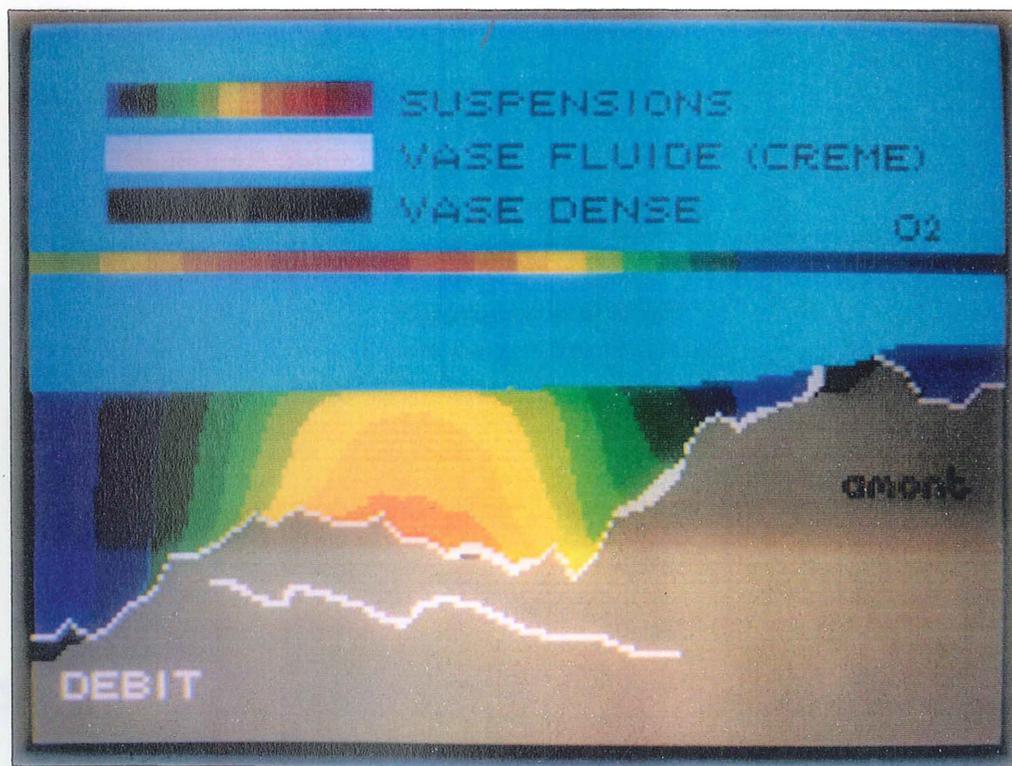


**SYNTHESE DES ETUDES RELATIVES A LA  
MODELISATION DE L'OXYGENE DISSOUS  
DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

Bénédicte THOUVENIN  
Pierre LE HIR

Laurence MAURICE  
Louis Alexandre ROMANA



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

**SYNTHESE DES ETUDES RELATIVES A LA  
MODELISATION DE L'OXYGENE DISSOUS  
DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

**Bénédicte THOUVENIN  
Pierre LE HIR**

**Laurence MAURICE  
Louis Alexandre ROMANA**



R.INT. DEL/95.01/TOULON

La photo de couverture est issue d'une animation vidéo des résultats du modèle de qualité de l'eau de la Loire (code IFREMER). Elle représente la distribution des matières en suspension selon une coupe longitudinale de l'estuaire (St Nazaire à gauche, Ancenis à droite).

En situation de vive eau, un "bouchon vaseux" est clairement mis en évidence. Les concentrations en oxygène dissous sont figurées au-dessus : le déficit en oxygène dissous (couleurs chaudes) apparaît en coïncidence avec le bouchon vaseux.

*Les auteurs remercient chaleureusement Jean-François GUILLAUD pour les conseils pertinents et le soutien constant qu'il a apportés pendant le déroulement de ces études, ainsi que pour sa lecture attentive des manuscrits et ses commentaires avisés.*



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**

LABORATOIRE :

**CHIMIE DES CONTAMINANTS ET MODELISATION**

<b>AUTEUR (S) :</b> Bénédicte THOUVENIN Pierre LE HIR Laurence MAURICE Louis-Alexandre ROMANA	REF : R.INT. DEL/95.01/TOULON DATE : DECEMBRE 1994
<b>TITRE :</b> Synthèse des études relatives à la Modélisation de l'Oxygène Dissous dans l'Estuaire de la Loire	Tirage nbre : Nb pages : 74 Nbre annexes : 0
<b>CONTRAT</b> (intitulé)  N° .....	<b>DIFFUSION</b>  Libre : X Restreinte : Confidentielle :

**RESUME :**

— A la demande de l'Association pour la Protection de l'Environnement de l'Estuaire de la Loire, une étude sur le cycle de l'oxygène dissous a été entreprise. Un modèle mathématique a été développé en plusieurs étapes, associé à des études sur le cycle de la matière organique dans le système bouchon vaseux/crème de vase et au développement d'un modèle de transport sédimentaire.

Après la mise en place d'un modèle d'advection-dispersion dans l'estuaire, qui reproduit l'évolution de l'oxygène dissous sur un cycle lunaire, l'application du modèle de transport sédimentaire a permis le perfectionnement du modèle d'oxygène dissous, qui tient compte alors des variables particulières aussi bien que dissoutes et décrit les variations de l'oxygène pendant cinq mois. Les études sur le cycle de la matière organique ont conduit à l'élaboration d'un modèle de dégradation bactérienne dans la zone du bouchon vaseux.

Ce rapport présente le déroulement des différentes recherches pendant quatre années d'étude, avec les principaux résultats.

Le modèle de l'estuaire dans son développement actuel repose sur une formulation simple du cycle de dégradation de la matière organique et sur une schématisation unidimensionnelle du transport sédimentaire; il doit être validé sur certains points. Mais les résultats montrent d'ores et déjà que la lutte contre l'eutrophisation du fleuve Loire est un passage obligé pour restaurer les conditions d'oxygénation dans l'estuaire. Néanmoins elle doit s'accompagner d'autres mesures pour être réellement efficace, à savoir des actions tendant à repousser le bouchon vaseux vers l'aval. —

**Mots-clés :** Oxygène dissous, estuaire, Loire, matière organique, modèle mathématique, transport sédimentaire

**SYNTHESE DES ETUDES RELATIVES A LA  
MODELISATION DE L'OXYGENE DISSOUS  
DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

**SOMMAIRE**

	<b>Page</b>
<b>PROBLEMATIQUE DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE.....</b>	<b>1</b>
<b>CHRONOLOGIE ET RESUME DES ETUDES.....</b>	<b>3</b>
<b>HYPOTHESES ET RESULTATS DES MODELES</b>	
<b>I. MODELE HYDRODYNAMIQUE.....</b>	<b>6</b>
<b>II. MODELE D'ADVECTION - DISPERSION.....</b>	<b>10</b>
<b>III. PREMIER MODELE D'OXYGENE DISSOUS (CYCLE LUNAIRE).....</b>	<b>11</b>
<b>IV. MODELE UNIDIMENSIONNEL DE TRANSPORT SEDIMENTAIRE.....</b>	<b>23</b>
<b>V. MODELE DE DEGRADATION BACTERIENNE DE LA MATIERE ORGANIQUE.....</b>	<b>30</b>
<b>VI. DEUXIEME MODELE D'OXYGENE DISSOUS (CYCLE SAISONNIER).....</b>	<b>37</b>
<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....</b>	<b>65</b>

## PROBLEMATIQUE DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

L'estuaire de la Loire, situé sur la façade atlantique des côtes françaises (figure 1), est un estuaire macrotidal, long de 90 kilomètres entre l'embouchure (St Nazaire) et la limite de la marée dynamique (au delà d'Ancenis). Le marnage varie à St Nazaire entre 2 et 5 mètres selon le cycle lunaire des marées. L'excursion de la marée en vive eau atteint 20 kilomètres. Le débit moyen de la Loire est égal à  $800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , avec des maximums de  $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Le débit d'étiage se situe entre  $80$  et  $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Plusieurs points le caractérisent :

- la présence d'une importante zone urbaine et portuaire à 60 km en amont de l'embouchure;

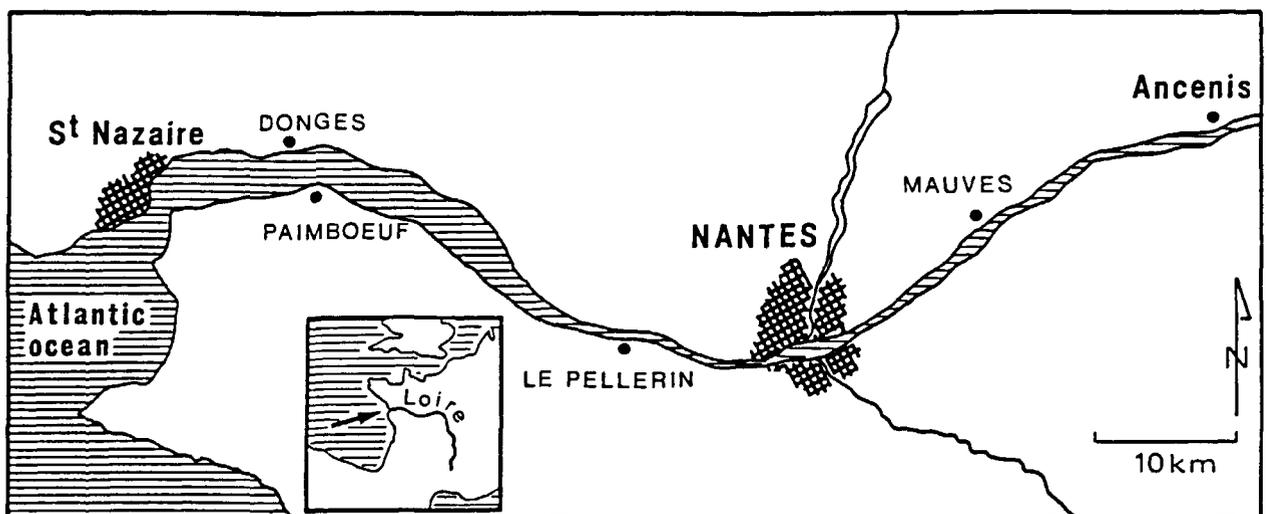
- un aménagement continu du lit depuis de nombreuses années, notamment en aval de Nantes (approfondissement du chenal de navigation, calibrage de l'estuaire et des berges, développement de zones industrialo-portuaires), et une modification du bassin de marée par extraction de sables et graviers en amont de Nantes depuis une vingtaine d'années;

- la présence d'une zone de turbidité maximale ("bouchon vaseux") dans l'estuaire, avec des concentrations maximales de matières en suspension en vive eau et en étiage autour de  $5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ . Ce matériel se dépose au fond en morte eau sous forme de vase fluide ("crème de vase"), dont l'épaisseur peut atteindre plusieurs mètres;

- des apports importants de phytoplancton et de matière organique d'origine algale pendant les mois d'été, provenant du fleuve Loire très eutrophisé;

- enfin, des concentrations en oxygène dissous très faibles (égales ou inférieures à  $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ), en période estivale, en vive eau et en aval de Nantes, dans la zone de turbidité maximale.

**FIGURE 1**  
Estuaire de la Loire



La dégradation des conditions d'oxygénation dans l'estuaire a une influence néfaste sur la faune ichthyologique. En particulier, on observe en période post-estivale une mortalité élevée de certaines espèces de poissons migrateurs (le mulot *Liza ramada*), qui viennent s'échouer sur les berges du fleuve. Une estimation des stocks de mulots morts a été réalisée par P.G.Sauriau (1991) en septembre 1989; elle est de l'ordre de 60 à 90 tonnes, ce qui équivaut à 50% environ (voire 75%) du stock de mulots pêchés dans la Loire en conditions normales.

Les études sur les causes de ces mortalités massives (P.G.Sauriau, 1991) ont montré que les mulots mourraient par asphyxie; leur temps de survie dans une eau peu ou pas oxygénée est inférieur à 5 heures.

Les importants déficits en oxygène dissous sont dus à l'oxydation des matières organiques associées au bouchon vaseux. Mais l'évolution de l'oxygène dans l'eau dépend de nombreux processus, qui jouent un rôle variable selon la saison et le lieu dans l'estuaire. D'autre part, les matières oxydables peuvent avoir plusieurs origines (anthropique, algale, continentale) qui n'induisent pas la même consommation d'oxygène par unité de temps, leur vitesse de dégradation étant différente.

L'élaboration d'un modèle reproduisant le cycle de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire a donc pour but de décomposer les différents mécanismes et de les rassembler en reproduisant au mieux leurs variations spatiales et temporelles sur une échelle de temps suffisamment longue. En prenant en compte simultanément l'ensemble des processus en jeu, le modèle mathématique est un outil d'investigation synthétique, qui, en complément des mesures, permet de vérifier l'importance de certains phénomènes par rapport à d'autres, de calculer des bilans, et de tester des aménagements ou des modifications dans les apports sur l'évolution de la qualité de l'eau.

Enfin, la présence d'une zone de turbidité maximale, qui piège dans l'estuaire le matériel particulaire pendant plusieurs mois, engendre un certain nombre de problèmes, comme l'accumulation de contaminants (métaux lourds et polluants organiques) et de bactéries de toutes origines, qui peuvent se fixer sur les particules dans un milieu très riche en matière organique.

Le développement d'un modèle, capable de reproduire le cycle de la matière organique dans l'estuaire, est une voie de recherche très intéressante, pour élaborer un outil d'étude du devenir de ces polluants transitant du continent vers la mer.

<b>RESUME DES ETUDES</b>
--------------------------

Le Comité Scientifique pour l'Environnement de l'Estuaire de la Loire (C.S.E.E.L) avait préconisé, dans son rapport final (1984), le développement d'un modèle mathématique des concentrations en oxygène dissous dans l'estuaire, afin d'obtenir des informations sur le taux de réduction à apporter aux charges en matières oxydables pour arriver à des teneurs en oxygène dissous acceptables.

**1986**

Au début de l'année 1986, le Port Autonome de Nantes - St Nazaire (PANSN), en tant que secrétaire de l'Association pour la Protection de l'Environnement de l'Estuaire de la Loire (A.P.E.E.L) confie à l'IFREMER une étude sur la faisabilité d'un modèle mathématique. Une campagne de mesures est réalisée en août 1986 par le Port Autonome de Nantes St-Nazaire, avec la participation du Laboratoire Central des Ponts et Chaussées de Nantes (LCPCN).

**1987**

Suite à la remise de ce rapport en 1987, l'APEEL demande à IFREMER, et sur sa proposition, de réaliser un modèle d'oxygène dissous en suivant deux étapes :

- un modèle simulant les concentrations en oxygène dissous, en imposant la DBO particulière (Demande Biochimique en Oxygène pour dégrader la matière organique biodégradable particulière concentrée dans le bouchon vaseux)
- un modèle simulant l'enrichissement du bouchon vaseux en matériel organique, cette étape nécessitant le développement d'un modèle de transport sédimentaire.

**1988**

De mars à décembre 1988, des campagnes de mesures sont réalisées par le PANSN, pour collecter les informations nécessaires à la réalisation du modèle mathématique. La bathymétrie de l'estuaire est digitalisée par J.M. Caillat (Hydro Assistance), en utilisant les anciennes données en amont de Nantes (cartes de 1972-1974). Dans le même temps, des nouvelles mesures sont réalisées par le Port Autonome pour obtenir des cartes récentes de la bathymétrie.

Un modèle hydrodynamique est mis au point, en utilisant le code développé par J.C. Salomon. Les hauteurs d'eau calculées par le modèle sont comparées aux enregistrements des marégraphes, fournis par le Port Autonome dans l'estuaire aval, en période d'étiage et de débit moyen.

**1989**

La nouvelle bathymétrie à l'amont de Nantes est digitalisée au début de l'année 1989 et les résultats des campagnes de mesures dans l'estuaire, concernant les variables de qualité de l'eau, sont fournies par le Port sous forme de rapports. Les enregistrements marégraphiques à l'amont de Nantes sont également digitalisés dans le courant de l'année 1989.

Toutes les informations sont donc disponibles pour le calage du modèle hydrodynamique.

Un modèle multi-variables est conçu en vue de la modélisation hydrosédimentaire et des variables de qualité de l'eau. Un stage de DEA est effectué à Brest pour étudier le schéma numérique permettant de simuler à long terme l'advection-dispersion d'une variable conservative quelconque, et pour élaborer une première approche du modèle hydrosédimentaire unidimensionnel (Cohen-Solal E. et Pham M.H., 1989).

Par ailleurs, les mesures dans l'estuaire sont exploitées par K.Malatre (1989), au cours d'un stage de DEA, pour évaluer, à partir des enregistrements d'oxygène dissous, la production primaire journalière en amont de l'estuaire et pour corréler cette variable avec l'intensité lumineuse journalière.

Les mesures disponibles de turbidité et de stock de matières en suspension (MES) dans l'estuaire sont exploitées pour construire des courbes d'évolution des concentrations de MES en fonction du débit et du coefficient de marée.

## 1990

En 1990, les mesures dans l'estuaire, réalisées en 1988, ainsi que l'étude des cinétiques de dégradation des différents échantillons prélevés sont exploitées en vue de la construction du modèle d'oxygène dissous, appliqué sur trois périodes (mars, juin et septembre 1988) pendant un cycle lunaire.

Le développement du modèle unidimensionnel de transport sédimentaire permet son application à l'estuaire de la Loire..

Un travail de thèse débute en 1990 par une étude bibliographique sur le cycle de la matière organique. Une première campagne de mesures dans la crème de vase est réalisée en septembre 1990 (Maurice L.).

## 1991

L'exploitation du modèle d'oxygène dissous, accompagnée d'une étude de sensibilité des résultats pour tester l'importance des différents processus modélisés sur l'évolution de l'oxygène dissous est poursuivie pendant l'année 1991.

Le modèle unidimensionnel de transport sédimentaire est exploité de façon à étudier la sensibilité des structures sédimentaires (bouchon vaseux/crème de vase) aux paramétrages hydrauliques et sédimentologiques (Le Hir P.). D'autre part, un modèle mathématique unidimensionnel vertical de consolidation des dépôts de crème de vase est développé et calibré sur des mesures en laboratoire (Karlikow N.)

Un modèle de dégradation bactérienne de la matière organique est développé. Les premiers calages sont effectués sur les mesures de respirométrie dans les échantillons d'eau prélevés dans l'estuaire. Une campagne de mesures, pendant un demi cycle lunaire au cours du mois de septembre 1991, a permis de suivre l'évolution de la matière organique au cours du dépôt et de la remise en suspension partielle de la crème de vase dans la colonne d'eau.

La première étape de modélisation de l'oxygène dissous est terminée fin 1991 (Thouvenin B. et Romana L.A, 1992). Le modèle confirme l'importance de la dégradation de la matière organique particulaire piégée dans le bouchon vaseux et met en évidence la sensibilité des déficits en oxygène dissous à la position du bouchon vaseux. Des trajectoires de mulets descendant l'estuaire sont simulées pour évaluer le risque de mortalité des poissons en fonction des conditions de débit ou de marée.

**1992/1993**

Un deuxième modèle d'oxygène dissous est développé en 1992 et 1993. Il simule le comportement du bouchon vaseux et de la crème de vase, et distingue différentes sources de matière organique (apports de la Loire amont, phytoplancton produit dans le fleuve ou l'estuaire, rejets urbains...). Il est appliqué sur un cycle saisonnier de cinq mois (entre mai et octobre 1988) en s'appuyant sur les mesures qui avaient été réalisées à cette époque.

Une étude de sensibilité du modèle et une étude bibliographique pour évaluer le plus précisément possible les différents stocks de matière organique entrant dans l'estuaire complètent l'application et le calibrage du modèle (Thouvenin B., publication en cours).

Les campagnes de mesure dans le bouchon vaseux et la crème de vase sont exploitées en 1992 et 1993. Après une étude de sensibilité, le modèle de dégradation bactérienne est appliqué à deux périodes différentes (juin et septembre). Une approche du bilan de carbone organique dans le système bouchon vaseux/crème de vase est présentée pour ces deux périodes. Ce travail donne lieu à une soutenance de thèse en septembre 1993 (Maurice L, 1993)

Parallèlement, les études sur le transport sédimentaire dans l'estuaire sont poursuivies, à l'aide de modèles plus performants.

## HYPOTHESES ET RESULTATS DES MODELES

### I. MODELE HYDRODYNAMIQUE

#### I.1. HYPOTHESES DU MODELE HYDRODYNAMIQUE

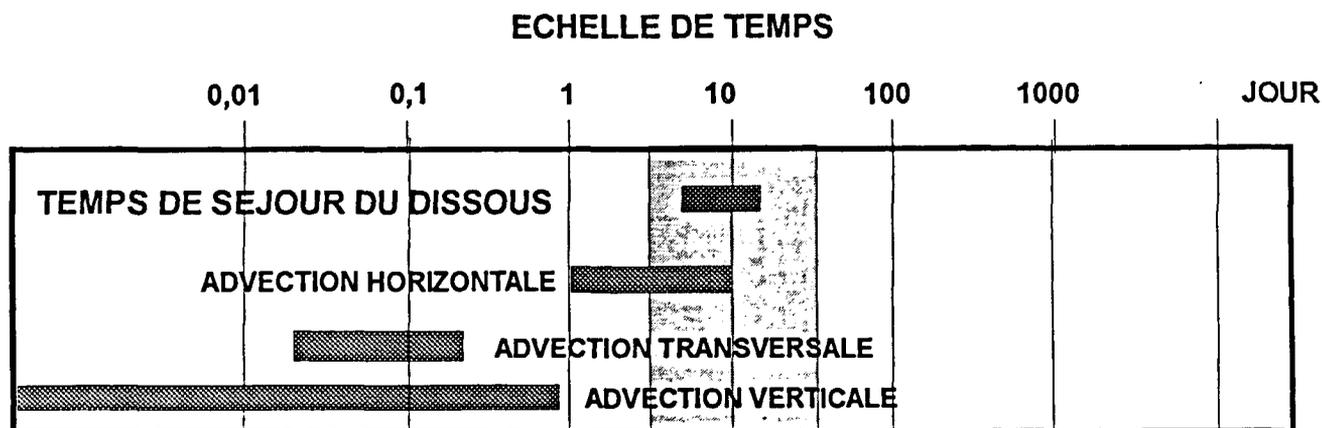
Le modèle hydrodynamique et le modèle multi-variables appliqués au cycle de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire sont unidimensionnels.

En effet, les échelles de temps qui régissent l'évolution des variables dissoutes dans l'estuaire sont très différentes selon les trois axes spatiaux. On a représenté sur la figure 2 les échelles de temps correspondantes à chaque processus, en choisissant grossièrement des valeurs de vitesses et de longueurs compatibles avec celles de l'estuaire. Les intervalles tracés (bande hachurées) sur la figure 2 permettent une première comparaison des échelles des différents processus entre eux et avec le temps de séjour des masses d'eau dans l'estuaire (bande grisée). Les mouvements transversaux et verticaux sont rapides (de l'ordre de l'heure), tandis que le transfert horizontal le long de l'estuaire est de plusieurs jours. Les équations ont donc été intégrées, en première approximation, sur la profondeur et sur la largeur. Les valeurs calculées par le modèle (courant, concentrations) sont par conséquent des **valeurs moyennes sur la section transversale**.

**FIGURE 2**

Echelles de temps de processus hydrodynamiques

*(les bandes hachurées correspondent aux échelles de temps sur l'axe gradué en jour et représenté en log)*



Le profil longitudinal est reproduit sur toute la distance de l'embouchure à Ancenis par une valeur tous les 2 kilomètres. L'estuaire est divisé en 53 mailles, et dans chacune d'elles sont résolues les équations de conservation de la masse et de la quantité de mouvement.

La résolution numérique de ces équations intégrées est réalisée par un schéma en différences finies explicite, conservatif pour la masse d'eau (Salomon 1976, Salomon & Pompepuy, 1990).

Les conditions aux limites sont exprimées sous forme de débit à l'amont et de hauteur d'eau à l'aval. Celle-ci est calculée à chaque instant par recombinaison harmonique du signal de marée. Le modèle est artificiellement étendu vers l'aval d'une douzaine de kilomètres afin 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.

Les sections transversales le long de l'estuaire sont connues pour chaque hauteur d'eau à partir de la bathymétrie. Certaines sections, en particulier à l'amont de Nantes, ont été partagées en sections actives et passives pour distinguer les zones qui participent à l'écoulement de celles qui ne servent qu'à stocker de l'eau. Les épis, les bras morts et les vasières latérales sont ainsi pris en compte de façon simplifiée.

## I.2. RESULTATS DU MODELE HYDRODYNAMIQUE

Le calibrage du modèle a été réalisé à l'aide d'enregistrements continus des marégraphes placés le long de l'estuaire (10 marégraphes). Il a porté sur deux périodes de plusieurs jours en août 1988 (débit d'étiage entre 250 et 350 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) et en mai 1988 (débit moyen autour de 1000 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>).

L'ajustement de l'évolution des hauteurs d'eau calculées avec les niveaux mesurés se fait à partir du coefficient de frottement (formule de Manning-Strickler). Le même profil longitudinal pour ce coefficient est gardé quelle que soit la période de modélisation.

Le modèle n'est pas applicable en période de crue. En effet, le calibrage n'est pas satisfaisant, ce qui est aisément explicable par l'hypothèse d'unidimensionnalité mal vérifiée par débit fort. Les stratifications halines ne sont pas prises en compte et l'inondation des berges et des bras morts est mal représentée.

A titre d'exemple, la figure 3 représente les profils longitudinaux des hauteurs et des vitesses au cours d'une marée de vive eau en étiage. Sur la figure 4 est tracée l'évolution de la hauteur d'eau calculée par le modèle avec, en comparaison, les hauteurs mesurées par les marégraphes (au Pellerin en période d'étiage et à Thouaré par débit moyen).

Le modèle reproduit bien la propagation de la marée en amplitude et phase; les différences entre les hauteurs calculées et mesurées n'excèdent pas 30 centimètres en étiage mais elles peuvent atteindre un mètre par débit moyen en amont de Nantes, lorsque certains faux bras sont inondés et les épis totalement immergés.

A chaque pas de temps, le modèle hydrodynamique fournit donc les hauteurs d'eau, les sections transversales et les courants en chaque maille. Ces résultats, convertis en débit d'eau entrant et sortant de chaque maille, sont utilisés ensuite pour la résolution de l'équation d'advection-dispersion qui permet de calculer les concentrations des variables de qualité de l'eau.

### **Note**

*Le modèle hydrodynamique est présenté avec plus de détails dans les rapports de Cohen-Solal & Pham (1989) et de Thouvenin & Romana (1992).*

**FIGURE 3**  
Enveloppe des profils longitudinaux des vitesses et des hauteurs  
au cours d'une marée de vive eau  
Débit d'étiage ( $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )

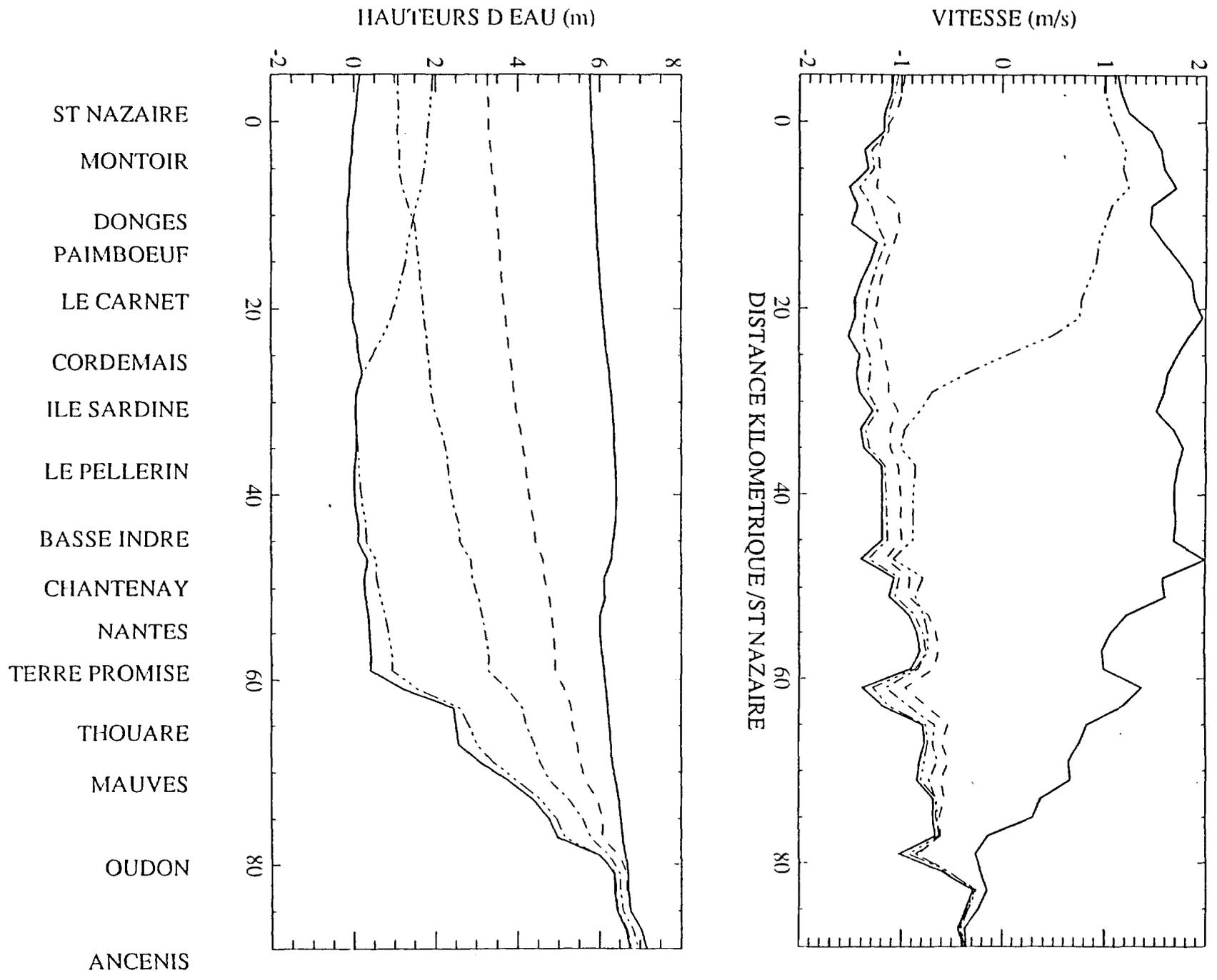
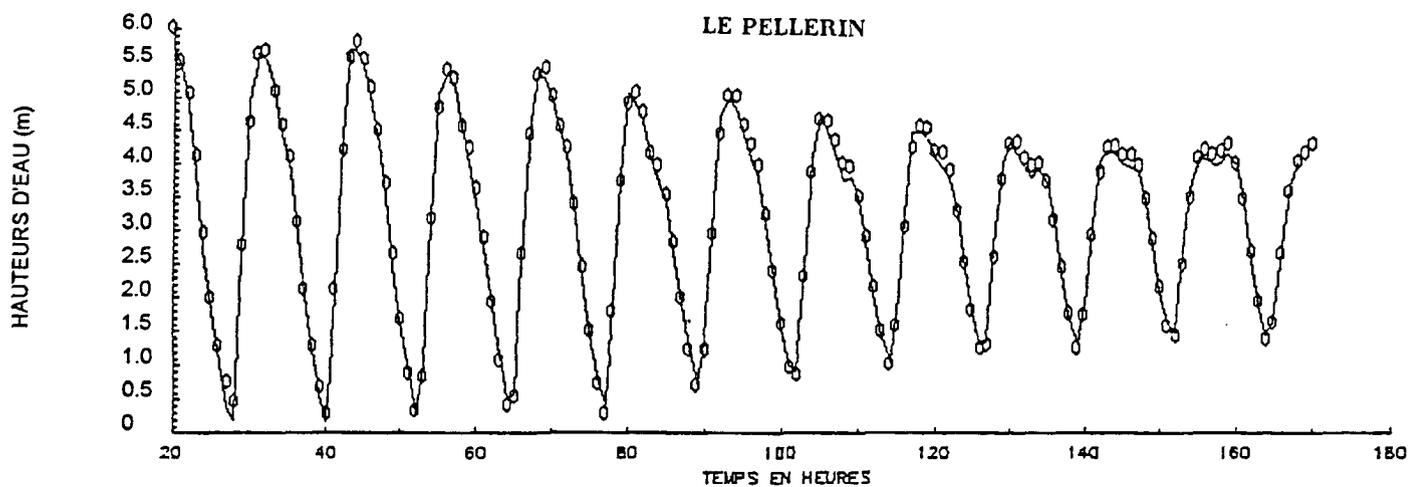


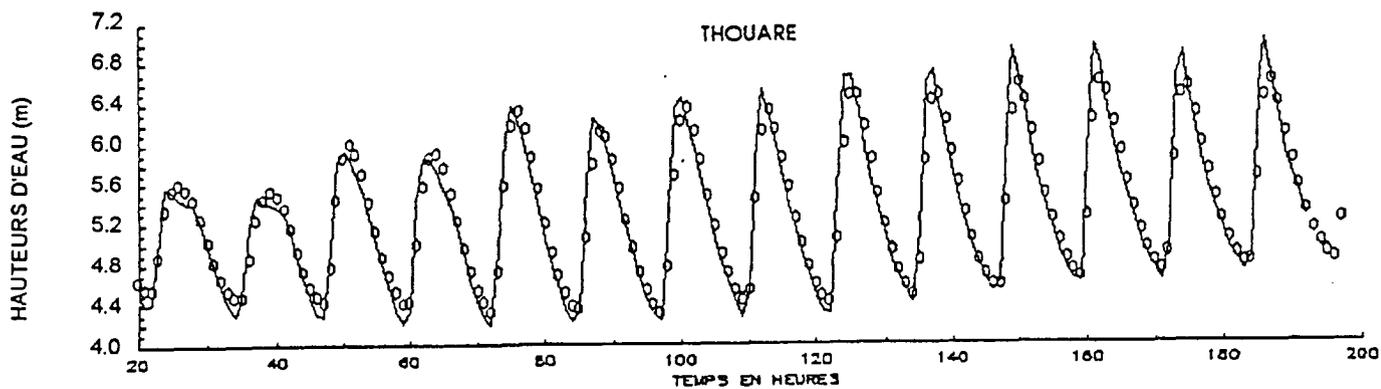
FIGURE 4

Hauteurs d'eau en fonction du temps  
 ( — = hauteurs calculées ; ○ = hauteurs mesurées)

## LE PELLERIN - Période d'étiage (Août 1988)



## THOUARE - Période de débit moyen (Mai 1988)



## II. MODELE D'ADVECTION - DISPERSION

Le modèle de transport résout dans chaque maille du modèle et pour chaque "variable d'état" (élément que l'on cherche à calculer et qui décrit l'état du système) l'équation de conservation de la masse. Celle-ci rend compte des phénomènes de dispersion et d'advection par les courants. Le schéma de résolution explicite est écrit en différences finies selon la formulation de Bott (1989).

