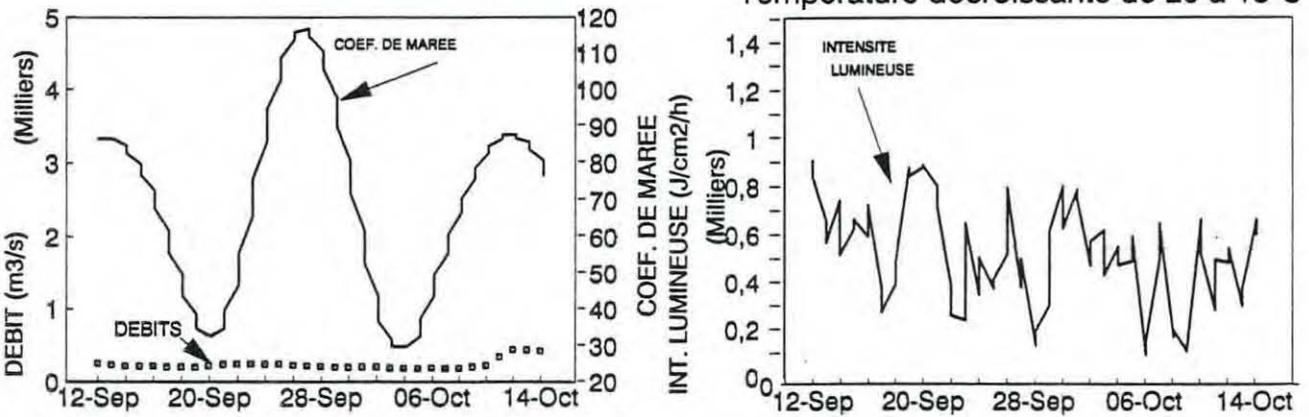
**PERIODE 2 : JUIN 1988**

Température moyenne = 20°C



**PERIODE 3 : SEPTEMBRE 1988**

Température décroissante de 20 à 15°C





La première période, qui correspond à une situation de crue, ne sera pas présentée ici. En effet, le modèle ne reproduit pas de façon satisfaisante l'hydrodynamique de l'estuaire (cf chapitre I), et la distribution des matières en suspension n'est pas bien connue. Le bouchon vaseux est placé très en aval et sans doute expulsé parfois au-delà de St Nazaire. D'autre part, les valeurs d'oxygène dissous mesurées pendant cette période sont en général fortes et proches de la saturation. La modélisation de cette situation d'hiver ne présente donc pas beaucoup d'intérêt pour comprendre les phénomènes d'anoxie.

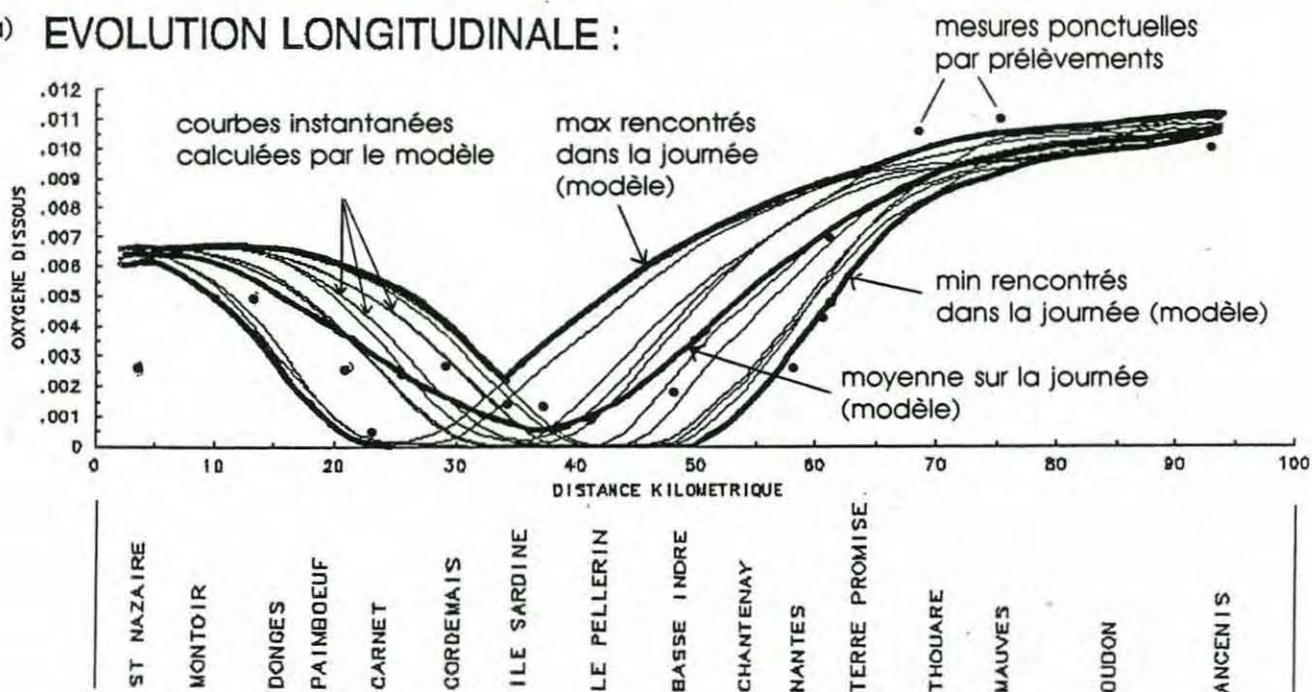
La comparaison des résultats du modèle avec les mesures pour les deux autres périodes est représentée en évolution longitudinale et temporelle. La campagne longitudinale sera visualisée en traçant sur un même graphe les mesures ponctuelles et l'enveloppe des résultats du modèle, prenant en compte la propagation de la marée pendant la journée (figure IV.2.a).

Pour simplifier la visualisation des résultats en fonction du temps (figure IV.2.b), les mesures horaires des SYMELS ne seront pas intégralement représentées, seule la moyenne et l'intervalle entre les valeurs maximales et minimales pendant 24 h sera tracée. De même pour les résultats du modèle, les oscillations de la concentration de l'oxygène avec la marée ne seront traduites que par l'enveloppe et la moyenne des valeurs sur le cycle de marée.

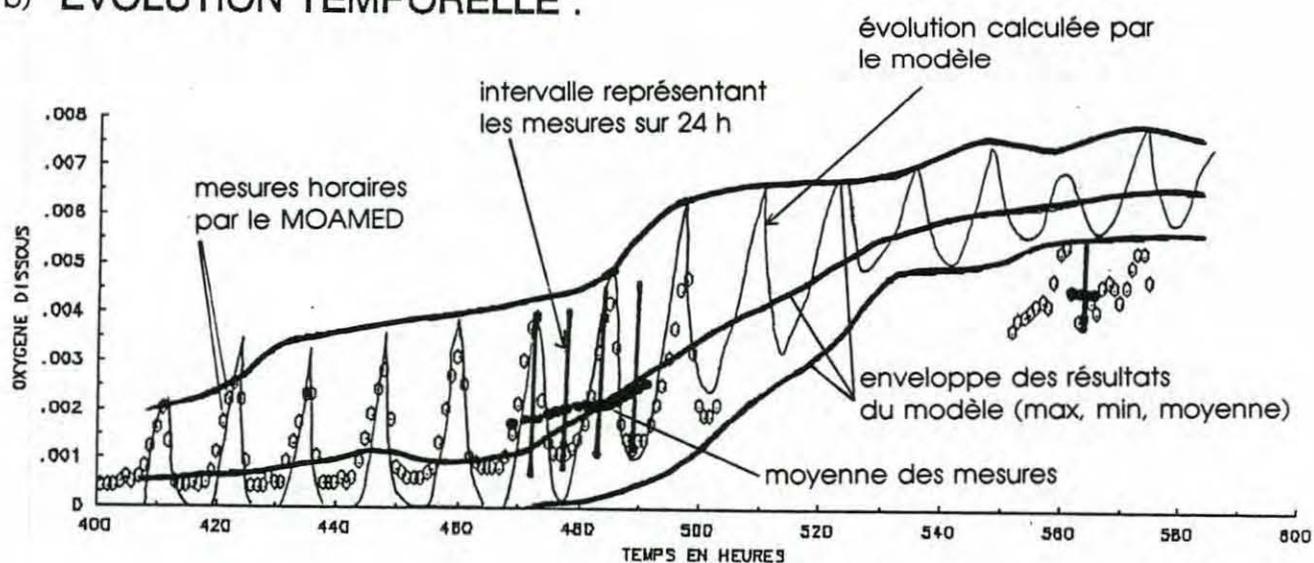
Figure IV.2 : Exemple de visualisation des résultats sous forme d'enveloppes min et max pour le modèle et d'intervalle pour la mesure

## VISUALISATION DES RESULTATS :

### a) EVOLUTION LONGITUDINALE :



### b) EVOLUTION TEMPORELLE :



#### IV.1. PERIODE 2 : JUIN 88

Les conditions hydrodynamiques et hydrosédimentaires reproduites par le modèle pendant cette période de débit moyen sont représentées sur la figure IV.3 et IV.4 en quatre points de l'estuaire (LE PELLERIN, LE CARNET, LA ROCHE ET ANCENIS).

Le bouchon vaseux, calculé ici à partir des mesures, est placé en aval de l'estuaire (figure IV.5). Il est centré entre les PK 15 et 20, avec un maximum atteignant 4 g/l. Il correspond à un stock maximal de matières en suspension en vives eaux d'approximativement 800 000 tonnes.

La température de l'eau tourne autour de 20°C, avec des variations journalières de plusieurs degrés. On observe au CARNET (figure IV.6) un refroidissement entre le 25 juin et le 4 juillet (300-500h) qui peut correspondre à l'intrusion des eaux marines plus froides pendant les vives eaux. Au PELLERIN, c'est à partir du 8 juillet (600h) que l'on note une faible baisse de température; à la ROCHE, elle varie entre 17 et 22°C.

Les conditions aux limites amont et aval, pour l'oxygène et la DBO dissoute, sont données à partir des valeurs mesurées pendant la période :

jour	DBO5 dissoute(mg/l)		O2(mg/l)		chl a(mg/m3)
	amont	aval	amont	aval	amont
14/06	3,8	1,8	10	3,2	51
22/06	2,3		9,6		29
28/06	2,3		10,3		57
30/06	3,0	1,4	10,1	4,6	59
<b>condition limite choisie</b>	2,4	mer=1	10,0	mer=4,5	51

La chlorophylle *a*, mesurée le 14 Juin 1988 (figure III.11), est relativement constante dans toute la partie amont, elle chute régulièrement jusqu'à des valeurs très faibles à ST NAZAIRE. Les mesures ponctuelles pendant la période restent dans la même fourchette de valeurs. Elles sont donc maintenues constantes pendant la période de modélisation.

Les intensités lumineuses ne sont disponibles qu'en valeurs journalières pendant cette période. La production primaire est donc calculée en moyenne sur 24 heures.

La campagne de mesures réalisée le 14 juin 1988 permet de vérifier les résultats du modèle en coupe longitudinale le long de l'estuaire. Les enregistrements en continu des SYMELS permettent de comparer l'évolution temporelle de l'oxygène pendant le cycle lunaire.

#### **Journée du 14 Juin 1988 : (figure IV.7)**

La DBO5 mesurée dans l'estuaire est comprise entre 2 et 5 mg/l; les DBO ultimes correspondantes peuvent atteindre 8 à 20 mg/l, en particulier en amont. Les DBOu rapide et lente, calculées par le modèle, restent dans cet ordre de grandeur jusqu'en aval où elles se diluent avec les eaux marines plus pauvres en matière organique biodégradable.

L'oxygène est proche de la saturation tout le long de l'estuaire jusqu'à CORDEMAIS. Il décroît ensuite brutalement à l'entrée du bouchon vaseux; le modèle et les mesures concordent bien, quoique le modèle ne reproduise pas un gradient aussi brutal.

Figure IV.3 : Période 2 Evolution des hauteurs, vitesses et matières en suspension calculées par le modèle du 13 Juin au 13 Juillet 1988

JUIN 1988

EVOLUTION TEMPORELLE :

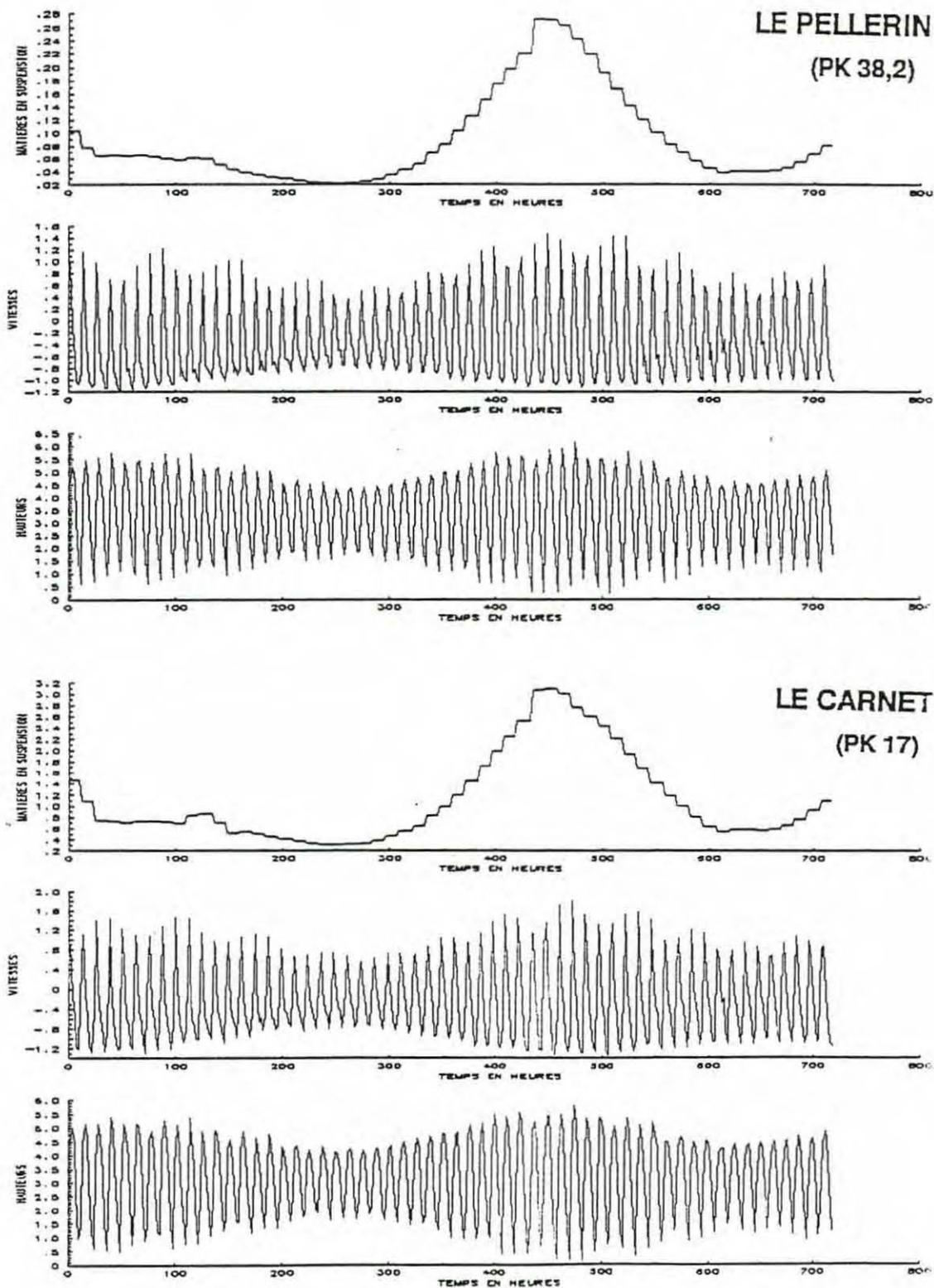


Figure IV.4 : Période 2 Evolution des hauteurs, vitesses et matières en suspension calculées par le modèle du 13 Juin au 13 Juillet 1988

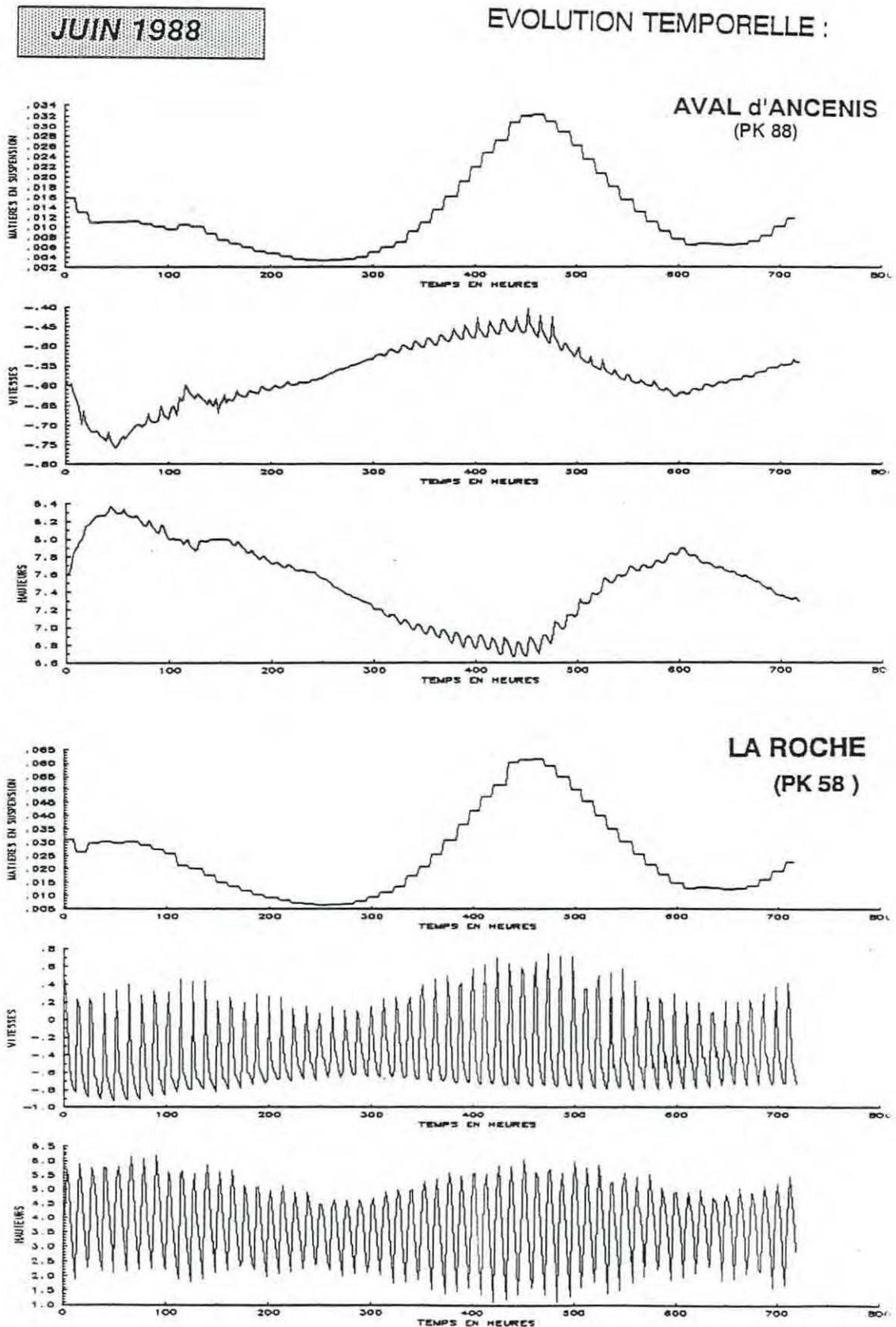
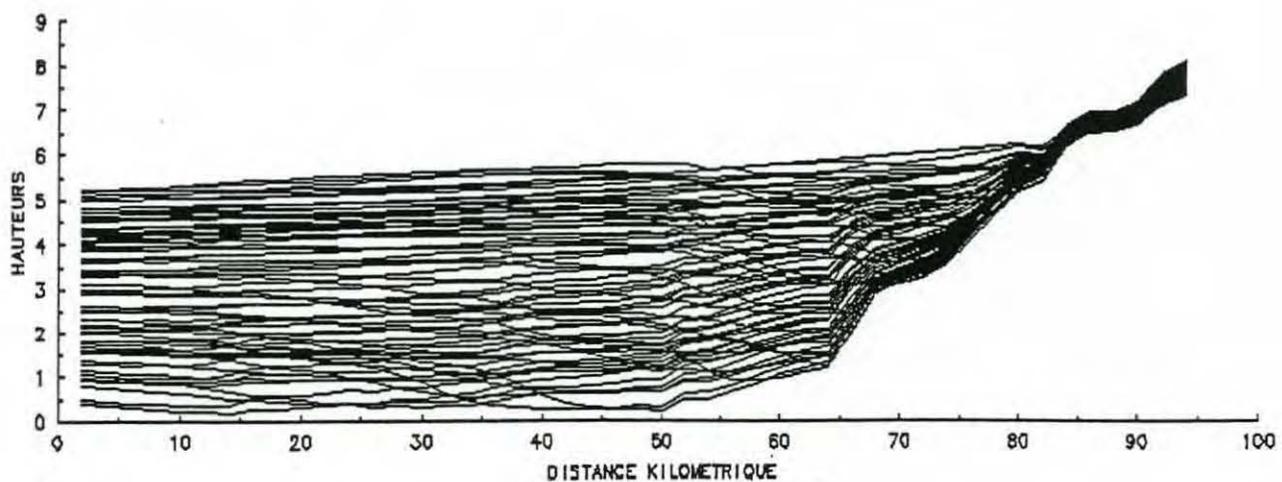
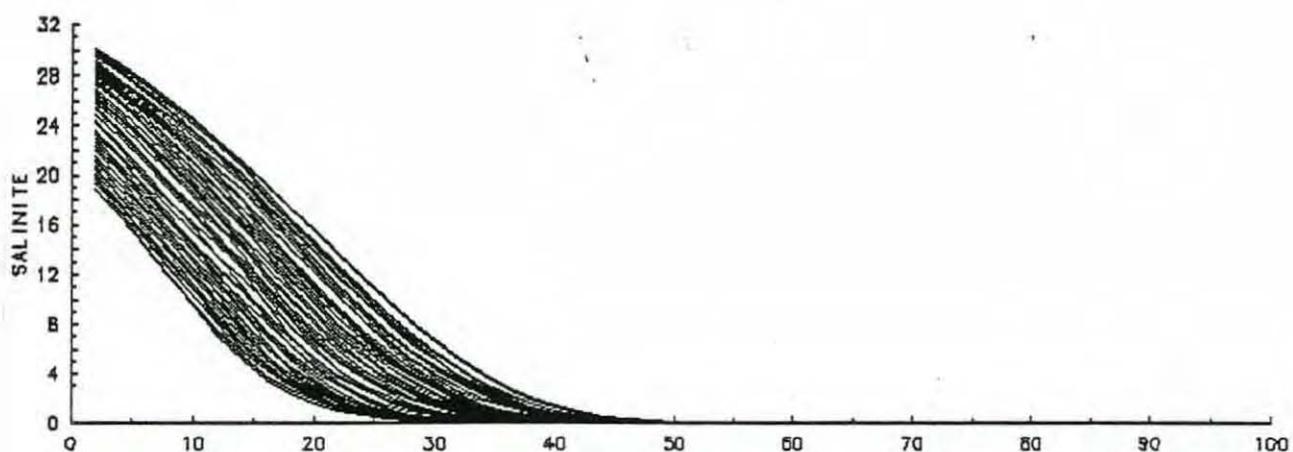
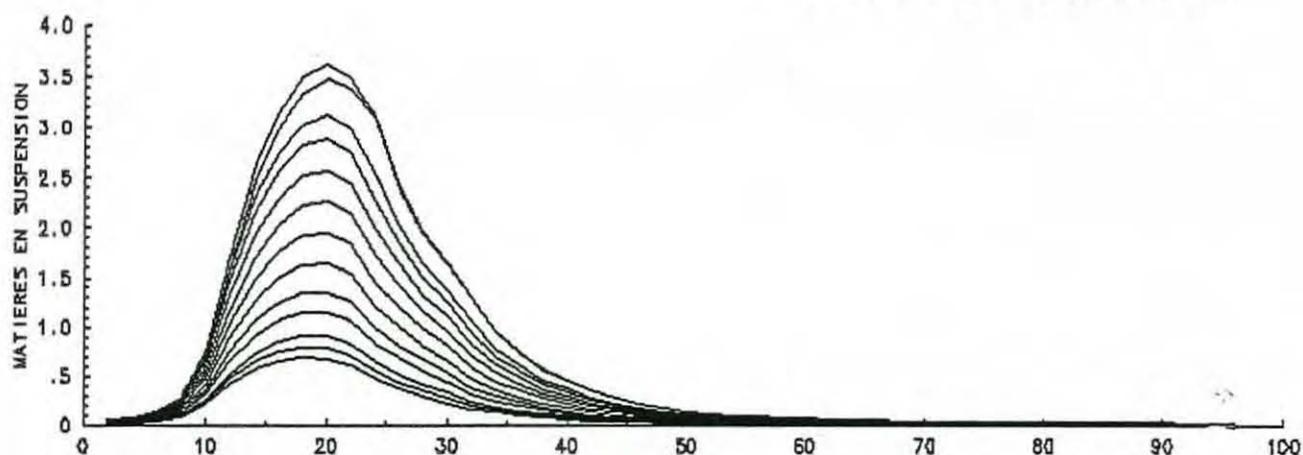


Figure IV-5 : Période 2 : Evolution longitudinale des hauteurs, salinité et matières en suspension calculées par le modèle, du 25 juin au 1er juillet 1988  
(300 à 450 h : période de revif)  
(1 courbe / 2 h - MES constantes sur 13 h)

JUIN 1988

EVOLUTION LONGITUDINALE :



ST NAZAIRE

MONTOIR

DONGES

PAIMBOEUF

CARNET

GORDEMAIS

ILE SARDINE

LE PELLERIN

BASSE INDRÉ

CHARENTENAY

NANTES

TERRE PROMISE

THOUARE

MAUVES

OUDON

ANCENIS

Figure IV - 6 : Période 2 : Evolution de la Température en fonction du temps  
 aux 3 points de mesure  
 (0 = mesures MOAMED ; - = modèle)  
 (du 14 juin au 13 juillet 1988)

JUIN 1988

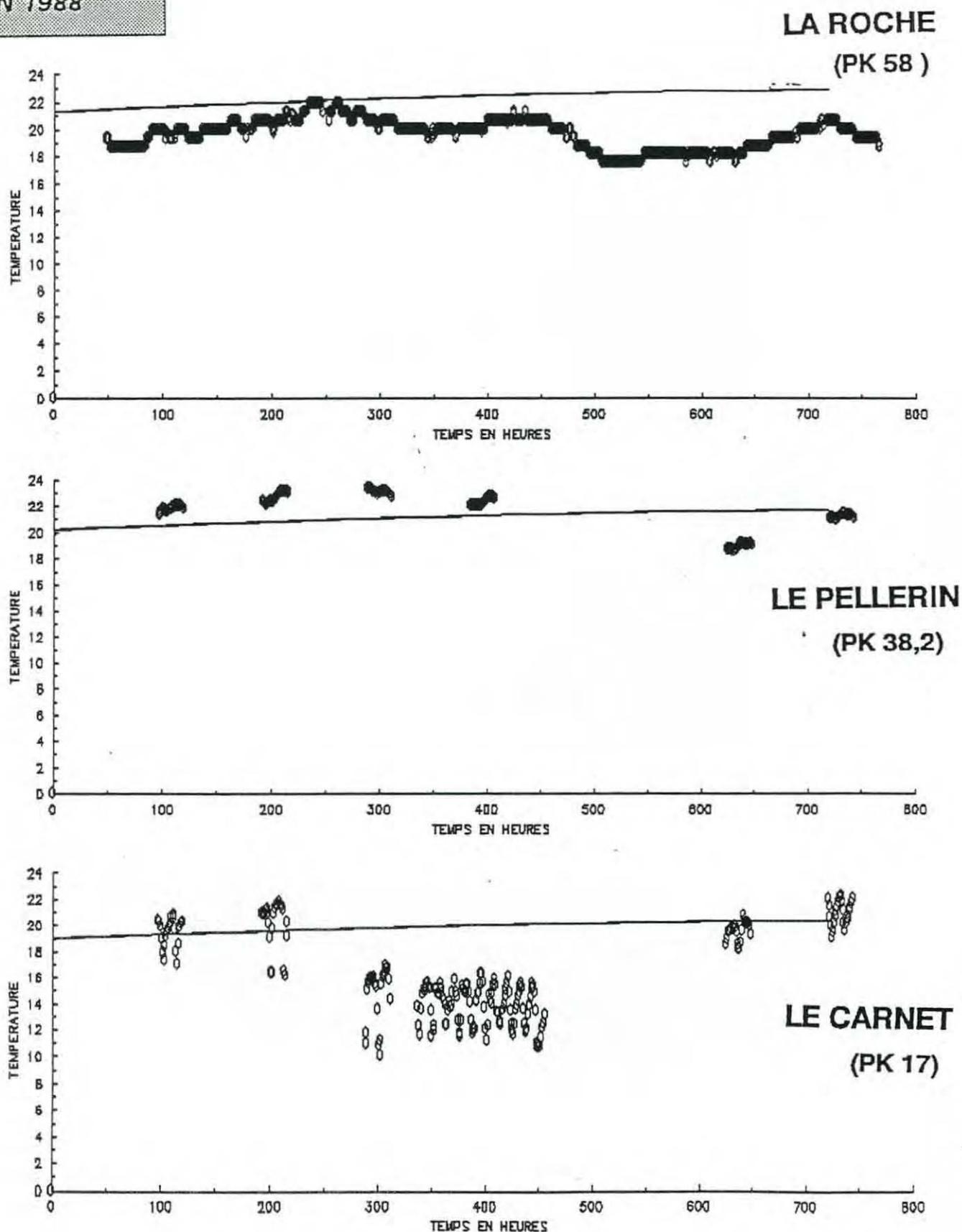
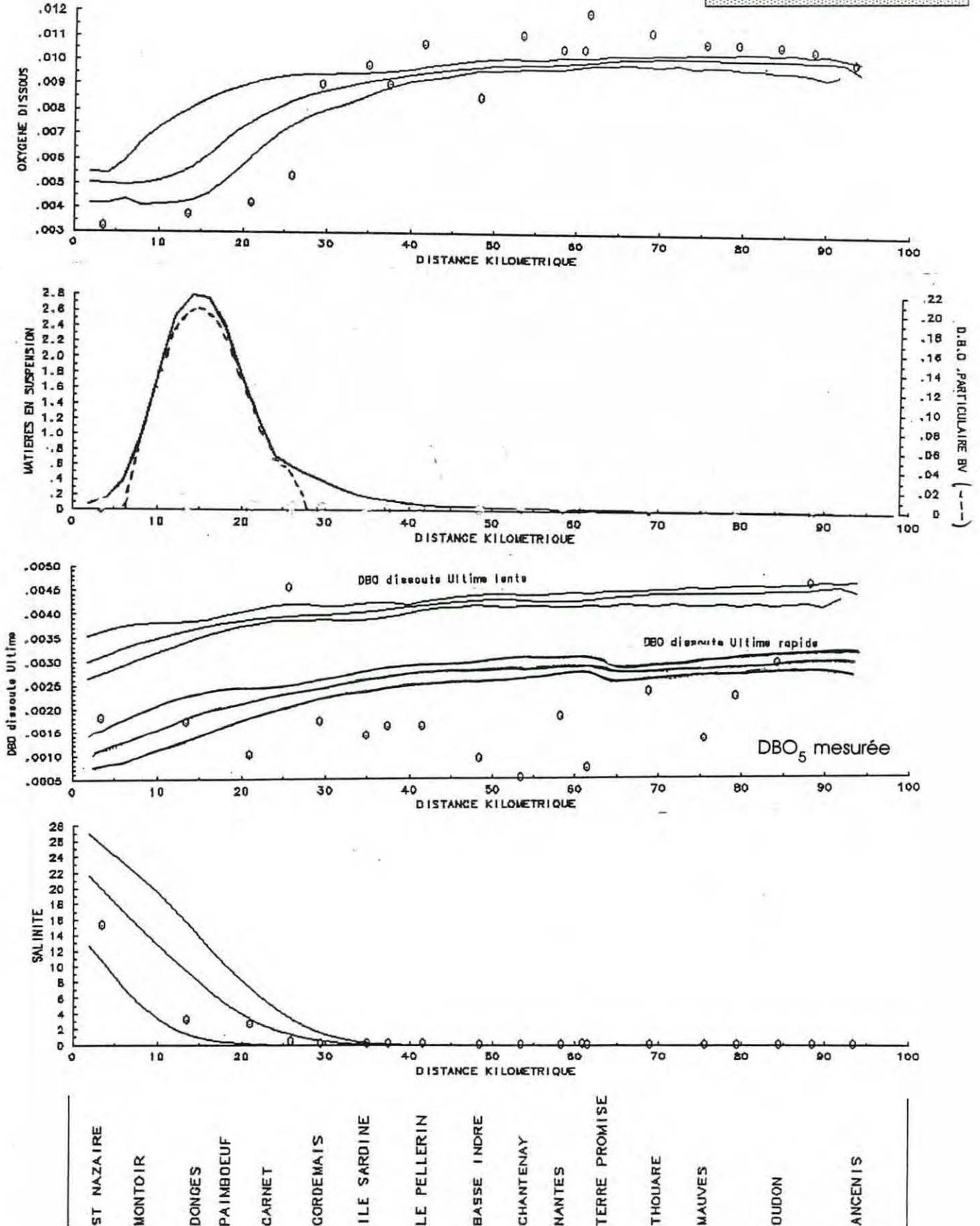


Figure IV-7 : Période 2 : Evolution longitudinale de la salinité, de DBO dissoutes, des matières en suspension et de la DBO particulaire, de l'oxygène dissous pendant la journée du 14 juin 1988

(0 = mesures ; - = enveloppes des résultats du modèle)

COMPARAISON MODELE - MESURES

JUIN 1988



### Evolution temporelle en trois points : (figure IV.8)

Du 14 Juin au 13 Juillet 1988, l'oxygène a été mesuré en continu aux trois points (LE CARNET, LE PELLERIN et LA ROCHE). Malheureusement, il existe des manques importants dans les enregistrements, notamment au Pellerin et au Carnet; les valeurs disponibles permettent néanmoins de vérifier le comportement du modèle.

A **LA ROCHE** (située à NANTES), l'oxygène varie pendant la journée d'environ 2 mg/l, sa valeur moyenne se situe autour de 10 mg/l avec des fluctuations pendant la période.

La production primaire nette étant calculée en moyenne journalière, les variations de l'oxygène dues à l'alternance production/respiration phytoplanctonique entre le jour et la nuit ne sont pas reproduites par le modèle. L'enveloppe des résultats du modèle ne traduit donc pas de variation journalière importante comme dans les mesures, mais la moyenne se situe dans le bon ordre de grandeur, à 2 mg/l près.

Les fluctuations de cette moyenne sont dues à la variation des matières en suspension. La production d'oxygène par photosynthèse est très sensible à la concentration des M.E.S., lorsque celle-ci se situe dans la fourchette 10-30 mg/l. A ces concentrations là, la précision du calcul des matières en suspension est très faible. Les variations de l'oxygène correspondantes sont donc plus des artefacts de calcul qu'une réelle reproduction de la réalité.

Au **PELLERIN**, les mesures disponibles montrent peu de variations de l'oxygène. Le modèle reproduit encore un ordre de grandeur satisfaisant à 2 mg/l près. Les variations simulées par le modèle sont, comme à la Roche, provoquées par celles des matières en suspension qui sont juste à la limite de sensibilité pour la production primaire nette.

Au **CARNET**, c'est à dire plus en aval, les variations journalières de l'oxygène sont de plusieurs mg/l. Au moment de la remise en suspension du bouchon vaseux pendant le revif, l'oxygène décroît jusqu'à 2 mg/l. Il remonte ensuite jusqu'à la saturation lorsque les matières en suspension se redéposent au fond.

Le modèle reproduit bien la chute de l'oxygène mais avec un décalage dans le temps (50 heures trop tard). Le manque de mesures pendant cette période ne permet pas de dire quand la remontée de l'oxygène est réellement intervenue, et si l'évolution des matières en suspension calculée par le modèle est en phase ou en retard.

Figure IV-8 : Période 2 - Résultats du modèle en période de débit moyen

51

**EVOLUTION TEMPORELLE COMPARAISON MODELE - MESURES**

DU 14 JUIN AU 13 JUILLET 1988

**JUIN 1988**

**LA ROCHE  
(PK 58)**

**LE PELLERIN  
(PK 38,2)**

**LE CARNET  
(PK 17)**

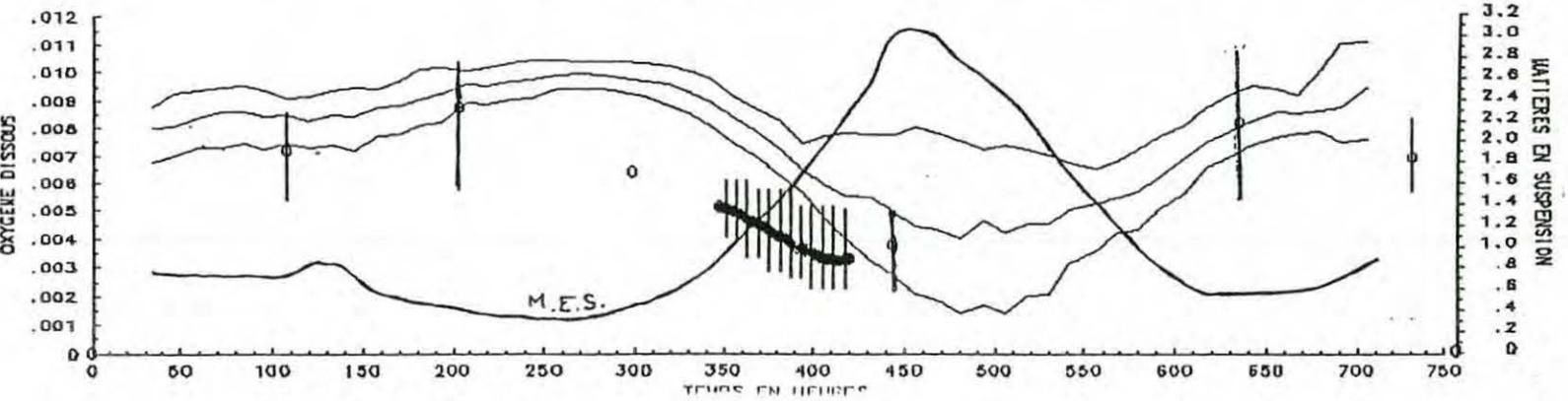
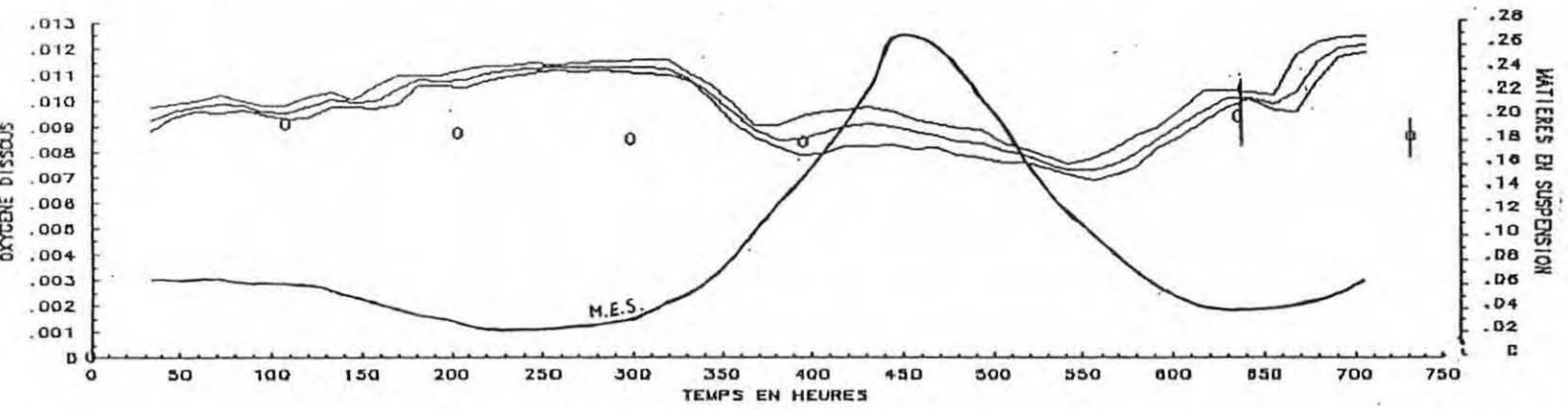
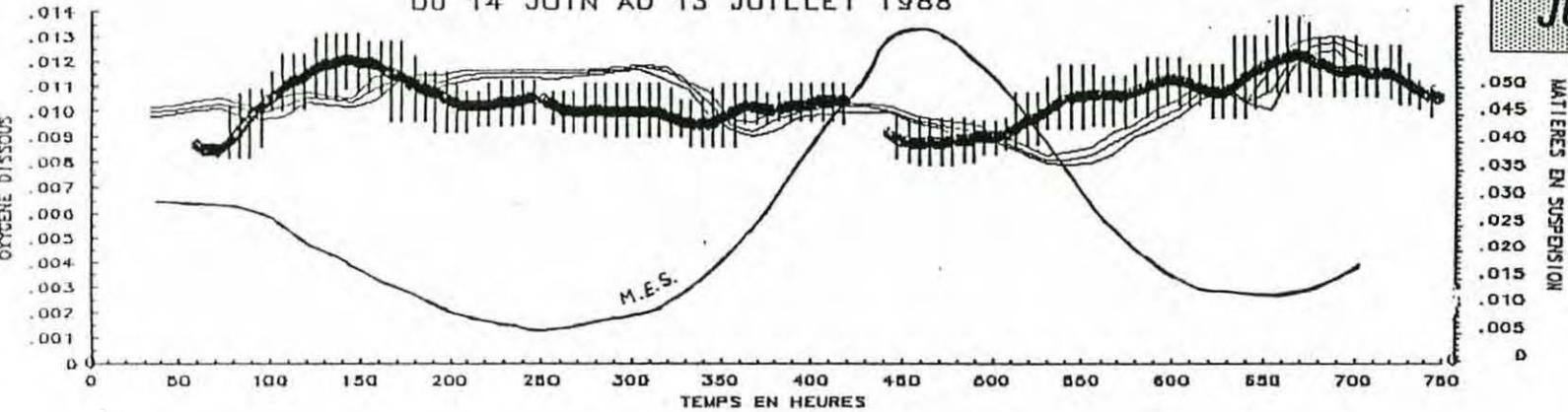
**Legende :**

--- Matière en suspension  
Résultats du modèle en oxygène dissous :  
 Enveloppes des concentrations rencontrées un cycle de marée

— maxima  
 — moyenne  
 — minima

Mesures des MOAMED

— maxima  
 — moyenne sur 24 h  
 — minima



## IV.2. PERIODE 3 : SEPTEMBRE 88

La période 3 correspond à la période post estivale pendant laquelle, chaque année, des problèmes d'anoxie et de mortalité de poissons sont observées. Elle conjugue plusieurs éléments: température forte, débit faible d'étiage et coefficients de marée importants (figure IV.1).