Le logiciel est écrit pour calculer simultanément les concentrations de plusieurs variables d'état qui peuvent interagir entre elles et subir des **transformations du premier ordre**. Ces transformations peuvent dépendre de variables forçantes, qui sont données en entrée à partir de fonctions spatio-temporelles prédéterminées.

Le coefficient de frottement rend compte des convections différentielles qui se produisent dans une maille donnée de l'estuaire et qui ne sont pas prises explicitement en compte par le modèle unidimensionnel. Il nécessite donc une calibration.

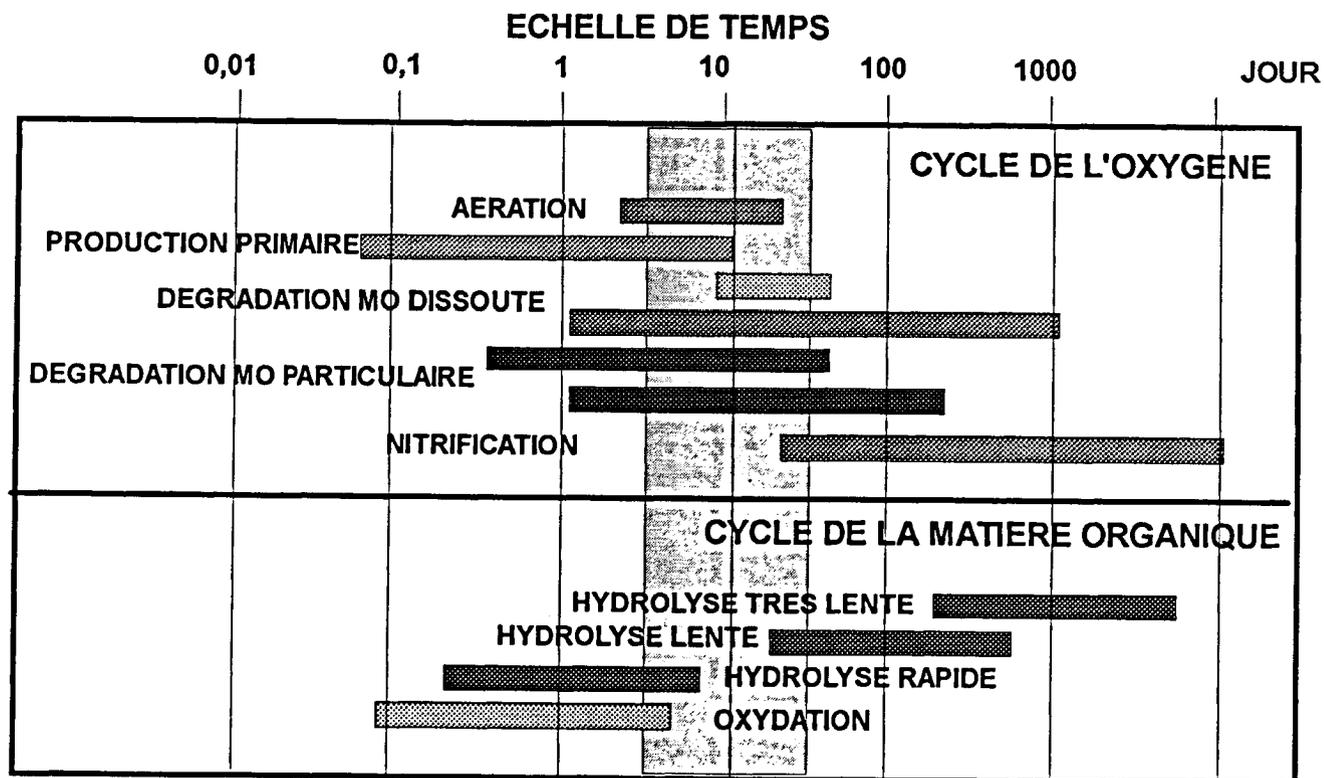
### III. PREMIER MODELE D'OXYGENE DISSOUS (CYCLE LUNAIRE)

#### III.1. HYPOTHESES DU PREMIER MODELE D'OXYGENE DISSOUS

Les échelles de temps qui régissent le cycle de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire sont schématiquement représentées sur la figure 5. L'échelle de temps caractéristique de son évolution se situe autour de 10 jours (2-3 jours à plus d'un mois). Par rapport au temps de séjour d'une masse d'eau dans l'estuaire (bande grisée), cela veut dire que chaque processus affectant l'oxygène dissous peut faire varier sa concentration soit très rapidement (c'est le cas de la production primaire en amont dont l'échelle de temps est de quelques heures), soit beaucoup plus lentement (c'est le cas de la nitrification dans la colonne d'eau). Les autres processus, tels que l'échange d'oxygène avec l'atmosphère (aération) et l'oxydation de la matière organique biodégradable dissoute et particulaire agissent sur l'oxygène selon une échelle de temps de plusieurs jours.

FIGURE 5

Echelles de temps relatives au cycle de l'oxygène dissous et de la matière organique  
(Les échelles de temps relatives à la dégradation de la matière organique dissoute et particulaire sont représentées par deux bandes, pour rendre compte de plusieurs types de matière organique)



Les principales hypothèses utilisées dans ce premier modèle sont les suivantes :

**hypothèse 1 : phénomènes de nitrification négligés.**

**et**

**hypothèse 2 : production primaire moyenne, limitée seulement par la pénétration de la lumière.**

S'appuyant sur les mesures dans l'estuaire (Romana & Thouvenin 1987, Romana *et al* 1990), le calcul de la production primaire et l'analyse des échelles de temps et des concentrations des différentes formes oxydables de l'azote nous a conduit à négliger dans un premier temps les phénomènes de nitrification, qui ont une faible influence sur l'oxygène dissous dans l'eau, et à traiter la production primaire de façon moyenne en valeurs horaires ou journalières. D'autre part, cette dernière est limitée uniquement par la luminosité en surface, atténuée en fonction de la concentration en matières en suspension. Les nutriments sont supposés être toujours en quantité suffisante pour permettre le développement algal. Celui-ci est donc important en amont de l'estuaire, mais devient négligeable dans le bouchon vaseux par manque de lumière.

La production nette d'oxygène par photosynthèse est calculée à partir des formules de Di Toro *et al* (1977) et de Lassister et Kearns (1975), en appliquant la loi de Steele (1962). Les valeurs de chlorophylle *a* mesurées sont supposées constantes pendant le cycle lunaire de modélisation.

**hypothèse 3 : variations Pleine mer / Basse mer du matériel particulaire négligées**

Le premier modèle est construit pour reproduire l'évolution de l'oxygène dissous sur un cycle lunaire; les processus rapides qui peuvent créer par exemple des oscillations hautes fréquences (inférieures à la journée) sur les concentrations en oxygène sont négligés; seul leur effet à long terme est étudié. C'est le cas des dépôts et remises en suspension du matériel particulaire pendant le cycle de marée pleine mer - basse mer. Nous ne nous intéressons ici qu'à l'effet "résiduel" de ces processus sédimentaires, c'est-à-dire à l'augmentation des concentrations en vive eau par érosion et à leur diminution en morte eau, lorsque le matériel est déposé au fond (cf Romana *et al*, 1987).

**hypothèse 4 : les matières en suspension traitées comme variable forçante**

En l'absence de modèle de transport sédimentaire, ce premier modèle décrit donc l'évolution des matières en suspension en reproduisant seulement le cycle morte eau - vive eau du bouchon vaseux et son déplacement en fonction du débit amont. Mais l'équation de conservation de la masse n'est pas résolue pour ce matériel, qui est supposé se renouveler constamment. C'est une variable forçante du modèle, calculée par interpolation à partir des mesures, en utilisant des fonctions analytiques du débit et du coefficient de marée.

**hypothèse 5 : Matière organique caractérisée par sa Demande Biochimique en Oxygène, dégradée selon une loi du premier ordre**

La matière organique est présente dans l'eau sous plusieurs formes (biopolymères, substances humiques réfractaires, petites molécules telles que acides aminés libres, mono- et oligosaccharides, acides organiques). La dégradation de ce matériel dépend de la présence de micro-organismes hétérotrophes, qui hydrolysent les grosses molécules et décomposent celles qui sont directement assimilables; une partie est oxydée (catabolisation), l'autre sert à leur croissance (anabolisation).

Ces processus, qui dépendent de la dynamique des populations bactériennes et de la concentration des différents substrats de matière organique, sont complexes. En milieu naturel, il est fréquent de proposer des modèles qui simplifient ces mécanismes en caractérisant la matière organique par sa "capacité à se dégrader", en d'autres termes par sa Demande Biochimique en Oxygène (DBO), et en décrivant la cinétique de dégradation selon une loi du premier ordre.

Les différents substrats sont pris en compte en postulant l'existence de plusieurs fractions de matière organique, dégradées à des vitesses différentes.

**hypothèse 6 : deux classes de matière organique, dissoute et particulaire, sans interaction.**

La matière organique est divisée en deux classes, l'une dissoute, qui traverse l'estuaire avec la masse d'eau, l'autre particulaire qui a le même comportement que les matières en suspension.

Dans la classe de matière organique dissoute, on considère deux fractions, différenciées par leur origine.

- La première fraction est "détritique", constituée essentiellement de macromolécules à poids moléculaire élevé, qui arrive par le fleuve et qui se dégrade lentement.
- La deuxième fraction est rejetée dans l'estuaire par les rejets urbains et industriels. Cette fraction "anthropogénique" se dégrade très rapidement.

**hypothèse 7 : stock de matière organique particulaire biodégradable proportionnel à celui des matières en suspension**

Lorsqu'on mesure la DBO particulaire le long de l'estuaire, on observe que le rapport DBO/MES, très variable en amont et en aval, tend vers un ordre de grandeur constant ( $DBO_5/MES < 2\%$ ) à partir d'une concentration en MES supérieure à  $100 \text{ mg.l}^{-1}$ . Ce rapport varie au cours de l'année; il représente grossièrement la capacité à se dégrader de la part organique du matériel piégé dans le bouchon vaseux. Le pourcentage de cette fraction organique par rapport au matériel particulaire total est considéré comme homogène dans la zone de turbidité maximale.

Cette propriété est utilisée pour poser la septième hypothèse et évaluer à tout instant et en tout point la quantité de matière organique biodégradable particulaire en fonction des matières en suspension. La matière organique particulaire biodégradable est donc une variable forçante.

Cette hypothèse suppose donc que la matière organique particulaire est essentiellement présente dans le bouchon vaseux. On ne tient pas compte des apports en amont et en aval. Elle est supposée représenter le matériel "vieux", présent depuis plusieurs jours ou mois dans l'estuaire, et qui se dégrade très lentement. Le rapport  $DBO_5/MES$  choisi pour les applications du modèle est égal à 0,7% (= 7% pour le rapport  $DBO_{ultime}/MES$ )

**Récapitulation des variables d'état modélisées :**

La figure 6 représente schématiquement les différentes variables d'état et les variables forçantes de ce premier modèle. Elles sont listées ci-dessous, avec les processus qui les affectent :

Variables d'état :

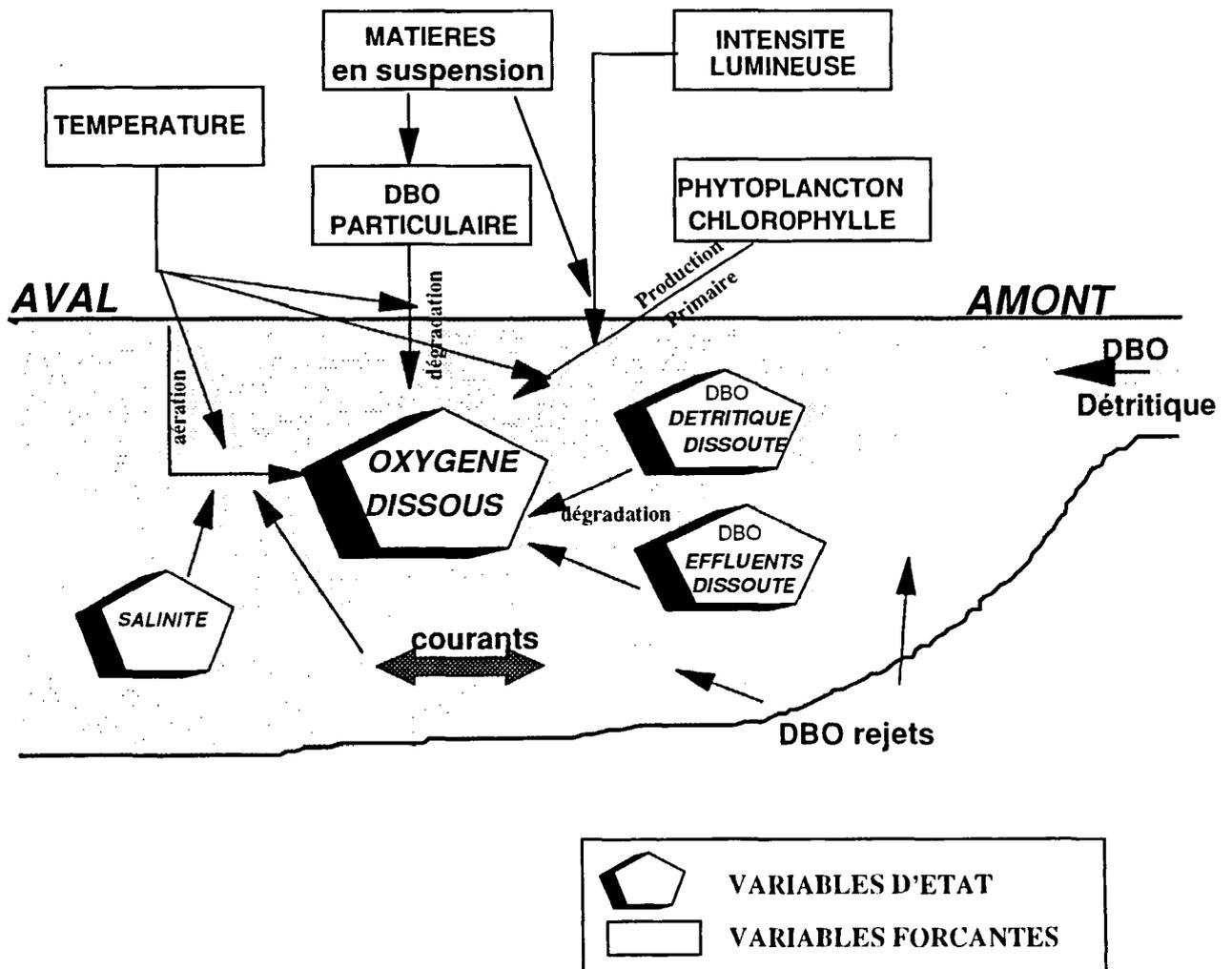
- SALINITE : advection-dispersion
- DBO DISSOUTE "détritique": advection-dispersion-dégradation
- DBO DISSOUTE "anthropogénique": advection-dispersion-dégradation
- OXYGENE DISSOUS : advection-dispersion-aération-production primaire-  
oxydation des fractions de matières organiques

Variables forcantes :

- TEMPERATURE : influence sur les processus de dégradation, d'aération, et production primaire
- INTENSITE LUMINEUSE en surface : influence sur la production primaire
- CHLOROPHYLLE a : calcul de la production primaire et de la respiration
- MATIERES EN SUSPENSION : influence sur l'atténuation de la lumière et calcul de la matière organique particulaire
- DBO PARTICULAIRE : dégradation

FIGURE 6

Variables d'état et variables forcantes prises en compte dans le premier modèle



### III.2. RESULTATS DU PREMIER MODELE D'OXYGENE DISSOUS

Le modèle est appliqué pendant deux périodes d'un mois chacune :

- l'une en juin 1988, caractérisée par un débit moyen ( $600 \text{ à } 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )
- l'autre en septembre 1988, caractérisée par un débit d'étiage ( $200 \text{ à } 500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )

Les résultats du modèle sont vérifiés par trois enregistrements d'oxygène dissous en continu, réalisés par des SYMELS, placés par le Port Autonome sur le bord de l'estuaire à LA ROCHE (PK 57,7), au PELLERIN (PK 38,2) et au CARNET (PK 17). Les profils longitudinaux calculés sont vérifiés grâce à deux campagnes de mesures le long de l'estuaire (le 14 juin et le 13 septembre, PANSN, 1988).

Les résultats sont comparés aux mesures et présentés sur les figures 7 et 8, en coupes longitudinales le 14 juin et le 13 septembre (figure 7), et en fonction du temps au Pellerin et au Carnet pendant les deux périodes de modélisation (figure 8). Les concentrations des matières en suspension sont également tracées.

On observe bien, sur la figure 7, une "courbe en sac" très marquée, avec une diminution caractéristique des concentrations en oxygène au niveau du bouchon vaseux. Celui-ci s'est déplacé vers l'amont du fait des débits d'étiage et il est plus concentré à cause de la réduction des sections transversales.

En juin (figure 8), les concentrations en oxygène sont proches de la saturation en amont (au Pellerin), et ne chutent pas de façon catastrophique au Carnet. Par contre en septembre, on observe, en amont comme en aval, des variations importantes des concentrations. En morte eau, lorsque les concentrations en MES sont faibles, il y a réoxygénation de l'eau, tandis qu'en vive eau l'oxygène chute jusqu'à des valeurs très faibles.

Cette alternance morte eau-période d'oxygénation / vive eau-période hypoxique correspond bien à celle mesurée, tout au moins dans les ordres de grandeur, et avec un décalage de quelques jours en juin. Cette concordance montre que l'hypothèse de construction du modèle est satisfaisante. L'accumulation du matériel organique particulaire dans le bouchon vaseux, selon une proportion relativement homogène par rapport aux matières en suspension, est bien responsable, pour une grande part, du cycle lunaire de consommation d'oxygène, conduisant en étiage à l'anoxie des eaux de l'estuaire.

Les résultats du modèle ont été analysés en terme de sensibilité aux différents phénomènes en jeu, notamment par rapport aux incertitudes sur les cinétiques de transformations ou sur d'autres données introduites dans le modèle.

Cette analyse montre :

- \* une faible sensibilité aux cinétiques de dégradation de la matière organique, si celles-ci varient dans la fourchette d'incertitude provenant de la mesure.

- \* une sensibilité très forte aux matières en suspension, à travers le rapport de proportionnalité  $\text{DBO}_{\text{particulaire}}/\text{MES}$ .

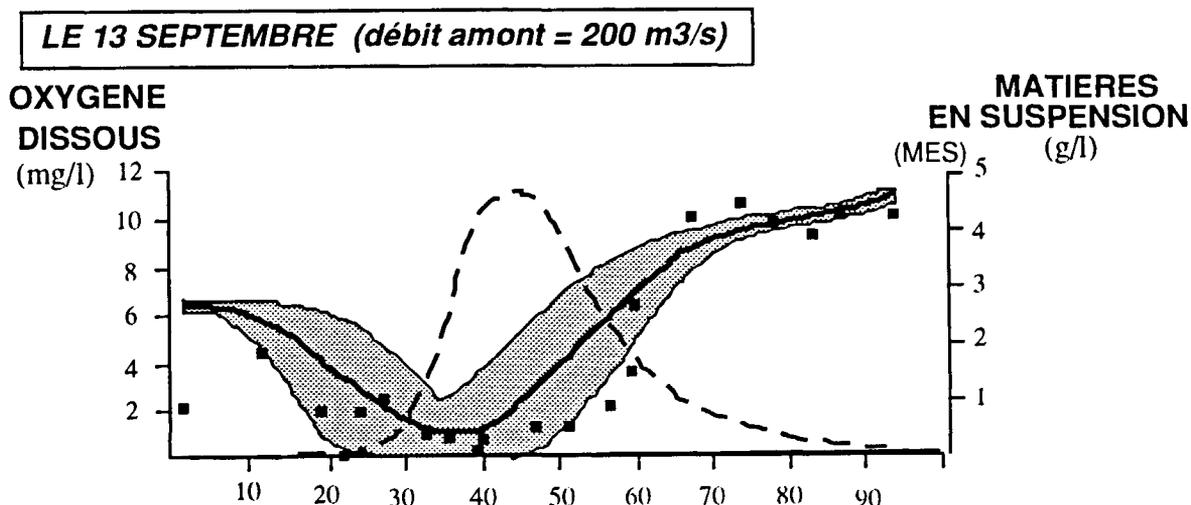
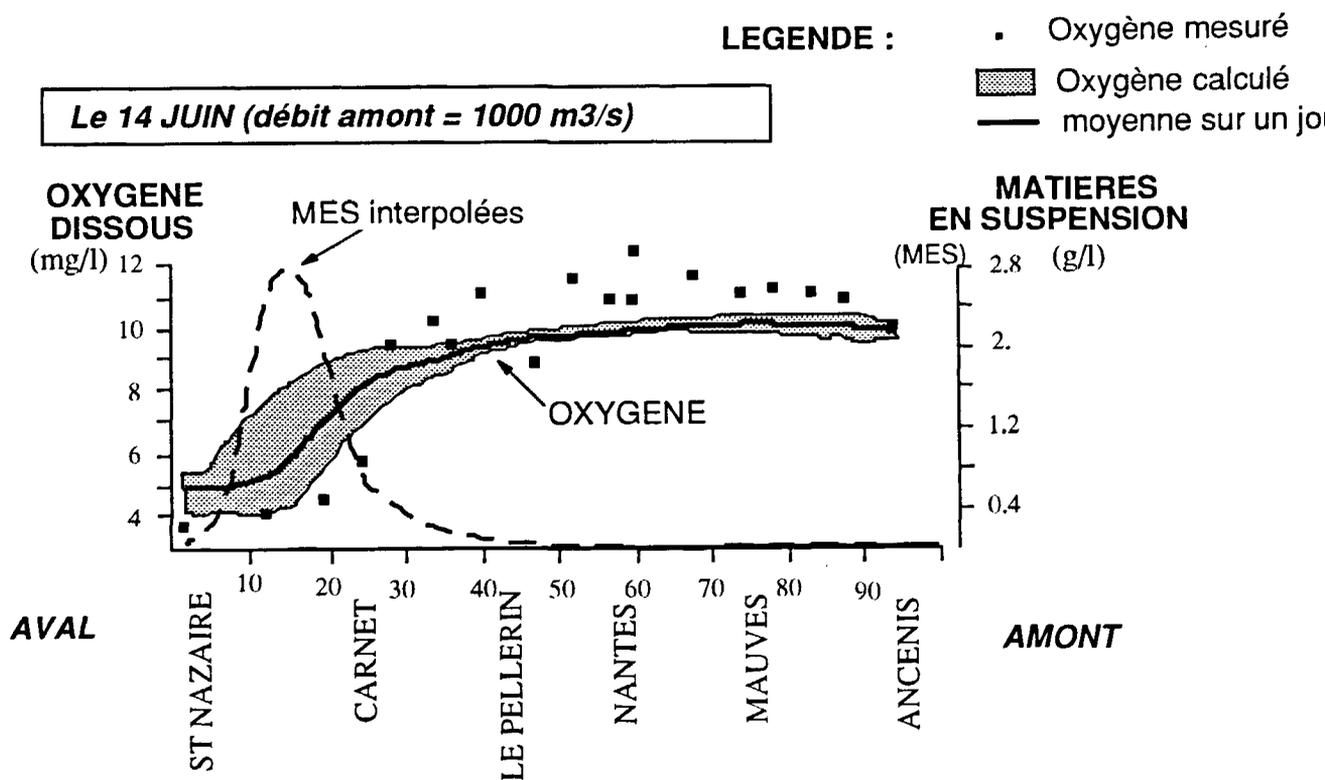
- \* une sensibilité importante du modèle à la production primaire seulement dans la partie amont de l'estuaire. Elle n'affecte que de façon négligeable le minimum d'oxygène dans le bouchon vaseux.

\* une forte sensibilité à la température à l'échelle de l'année.

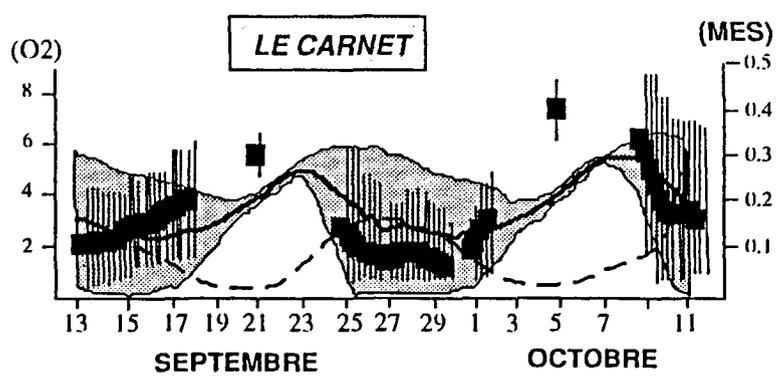
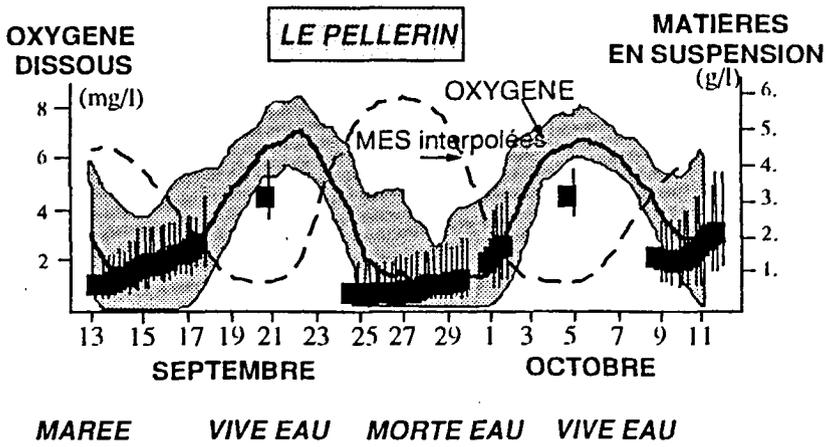
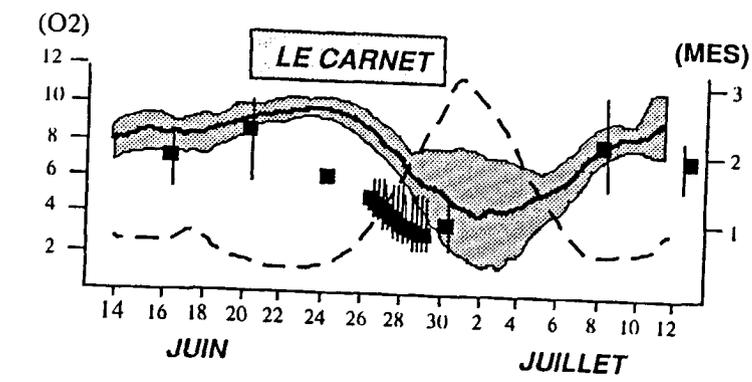
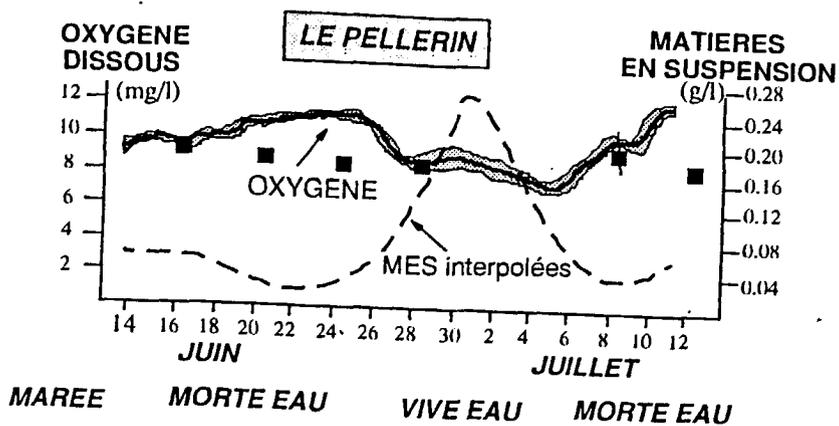
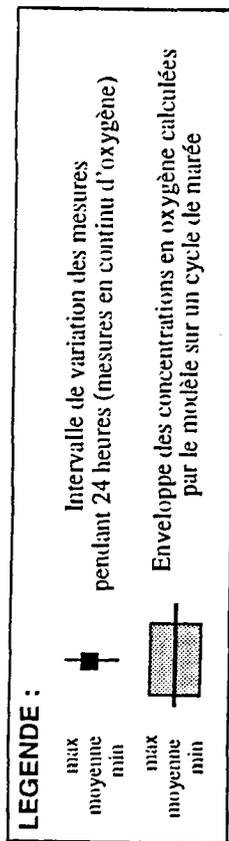
\* une faible sensibilité aux apports amont et aux apports externes (tels que la Loire, les rejets urbains et les rejets industriels). Mais dans ce modèle, on ne tient pas compte explicitement des différents apports de matière organique particulaire, celle-ci étant entièrement concentrée dans le bouchon vaseux sans distinction de toutes les sources captées dans cette zone.

\* une sensibilité importante au débit amont de la Loire, qui détermine une position différente de la zone de turbidité maximale dans l'estuaire. Un déplacement vers l'amont du bouchon vaseux engendre un gradient horizontal plus important en oxygène et une zone anoxique plus étendue.

**FIGURE 7**  
Distribution longitudinale de l'oxygène dissous  
Résultats du premier modèle



**FIGURE 8**  
Evolution temporelle de l'oxygène dissous  
Résultats du premier modèle



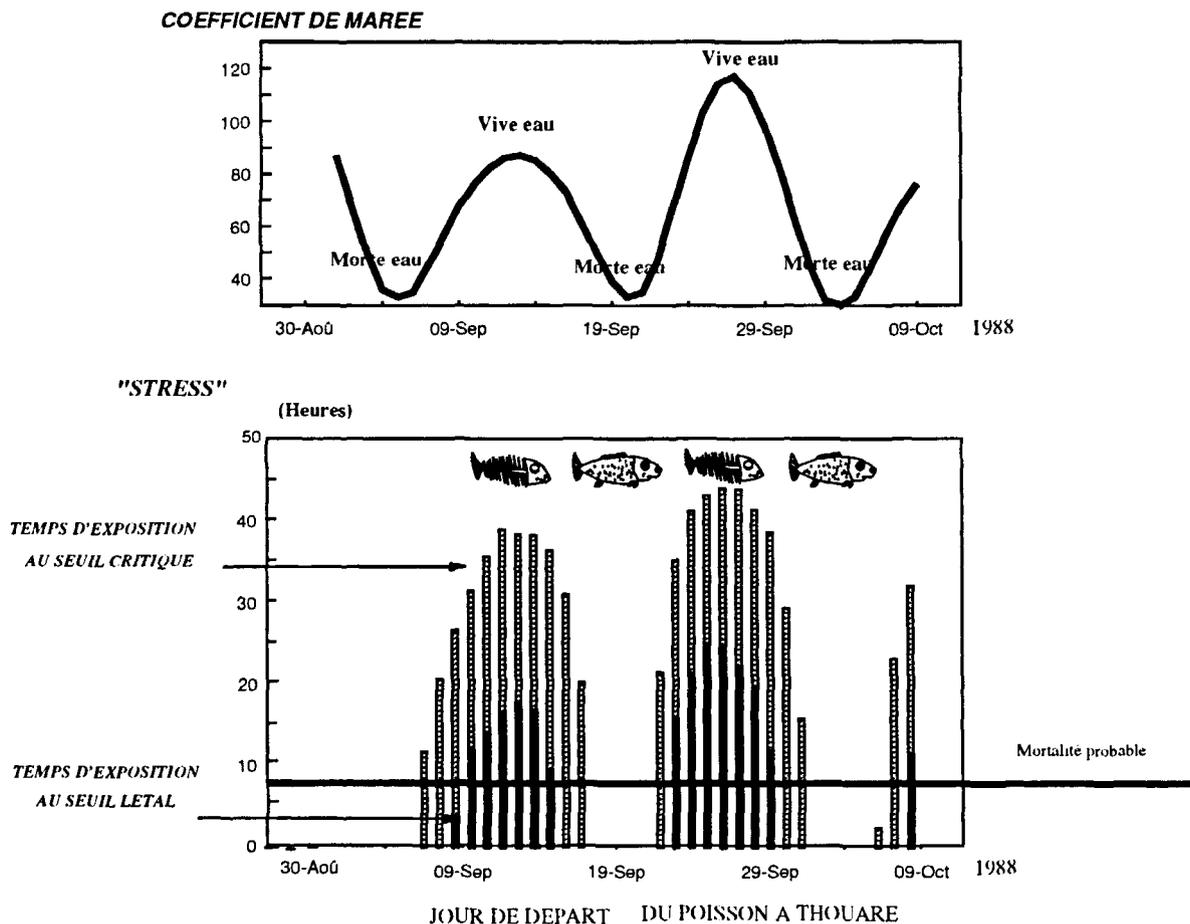
### III.3. APPLICATIONS DU PREMIER MODELE D'OXYGENE DISSOUS

#### A.TRAJECTOIRES

Ce premier modèle a ensuite été exploité pour simuler des trajectoires dans l'estuaire, afin de reproduire le passage des mulets pendant la "montaison" en juin et pendant l'"avalaison" en septembre.

Cette application du modèle (figure 9 - exemple en septembre) démontre le risque que rencontrent ces poissons pendant leur avalaison en période post-estivale. En effet, leur temps de survie est de seulement quelques heures. Or les distances à parcourir dans des conditions létales sont de l'ordre de 20 kilomètres et les temps d'exposition à des concentrations très faibles en oxygène sont supérieures à 5 heures pendant certaines périodes. Les poissons qui partent de l'amont pendant les vives eaux ne peuvent donc traverser l'estuaire sans mourir, à moins d'avoir une vitesse de nage très élevée. Ces calculs, quoique moyens et simplifiant la réalité, confirment bien les résultats de P.G.Sauriau (1991).

**FIGURE 9**  
Traversée des mulets pendant l'avalaison en septembre  
Risque de mortalité

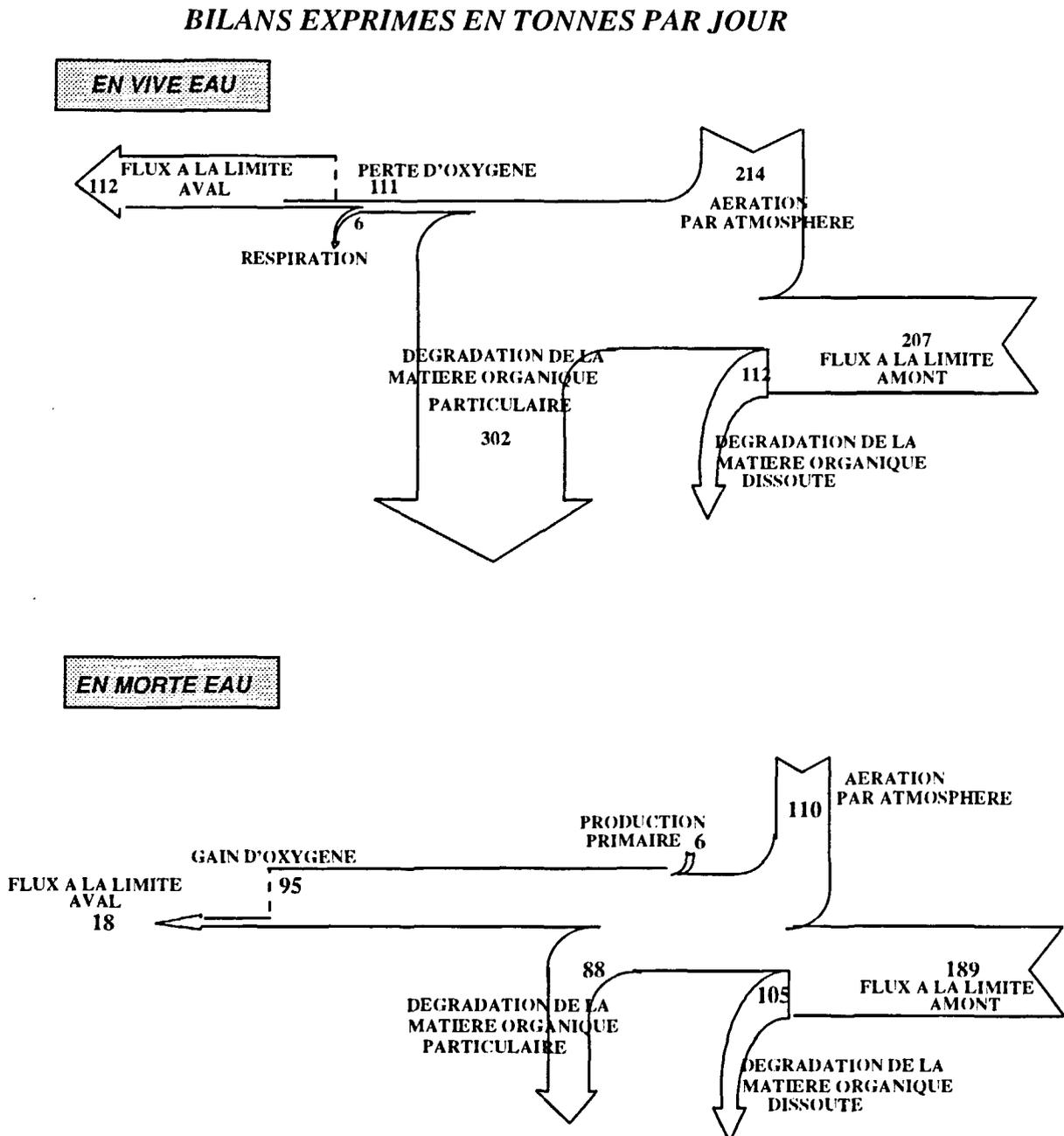


<b>Hypothèses pour les mulets :</b>	Vitesse de nage constante = 0,5 km/h
	Seuil critique = 3 mg/l d'oxygène
	Seuil léthal = 0,3 mg/l d'oxygène

## B. BILAN D'OXYGENE

Le bilan d'oxygène pendant deux cycles de 7,5 jours en morte eau et en vive eau en septembre (figure 10) montre l'importance de la demande de la matière organique particulaire en vive eau par rapport à la morte eau. La quantité totale d'oxygène consommée pendant 15 jours est de 2900 tonnes en septembre et de 7400 tonnes en juin.

**FIGURE 10**  
Bilan d'oxygène en septembre (résultats du premier modèle)



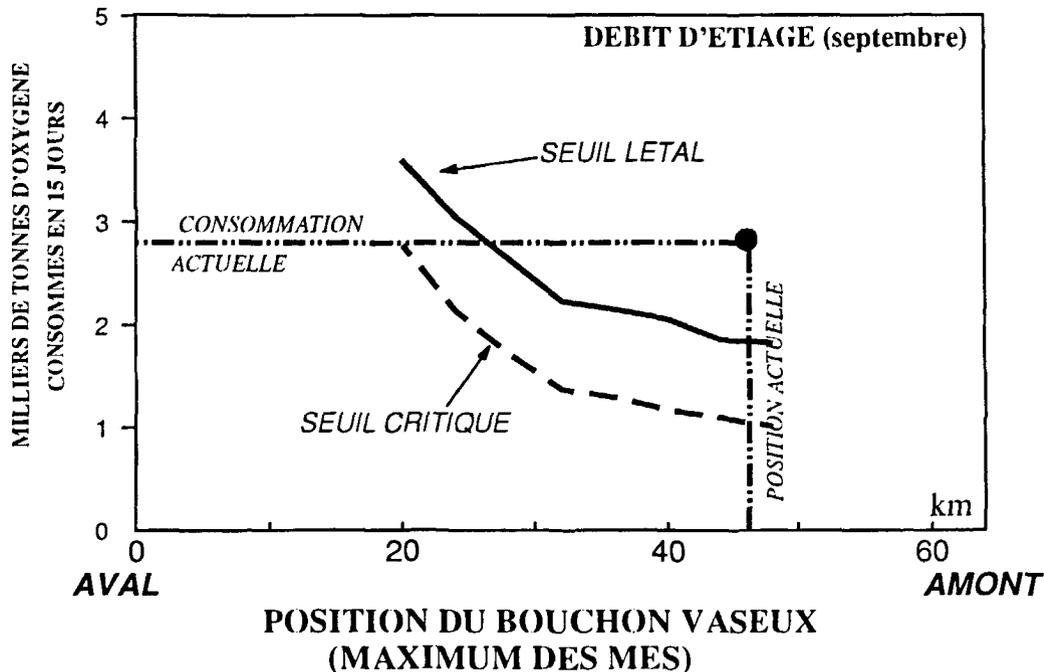
### C. CONSOMMATION MAXIMALE D'OXYGENE PERMISE

La sensibilité des résultats en oxygène à la quantité de matière organique particulaire biodégradable et à la position du bouchon vaseux est illustrée sur la figure 11 (situation de septembre). Plus le bouchon vaseux est en amont, plus la quantité de matière organique particulaire biodégradable doit être faible pour que les conditions d'oxygénation restent bonnes. Si la position du maximum de turbidité ne change pas, la consommation d'oxygène totale sur un cycle de 15 jours devrait être ramenée à 2000 tonnes pour que la concentration en oxygène ne descende pas plus bas que le seuil létal; elle devrait être divisée par trois (1000 tonnes) pour avoir dans l'estuaire une concentration en oxygène toujours supérieure à  $3 \text{ mg.l}^{-1}$ . Mais si le bouchon vaseux est déplacé vers l'aval, ces valeurs augmentent, ce qui veut dire que la capacité de dégradation dans l'estuaire est plus importante.

Cette figure 11 est purement théorique puisque le bouchon vaseux est ici déplacé arbitrairement en conservant un stock constant. Il est donc moins concentré en aval puisque les sections transversales augmentent; ceci de façon plus marquée à partir de Cordemais (PK 25-30). La demande en oxygène devient par conséquent plus faible par unité de volume; un stock égal de matière organique placé à l'aval de l'estuaire consomme alors moins d'oxygène.

FIGURE 11

Consommation maximale d'oxygène permise pour ne pas dépasser les seuils critique et létal.  
 - Résultats du premier modèle -  
 (Consommation d'oxygène en 15 jours  
 par dégradation de la matière organique particulaire uniquement)



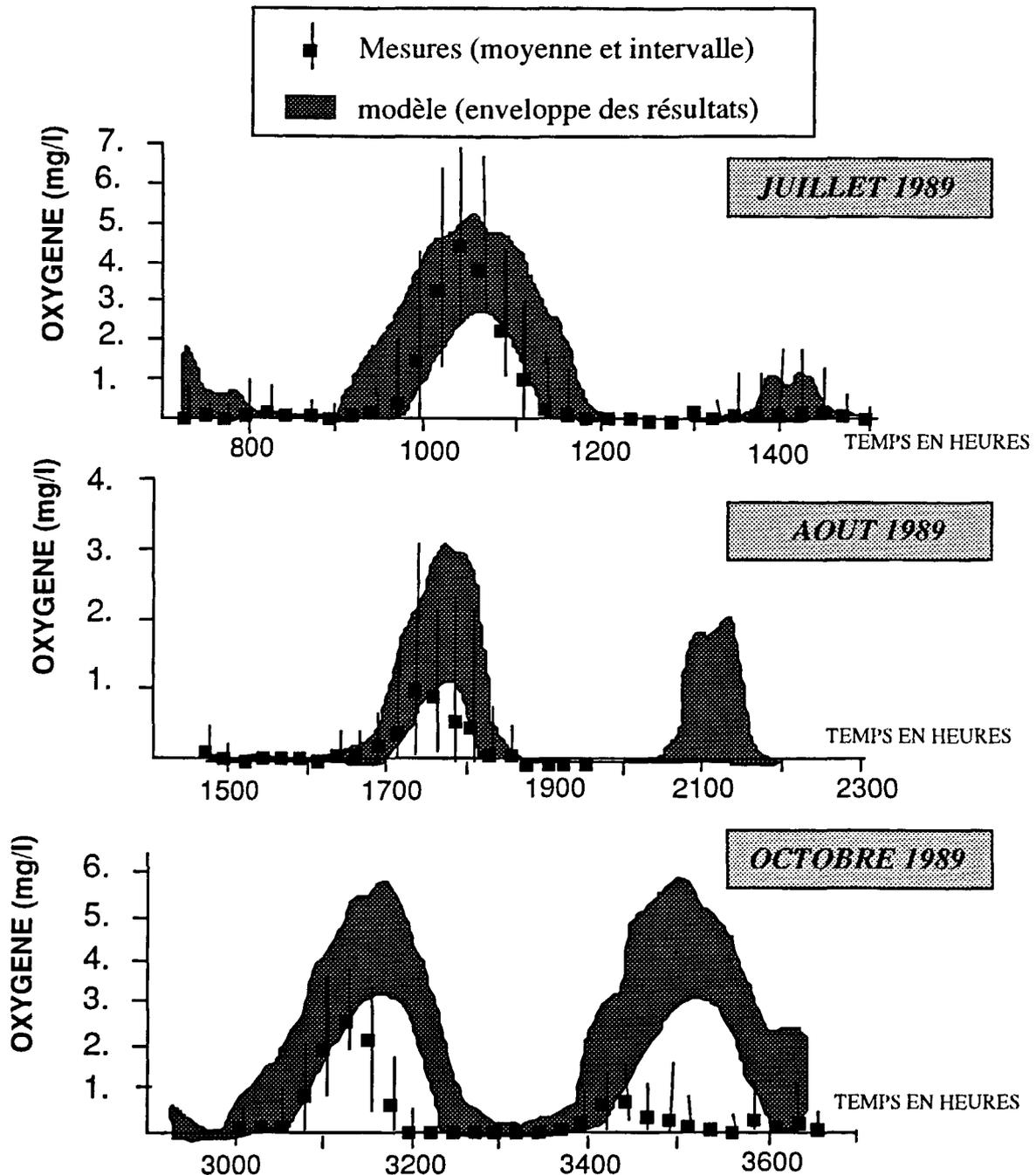
## D. APPLICATION DU MODELE EN 1989 et 1990

Afin de vérifier le modèle dans d'autres conditions, le modèle a été appliqué sur deux autres années, sans modifier, ni les conditions aux limites, ni le paramétrage. Seul le débit (plus faible en 1989 et 1990) et l'intensité lumineuse proviennent de nouvelles mesures.

Les résultats du modèle sont comparés à des enregistrements au Pellerin lorsqu'ils sont disponibles. La figure 12 montre la comparaison modèle/mesures en juillet, août et octobre 1989. Les résultats en 1990 sont légèrement moins bons, mais qualitativement satisfaisants.

Cette application rapide montre que le modèle, malgré sa simplicité, reproduit une bonne partie de l'évolution constatée; le processus prépondérant jouant dans l'apparition des périodes de consommation d'oxygène est bien la remise en suspension pendant les vives eaux d'un bouchon vaseux concentré et riche en matière organique biodégradable.

**FIGURE 12**  
Application du premier modèle à l'année 1989  
Comparaison modèle/mesures au Pellerin



### III.4. DISCUSSIONS ET PERSPECTIVES

Etant données les hypothèses de ce premier modèle d'oxygène dissous, il est impossible de faire la part entre les différents apports de matière organique particulaire qui entrent dans la composition du bouchon vaseux. La demande en oxygène, provoquée par la dégradation de ce matériel est prise en compte globalement, sans différencier la matière organique "vieille", qui a séjourné longtemps dans le bouchon vaseux et la matière organique "fraîche", issue du phytoplancton qui meurt dans l'estuaire ou des rejets directs, urbains et industriels.

Il est nécessaire, à ce stade de l'étude, de suivre les différentes fractions de matière organique particulaire dans l'estuaire, et pour ce faire, il faut un modèle de transport sédimentaire. C'est l'objet du deuxième modèle d'oxygène dissous présenté plus loin.

**Note :**

*Le premier modèle d'oxygène dissous est présenté en détail, avec les résultats, dans le rapport de B.Thouvenin & L.A.Romana (1992) et dans une publication de B.Thouvenin, P.Le Hir & L.A.Romana (1992), présentée au symposium ECSA/ERF "Changes in fluxes in estuaries : implications from science to management" à Plymouth le 13-18 septembre 1992.*

#### IV. MODELE UNIDIMENSIONNEL DE TRANSPORT SEDIMENTAIRE

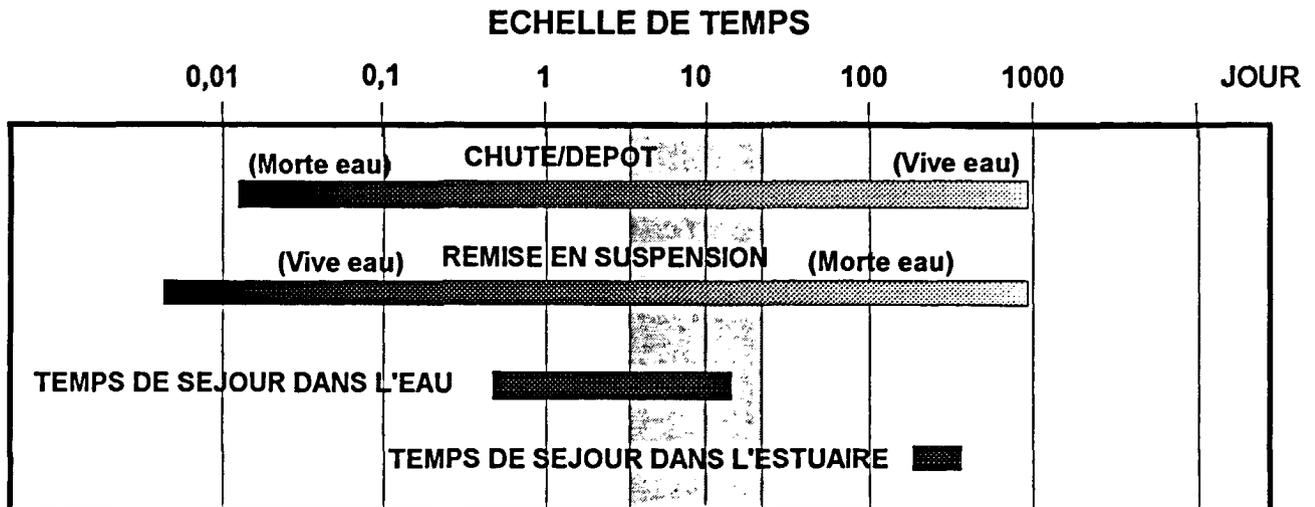
La modélisation des transports de sédiments est primordiale puisque l'on a montré que la fraction particulaire de la matière organique est en grande partie responsable des problèmes d'anoxie dans l'estuaire.

Pour être en mesure de contrôler les apports de matière organique au sein de l'estuaire, il est nécessaire non seulement de simuler la forme et la concentration des remises en suspension, mais aussi de gérer le stock de matière organique particulaire, d'en suivre l'évolution et donc de connaître les temps de résidence caractéristiques et les trajectoires moyennes des particules tout au long de l'estuaire, en suspension dans l'eau et dans les dépôts superficiels.

Les échelles de temps qui régissent les dépôts et les remises en suspension (figure 13) peuvent être très rapides. Pour décrire ces processus sédimentologiques, une discrétisation tridimensionnelle est nécessaire, en raison des disparités transversales dues aux variations de profondeur entre le chenal et les estrans latéraux, et des stratifications dues aux gradients de densité.

Cependant la mise en oeuvre d'un modèle tridimensionnel est coûteuse en temps de calcul alors que l'échelle de temps à considérer est de plusieurs mois pour décrire les temps de résidence de la matière organique particulaire (figure 13). La démarche de cette étude a donc été de développer un modèle simple, adapté aux problèmes de qualité de l'eau, sachant que ce modèle ne peut être qu'une première approche du transport sédimentaire.

**FIGURE 13**  
Echelles de temps relatives à la dynamique sédimentaire



#### IV.1. HYPOTHESES DU MODELE DE TRANSPORT SEDIMENTAIRE

Le modèle unidimensionnel hydrosédimentaire reprend donc la structure du modèle de transport (cf §II), avec des termes sources et puits spécifiques qui sont respectivement l'érosion et le dépôt. Un maillage bidimensionnel du sédiment est utilisé pour tenir compte de la variabilité de l'action érosive du courant dans une même section transversale. Une tension locale de cisaillement au fond est alors définie en fonction du courant moyen et de la hauteur d'eau locale.

Le sédiment est composé de deux types de matériaux :

- les sédiments fraîchement déposés, peu concentrés et donc caractérisés par une résistance au cisaillement faible (c'est la "crème de vase")
- les sédiments consolidés, plus concentrés et caractérisés par une résistance au cisaillement élevée (c'est la "vase consolidée").

Le modèle suppose que tout dépôt frais se fait sous forme de crème de vase et qu'à intervalles réguliers une fraction de cette dernière se transforme en vase consolidée.

Le modèle n'est applicable qu'en période de débit faible ( $<500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )

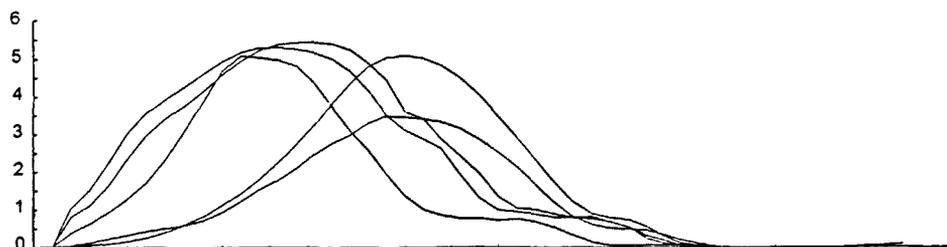
#### IV.2. RESULTATS DU MODELE DE TRANSPORT SEDIMENTAIRE

Partant de conditions initiales inventées et non réalistes, quelques cycles de marée suffisent pour que le modèle reproduise une zone de turbidité maximale en vive eau, avec une oscillation longitudinale pendant le cycle de marée, et le dépôt sous forme de crème de vase en morte eau (figure 14). Les résultats sont très peu sensibles au choix des conditions initiales.

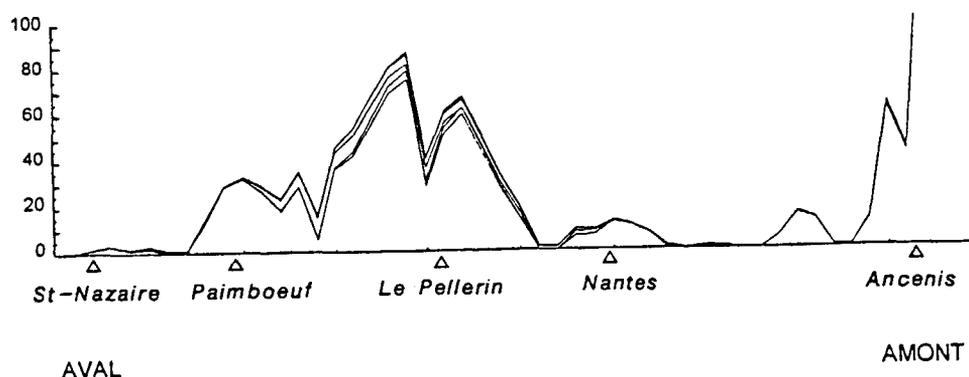
**FIGURE 14**

Distribution de la masse turbide dans l'estuaire, pour un débit d'étiage  
(une courbe toutes les 3 heures)

Matières en suspension ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) - Vive eau - Etiage

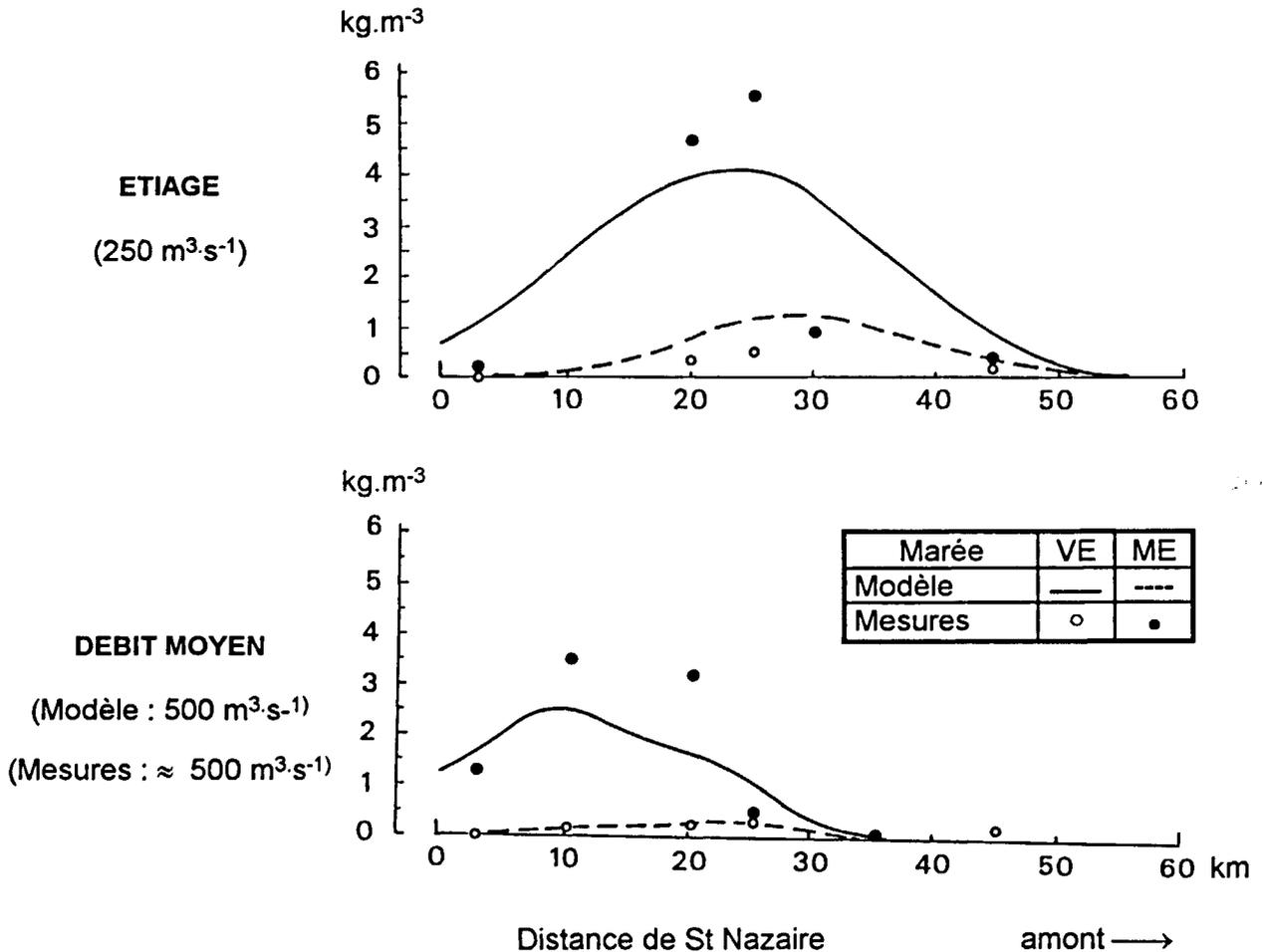


Crème de vase ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ) - Morte eau - Etiage



La comparaison des résultats avec les mesures montrent une concordance qualitative bonne, en particulier en ce qui concerne l'alternance vive eau / morte eau (figure 15). L'évolution des concentrations de matières en suspension n'est pas en phase avec l'amplitude de marée; les concentrations calculées sont plus fortes pendant la phase de revif ou de déchet de la marée, lorsque les échanges avec la crème de vase sont maximums.

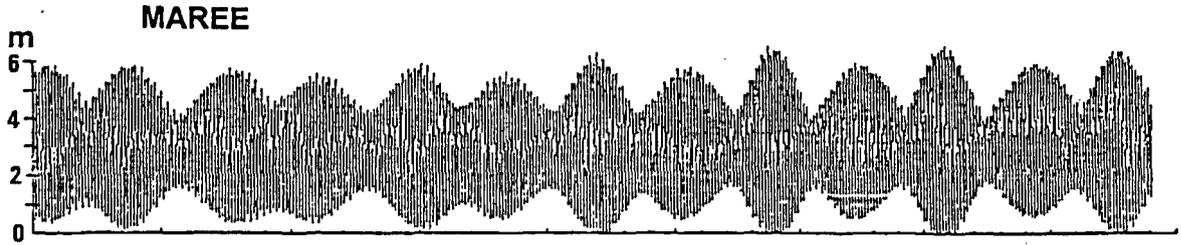
**FIGURE 15**  
Comparaison modèle /mesures (CSEEL, 1984) pour les matières en suspension



Les zones de dépôt de la crème de vase sont très sensibles à la forme du signal de marée, lui-même résultant de la composition spectrale de la marée à la limite aval du domaine. La figure 16 décrit l'évolution du bouchon vaseux en vive eau et de la crème de vase en morte eau pendant une simulation de 6 mois; le débit amont restant constant et faible (250m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>). Bien que la zone de turbidité maximale soit remarquablement périodique, on observe deux types de dépôts de crème de vase, correspondant à différentes phases de dépôt autour de chaque étale. Selon la forme du signal de marée, on peut avoir un dépôt en amont lorsque la durée de la pleine mer est plus longue, et un dépôt en aval dans le cas contraire.

Le modèle reproduit le déplacement des structures turbides lorsque le débit amont varie, mais le stock total de sédiment en suspension est peu différent par débit d'étiage et débit moyen.

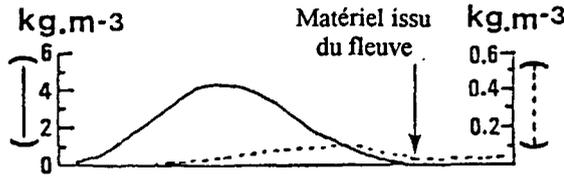
**FIGURE 16**  
 Simulation à long-terme du transport sédimentaire dans l'estuaire de la Loire  
 - Débit amont constant d'étiage ( $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) -



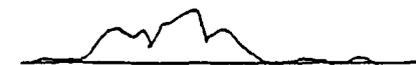
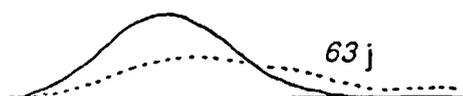
— "Bouchon vaseux" (V.E.) —

— "Crème de vase" (M.E.) —

Temps écoulé 16 jours



kg.m-2



→ Amont

→ Amont

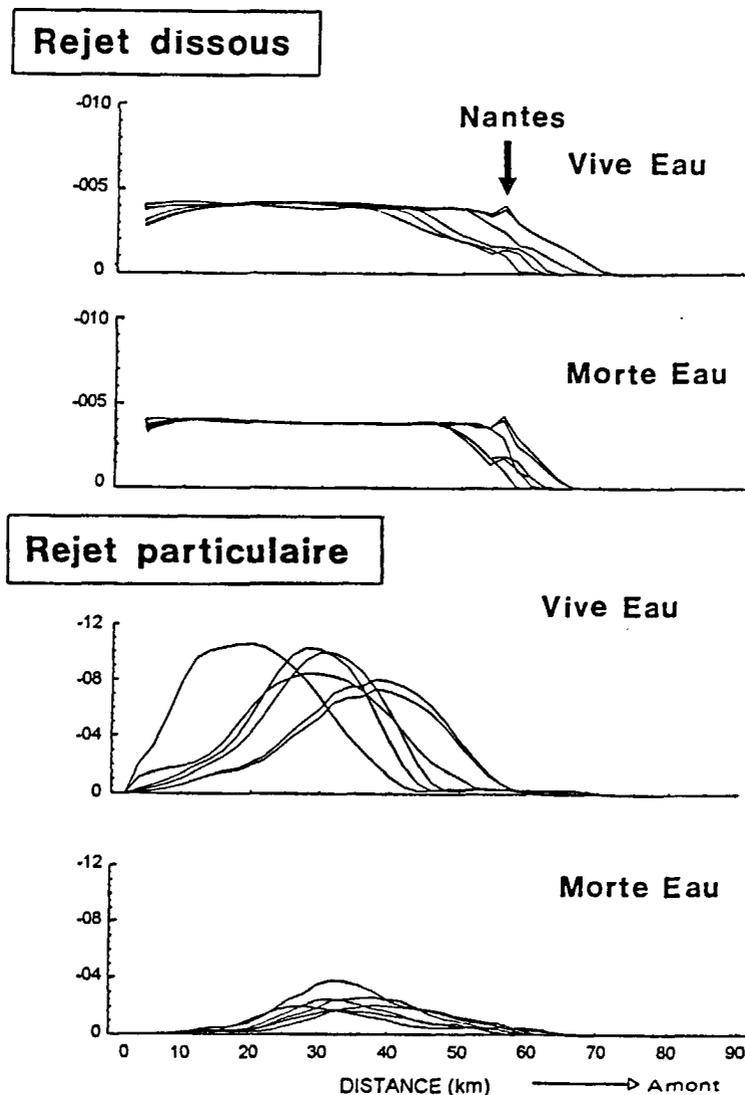
### IV.3. APPLICATIONS DU MODELE DE TRANSPORT SEDIMENTAIRE

Grâce à ce modèle de transport sédimentaire, le comportement d'un rejet particulaire peut être suivi dans l'estuaire. La figure 17 décrit les profils longitudinaux de concentrations d'un contaminant dissous et d'un contaminant particulaire, tous deux conservatifs et rejetés de façon continue à Nantes, avec un même flux ( $=1 \text{ s}^{-1}$ ). L'élément dissous atteint rapidement un profil stationnaire, qui dépend seulement du débit du fleuve et du rejet. La variable particulaire au contraire suit l'évolution des matières en suspension. La concentration beaucoup plus importante, même en morte eau, de cette dernière par rapport à celle de la fraction dissoute démontre le piégeage dans le bouchon vaseux des éléments particulaires qui arrivent de l'amont.

**FIGURE 17**

Dispersion d'un rejet continu à Nantes  
- Débit amont d'étiage ( $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) -

Les concentrations sont exprimées en  $\text{m}^{-3}$  pour un rejet constant de  $1 \text{ s}^{-1}$



Le modèle de transport sédimentaire est appliqué entre le mois de mai et le mois d'octobre 1988, afin de l'utiliser dans le cadre du deuxième modèle de qualité de l'eau (S<sub>VI</sub>). Il décrit l'évolution des matières en suspension et des dépôts dans l'estuaire au fur et à mesure que le débit diminue pendant l'été (figure 18).

Pendant le mois de juin, le bouchon vaseux est placé en aval, entre St Nazaire et Cordemais (turbidité maximale égale à 1 g.l<sup>-1</sup>). La crème de vase et la vase consolidée sont concentrées dans la même zone. En juillet, le débit faiblit un peu, les concentrations augmentent jusqu'à 2 g.l<sup>-1</sup>. Les sédiments déposés se partagent en deux lentilles (St Nazaire-Montoir et Donges-Paimboeuf). En août, le débit devient inférieur à 400 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, le bouchon vaseux se déplace vers l'amont et se concentre (maximum de turbidité entre 2 et 4 g.l<sup>-1</sup> entre Le Carnet et l'île Sardine). La vase s'érode à l'aval et vient se déposer sous forme de crème de vase à l'amont. Enfin, en septembre, le débit reste faible (200 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), les coefficients de marée de vive eau sont forts. Le bouchon vaseux est très concentré (max : 5 g.l<sup>-1</sup> entre Cordemais et Basse Indre); il s'étale jusqu'à l'aval de Thouaré.