Cette période d'application a été utilisée pour l'étude de sensibilité du modèle présentée au chapitre V.

Les conditions hydrodynamiques et hydrosédimentaires reproduites par le modèle pendant cette période sont représentées sur la figure IV.9 et 10 en quatre points de l'estuaire (LE PELLERIN, LE CARNET, LA ROCHE ET ANCENIS). L'alternance morte-eau/vive eau, visible sur les hauteurs, provoque le cycle remise en suspension du bouchon vaseux <-> dépôt sous forme de crème de vase. Ce cycle est ici reproduit de façon artificielle et sinusoïdale.

Le bouchon vaseux, calculé à partir des mesures mais légèrement décalé vers l'amont (10 kilomètres), est placé juste en aval de Nantes (PK40-55), avec un maximum de 5 g/l (figure IV.11). On obtient un stock maximal de matières en suspension en vives eaux de 520 000 tonnes.

La température de l'eau décroît régulièrement de 19-21°C à 13-14°C pendant un mois, de la mi-septembre à la mi-octobre (figure IV.12).

Les conditions aux limites sont données ci dessous :

jour	DBO5 dissoute (mg/l)		O2 (mg/l)		chla (mg/m3) amont
	amont	aval	amont	aval	
13/09	1,9	1,3	10	2,7	58
20/09	1,2		12,1		88
26/09	2,2	1,6/2,1	12,1	4,7/3,6	81
04/10	2,7	2,9/1,4	11,5	6,2/6,6	72
11/10	1,6		10,7		55
condition limite choisie	2,5	mer=1	11,	mer=5	58

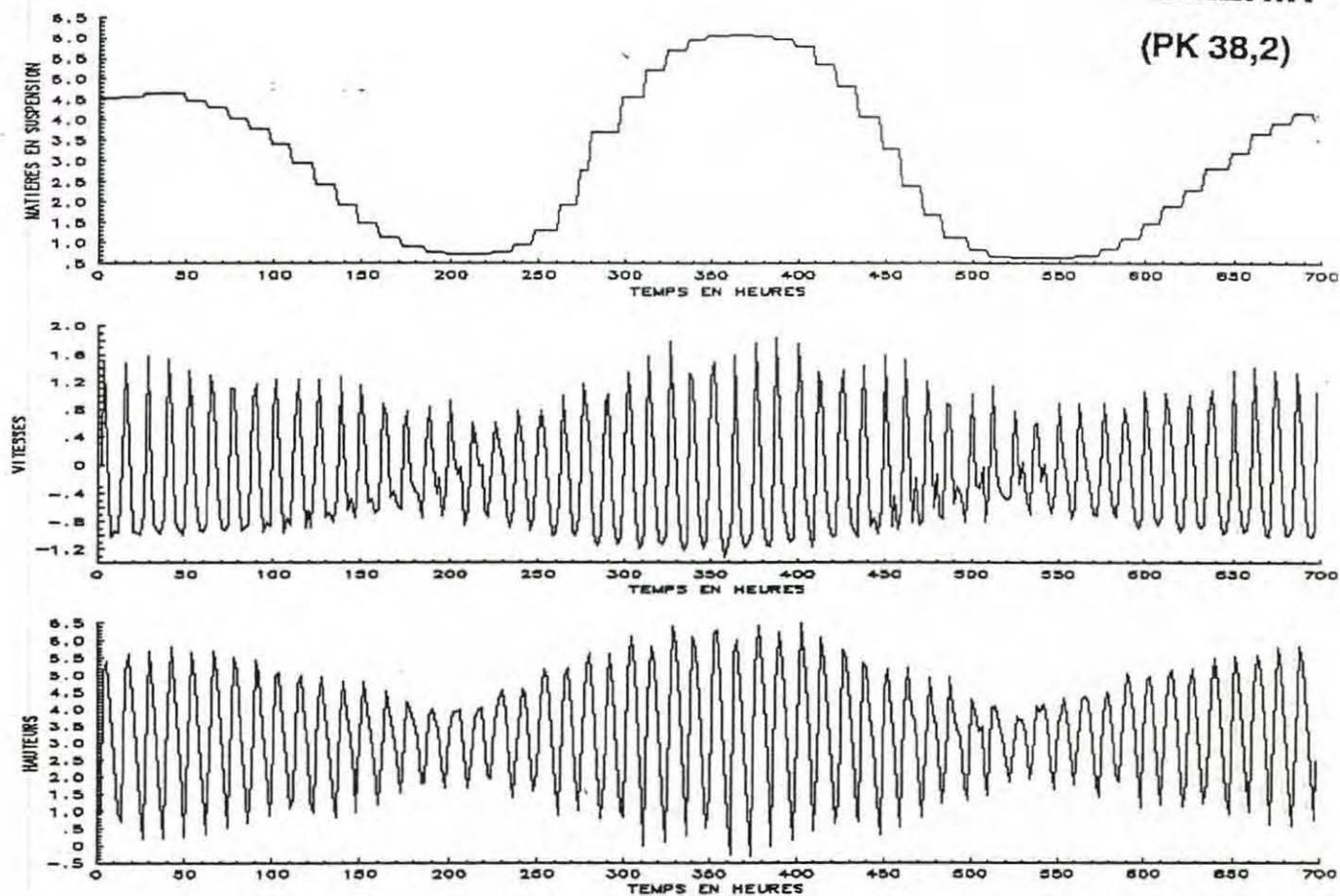
La chlorophylle *a* prend des valeurs très fortes dans l'estuaire amont (50 à 110 mg/m<sup>3</sup>), mais sa valeur tombe rapidement à partir du PK 60 (Nantes); elle reste inférieure à 10 jusqu'à l'aval (figure III.11).

Comme pour la période 2, la campagne de mesures réalisée le 13 septembre 1988 permet de vérifier les résultats du modèle en coupe longitudinale le long de l'estuaire et les enregistrements en continu des SYMELS permettent de comparer l'évolution temporelle de l'oxygène pendant le cycle lunaire.

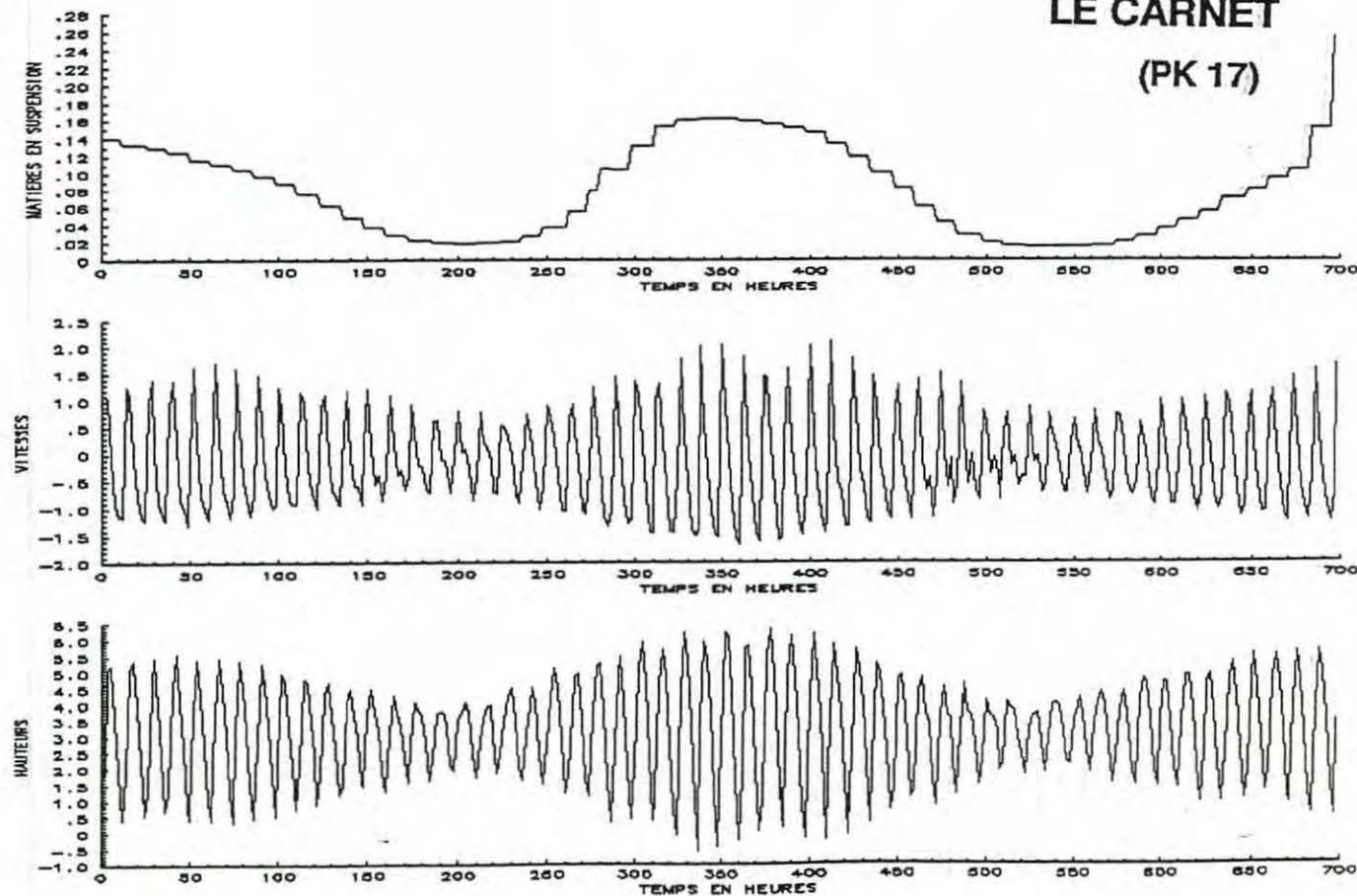
**SEPTEMBRE 1988**

**EVOLUTION TEMPORELLE :**

**LE PELLERIN  
(PK 38,2)**



**LE CARNET  
(PK 17)**



**SEPTEMBRE 1988**

**EVOLUTION TEMPORELLE :**

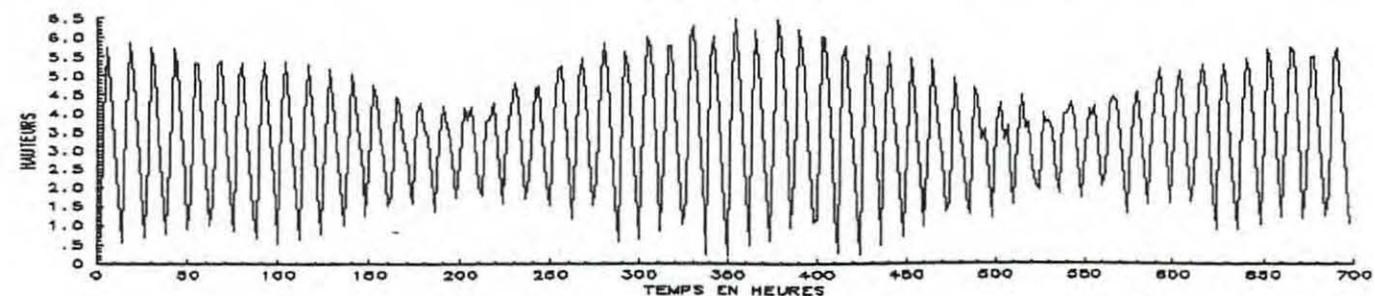
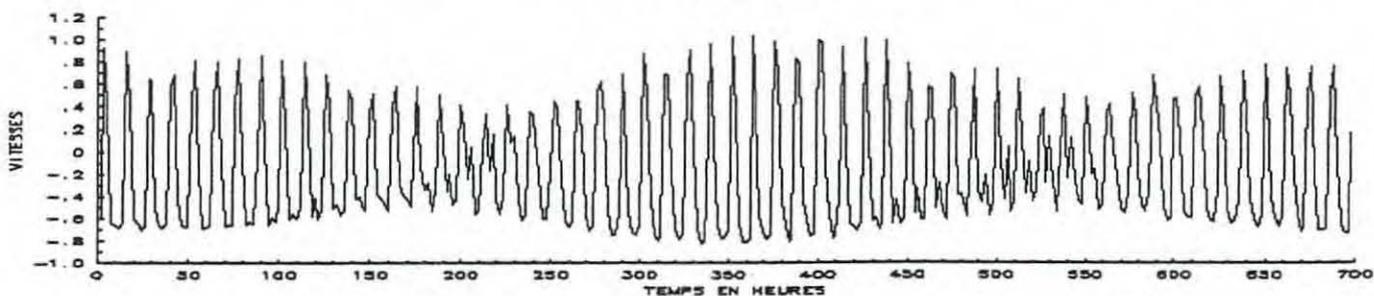
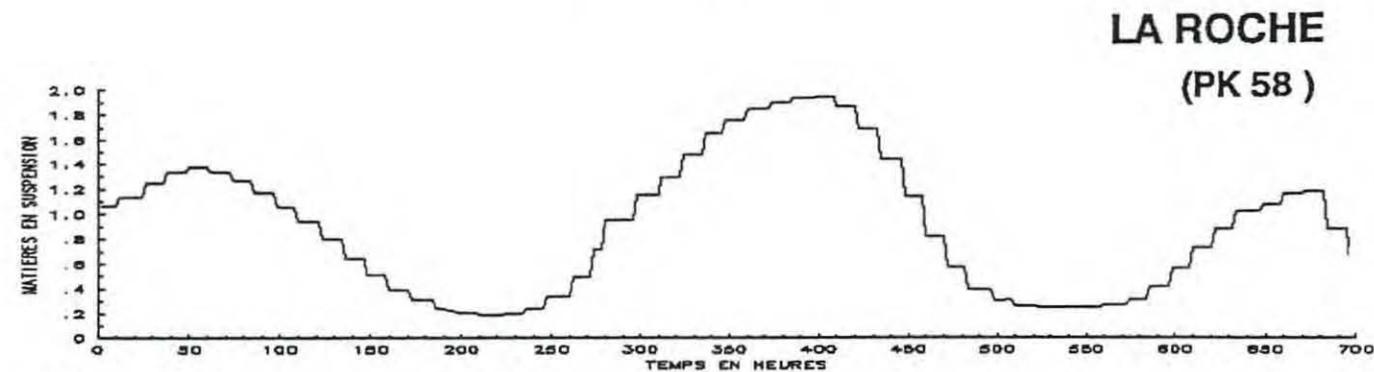
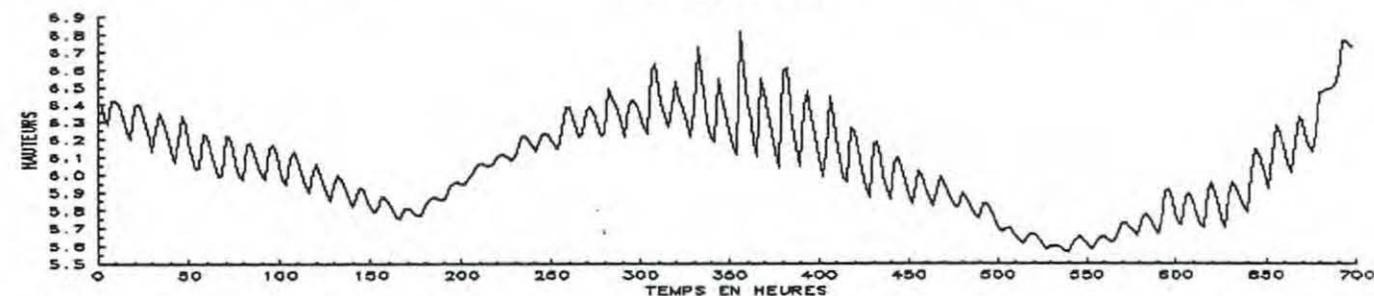
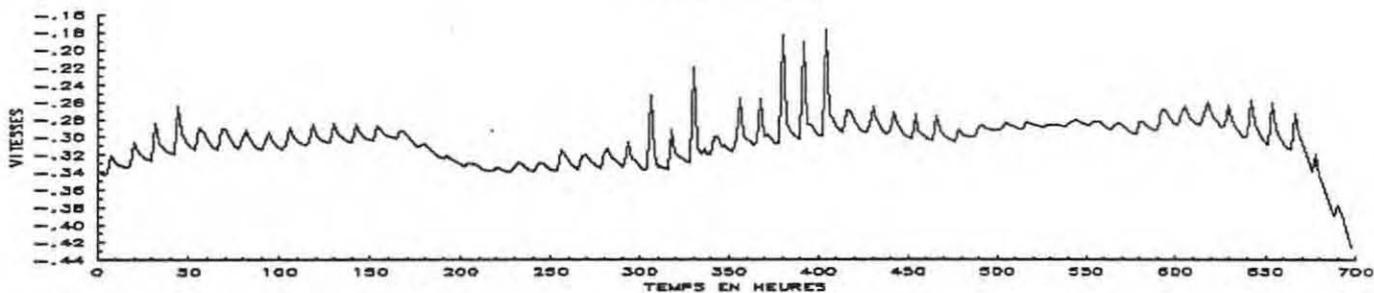
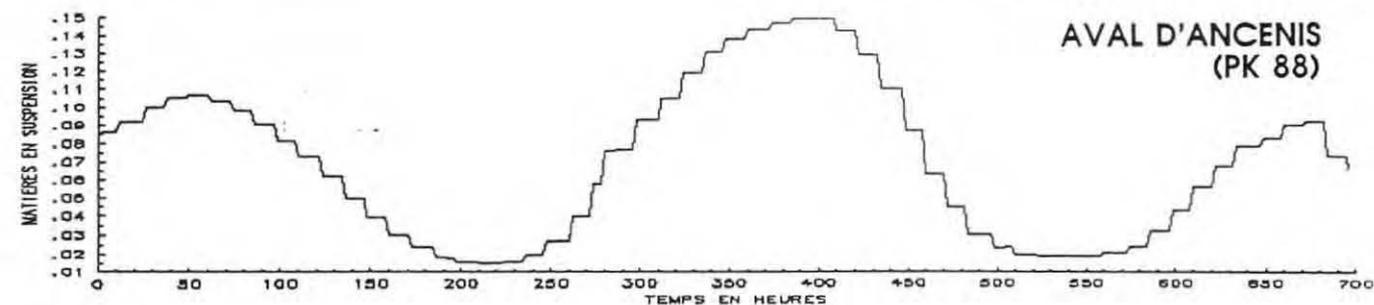
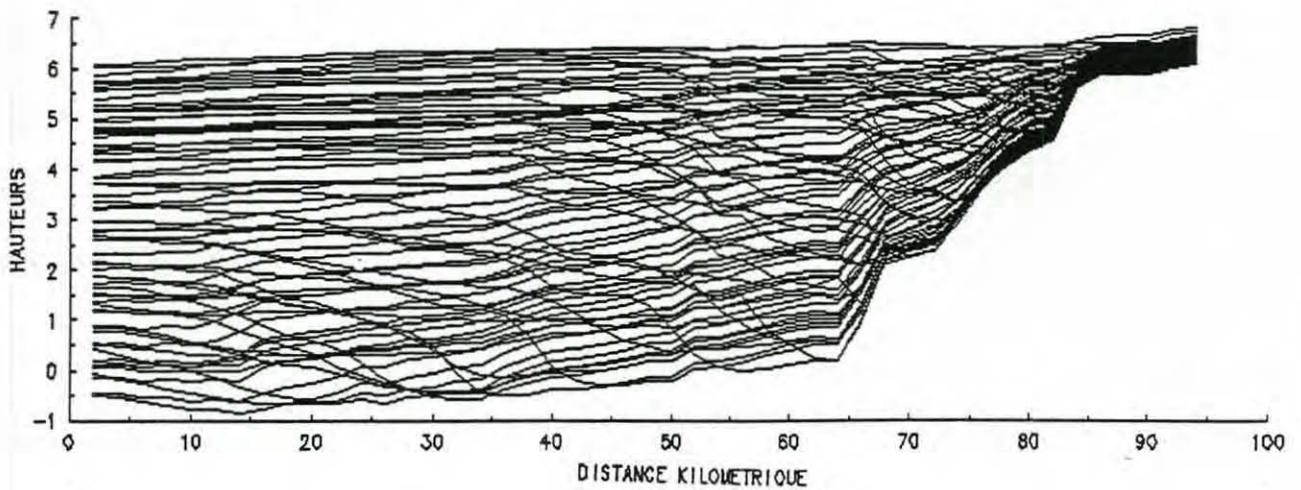
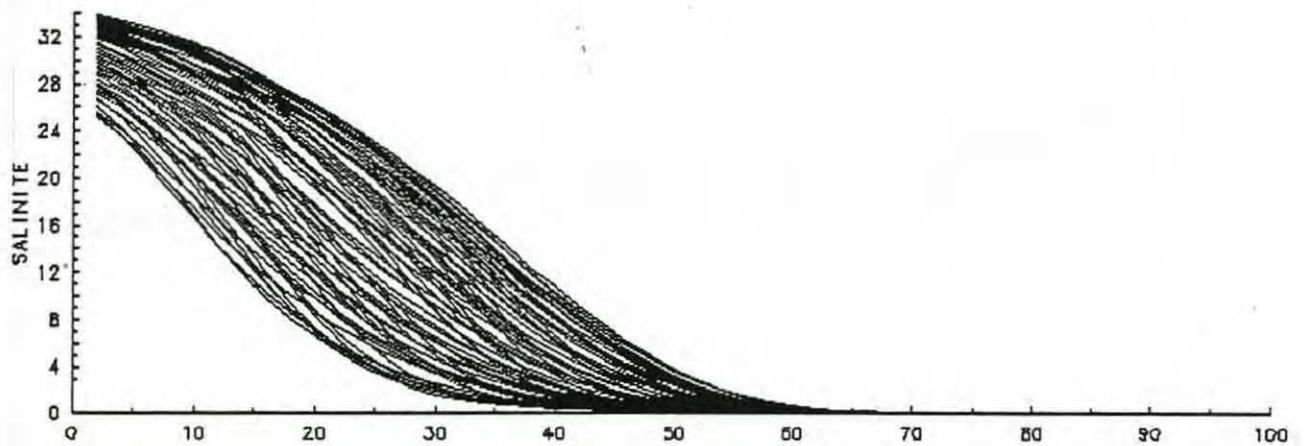
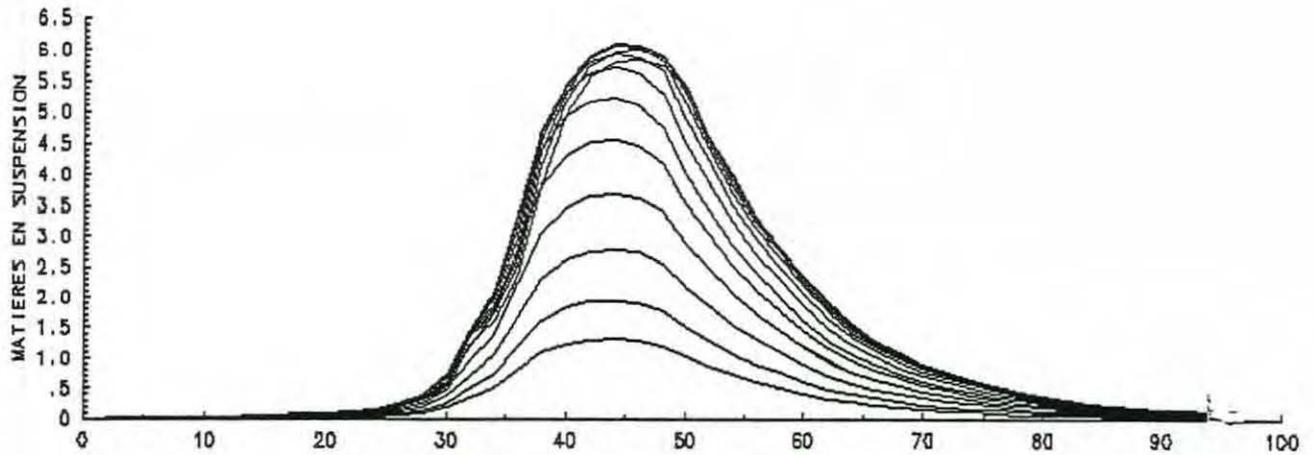


Figure IV-11 : Période 3 : Evolution longitudinale des hauteurs, salinité, matières en suspension, calculées par le modèle du 22 au 29 septembre 1988  
(250 à 400 h, période de revif)  
(1 courbe / 2 h, MES constantes sur 13 h)

SEPTEMBRE 1988

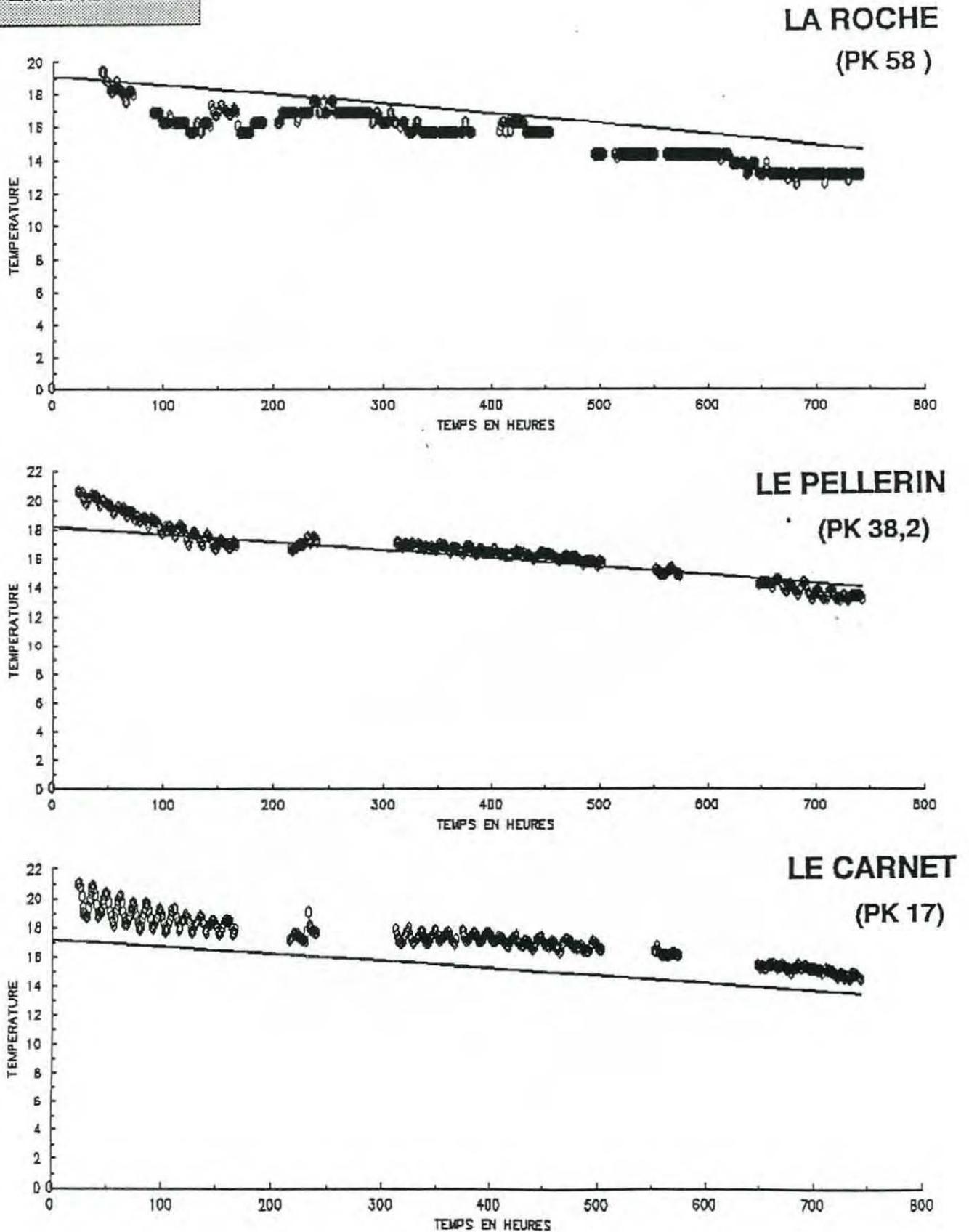
EVOLUTION LONGITUDINALE :



ST NAZAIRE  
MONTAIGR  
DONGES  
PAIMBOEUF  
CARNET  
CORDEMAIS  
ILE SARDINE  
LE PELLERIN  
BASSE INDRE  
CHANTENAY  
NANTES  
TERRE PROMISE  
THOUARE  
MAUVES  
OUDON  
ANCENIS

Figure IV - 12 : Période 3 : Evolution de la Température en fonction du temps  
 aux 3 points de mesure  
 (Du 13 septembre au 13 octobre 1988)  
 (0 = mesures MOAMED ; - = modèle)

SEPTEMBRE 1988



### **Journée du 13 Septembre 1988 : (figure IV.13)**

La DBO<sub>5</sub> mesurée est comprise entre 1 et 3 mg/l; les DBO ultimes correspondantes ne dépassent pas 11 mg/l. Les DBOu rapide et lente, calculées par le modèle, sont dans cette fourchette de valeur.

L'oxygène présente une courbe en sac avec des valeurs supérieures à 5 mg/l en aval, des valeurs fortes (11 mg/l) en amont et une zone proche de l'anoxie ( $O_2 < 3$  mg/l) au centre. A l'amont, la sursaturation due à la production primaire conduit à des déficits négatifs tandis que, dans la zone du bouchon vaseux, on obtient des déficits positifs jusqu'à 9 mg/l.

Le modèle reproduit bien cette évolution longitudinale, avec, comme pour la période 2, un gradient à l'amont plus lissé que dans la réalité.

Ce gradient longitudinal dépend probablement en partie du gradient de M.E.S et du gradient de chlorophylle. Ce dernier est transporté également par la marée alors qu'il est stationnaire dans le modèle. D'autre part, la distribution des matières en suspension, calculée par le modèle, présente une décroissance lente vers l'amont, qui ne correspond pas à la réalité et qui provoque un gradient moins abrupt que dans les mesures.

### **Evolution temporelle en trois points : (figure IV.14)**

Du 13 septembre au 13 octobre 1988, l'oxygène a été mesuré aux trois points (LE CARNET, LE PELLERIN et LA ROCHE). Les manques dans les enregistrements au Pellerin et au Carnet empêchent d'obtenir l'évolution complète de l'oxygène. En particulier pendant les périodes de morte eau, une seule journée a été enregistrée, permettant de connaître le niveau d'oxygène lorsque le milieu est oxygéné.

Les mesures présentent aux trois points de fortes fluctuations journalières (plusieurs mg/l), et des variations importantes de la moyenne.

Le modèle reproduit bien les variations journalières de l'oxygène qui sont dues au passage alternatif des masses d'eau devant l'enregistreur. Le gradient longitudinal de l'oxygène étant important, le minimum d'oxygène est transporté vers l'amont et l'aval au gré des courants de marée.

A LA ROCHE, l'oxygène varie autour de la valeur à saturation, passant de la sursaturation en morte eau à des déficits non négligeables (jusqu'à 5 mg/l) en vive eau.

Le modèle reproduit bien le comportement général de l'oxygène, mais les variations sont moins marquées, notamment la réoxygénation en morte eau est plus faible, ce qui peut être due à l'évaluation de la production primaire; celle-ci est en effet calculée dans le modèle de façon simple et très approchée.

Au CARNET et au PELLERIN, la consommation d'oxygène en vive eau est simulée par le modèle de façon satisfaisante. Seule la réoxygénation en morte eau n'est pas bien reproduite, trop forte au PELLERIN, trop faible au CARNET.

Les valeurs minimales d'oxygène, mesurées par les SYMELS au Carnet et au Pellerin, ne sont pas nulles, mais ce décalage provient d'une mauvaise initialisation des enregistreurs, le milieu ayant très certainement atteint ici l'anoxie totale.

Figure IV-13 : Période 3 : Evolution longitudinale de la salinité, des DBO dissoutes, des matières en suspension et de la DBO particulaire et de l'oxygène dissous pendant la journée du 13 septembre 1988  
(0 = mesures ; - = enveloppes des résultats du modèle)

COMPARAISON MODELE - MESURES

SEPTEMBRE 1988

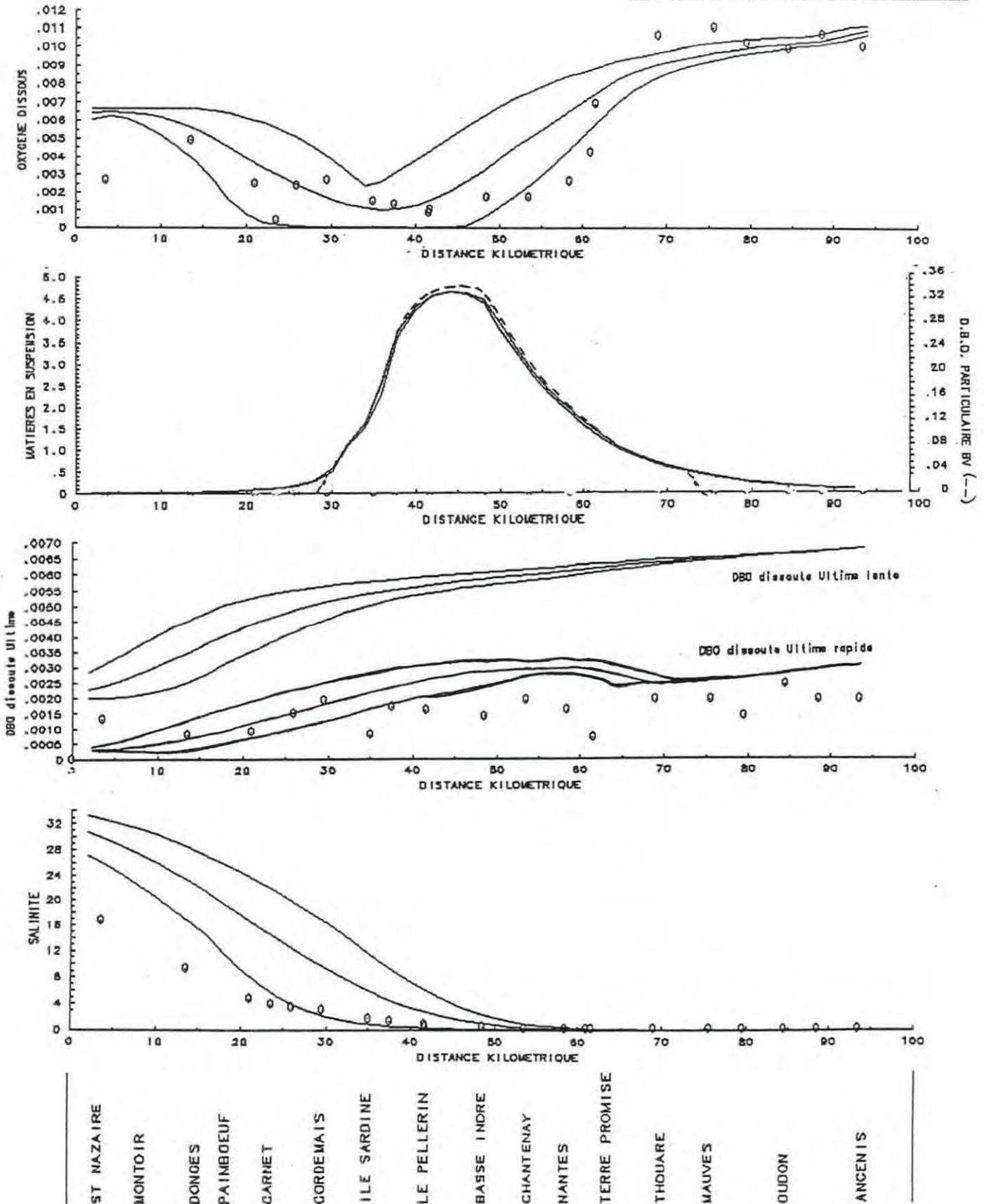
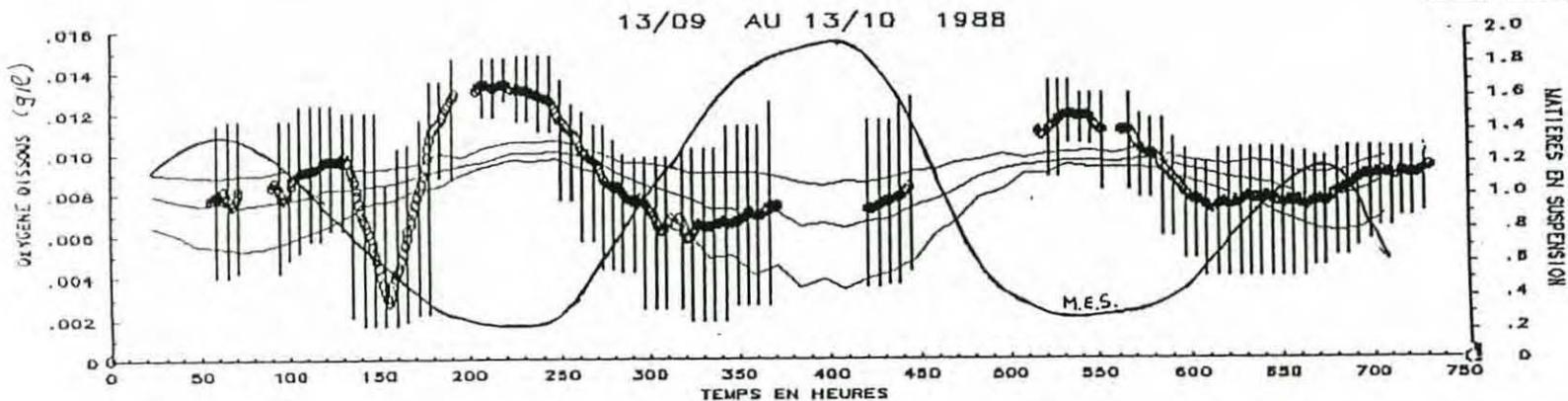


Figure IV - 14 : Période 3 : Résultats du modèle pendant l'étlage

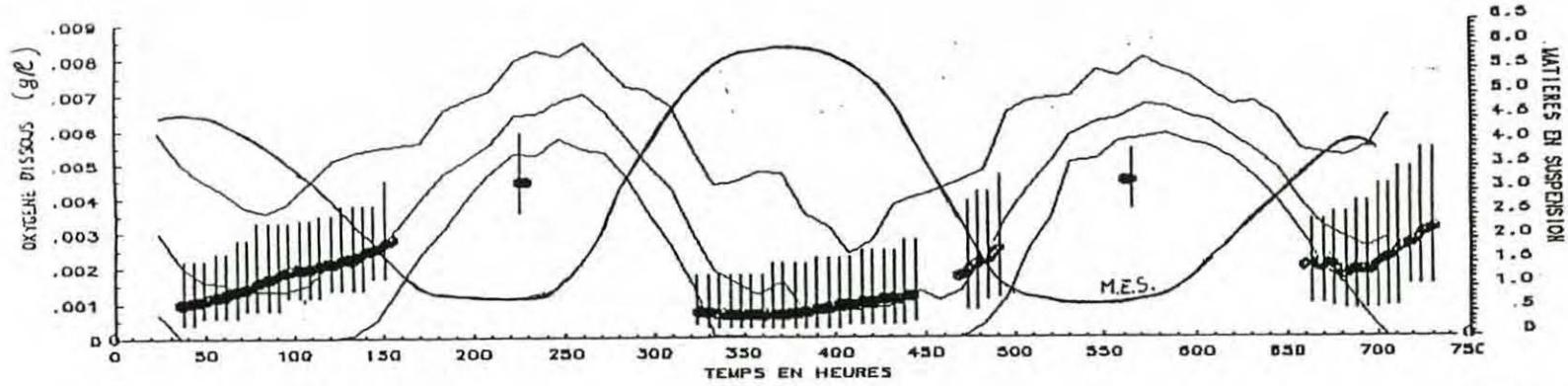
50

**EVOLUTION TEMPORELLE COMPARAISON MODELE - MESURES**

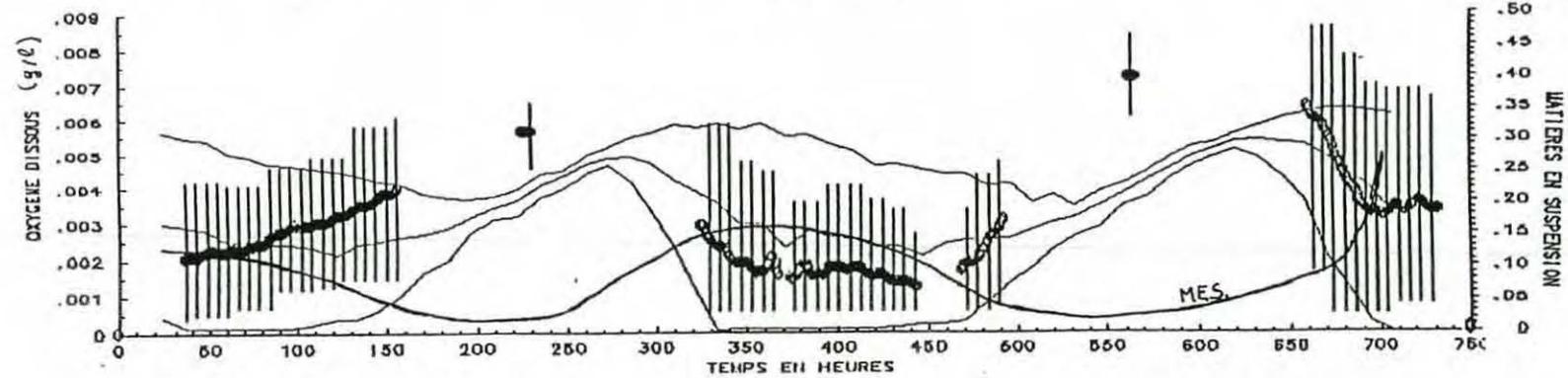
**SEPTEMBRE 1988**



**LA ROCHE  
(PK 58)**



**LE PELLERIN  
(PK 38,2)**



**LE CARNET  
(PK 17)**

**Legende :**

- Matière en suspension (g/l)
- Résultats du modèle en oxygène dissous :
- Enveloppes des concentrations rencontrées un cycle de marée
- maxima
- moyenne
- minima
- Mesures des MOAMED
- maxima
- moyenne sur 24 h
- minima

### IV.3 CONCLUSION DE LA CALIBRATION DU MODELE DE QUALITE DE L'EAU

La confrontation du modèle à des périodes de mesures a permis de voir que le modèle reproduisait bien le comportement général du système, avec la décroissance progressive de l'oxygène pendant la période de revif jusqu'à l'anoxie dans la zone du bouchon vaseux en période d'étiage.