#### IV.4. DISCUSSIONS ET PERSPECTIVES

Les résultats de ces simulations sont à considérer avec précaution, à cause du nombre de paramètres d'ajustement qui ne peuvent être calibrés séparément. Ce type de calibration demande des séries de mesures de longue durée, qui ne sont pas disponibles en Loire.

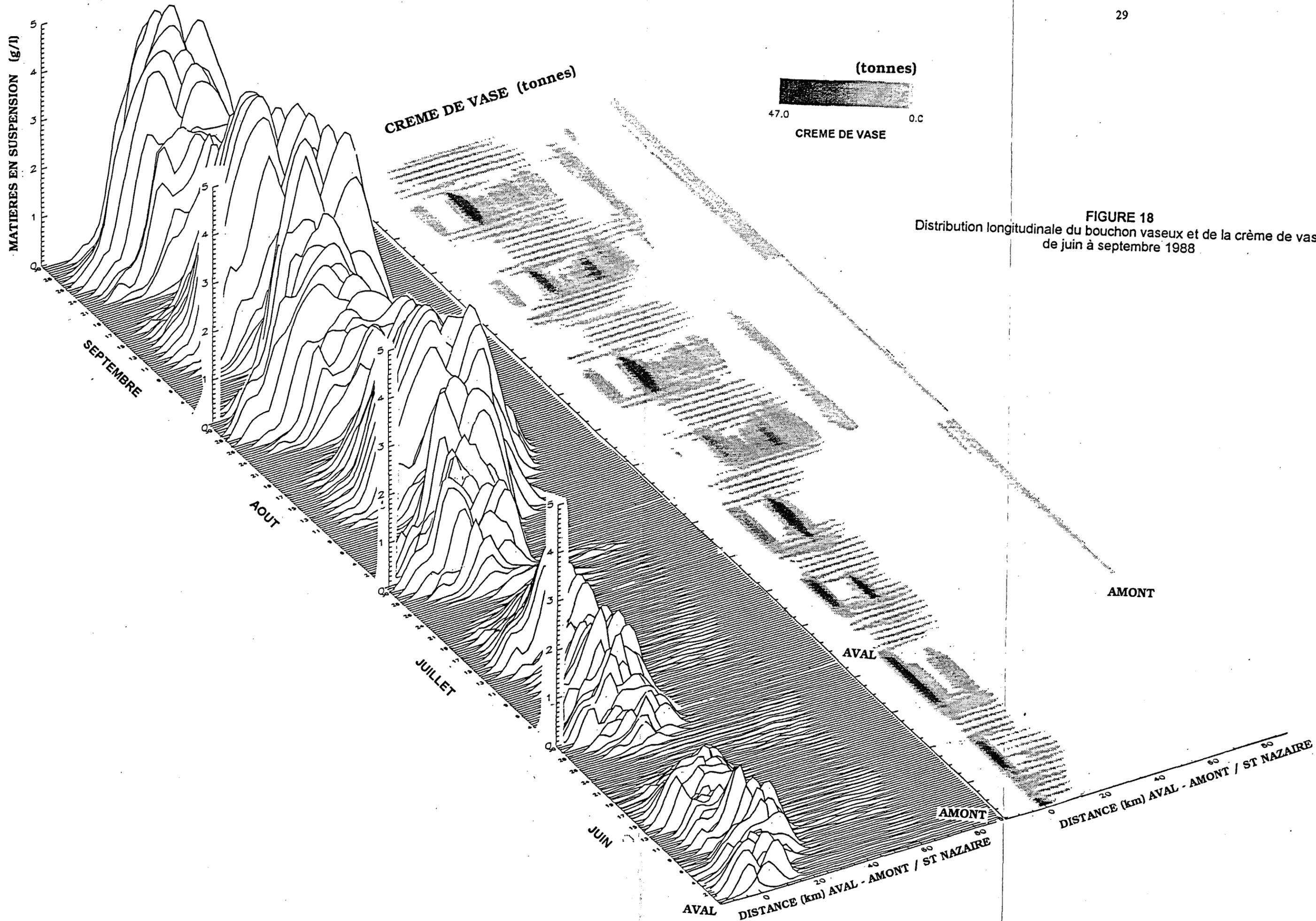
Une étude de sensibilité a démontré l'effet important du coefficient de frottement sur l'hydrodynamique et sur le calcul de la tension de cisaillement au fond. La vitesse de chute, liée aux processus de floculation, a également une forte influence sur la place du bouchon vaseux dans l'estuaire. Les autres paramètres jouent un second rôle et ne changent pas les résultats de façon importante, tout au moins dans la structure générale.

Si on s'intéresse à l'évolution à long terme, le modèle devient très sensible à la formulation de la consolidation de la crème de vase.

Cependant, il apparaît que le modèle unidimensionnel reproduit de façon réaliste (en accord avec les mesures disponibles) le comportement du système turbide pour des débits d'étiage et des débits moyens. Il est utilisé en première approche pour la modélisation de l'oxygène dissous et de la matière organique.

#### **Note :**

*Le modèle de transport sédimentaire est présenté avec plus de détails dans les publications et rapports suivants :*  
*E. Cohen-Solal et M.H. Pham (1989) rapport DEA*  
*P. Le Hir et N. Karlikow (1991) Conférence à Florence*  
*P. Le Hir et B. Thouvenin (1992) Journées Nationales à Nantes*  
*P. Le Hir et B. Thouvenin (1992) Rapport Ifremer*  
*P. Le Hir et N. Karlikow (1992) Conférence à Venise*  
*P. Le Hir et B. Thouvenin (1994) Conférence à Plymouth en 1992*  
*P. Le Hir (1994) rapport de synthèse*



## V. MODELE DE DEGRADATION BACTERIENNE DE LA MATIERE ORGANIQUE

La matière organique particulaire subit dans l'estuaire un cycle de dépôt et d'érosion, passant de la colonne d'eau en général oxygénée à la crème de vase anoxique. Elle est accompagnée dans ce transport par la biomasse bactérienne responsable de sa dégradation. Les modifications de l'environnement que subissent ces bactéries, les processus complexes de minéralisation de la matière organique dans ce système, les processus de dénitrification dans la crème de vase sont autant de phénomènes encore mal connus et pour lesquels une approche éclectique est nécessaire.

Les modèles de qualité de l'eau, qui sont développés dans le cadre de cette étude, traitent de la dégradation de la matière organique sans tenir compte explicitement de l'action des micro-organismes hétérotrophes sur ces processus. La réaction est reproduite par une loi du premier ordre, directement proportionnelle à la quantité de matière organique biodégradable. Des études plus poussées et une modélisation plus complexe ont donc été développées dans le cadre d'une thèse pour approfondir la connaissance de ces processus.

La mise en oeuvre du modèle a été précédée d'une étude bibliographique et de deux campagnes de mesures dans l'estuaire de la Loire.

### V.1. CAMPAGNES DE MESURES

Deux campagnes de mesures ont été réalisées, le 27 septembre 1990 et du 17 au 23 septembre 1991. Les mesures ont été effectuées à chaque étape de pleine mer, au niveau d'épaisseur maximale de la lentille de vase, recherchée par écho-sondeur. La seconde campagne a été réalisée au cours de la phase de remise en suspension de la crème de vase (période de revif).

Les paramètres suivants ont été mesurés :

- physico-chimiques : température, salinité, oxygène dissous, pH, potentiel d'oxydoréduction
- matière organique dissoute : carbone organique dissous (COD), azote organique dissous (NOD)
- sels nutritifs azotés et phosphatés
- matières en suspension (MES) et matières volatiles en suspension (MVS)
- matière organique particulaire : carbone (COP), azote (NOP)
- pigments chlorophylliens (chlorophylle a et phéopigments)

Des dénombrements bactériens par épifluorescence ont été réalisés sur certains échantillons prélevés en 1991 dans la crème de vase, pour lesquels des mesures en continu de respiration bactérienne ont également été menées sur les eaux brutes et interstitielles.

Le contrôle des teneurs en COP et NOP en début et en fin d'expérience d'incubation (60 jours) a permis d'estimer la biodégradabilité de la matière organique. Les résultats ont montré que :

- la biodégradabilité du COP dans la colonne d'eau augmente avec son enrichissement en populations bactériennes (de 11 à 24% du COP total)
- la biodégradabilité du NOP dans l'eau est relativement élevée (48% du NOP total); le NOP semble plus dégradé que le COP, ceci étant corroborée par l'augmentation du rapport C/N dans les dépôts
- la biodégradabilité du matériel organique particulaire de la crème de vase a tendance à diminuer avec le temps de séjour des particules dans cette couche (28 à 4% du COP)

Quelques résultats de mesures sont présentés sur la figure 19. Ils ont mis en évidence :

- une formation de matière organique dissoute au cours du dépôt, estimée en carbone à  $3 \text{ g.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$ . Cette augmentation du COD et du NOD peut provenir de produits de fermentation (acétate, lactate, éthanol, ...) et/ou de produits d'hydrolyse exoenzymatique (acides aminés ou peptides, oligosaccharides, ...), et également des produits de mortalité des biomasses planctoniques et bactériennes.

- l'état de dégradation avancée de la matière organique dans la crème de vase (rapport C/N entre 9 et 15 dans la crème, autour de 7 dans la colonne d'eau)

- un pourcentage de COP phytoplanctonique par rapport au COP total variant de 7% en surface à 0,2% en moyenne dans la crème de vase.

- une forte production d'ammonium ( $\text{NH}_4$ ) dans la crème de vase, (taux estimé entre 3 et  $10 \text{ nmol g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ). La crème de vase peut en effet être le siège d'une ammonification importante. Ces fortes concentrations en ammonium peuvent également s'expliquer par une réduction des nitrates.

- une concentration très importante de bactéries tant dans la colonne d'eau que dans la crème de vase : 100 fois (dans l'eau) à 1000 fois (dans la crème) supérieures à celle en rivière, où les MES ne dépassent pas  $0,05 \text{ g.l}^{-1}$ . Le carbone organique bactérien représenterait environ 18% du carbone organique total (COP+COD). Une estimation avait été réalisée par Relexans (Relexans *et al*, 1988) en juin 1985 à partir de mesures de chlorophylle et d'activités algales et bactériennes; le COP vivant d'origine bactérienne atteignait 7,6% du COP total dans le bouchon vaseux .

## V.2 HYPOTHESES DU MODELE DE DEGRADATION BACTERIENNE

Le modèle de dégradation bactérienne est construit autour de trois compartiments : les biomasses bactériennes hétérotrophes et nitrifiantes, la matière organique biodégradable et enfin les sels azotés (nitrate et ammonium).

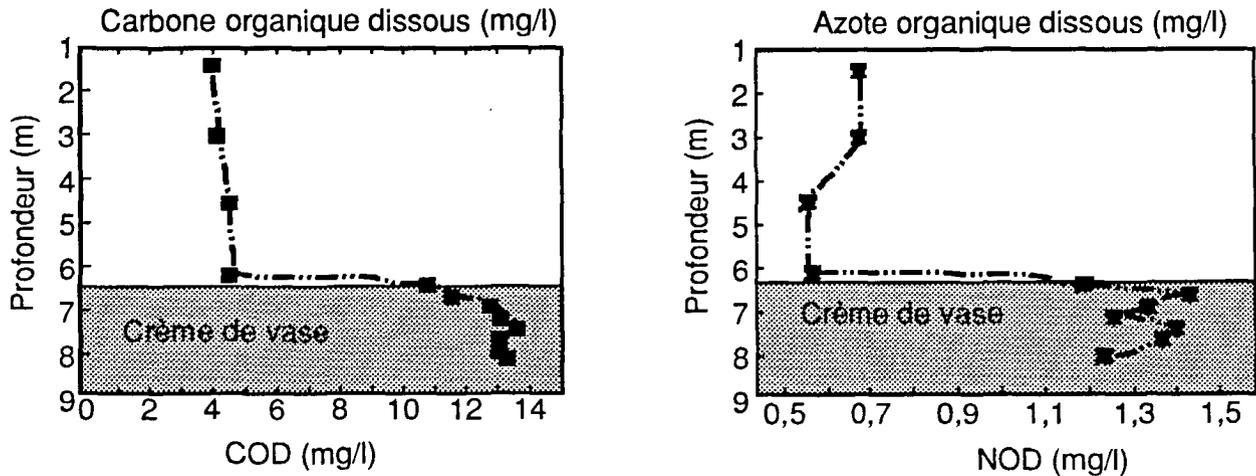
La matière organique est découpée selon trois critères : sa phase (dissoute ou particulaire), son rapport C/N et sa cinétique moyenne de biodégradation (figure 20).

La *matière organique dissoute* est soit directement assimilable par les bactéries hétérotrophes (composée de molécules simples, telles que les acides aminés par exemple), soit hydrolysable par des exoenzymes, excrétés par les bactéries. Parmi la matière organique dissoute hydrolysable, une fraction est rapidement hydrolysable; l'autre fraction, très lentement biodégradable (substances humiques par exemple), n'est pas prise en compte en tant que variable d'état car son temps de séjour dans le système est trop court par rapport à son temps de dégradation.

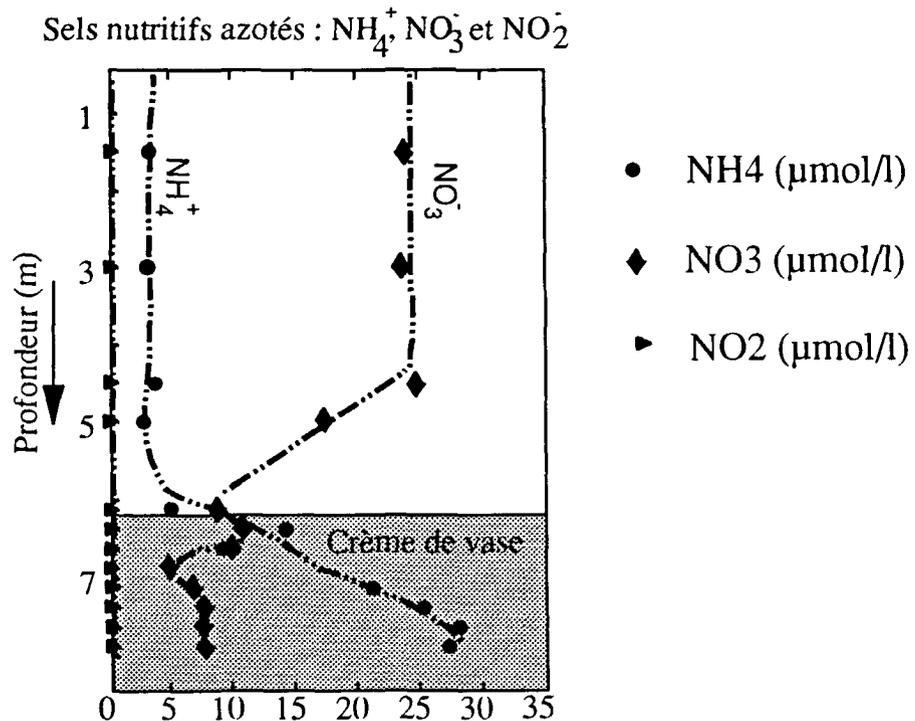
La *matière organique particulaire* biodégradable est considérée comme étant soit rapidement hydrolysable, soit lentement hydrolysable. La fraction rapidement hydrolysable serait composée d'éléments comme les polymères protéiniques, riches en azote. La fraction lentement hydrolysable serait plutôt composée d'hydrates de carbone, provenant soit de l'érosion des sols, soit du matériel dont le niveau de dégradation est déjà avancé.

FIGURE 19  
Mesures du carbone organique et des sels azotés dans la crème de vase, au cours du dépôt

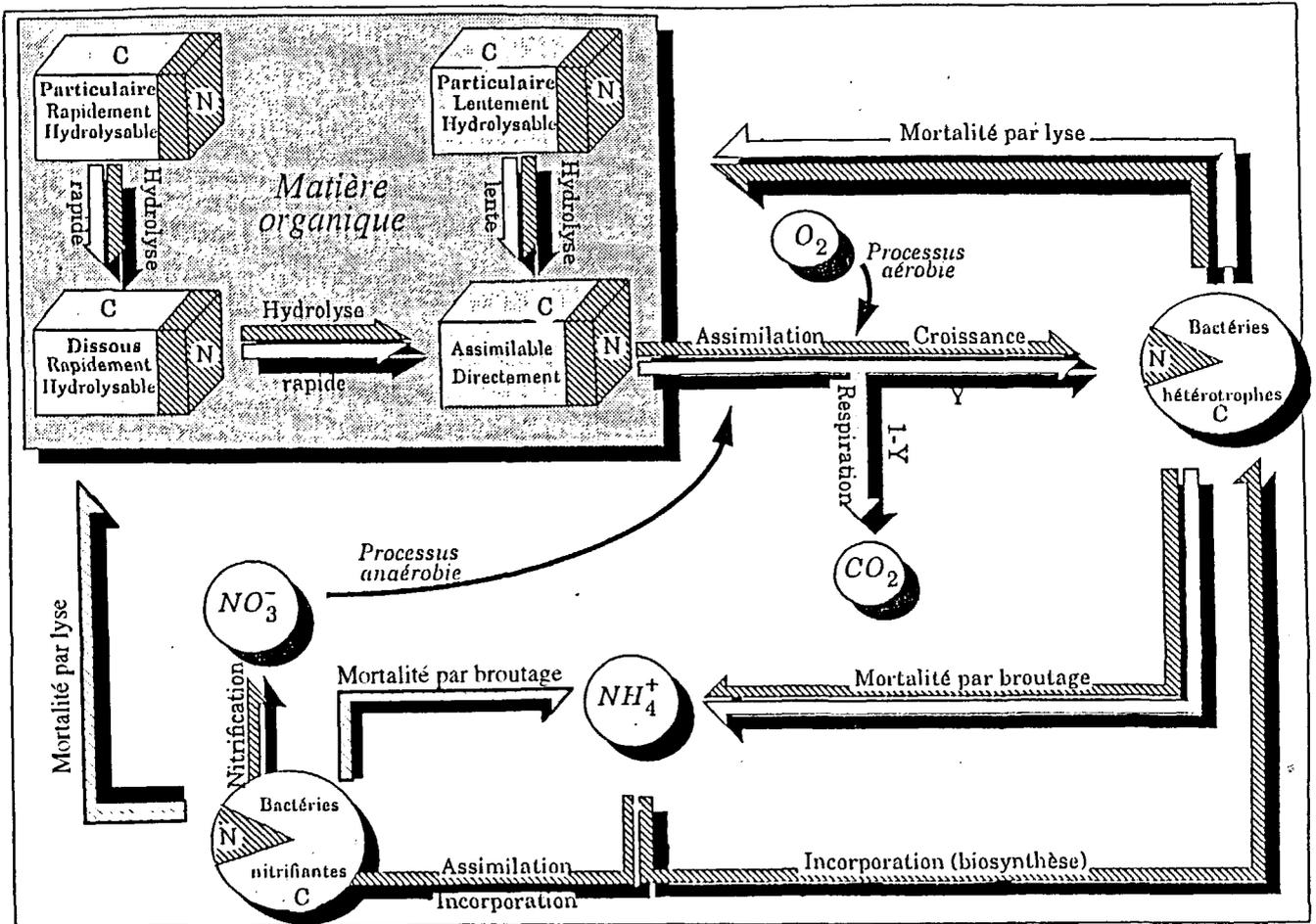
### \* Formation de m.o. dissoute



### \* Formation d'ammonium par hydrolyse



**FIGURE 20**  
Schématisation des processus modélisés  
Cycle de dégradation bactérienne de la matière organique



La biomasse bactérienne autotrophe choisie est considérée comme étant uniquement nitrifiante. La biomasse bactérienne hétérotrophe prend part aux différentes étapes de dégradation de la matière organique, tant en environnement oxygène qu'anoxique. Seul le processus d'assimilation directe conduit à une demande en oxygène dissous, induite par la respiration des bactéries; la fraction anabolisée du substrat organique permet la croissance de la biomasse bactérienne. Les produits de la mortalité bactérienne sont pris en compte en distinguant deux formes de mortalité : la mortalité par lyse (qui alimente les compartiments de matière organique lentement hydrolysable et directement assimilable) et la mortalité par broyage (qui enrichit le milieu en ammonium, via les processus d'excrétion).

L'ammonium est supposé être incorporé par les populations bactériennes actives pour assurer la biosynthèse de leurs protéines. Le nitrate est produit par nitrification en milieu oxygéné, et il est utilisé comme accepteur d'électrons dans le processus de respiration bactérienne en anaérobiose.

Les variables forçantes sont la température, les matières en suspension et l'oxygène dissous disponible. Ce dernier peut être pris à saturation (notamment lorsque le modèle est testé sur les enregistrements de respirométrie).

Le modèle est appliqué en premier lieu sur les expériences de respirométrie, afin de caler les paramètres cinétiques du modèle. Puis, il est appliqué à la zone du bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire.

Dans ce dernier cas, la zone est découpée en deux couches, représentatives de la colonne d'eau et de la crème de vase. Il n'y a pas de discrétisation spatiale amont-aval. Une seule boîte, formée des deux couches, représente le volume de la zone de turbidité maximale. Les concentrations en matières en suspension dans la colonne d'eau suivent des variations temporelles imposées par des cycles sinusoïdaux de période égale à 14 jours (cycle lunaire). Le système est ouvert, les apports fluviaux et les effluents sont pris en compte.

Les simulations couvrent une période théorique d'une année. Seules les sorties par advection des éléments dissous sont prises en compte. En effet, le manque d'informations sur la dynamique sédimentaire à long terme a conduit à considérer que le matériel particulaire restait piégé dans le bouchon. Cette hypothèse tend à surestimer les résultats en COP, NOP et en biomasses bactériennes.

### V.3 RESULTATS DU MODELE DE DEGRADATION BACTERIENNE

Quelques mesures de COP, NOP, COD et NOD pendant l'année 1988 ont été utilisées pour vérifier les résultats du modèle en juin et en septembre. Ces données sont trop rares pour valider le modèle mais la comparaison est satisfaisante, dans les ordres de grandeur, pour les éléments dissous.

La sensibilité des résultats du modèle aux paramètres cinétiques, à la température, aux conditions initiales et aux apports a été testée. Le modèle apparaît particulièrement sensible aux conditions initiales en COP et NOP lentement hydrolysables. La demande en oxygène dissous en septembre semble provenir en grande partie des apports accumulés depuis trois mois dans le bouchon vaseux (c'est-à-dire les apports du mois de juin).

D'autre part, les premiers résultats montrent l'importance du rôle de la crème de vase dans la demande en oxygène du bouchon vaseux. Les produits organiques des hydrolyses anaérobies enrichissent la crème de vase en substrat assimilable par les bactéries hétérotrophes. Au moment des marées de vive eau, ce substrat entre dans le cycle de respiration aérobie dans la colonne d'eau et contribue à augmenter la demande en oxygène dissous. En effet, le modèle considère que la biomasse bactérienne, dont l'activité est ralentie en environnement anoxique dans la crème de vase, est capable de reprendre un métabolisme aérobie si les conditions en oxygène dissous le permettent.

A l'échelle d'un cycle lunaire, les résultats des simulations (figure 21) montrent que 65% de la demande en oxygène dissous est réalisée pendant la phase de remise en suspension de la crème de vase. A chaque marée de vive eau, le substrat assimilé dans le bouchon vaseux provient pour 15% en étiage, et pour 11% en débit moyen, des produits organiques formés dans la crème de vase.

La demande en oxygène dissous du bouchon vaseux due à l'oxydation de la matière organique s'élève en étiage à un taux moyen de  $4 \text{ g.m}^{-3}.\text{jour}^{-1}$ . En raison des teneurs en ammonium non limitantes et des températures élevées, la nitrification augmente cette demande d'au maximum 20%. La formation d'ammonium par ammonification et excrétion des

populations hétérotrophes permet en effet d'enrichir le bouchon vaseux en azote ammoniacal à chaque marée de vive eau.

Par ailleurs, l'importante quantité de matière organique biodégradable dans la zone de turbidité maximale permet d'expliquer les taux élevés d'activité hétérotrophe. Ce taux, estimé par le modèle en situation d'étiage et exprimé en carbone, atteint en moyenne  $12 \text{ g.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ . En revanche, la présence de substances organiques déjà fortement dégradées (substances humiques ou fulviques) semble limiter le développement bactérien.

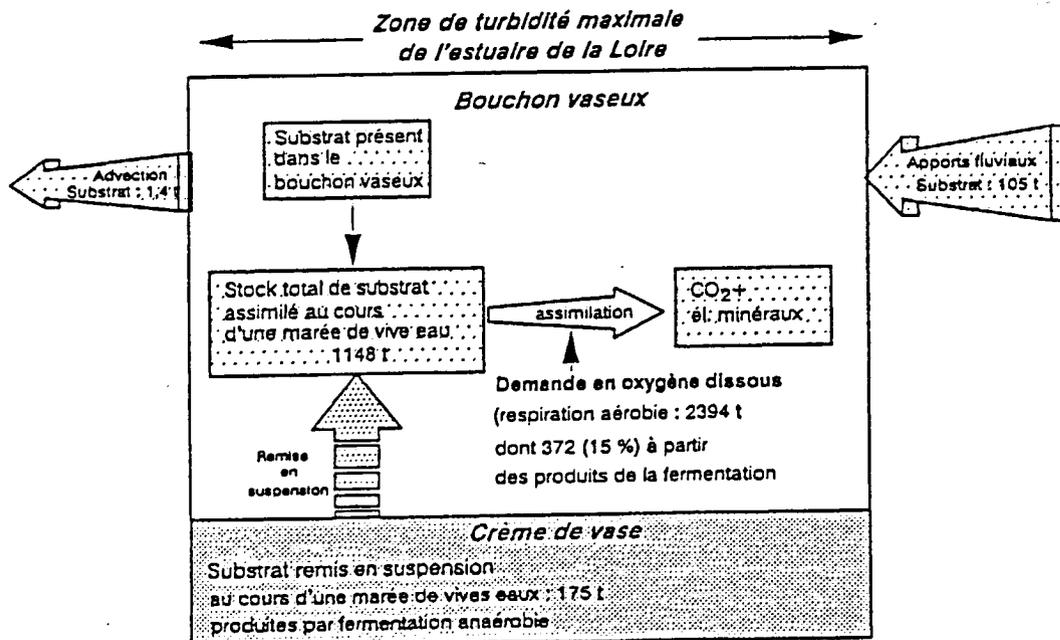
L'impact des effluents urbains et industriels dans l'activité hétérotrophe a été estimé en débit d'étiage. Seulement 3% du COD assimilé pendant un cycle lunaire est d'origine anthropique direct; mais, du fait de l'enrichissement en matière organique directement assimilable qui alimente les populations bactériennes, les apports urbains peuvent augmenter la demande totale en oxygène dissous de près de 15%.

Cette différence illustre bien l'intérêt d'un modèle qui prend en compte la dynamique des populations bactériennes. En effet, dans un tel modèle, la matière organique directement assimilable alimente les bactéries et agit donc sur leur croissance; en retour la quantité de bactéries capables de la dégrader est plus importante, ce qui augmente par conséquent la consommation d'oxygène. Un accroissement de la quantité de substrat facilement assimilable par les bactéries a donc un effet plus important que dans un modèle où la consommation d'oxygène est simplement proportionnelle à la quantité de matière organique.

FIGURE 21

Approche d'un bilan du carbone organique assimilable dans la zone de turbidité maximale  
- Débit fluvial d'étiage ( $226 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ )

Les quantités en tonnes C sont calculées sur 7 jours de marée de vive eau, correspondant à la phase de remise en suspension de la crème de vase.



#### V.4. DISCUSSIONS ET PERSPECTIVES

Les résultats de ce modèle ne doivent être utilisés qu'avec beaucoup de prudence étant données ses hypothèses de construction. Ce premier modèle de dégradation bactérienne dans un milieu aussi chargé en matériel organique d'origines diverses et subissant autant de variations, ne peut être, à l'heure actuelle, qu'un outil de recherche. Il doit être accompagné de mesures complémentaires sur les processus, tant en laboratoire qu'*in situ*, afin de pouvoir s'appuyer sur des observations plutôt que sur des hypothèses. Ce travail est considérable dans un milieu tel que la crème de vase; il n'a pu être engagé en totalité dans le cadre de cette étude, qui s'est appuyée seulement sur deux campagnes de mesures et une étude bibliographique poussée.

Les campagnes de mesures ont porté sur des paramètres classiques physico-chimiques, chimiques et biologiques, mais dans un milieu très perturbé avec toutes les difficultés de prélèvements que cela suppose. La validation d'un tel modèle devra s'appuyer sur des mesures et un suivi des biomasses bactériennes, de l'activité et de la mortalité bactérienne couplées à l'utilisation de substrats directement assimilables. Une connaissance plus approfondie des cinétiques de biodégradation de la matière organique, selon son origine, est nécessaire. Des bioessais en atmosphère réductrice peuvent permettre de suivre les transformations de la matière organique dans la crème de vase et de suivre la réponse de l'activité bactérienne aux variations des conditions en oxygène du milieu.

Les mesures réalisées et exploitées par le modèle de dégradation bactérienne permettent d'avancer certaines hypothèses. Celles-ci méritent d'être confirmées par une connaissance plus approfondie des processus dans le but de faire avancer le développement du modèle et ses applications ultérieures. Ainsi, l'hypothèse de la poursuite de l'hydrolyse du matériel organique particulaire en condition anoxique, qui permet d'expliquer la formation du carbone organique dissous en phase de dépôt, demande à être validée.

Les connaissances acquises lors de ce travail sur le cycle biogéochimique de la matière organique dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire ont été exploitées dans la deuxième version du modèle d'oxygène dissous présentée au chapitre suivant.

**Note :**

*Le modèle de dégradation bactérienne est présenté dans le rapport de thèse de L.Maurice (1993) et dans une publication du même auteur (1993).*

## VI. DEUXIEME MODELE D'OXYGENE DISSOUS (CYCLE SAISONNIER)

Le deuxième modèle d'oxygène dissous repose sur la même formulation de la matière organique que dans le premier modèle (Chapitre III); elle est caractérisée par sa Demande Biochimique en Oxygène, et elle se dégrade selon une loi du premier ordre. La dynamique bactérienne n'est donc pas prise en compte, mais, grâce à l'apport du modèle de transport sédimentaire, les DBO particulières sont calculées en tant que variables d'état du système, ce qui permet de suivre leur évolution pendant une saison d'été et de différencier les apports d'origine algale, continentale et anthropique.

### VI.1. HYPOTHESES DU DEUXIEME MODELE D'OXYGENE DISSOUS

Les processus qui sont simulés par le modèle sont les suivants :

- transport et dispersion
- dépôt et remise en suspension du matériel particulaire
- formation de crème de vase et consolidation en vase
- échange d'oxygène à travers la surface
- production primaire (croissance du phytoplancton d'eau douce)
- respiration du phytoplancton d'eau douce
- mortalité du phytoplancton d'eau douce
- oxydation de la matière organique dissoute et particulaire en suspension dans l'eau
- oxydation d'une partie de la matière organique particulaire déposée au fond (demande benthique)
- transformation de la matière organique particulaire en matière organique dissoute interstitielle, en conditions anaérobies dans la crème de vase
- apports par les effluents

La *production primaire* est reproduite de façon simplifiée, sans limitation par les nutriments, en moyenne sur la profondeur et sur le temps (une heure ou un jour) (Loi de Steele). Elle est limitée uniquement par la lumière en surface et son atténuation dans la colonne d'eau par les matières en suspension (Meybeck, 1983) ou la chlorophylle (phénomène d'ombrage, Riley, 1946).

La *respiration du phytoplancton* est estimée à partir de la formule de Di Toro (1977), en fonction de la température. La *mortalité du phytoplancton* est accélérée dans le bouchon vaseux et dans la crème de vase. Le coefficient de mortalité rend compte des différents phénomènes responsables de la chute des concentrations en chlorophylle (broutage, manque de lumière, salinité); il est calé à partir des mesures. La chlorophylle, représentant le phytoplancton, est une variable d'état particulaire, dont la vitesse de chute est très faible sauf dans le bouchon vaseux, où on suppose que les fortes concentrations de matières en suspension accélèrent sa chute.

Lorsque le phytoplancton meurt, on suppose qu'une part importante (80%) des détritiques est biodégradable et vient alimenter trois stocks de matière organique (figure 22) :

- l'un dissous (la **DBO "dissoute algale"**) qui se dégrade très rapidement (elle correspond aux produits de dégradation très labiles, facilement consommables par les micro-organismes)
- un autre particulaire qui se dégrade rapidement (la **DBO "particulaire labile algale"**)
- enfin un dernier stock particulaire, qui se dégrade plus difficilement (la **DBO "particulaire résistante algale"**)

Cette répartition des débris phytoplanctoniques rend compte grossièrement des différentes étapes de dégradation (Valiela, 1984); elle repose sur des expériences de biodégradabilité, reportées dans la littérature (Otsuki et Hanya, 1972) ou utilisés par d'autres auteurs (Billen *et al*, 1988 ; Servais, 1987; Even *et al*, 1993).

Outre le carbone algal dissous, il existe une autre fraction de matière organique dissoute d'origine détritique, qui est constituée essentiellement de macromolécules à poids élevé (Billen, 1980), matière humique issue des sols, géochimiquement et microbiologiquement non réactive (Lin, 1988). Cette matière organique est appelée dans le modèle la "DBO dissoute détritique", elle est apportée par le fleuve en amont.

De même, en plus de la matière organique particulaire d'origine algale, on tient compte d'un stock de matière organique particulaire d'origine continentale. Celui-ci est stocké dans le bouchon vaseux et subit, pendant plusieurs mois, le jeu des cycles de dépôt - remise en suspension avec des périodes plus ou moins longues de dépôt et consolidation dans les vases à l'aval de l'estuaire. Ce matériel, issu de l'érosion terrestre, est présent dans l'estuaire depuis de longs mois, il est humifié, donc en général très résistant, composé de débris carbonneux et de complexes argilo-humiques (Lin, 1988).

Dans le modèle, on ne distingue pas le matériel d'origine continental "frais" du matériel ancien; on ne tient compte que d'un seul stock, qui est supposé se dégrader lentement (la "DBO particulaire continentale"). Sa concentration dans le bouchon vaseux au début de la simulation n'est pas nulle (une proportion de MO continentale par rapport aux sédiments dans la crème est donnée en condition initiale).

L'*oxydation* de ces différentes fractions de matière organique est donc reproduite par une loi du premier ordre, avec des cinétiques propres à chaque fraction.

Il n'y a pas d'interaction entre la matière organique particulaire et dissoute, sauf dans la crème de vase. En effet, les études et les mesures de Maurice (1993, cf §V) ont montré que des processus de fermentation ou d'hydrolyse pouvaient intervenir pendant le dépôt du matériel particulaire. Celui-ci se transformerait en partie en matière organique dissoute, très rapidement dégradable. Cette possibilité a été introduite dans le modèle de façon simplifiée en créant un stock de DBO dissoute "directe", qui se forme dans la crème de vase et est remis en suspension en même temps que celle ci. Lorsque cette DBO "directe" se retrouve dans la colonne d'eau oxygénée, elle se dégrade très rapidement.

Enfin, pour rendre compte de l'impact des rejets urbains et industriels sur la consommation totale d'oxygène dans l'estuaire, deux fractions supplémentaires de matière organique sont identifiées. Ce sont les DBO dissoute et particulaire d'origine anthropique qui sont rejetés le long de l'estuaire par les effluents.

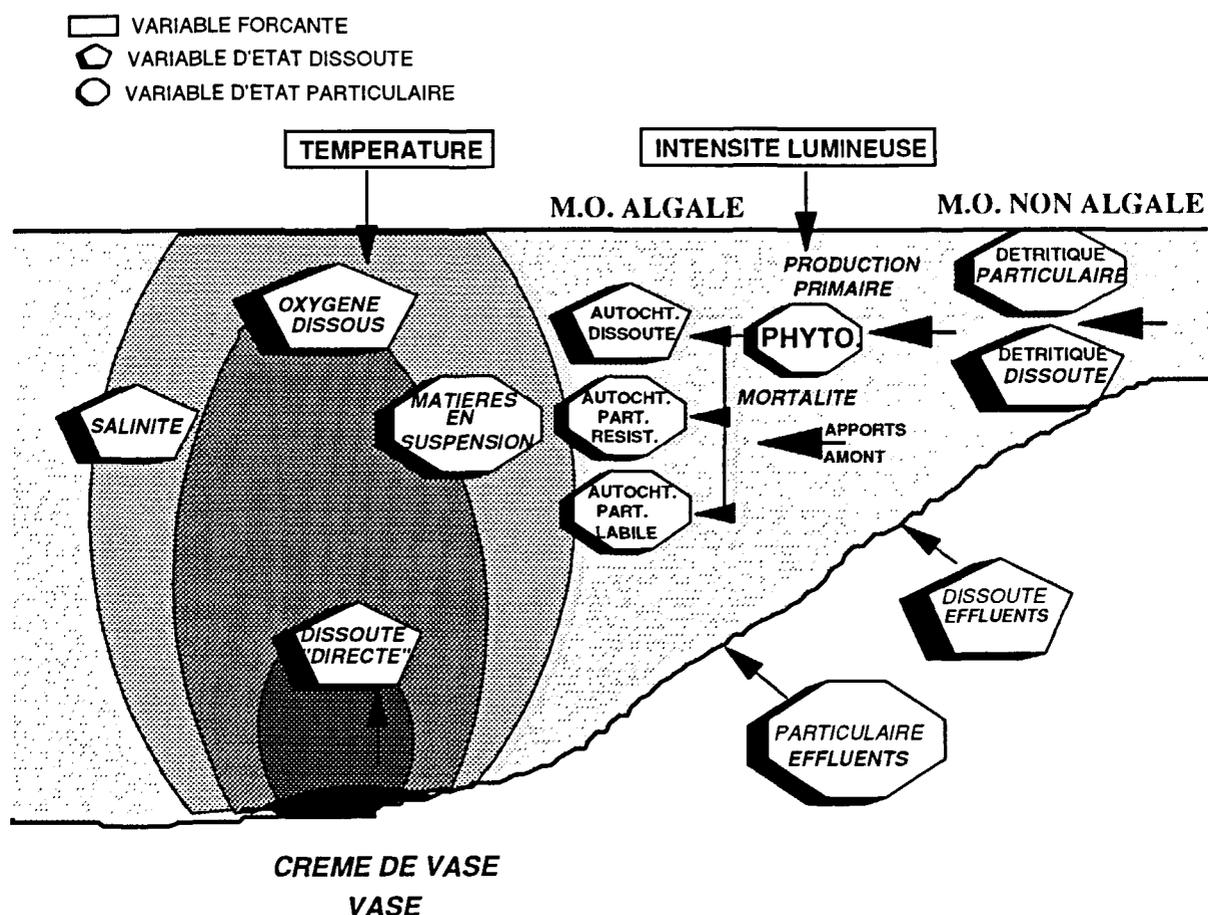
Les variables d'état du second modèle d'oxygène dissous sont donc les suivantes (figure 22) :

- SALINITE
- OXYGENE DISSOUS
- MATIERES EN SUSPENSION
- PHYTOPLANCTON D'EAU DOUCE (Chlorophylle a)
- DBO DISSOUTE "détritique"
- DBO DISSOUTE "anthropogénique"
- DBO DISSOUTE "directe"
- DBO DISSOUTE "algale"
- DBO PARTICULAIRE "continentale"
- DBO PARTICULAIRE "algale résistante"
- DBO PARTICULAIRE "algale labile"
- DBO PARTICULAIRE "anthropogénique"

Nous utiliserons parfois improprement le vocabulaire "allochtone" pour la matière organique d'origine continentale, apportée dans l'estuaire par érosion terrestre à travers la limite amont du modèle. La matière organique dite "autochtone" est pour nous la matière organique algale, qui arrive par l'amont et qui est produite dans l'estuaire par mortalité du phytoplancton.

Les variables forçantes sont la température, dont dépendent toutes les réactions (loi d'Arrhenius) et l'intensité lumineuse qui agit sur la production primaire.

FIGURE 22  
Variables d'état et variables forçantes du second modèle d'oxygène dissous



Les conditions aux limites amont et aval sont définies en fonction des mesures réalisées pendant l'année 1988, et à partir des données bibliographiques sur l'estuaire de la Loire. En particulier, les apports des différentes fractions de matière organique particulière sont estimées à partir de la mesure du COP, des pigments totaux et de la chlorophylle a :

$$\text{COP algal total} = 30 \cdot [\text{pigments totaux}] \quad [1]$$

$$\text{COP algal "vivant"} = 40 [\text{chlorophylle}] \quad [3]$$

d'après les résultats de Gosse et Kalhansky (1982), Barillet (1992), et Maurice (1993)

et :

$$\text{COP non algal} = \text{COP total} - \text{COP}_{\text{algal total}} \quad [2]$$

$$\text{COP algal "mort"} = \text{COP}_{\text{algal total}} - \text{COP algal "vivant"} \quad [4]$$

Les valeurs des différentes fractions de COP calculées à partir de ces équations sont tracées sur la figure 23(a), en moyenne mois par mois, de mars à décembre 1988. Elles sont ensuite réparties dans les compartiments de matière organique :

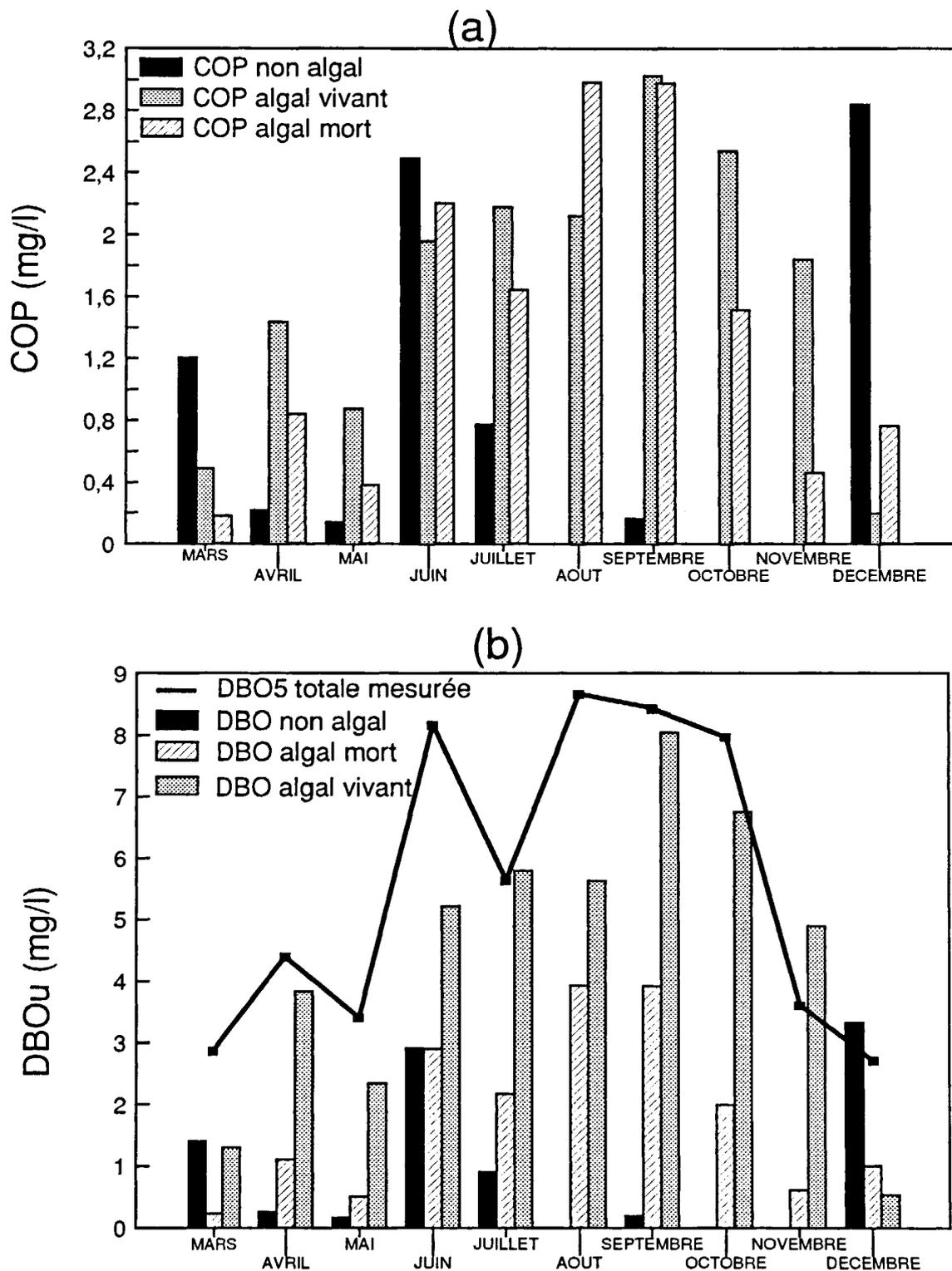
- le COP "non algal" est assimilé au COP "allochtone", principalement d'origine continentale
- le COP "algal mort" est réparti dans les fractions "algale résistante" et "algale labile"
- le COP "algal vivant" est pris en compte dans le modèle directement à travers les valeurs de chlorophylle.

La conversion entre les mesures de carbone organique et la DBO est réalisée en multipliant le COP par un coefficient stoechiométrique (entre 2,6 et 3,9 gO<sub>2</sub>/gC qui représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder 1 gramme de carbone) et par un coefficient de biodégradabilité (entre 0,3 et 0,4) qui prend en compte le fait qu'une partie du COP mesuré est réfractaire (Servais, 1987, Billen *et al* 1990).

Les valeurs de DBO correspondantes aux mesures de COP, mois par mois, sont tracées sur la figure 23(b). Ces DBO sont comparées avec la DBO<sub>5</sub> mesurée dans le même temps. Celle-ci est plus faible que la somme des DBO calculées à partir du COP, à cause probablement du matériel lentement dégradable, qui n'est pas complètement oxydé après 5 jours d'incubation.

Ces conversions et ces répartitions en différents stocks de DBO s'appuient sur des connaissances bibliographiques, mais les paramètres utilisés ne sont jamais précis. Le modèle a été testé en faisant varier les coefficients de conversion dans la fourchette de valeurs proposées dans la littérature; c'est l'étude de sensibilité du modèle. Celle-ci permet de comprendre le comportement du système en même temps qu'elle permet de rendre compte des incertitudes du modèle du fait des hypothèses et des valeurs moyennes ou mal connues des paramètres (conditions aux limites, vitesses de dégradation, conditions initiales ...).

**FIGURE 23**  
 Mesures du Carbone organique à Ancenis pendant l'année 1988 (Moyenne mois par mois)  
 Répartition entre les différentes fractions de Carbone Organique (a) et conversion en DBO (b)  
 Comparaison avec les valeurs de DBO<sub>5</sub> totales mesurées



## VI.2. RESULTATS DU DEUXIEME MODELE D'OXYGENE DISSOUS

Le modèle est appliqué pendant plus de cinq mois, entre la fin du printemps et l'automne 1988 (mai à début octobre). La période simulée correspond à des débits moyens, puis faibles, lorsque le bouchon vaseux s'enrichit en matière organique d'origine algale (période de bloom phytoplanctonique) en même temps qu'il se déplace vers l'amont.

Les résultats du modèle sont comparés aux mesures en continu d'oxygène dissous en trois points de l'estuaire (LA ROCHE, LE PELLERIN ET LE CARNET). Comme pour le premier modèle, les deux campagnes longitudinales du 14 juin et du 13 septembre 1988 permettent de vérifier les distributions amont-aval de l'oxygène dissous et de la chlorophylle.

La figure 24 présente ces résultats, de juin à septembre, au Pellerin et au Carnet, en les comparant aux mesures, et en parallèle avec le débit amont et la hauteur d'eau à St Nazaire. Cette dernière donne une indication sur la marée: on est en vive eau lorsque le marnage est important, en morte eau lorsqu'il est faible.

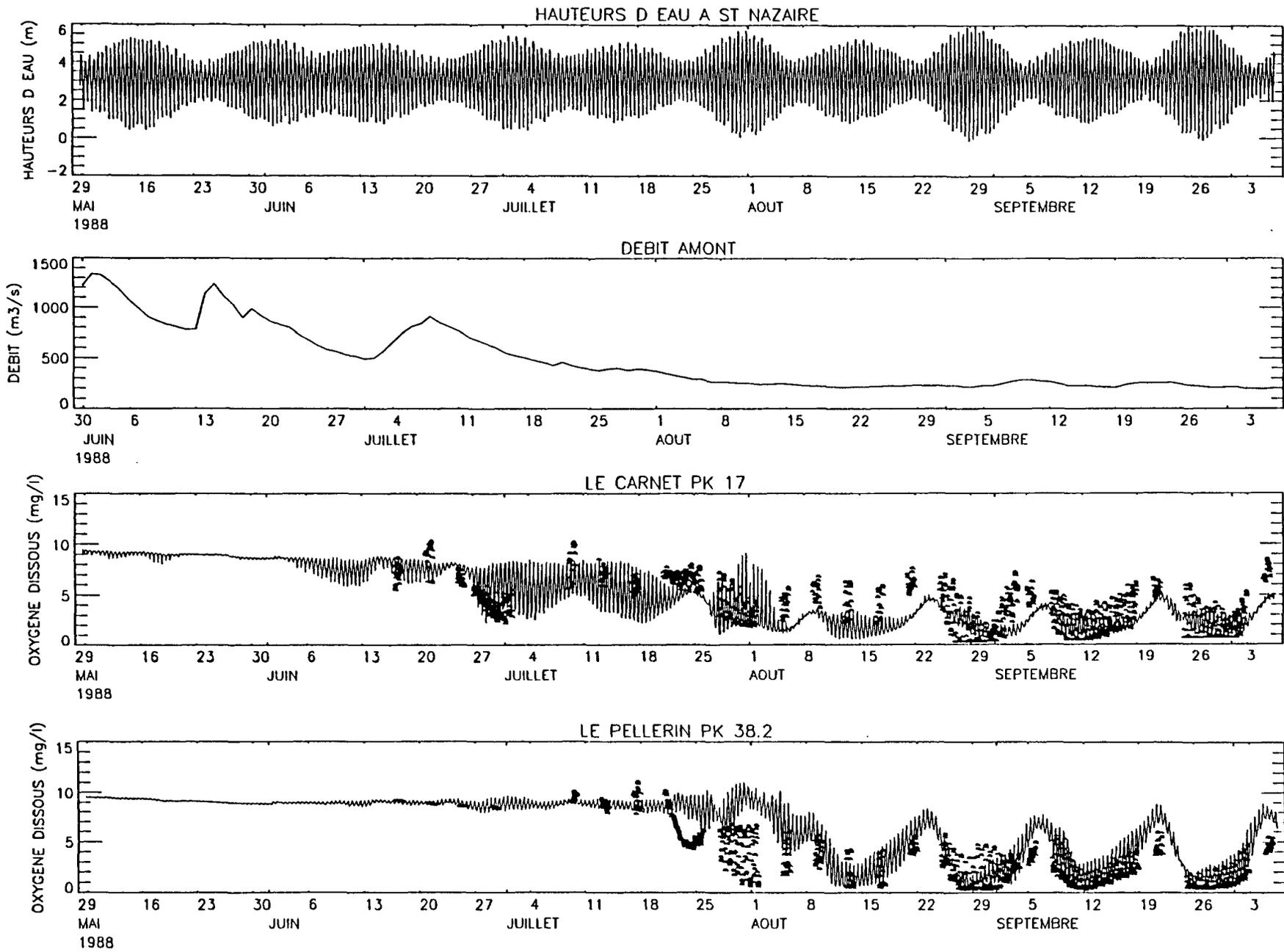
Le modèle reproduit globalement le comportement du système quant aux valeurs d'oxygène dissous :

- En juin et juillet, le débit moyen repousse le bouchon vaseux vers l'aval; toute la partie amont de l'estuaire est à saturation d'oxygène (figure 25) et on observe une diminution d'oxygène seulement à l'aval (au Carnet) pendant la vive eau.

- En août et septembre, le débit du fleuve a diminué, le bouchon vaseux est déplacé vers l'amont, il s'est concentré et une partie du matériel déposé au fond à l'aval s'est érodée pour être redéposée sous forme de crème de vase dans l'estuaire interne. La distribution longitudinale de l'oxygène dissous suit une courbe en sac (figure 26) et on observe un cycle de consommation d'oxygène / réoxygénation, tant au Pellerin qu'au Carnet, qui suit le cycle lunaire des marées.

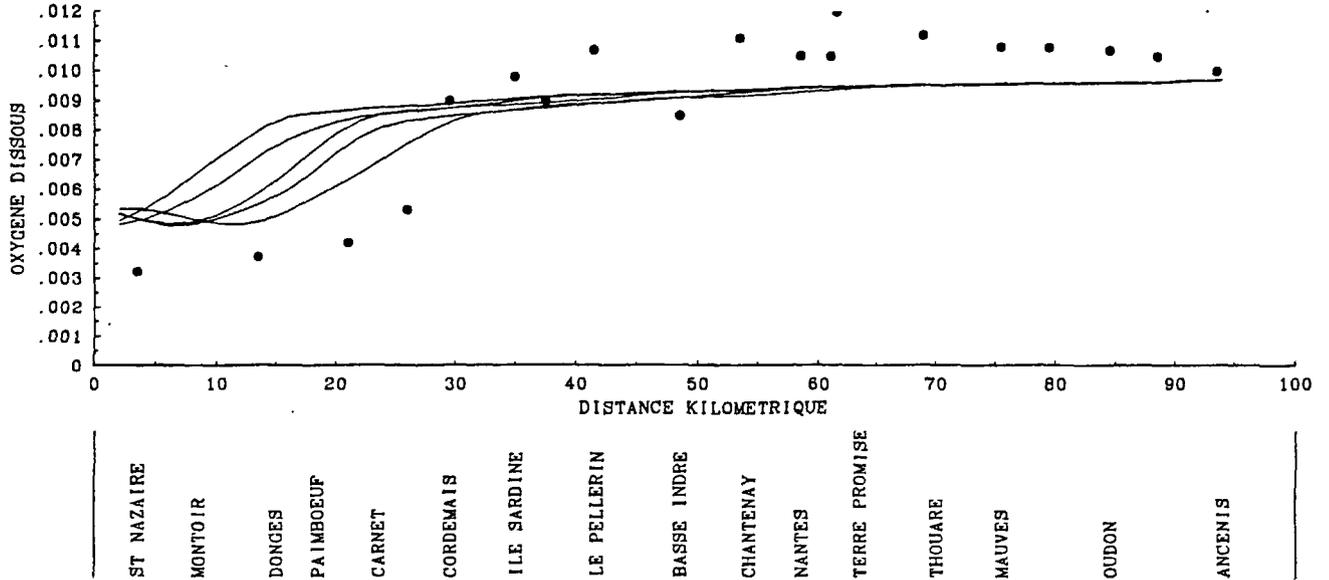
En effet, à chaque période de revif, lorsque le bouchon vaseux se reforme, la remise en suspension de chacune des fractions de matière organique introduit une demande en oxygène importante dans la zone de turbidité maximale (figure 27). Mais à ce phénomène vient s'ajouter la demande en oxygène provoquée par les détritiques phytoplanctoniques très labiles; cette consommation d'oxygène a lieu en amont du bouchon vaseux où la turbidité augmente et provoque la chute brutale de l'oxygène dès l'approche de Nantes.

La figure 28 décrit les sources et les puits d'oxygène, calculés en moyenne sur les mois de juin et septembre, et en fonction de la distance aval-amont dans l'estuaire. Au printemps, le bouchon vaseux étant placé vers l'embouchure, la demande en oxygène est forte mais concentrée en aval du Carnet. La réaération et l'apport d'oxygène par l'amont compensent cette consommation. En période post-estivale, le bouchon vaseux est en amont et il est plus étalé. Les puits d'oxygène sont plus faibles, mais ils sont répartis sur toute la longueur de l'estuaire. En amont, la matière organique algale labile et la matière organique "directement assimilable" consomment de l'oxygène et commencent à entamer le stock d'oxygène contenu dans la masse d'eau. Puis en aval, la matière organique d'origine continentale, présente dans le bouchon vaseux, continue d'exercer une demande non négligeable. L'aération et l'apport d'oxygène par l'amont ne suffisent plus à compenser cette demande continue.

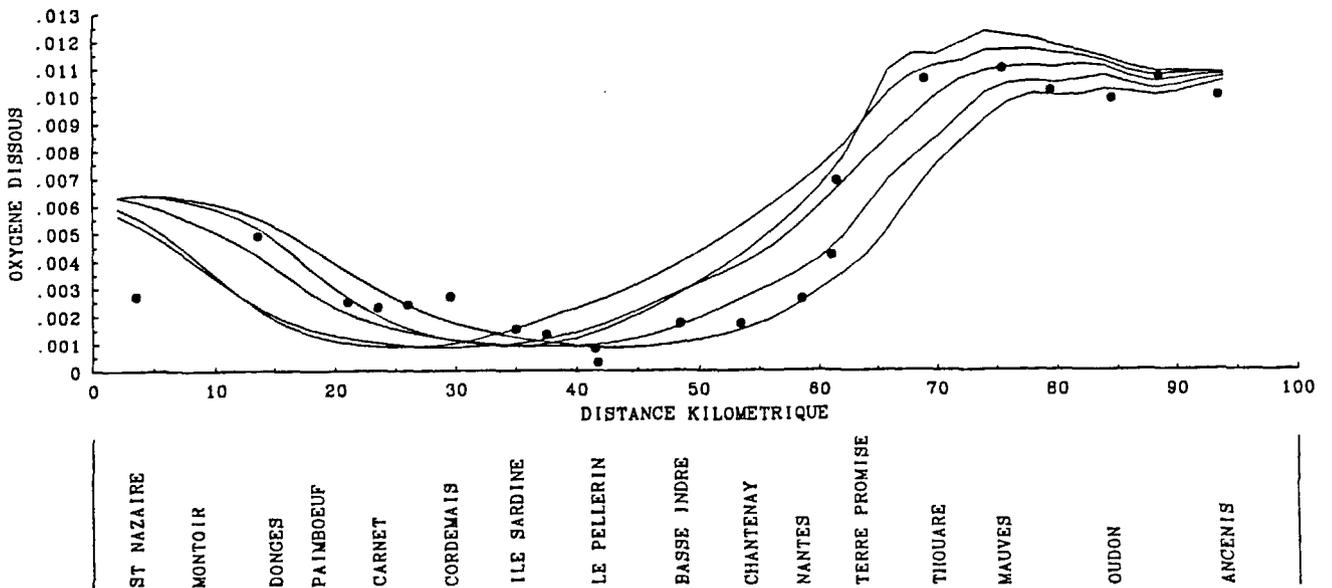


**FIGURE 24**  
Evolution temporelle de la hauteur d'eau à St Nazaire, du débit amont de l'oxygène dissous au Pellerin et au Carnet  
Comparaison modèle-mesures

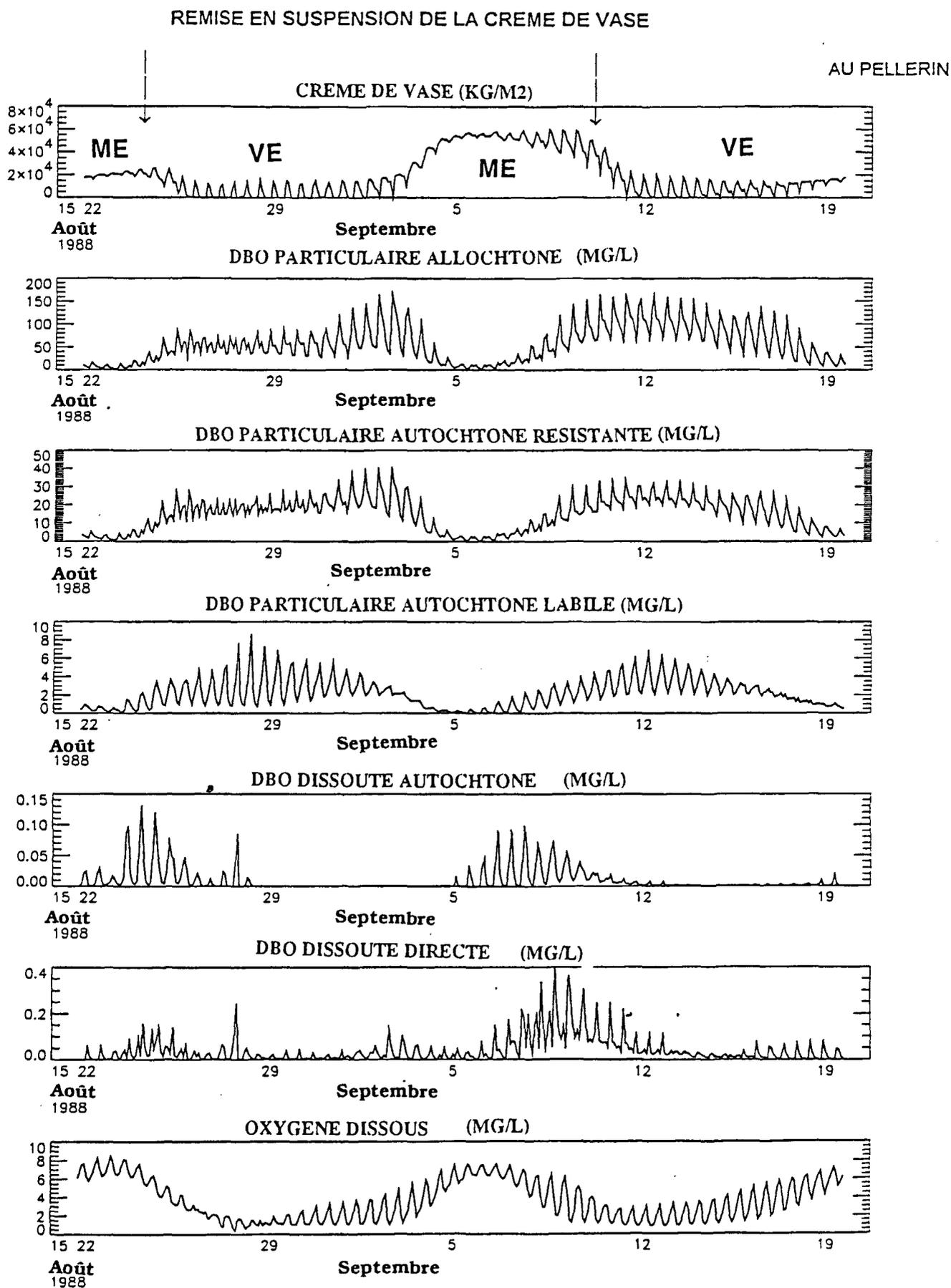
**FIGURE 25**  
 Distribution longitudinale de l'oxygène dissous le 14 juin 1988  
 Comparaison modèle /mesures  
 (Résultats du modèle = 1 courbe toutes les deux heures de 8 à 16 heures)  
 (Mesures = • réparties selon les prélèvements entre 8 h et 14 heures)



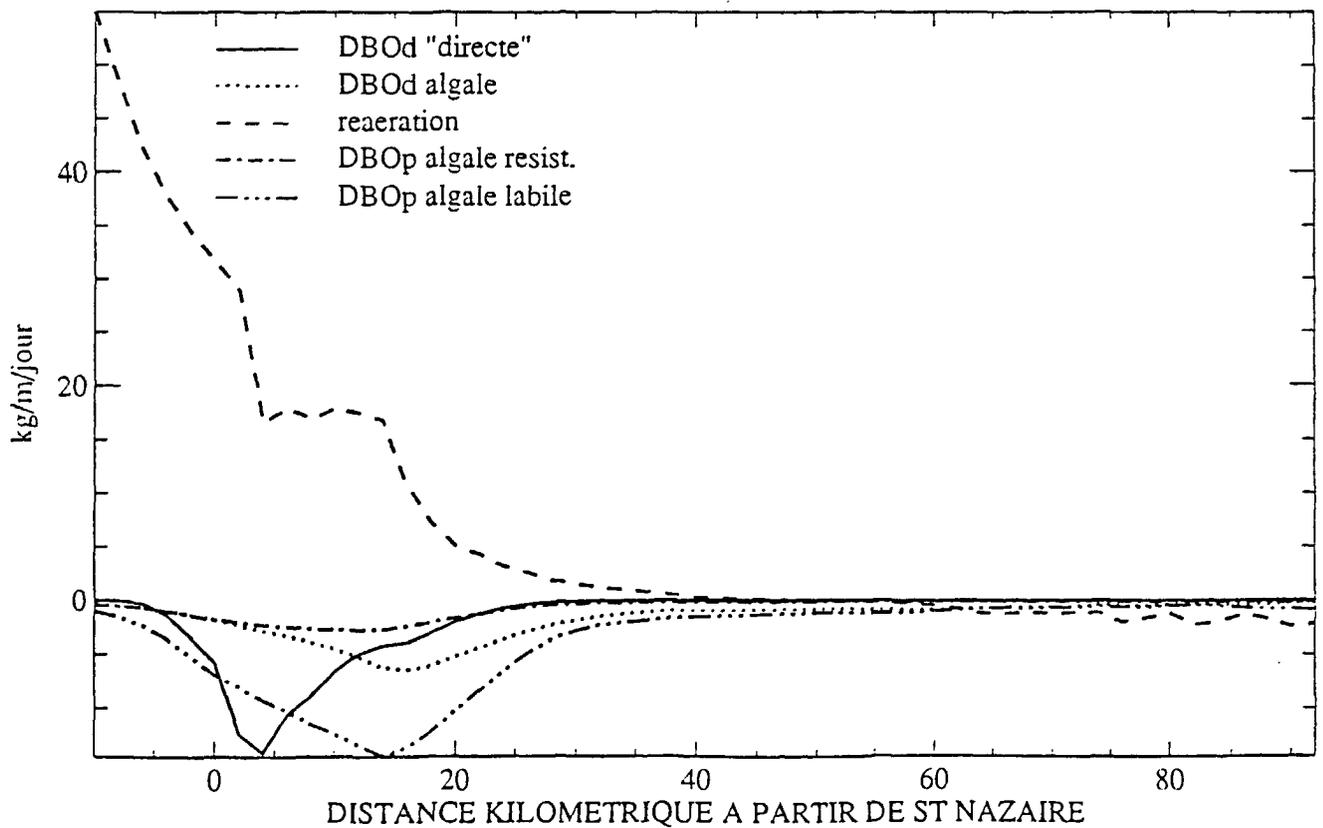
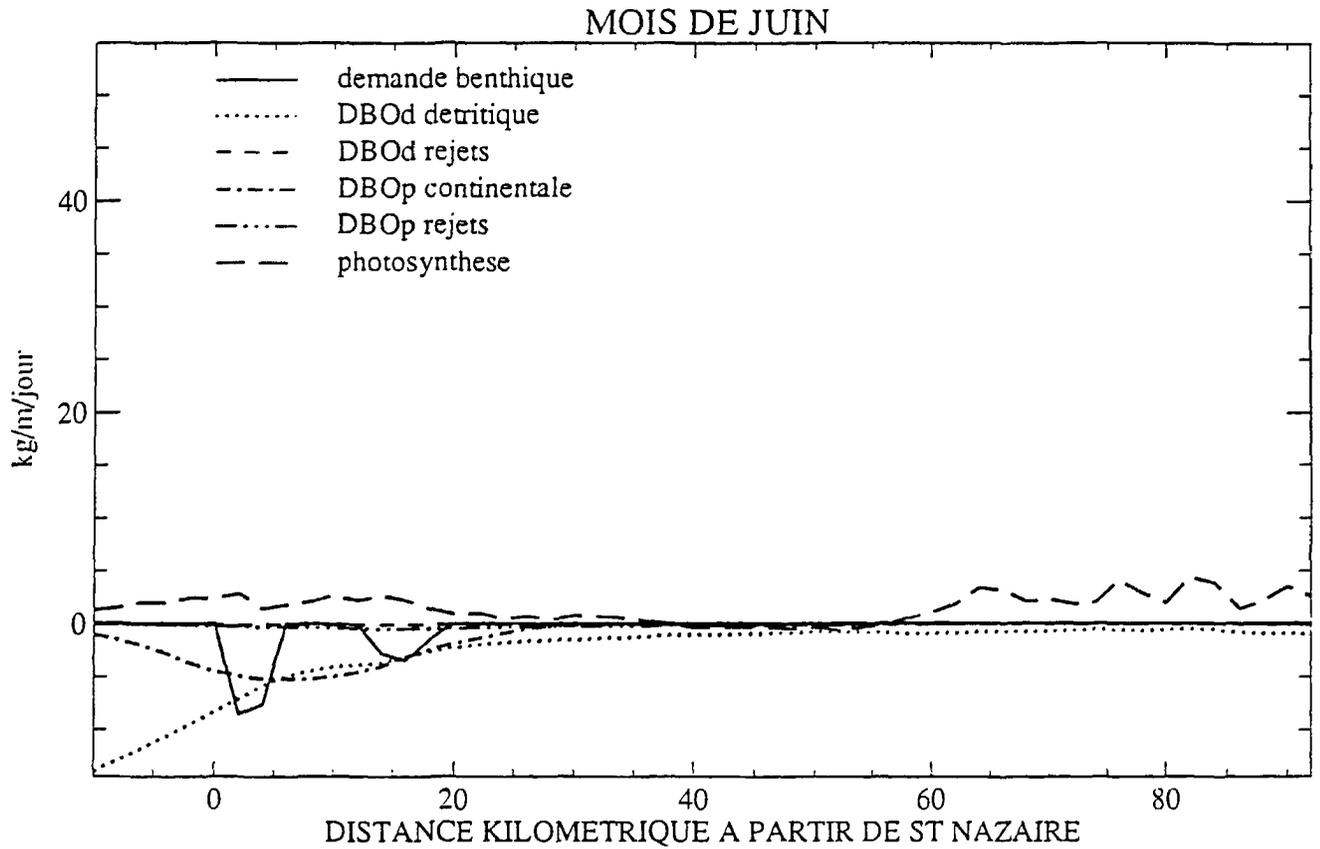
**FIGURE 26**  
 Distribution longitudinale de l'oxygène dissous le 13 septembre 1988  
 Comparaison modèle /mesures  
 (Résultats du modèle = 1 courbe toutes les deux heures de 8 à 16 heures)  
 (Mesures = • réparties selon les prélèvements entre 8 h et 14 heures)