Cette évolution est liée à celle des matières en suspension, qui sont très concentrées en période de vive eau. L'analyse des différents phénomènes qui entrent dans la variation de l'oxygène tout le long de l'estuaire montre la responsabilité prépondérante de la dégradation de la matière organique particulaire présente dans le bouchon vaseux.

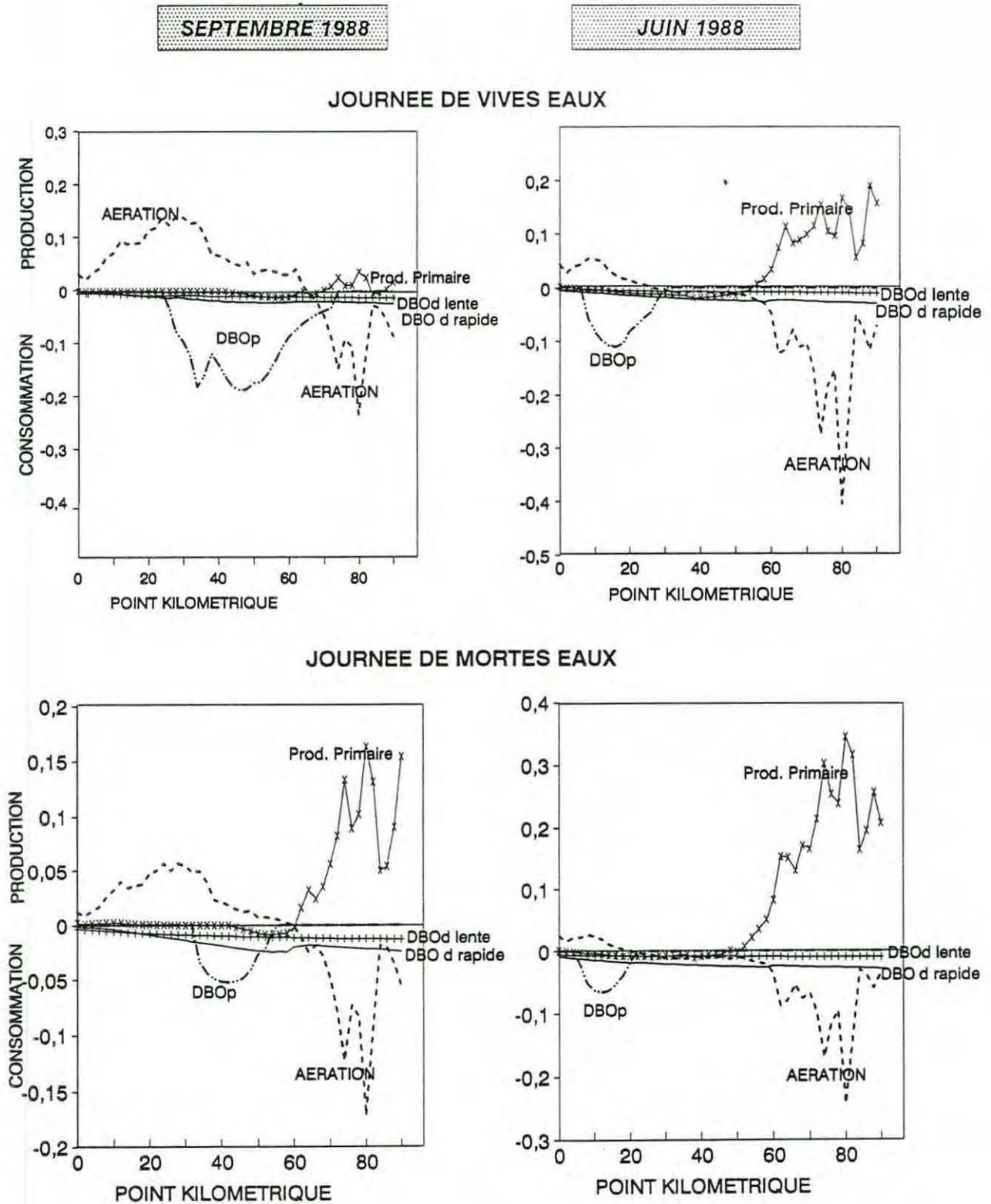
Sur la figure IV.15, la part de chaque processus est représentée en terme de consommation ou de production d'oxygène en mg/l/h. On observe en septembre 1988 la consommation très importante d'oxygène provoquée par la matière organique particulaire (DBOp), en particulier en vive eau. Elle est sans commune mesure avec la consommation d'oxygène provoquée par la matière organique dissoute, aussi bien lente que rapide.

En juin 1988, la consommation en oxygène induite par la DBOp est placée plus aval, elle est moins importante, du fait de la concentration plus faible des matières en suspension.

Néanmoins, la consommation totale d'oxygène par la matière organique particulaire dans la zone du bouchon vaseux pendant 15 jours (un cycle lunaire) est beaucoup plus importante en juin qu'en septembre (6100 tonnes en juin contre 1500 tonnes en septembre). Ceci est dû au tonnage du bouchon vaseux qui est plus important en juin (800000 tonnes contre 500000 tonnes), mais la zone de turbidité maximale, placée plus en aval dans la partie large de l'estuaire est moins concentrée. L'anoxie est atteinte en septembre où la concentration en DBOp est plus forte, provoquant une plus forte demande.

Cette observation montre d'ores et déjà l'importance de la position du bouchon vaseux et du stock de matière organique biodégradable qui y est piégée. L'analyse de sensibilité du chapitre V précisera cette influence et on en verra quelques applications dans le chapitre VI.

FIGURE IV.15 : INFLUENCE DE CHAQUE PROCESSUS DANS LA VARIATION DE L'OXYGENE EN MG//H





## V. ETUDE DE SENSIBILITE

L'étude de sensibilité qui suit a été menée sur la période de Septembre 1988, puisque c'est pendant la fin de l'été que l'on observe une anoxie dans l'estuaire.

Les comparaisons sont réalisées pendant la période du 19 septembre au 5 octobre (450 à 850 heures) entre chaque simulation et la référence; elle-même correspond à celle choisie pour le calibrage du modèle (chapitre IV). Pendant cette période de comparaison, on passe successivement d'une morte eau à une forte vive eau, puis à nouveau à une morte eau.

Différents paramètres de calcul seront testés ainsi que certaines formulations de processus pour vérifier l'influence de leur prise en compte et de leurs incertitudes sur les résultats en oxygène dissous.

### V.1 SENSIBILITE AU FROTTEMENT

Trois profils du coefficient de frottement ont été testés (*figure V.1*). Les hauteurs d'eau sont modifiées de façon non négligeable en certaines zones de l'estuaire, mais le comportement de l'oxygène dissous n'est pas véritablement transformé. On observe sur les 17 jours de simulation une différence moyenne de 0,2 mg/l d'oxygène par rapport à la référence. Les débits d'eau entre les mailles étant différents, le gradient d'oxygène en vive eau est légèrement déplacé ou déformé mais de façon négligeable.

### V.2 SENSIBILITE AU COEFFICIENT DE DISPERSION

Le fichier de référence utilise un coefficient de dispersion égal à 100 m<sup>2</sup>/s. Deux autres coefficients ont été testés (30 et 600 m<sup>2</sup>/s).

La valeur du coefficient de dispersion, égal pour toutes les variables, sauf pour la salinité, agit sur les distributions des DBO dissoutes et de l'oxygène.

Plus le coefficient est fort, plus le mélange de l'eau douce et de l'eau marine est intense, ce qui provoque un gradient moins fort entre l'aval et l'amont, avec une pénétration des propriétés de l'eau marine plus vers l'intérieur de l'estuaire.

Les résultats en oxygène avec le coefficient égal à 30 m<sup>2</sup>/s diffèrent en moyenne de 0,2 mg/l par rapport à la référence. Les distributions sont très semblables, avec un très léger décalage vers l'aval (*figure V.2*).

Avec le coefficient égal à 600 m<sup>2</sup>/s, les différences sont plus importantes (en moyenne 0,6 mg/l). Le décalage des distributions vers l'amont et les gradients plus lissés provoquent des variations temporelles au point fixe moins fortes (*figure V.2*).

### V.3 SENSIBILITE AUX CINETIQUES DE DEGRADATION DE LA MATIERE ORGANIQUE

#### LA DBO dissoute :

Deux types de matière organique dissoute ont été introduites dans le modèle, une lente et une rapide. Leurs cinétiques de dégradation ont été testées.

FIGURE V.1 : Modification de l'hydrodynamique pour différents coefficients de frottement

Chaque courbe correspond à un profil du coefficient de frottement différent.

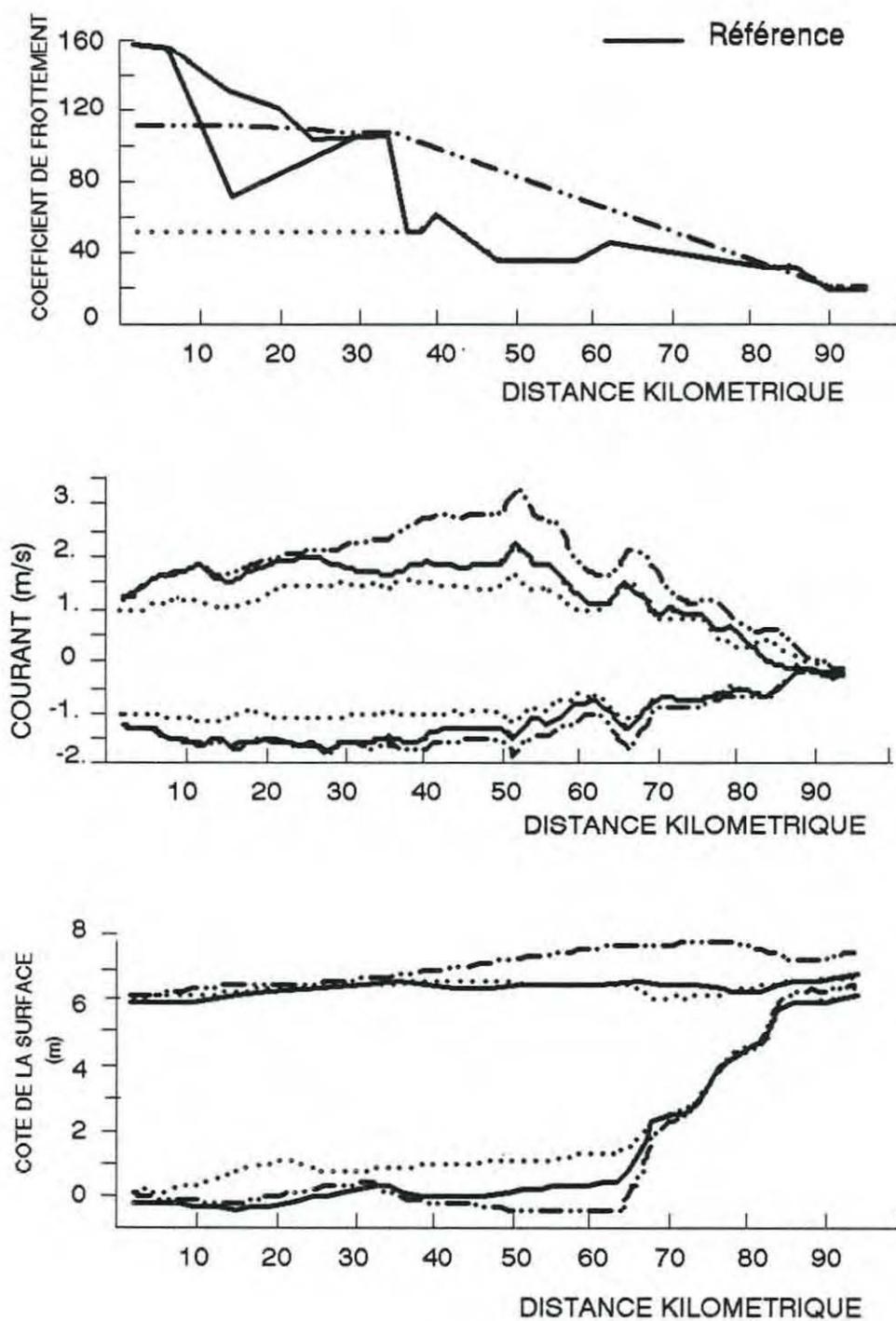
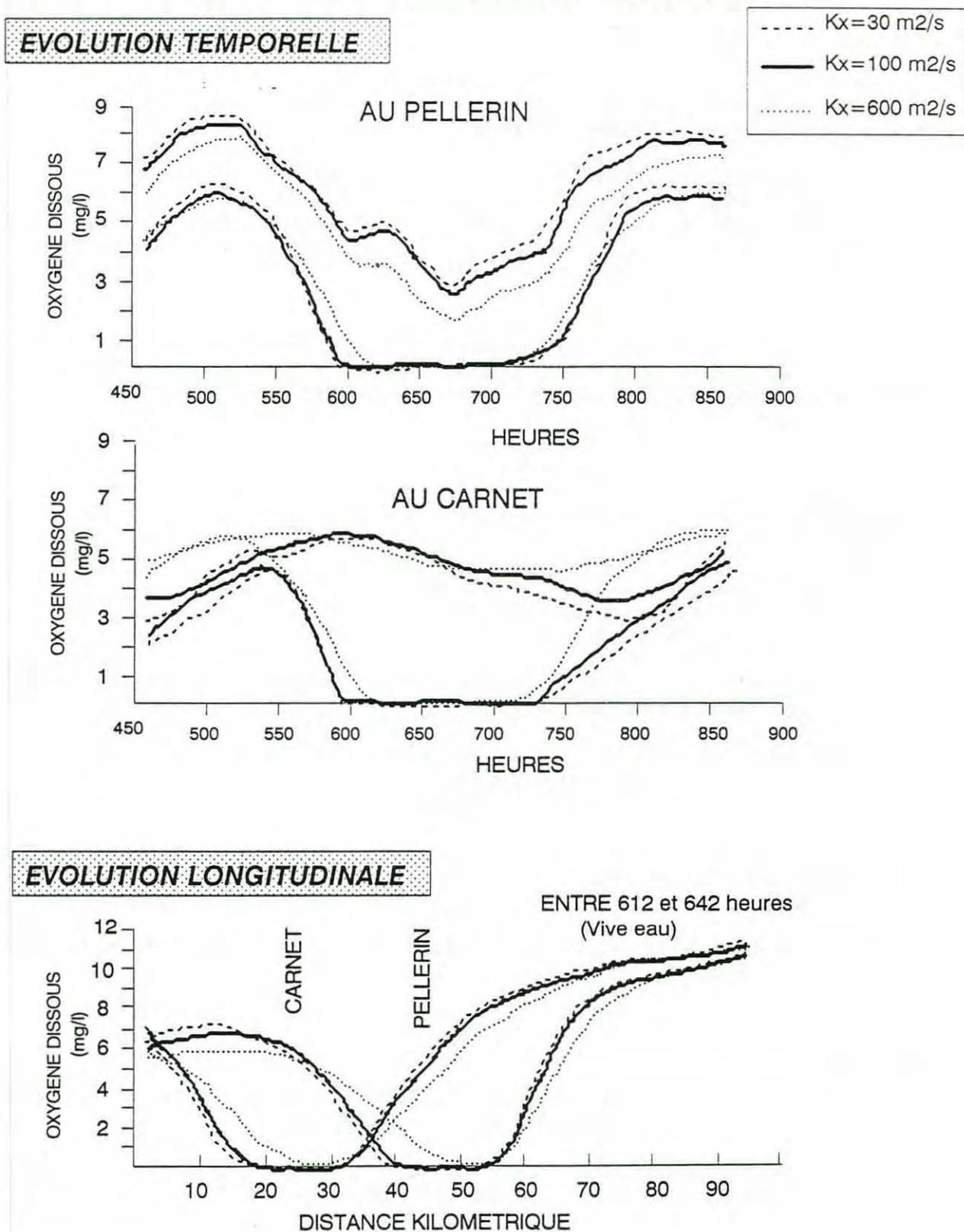


FIGURE V.2 : **SENSIBILITE AU COEFFICIENT DE DISPERSION**

Pour la DBO lente, la référence utilise une cinétique égale à  $0,05\text{j}^{-1}$ . Deux essais ont été réalisés avec une cinétique très lente ( $0,005\text{j}^{-1}$ ) et une cinétique rapide ( $0,2\text{j}^{-1}$ ). Les différences sont minimales ( $0,05$  et  $0,1\text{ mg/l}$  d'oxygène en moyenne).

Pour la DBO rapide, la référence utilise une cinétique égale à  $0,2\text{j}^{-1}$ . Deux essais ont été réalisés avec une cinétique lente ( $0,05\text{j}^{-1}$ ) et une cinétique très rapide ( $0,6\text{j}^{-1}$ ). Les différences sont également faibles ( $0,2\text{ mg/l}$  d'oxygène en moyenne).

Les valeurs de DBO injectées dans le modèle comme conditions aux limites sont données en terme de  $\text{DBO}_5$ , seules valeurs connues par la mesure. Le modèle calcule les DBO ultimes correspondantes en fonction des cinétiques de dégradation qui leur sont attribuées. Ces valeurs aux limites induisent alors une certaine quantité de matière organique biodégradable qui va transiter dans l'estuaire et qui va consommer plus ou moins rapidement de l'oxygène pour se dégrader pendant son transport.

Pour une même  $\text{DBO}_5$  en amont par exemple, on aura des DBO ultimes différentes selon que l'on choisit une cinétique lente ou rapide. La consommation d'oxygène par pas de temps est donc pondérée par ce calcul, et ne reflète pas de façon aussi importante la variation de la cinétique :

$$dO_2/dt = -K_d \cdot \text{DBO}_u = -K_d \cdot \frac{1}{(1-e^{-K_d \cdot 5})} \cdot \text{DBO}_5$$

Pour une  $\text{DBO}_u$  constante =  $20\text{ mg/l}$ , en changeant la cinétique, la consommation d'oxygène varierait beaucoup :

$$\begin{aligned} K_d=0,005\text{ j}^{-1} &\longrightarrow dO_2/dt = 0,1\text{ mg/l d'O}_2\text{ par jour} \\ K_d=0,2\text{ j}^{-1} &\longrightarrow dO_2/dt = 4\text{ mg/l d'O}_2\text{ par jour} \\ K_d=0,6\text{ j}^{-1} &\longrightarrow dO_2/dt = 12\text{ mg/l d'O}_2\text{ par jour} \end{aligned}$$

Mais pour une  $\text{DBO}_5$  constante =  $5\text{ mg/l}$  par exemple, la variation de la cinétique induit une variation moins importante de la consommation d'oxygène :

$$\begin{aligned} K_d=0,005\text{ j}^{-1} &\longrightarrow dO_2/dt = 1\text{ mg/l d'O}_2\text{ par jour} \\ K_d=0,2\text{ j}^{-1} &\longrightarrow dO_2/dt = 1,6\text{ mg/l d'O}_2\text{ par jour} \\ K_d=0,6\text{ j}^{-1} &\longrightarrow dO_2/dt = 3,1\text{ mg/l d'O}_2\text{ par jour} \end{aligned}$$

On note quelques différences sur les valeurs d'oxygène en amont et en aval de l'estuaire, dues à la présence de la matière organique dissoute, qui est en faible quantité si elle s'est déjà bien dégradée ou bien à de fortes concentrations si elle n'en a pas eu le temps à cause de sa dégradation plus lente.

Mais, en règle générale, la sensibilité des résultats à la cinétique de dégradation de la matière organique dissoute est faible.

### La DBO particulaire :

De la même manière, la cinétique de dégradation de la matière organique particulaire dans le bouchon vaseux n'a pas beaucoup d'influence sur les résultats en oxygène.

Seul le rapport  $R_{p5}(=\text{DBO}_5/\text{MES})$  a été mesuré, c'est donc lui que l'on injecte dans le modèle, et celui-ci calcule les DBO ultimes correspondantes à la cinétique choisie.

Plus la cinétique est prise faible, plus le stock de matière organique dans le bouchon vaseux est fort, mais plus la consommation d'oxygène est lente par unité de temps.

En prenant  $R_{p5}=0,7\%$  et en choisissant trois cinétiques, on obtient des concentrations en  $DBO_u$  particulières très variables, mais une consommation d'oxygène peu différente :

$K_p$	$R_{pu}$	$DBO_{upmax}$	$dO_2/dt$	Quantité d'oxygène consommé en 15 j
0.005	0.284	1800	9,2	2605
0.02	0.073	478	9,6	2649
0.1	0.018	116	11,5	2866

Par rapport à la référence ( $0,02 j^{-1}$ ), les différences pendant la durée de la simulation sont égales en moyenne à  $0,04 mg/l$  pour  $K_p=0,005j^{-1}$  et  $0,18 mg/l$  pour  $K_p=0,1 j^{-1}$ .

#### V.4 SENSIBILITE A LA CINETIQUE DE REAERATION

Il n'existe pas beaucoup d'études sur le coefficient de réaération dans les estuaires. Les nombreuses mesures et expériences qui ont été conduites en canal ou dans les rivières peuvent difficilement être applicables à des estuaires, de profondeurs, de géométrie et de salinité variables dans le temps et l'espace.

Nous avons testé la sensibilité des résultats en oxygène à différentes lois de réaération, répertoriées par GROMIEC(1989) et présentées dans l'annexe 7.

Celle de O'CONNOR et DOBBINS, la plus couramment utilisée, a été particulièrement examinée, en testant la valeur du coefficient multiplicatif. En le prenant égal à 3 et 4,5 au lieu de 3,93 (référence), on obtient en moyenne sur toute la simulation des variations de l'oxygène de 0,3 et 0,1 mg/l respectivement. Les différences maximales ne dépassent pas 0,9 mg/l. Elles se situent surtout à l'aval, lorsque l'estuaire s'élargit et s'approfondit.

Les différences sont également minimales si, au lieu d'employer la formule de O'CONNOR avec les hauteurs et vitesses moyennes sur la marée, celles ci sont utilisées en valeurs instantanées et varient donc à l'intérieur de la période de marée.

En plus des lois de OZTURK (1979) et de O'KANE (1991), proposées pour les estuaires, quelques formules de rivières ont été testées, bien qu'elles ne s'appliquent que dans des conditions où la profondeur d'eau est en général beaucoup plus faible.

Les formules testées sont ( $K_a$  exprimé en  $jour^{-1}$ ) :

1. O'CONNOR-DOBBINS (1956)  $= 3,93 V^{0,5}/H^{1,5}$
2. CHURCHILL-ELMORE-BUCKINGHAM(1962)  $= 5,02.V^{0,969} / H^{1,673}$
3. ISAACS-MAAG (1969)  $= 4,75.V / H^{1,15}$
4. LAUGBEIN-DURUM (1967)  $= 5,13.V / H^{1,33}$
5. OWENS-EDWARDS-GIBBS (1964)  $= 5,33.V^{0,65} / H^{1,85}$
6. OZTURK (1979)  $= 4,56 V^{4/3} / H$
7. O'KANE (1991)  $= 24.f.(1-0,06 \sqrt{S})/H$   
 $f=4 \text{ à } 8 \text{ cm/h}$

L'influence de la salinité  $S$ , prise en compte par O'KANE, a également été étudiée par WEN *et al* (1984). Nous avons testé son effet sur la formule de O'CONNOR :

$$K_a = K_a(S=0) \cdot e^{-0,0127 \cdot Cl}$$

avec  $Cl$  chlorinité en g/l

Les formules de CHURCHILL *et al*, LANGBEIN *et al*, de OWENS *et al* et de ISAACS *et al* donnent de résultats voisins. (différence moyenne par rapport à la référence de l'ordre de 0,3–0,4mg/l). Ces lois dérivent en partie du même jeu de données (CHURCHILL *et al*), provenant d'études sur des rivières du bassin supérieur du Tennessee. Elles sont recommandées pour des tronçons de rivières ayant un courant et une profondeur constante, avec une eau relativement peu polluée.

La formule de OZTURK est proposée dans le cas d'estuaire. Les résultats diffèrent pourtant de ceux de O'CONNOR, de façon non négligeable (0,99mg/l en moyenne; 4mg/l au maximum). Cette formulation produit une réaération beaucoup plus intense et des valeurs d'oxygène plus élevées. L'anoxie n'est pas atteinte (*figure V.3*).

La formule de O'KANE, proposée pour des estuaires profonds, donne des résultats plus proches de ceux de O'CONNOR, surtout dans le cas où  $f$  est égal à 8 cm/h (différence moyenne = 0,2 mg/l). Lorsque  $f$  est égal à 4 cm/h, on observe des différences surtout en aval (*figure V.3*) où la réoxygénation par l'atmosphère est plus faible. La différence moyenne sur tout l'estuaire et pendant toute la simulation est égale à 0,6 mg/l.

La prise en compte de la salinité dans la formule de réaération de O'CONNOR n'introduit pas de variation significative de l'oxygène (0,1 mg/l en moyenne).

## V.5 SENSIBILITE A LA PRODUCTION PRIMAIRE

Le fait de prendre en compte ou non la production primaire à l'intérieur de l'estuaire introduit des variations dans l'oxygène seulement en amont. En effet, c'est dans cette zone peu profonde où les concentrations en matières en suspension sont faibles que la photosynthèse peut se développer. Dans le bouchon vaseux, la lumière ne peut pénétrer dans la colonne d'eau.

Même en prenant en compte la partie amont de l'estuaire, les différences entre la référence (avec production primaire) et une simulation sans production primaire sont faibles en moyenne (0,3 mg/l).

En vive eau, la variation journalière de l'oxygène devient nulle en amont du bouchon vaseux (*figure V.4*). En morte eau, les différences sont plus importantes, mais le minimum d'oxygène dans le bouchon reste le même.

## V.6 SENSIBILITE A LA TEMPERATURE

Pendant cette période de test (septembre–octobre 1988), la température décroît de 20°C à 15°C environ. Le modèle ne reproduit pas les variations journalières et schématise la distribution longitudinale par deux droites. En chaque point de l'estuaire, et à tout instant, la température utilisée dans le modèle n'est donc pas exacte, l'écart avec la température réelle peut atteindre plusieurs degrés Celsius (3–4 au maximum en certains points).

La sensibilité des résultats en oxygène a été testée en augmentant la température, puis en la diminuant de 5°C; la même évolution longitudinale et temporelle est utilisée.

L'oxygène varie en moyenne de 0,76 mg/l dans les deux cas, par rapport à la référence. Si la température ne varie que de 2°C, la différence moyenne est égale à 0,4 mg/l.

L'anoxie est atteinte même avec une température plus faible de 5°C (*figure V.5*), mais elle dure moins longtemps et sur une faible portion de l'estuaire. Les variations pendant un cycle de marée sont plus importantes.

Par contre, lorsque la température est très forte (+5°C), l'estuaire est anoxique pendant plus longtemps, sur une distance de plus de 20 kilomètres. Autour du Pellerin, la concentration en oxygène ne remonte jamais à plus de 2 mg/l en vive eau, et entre Cordemais et Basse Indre, elle ne dépasse pas 4 mg/l.

La sensibilité des résultats à la température n'est donc pas négligeable; il est important de se donner une température dans le modèle qui ne diffère pas de plus de 2 ou 3°C.

## **V.7 SENSIBILITE AUX CONDITIONS AUX LIMITES AMONT ET AVAL**

Le modèle étant étendu au delà de St Nazaire, la concentration de chaque variable au large, donnée comme condition à la limite aval, n'a pas beaucoup d'impact sur les résultats en oxygène à l'intérieur de l'estuaire.

Par contre la condition à la limite amont est plus importante. Quelques valeurs différentes de la référence ont été testées, en restant dans la fourchette de valeurs mesurées pendant la période.

Pour la DBO dissoute rapide, la valeur de référence est égale à 2 mg/l. En la prenant égale à 5 mg/l, l'oxygène dissous consommé est plus important tout au long de l'estuaire. En vive eau, les maximums sont abaissés de presque 1 mg/l (*figure V.6*) et en morte eau de presque 1,5 mg/l. La différence moyenne sur toute la période est égale à 0,67 mg/l.

De même pour la DBO dissoute lente, si on double la condition à la limite amont (référence=1,5 mg/l), les niveaux en oxygène diminuent (*figure V.6*), mais de façon un peu moins importante (différence moyenne égale à 0,4 mg/l)

Si on modifie la concentration en oxygène dissous à la limite amont, (5, 8, 11 et 15 mg/l ; *figure V.7*), les résultats changent évidemment dans la partie amont de l'estuaire, mais diffèrent peu dans la zone du bouchon vaseux. En effet, la réaération par l'atmosphère, qui agit de façon importante dans toute la partie amont où les profondeurs sont faibles, tend à ramener les concentrations en oxygène dissous à la valeur à saturation. L'écart, quoique fort à Ancenis, est donc considérablement réduit en entrant dans le bouchon vaseux (distance 70km).

## **V.8 SENSIBILITE AUX APPORTS INTERNES DE MATIERE ORGANIQUE**

Les apports par les rejets urbains et industriels ont été pris en compte en injectant de la matière organique dissoute, à dégradation rapide, à partir des flux de DBO rejetés par les activités industrielles et urbaines (&III.2.2).

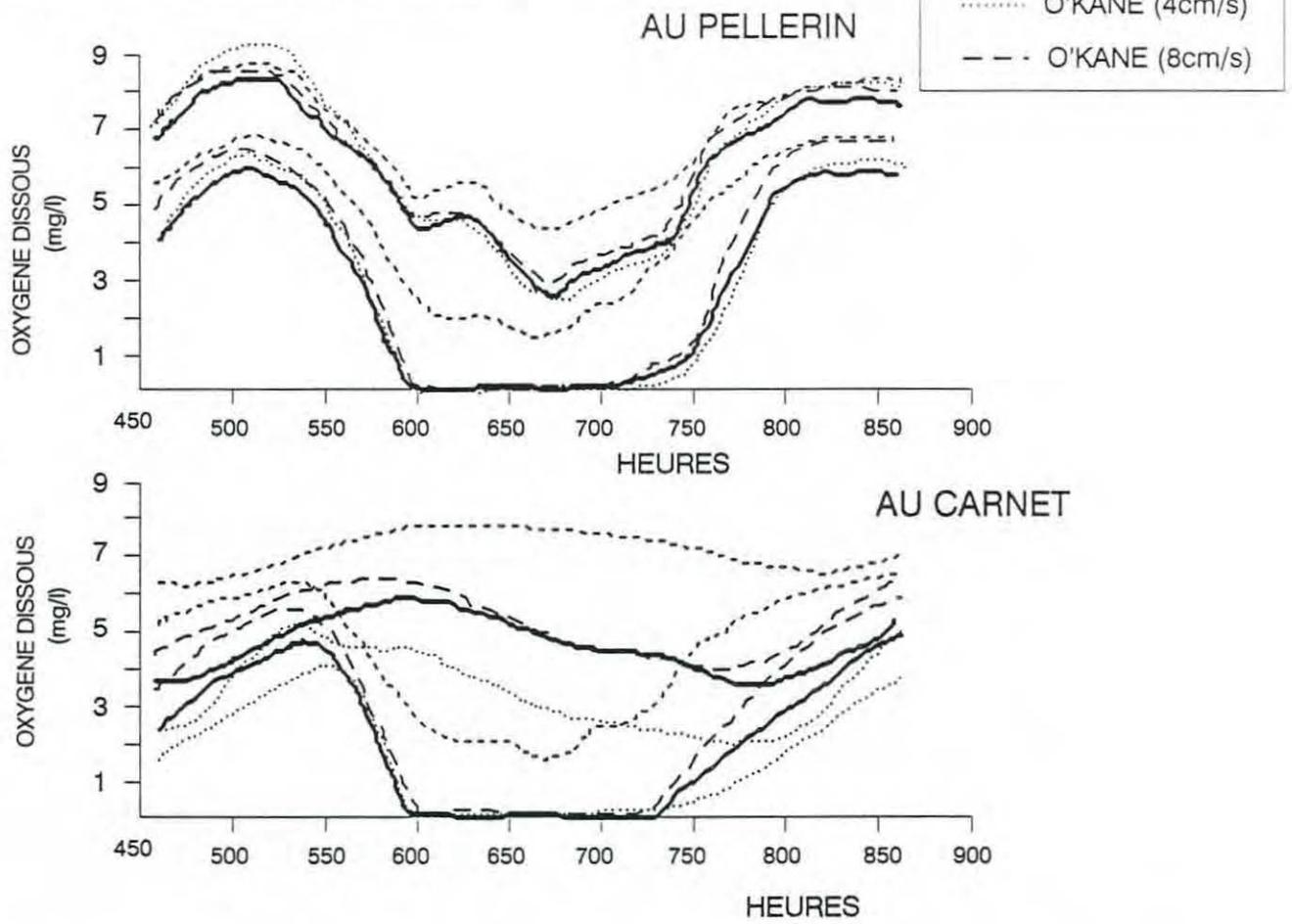
Si ces apports sont annulés, les résultats en oxygène varient en moyennes sur tout l'estuaire et pendant toute la simulation de 0,18 mg/l, et au maximum de 0,6 mg/l.

## **V.9 SENSIBILITE AU RAPPORT DBO/MES**

Le rapport DBO/MES détermine la charge en matière organique biodégradable du bouchon vaseux et donc son stock. Le phénomène principal qui affecte le comportement de l'oxygène dans l'estuaire de la Loire étant la dégradation de la matière organique particulaire, piégée dans le bouchon vaseux, il n'est pas étonnant de trouver une extrême sensibilité des résultats à ce rapport.

FIGURE V.3 : SENSIBILITE A LA FORMULATION  
DU COEFFICIENT DE REAERATION

**EVOLUTION TEMPORELLE**



**EVOLUTION LONGITUDINALE**

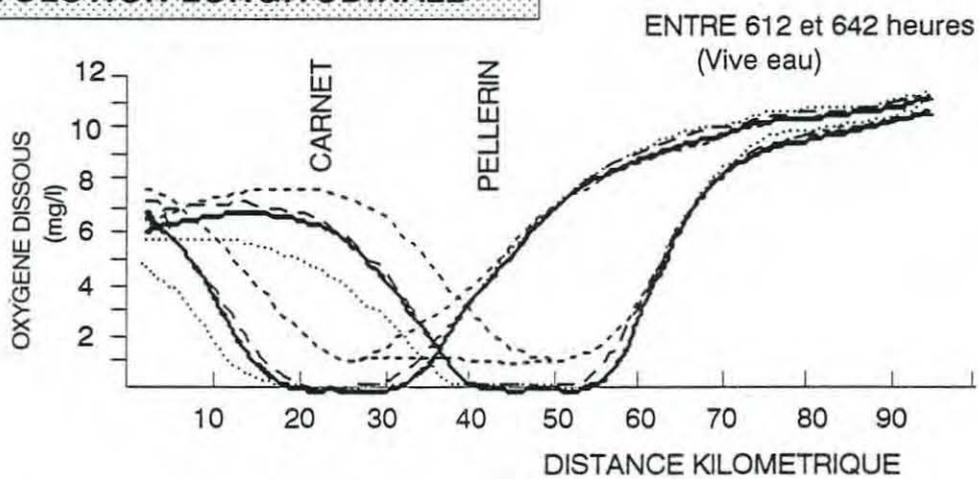


FIGURE V.4 :

### SENSIBILITE A LA PRODUCTION PRIMAIRE

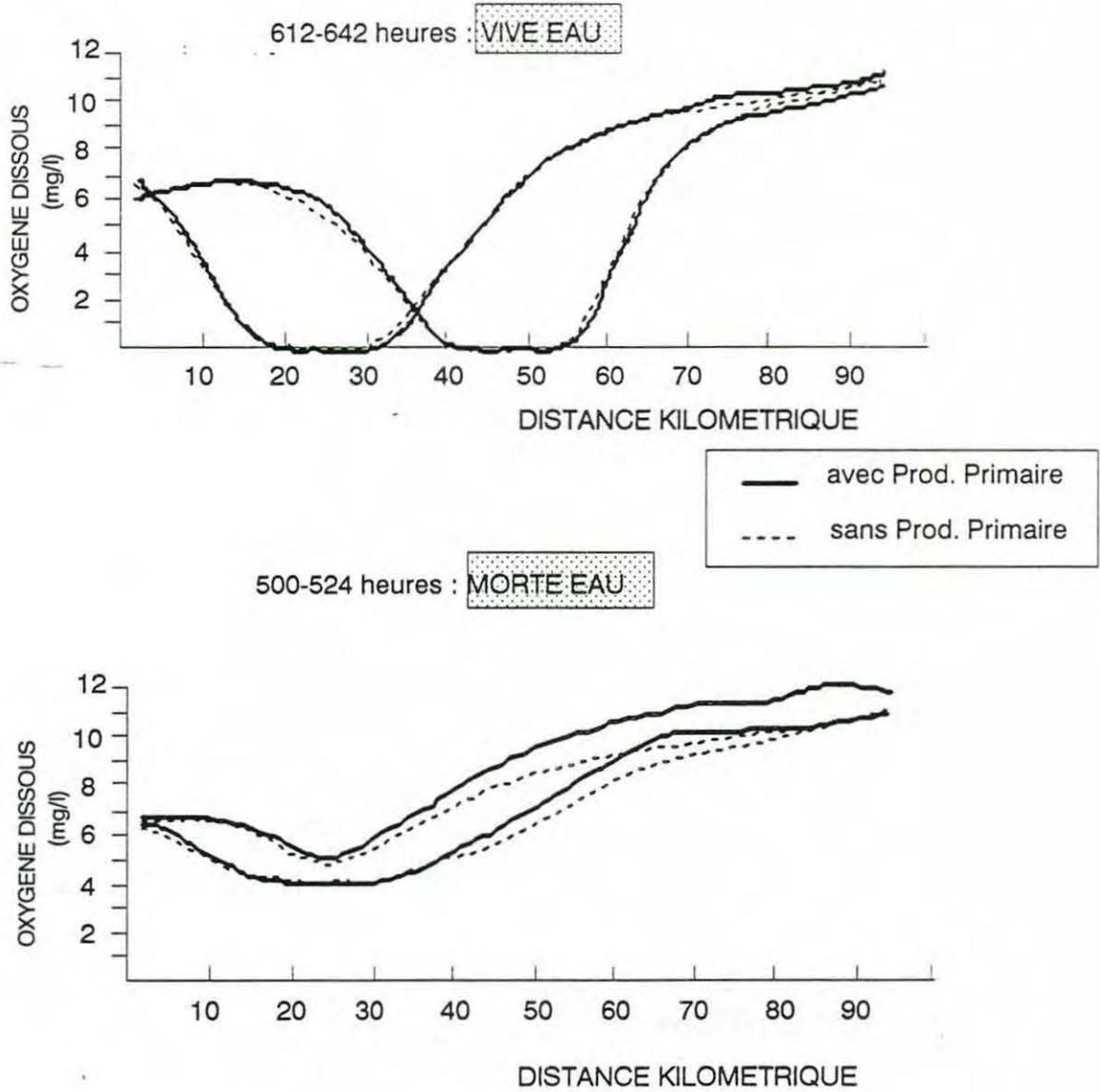
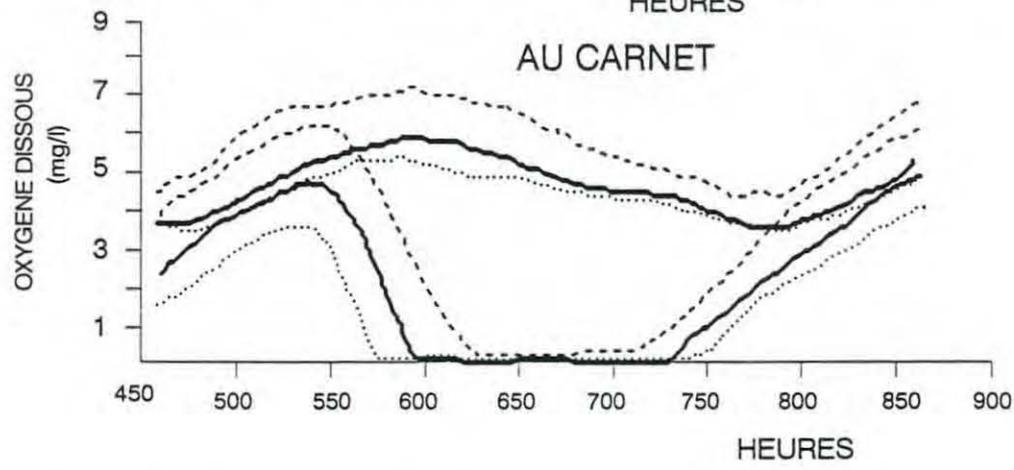
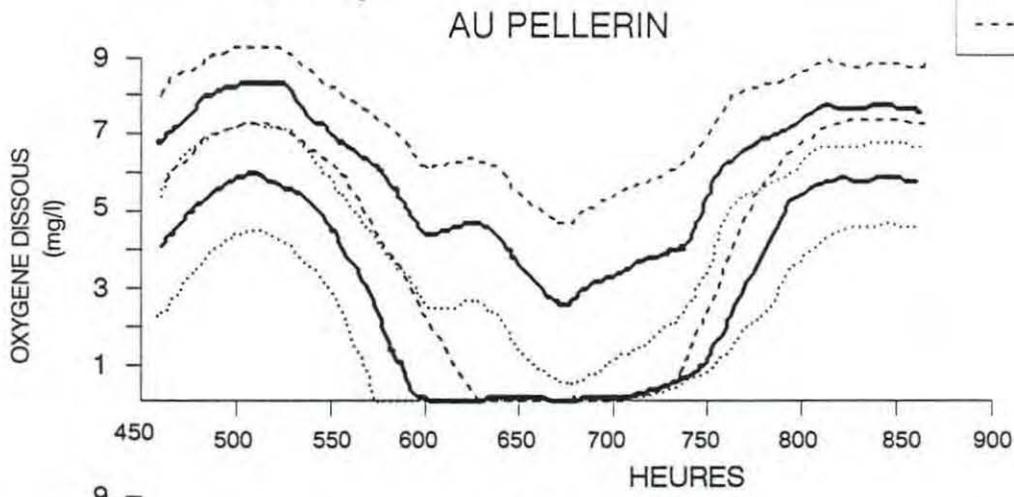
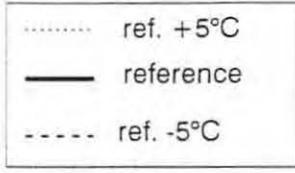


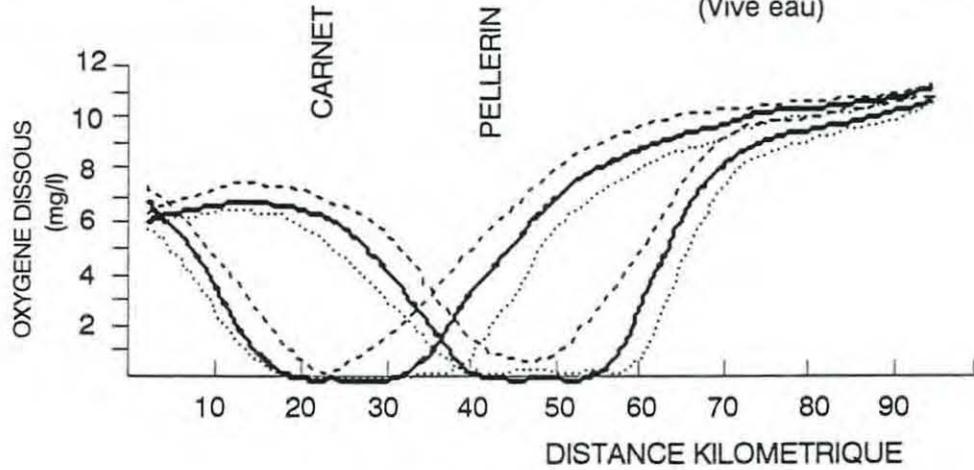
FIGURE V.5 **SENSIBILITE A LA TEMPERATURE**

**EVOLUTION TEMPORELLE**



**EVOLUTION LONGITUDINALE**

ENTRE 612 et 642 heures  
(Vive eau)



En faisant varier ce rapport de 0,2% à 0,9%, on obtient différents niveaux d'oxygène dans le bouchon, avec un estuaire soit complètement anoxique pendant plusieurs jours et sur une longue distance, soit un estuaire restant toujours oxygéné, avec des concentrations supérieures à 5 mg/l (*figure V.8*).