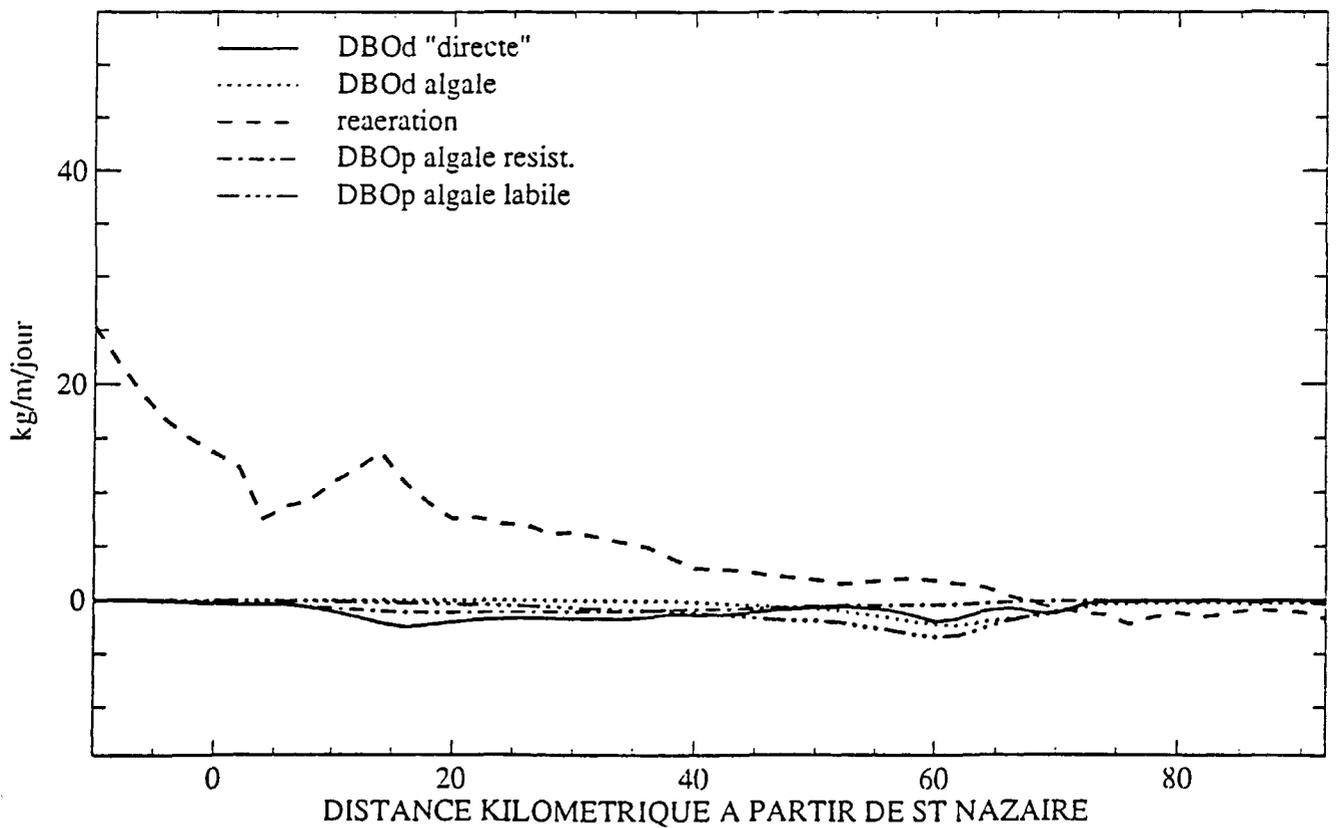
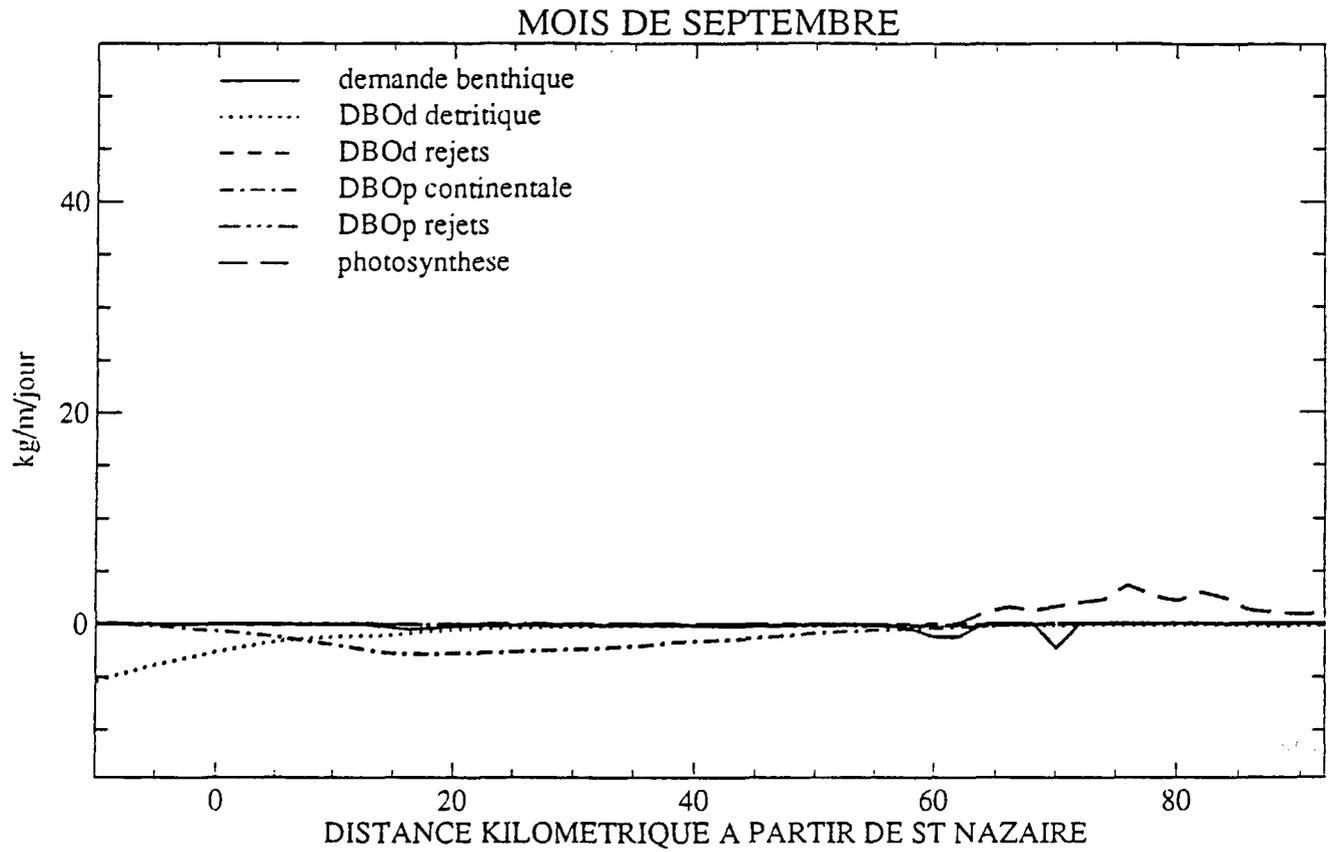
**FIGURE 27**  
 Evolution temporelle des différentes fractions de matière organique pendant les dépôts et remises en suspension de la crème de vase au Pellerin (du 15 août au 20 septembre 1988)



**FIGURE 28a**  
 Distribution longitudinale des consommations (<0) et des productions (>0) d'oxygène dissous  
 par les différents processus (en moyenne au mois de juin)

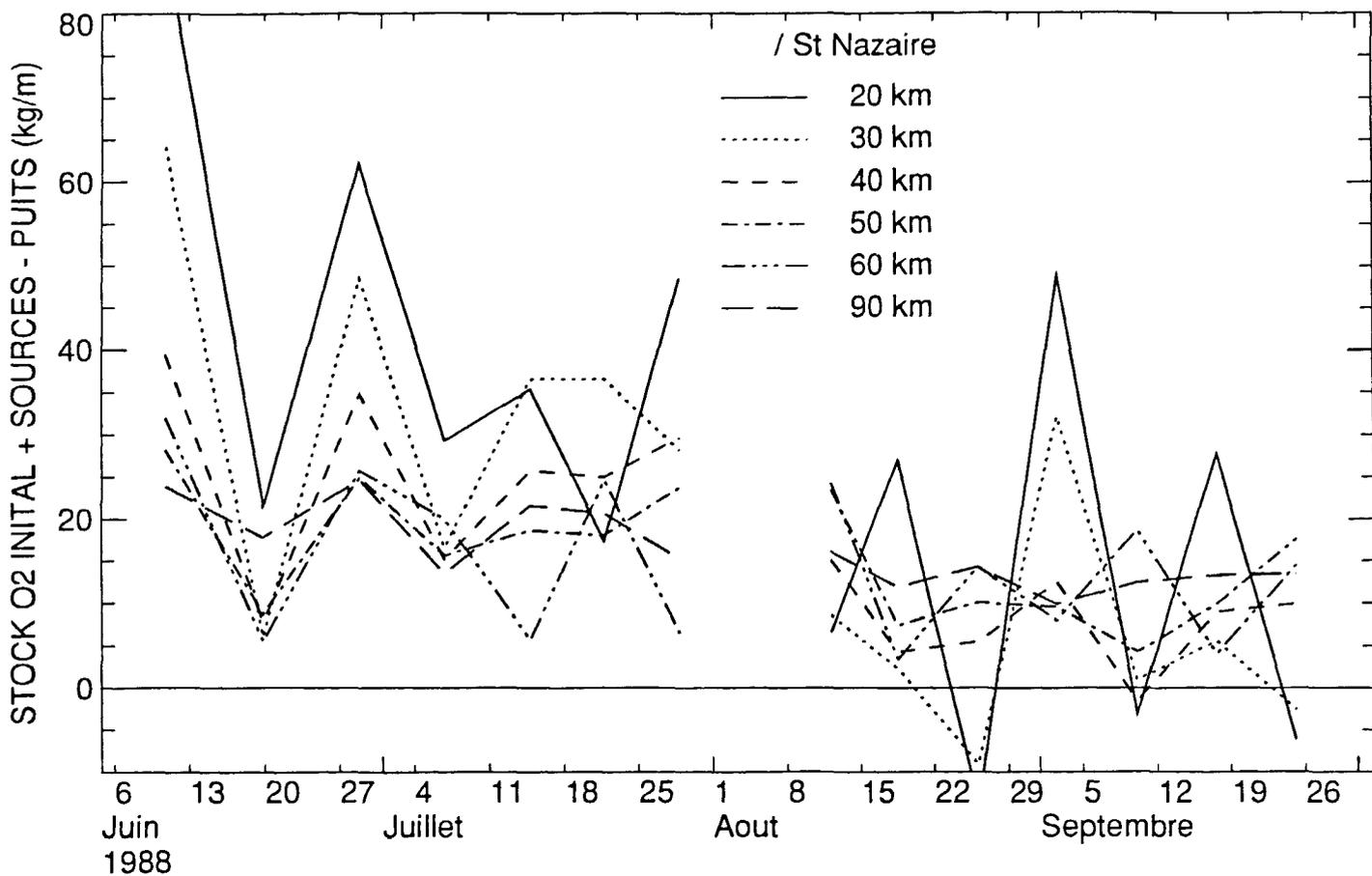


**FIGURE 28b**  
 Distribution longitudinale des consommations (<0) et des productions (>0) d'oxygène dissous  
 par les différents processus (en moyenne au mois de septembre)



Si on trace (figure 29) le bilan d'oxygène pour chaque période de vive eau et de morte eau en fonction du temps et en quelques points de l'estuaire (bilan = stock d'oxygène au début de la période moins les puits plus les sources moins les quantités sortantes plus les quantités entrantes d'oxygène pendant cette période), on observe en période printanière un bilan nettement positif, tandis qu'en période post estivale, le bilan est plus faible, négatif en vive eau. Les oscillations sont dues à l'alternance de consommation/réoxygénation correspondante à celle des périodes vive-eau/morte eau.

**FIGURE 29**  
Evolution temporelle du bilan d'oxygène  
(Le bilan est calculé pendant chaque période de 6 à 8 jours de vive eau et de morte eau)



Les dépôts, une marée sur deux (cf §IV), de crème de vase à Nantes et en amont de Nantes sont riches en débris phytoplanctoniques. Leur transformation en DBO interstitielle "directe" pendant le dépôt est rapide ce qui provoque une forte demande en oxygène au moment de leur remise en suspension. Ce phénomène, qui repose sur deux processus mal connus (les dépôts en amont de Nantes et la transformation du matériel en anaérobiose), demande à être validé.

Les tests de sensibilité ont montré :

- la faible influence de la matière organique dissoute détritique même si sa vitesse de dégradation est choisie assez forte. En effet, la demande en oxygène résultante est répartie quasi uniformément le long de l'estuaire. Grâce à l'effet "ressort" du processus de réaération par l'atmosphère, cette consommation est compensée par l'apport d'oxygène en surface ;

- l'influence non négligeable de la DBO dissoute "directe" qui est formée dans la crème de vase et la vase pendant les dépôts. Mais ce processus peut être compensé par une modification des vitesses de dégradation aérobies. La calibration du modèle n'est pas assez précise pour quantifier l'importance de ce processus sur le comportement du système. Il faudrait pour cela s'appuyer sur des mesures adaptées et fines des phénomènes en jeu dans ce milieu;

- l'influence de la répartition des débris phytoplanctoniques dans les différents compartiments de matière organique (dissous et particulaire, labile et résistant). En effet, selon cette répartition, la demande en oxygène va s'exprimer de façon différée dans le temps et dans l'espace. Si les cellules mortes phytoplanctoniques se dégradent rapidement et donc alimentent le stock de DBO labile, la demande en oxygène s'exprime préférentiellement en juin et juillet et à l'amont du bouchon vaseux. Si au contraire, la majorité des débris algaux se dégradent lentement en alimentant le stock de DBO résistante, la consommation d'oxygène est faible au printemps et devient plus importante en septembre, au niveau de la zone de turbidité maximale.

- l'incertitude sur la quantité de DBO créée par mortalité du phytoplancton. En effet, le facteur de conversion entre une cellule de phytoplancton, représentée dans le modèle par la chlorophylle a, et une unité de DBO n'est pas précis; sa valeur introduit des imprécisions sur la part que prend la demande en oxygène d'origine algale dans la demande totale en oxygène.

- la sensibilité des résultats en oxygène au stock initial de DBO d'origine continentale au début de la simulation et à sa vitesse de dégradation. La demande en oxygène de cette matière organique s'exprime dans la zone de turbidité maximale. Elle est plus importante en septembre, lorsqu'une grande quantité de matériel est mobilisée dans les cycles de dépôt sous forme de crème de vase et remise en suspension dans la colonne d'eau. Ces valeurs ne changent pas le comportement du système mais il est possible d'ajuster les résultats aux mesures en choisissant différents jeux de paramètres. Etant données les incertitudes sur la demande d'origine algale, ceci a des conséquences sur l'interprétation des résultats.

- l'importance de la position du bouchon vaseux dans l'estuaire et plus généralement de la dynamique sédimentaire dans l'estuaire. La présence du bouchon vaseux agit sur le déficit en oxygène en piégeant le matériel particulaire biodégradable et en atténuant la lumière ce qui a pour effet de limiter la production algale et d'accélérer la mortalité des cellules phytoplanctoniques. Si la zone de turbidité maximale est plus concentrée et plus étalée parce qu'elle s'est déplacée vers l'amont, l'oxygène dissous, arrivant par l'amont et introduit par réaération à travers la surface, n'est pas suffisant pour compenser le déficit résultant.

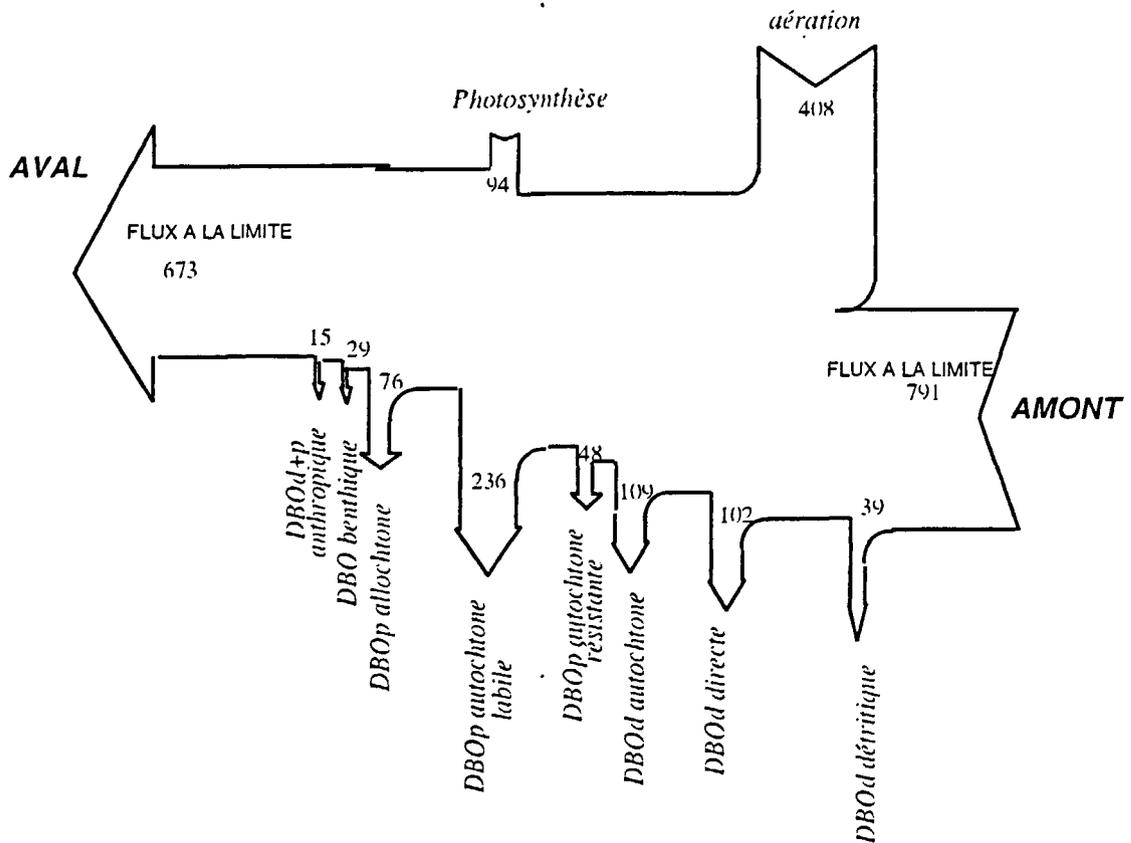
- l'influence négligeable des paramètres qui définissent la dégradation des rejets anthropiques. La demande en oxygène correspondant à ces rejets est très faible par rapport à celle des autres fractions de matière organique, piégées en grande quantité dans le bouchon vaseux.

La demande en oxygène provoquée par chacune des fractions de matière organique est décrite sur la figure 30, en juin et en septembre. Le poids des rejets urbains et industriels est très faible (3%). En juin, la matière organique d'origine algale crée une demande très forte, tandis que celle d'origine continentale n'est que de 10%. En septembre, la demande en oxygène dissous d'origine algale est encore assez importante (30-40%), mais celle d'origine continentale a augmenté (15-20%), du fait de la remise en suspension de la vase et donc d'un stock important de matériel ancien, stocké dans l'estuaire.

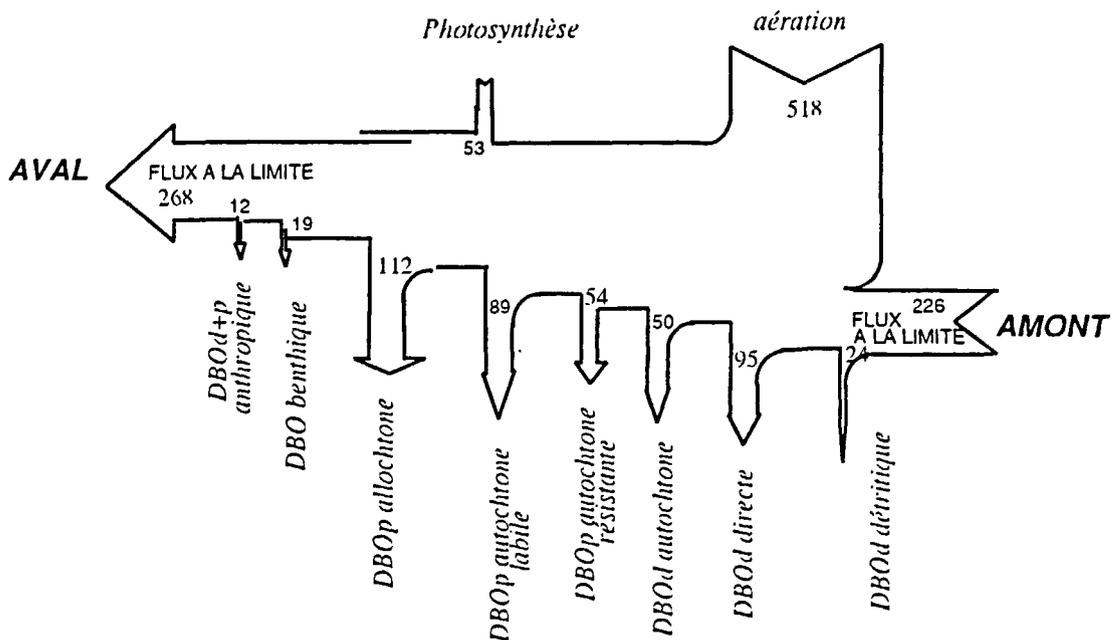
Il est à noter que, malgré l'origine essentiellement continentale de la DBO accumulée dans le bouchon vaseux (figure 31), la consommation résultante d'oxygène est plutôt d'origine algale (figure 32). En août et septembre, on a 78 à 84% de la DBO particulaire totale qui est d'origine continentale, mais cette matière organique ne consomme en fait que 34 à 41% de l'oxygène utilisé par les différentes DBO particulières. Cela tient au fait que la matière organique d'origine algale est plus fraîche et plus facilement dégradable que la matière organique "vieille", qui s'accumule dans la vase de l'estuaire.

**FIGURE 30**  
Bilans d'oxygène à travers l'estuaire en juin et en septembre  
Flux moyens sur deux cycles morte eau - vive eau

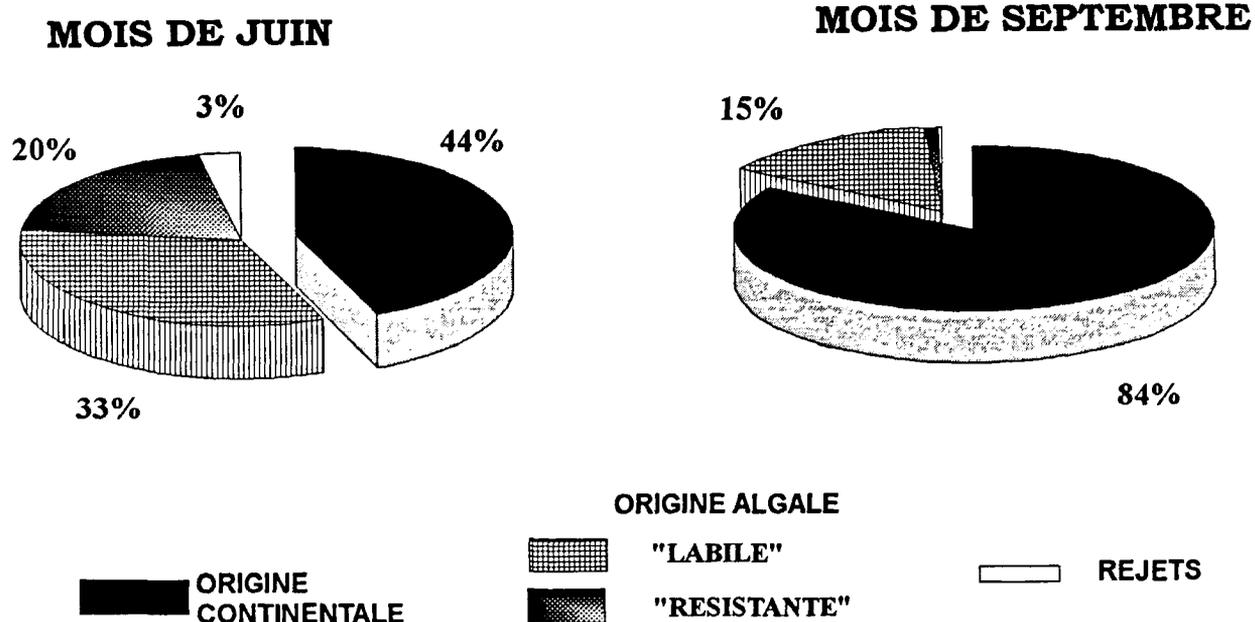
**BILAN D'OXYGENE EN JUIN**  
EN TONNES/jour



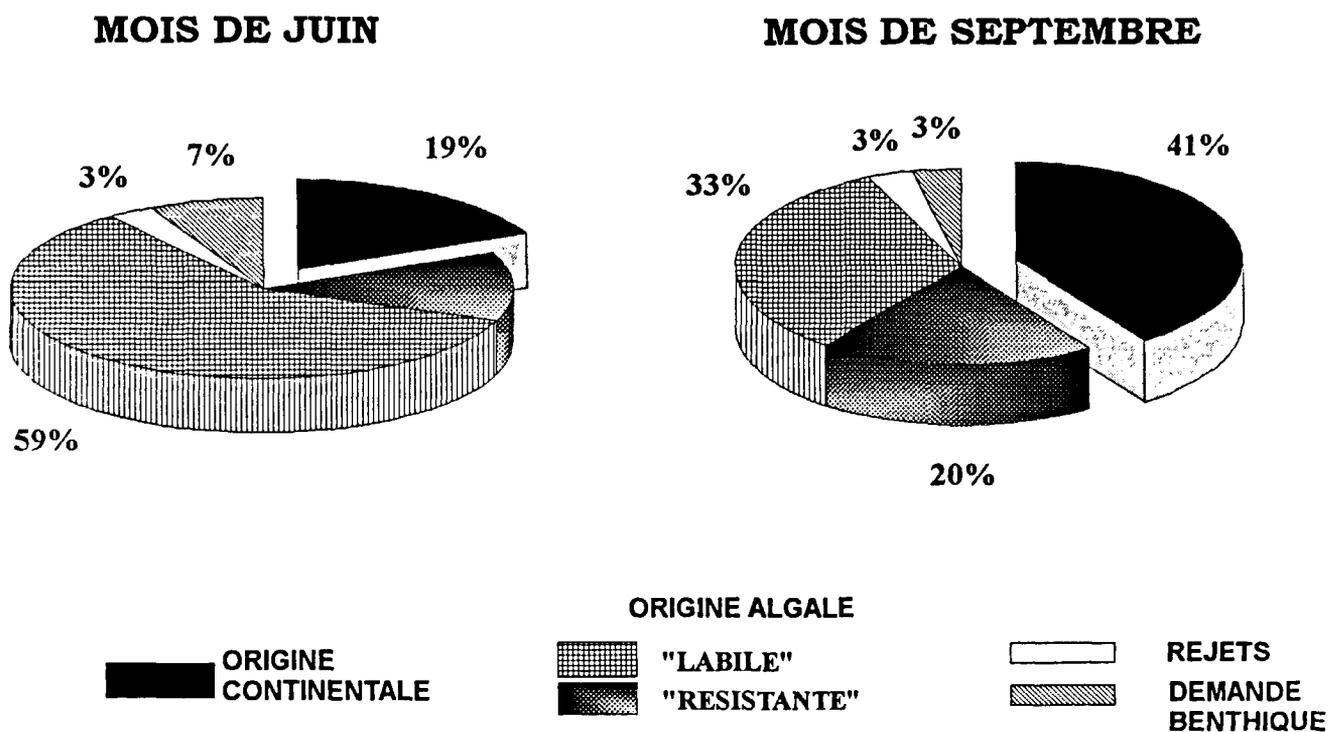
**BILAN D'OXYGENE EN SEPTEMBRE**  
EN TONNES/jour



**FIGURE 31**  
Répartition des différentes fractions de DBO particulières  
dans le bouchon vaseux



**FIGURE 32**  
Répartition des consommations d'oxygène par les différentes fractions de DBO particulières  
dans le bouchon vaseux



Le modèle est essentiellement calibré sur les enregistrements en continu d'oxygène. La chlorophylle, la salinité et les matières en suspension sont également comparées aux mesures régulières réalisées pendant l'année 1988. Pour la matière organique, des mesures de DBO ont été utilisées, mais ce sont le plus souvent des mesures de DBO<sub>5</sub>, c'est-à-dire au bout de 5 jours d'incubation. Les valeurs mesurées sont difficilement comparables à des DBO "ultimes", calculées par le modèle et représentant la demande totale en oxygène, lorsque toute la matière organique s'est dégradée; d'autre part, elles ne donnent pas d'indication sur les différentes fractions de matière organique, identifiées dans le modèle.

Cette comparaison difficile des variables d'état du modèle avec les variables mesurées sur le terrain introduit une indétermination dans la calibration du modèle. En effet, il est possible d'obtenir un résultat équivalent pour l'oxygène avec différents jeux de paramètres, ceux-ci déterminant pourtant des quantités de matière organique différentes selon les fractions.

Ainsi, si on se donne par exemple (cas 1) une quantité initiale faible de DBO d'origine continentale et une forte production algale, avec 100% des détritiques qui se dégradent, la calibration du modèle est possible. Il faut alors supposer que 60%, au lieu de 20%, des cellules mortes phytoplanctoniques se dégradent lentement. La matière organique d'origine algale est alors en très grande majorité responsable de la consommation d'oxygène dans l'estuaire.

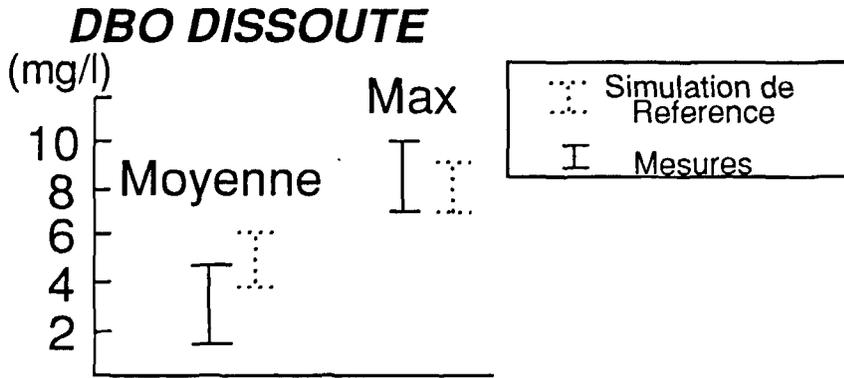
Au contraire (cas 2), on peut se donner une quantité initiale de matière organique d'origine continentale importante et utiliser des valeurs faibles pour les paramètres de conversion du phytoplancton mort en matière organique. Dans ce cas, la consommation d'oxygène est plus faible en juin et juillet, plus forte en août et septembre; son origine réside pour une part plus importante dans la matière organique d'origine continentale.

C'est pourquoi, les mesures, disponibles dans la littérature et en particulier celles provenant des études du GRECO-ICO (Meybeck, 1983; Saliot *et al*, 1984; Billen *et al*, 1986; Saliot *et al*, 1988; Meybeck *et al*, 1988; Relexans *et al*, 1988), ont été utilisées pour tenter de vérifier le modèle à partir d'autres sources que les enregistrements d'oxygène dissous. Ainsi les concentrations en COP et en COD et les mesures de production primaire et d'activité hétérotrophe ont été relevées.

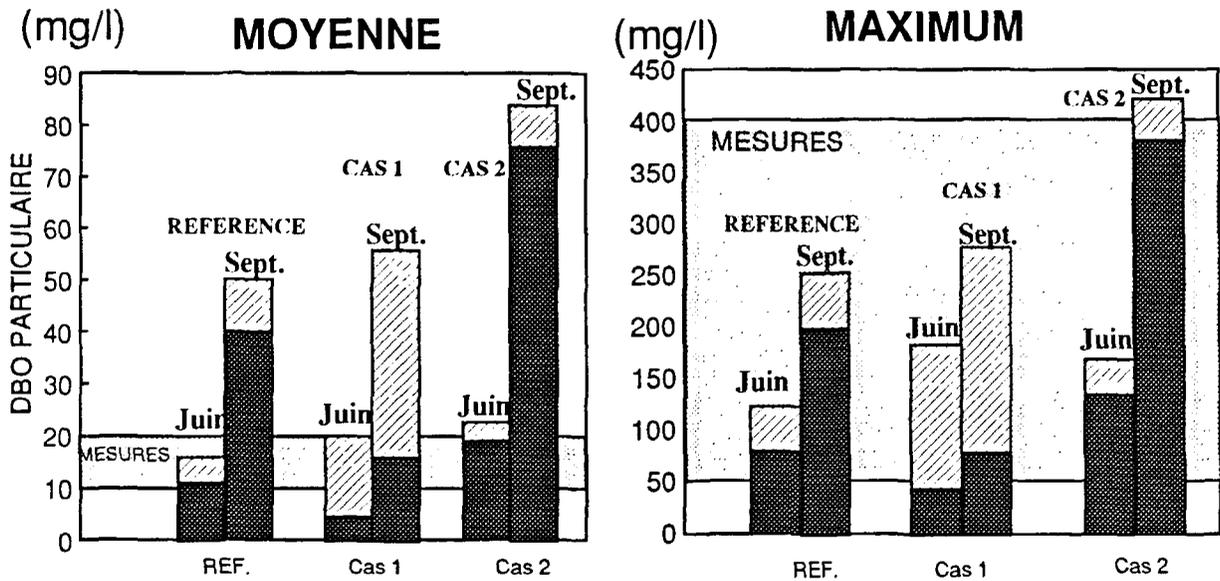
Pour pouvoir faire une comparaison, les mesures de carbone organique dissous et particulaire ont été converties en DBO, en tenant compte du facteur de biodégradabilité. Les facteurs de conversion n'étant pas fixes et les mesures étant très variables en fonction du point de prélèvement, de la saison etc., on ne peut comparer que des ordres de grandeur, avec parfois des fourchettes de variation importantes, ou une signification différente pour la moyenne notamment. La figure 33 illustre cette comparaison pour la DBO dissoute et particulaire, pour les trois cas de calibration présentés (le cas de référence, le cas 2 avec DBO continentale forte, et le cas 1 avec une DBO continentale faible et plus de DBO algale produite dans l'estuaire). Il est clair que ces mesures ne permettent pas de faire un choix de calibration.

Les mesures plus spécifiques, telles que la production primaire à l'amont et l'activité hétérotrophe, sont comparées aux résultats du modèle sur la figure 34. Là encore, le modèle donne de bons ordres de grandeur.

**FIGURE 33**  
 Comparaison modèle - mesures pour la DBO dissoute et particulaire

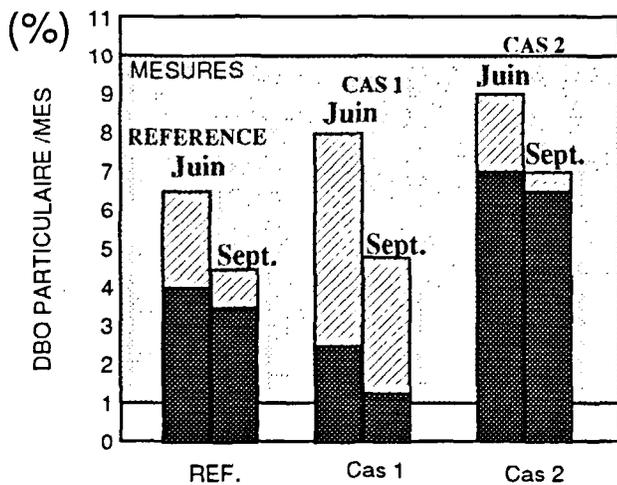


## DBO PARTICULAIRE DANS LE BOUCHON VASEUX



Mesures

### RAPPORT DBO<sub>up</sub>/MES



DBO d'origine non algale (continentale)  
 DBO d'origine algale (fraction "resistante")

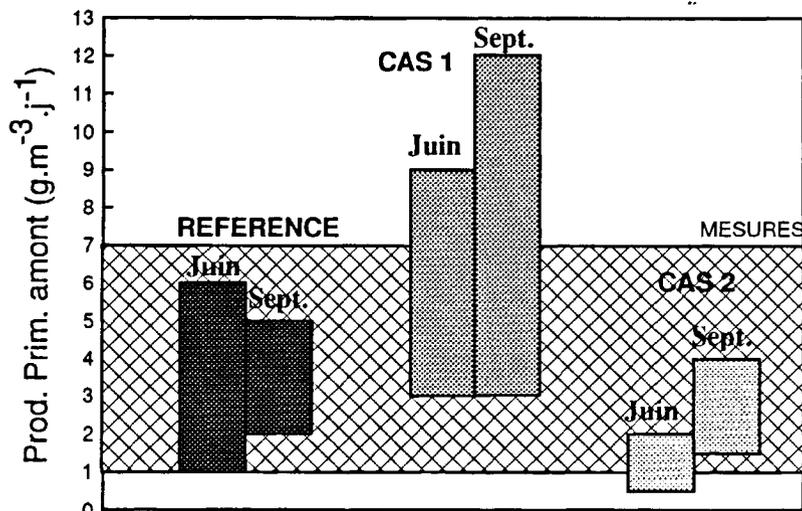
REF. : Simulation de référence

Quantité initiale de DBO d'origine continentale

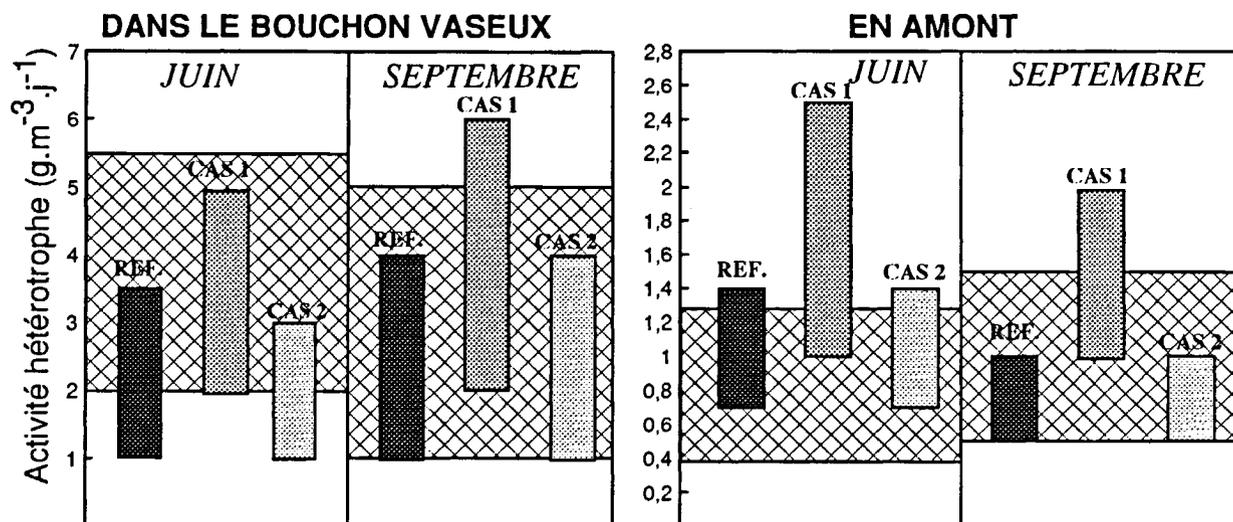
REF : MOYENNE  
 CAS 1 : FAIBLE  
 CAS 2 : FORTE

FIGURE 34  
 Comparaison modèle - mesures pour la production primaire et l'activité hétérotrophe

## PRODUCTION PRIMAIRE A L'AMONT



## ACTIVITE HETEROTROPHE



Mesures

Quantité initiale  
de DBO d'origine continentale



Simulation de référence : MOYENNE



Cas 1 : FAIBLE



Cas 2 : FORTE

### VI.3. APPLICATIONS DU DEUXIEME MODELE D'OXYGENE DISSOUS

#### A. EVALUATION DE L'ETENDUE DES ZONES SOUS-OXYGENEES.

A partir de ce deuxième modèle d'oxygène dissous, l'évolution, pendant l'été 1988, des longueurs d'estuaire soumises à des conditions d'oxygénation critiques a été calculée. En effet, selon le coefficient de marée et le débit amont, la courbe en sac qui caractérise la distribution longitudinale de l'oxygène dissous est plus ou moins creusée; la zone d'estuaire en conditions hypoxiques est plus ou moins étendue.

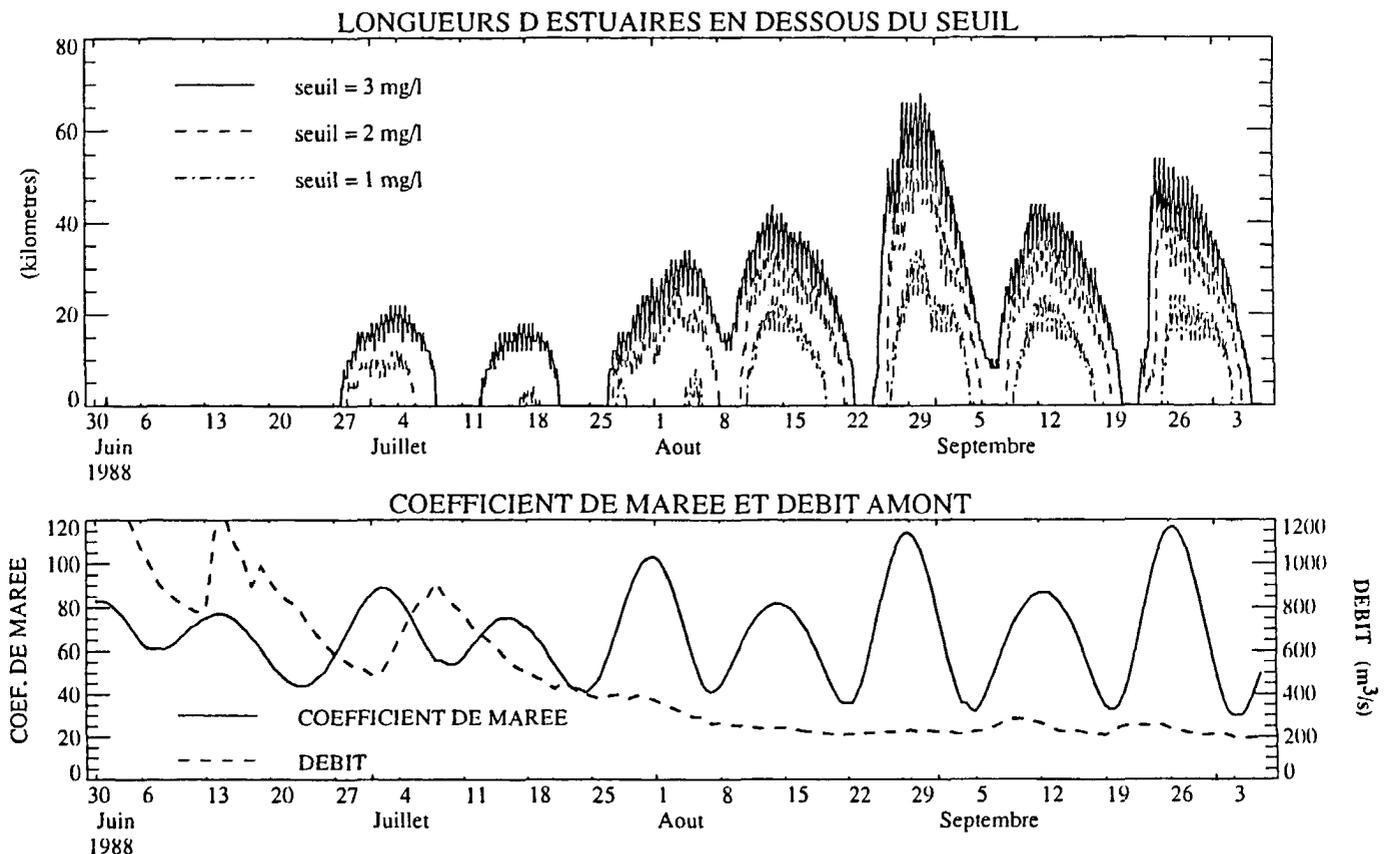
Les longueurs d'estuaire, le long desquelles la concentration en oxygène dissous est inférieure à 3, 2 et 1  $\text{mg.l}^{-1}$ , sont tracées sur la figure 35, en parallèle avec le débit amont et le coefficient de marée. Etant donnée l'incertitude sur les résultats du modèle (au moins 1  $\text{mg.l}^{-1}$  sur l'oxygène), ces valeurs de longueurs en kilomètres ne sont pas précises; elles ne sont montrées ici que pour leur évolution relative, indicatrice des conditions critiques d'oxygénation.

Ces longueurs sont d'autant plus importantes que le coefficient de marée est fort, notamment en août et septembre, mais il n'y a pas de relation directe entre les deux, à cause d'autres facteurs qui entrent en jeu (quantité de vase érodée, position du bouchon vaseux etc...).

On trouve néanmoins une relation entre le minimum d'oxygène rencontré dans l'estuaire et le coefficient de marée, ceci en décalant d'une journée le minimum d'oxygène par rapport à la marée, comme cela avait été observé à partir d'enregistrements d'oxygène en continu (Romana *et al*, 1987).

FIGURE 35

Evolution de juin à septembre 1988 des longueurs d'estuaire en dessous des trois seuils (3, 2 et 1  $\text{mg.l}^{-1}$ ), du coefficient de marée et du débit amont.



## B. SUIVI DE LA QUALITE D'UNE MASSE D'EAU

Le modèle permet de suivre une masse d'eau qui traverse l'estuaire d'amont en aval et voit varier les concentrations des différentes variables d'état. Un modèle unidimensionnel ne tient pas compte des convections différentielles entre la surface et le fond; les trajectoires décrites sont moyennes et ne peuvent prétendre reproduire l'exacte circulation d'une particule d'eau le long de l'estuaire. Cependant ce type de représentation permet de visualiser l'évolution des variables de manière différente et parfois plus compréhensible, puisque la masse d'eau est caractérisée en fonction du temps lorsqu'elle se déplace dans l'estuaire (suivi lagrangien).

Deux trajectoires sont tracées sur la figure 36. Partant en aval d'Ancenis pendant le mois de septembre, leur progression dans l'estuaire au cours du temps est décrite par la variation de la distance par rapport à St Nazaire. Les concentrations en oxygène dissous et en matières en suspension sont tracées le long de ces trajectoires, ainsi que le coefficient de marée pendant la période.

La première trajectoire part le 17 septembre, en période de déchet; elle atteint le bouchon vaseux vers le 23-25 septembre, c'est à dire en période de revif; elle voit alors sa concentration en MES augmenter jusqu'à  $2 \text{ g.l}^{-1}$ , mais elle est déjà arrivée en aval du bouchon vaseux en vive eau. Sa concentration en oxygène dissous ne descend pas au dessous de  $3 \text{ mg.l}^{-1}$ .

La seconde trajectoire part le 23 septembre, en période de revif. Dès le 24 septembre, elle se trouve dans la région de Nantes où les matières en suspension augmentent. Sa concentration en oxygène dissous diminue brutalement du fait du relargage des détritiques phytoplanctoniques rapidement assimilables et de la DBO interstitielle libérée par la remise en suspension de la crème de vase. Pendant toute la période du 25 au 30 septembre, elle traverse le bouchon vaseux en période de vive eau et sa concentration en oxygène dissous reste très basse ( $< 2 \text{ mg.l}^{-1}$ ).

Le débit pendant cette période est de l'ordre de  $200 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ . L'eau met 13 à 18 jours pour traverser l'estuaire entre Ancenis et St Nazaire. Même si cette masse d'eau est remplacée par un poisson, qui a une vitesse de nage non nulle, la traversée pendant la période de revif et de vive eau est trop longue pour qu'il puisse survivre à des conditions d'oxygénation aussi mauvaises.

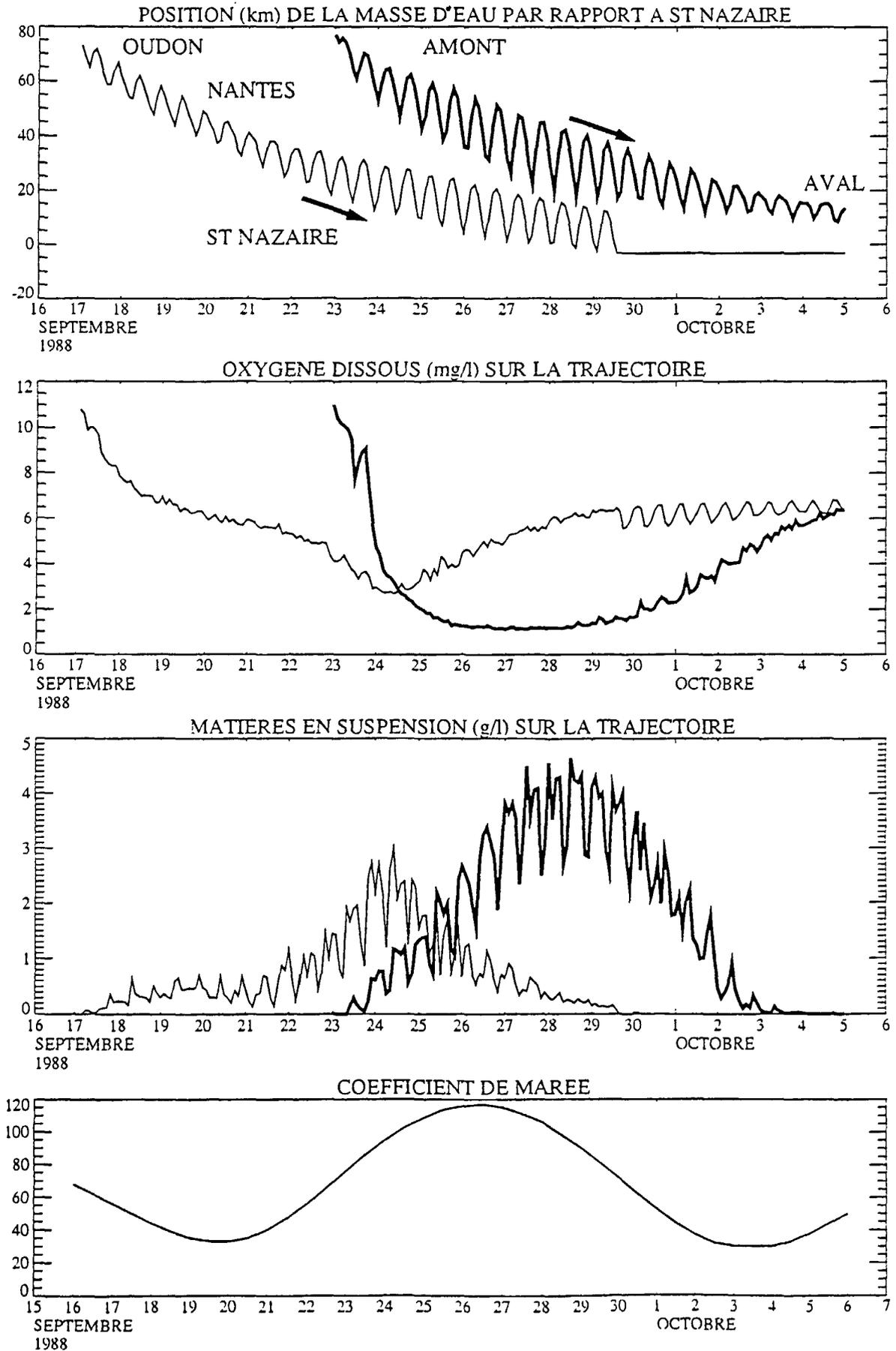
## C. INFLUENCE DES SOUTIENS D'ETIAGE

Le débit amont a une influence sur les conditions d'oxygénation, de par son action sur la position du bouchon vaseux et sur le temps de résidence des eaux dans l'estuaire.

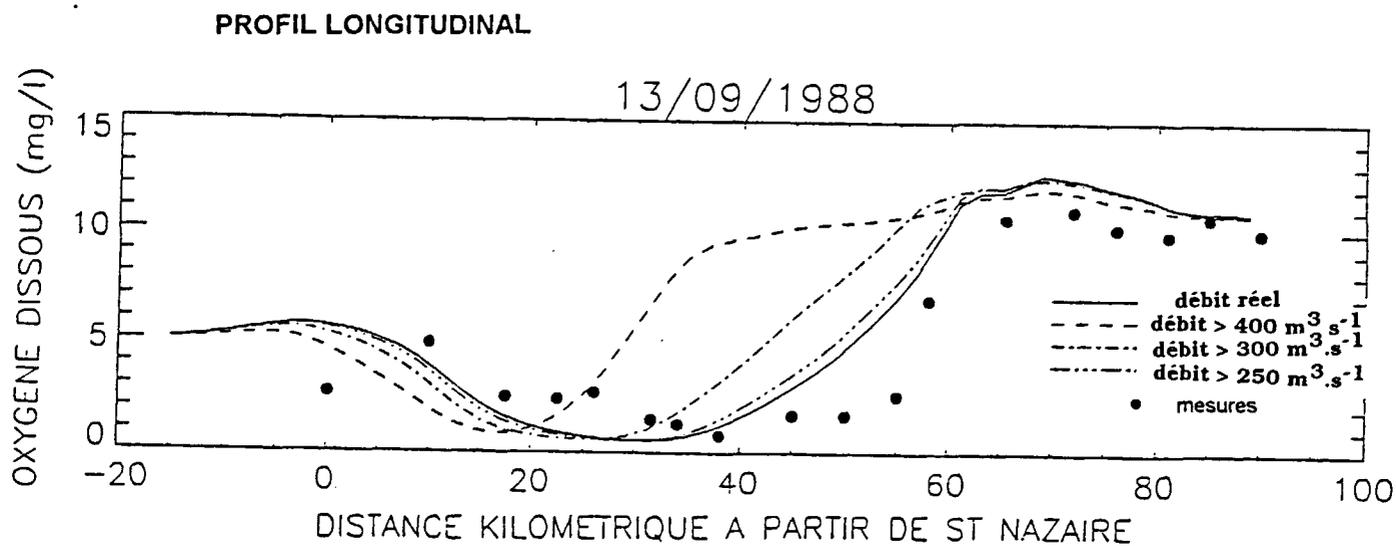
Le modèle a été exploité dans le cas où le débit amont serait soutenu au dessus d'une certaine valeur, valeur qui peut être choisie en fonction des objectifs d'amélioration des conditions d'oxygénation. Cette amélioration est mesurée à partir des longueurs d'estuaire en conditions hypoxiques en période post-estivale. Trois essais ont été réalisés, dans les conditions de l'année 1988, en maintenant le débit toujours supérieur à  $250$ ,  $300$  et  $400 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , sans modifier par ailleurs les concentrations en chlorophylle et en matière organique arrivant de l'amont (ce qui n'est pas nécessairement juste).

FIGURE 36

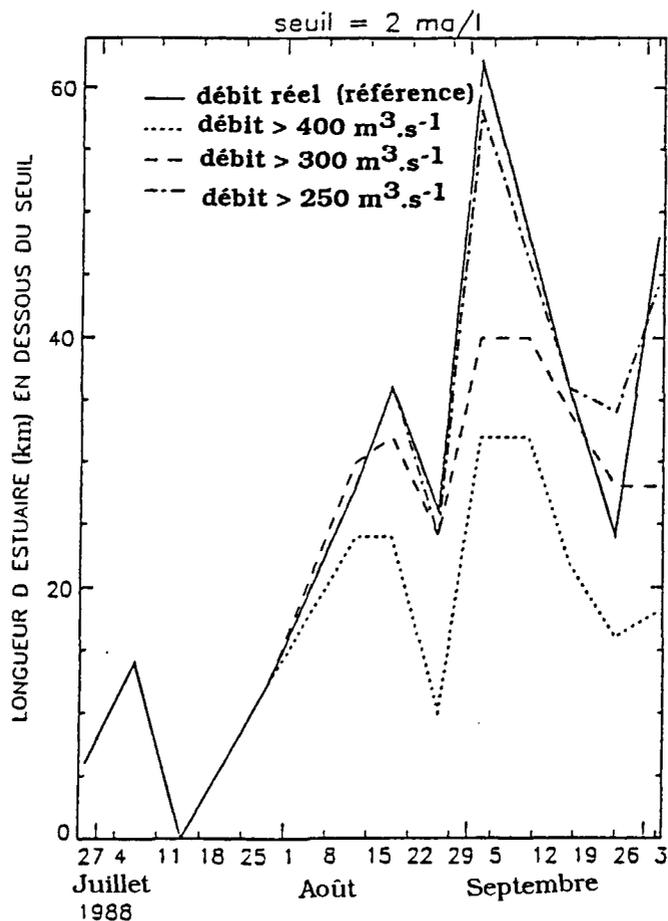
Trajectoires d'une masse d'eau, partant d'Ancenis, le 17 et le 23 septembre.  
Concentrations en oxygène dissous et en matières en suspension pendant le parcours à travers l'estuaire  
Evolution concomitante du coefficient de marée.



**FIGURE 37**  
 Comparaison des conditions d'oxygénation dans plusieurs cas de débit minimum soutenu  
 Profil longitudinal en oxygène dissous et évolution des longueurs d'estuaire en hypoxie.



**LONGUEURS D'ESTUAIRE LE LONG DESQUELLES LA  
 CONCENTRATION EN OXYGENE EST INFERIEURE A 2 mg/l**



Les profils longitudinaux des concentrations d'oxygène dissous en septembre 1988 (vive eau) sont comparés à la référence (débit réel) sur la figure 37. On observe une nette amélioration des conditions d'oxygénation, avec un raccourcissement de la courbe en sac, seulement à partir d'un débit de  $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Les longueurs d'estuaire le long desquelles la concentration en oxygène dissous est inférieure à  $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  passent de 40-60 kilomètres à moins de 30 kilomètres, ceci sur des durées à peu près équivalentes.

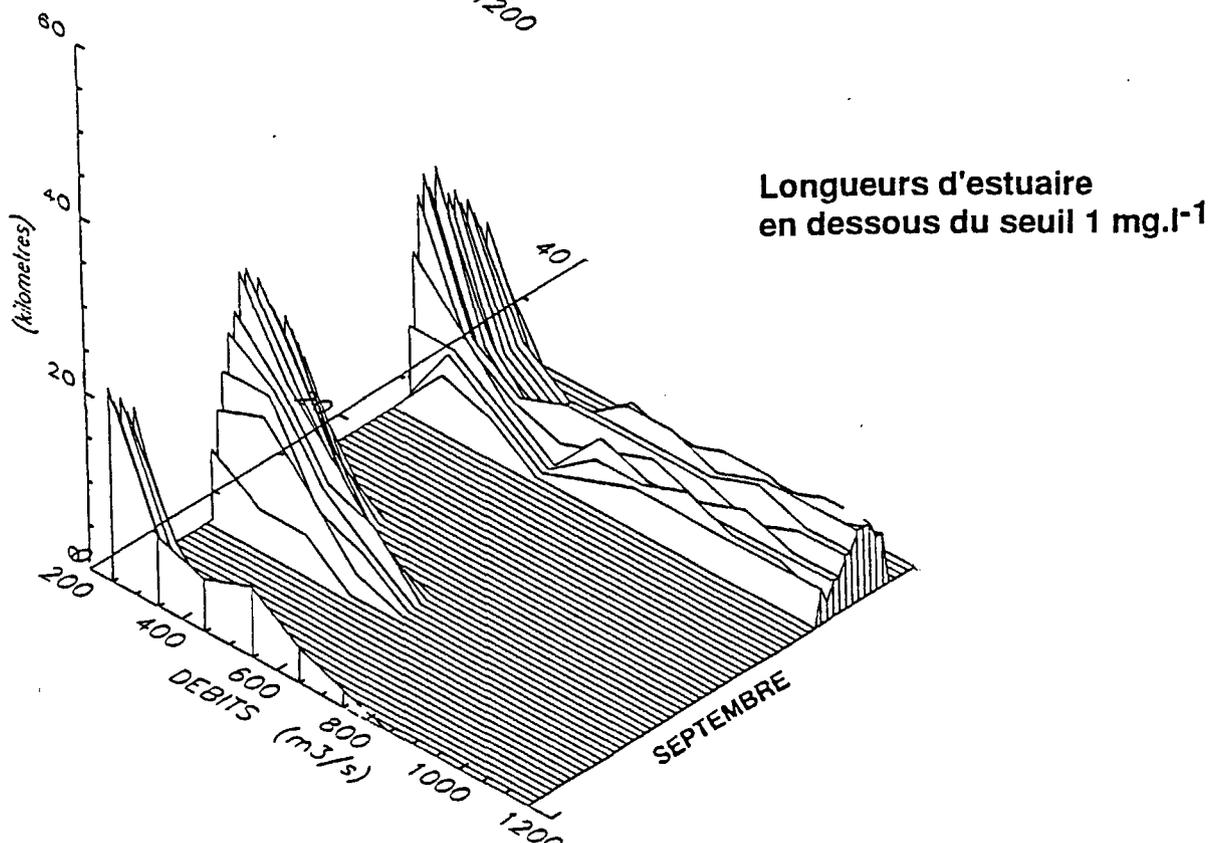
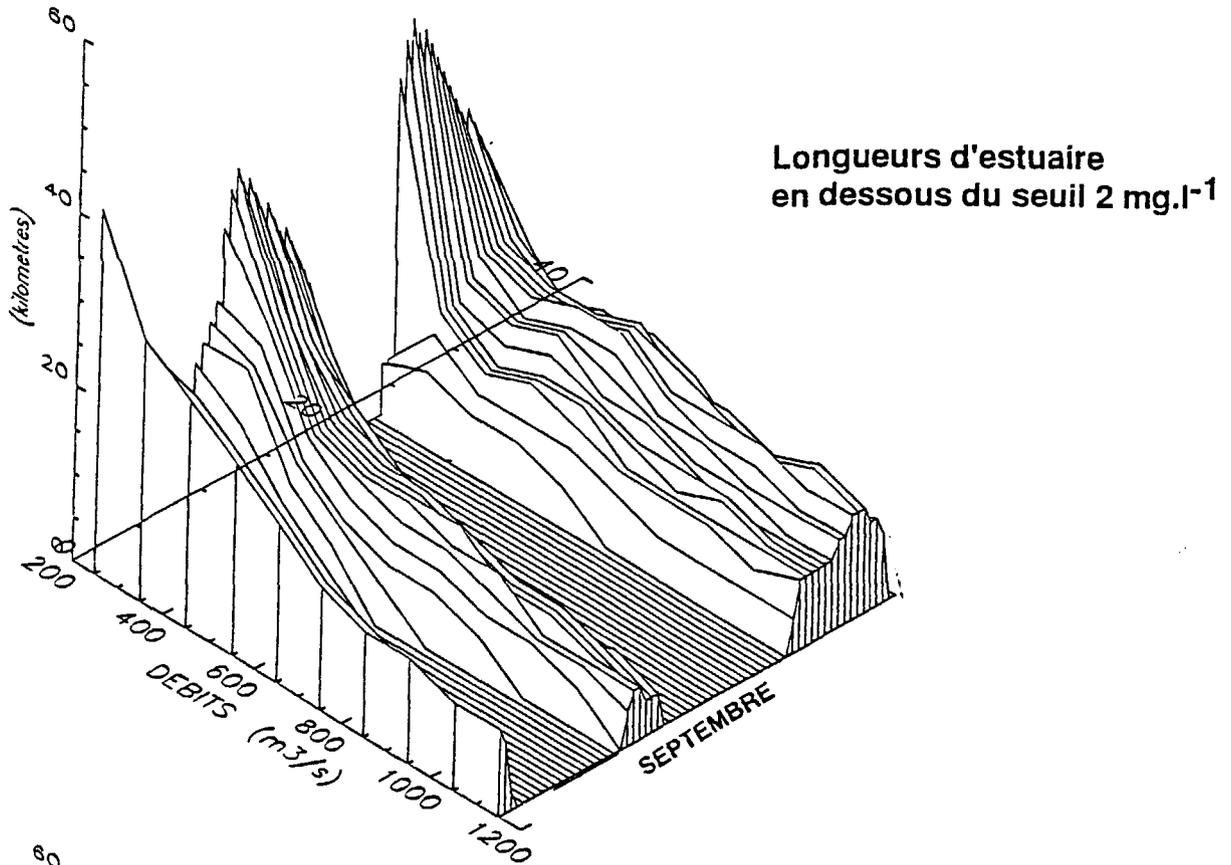
L'évolution de ces longueurs (en dessous de 2 et  $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) est encore tracée sur la figure 38, pendant le mois de septembre 1988, cette fois en maintenant artificiellement le débit amont constant pendant les mois d'août et septembre, la valeur constante variant de 250 à  $1150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Si le débit est faible pendant tout l'été, les longueurs varient fortement avec le cycle lunaire des marées (en morte eau, les longueurs sont nulles ou très faibles, montrant de bonnes conditions d'oxygénation). Si le débit est plus fort (entre 300 et  $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), les conditions d'oxygénation s'améliorent grandement, puis restent stables quel que soit le débit.

Quel que soit le débit, on a toujours une dizaine de kilomètres en conditions anoxiques, au moment de la grande marée de fin septembre, après la remise en suspension d'une lentille de crème de vase déposée en amont de Nantes. Ce phénomène, directement lié à la dynamique sédimentaire et aux processus biochimiques reproduits dans le modèle, n'a pas été validé. Il semble accentuer les mauvaises conditions d'oxygénation à cette période. Ce résultat est à regarder avec beaucoup de prudence.

Le débit seuil, entre 300 et  $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , correspond plus à un débit moyen qu'à un débit d'étiage. Il n'est pas possible actuellement de soutenir un tel débit pendant tout l'été. La solution consistant à agir sur le débit de la Loire pour améliorer les conditions d'oxygénation dans l'estuaire ne semble donc pas envisageable.

Elle peut néanmoins avoir d'autres conséquences qui ne sont pas prises en compte dans le modèle, comme la variation des apports amont en chlorophylle ou en matière organique. Seul un couplage d'un modèle d'eutrophisation dans la Loire amont avec le modèle d'oxygène dissous dans l'estuaire peut apporter des indications plus précises sur l'efficacité accrue ou non de cette action sur le débit.