Le rapport DBO<sub>5</sub>/MES permet une schématisation et une évaluation de la zone où la matière organique particulaire est la plus concentrée. Les mesures réelles de ce rapport montrent qu'il varie autour de 0,5% en fin d'été, avec des minima à 0,05% et des maxima pouvant atteindre 2,5%. Dans le modèle, il est pris constant sur toute la zone de turbidité maximale, c'est à dire que la richesse en matière organique biodégradable du bouchon vaseux est supposée homogène.

Le rapport R<sub>p</sub> estime le stock de matière organique biodégradable en fonction de celui des matières en suspension. L'anoxie dans l'estuaire en est totalement dépendante.

### **V.10 SENSIBILITE AU DEBIT AMONT**

Le débit amont, injecté dans le modèle à ANCENIS, provient d'une mesure journalière de hauteurs réalisée en fait à MONTJEAN plus en amont. L'incertitude sur cette valeur est difficile à évaluer, mais elle ne doit pas excéder quelques m<sup>3</sup>/s.

Un test a été réalisé en augmentant, puis diminuant de 50 m<sup>3</sup>/s le débit amont, sans modifier le stock ni la position du bouchon vaseux.

Lorsque le débit est augmenté, les concentrations en oxygène augmentent, puisque il y a un renouvellement des eaux plus important. Mais ce flux d'eau oxygénée venant de l'amont n'est pas suffisant ici pour véritablement modifier les résultats en vive eau. L'anoxie est atteinte seulement quelques heures plus tard. La réoxygénation en morte eau est par contre plus forte (*figure V.9*).

Les différences moyennes par rapport à la référence, sur toute la période et sur tout l'estuaire, sont de 0,3 (+50m<sup>3</sup>/s) et 0,4 mg/l (-50m<sup>3</sup>/s).

### **V.11 SENSIBILITE A LA POSITION DU BOUCHON VASEUX**

Le stock total de matières en suspension dans la colonne d'eau en vive eau et la position du bouchon vaseux dépendent ici du débit amont. Le stock oscille en fonction du coefficient de marée et est divisé par 10 en morte eau. La position choisie pour tel ou tel débit est une estimation moyenne et peu précise. L'ordre de grandeur du stock est celui donné par le CSEEL (1984), c'est à dire 500000 tonnes en vive eau et 50000 tonnes en morte eau (en étiage : 210 m<sup>3</sup>/s - estimation 1981).

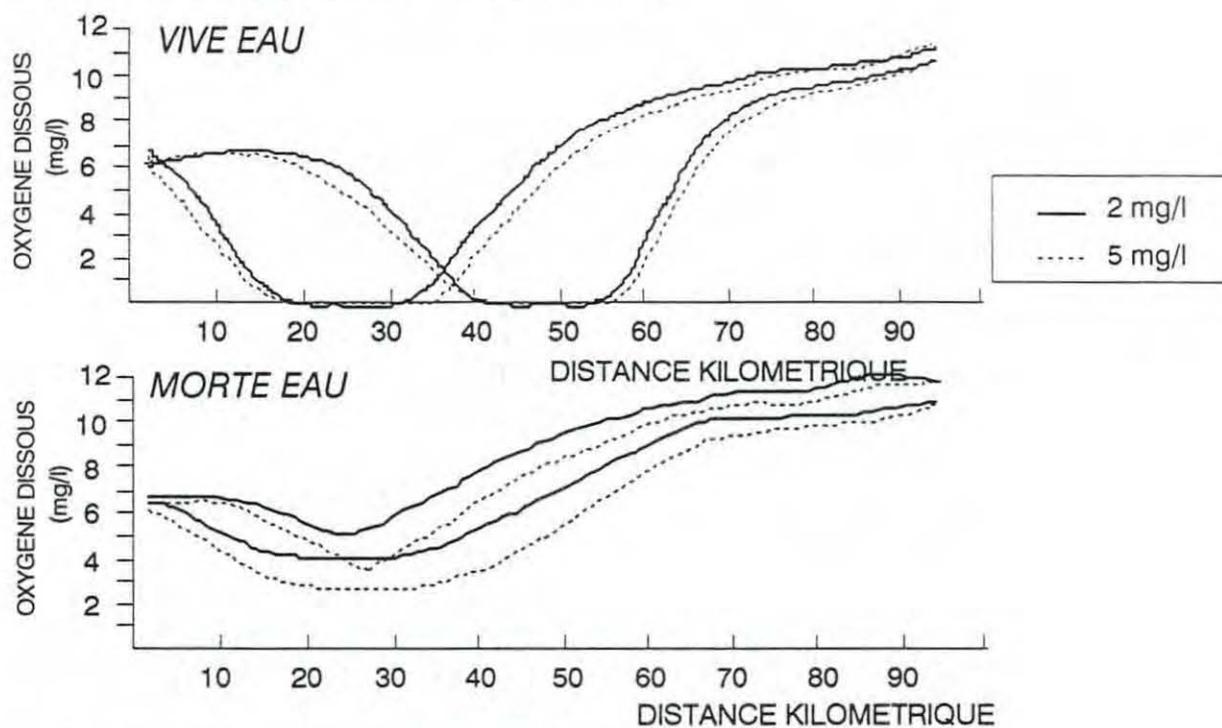
Lorsque le débit augmente, le bouchon vaseux est reporté vers l'aval, où les sections transversales s'accroissent. D'après les mesures, les concentrations maximales diminuent assez peu, et le stock par débit moyen est plus fort (1000000 tonnes en vive eau).

Si on teste le modèle en modifiant la position du bouchon vaseux, le stock de matières en suspension va également varier, puisque pour des concentrations égales en M.E.S, le volume d'eau sera différent.

Dans ce cas, le déplacement du bouchon entraîne le déplacement de la zone anoxique (*figure V.10*), et l'évolution temporelle de l'oxygène est différente au Pellerin et au Carnet. Le stock de matières en suspension en vive eau passe de 408000 tonnes lorsque le bouchon est centré sur Nantes, à 760000 tonnes lorsqu'il est centré sur l'île Sardine.

FIGURE V.6 : **SENSIBILITE A LA CONDITION EN DBO DISSOUTE A LA LIMITE AMONT**

**LIMITE AMONT DBO DISSOUTE RAPIDE**



**LIMITE AMONT DBO DISSOUTE LENTE**

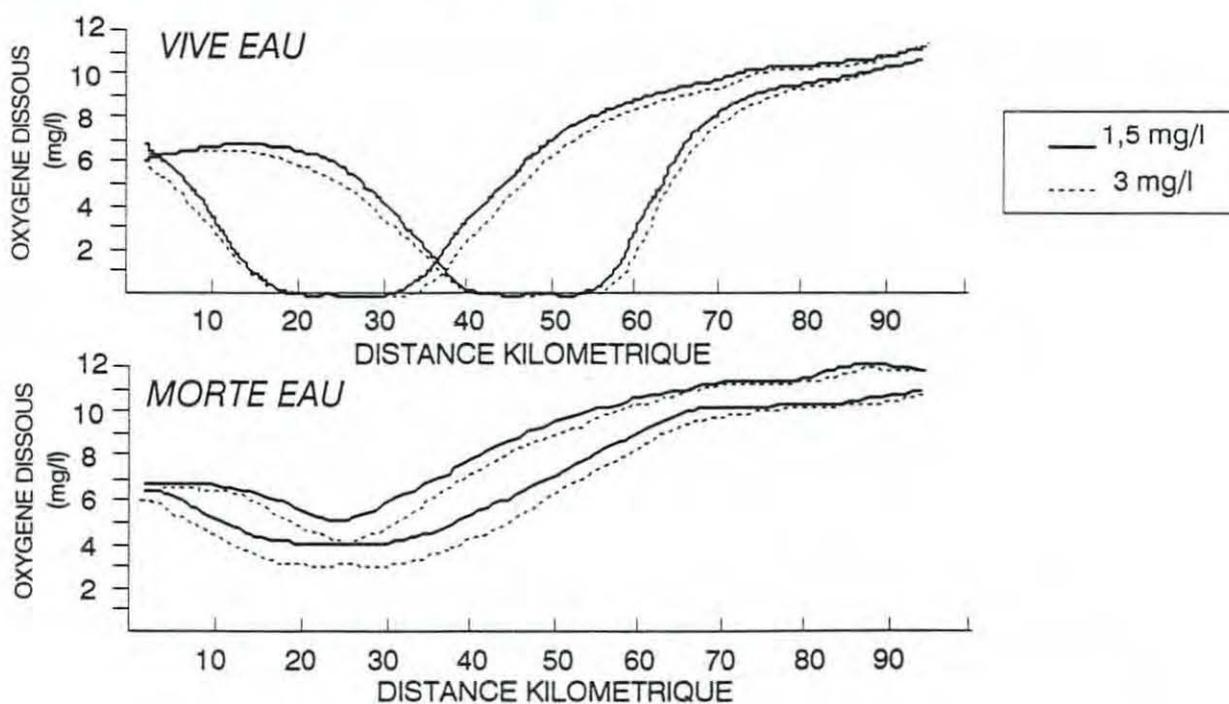
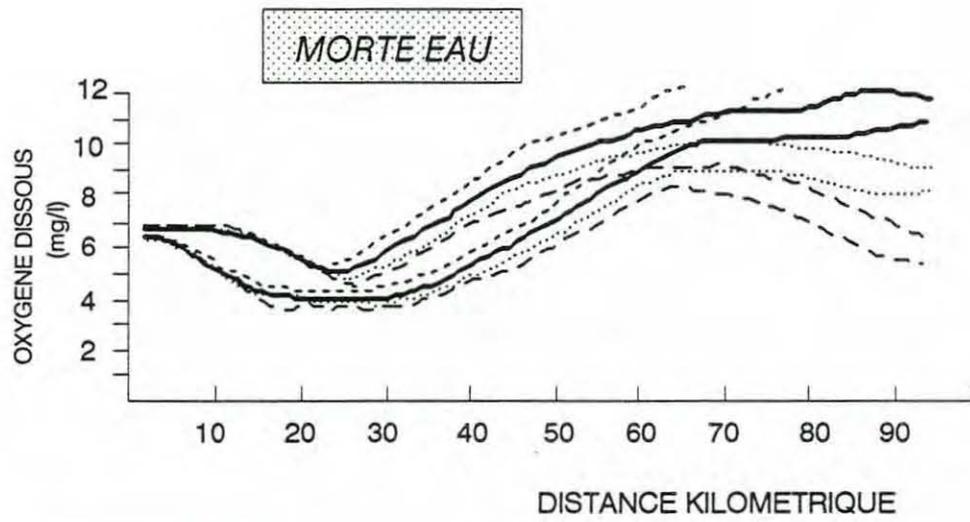
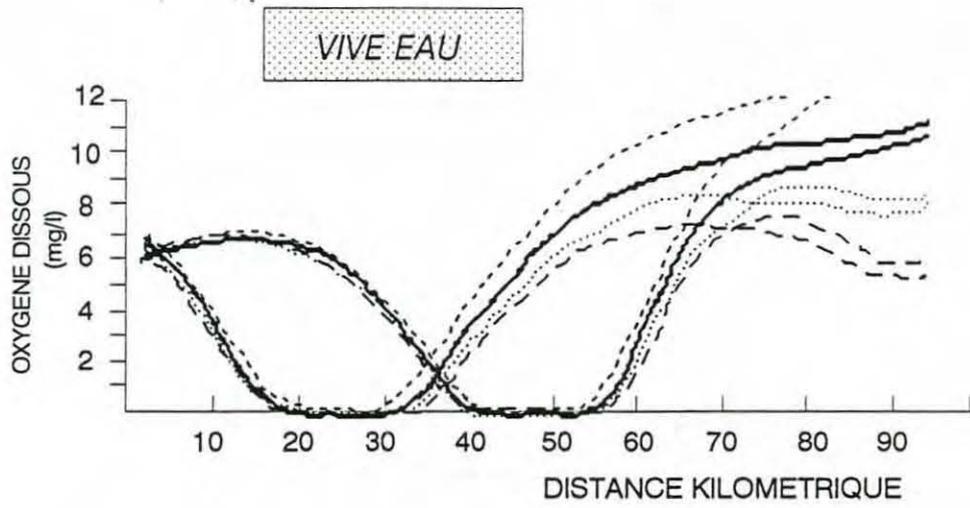


FIGURE V.7 :

***SENSIBILITE A LA CONDITION EN OXYGENE DISSOUS  
A LA LIMITE AMONT***



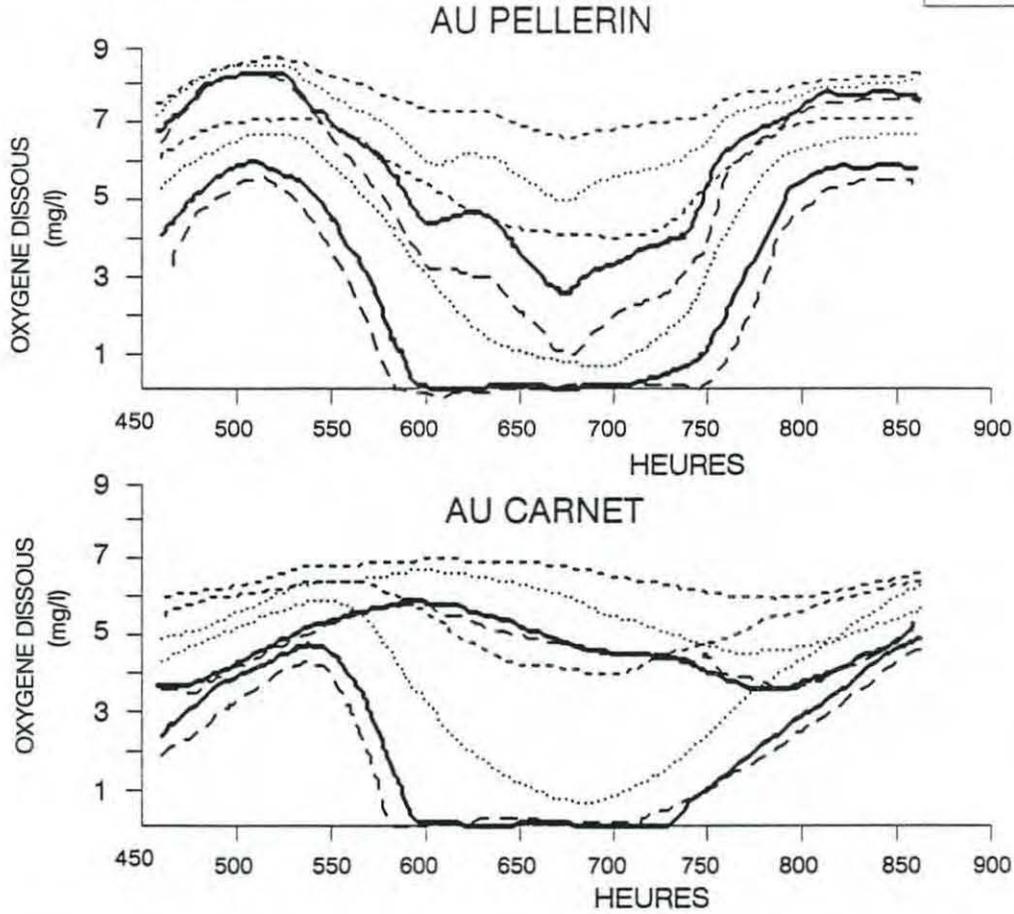
Oxygene dissous à la limite amont	
-----	15 mg/l
—————	11 mg/l
.....	8 mg/l
- . - . - .	5 mg/l

FIGURE V.8 : **SENSIBILITE AU RAPPORT Rp5**

$$Rp5 = \frac{DBQ \text{ particulaire}}{\text{Matières en suspension}}$$

- Rp5=0,2%
- ..... Rp5=0,4%
- Rp5=0,7%
- - - - Rp5=0,9%

**EVOLUTION TEMPORELLE**



**EVOLUTION LONGITUDINALE**

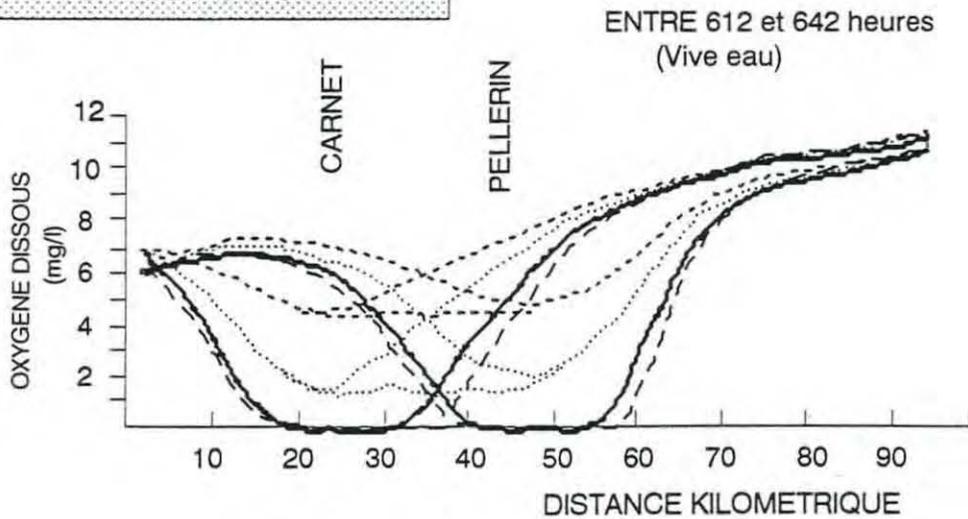


FIGURE V.9 : **SENSIBILITE AU DEBIT AMONT**  
**SANS MODIFICATION DES MATIERES EN SUSPENSION**

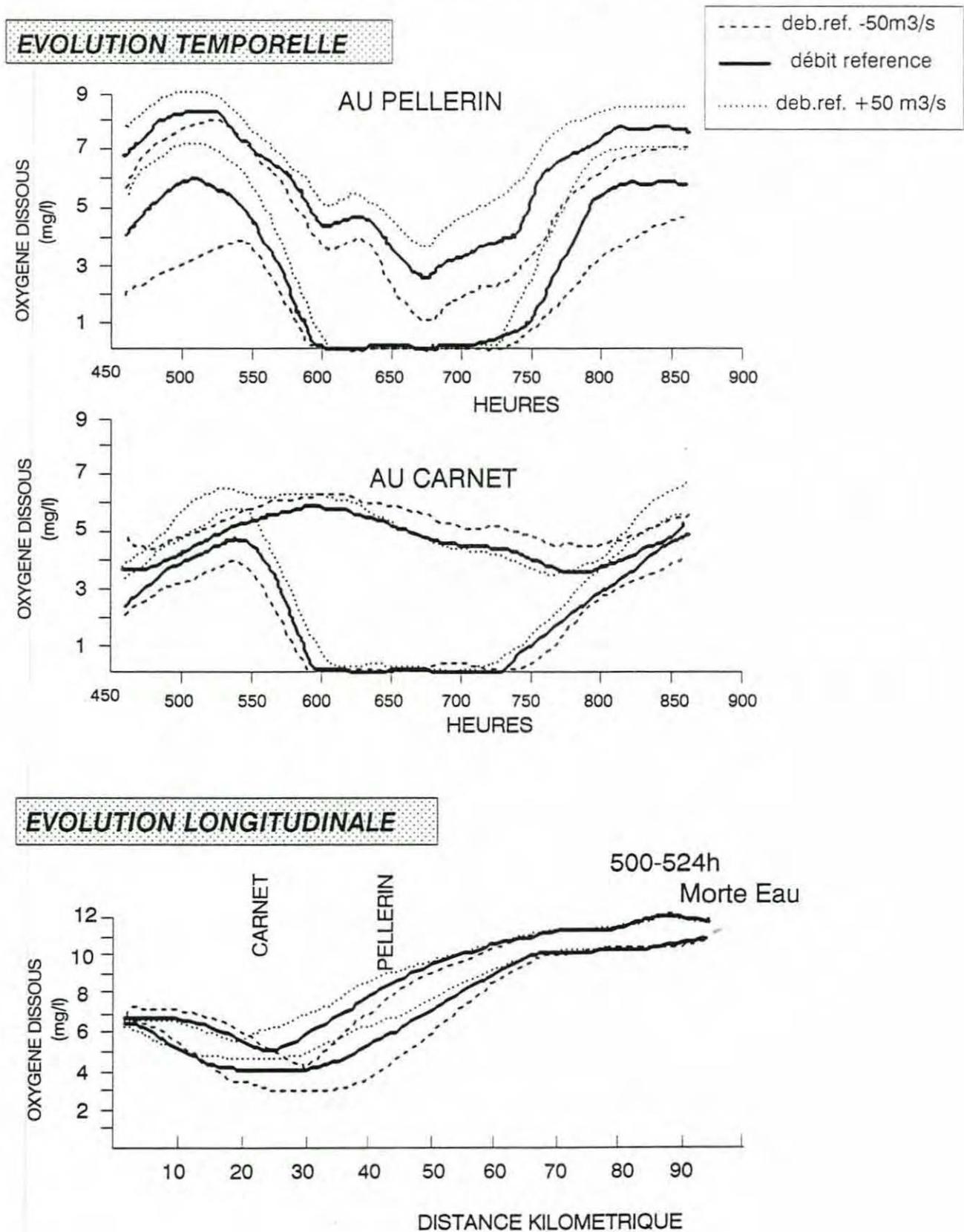
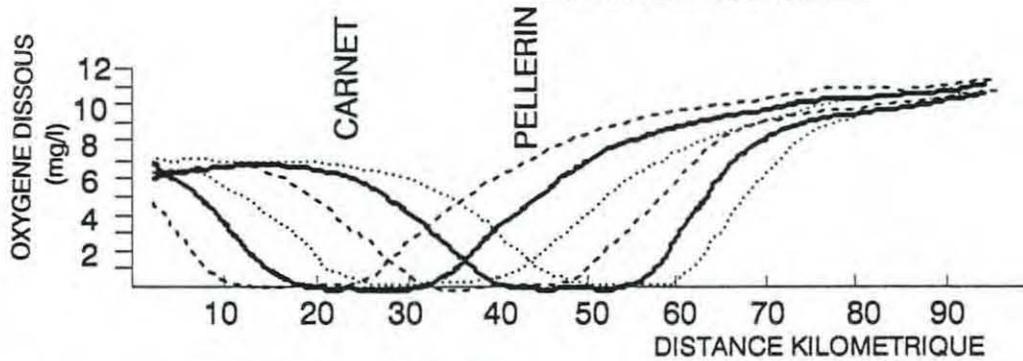
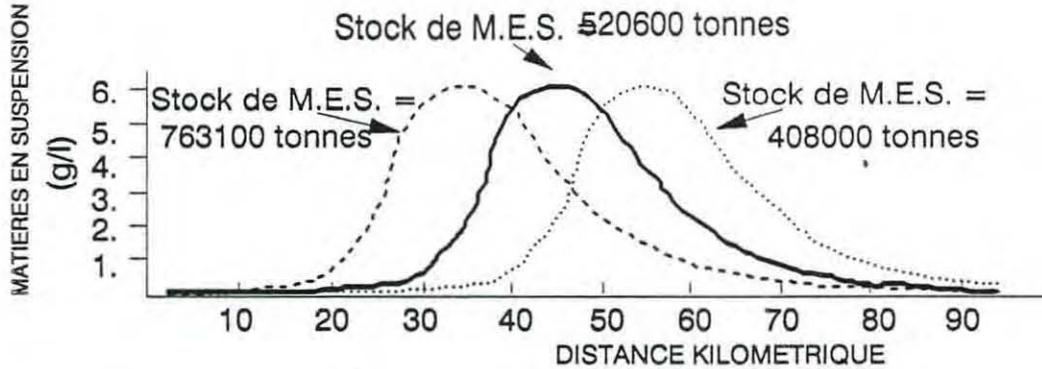


FIGURE V.10 : **SENSIBILITE A LA POSITION DU BOUCHON VASEUX**  
**MEME CONCENTRATION MAXIMALE - STOCK DIFFERENT -**

**EVOLUTION LONGITUDINALE**



**EVOLUTION TEMPORELLE**

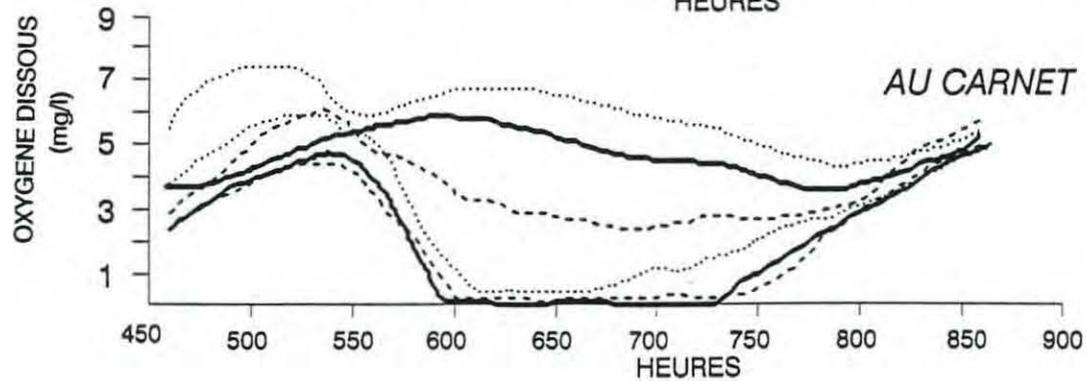
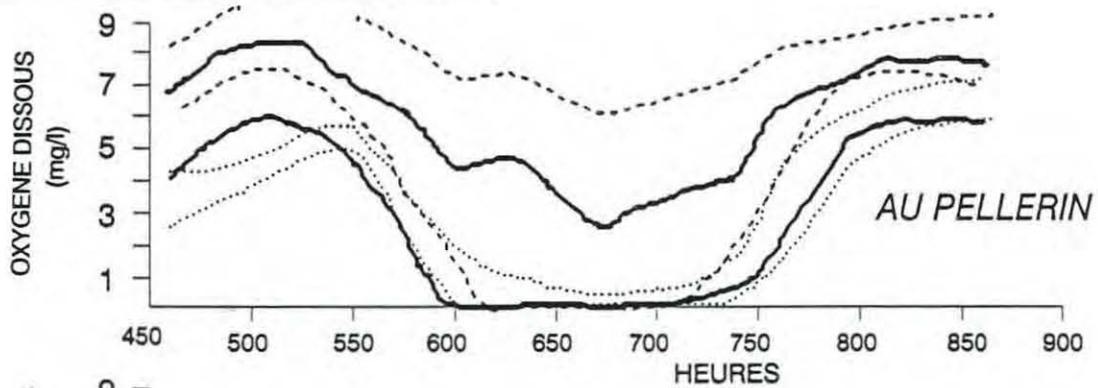
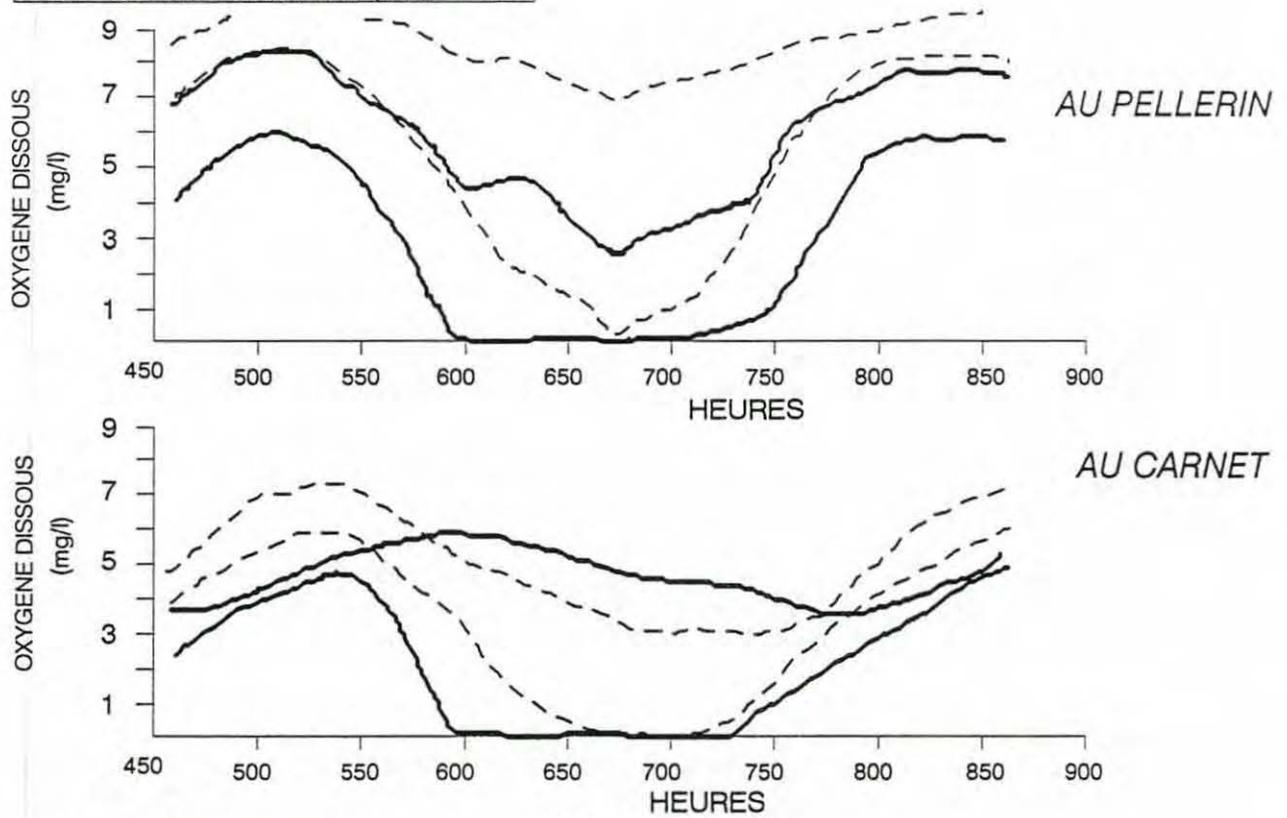
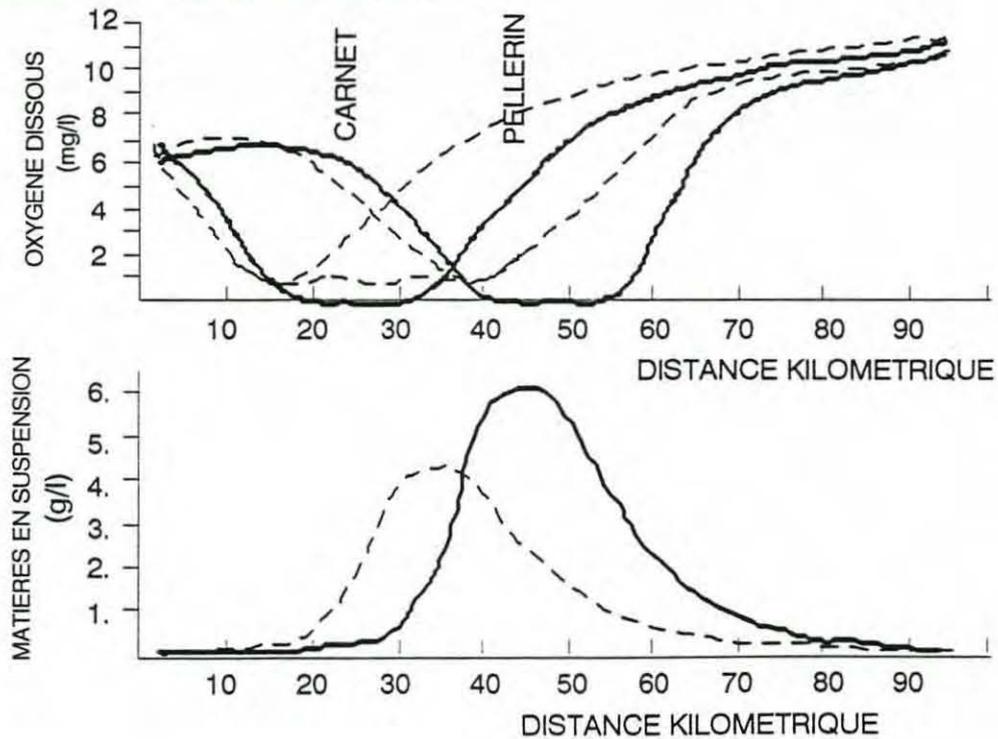


FIGURE V.11 : **SENSIBILITE AU BOUCHON VASEUX  
DECALE VERS L'AVANT EN GARDANT LE MEME STOCK**

**EVOLUTION TEMPORELLE**



**EVOLUTION LONGITUDINALE**



Si le bouchon vaseux est déplacé vers l'aval en gardant le même stock, c'est-à-dire en diminuant les concentrations dans l'eau, la zone en condition anoxique est cette fois beaucoup moins étendue, et celle-ci étendue, et celle-ci ne dure que quelques heures (*figure V.11*)

Le modèle est donc très sensible à la position du bouchon vaseux, et indirectement, à travers le rapport DBO/MES, au stock de matières en suspension présent dans la colonne d'eau.

## V.12 CONCLUSION

A partir de la figure IV.15, décrivant la part de chaque processus dans la distribution de l'oxygène dissous, il était clair que, si l'aération par l'atmosphère et la production primaire jouaient un rôle important dans la partie amont de l'estuaire, c'était la dégradation de la matière organique particulaire, piégée dans le bouchon vaseux, qui était le puits prépondérant entraînant une consommation d'oxygène telle que les conditions anoxiques étaient atteintes en vive eau.

L'étude de sensibilité n'apporte donc que des confirmations à cette analyse. Les résultats en oxygène sont surtout sensibles à tout ce qui touche à la matière organique particulaire, c'est-à-dire à la position et au stock du bouchon vaseux, ainsi qu'à sa charge en matière organique biodégradable.

Dans une moindre mesure, ils sont également sensibles à la température, au débit amont qui régit le renouvellement des eaux de l'estuaire par les eaux plus oxygénées du fleuve, et à la quantité de matière organique dissoute qui entre dans l'estuaire.

Les apports par les rejets urbains et industriels, pris en compte actuellement sous leur forme uniquement dissoute, n'ont pas d'impact réel sur l'oxygène dans l'estuaire. Les particules de matière organique, issues des rejets et piégées dans le bouchon, en ont peut-être plus. Le modèle actuel, qui ne modélise pas le comportement de la matière organique particulaire en différenciant les différentes sources, ne peut encore aborder ce problème.

Le calage proprement dit du modèle pourrait être modifié en jouant sur la paramétrisation de certains processus dans le modèle (coefficient de frottement, coefficient de dispersion, coefficient d'aération, production primaire, cinétiques de dégradation), ou en reproduisant plus finement les variations de certaines variables forçantes (température, chlorophylle *a*, matières en suspension). Mais le comportement général de l'oxygène ne serait pas modifié.

## VI. EXPLOITATION DU MODELE D'OXYGENE DISSOUS

Le modèle ayant été calibré, notamment pour la période d'étiage, il peut maintenant être exploité, soit pour quantifier certains phénomènes et calculer par exemple des temps de séjour ou des trajectoires, soit pour extrapoler, à des fins de prédiction, le comportement de l'oxygène dissous dans des situations différentes. Il est bien entendu qu'étant données les hypothèses simplificatrices et l'omission de certains phénomènes (tels que la dégradation du phytoplancton mort et la demande benthique), l'exploitation du modèle n'est encore ici qu'au stade d'une première approche.

La **première partie** de ce chapitre concerne donc les "sous produits" du modèle, qui sont des informations que l'on peut tirer du modèle, en l'appliquant dans les conditions du calibrage. Ces informations sont de deux types :

- bilan des entrées / sorties, et partage entre les différents phénomènes de consommation et de production, des quantités d'oxygène qui entrent dans l'estuaire pendant un cycle lunaire.

- longueurs "critiques et létales" de l'estuaire et temps pendant lequel l'estuaire se trouve dans des conditions d'oxygène "critiques" et "létales"

Ces notions de conditions "critiques" et "létales" se rattachent aux expériences de survie des muets (SAURIAU 1991). Ceux ci sont en effet dans un état de souffrance physiologique lorsqu'il ne reste que **2 à 3 mg/l** d'oxygène dissous; c'est le seuil critique. Les premiers muets meurent quand il reste 0,8 à 0,9 mg/l d'oxygène, et presque tous sont morts alors qu'il reste encore **0,3 à 0,4 mg/l**. C'est le seuil léthal.

L'exploitation du modèle a consisté à simuler la traversée de l'estuaire par un mulet, de l'amont vers l'aval (avalaison en septembre) ou de l'aval vers l'amont (montaison en juin), et de compter le temps pendant lequel il doit nager dans des eaux ayant atteint le seuil critique ou léthal en oxygène. Selon le moment du départ du mulet, ce temps peut varier.

La **deuxième partie** du chapitre concerne l'extrapolation du modèle à des situations différentes, mais en restant dans le cadre des hypothèses émises pour sa construction. Dans notre cas, les matières en suspension n'étant pas véritablement modélisées, on ne peut tester des modifications topographiques de l'estuaire qui entraîneraient une variation du stock et une variation de la position du bouchon vaseux. Cette modification peut être artificiellement prise en compte en se donnant un bouchon vaseux différent, mais on ne peut ni tester ni même connaître les causes et les paramètres qui provoqueraient ce changement dans la réalité.

Puisque l'étude de sensibilité a confirmé que le phénomène majeur, responsable des conditions anoxiques dans l'estuaire, était la dégradation de la matière organique particulaire piégée dans le bouchon vaseux, ce sont le stock et la position de cette demande en oxygène dans l'estuaire qui ont été testés.

Il est clair que le choix de l'évolution pour les matières en suspension devient ici complètement arbitraire et n'est pas liée à une prédiction. De la même manière, il est possible de faire varier le stock de matière organique biodégradable, piégée dans le bouchon vaseux, mais on ne peut, actuellement, simuler les phénomènes qui, dans la réalité, pourrait influencer ces quantités et les modifier. D'autre part, on suppose ici que le stock de matière organique particulaire biodégradable est constamment renouvelé, ce qui n'est sans doute pas le cas à long terme.

L'exploitation du modèle a été réalisée surtout en septembre, période pendant laquelle le modèle est le mieux calibré. En juin, seuls certains essais ont été exploités.

## VI.1 INFORMATIONS TIREES DU MODELE (SEPTEMBRE ET JUIN 1988)

### A. BILAN DES ENTREES/SORTIES

Pour chaque situation (juin et septembre), le bilan des entrées-sorties a été réalisé sur deux périodes successives de 7,5 jours, correspondant à une vive eau et une morte eau. Le calcul a été effectué sur la zone du bouchon vaseux, étendue vers l'amont;

- en septembre : entre Paimboeuf et l'île Macrière (en aval d'Ancenis) sur 70 kilomètres,
- en juin entre St Nazaire et l'île de la Chenaie (en aval de Thouaré) sur 66 kilomètres.

La *figure VI.1* décrit ces bilans pour la période d'étiage en septembre. En vive eau le bilan est négatif, le stock d'oxygène à la fin des 7 jours  $\frac{1}{2}$  a varié de 58% par rapport au début (836 tonnes en moins). L'aération par l'atmosphère ne suffit pas à compenser la consommation d'oxygène provoquée par la dégradation de la matière organique. En morte eau, le bilan est positif. La consommation d'oxygène par dégradation de la matière organique particulaire est pratiquement équivalente à celle provoquée par la matière organique dissoute. L'apport par l'amont et l'aération par l'atmosphère suffisent pour oxygéner les eaux.

La *figure VI.2* reproduit le même schéma, à la même échelle, pour la période de débit moyen (juin). A cause du débit plus fort, les volumes d'eau entrant par l'amont sont 2 à 3,5 fois plus importants, et le volume d'eau moyen est multiplié par 2,3 d'autant plus que la zone est située plus en aval. Le stock du bouchon vaseux étant multiplié par 1,5 par rapport à l'étiage, la demande en oxygène est beaucoup plus forte. La concentration en matière organique dissoute à ANCENIS est multipliée par 1,5, la consommation en oxygène par la matière organique dissoute s'accroît donc de manière significative.

Le stock d'oxygène présent dans la zone ne diminue pas suffisamment en juin pour que les concentrations dans l'eau deviennent très faibles (stock minimum d'oxygène pendant la période = 1260 tonnes). En septembre au contraire, le volume d'eau et par conséquent le stock d'oxygène étant plus petits, la demande en oxygène pendant la vive eau fait chuter ce stock d'oxygène jusqu'à des valeurs critiques (stock minimum = 415 tonnes), qui entraînent l'anoxie d'une grande partie de l'estuaire.

### B. LONGUEURS DE L'ESTUAIRE "CRITIQUE" ET "LETAL" TEMPS DE PERSISTANCE DES CONDITIONS "CRITIQUES" ET "LETALES"

Pendant un cycle de 15 jours, en septembre 1988, une partie de l'estuaire devient très pauvre en oxygène ou complètement anoxique. En juin, la concentration en oxygène effleure le seuil létal, tout au moins pour le calibrage choisi.

Les longueurs maximales de l'estuaire dont la teneur en oxygène a atteint le seuil critique et le seuil létal pour la survie des mullets (*Liza ramada*) sont égales à :

	critique	létale
Septembre 1988	35 km	23 km
Juin 1988	17 km	3 km

Les temps pendant lesquels une partie de l'estuaire est en conditions critiques ou létales (oxygène inférieur à 3 mg/l et inférieur à 0,3 mg/l respectivement) sont égaux à :

	critique	létal
Septembre 1988	7 jours/15	3,4 jours/15
Juin 1988	4,6 jours/15	11 heures

FIGURE VI.1

**BILAN DE L'OXYGENE  
DANS LA ZONE DU BOUCHON VASEUX  
EN SEPTEMBRE 1988**

EXPRIMES EN TONNES /7,5 jours

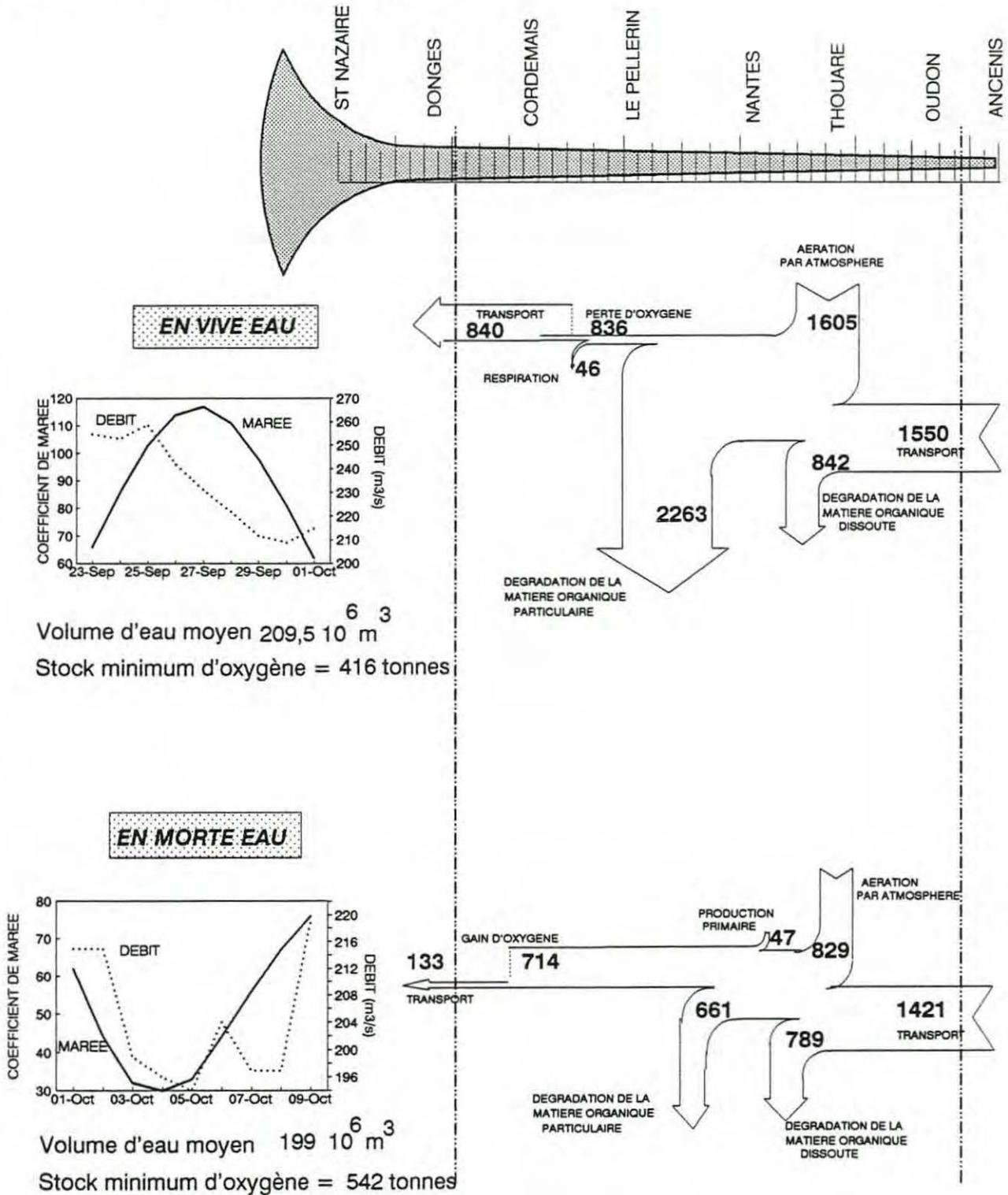
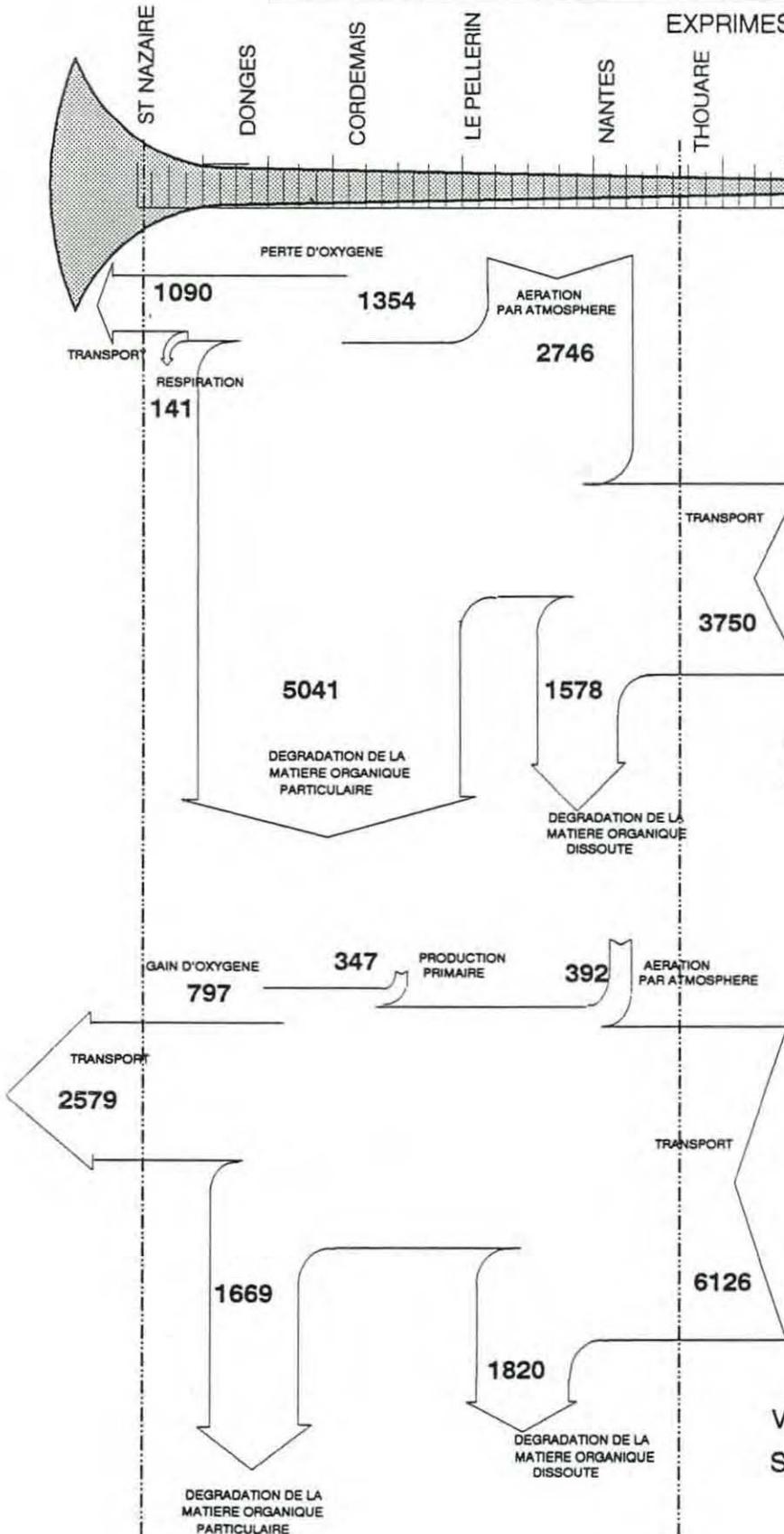


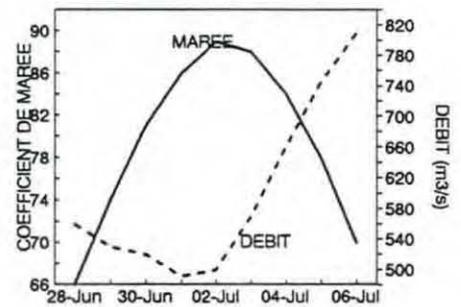
FIGURE VI.2

**BILAN DE L'OXYGENE  
DANS LA ZONE DU BOUCHON VASEUX  
EN JUIN 1988**

EXPRIMES EN TONNES /7,5 jours

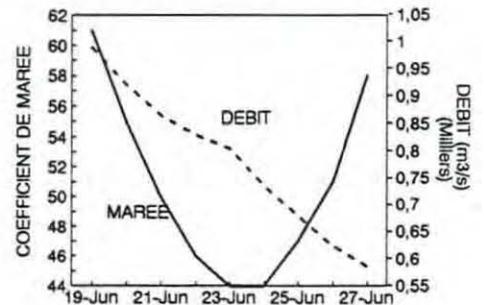


**EN VIVE EAU**



Volume d'eau moyen  $477,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$   
Stock minimum d'oxygène = 1259 tonnes

**EN MORTE EAU**



Volume d'eau moyen  $464 \cdot 10^6 \text{ m}^3$   
Stock minimum d'oxygène = 2626 tonnes

## VI.2 CALCUL DES TRAJECTOIRES DE MULETS TRAVERSANT L'ESTUAIRE

De simples calculs de trajectoires ont été réalisés, en tenant compte d'une vitesse propre de la particule. Cette vitesse s'ajoute ou se retranche à la vitesse de l'eau en un point et à un instant donné, et elle représente la vitesse moyenne de nage d'un poisson, le mullet en l'occurrence.

Selon l'instant et le point de départ, le poisson va traverser des eaux plus ou moins oxygénées et pendant plus ou moins de temps. Le calcul des temps d'exposition "critique" et "léta" du mullet à des eaux ayant une concentration en oxygène inférieure au seuil critique (inférieure au seuil léta respectivement) ont été effectués dans les situations de montaison en juin et d'avalaison en septembre. En effet, le mois de juin correspond à la fin de la période de montaison; les mulets partent de St Nazaire vers Nantes. Le mois de septembre est en pleine période d'avalaison; les trajectoires sont calculées entre Thouaré et l'aval de St Nazaire.

Les vitesses de nage ont été choisies d'après les valeurs proposées par SAURIAU (1991). Celui-ci note une vitesse maximale de 3,5 km par heure. En juin, étant donné le fort débit du fleuve et la volonté des poissons de remonter l'estuaire, des vitesses de nage supérieures à 1,5 km/h sont nécessaires. Il est bien entendu que ces vitesses sont ici des vitesses moyennes et constantes pendant toute la durée de la traversée, ce qui ne peut être vrai dans la réalité.

La *figure VI.3* représente, pendant l'avalaison, les temps de traversée et les temps d'exposition des poissons, pour trois vitesses de nage différentes. Ces temps sont tracés en fonction de l'instant de départ du poisson à Thouaré. Il est donc visible qu'un poisson partant dans la période de revif et en vive eau rencontrera des eaux très faiblement oxygénées pendant de nombreuses heures. Le temps de survie d'un mullet *Liza ramada* étant de seulement quelques heures (5 à 6 heures d'après SAURIAU 1991), les poissons qui nagent à des vitesses inférieures à 2 km/h sont pratiquement sûrs de mourir avant d'atteindre l'aval.

En juin (*figure VI.4*), les temps d'exposition sont beaucoup plus courts, inférieurs à 10 heures pour le seuil critique, nuls pour le seuil léta. Les poissons peuvent effectuer la montaison sans trop de difficultés.

Rappelons que ces résultats ne sont qu'indicatifs, étant données les valeurs constantes de vitesse de nage, et les conditions moyennes en oxygène dans l'eau. Il est probable que le mullet peut nager plus près de la surface pour s'oxygéner et obtenir des conditions plus favorables. Néanmoins ces figures démontrent bien la cause des mortalités massives observées en septembre dans l'estuaire de la Loire, et confirment les résultats de SAURIAU.

## VI.3 EXTRAPOLATION DU MODELE EN MODIFIANT LA QUANTITE DE MATIERE ORGANIQUE BIODEGRADABLE PARTICULAIRE

On se place dans les mêmes conditions que les périodes de calibration de septembre et juin 1988, avec un bouchon vaseux centré entre PAIMBOEUF et LE CARNET en juin, et en aval de NANTES vers LA MONTAGNE en septembre.

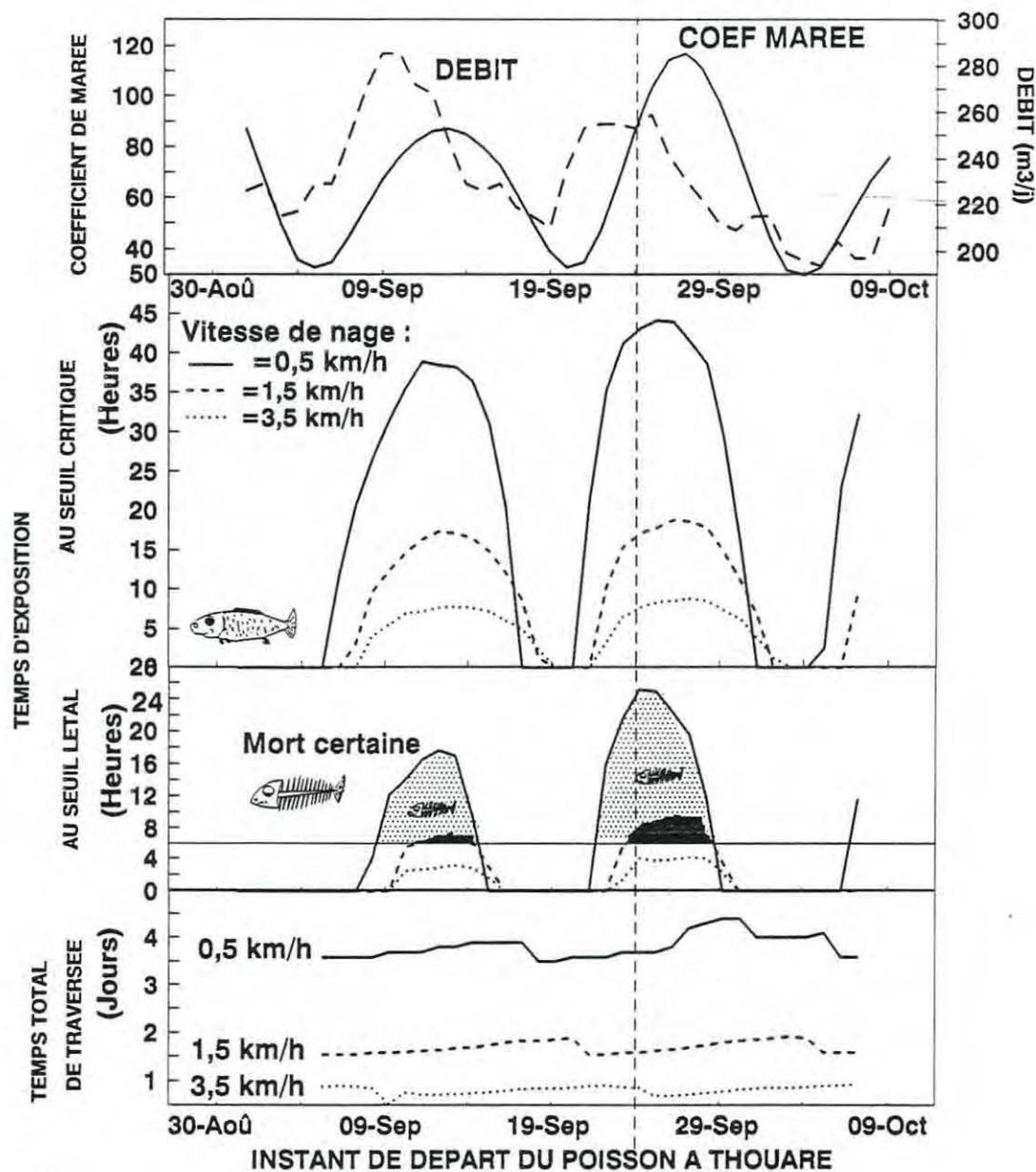
Une modification de la quantité de matière organique biodégradable peut provenir de trois sources :

- de la variation du stock de matières en suspension piégées dans l'estuaire.
- de la variation de la charge en matière organique de ces matières en suspension (traduite par le rapport  $DBO_p/MES$ ). Plus le rapport est faible, moins il est riche en matière organique biodégradable.

FIGURE VI.3

## ESTUAIRE DE LA LOIRE

SIMULATIONS DE LA TRAVERSEE DE POISSONS  
 DE THOUARE A BONNE ANSE (EN AVAL DE ST NAZAIRE) = 75 Km  
 EN PERIODE D'ETIAGE ET D'AVALAISON (SEPTEMBRE)



Exemple :

Depart du poisson le 24 Septembre

en période de Revif (coefficient = 95)

Pour un poisson nageant à la vitesse de 1,5 km/h : temps de traversée totale : 1,5 jours

temps d'exposition au seuil critique : 15 heures

temps d'exposition au seuil létal : 10 heures

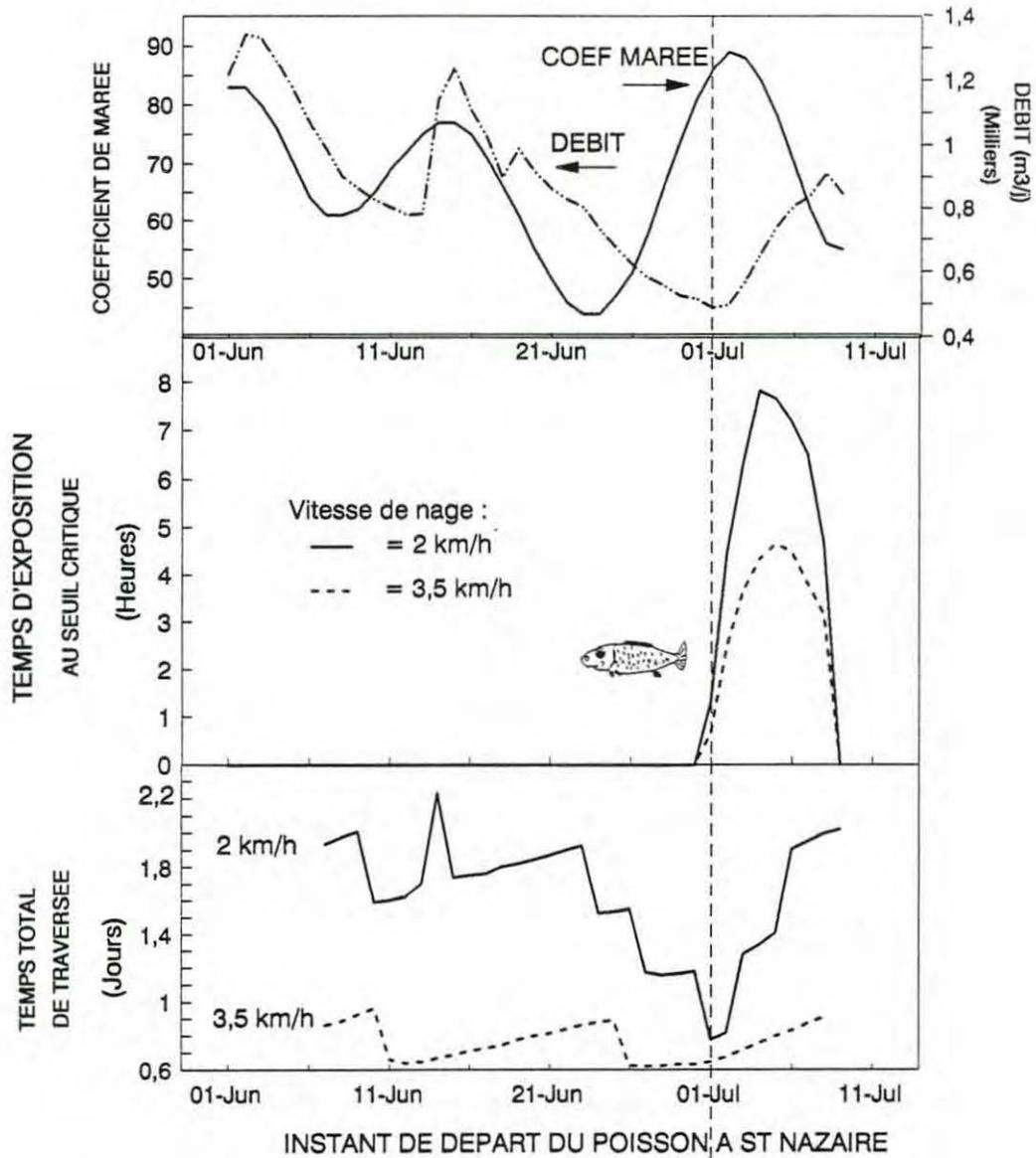
FIGURE VI.4

**ESTUAIRE DE LA LOIRE**

SIMULATION DE LA TRAVERSEE DES POISSONS

DE ST NAZAIRE A NANTES (50 km)

EN PERIODE DE DEBIT MOYEN ET DE MONTAISON (JUN)



Exemple : Pour un poisson partant de St Nazaire en vive eau et nageant à la vitesse de 2 km/h

Temps de traversée totale aval-amont : 1 jour

Temps d'exposition au seuil critique = 1 heure

- de la nature de la matière organique et de sa dégradabilité. Dans la réalité, la quantité proprement dite de matière organique à un instant donné ne varie pas en fonction de sa cinétique de dégradation, mais son évolution dans le temps est différente et par conséquent la demande en oxygène également. Pour un rapport  $RP_5 = DBO_{p5}/MES$  égal, cela se traduit pour nous par un stock de  $DBO_p$  dépendant de la cinétique.

Dans cet exercice, nous testerons la variation de la quantité de matière organique biodégradable dans le bouchon vaseux en faisant varier uniquement le rapport  $R_{p5}$ . La vitesse de dégradation est constante, égale à  $0,02j^{-1}$ , et le stock de matières en suspension est égal à 521000 tonnes en septembre, 812000 tonnes en juin.

La demande en oxygène par unité de temps nécessaire pour dégrader la matière organique particulaire est égale à :

$$DO \text{ (mg/l/j)} = k_p(j^{-1}) * DBO_{up} \text{ (kg/m}^3\text{)}$$

puisque  $DBO_5 = DBO_u * (1 - e^{-5k})$  ( $t=5$ jours ;  $k$  en  $j^{-1}$ )

$$DO \text{ (mg/l/j)} = k_p(j^{-1}) * DBO_{5p} \text{ (kg/m}^3\text{)} / (1 - e^{-5k_p})$$

puisque  $DBO_{5p} = R_{p5} * MES$  on obtient :

$$DO \text{ (mg/l/j)} = k_p(j^{-1}) * MES \text{ (kg/m}^3\text{)} * R_{p5} / (1 - e^{-5k_p})$$

Cette demande intègre donc les trois paramètres  $k_p$ ,  $MES$  et  $R_{p5}$ . Une même variation de  $DO$  pourrait provenir d'une modification de  $k_p$ , de  $R_{p5}$  ou des  $MES$ .

Donc, nous parlerons ici en terme de stock de matière organique particulaire (représenté par l'intégrale volumique des  $DBO_{up}$ ), mais aussi en terme de consommation d'oxygène pendant un cycle de 15 jours (somme sur le temps des  $DO$ ). Cette dernière quantité est une valeur utile et "parlante" pour rendre compte de la quantité d'oxygène qui est réellement consommée dans l'estuaire, indépendamment de la connaissance des trois éléments qui la déterminent ( $k$ ,  $MES$  et  $R_{p5}$ ).

Le minimum d'oxygène atteint dans l'estuaire est tracé sur la *figure VI.5* en fonction du stock maximal de matières biodégradables en suspension en vive eau. La correspondance avec la quantité d'oxygène effectivement consommée pendant 15 jours est tracée.

En septembre, c'est à dire par débit d'étiage, lorsque le bouchon vaseux est placé très en amont dans l'estuaire, le seuil critique d'oxygène est atteint dès que le stock de matière organique biodégradable (déterminé avec une cinétique de  $0,02 j^{-1}$ ) excède 12000 tonnes, et le seuil léthal est atteint lorsqu'il est supérieur à 20000 tonnes. Actuellement, le modèle travaille dans les conditions du calibrage avec un stock de 38000 tonnes.

En juin, le bouchon vaseux est repoussé vers l'aval, avec une débit du fleuve plus fort, l'estuaire tolère un stock de matière organique plus important avant d'atteindre des conditions difficiles; 32000 tonnes pour le seuil critique, 58000 tonnes pour le seuil léthal. Actuellement, le modèle travaille dans les conditions du calibrage avec un stock de 59000 tonnes.

En terme de consommation maximale d'oxygène admissible, on obtient :

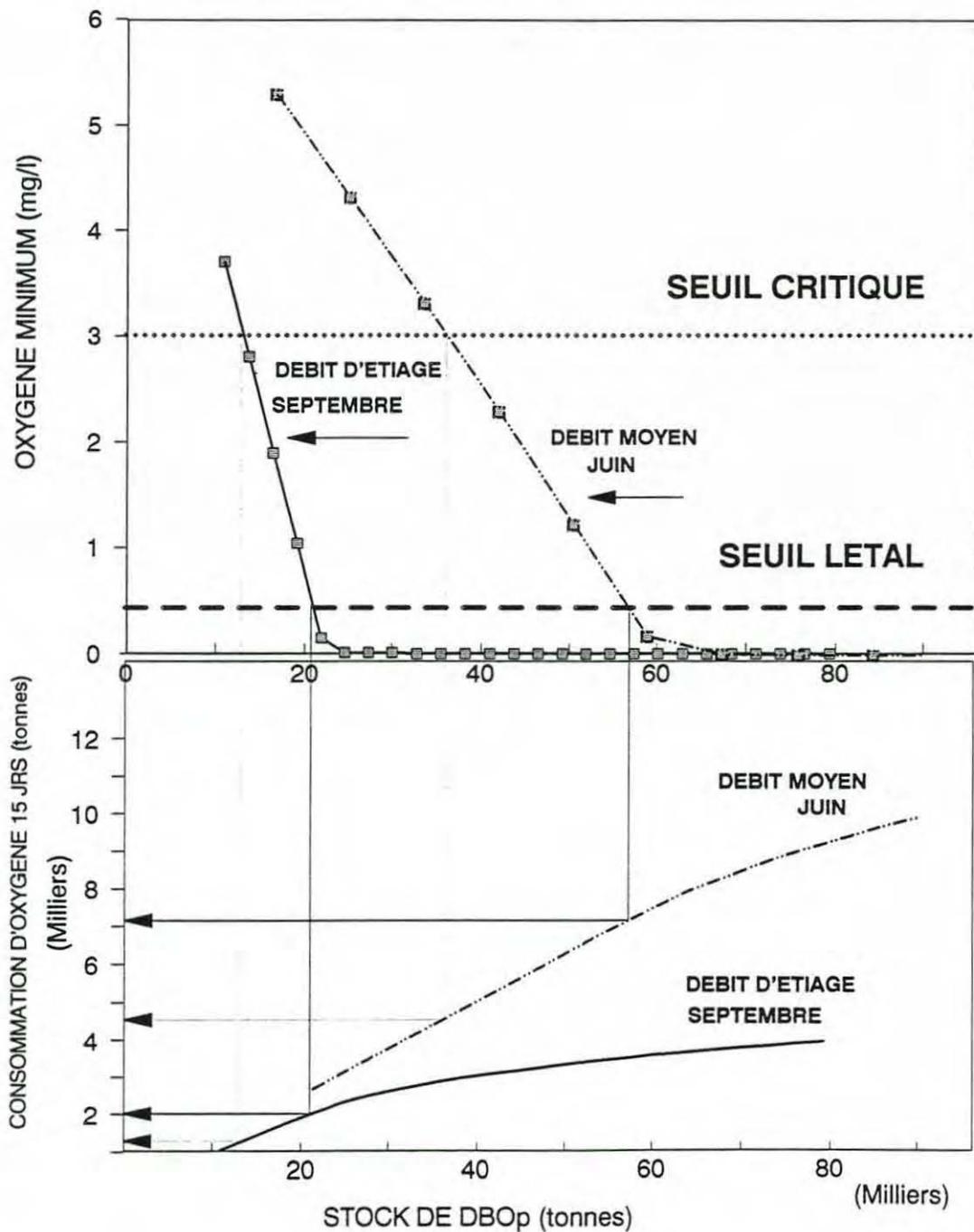
en septembre : moins de 1000 tonnes (critique)  
: 2000 tonnes (léthal)

en juin : 4500 tonnes (critique)  
: 7000 tonnes (léthal)

# ESTUAIRE DE LA LOIRE

MINIMUM D'OXYGENE ATTEINT DANS L'ESTUAIRE  
 EN FONCTION DU STOCK DE MATIERE ORGANIQUE PARTICULAIRE BIODEGRADABLE  
 (Cinétique de dégradation = 0,02 j<sup>-1</sup>)

CORRESPONDANCE AVEC LA CONSOMMATION D'OXYGENE EN 15 JOURS  
 PROVOQUEE PAR LA DEGRADATION DE CETTE MATIERE ORGANIQUE PARTICULAIRE



Actuellement, 2900 tonnes d'oxygène sont consommées en 15 jours en septembre, et 7400 tonnes en juin.

Les longueurs maximales "critiques" et "létaux" sont tracées sur la *figure VI.6* en fonction du stock de DBO<sub>up</sub>. En septembre, les longueurs augmentent très rapidement, dès que la charge a atteint un certain seuil. En juin, l'augmentation est plus douce.

Tous ces résultats montrent qu'il faudrait considérablement réduire la quantité de matière organique biodégradable dans l'estuaire pour obtenir de bonnes conditions d'oxygénation.

#### **VI.4 EXTRAPOLATION DU MODELE EN MODIFIANT LA POSITION DU BOUCHON VASEUX, SANS CHANGER SON STOCK**

Indépendamment de la quantité de matière organique particulaire dans l'estuaire, la position du bouchon vaseux a elle-même une influence sur le comportement de l'oxygène. En effet, plus le bouchon vaseux est placé vers l'amont de l'estuaire, plus le volume d'eau est faible et donc moins il y a d'oxygène disponible pour compenser la demande due à la dégradation de la matière organique particulaire.

En gardant un stock de matière organique particulaire sensiblement constant, entre 36000 et 39000 tonnes (stock de MES ≈ 550000 tonnes), le bouchon vaseux a été déplacé de l'amont vers l'aval. Etant donné l'élargissement de l'estuaire vers l'embouchure, les concentrations en MES diminuent au fur et à mesure que le bouchon se déplace vers l'aval (*figure VI.7a*).

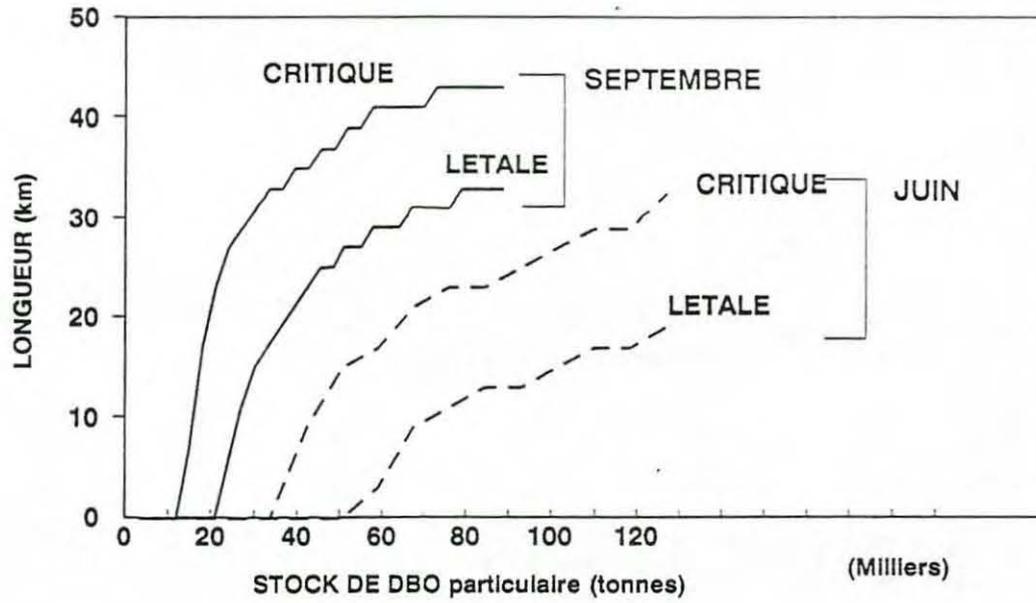
La *figure VI.7b* représente l'évolution du minimum d'oxygène atteint dans l'estuaire en fonction de la position du maximum des matières en suspension. Dès que le centre de gravité du bouchon vaseux (ici le maximum des MES) remonte au delà de PAIMBOEUF (≈ PK18), l'oxygène est inférieur au seuil critique. Au delà de CORDEMAIS (≈ PK27), il atteint le seuil léthal, et l'anoxie au delà de l'ILE SARDINE.

Sur la *figure VI.8*, on a représenté la consommation d'oxygène maximale permise avant que les concentrations en oxygène dans l'eau n'atteignent le seuil critique et léthal. Plus le bouchon est placé vers l'amont, plus il faut qu'il soit pauvre et peu concentré en matière organique biodégradable pour que le milieu reste oxygéné.