**FIGURE 38**  
 Longueurs d'estuaire le long desquelles la concentration en oxygène dissous  
 est inférieure à 2 et 1  $\text{mg.l}^{-1}$   
 Evolution pendant le mois de septembre en fonction de la valeur du débit amont  
 choisie constante pendant le mois d'août et septembre



## D. INFLUENCE DES APPORTS AMONT EN CHLOROPHYLLE

Une part importante de la consommation d'oxygène dans l'estuaire provient de la dégradation des débris phytoplanctoniques qui arrivent directement par l'amont ou par lyse de la biomasse algale au sein de l'estuaire. Cette biomasse et ces débris sont d'autant plus abondants que le fleuve Loire est eutrophisé.

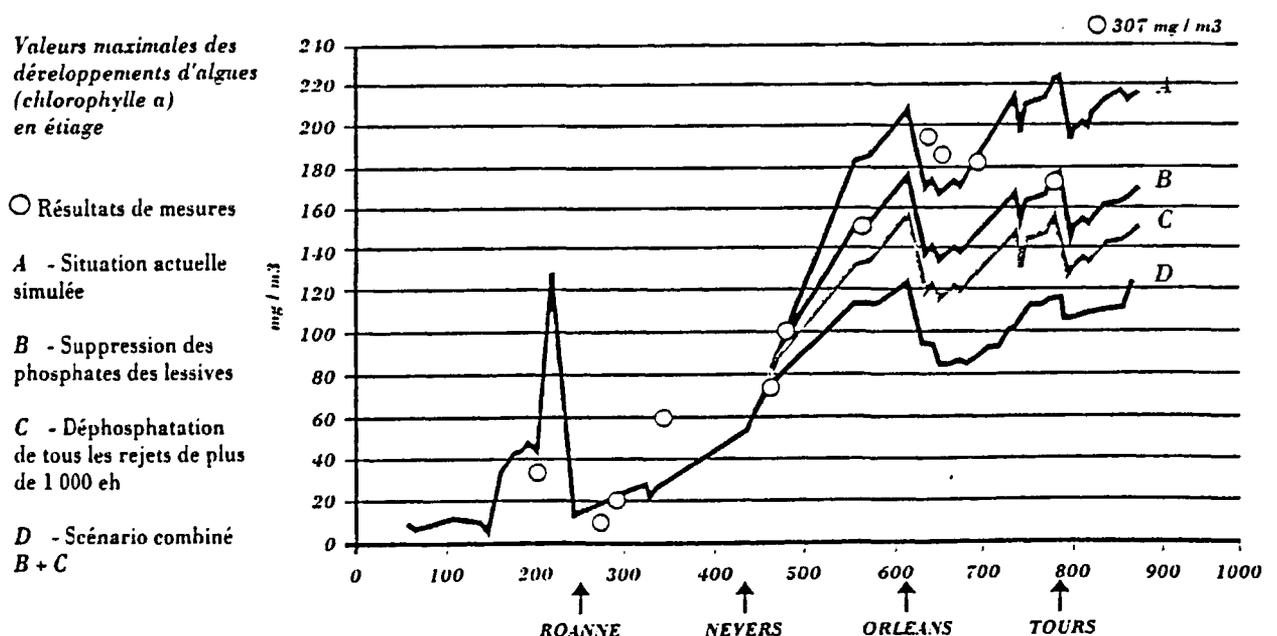
Un modèle mathématique (Polupa: POlitique de LUtte contre le Phosphore et l'Azote) a été développé en 1985 par l'Université Paul Sabatier de Toulouse et la société Beture-Sétame (1990) pour définir une politique de lutte contre l'eutrophisation dans le bassin de la Loire. Plusieurs scénarios d'action ont été testés et une stratégie a été proposée afin de se rapprocher de l'objectif défini (60 mg de chlorophylle a par m<sup>3</sup>), qui correspond à une transparence de l'eau minimale de l'ordre de 1 mètre. Le scénario proposé par Beture-Sétame (scénario D, figure 39 d'après AELB, 1992) provoque un abattement des concentrations en chlorophylle à l'aval de 55% environ par rapport à la situation de 1985.

Le modèle d'oxygène dissous dans l'estuaire a donc été appliqué en modifiant la condition à la limite amont pour la concentration en chlorophylle. Les conditions d'oxygénation s'améliorent progressivement au fur et à mesure que l'abattement de ces concentrations augmente (figure 40). Le minimum d'oxygène remonte, les longueurs d'estuaire le long desquelles la concentration en oxygène est inférieure à 2 mg.l<sup>-1</sup> diminuent; enfin le temps pendant lequel ces conditions règnent est considérablement réduit. Par exemple, pour un abattement de 60% de la biomasse chlorophyllienne à l'amont, les concentrations en oxygène descendent au dessous de 1 mg.l<sup>-1</sup> sur 20 kilomètres (au lieu de 44 kilomètres) pendant 4 jours début septembre, au lieu de 34 jours. Elles sont inférieures à 2 mg.l<sup>-1</sup> sur 40 kilomètres (au lieu de 62 kilomètres) pendant 18 jours au lieu de 53 jours.

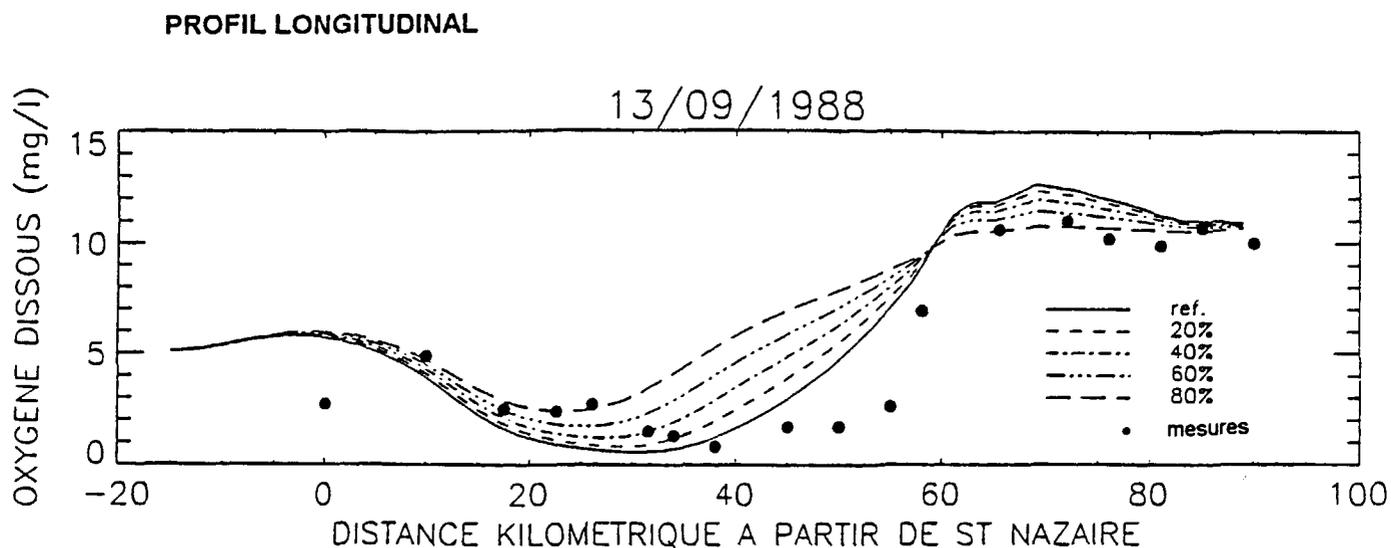
Nous constatons donc une nette amélioration des conditions d'oxygénation lorsque le fleuve Loire est moins eutrophisé en arrivant dans l'estuaire. Du fait de la remise en suspension d'une quantité non négligeable de matériel d'origine continentale pendant les grandes marées de ces mois post-estivaux, on observe encore un minimum d'oxygène au niveau du bouchon vaseux, mais ceci sur une portion plus courte de l'estuaire et pendant moins longtemps. Comme nous l'avons mentionné précédemment, il existe une forte incertitude sur la quantité relative de matériel d'origine continentale par rapport à celui d'origine algale et sur leur consommation respective. Ces résultats ne sont encore que des ordres de grandeurs.

FIGURE 39

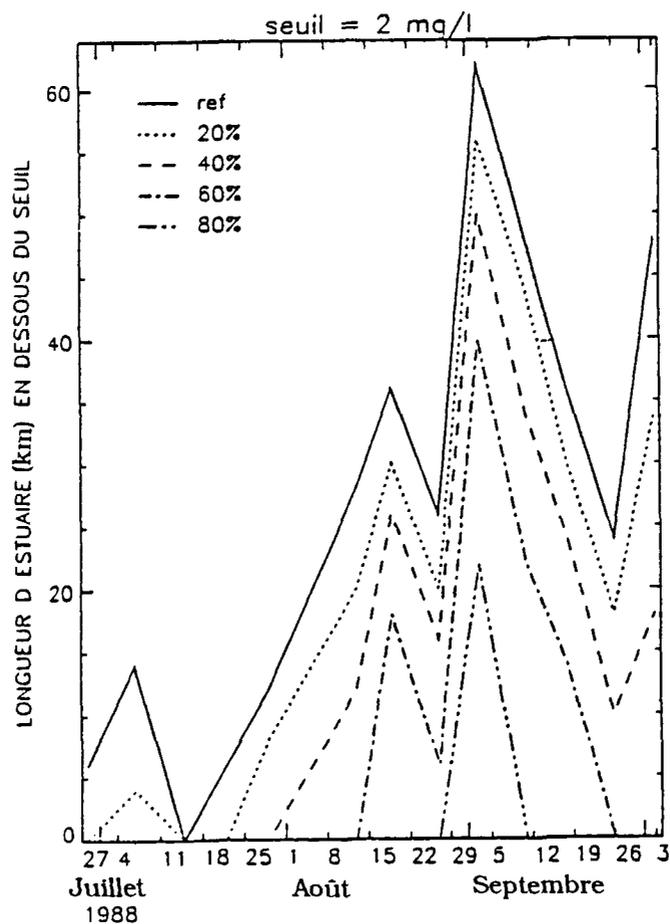
Résultats des scénarios de lutte contre l'eutrophisation de la Loire ( modèle POLUPA)  
Source Agence de l'Eau Loire Bretagne (AELB, 1992)



**FIGURE 40**  
 Comparaison des conditions d'oxygénation dans plusieurs cas d'abattement  
 des apports de chlorophylle à l'amont  
 Profil longitudinal en oxygène dissous et évolution des longueurs d'estuaire en hypoxie.



**LONGUEURS D'ESTUAIRE LE LONG DESQUELLES LA CONCENTRATION  
 EN OXYGENE EST INFERIEURE A 2 mg/l  
 POUR PLUSIEURS ABATTEMENTS DE LA CHLOROPHYLLE A L'AMONT**



#### VI.4. DISCUSSIONS ET PERSPECTIVES

Ce deuxième modèle simule sur un cycle saisonnier les principaux processus qui entrent dans le cycle de l'oxygène dissous ou qui l'influencent indirectement, à savoir :

- la formation du bouchon vaseux et son dépôt sous forme de crème de vase,
- l'accumulation de matière organique dans l'estuaire,
- l'évolution du phytoplancton et de ses détritiques lorsqu'ils se lysent,
- l'oxydation de la matière organique, la production primaire et l'aération par l'atmosphère

Il permet, malgré des simplifications dans l'expression des processus et dans la caractérisation de la matière organique, de suivre le comportement du système pendant toute une saison, afin de mieux comprendre comment interagissent entre eux les différents éléments.

On a vu que le modèle comportait encore un certain nombre d'incertitudes, avec, pour conséquence, l'impossibilité d'émettre des avis tranchés et définitifs. Ce modèle est le fruit d'une longue recherche, du point de vue de la mise en place d'un logiciel de calcul capable de reproduire l'évolution spatiale et temporelle de plusieurs variables, dissoutes et particulaires, simultanément, mais aussi du point de vue de la synthèse des connaissances concernant de nombreux processus biochimiques qui entrent dans le cycle de la biomasse algale, de la matière organique et de l'oxygène dissous. Beaucoup de ces phénomènes sont encore mal connus; des études poussées sont nécessaires dans les conditions particulières qui règnent dans cet estuaire, très turbide et sujet à des modifications rapides des conditions en oxygène dissous.

Grâce aux mesures régulières pendant l'année 1988 et aux mesures plus spécifiques réalisées par le GRECO-ICO, on peut penser que le modèle reproduit globalement le comportement du système. En effet, bien que les principaux facteurs d'influence soient nombreux et très variables pendant la saison de modélisation (débit amont, insolation, température, cycle de marée), le modèle reproduit bien les évolutions mesurées en plusieurs points de l'estuaire.

Les résultats du modèle peuvent donc être exploités et pris en considération. Leur interprétation est possible en ce qui concerne le comportement général et les ordres de grandeur. On a vu ainsi que la biomasse algale, qui arrive dans l'estuaire, est en grande partie responsable du déficit en oxygène. La lutte contre l'eutrophisation du bassin de la Loire est donc un moyen efficace pour améliorer les conditions d'oxygénation. Néanmoins, la remontée du bouchon vaseux en étiage et le dépôt de crème de vase en amont de Nantes entraîne une aggravation de ces conditions, qu'il convient de combattre dans le même temps.

**Note :**

*Les premiers résultats de ce modèle ont été présentés à la conférence de Plymouth en 1992 et publiés (Thouvenin et Le Hir). Un rapport technique a été rédigé (1993)*

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La modélisation mathématique a été utilisée ici pour tenter d'avancer dans la compréhension du système estuarien de la Loire en ce qui concerne l'oxygénation des eaux. La transcription mathématique des processus qui interviennent dans le cycle de l'oxygène dissous permet de rendre compte de manière synthétique d'une somme de phénomènes, qui interagissent entre eux mais évoluent aussi chacun en fonction d'éléments différents. La possibilité de décrire l'évolution temporelle et longitudinale de plusieurs variables qui définissent la qualité de l'eau de l'estuaire conduit à une meilleure évaluation des facteurs d'influence.

Plusieurs groupements de laboratoire ont conduit des études (CSEEL 1984; GRECO-ICO, 1982-1988) qui ont permis une approche d'ores et déjà très poussée des comportements hydrosédimentaires et biogéochimiques de l'estuaire de la Loire. Pour avancer dans la description de son évolution, tenter de quantifier et d'analyser les différents phénomènes en jeu, le modèle mathématique, même encore schématique, est un outil puissant. En s'appuyant sur des mesures en nature et des expériences en laboratoire, il peut aboutir à une meilleure connaissance tout en étant souvent révélateur des lacunes de la science dans certains domaines ou sur quelques processus complexes.

La disponibilité de la matière organique particulaire pour les organismes qui vont la dégrader dépend de plusieurs facteurs: son origine et sa qualité nutritive, les interactions entre les organismes et l'environnement chimique (présence de catalyseurs ou d'inhibiteurs) et enfin la nature des particules. Les processus qui entrent en jeu dans la dégradation de la matière organique sont nombreux et parfois mal identifiés, du fait de la complexité de la nature du matériel biodégradable, et de l'absence de techniques de laboratoire vraiment performantes.

La démarche de modélisation proposée dans cette étude sur les problèmes d'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire a consisté à schématiser les phénomènes en ne gardant que les principaux aspects agissant sur la consommation et la production d'oxygène dissous. Cette schématisation se fait :

- soit par la formulation mathématique du mécanisme, qui globalise et simplifie,
- soit en négligeant des processus qui pouvaient apparaître, de prime abord tout au moins, comme des détails; il s'agit par exemple des processus qui interviennent sur une échelle de temps différente.

Un premier modèle ne considérait qu'un seul stock de matière organique biodégradable particulaire, dont on ne gérait ni le renouvellement ni les origines mais qui avait une action sur les niveaux d'oxygène dans l'eau. On a vu qu'il permettait de reproduire le cycle lunaire très marqué de consommation d'oxygène/réoxygénation sur une grande partie de l'estuaire. Un deuxième modèle, développé par la suite, reproduit aussi le transport sédimentaire et l'évolution du stock de matériel biodégradable qui vient se piéger dans la zone de turbidité maximale pendant six mois de l'année.

Ce deuxième modèle est basé, comme le premier, sur la notion de Demande Biochimique en Oxygène (DBO), avec une consommation d'oxygène correspondante qui suit une loi du premier ordre. Cette DBO est fractionnée selon sa nature dissoute ou particulaire et selon son origine, algale, continentale ou anthropique.

Le fait de pouvoir différencier la DBO dissoute de la DBO particulaire a permis d'étudier leur comportement respectif. La matière organique dissoute traverse l'estuaire en consommant de l'oxygène de façon régulière, et cette demande est facilement compensée par la réaération atmosphérique. Par contre la matière organique particulaire s'accumule dans la zone de turbidité maximale et crée une très forte demande, localisée, qui ne peut être compensée par le système.

Le modèle de transport sédimentaire offre une description intéressante de l'évolution du bouchon vaseux en fonction du débit et du coefficient de marée. En période de débit moyen, une partie du matériel particulaire serait déposée sur le fond dans le secteur aval de l'estuaire; il se tasse et ne se remobilise que lors des grandes marées de la période post estivale, lorsque le débit diminue. Il peut alors venir envahir l'estuaire jusqu'à Nantes par débit faible.

La gestion du fond et le suivi du matériel particulaire pendant son dépôt permet de tenir compte des processus de minéralisation qui peuvent intervenir à l'intérieur de ces couches de vases anoxiques. La schématisation adoptée actuellement est très simpliste. Elle ne permet pas d'obtenir une description fine de ces phénomènes encore mal connus. Des recherches plus avancées sont nécessaires, avec des mesures *in situ* et en laboratoire et une modélisation plus complète des variables qui interviennent dans le cycle de dégradation bactérienne de la matière organique.

Le fait de distinguer les différentes origines de la matière organique permet de décrire l'évolution de la demande en oxygène dans le temps et dans l'espace, en fonction des différentes fractions de matière organique :

- la matière organique *d'origine continentale* provoque une demande en oxygène dans la partie centrale du bouchon vaseux. Déposée au fond pendant les mois de juin et juillet, elle est repoussée et déposée à l'amont sous forme de crème de vase pendant les mois critiques d'août et septembre; elle se dégrade alors dans la colonne d'eau lorsqu'elle est remise en suspension et induit une grande consommation d'oxygène pour sa minéralisation.
- la matière organique *d'origine algale* agit sur l'oxygène de deux façons :
  - \* elle consomme de l'oxygène dès son apparition dans l'estuaire. Une partie des substances organiques libérées par le phytoplancton mort se dégrade très rapidement, à l'entrée du bouchon vaseux, lorsque les concentrations en chlorophylle décroissent brutalement. Cette demande est forte pendant toute la période estivale et post-estivale et contribue à épuiser l'oxygène de la masse d'eau dès son entrée dans la zone de turbidité maximale.
  - \* Une autre partie de la matière organique algale se dégrade plus lentement. Apportée par le fleuve dès le printemps, elle vient se stocker dans le bouchon vaseux et provoque une demande localisée dans la zone de turbidité maximale. Cette demande est importante lorsqu'une grande quantité de matériel est remise en suspension, donc après plusieurs mois de stockage et pendant les périodes de vive eau.

En comparant les résultats du modèle aux mesures *in situ*, on constate que le modèle reproduit de façon satisfaisante l'évolution générale des concentrations en oxygène pendant 6 mois. Les modifications de la plupart des paramètres de calibration ne changent pas fondamentalement le comportement du modèle. Seule l'évolution du bouchon vaseux, sa place dans l'estuaire notamment, peuvent engendrer des différences très importantes. Ceci confirme une fois de plus que le problème des conditions d'oxygénation des eaux de l'estuaire de la Loire est fortement lié à la présence du bouchon vaseux et à sa remontée vers l'amont pendant les périodes d'étiage.

Mais cette "faible" sensibilité aux paramètres de calibration empêche de décrire avec certitude l'évolution de la matière organique dans l'estuaire. En effet, la simplification des cinétiques de dégradation par une formulation mathématique du premier ordre, et surtout le manque de données fiables permettant de connaître les vitesses de dégradation des différentes fractions de matière organique prises en compte introduisent la possibilité d'interprétations multiples pour un résultat équivalent en oxygène.

C'est la matière organique biodégradable contenue dans le bouchon vaseux qui consomme l'oxygène dissous, mais pour déterminer la part que chaque type de matière organique prend dans cette demande, il serait nécessaire de préciser un certain nombre de processus, par exemple :

- le comportement du phytoplancton mort (fractions de substances libérées qui se dégradent rapidement et lentement),
- la quantité de matière organique d'origine continentale stockée et sa vitesse de dégradation,
- les processus de minéralisation en conditions anaérobies dans la crème de vase et la vase.

Dans l'état actuel de nos connaissances, il semblerait qu'en période critique post-estivale la matière organique d'origine continentale joue pour environ 21% dans la demande totale en oxygène, tandis que la matière organique d'origine algale joue pour 37%. A la fois la DBO continentale et la DBO algale se retrouvent dans la DBO "directement assimilable" formée dans la crème de vase et la vase pendant le dépôt; cette DBO joue pour 18%.

Quant aux rejets urbains et industriels, leur impact sur les conditions d'oxygénation est faible (moins de 3%).

Parallèlement à ce travail, une étude du cycle de dégradation bactérienne de la matière organique a été entreprise (Maurice, 1993). A travers une compilation bibliographique, deux campagnes de mesures dans l'estuaire au niveau du système bouchon vaseux / crème de vase et enfin une première tentative de modélisation du cycle complet de dégradation bactérienne dans cet environnement, Maurice apporte un certain nombre d'éléments de compréhension qui ouvrent la voie vers une nouvelle démarche complétant le modèle simplifié actuel.

La prise en compte de la dynamique des populations bactériennes hétérotrophes et nitrifiantes et de leur activité permet de décrire plus précisément l'évolution des différentes variables d'état en fonction des conditions du milieu, tant en conditions aérobies qu'anaérobies. En particulier, Maurice met en évidence l'accroissement de l'activité bactérienne lorsque les

apports en matière organique augmentent. Ainsi, le carbone organique biodégradable contenu dans les rejets urbains ne joue sur la demande totale en oxygène que pour moins de 3%, mais il intervient pourtant de façon plus importante sur la croissance bactérienne, puisqu'en supprimant totalement les rejets, la consommation d'oxygène diminuerait de 15% (ceci par débit d'étiage). Cet aspect, qui ne peut être pris en compte dans un modèle du premier ordre tel que le modèle global de l'estuaire, démontre l'intérêt d'une modélisation du second ordre, prenant en compte la dynamique bactérienne.

Les premiers résultats de ce modèle confirment le rôle non négligeable de la crème de vase dans le déficit en oxygène, ceci notamment à travers la formation, pendant le dépôt, de substrat directement assimilable qui est ensuite minéralisé dans la colonne d'eau quand il est remis en suspension.

Pour préciser et affiner l'interprétation des résultats, il faut donc aborder de façon plus complète le cycle de la matière organique dans l'estuaire. Mais **de nombreuses informations sont encore manquantes sur un certain nombre de processus, avant de pouvoir se lancer dans une modélisation complète du cycle de la matière organique dans tout l'estuaire.** Des recherches devront être entreprises dans les domaines suivants (Maurice, 1993):

- le cycle annuel du matériel particulaire, le renouvellement du stock après les crues hivernales, les temps de séjour;

- les cinétiques de biodégradation de la matière organique, en particulier celle d'origine phytoplanctonique;

- les variations de ces cinétiques dans les conditions particulières qui règnent dans la crème de vase et la vase (sous atmosphère réductrice);

- l'activité des bactéries selon qu'elles sont libres ou fixées à des particules, et selon leurs tailles; la compétition entre les différentes populations bactériennes;

- la réponse de l'activité bactérienne aux variations des conditions en oxygène du milieu (temps de réadaptation après un passage vase/eau)

Associées à un modèle plus complet de transport sédimentaire de l'estuaire en voie de développement, ces recherches pourraient aboutir à la réalisation d'un modèle complet du cycle de la matière organique dans l'estuaire de la Loire.

Ces études de longue haleine reflètent la complexité du milieu et des phénomènes en jeu. Les étapes successives, marquées par les travaux antérieurs et ceux présentés dans ce rapport permettent pourtant de proposer des éléments de réponse en restant dans le cadre restreint des hypothèses émises et des simplifications adoptées.

**Il apparaît que l'anoxie en période estivale et post estivale est bien provoquée par la conjonction de plusieurs événements :**

- l'appauvrissement de l'oxygène dissous dans l'eau, dès l'entrée du bouchon vaseux, lorsque le phytoplancton arrivant de l'amont meurt, en libérant des substances organiques très rapidement dégradables

- le stockage dans le bouchon, à partir du printemps, de matière organique algale fraîche qui se dégrade et se remet en suspension en grande quantité pendant la période post estivale

- le déplacement vers l'amont du bouchon vaseux, qui devient d'autant plus chargé que les coefficients de marée sont forts en fin d'été et que les sections transversales de l'estuaire sont plus étroites;

- l'hydrolyse probable en anaérobie du matériel particulaire organique, déposé dans la crème de vase, qui conduit à la formation de produits plus facilement dégradables dans la colonne d'eau lors des remises en suspension.

- la remise en suspension, par débit faible et forts coefficients de marée, d'une partie de la vase qui était tassée au fond du chenal en aval, et qui contient un stock important de matière organique détritique lentement dégradable, d'origine continentale

Cette conjonction entraîne l'inefficacité relative d'une action sur un seul facteur et conduit à proposer que les **efforts soient portés sur plusieurs fronts à la fois**, les deux principaux étant :

- le déplacement du bouchon vaseux vers l'aval en agissant sur des facteurs bathymétriques (seuils ou autres)

- la lutte contre l'eutrophisation du fleuve Loire, déjà engagée depuis un certain nombre d'années, et qui permettrait de limiter la quantité de matière organique algale qui vient augmenter la demande en oxygène du bouchon vaseux.

Ces deux moyens de lutte contre la désoxygénation des eaux dans l'estuaire sont encore irréalistes à court terme mais, utilisés conjointement, ils constituent assurément une voie efficace vers la solution du problème de la qualité de l'eau dans l'estuaire de la Loire.



## BIBLIOGRAPHIE

- AELB, 1992 - Une stratégie de lutte contre l'eutrophisation. Agence de l'Eau Loire-Bretagne (ed.), Orléans : 12 pp.
- BARILLET A., 1992 - Caractérisation et dynamique de la matière organique d'un milieu fluvial anthropisé, La Seine. Thèse de doctorat de l'université Paris VI. 103pp + annexes
- BETURE-SETAME, 1990 - Etablissement Public d'Aménagement de la Loire et de ses affluents. Etude globale d'environnement de la Loire. Rap. EPALA-Beture Setame, 1 (1-4) & 2 : 317pp + annexes.
- BETURE-SETAME, 1990 - Etablissement Public d'Aménagement de la Loire et de ses affluents. Etude globale des effets du programme d'aménagement de la Loire sur l'environnement. Note de synthèse. Rap. EPALA-Beture Setame, 27pp.
- BILLEN G., JOIRIS C., WIJNANT J., GILLAIN G., 1980 - Concentrations and microbial utilization of small organic molecules in the Scheld estuary, the Belgian coastal zone of the North Sea and the English Channel/ Est. Coast. Mar. Sci., 11:279-294.
- BILLEN G., CAUWET G., DESSERTY S., MEYBECK M. ET SOMVILLE M., 1986 - Origine et comportements du carbone organique dans l'estuaire de la Loire. Rap. P.-v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer, 186:375-391.
- BILLEN G., SERVAIS P., 1988 - Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In: *Microorganismes dans les écosystèmes océaniques*, Masson, Bianchi Ed., pp219-245.
- BILLEN G., SERVAIS P., LANCELOT C., ROUSSEAU V., ANZIL A., DANDOIS J.M., 1990. Modèle mathématique de l'estuaire de l'Escault - Développement d'un algorithme fournissant les conditions limites amont - Couplage au modèle de dégradation de la matière organique dans l'estuaire (modèle MODESTY). Rapport final, Novembre 1990, réf. BH/88/26.
- BOTT A., 1989 - A positive definite scheme obtained by non linear renormalization of the advective fluxes. Monthly weather review, vol 117 pp1006-1015.
- 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.
- CSEEL, 1984. Rapport final du Comité Scientifique pour l'Environnement de l'Estuaire de la Loire. Rapport Scientifique et Technique n°55. Ed CNEXO/CNRS 158 pp.
- DI TORO 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, I.W. McCave, J.J. O'Brien, J.H. Steele, Eds), volume 6, chapitre 25. pp969-1020; 857-922 , John Wiley and Sons, Inc., New-York.

- EVEN S., POULIN M., 1993 - Modélisation de l'écosystème Seine entre Montereau et Poses. Modèle ProSe. Rapport Piren Seine I/92. Centre d'Informatique Géologique de l'Ecole des Mines de Paris. 122pp.
- GOSSE P., KHALANSKY M., 1982 - La biomasse phytoplanctonique en Loire et son influence sur la DBO5; Rapport EDF HE 31/82/59 34pp.
- 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.
- LE HIR P, KARLIKOW N., 1991. Balance between turbidity maximum and fluid mud in the Loire estuary. Lessons of a first mathematical modelling. Proceedings of International Symposium on the transport of suspended sediments and its mathematical modelling. Florence, Sept. 1991. pp449-466.
- 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. 30p +annexes.
- LE HIR P., THOUVENIN B., 1992. Modèle mathématique simplifié de la masse turbide dans l'estuaire de la Loire . Journées nationales Génie côtier - Génie civil Nantes 26-28 Février 1992.
- LE HIR P., THOUVENIN B., 1994. Mathematical modelling of cohesive sediment and particulate contaminants transport in the Loire estuary. In K.Dyer & B.Orth(eds) : Changes in fluxes in estuaries : implications from science to management. (ECSA22/ERF,Plymouth, Septembre 1992), Olsen & Olsen, Fredensborg.
- LE HIR P., 1994. Synthèse relative à la modélisation des sédiments fins dans l'estuaire de la Loire.
- LIN R.G., 1988, Etude du potentiel de dégradation de la matière organique particulaire au passage eau douce-eau salée : Cas de l'estuaire de la Gironde. Thèse Université de Bordeaux I. (N°d'ordre 218). 196pp + annexes.
- 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.
- MAURICE L., 1993 - Modélisation du cycle de dégradation de la matière organique. Application à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, Thèse 3<sup>ème</sup> cycle. Institut National Polytechnique de Toulouse - Ifremer. 211pp + annexes.
- MAURICE L., 1993 - Modélisation de la dégradation bactérienne de la matière organique. Application à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Hydroécol. Appl. (1993) Tome 5 Vol. 2, pp71-96.
- 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". Laboratoire de Géologie à l'école Normale Supérieure de Paris V - 43pp.

- MEYBECK M., CAUWET G., DESSERY S., SOMVILLE M., GOULEAU D., BILLEN G., 1988 - Nutrients (organic C,P,N,Si) in the eutrophic river Loire (France) and its estuary. *Estuar., Coast. and Shelf Sci.*, 27:595-624.
- OTSUKI A., HANYA T., 1972 - Production of dissolved organic matter from dead green algal cells. I. Aerobic microbial decomposition. *Limnol. Oceanogr.*, 17 : 248-257.
- PANSN (Port Autonome de Nantes St Nazaire), 1989 - Direction des Accès et de l'Environnement Maritimes, Services Etudes des Eaux. Rapport sur les mesures réalisées en 1988.- 10 fascicules.
- RELEXANS J.C., MEYBECK M., BILLEN G., BRUGEAILLES M., ETCHEBER H., SOMVILLE M., 1988 - Algal and microbial processes involved in particulate organic matter dynamics in the Loire estuary. *Estuar., Coastal and Shelf Sci.*, 27: 625-644.
- RILEY G., 1946 - Factors controlling phytoplankton population on Georges Bank. *J. Mar. Res.*, 6 (1).
- ROMANA 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 90p.
- ROMANA L.A., THOUVENIN B., GALENNE B., CASANOVA C., 1990 - Influence du bouchon vaseux sur les variations des concentrations en oxygène dissous. Cas de l'estuaire de la Loire. *La Houille Blanche* n°3/4-pp257-263.
- SALLOT A., LORRE A., MARTY J.C., TRONCZYNSKI J., MEYBECK M., DESSERY S., MARCHAND M., CAPRAIS J.C., CAUWET G., ETCHEBER H., RELEXANS J.C., EWALD M., BERGER P., BELIN C., GOULEAU D., BILLEN G., SOMVILLE M. 1984. Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien : stratégies d'échantillonnage et de recherche élaborées en Loire (France). *Océanologica Acta*, 7 n°2, 191-207.
- SALLOT A., TRONCZYNSKI J., SCRIBE P., LETOLLE R., 1988 - The application of isotopic and biochemical markers to the study of the biochemistry of organic matter in a macrotidal estuary, the Loire, France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27, 1:25.
- 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. 257pp.
- SALOMON J.C., POMMEPUY M, 1990 - Mathematical model of bacterial contamination of the Morlaix estuary (France) - *Wat. Res.* 24(8):983-994.
- SAURIAU P.G. 1991. Etude des populations de mulets dans l'estuaire de la Loire. Bilan des études 1989-1990. Université de Nantes, Laboratoire de Biologie Marine. 153pp.
- 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 271pp.
- STEELE J., 1962 - Environment Control of photosynthesis in the sea. *Limnol. Oceanogr.* 7.

- THOUVENIN B., ROMANA L.A., 1992. Modélisation mathématique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire. Première Phase. Rapport IFREMER DEL/CCM/92-01. 97pp.
- THOUVENIN B., LE HIR P., ROMANA L.A., 1994. Dissolved oxygen model in the Loire Estuary. In K.Dyer & B.Orth(eds) : Changes in fluxes in estuaries : implications from science to management.(ECSA22/ERF,Plymouth, Septembre 1992), Olsen & Olsen, Fredensborg.
- THOUVENIN B., 1994 Modélisation de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire. Phase 2. Rapport technique pour l'APEEL - 139pp.
- VALIELA L., 1984. Producers and processes involved in primary production. Dans *Marine ecological processes*, (Reichle D.E., Ed), Springer-Verlag, New York, pp3-32.