FIGURE VI.6

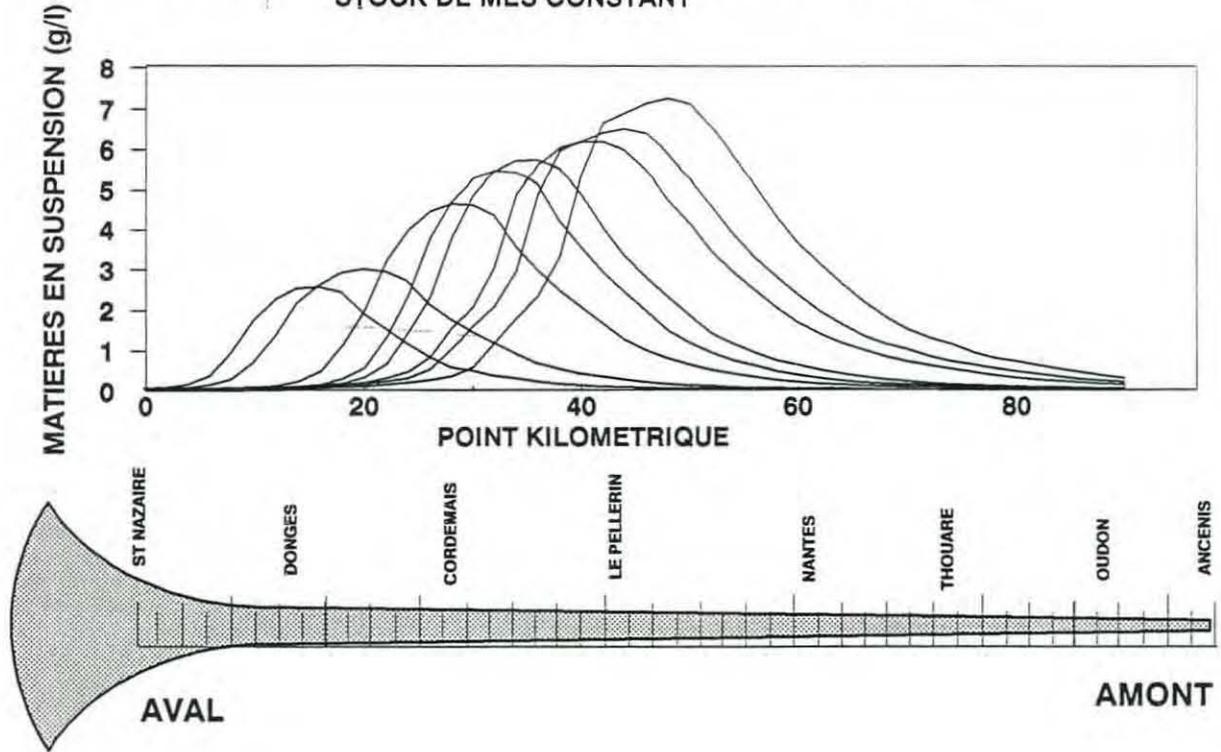
**ESTUAIRE DE LA LOIRE**

LONGUEURS DE L'ESTUAIRE SOUMIS A DES CONDITIONS D'OXYGENATION  
INFERIEURES AU SEUIL CRITIQUE OU LETAL  
EN FONCTION DU STOCK DE MATIERE ORGANIQUE PARTICULAIRE

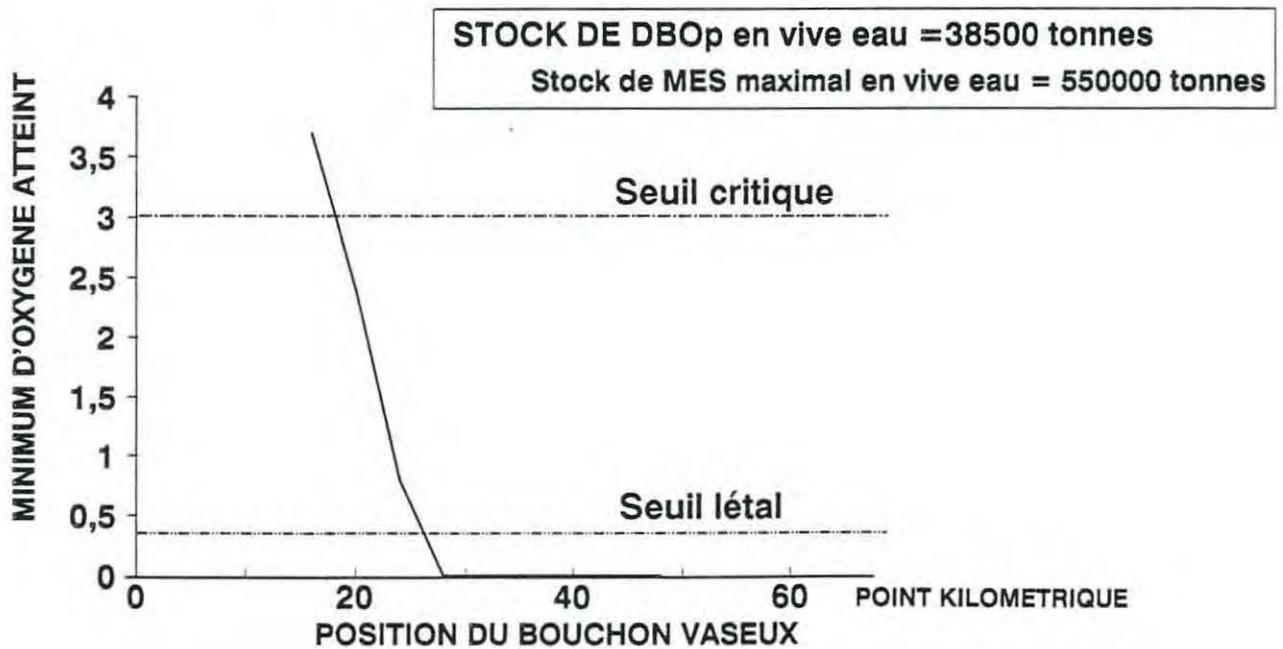


### ESTUAIRE DE LA LOIRE

**FIGURE VI.7a** DEPLACEMENT DU BOUCHON VASEUX VERS L'AVAL  
STOCK DE MES CONSTANT



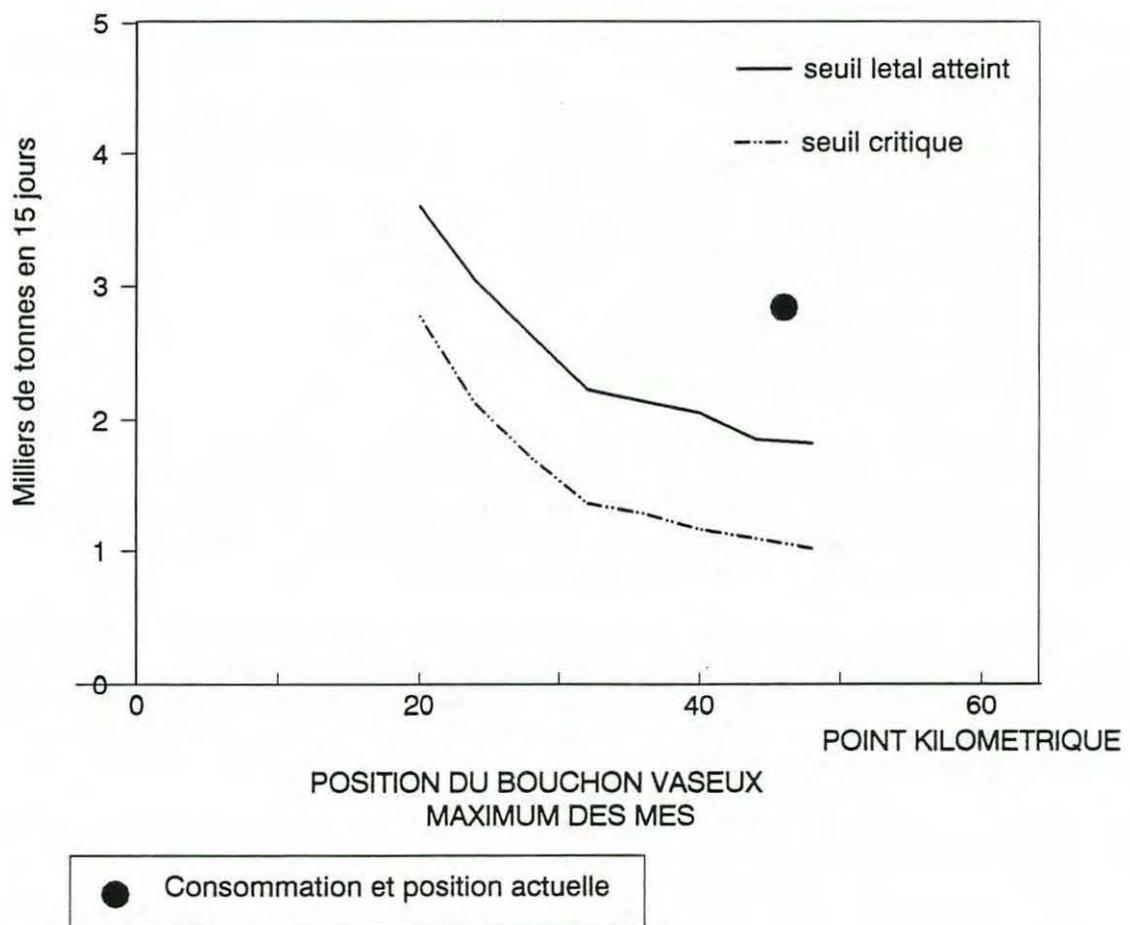
**FIGURE VI.7b** MINIMUM D'OXYGENE DANS L'ESTUAIRE  
EN FONCTION DE LA POSITION DU BOUCHON VASEUX



## **ESTUAIRE DE LA LOIRE**

### **CONSOMMATION MAXIMALE D'OXYGENE PERMISE PENDANT UN CYCLE DE 15 JOURS**

(Consommation d'oxygene par dégradation de la matière organique particulaire biodégradable)



## CONCLUSION

A partir des observations et d'une analyse des différents processus qui affectent la concentration en oxygène dissous dans les eaux d'un grand estuaire, on a pu déterminer a priori la cause principale du phénomène d'anoxie qui a lieu chaque année en période post-estivale dans l'estuaire de la Loire (ROMAÑA *et al* 1988).

Le problème est en effet lié à la présence d'un bouchon vaseux, riche en matière organique biodégradable et qui évolue en fonction du débit du fleuve et du cycle lunaire des marées.

Un modèle de qualité de l'eau a été alors développé pour tenter de reproduire l'évolution de l'oxygène dissous dans l'estuaire, à partir d'une schématisation du phénomène de dégradation de la matière organique biodégradable piégée dans le bouchon vaseux.

Le code de calcul unidimensionnel inclut la modélisation hydrodynamique et la simulation du comportement de la matière organique. Les principales hypothèses utilisées sont :

- la matière organique est compartimentée en une fraction dissoute et une fraction particulaire, indépendantes l'une de l'autre..

- la matière organique est représentée par la "Demande biochimique en oxygène (DBO)". La vitesse de consommation de l'oxygène par la dégradation de la matière organique peut être lente ou rapide selon le matériel considéré.

- la DBO particulaire contenue dans le bouchon vaseux est proportionnelle à la concentration en matières en suspension, selon le rapport Rp suivant :

$$R_p = \frac{\text{concentration en DBO particulaire}}{\text{concentration en matières en suspension}}$$

- la DBO azotée n'est pas différenciée de la DBO totale dissoute

- la production primaire est calculée en moyenne sur la profondeur, en fonction de l'intensité lumineuse et des teneurs en chlorophylle "a" mesurées. La dégradation du phytoplancton produit à l'intérieur de l'estuaire ou arrivant vivant en amont est actuellement négligée.

- la demande benthique en oxygène n'est pas prise en compte.

Le modèle a été appliqué sur deux périodes d'un mois, l'une en juin, l'autre en septembre, et les résultats ont été comparés aux mesures en continu en trois points de l'estuaire. Ils montrent que le modèle reproduit bien le comportement général de l'oxygène, avec une forte consommation pendant les vives eaux liée à la remise en suspension de la crème de vase et une réoxygénation de la colonne d'eau pendant la période des mortes eaux.

L'étude de sensibilité confirme l'importance prépondérante du bouchon vaseux, de par sa position dans l'estuaire et de par la quantité de matière organique biodégradable qu'il contient.

En raison des hypothèses actuelles du modèle, il n'est pas possible de faire la part entre les différents apports qui entrent dans la composition du bouchon vaseux et le nourrissent tout au long de l'année. La demande en oxygène, provoquée par la dégradation de ce matériel particulaire, est prise en compte globalement. Elle est caractérisée par le rapport Rp et tient compte, implicitement et sans distinction, de toutes les sources captées au niveau du bouchon par les matières en suspension. D'autre part, on suppose que le stock de matière organique particulaire est constamment renouvelé à l'échelle de la période considérée.

Pour aller plus loin dans l'explication du phénomène et avoir des indications sur la formation du bouchon vaseux, et la part des différents apports dans sa persistance, il convient dans une

deuxième phase de modéliser la matière organique particulaire en tant que telle, et indépendamment d'un rapport de proportionnalité avec les matières en suspension.

On est capable actuellement de reproduire dans ses grandes lignes l'évolution du bouchon vaseux en période d'étiage, grâce à un modèle hydrosédimentaire unidimensionnel (LE HIR et KARLIKOW 1991). Ce modèle permet de modéliser également le comportement de toute particule, conservative ou non, entrant dans l'estuaire et soumise aux cycles de dépôts et de remise en suspension liés aux marées de morte et vive eau (LE HIR et THOUVENIN, 1992).

La matière organique particulaire présente dans la zone de turbidité maximale peut provenir des rejets urbains et industriels, de la matière organique détritique venant de l'amont, de la matière organique détritique ayant séjourné longtemps dans le système bouchon vaseux/crème de vase, et enfin de la matière organique "fraîche" issue du phytoplancton mort dans l'estuaire par manque de lumière.

Le suivi de ces différents types de matière organique particulaire, se dégradant à des vitesses différentes, et arrivant dans le bouchon vaseux en quantités variables selon les époques de l'année, permettra de mieux préciser la responsabilité de chacune des sources dans la demande globale exercée par le bouchon vaseux.

Cette deuxième phase permettra également de prendre en compte les phénomènes négligés dans la première, à savoir la demande benthique et la dégradation du phytoplancton mort.

La formation proprement dite du bouchon vaseux ne pourra être abordée que si l'on est capable de reproduire son évolution annuelle. Un modèle hydrosédimentaire bidimensionnel est développé dans ce sens (LE HIR).

L'évolution annuelle de sa richesse en matière organique biodégradable pourra alors être abordée. Une étude est actuellement en cours (MAURICE) sur les transformations qu'elle subit au cours du cycle dépôt - remise en suspension et lorsqu'elle se trouve sous forme de crème de vase dans des conditions anoxiques en morte eau.

D'ores et déjà, le modèle actuel constitue un outil de travail, servant à observer le comportement de l'oxygène longitudinalement et temporellement. L'impact des différents phénomènes a pu être testé. Les temps de traversée des poissons pendant la montaison et l'avalaison ont confirmé les risques de mortalité des mulets en septembre. Des informations sur la quantité maximale de matière organique admissible dans l'estuaire pour éviter des conditions critiques en oxygène ont été données.

## BIBLIOGRAPHIE

- BILLEN G., SERVAIS P., LANCELOT C., ROUSSEAU V., ANZIL A., DANDOIS J.M., 1990** – Modèle mathématique de l'estuaire de l'ESCAUT. Développement d'un algorithme fournissant les conditions limites amont (Modèle Strahler). Couplage au modèle de dégradation de la matière organique dans l'estuaire (Modèle MODESTY). Université libre de Bruxelles. Groupe Microbiologie des Milieux aquatiques. Ref BH/88/26
- BLOOMFIELD J.A., PARK R.A., SCAVIA D., ZAHORCAK C.S., 1973** – Aquatic modelling in the Eastern Deciduous Forest Biome. US International Biological Program. In : E.J. Middlebrooks, D.H. Falkenberg and T.E. Maloney (eds). Modelling the Eutrophication Process. Utah State University, Logan, Utah. pp 139–158.
- BOTT A., 1989** – A positive definite advection scheme obtained by non linear renormalization of the advective fluxes. Monthly weather review, vol 117 pp 1006–1015.
- CAILLAT J.M., 1989** – Hydro Assistance Contrat IFREMER. Digitalisation de l'estuaire de la Loire à partir des sondages.
- CHURCHILL M.A., ELMORE H.L. and BUCKINGHAM R.A., 1962** – The prediction of stream reaeration rates. Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, 88, SA4–1–46.
- CLOERN J.E., 1987** – Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. Continental Shelf Research.
- COHEN-SOLAL E., PHAM M.H., 1989** – Contribution à l'étude par modèle mathématique du bouchon vaseux dans l'estuaire de la Loire. DEA et projet de fin d'études ENSTA n° 150/1989.
- COLIJN F., 1982** – Light absorption in the waters of the Ems–Dollard estuary and its consequences for the growth of the phytoplankton and microphytobenthos. Netherlands Journal of sea research 15 (2) 1982.
- CSEEL, 1984** – Rapport final du Comité Scientifique pour l'Environnement de l'Estuaire de la Loire. Rapport CNEXO/CNRS n° 55.
- DITORO D.M., THOMANN R.V., O'CONNOR D.J., MANCINI J.L., 1977** – Estuarine phytoplankton biomass models. Verification analyses and preliminary applications. In : the Sea (Goldberg, Ed), volume 6, chapitre 25.
- GALLENNE B., 1974** – Les accumulations turbides de l'estuaire de la Loire. Etude de la "crème de vase". Thèse de 3e cycle. Université de Nantes.
- GOSSE P., 1981** – Water quality modeling in the middle reaches of the Loire river. Rapport EDF – HE 31/81 n° 14.
- GROMIEC M.J., 1989** – Reaeration. Chapter 3 in : Mathematical submodels in water quality systems. Developments in environmental modelling 14. Edited by S.E. Jorgensen and M.J. Gromiec.
- ISAACS W.P. and MAAG J.S., 1969** – Investigation of the effect of channel geometry and surface velocity on the reaeration rate coefficient. Engineering Bulletin, Purdue University, vol. 53.
- LASSISTER R., KEARNS D., 1975** – Phytoplankton population changes and nutrient fluctuations in a simple aquatic ecosystem model. E.J. Middlebrooks et al (Eds). Modeling the eutrophication.

- LAUGBEIN W.B. and DURUM W.H., 1967** – The reaeration capacity of streams. United States Geological Survey Circular n° 542. Reston, Va.
- LE HIR P., KARLIKOW N., 1991** – Balance between turbidity maximum and fluid mud in the Loire estuary. Lessons of a first mathematical modelling. Compte rendus de l'International Symposium on the Transport of suspended sediments and its Mathematical Modelling. Florence, september 1991.
- LE HIR P., THOUVENIN B., 1992** – Modélisation mathématique de la masse turbide dans l'estuaire de la Loire. Phase 1 : modèle unidimensionnel. Rapport Ifremer DEL/92.02.
- LESOUËF A., ANDRE A., 1982** – XVII Journées de l'Hydraulique. 14–16 septembre 1982, Nantes. Hydraulique des eaux pluviales et usées. SHF Rapport V-5 5p.
- MALATRE K., 1989** – Evaluation de la production primaire en Loire à l'aide des données d'oxygène dissous ; restitution de ces données par modélisation mathématique. DEA et projet de fin d'études ENSTA n° 151/1989.
- MASKELL J.M., 1985** – The effect of Particulate BOD on the oxygen balance of a muddy estuary. In "Estuarine Management and Quality Assessment". Edited by J.G. Wilson and W. Halcrow. PP 51–60.
- MAURICE L., 1990** – Modélisation de la qualité des eaux de l'estuaire de la Loire. Rapport d'avancement de Thèse. Octobre 89 – Juin 90,
- MAURICE L., 1991** – Apports de DBO particulaire dans le bouchon vaseux. Rapport à paraître.
- MERCERON M. 1986** – Etude de la matière organique et demande en oxygène des sédiments de la baie de Vilaine. Rapport IFREMER n°DERO-86-20-EL.
- MEYBECK K.M., 1983** – Quantification du déséquilibre en nutriments (C,P,N) dans l'estuaire de la Loire. Rapport pour le GRECO-ICO "Capacité d'acceptation du milieu marin et chimie marine".
- O'CONNOR D.J. et DOBBINS W.E., 1956** – Mechanism of Reaeration in Natural Streams. Journal of the Sanitary Engineering Division. ASCE, 82, SA6, 1–30.
- O'KANE, 1991** – Principles for modelling oxygen depletion. Intensive course : Biogeochemical processes in estuaries. Septembre 1991 in Melreux.
- OWENS M. EDWARDS R.W. and GIBBS J.W., 1964** – Some reaeration studies in streams. International Journal of Air and Water Pollution 8, 469–486.
- OZTURK, 1979** – Mathematical modelling of dissolved oxygen in mixed estuaries. Journal of the Environmental Engineering Division ASCE, 105, EES, 883–904.
- PORT AUTONOME DE NANTES ST NAZAIRE, 1989** – Direction des Accès et de l'Environnement Maritimes, Service Etudes des Eaux. Rapport sur les mesures en 1988 – Données sous forme de tableaux et de graphes – 10 fascicules.
- RILEY G., 1946** – Factors controlling phytoplankton population on Georges Bank. J. Mar. Res., 6 (1).
- ROACHE P.J., 1982** – Computational Fluid Dynamics. Hermosa Publishers.
- ROMAÑA L.A., THOUVENIN B., 1987** – Oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire. Rapport sur la faisabilité d'un modèle mathématique. Rapport Ifremer DERO/EL-87-07.

- 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. Thèse d'état. Université de Bretagne Occidentale.
- SAURIAU P.G., 1991** – Etude des populations de mullets dans l'estuaire de la Loire. Bilan des Etudes 1989–1990 – Université de Nantes, Laboratoire de Biologie Marine. Contrat pour l'A.P.E.E.L., 193 pages.
- SERVAIS P. 1987** – Etude de la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en rivière. Université Libre de Bruxelles. Développement d'une démarche méthodologique et application à la Meuse belge. Groupe de Microbiologie des Milieux aquatiques. Thèse, 271p.
- STEELE JH , 1962** – Environment Control of photosynthesis in the sea. *Limnol. Oceanogr.* n° 7.
- STEELE JH ? 1965** – Notes on some theoretical Problems in Production Ecology, "Primary Production in Aquatic Environments," C. R. GOLDMAN, Ed., *Mem. Inst. Idrobiol.* p 383–398, 18 Suppl., University of California Press, Berkeley.
- SVERDRUP H.U., JOHNSON M., FLEMING R., 1942** – The Oceans. Prentice–Hall, Englewood Cliffs, N.J., 1087pp.
- THOMANN R.V. 1974** – System analysis and water quality management. McGraw–Hill Ed.
- UNESCO** – National Institute of Oceanography of Great Britain (1973). Tables océanographiques internationales. Volume 2.
- VAN ES F.B., RUARDIJ P., 1982** – The use of a model to assess factors affecting the oxygen balance in the water of the Dollard. *Netherlands Journal of Sea Research.* 15 (3/4) – 313 – 330.
- WEBB A.J., 1987** – Modèle mathématique dans l'estuaire du Forth. Communication personnelle.
- WEN C.G., KAO J.F., WANG L.K. and KIAW C.C., 1984** – Effect of salinity on reaeration coefficient of receiving waters. *Water Science and Technology.* 16 – 139–154.

## ANNEXE 1

### CALIBRATION DU MODELE HYDRODYNAMIQUE

Les résultats des comparaisons entre les hauteurs calculées par le modèle et les hauteurs mesurées par les marégraphes sont présentés sur les figures suivantes.

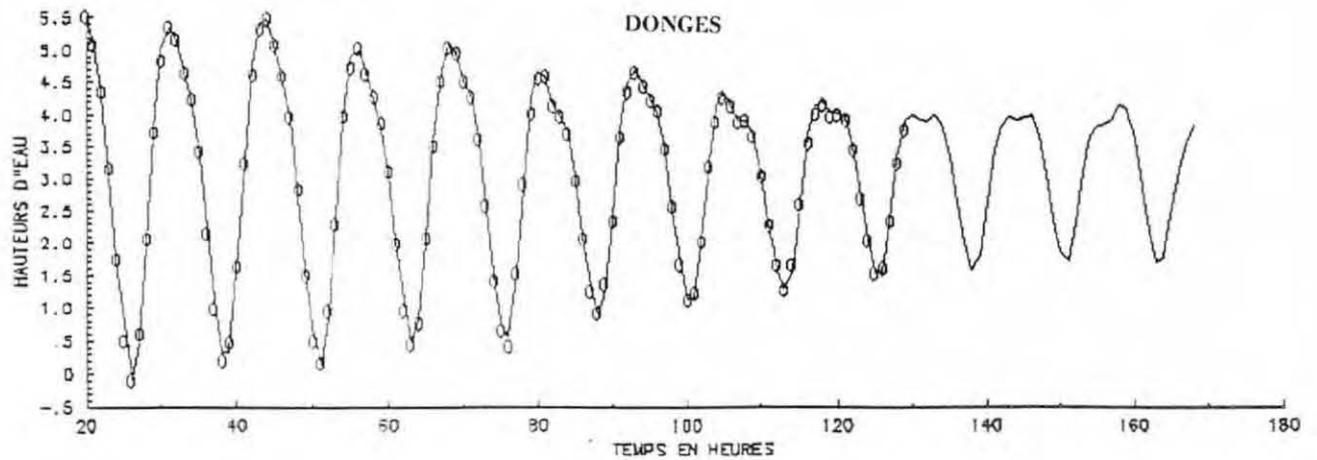
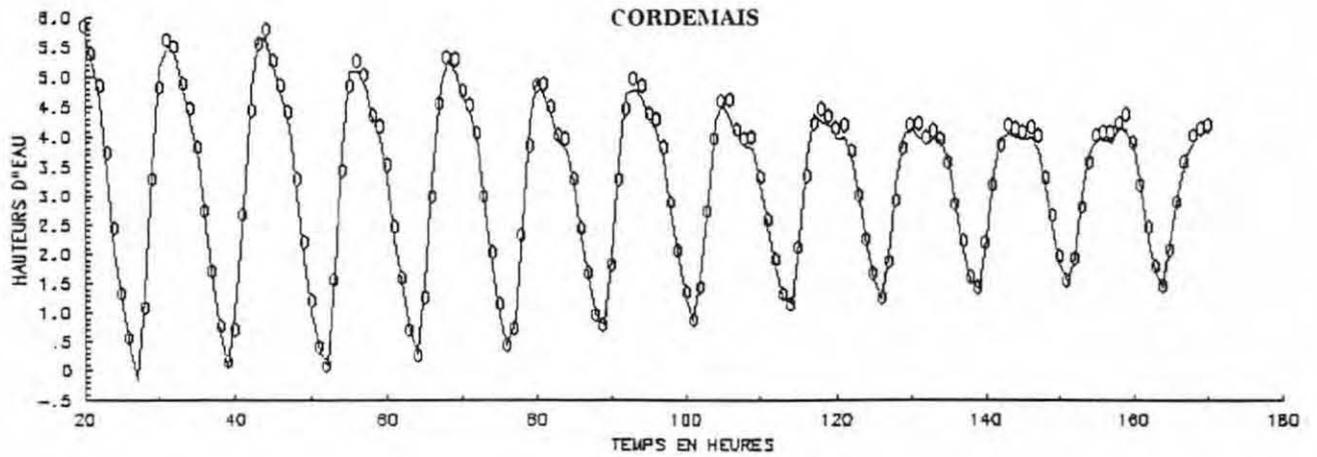
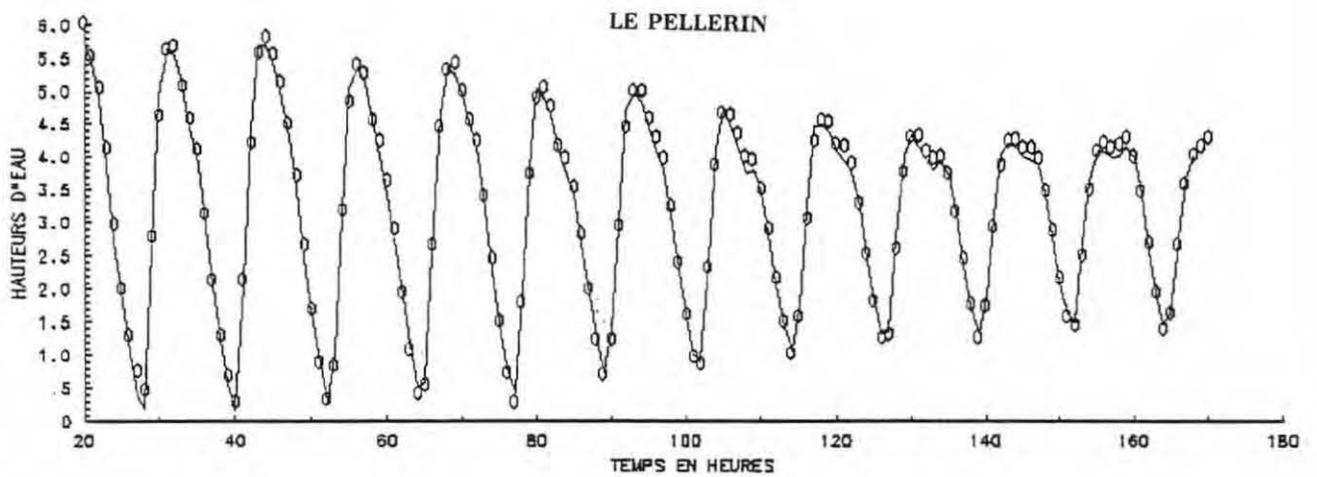
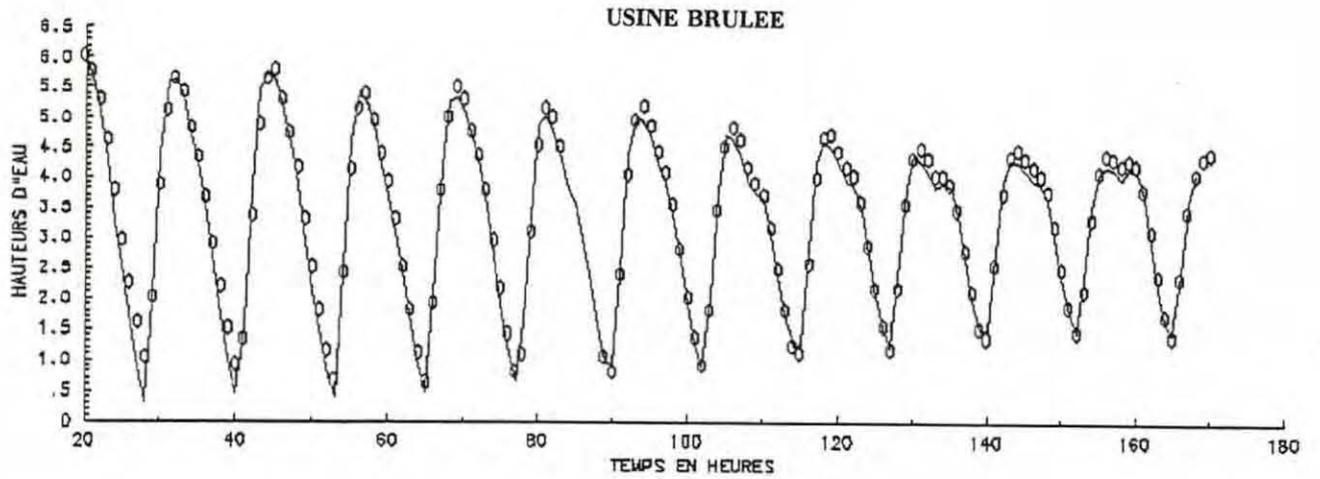
Le même coefficient de frottement a été utilisé ainsi que la même bathymétrie de l'estuaire.

Figure 1 et 2 : Période d'étiage ( $300 \text{ m}^3/\text{s}$ ) du 2 au 8 août 1988

Figure 3 et 4 : Période de débit moyen ( $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ ) du 11 au 18 mai 1988

Figure 5 et 6 : Période de crue ( $3500 \text{ m}^3/\text{s}$ ) du 22 au 27 mars 1988

Figure 1 : Période d'ETIAGE - Août 1988  
( - = hauteurs calculées ; 000 = hauteurs mesurées)



ANNEXE 1

Figure 2 : Période d'ETIAGE - Août 1988  
 ( - = hauteurs calculées ; 000 = hauteurs mesurées)

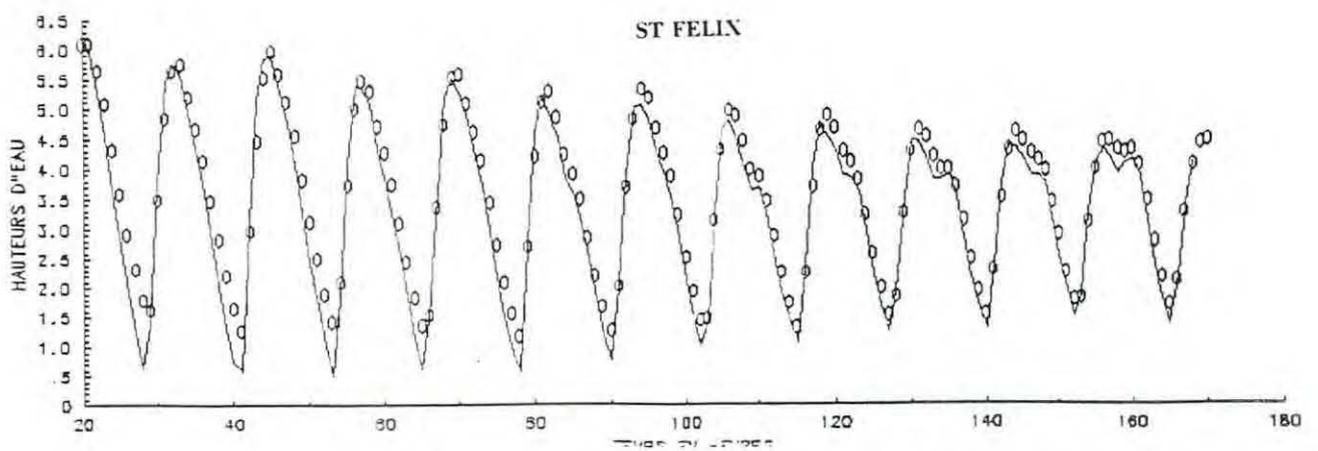
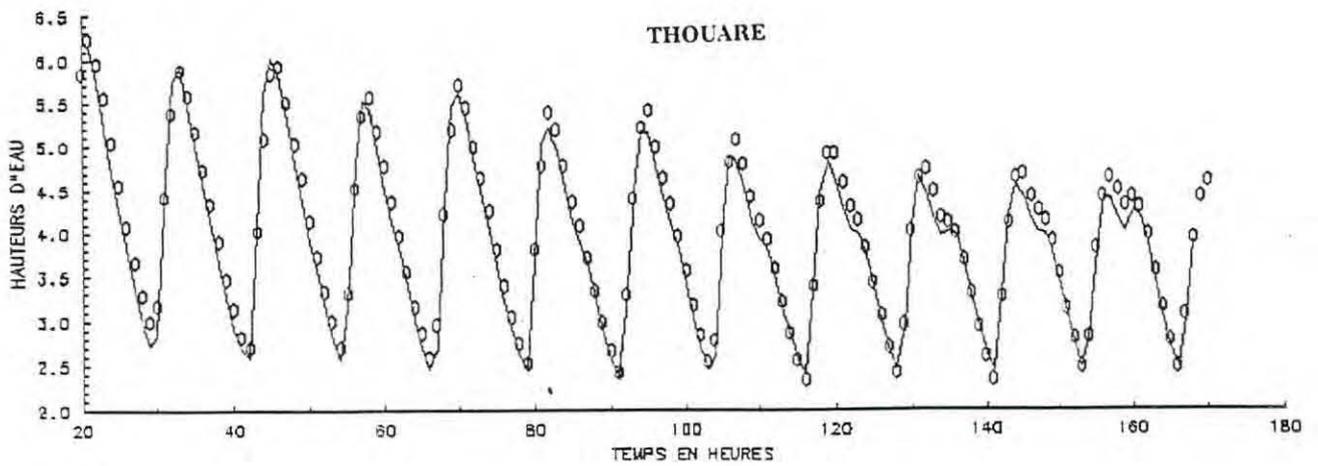
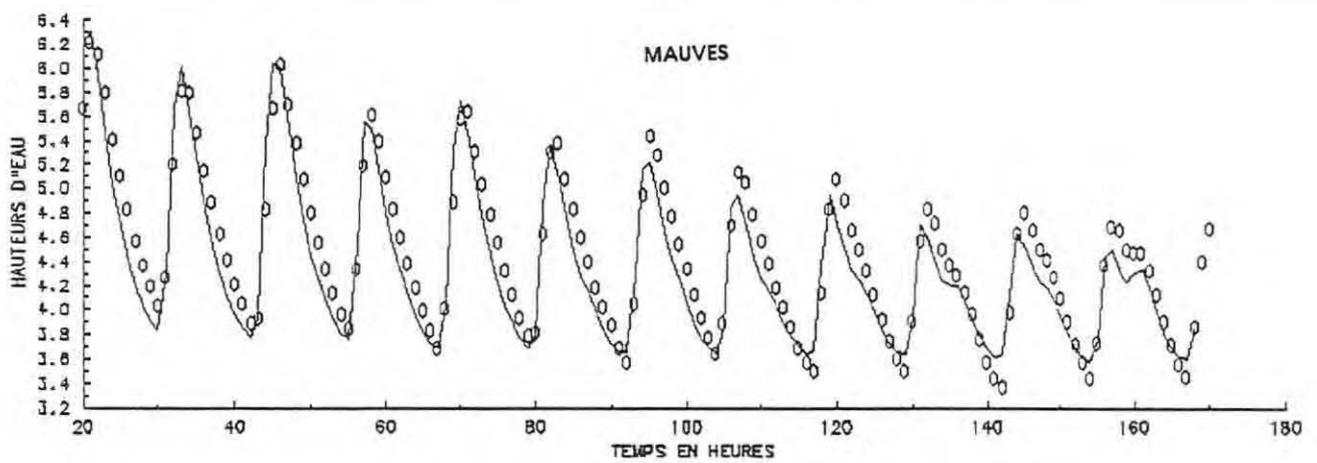
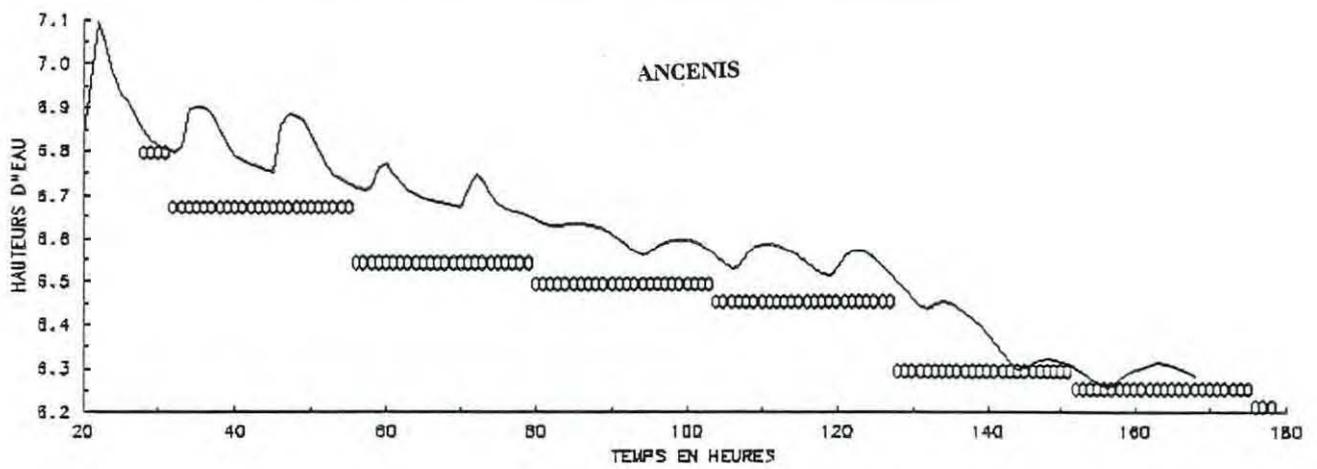
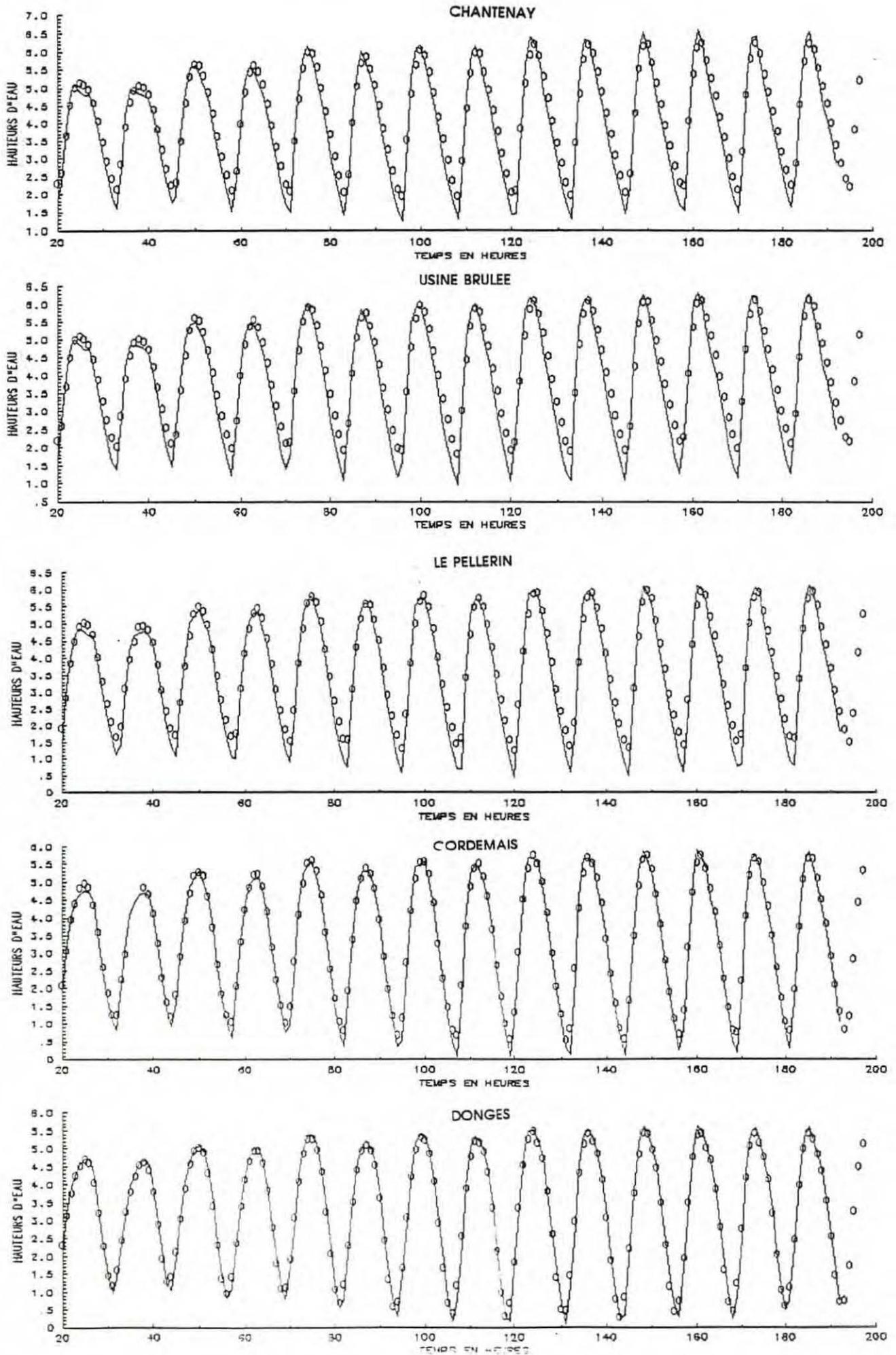
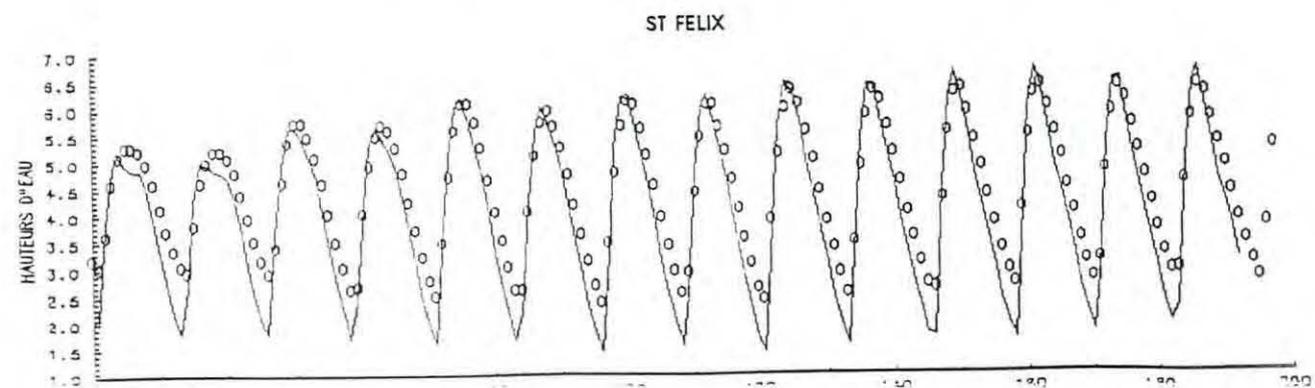
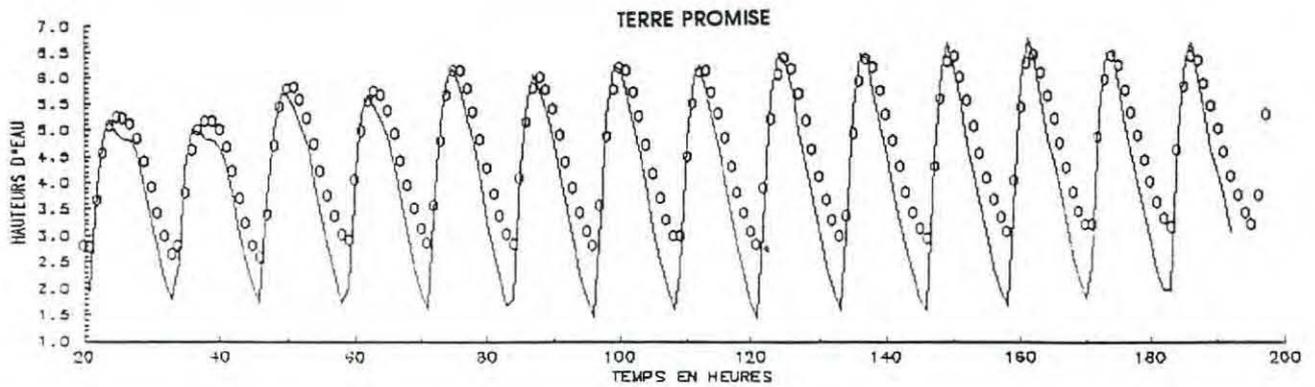
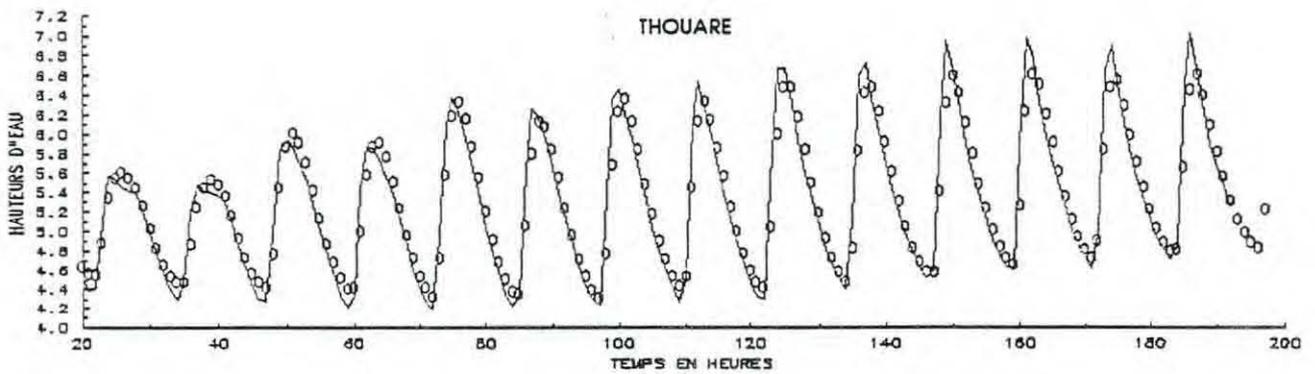
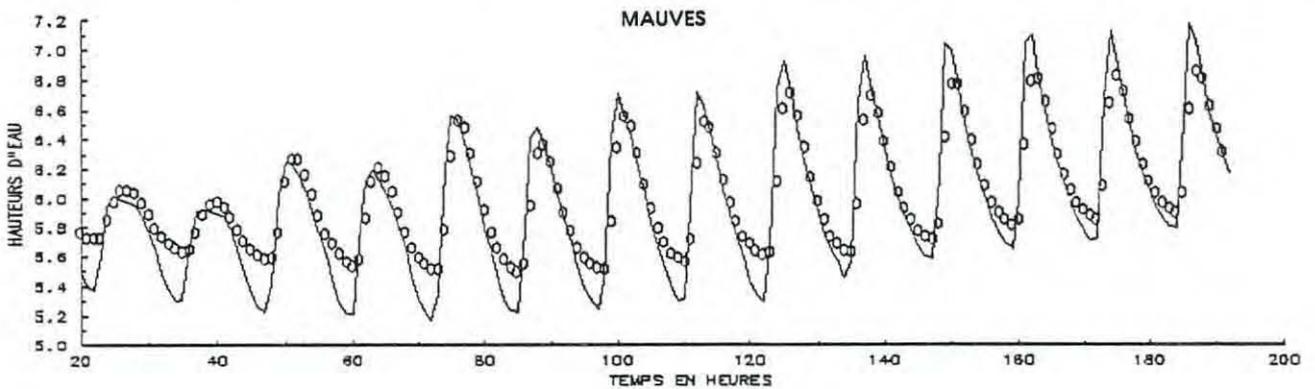
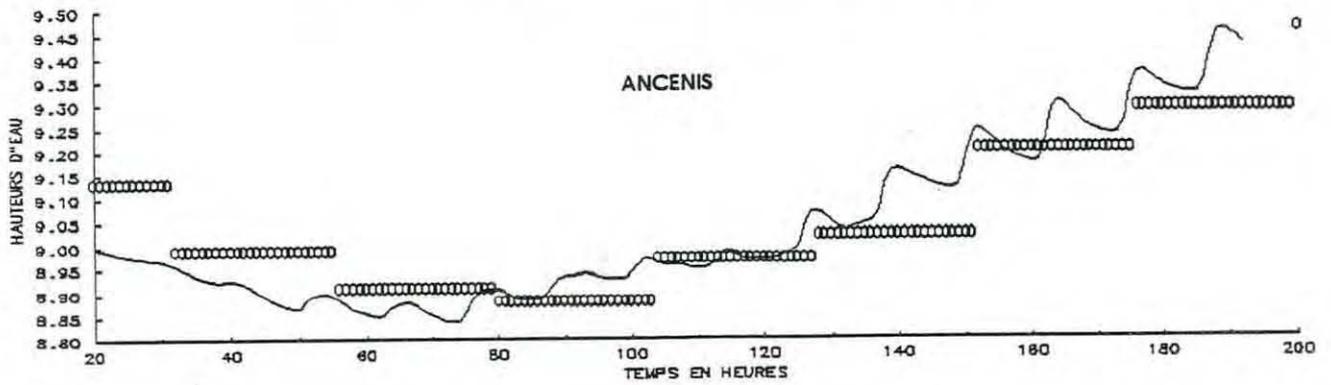


Figure 3 : Période de débit MOYEN - Mai 1988  
( - = hauteurs calculées ; 000 = hauteurs mesurées)



ANNEXE 1

Figure 4 : Période de débit MOYEN - Mai 1988  
 ( - = hauteurs calculées ; 000 = hauteurs mesurées)



ANNEXE 1

Figure 5 : Période de CRUE - Mars 1988  
( - = hauteurs calculées ; 000 = hauteurs mesurées)

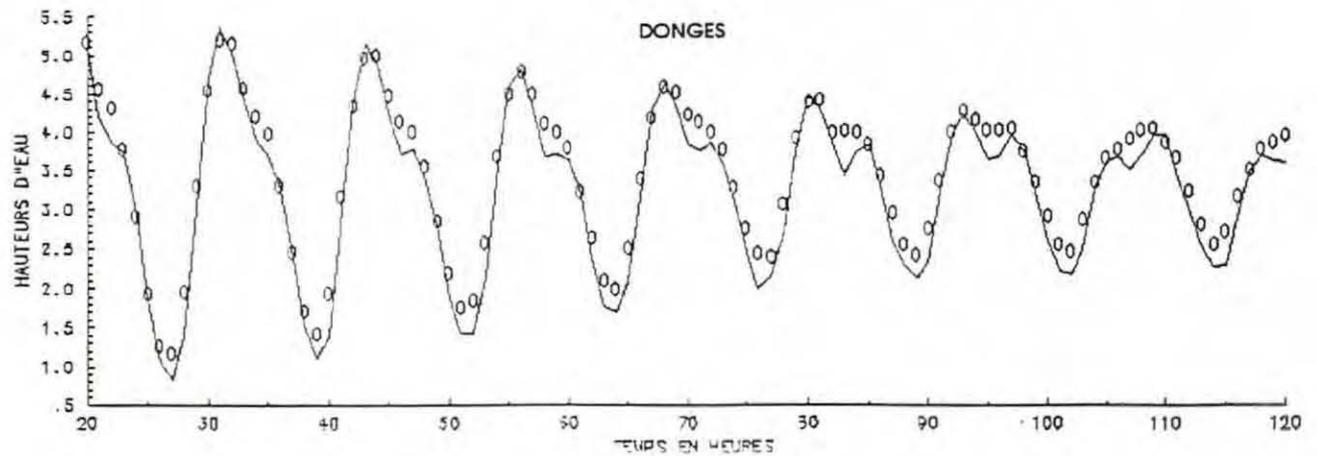
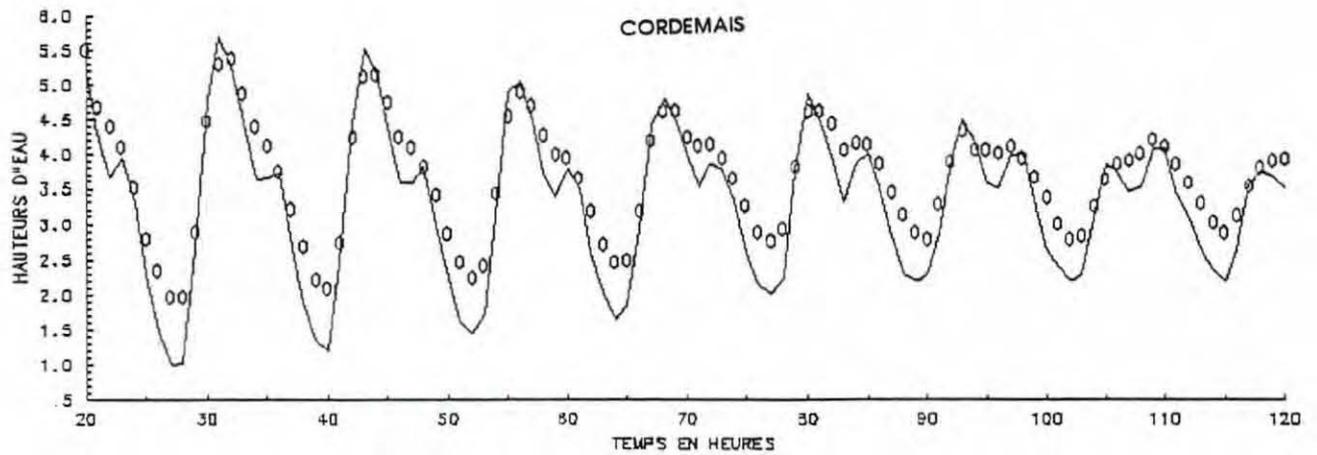
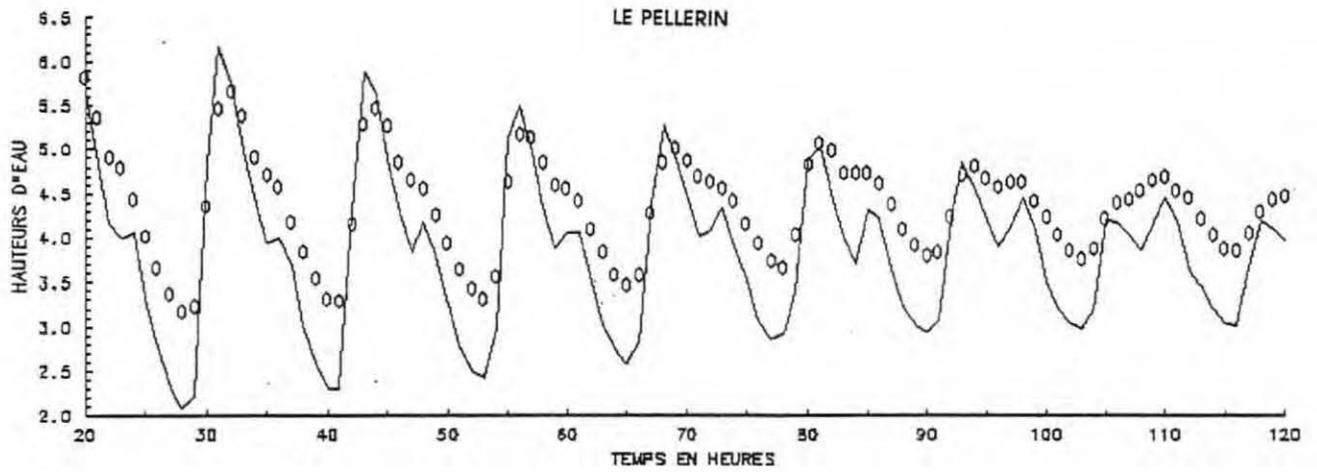
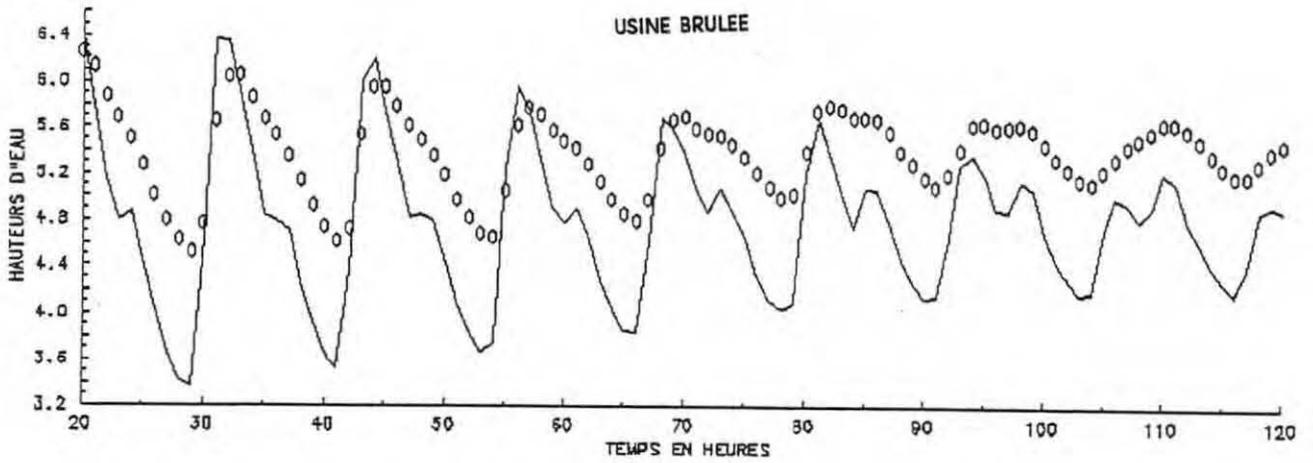
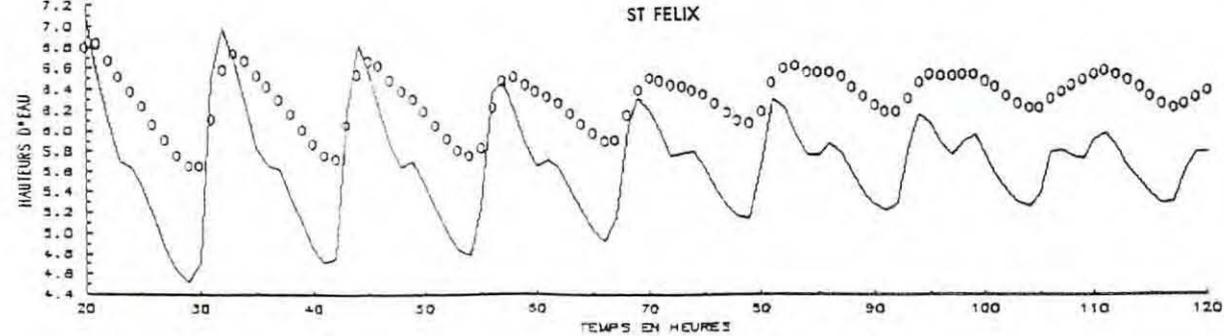
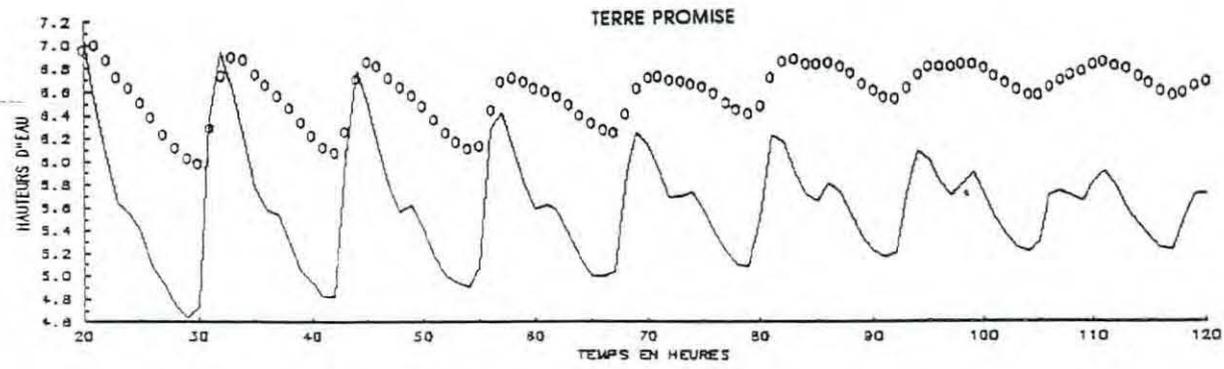
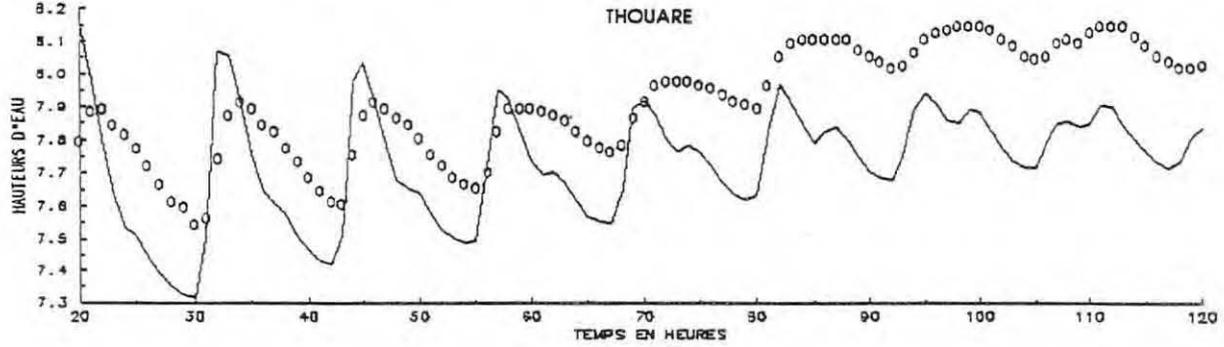
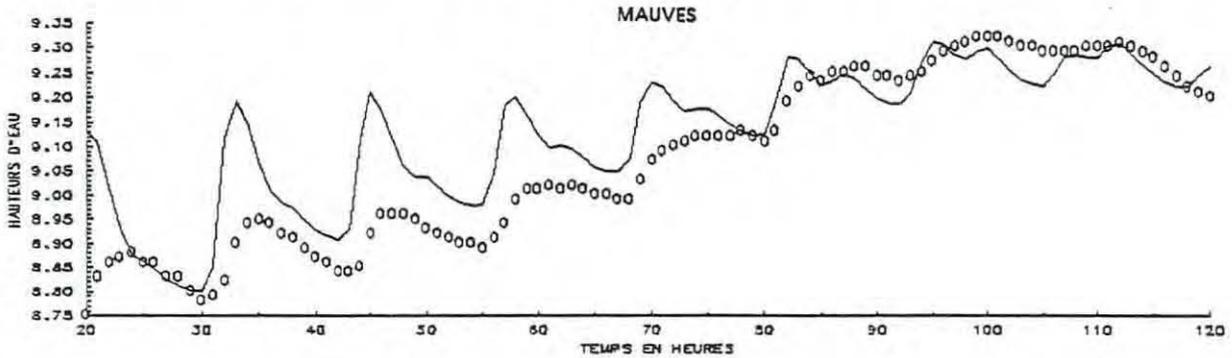
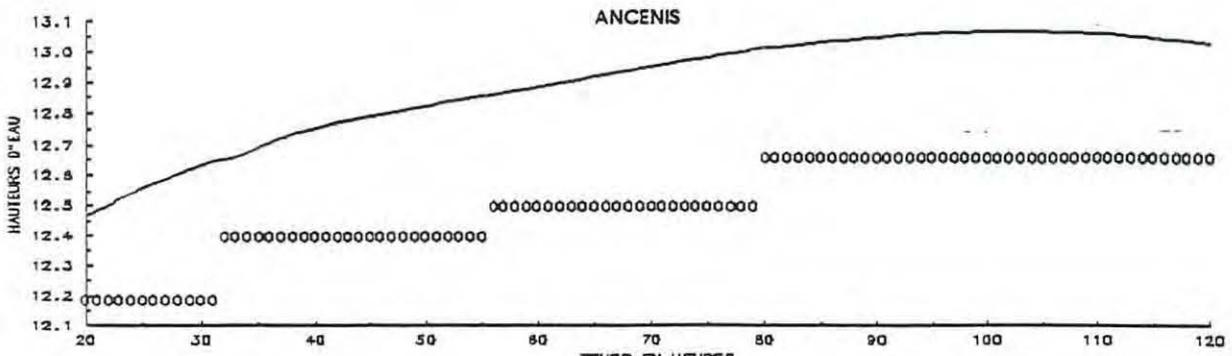


Figure 6 : Période de CRUE - Mars 1988  
( - = hauteurs calculées ; 000 = hauteurs mesurées)



## ANNEXE 2

### SOLUBILITE DE L'OXYGENE DANS L'EAU DE MER

#### Extrait des tables Océanographiques Internationales (Table IV) (UNESCO 1973)

Equation de WEISS :

$$\ln C = A_1 + A_2 (100/T) + A_3 \ln (T/100) + A_4 (T/100) + S \text{ ‰} [B_1 + B_2 (T/100) + B_3 (T/100)^2]$$

où C représente la solubilité exprimée soit en cm<sup>3</sup> (PTS)/dm<sup>3</sup> soit en cm<sup>3</sup> (PTS)/kg à partir d'air saturé d'eau à une pression totale de 1 atmosphère. A (1,2,3,4) et B (1,2,3) sont des constantes. T est la température absolue et S ‰ la salinité.

Les tables ont été calculées à l'aide des constantes suivantes évaluées par Weiss.

	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3
(cm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup> )	- 173,4292	249,6339	143,3483	-21,8492	-0,033096	0,014259	-0,0017000

L'écart quadratique moyen de toutes les données ponctuelles combinées, mesurées par Carpenter d'une part et Murray et Riley de l'autre, par rapport à l'ajustement combiné est égal à 0,016 cm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup>. Presque toutes les données expérimentales concordent avec l'ajustement à moins de 0,02 cm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup> près, le plus souvent à 0,01 cm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup> près. Toutes les données, en tout cas, concordent à moins de 0,04 cm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup> près.

Le Comité d'experts pour les tables et étalons océanographiques (JPOTS) a estimé que l'équation de Weiss était la meilleure pour le moment et a décidé à sa sixième réunion tenue à Kiel qu'il fallait l'employer pour calculer les nouvelles tables océanographiques.

Pour convertir la solubilité C (exprimé en cm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup>) en mg d'O<sub>2</sub>/l, il suffit de multiplier C par 1.428 mg/cm<sup>3</sup>.

### ANNEXE 3

#### AJUSTEMENT DES ENREGISTREMENTS DE RESPIROMETRIE (SAPROMAT)

La demande biochimique en oxygène est enregistrée au cours du temps. La courbe obtenue permet de calculer les cinétiques de dégradation de la matière organique présente dans l'échantillon et les DBO ultimes qui caractérisent la quantité de matière organique, en terme d'oxygène consommé pour sa minéralisation.

Quatre prélèvements ont été analysés :

- A : en aval de l'estuaire
- B : en amont de l'estuaire
- C : en aval dans le bouchon vaseux
- D : en amont dans le bouchon vaseux

Trois types de sous échantillons ont été traités :

- le particulaire,
- le dissous,
- le brut.

On a recherché pour chaque sous échantillon 2 types de matière organique. Dans la plupart des cas, on peut obtenir plusieurs jeux de paramètres les caractérisant ( $k_1$ ,  $k_2$ ,  $M_1$ ,  $M_2$ ).

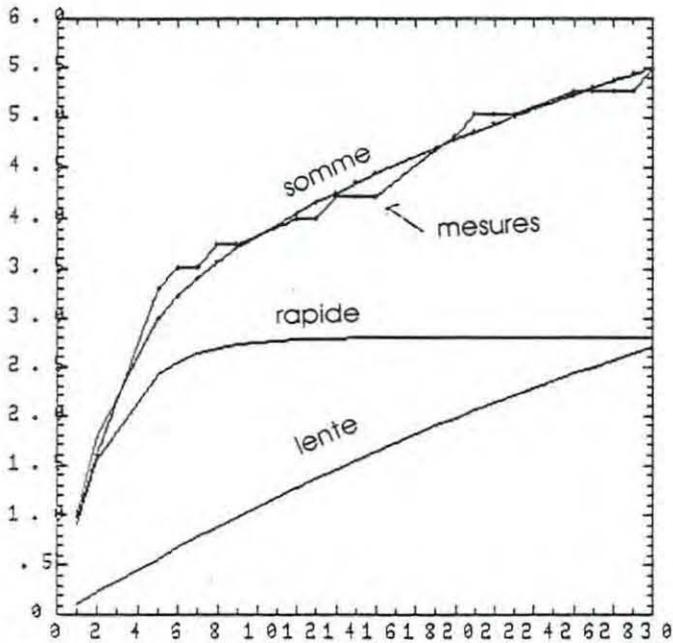
Les courbes d'ajustement sont présentées ci-après pour août 1986. Les cinétiques sont exprimées en  $\text{jour}^{-1}$ . Les DBO sont exprimées en  $\text{mg/l}$ . L'axe vertical représente les DBO mesurées ou calculées, l'axe horizontal représente l'axe des temps en jours.

Quelques exemples des enregistrements de DBO (t) correspondant aux prélèvements de 1988 sont présentés.

ECHANTILLON DISSOUS - AOUT 1986

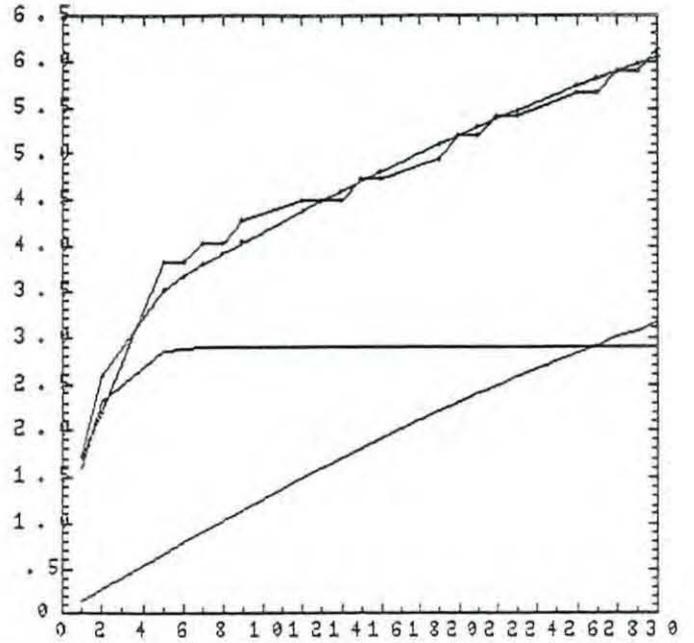
POINT A : AVAL

$k$  rapide =  $0,4 \text{ j}^{-1}$        $\text{DBO}_{\text{U}1}$  = 2.8 mg/l  
 $K$  lente = 0.02               $\text{DBO}_{\text{U}2}$  = 6



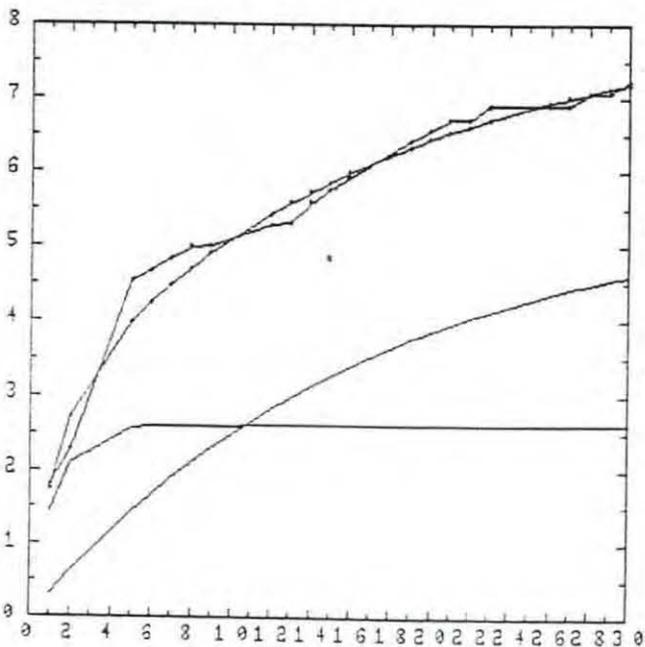
POINT C : Bouchon vaseux Aval

$k$  rapide =  $0,8 \text{ j}^{-1}$        $\text{DBO}_{\text{U}1}$  = 2.9 mg/l  
 $K$  lente = 0.02               $\text{DBO}_{\text{U}2}$  = 7



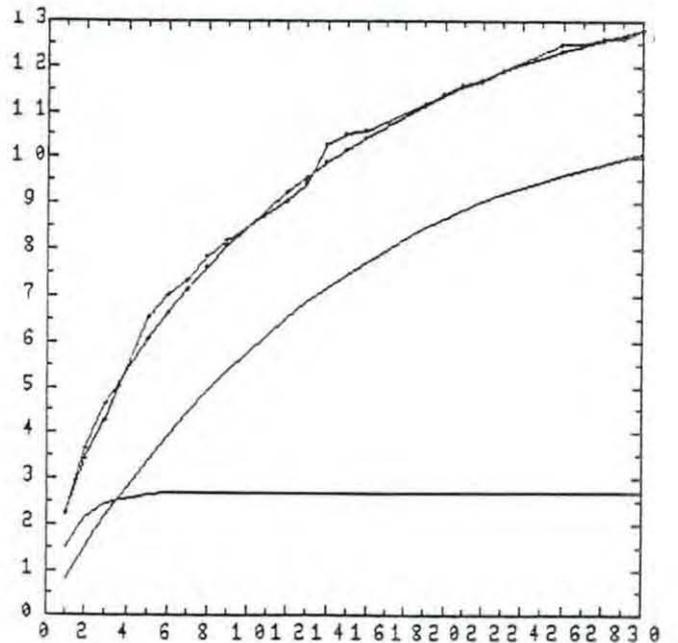
POINT D : Bouchon vaseux Amont

$k$  rapide = 0,8               $\text{DBO}_{\text{U}1}$  = 2.6  
 $K$  lente = 0.06               $\text{DBO}_{\text{U}2}$  = 5.5



POINT B : AMONT

$k$  rapide = 0,8               $\text{DBO}_{\text{U}1}$  = 2.7  
 $K$  lente = 0.07               $\text{DBO}_{\text{U}2}$  = 11.5

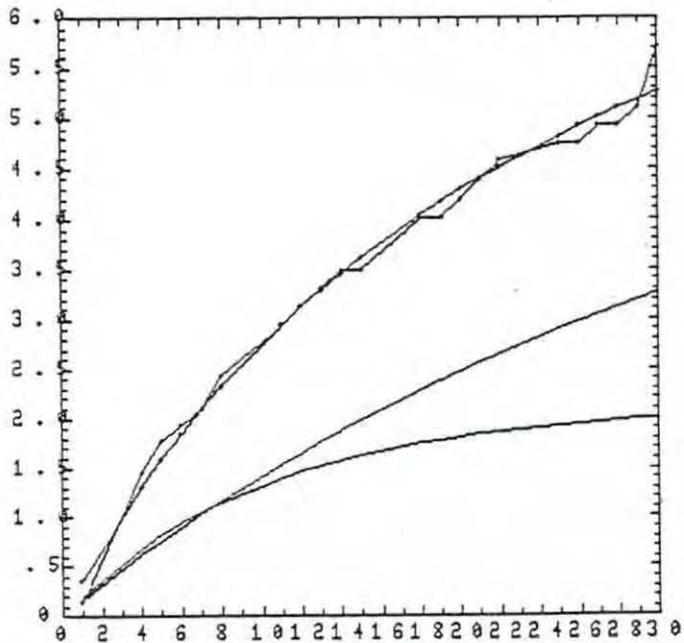


ECHANTILLON PARTICULAIRE - AOUT 1986

POINT C : Bouchon vaseux Aval = 4 possibilités

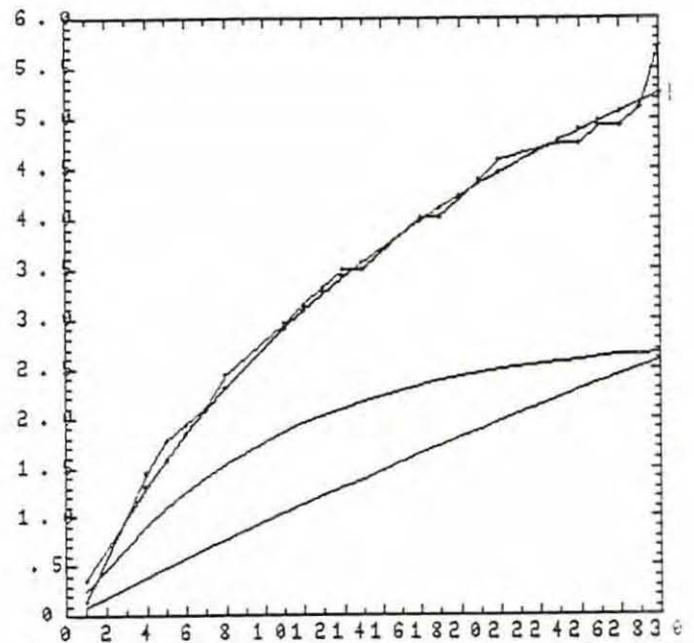
k rapide = 0,1  
K lente = 0.03

DBO<sub>U1</sub> = 2.1  
DBO<sub>U2</sub> = 5.5



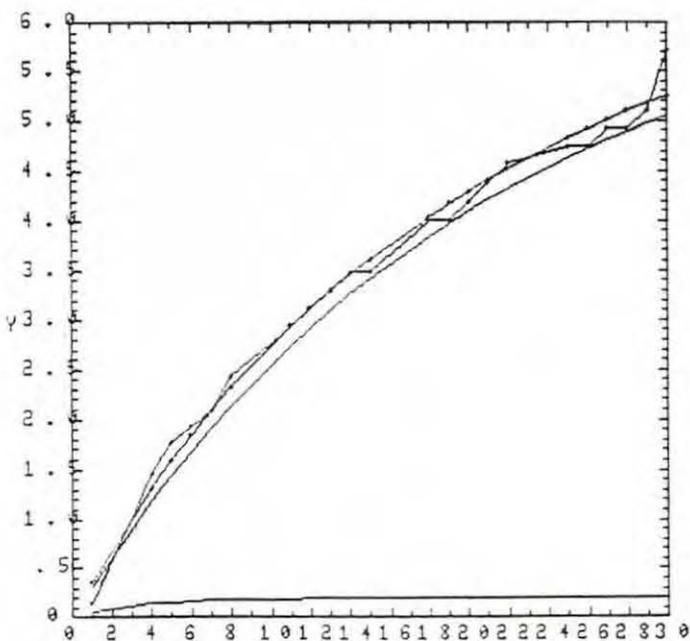
k rapide = 0,1  
K lente = 0.01

DBO<sub>U1</sub> = 2.8  
DBO<sub>U2</sub> = 10



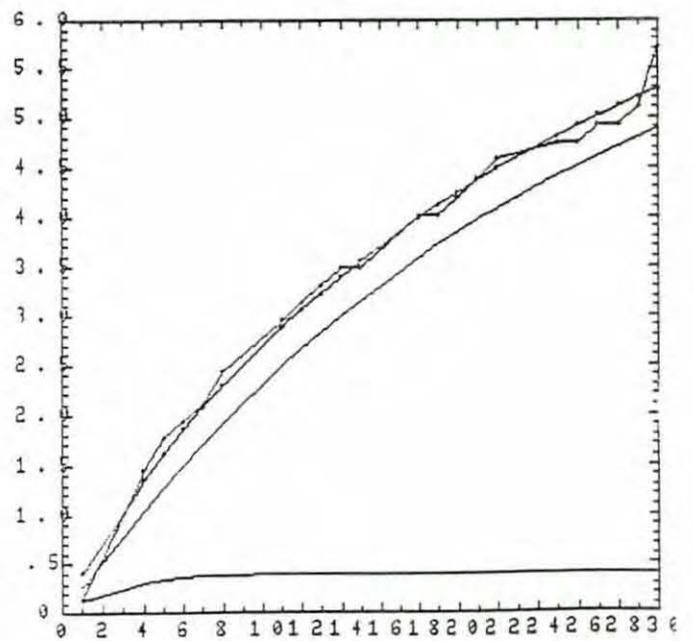
k rapide = 0,3  
K lente = 0.05

DBO<sub>U1</sub> = 0.2  
DBO<sub>U2</sub> = 6.5



k rapide = 0,4  
K lente = 0.04

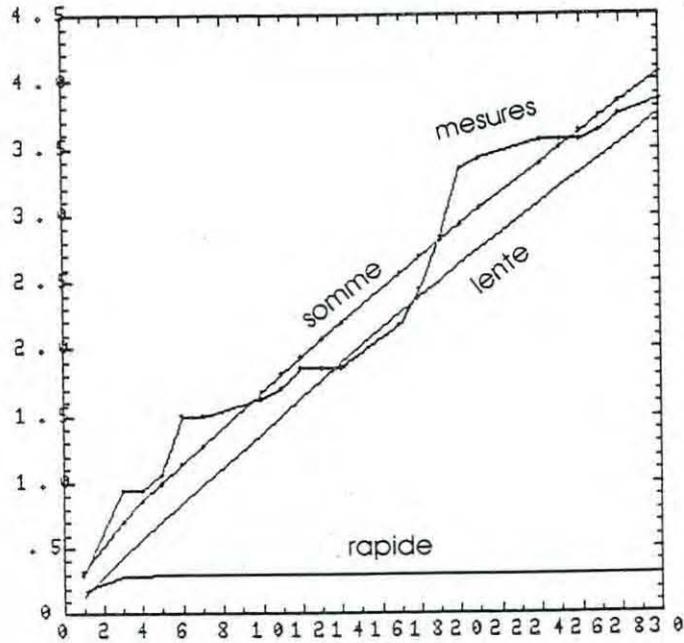
DBO<sub>U1</sub> = 0.4  
DBO<sub>U2</sub> = 7.0



POINT A : AVAL

$k_{\text{rapide}} = 0,9 \text{ j}^{-1}$   
 $K_{\text{lente}} = 0,01 \text{ j}^{-1}$

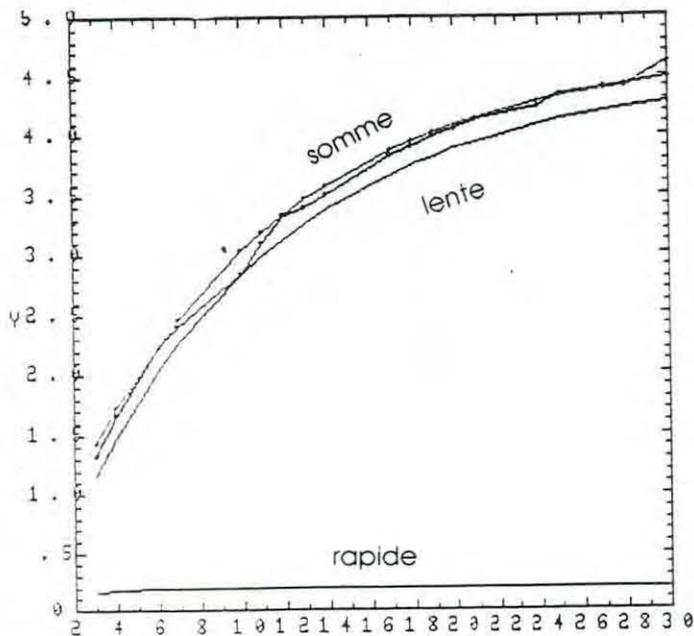
$\text{DBO}_{\text{u1}} = 0,3$   
 $\text{DBO}_{\text{u2}} = 14,5$



POINT B : AMONT

$k_{\text{rapide}} = 0,6 \text{ j}^{-1}$   
 $K_{\text{lente}} = 0,1 \text{ j}^{-1}$

$\text{DBO}_{\text{u1}} = 0,2$   
 $\text{DBO}_{\text{u2}} = 4,5$

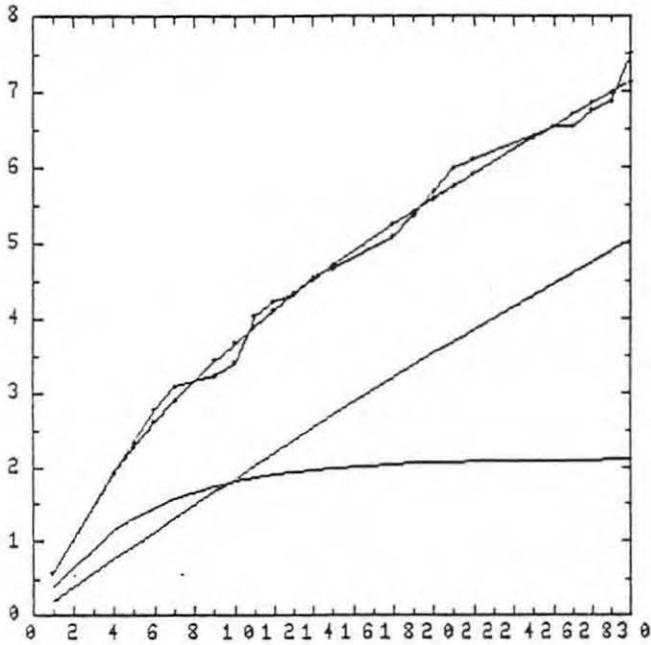


ECHANTILLON PARTICULAIRE - AOUT 1986

POINT D : Bouchon vaseux AMONT = 3 possibilités

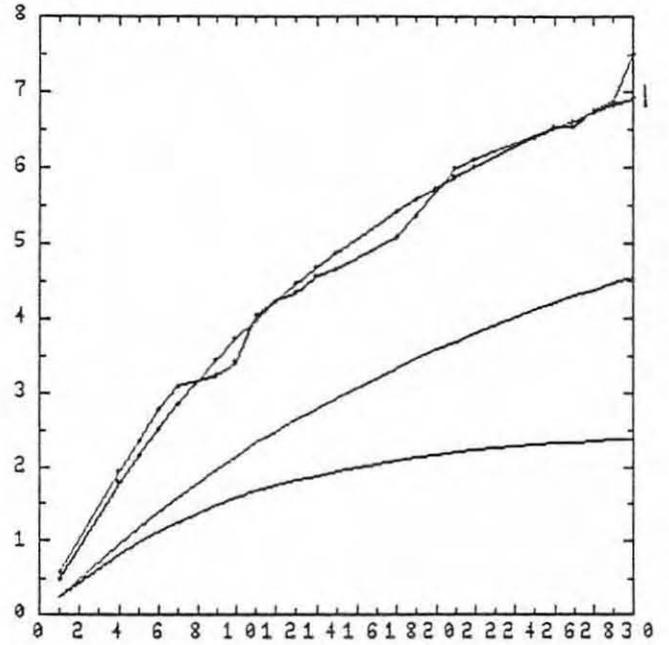
$k$  rapide = 0,2  
 $K$  lente = 0,01

$DBO_{u1}$  = 2,1  
 $DBO_{u2}$  = 19,5



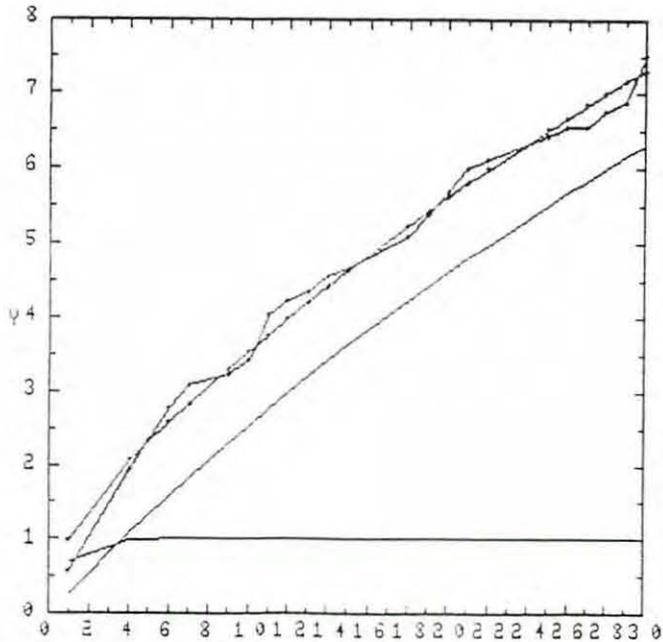
$k$  rapide = 0,1  
 $K$  lente = 0,04

$DBO_{u1}$  = 2,5  
 $DBO_{u2}$  = 6,5



$k$  rapide = 1,2  
 $K$  lente = 0,02

$DBO_{u1}$  = 1  
 $DBO_{u2}$  = 14

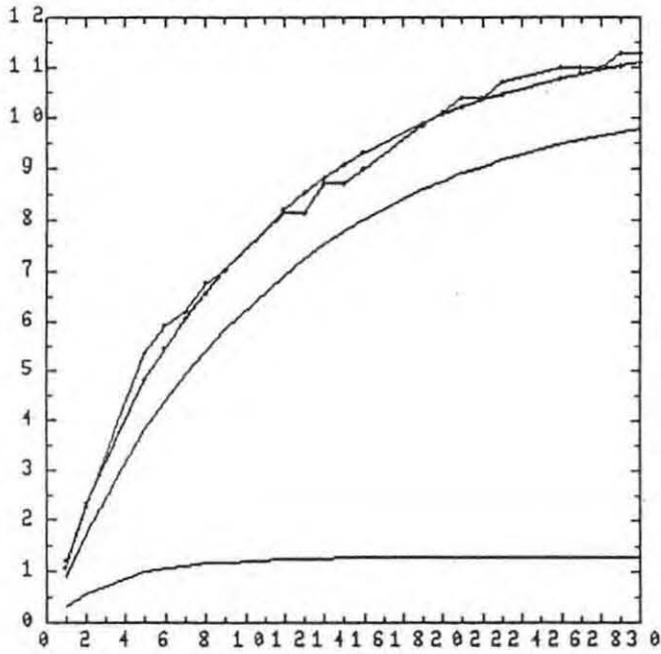


ECHANTILLON BRUT - AOUT 1986

POINT C : Bouchon vaseux AMONT

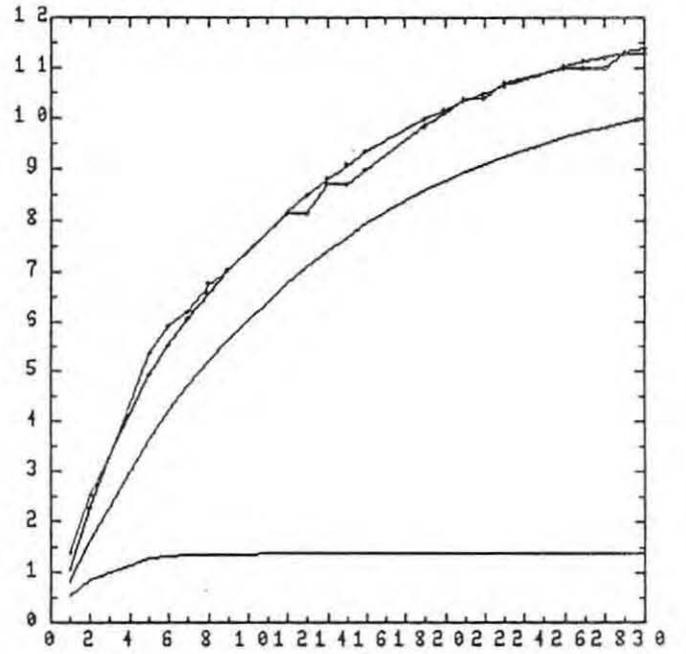
$k_1$  rapide = 0.3  
 $k_2$  lente = 0.09

$DBO_{U1}$  = 1.3  
 $DBO_{U2}$  = 10.5



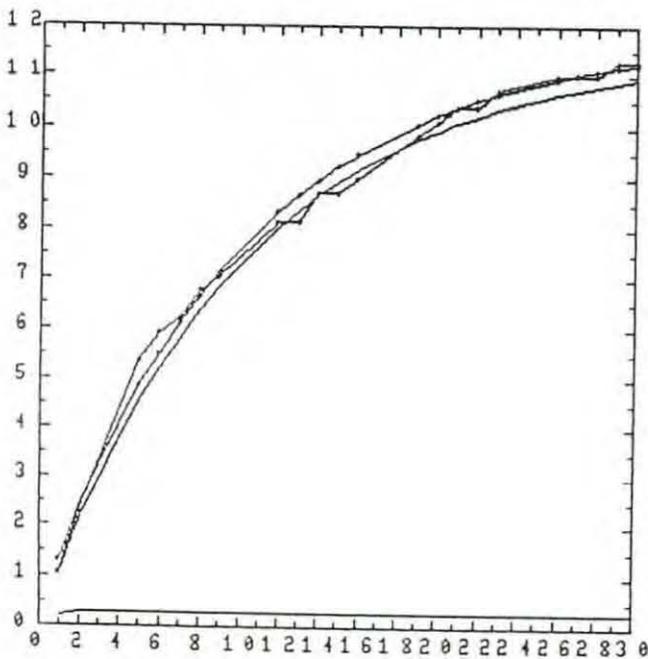
$k_1$  rapide = 0.5  
 $k_2$  lente = 0.08

$DBO_{U1}$  = 1.4  
 $DBO_{U2}$  = 11



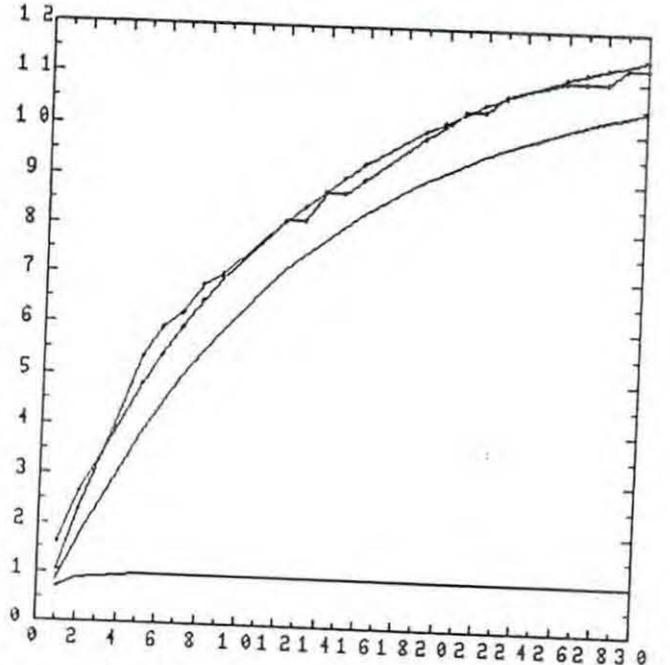
$k_1$  rapide = 1.5  
 $k_2$  lente = 0.1

$DBO_{U1}$  = 0.3  
 $DBO_{U2}$  = 11.5



$k_1$  rapide = 1.3  
 $k_2$  lente = 0.08

$DBO_{U1}$  = 1  
 $DBO_{U2}$  = 11.5

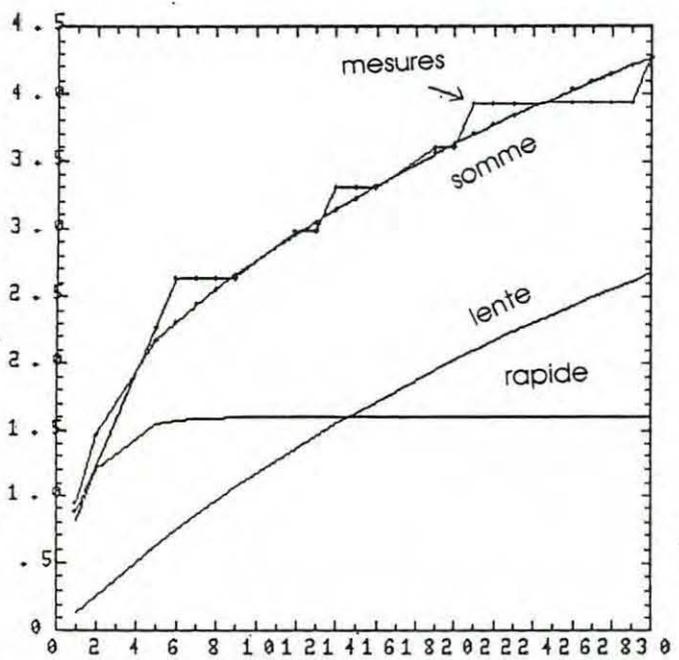


ECHANTILLON BRUT - AOUT 1986

POINT A : AVAL

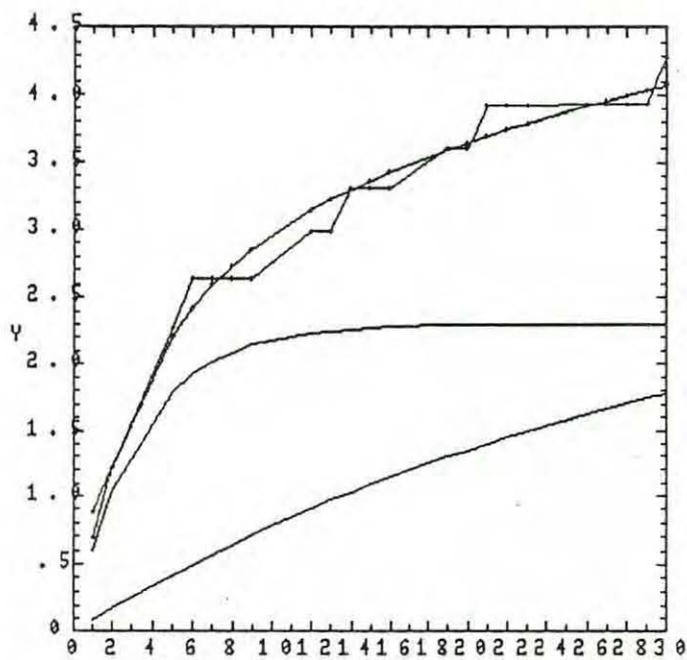
$k_1$  rapide = 0.7  
 $K_2$  lente = 0.03

$DBO_{u1} = 1.6$   
 $DBO_{u2} = 4.5$



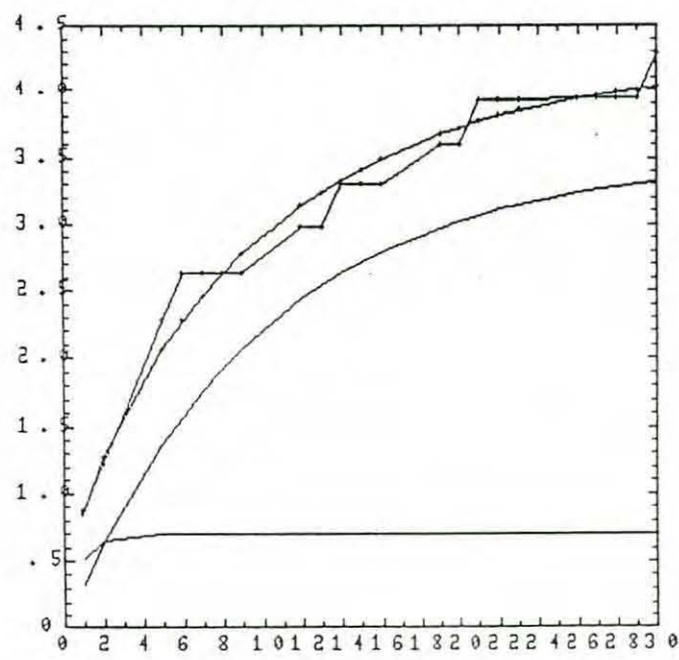
$k_1$  rapide = 0.3  
 $K_2$  lente = 0.03

$DBO_{u1} = 2.3$   
 $DBO_{u2} = 3$



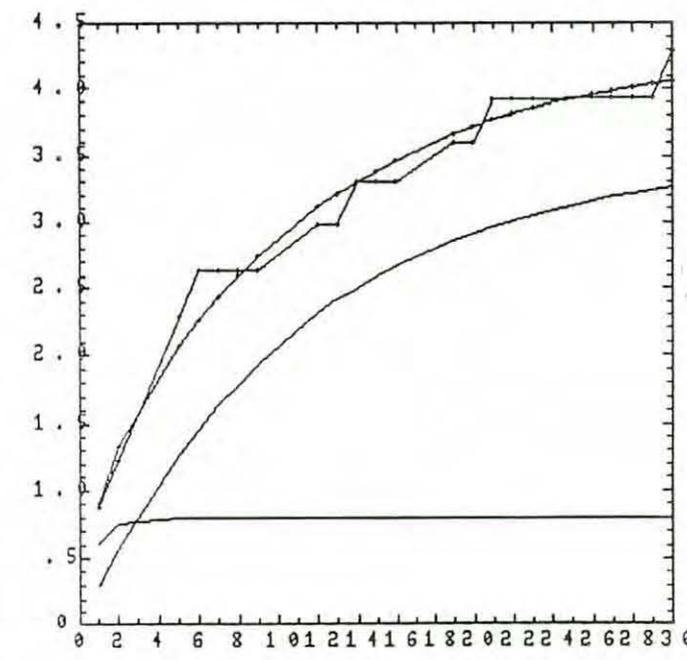
$k_1$  rapide = 1.3  
 $K_2$  lente = 0.1

$DBO_{u1} = 0.7$   
 $DBO_{u2} = 3.5$



$k_1$  rapide = 1.4  
 $K_2$  lente = 0.09

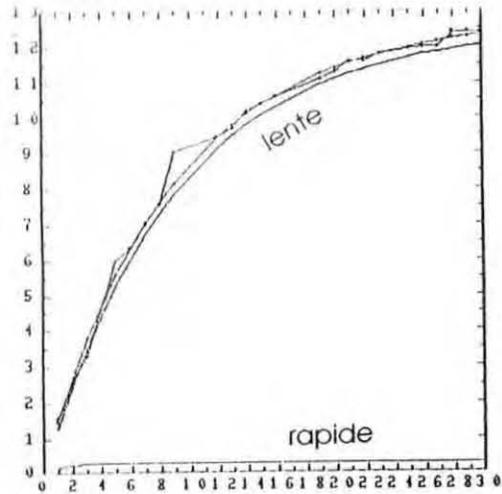
$DBO_{u1} = 0.8$   
 $DBO_{u2} = 3.5$



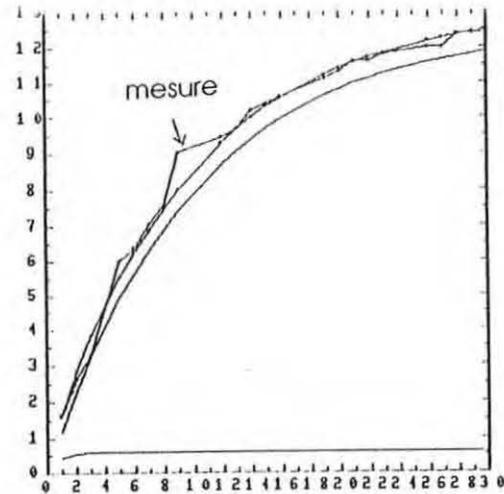
ECHANTILLON BRUT - AOUT 1986

POINT D : Bouchon vaseux AVAL

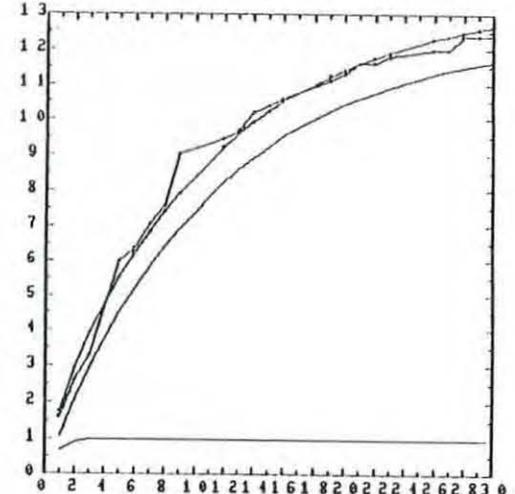
$k_1$  rapide = 0.8       $DBO_{U1}$  = 0.3  
 $k_2$  lente = 0.11       $DBO_{U2}$  = 12.5



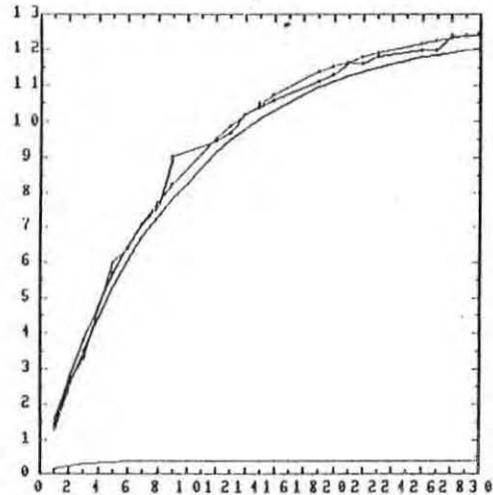
$k_1$  rapide = 1.4       $DBO_{U1}$  = 0.6  
 $k_2$  lente = 0.1       $DBO_{U2}$  = 12.5



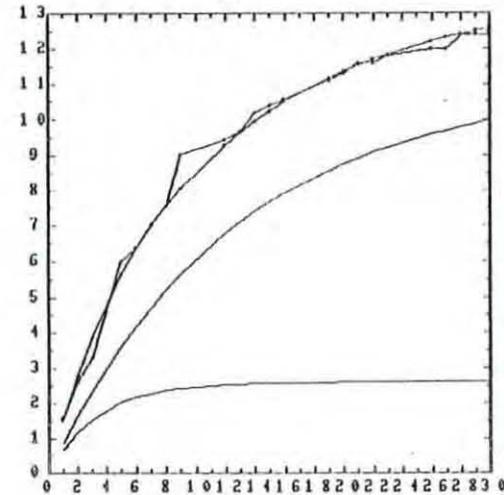
$k_1$  rapide = 1.1       $DBO_{U1}$  = 1  
 $k_2$  lente = 0.09       $DBO_{U2}$  = 12.5



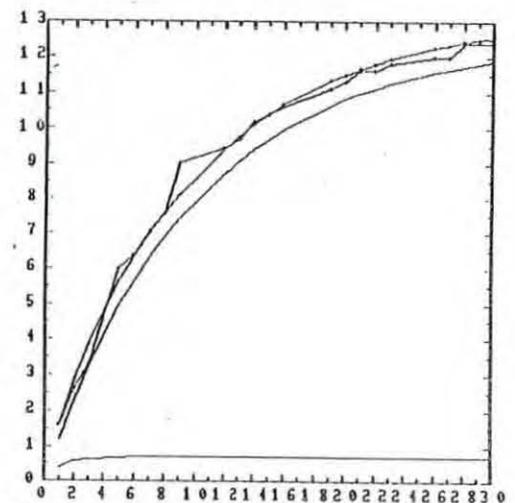
$k_1$  rapide = 0.5       $DBO_{U1}$  = 0.4  
 $k_2$  lente = 0.11       $DBO_{U2}$  = 12.5



$k_1$  rapide = 0.3       $DBO_{U1}$  = 0.6  
 $k_2$  lente = 0.08       $DBO_{U2}$  = 11



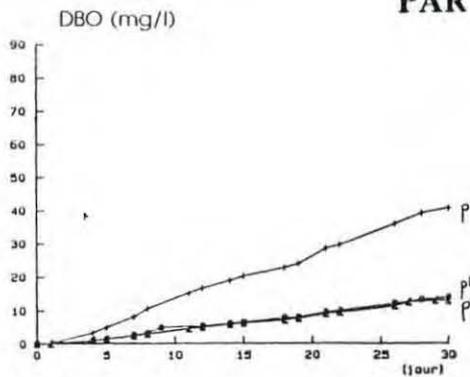
$k_1$  rapide = 0.9       $DBO_{U1}$  = 0.7  
 $k_2$  lente = 0.1       $DBO_{U2}$  = 12.5



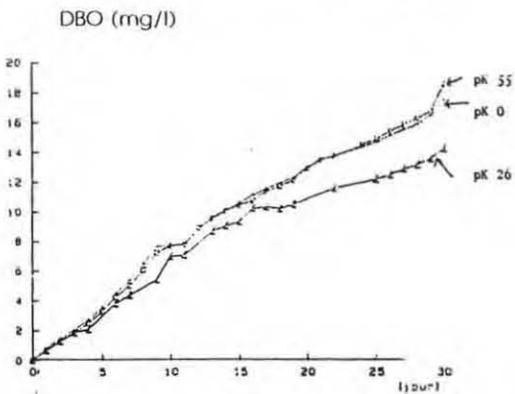
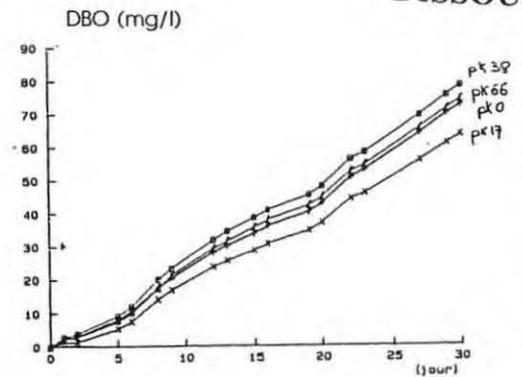
ENREGISTREMENTS RESPIROMETRIE - 1988

**PARTICULAIRE**

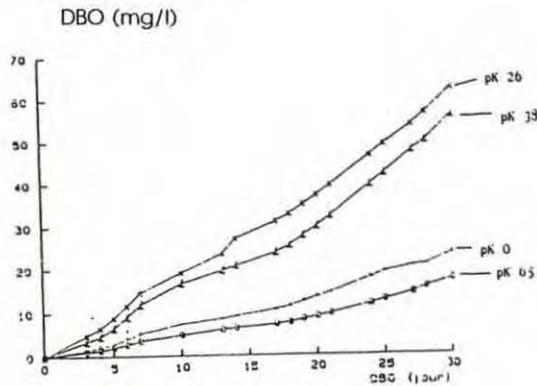
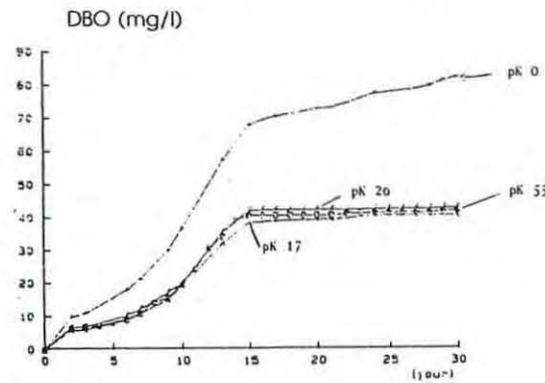
**DISSOUS**



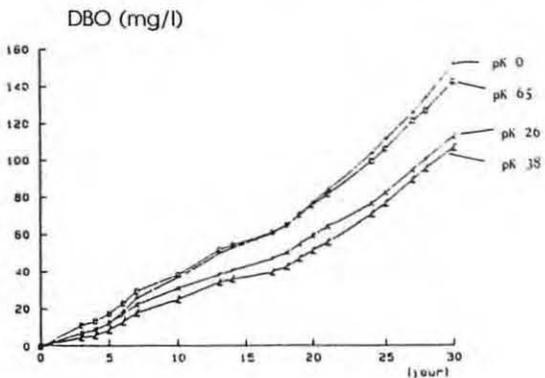
MARS



JUN



SEPTEMBRE



## ANNEXE 4

### EXPRESSIONS PROPOSEES POUR LA CINETIQUE DE RESPIRATION PHYTOPLANCTONIQUE

Les expressions proposées dans la bibliographie pour la cinétique de respiration phytoplantonique  $K_{pp2}$ , exprimée en seconde<sup>-1</sup> sont les suivantes :

- **BLOOMFIELD et al (1973)** : formulation utilisée dans le modèle CLEANER et appliqué dans les eaux douces des grands lacs américains.

$$K_{pp2} = K_{resp} \cdot P_{max} \cdot Vx \cdot e^{x(1-V)}$$

avec  $K_{resp}$  : coefficient  
 $P_{max}$  : cinétique maximale de photosynthèse

$$V = \frac{T_{max}-T}{T_{max}-T_{opt}}$$

avec T : Température dans l'eau  
 $T_{max}$  : Température létale maximale  
 $T_{opt}$  : Température optimale

x : fraction des produits de la photosynthèse, excrétés à partir des plantes et perdus.

$$x = \frac{W^2 (1 + (1+40/W)^{0,5})^2}{400}$$

avec  $W = \ln(\text{Sq.}(T_{max}-T_{opt}))$   
 Sq = facteur correctif

- **DI TORO et al** (figure 1) propose cette expression dans les estuaires (San Francisco Bay et estuaire du Potomac):

$$K_{pp2} \text{ (en } j^{-1}\text{)} = 0,09 \cdot 1,045^{(T-20)}$$

- **GOSSE (1981)**, dans le fleuve LOIRE, utilise une loi simple exponentielle, car la température optimale  $T_{opt}$  de 31°C n'est jamais atteinte.

$$K_{pp2} \text{ (en } j^{-1}\text{)} = 0,03 \cdot \exp(0,06.T)$$

La figure 2 montre la variation de  $K_{pp2}$  en fonction de la température pour ces trois expressions.

Figure 1

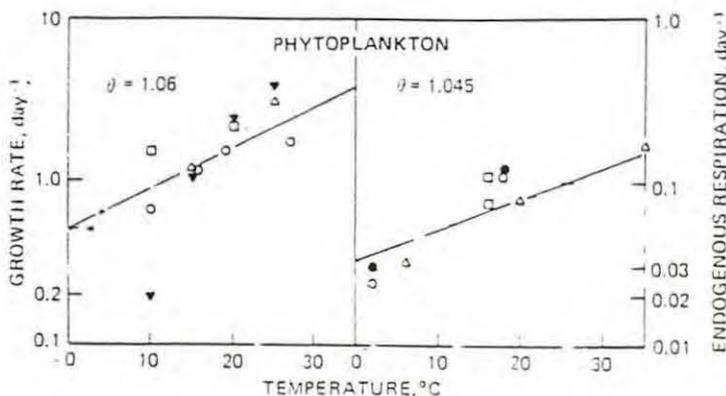
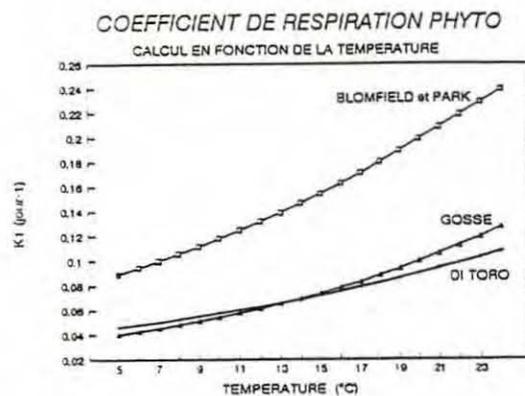


Figure 2



## ANNEXE 5

### EXPRESSIONS PROPOSEES POUR LE COEFFICIENT D'EXTINCTION

Les expressions proposées dans la bibliographie pour le coefficient d'extinction  $K_e$ , exprimé en mètre  $^{-1}$ , sont les suivantes :

. COLIJN (1982) : expression établie pour l'EMS et le DOLLAR au Pays Bas, pour des MES comprises entre 30 et 200 mg/l.

$$K_e = 0,4 + 0,04 \cdot \text{MES (mg/l)}$$

. CLOERN (1987) : pour une gamme de concentrations allant de 0 à 200 mg/l.

$$K_e = 0,77 + 0,06 \cdot \text{MES (mg/l)}$$

. MEYBECK (1983), dans l'estuaire de la Loire : pour une gamme de concentrations allant de 10 à 500 mg/l.

$$K_e = 4,59 \text{ Log MES (mg/l)} - 3,57$$

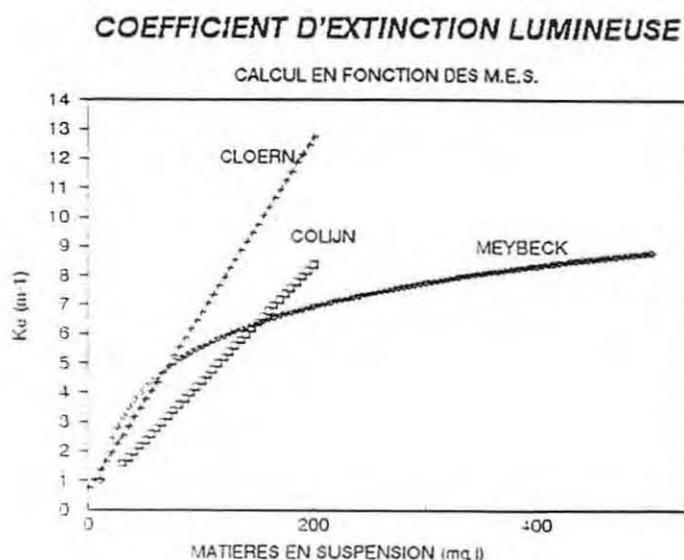
Le coefficient d'extinction peut aussi être estimé à partir des concentrations en chlorophylle  $a$ , qui expriment l'abondance du phytoplancton, et donc des matières en suspension organiques.

RILEY (1946) a établi la formule suivante, reprise par GOSSE (1981) dans le fleuve LOIRE :

$$K_e = 0,3 + 0,0088 \cdot \text{Chla} + 0,054 \cdot \text{Chla}^{2/3}$$

Cette expression, valable dans la partie amont de l'estuaire, ne peut être utilisée pour tout l'estuaire, notamment dans le bouchon vaseux, où les teneurs en chlorophylle  $a$  sont faibles pour de fortes concentrations en M.E.S. On préférera donc pour l'application du modèle les formules dépendant des matières en suspension.

La figure suivante montre l'évolution du coefficient d'extinction lumineuse en fonction de la concentration en matières en suspension.



## ANNEXE 6

### EXPRESSIONS PROPOSEES POUR LE COEFFICIENT CORRECTEUR DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE FONCTION DE LA TEMPERATURE

Deux expressions proposées dans la bibliographie pour le coefficient correcteur  $xk_1$ , exprimé en  $\text{jour}^{-1}$ , sont données ici :

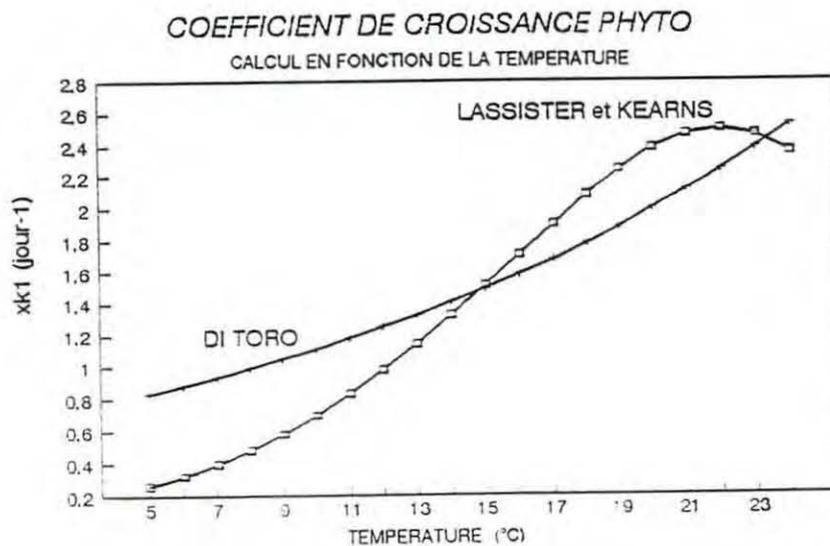
\* Formule de LASSISTER et KEARNS (1975) :

$$xk_1(T) = e^{-a(T-T_{opt})} \left[ \frac{T_{max}-T}{T_{max}-T_{opt}} \right]^{a(T_{max}-T_{opt})}$$

\* DI TORO et al (figure 1 - annexe 4) :

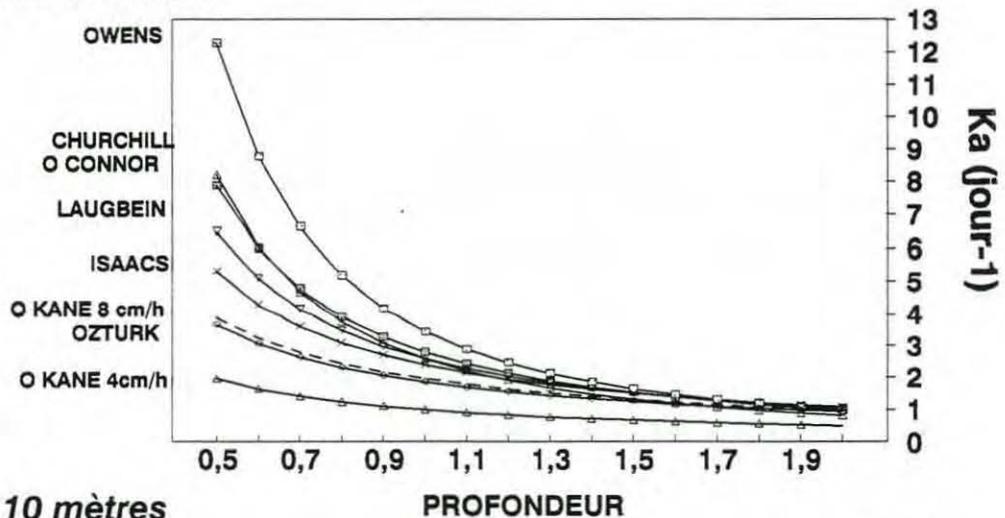
$$xk_1 = 2 \cdot 1,06^{(T-20)}$$

La figure suivante montre l'évolution de  $xk_1$  en fonction de la température.

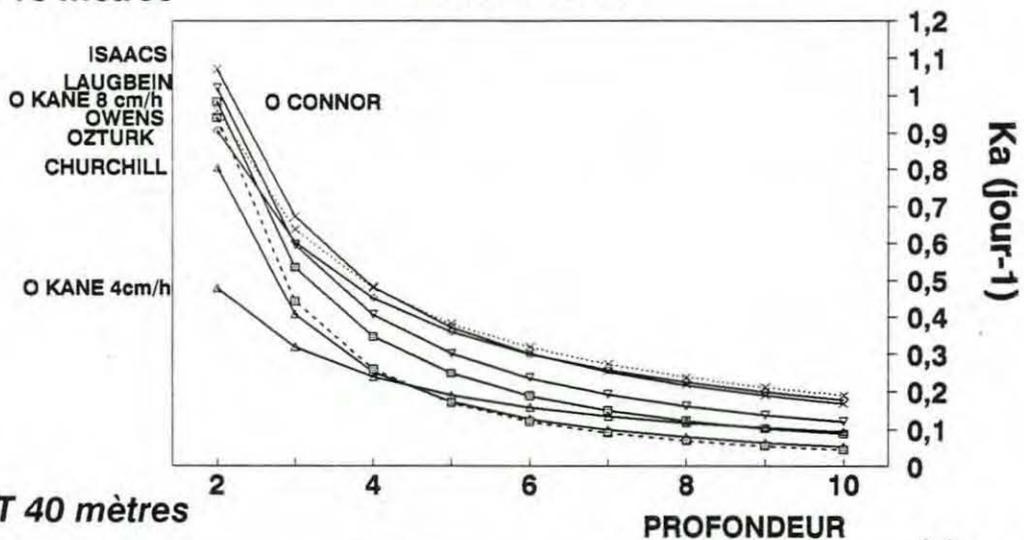


**ANNEXE 7** DIFFERENTES FORMULES POUR LE COEFFICIENT DE REAERATION  
 COURANT MOYEN = 0,5 m/s

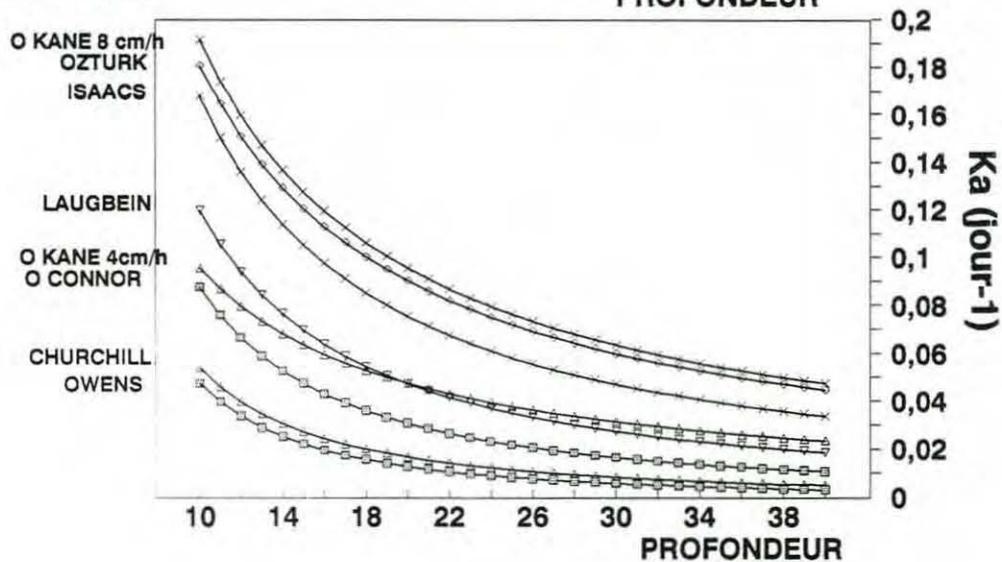
**ENTRE 50 cm ET 2 mètres**



**ENTRE 2 ET 10 mètres**



**ENTRE 10 ET 40 mètres**



ANNEXE 7

INFLUENCE DE LA SALINITE  
SUR LE COEFFICIENT DE REAERATION

O'KANE = 0,144 (1-0,06√Sal)  
O'CONNOR + WEN : 0,088 e<sup>0,0127 Cl</sup> = 0,088 e<sup>0,00703 Sal.</sup>

COURANT MOYEN = 0,5 m/s PROFONDEUR=10m

