

50400

CO20-MAU-M

THESE

présentée
pour obtenir

**LE TITRE DE DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE
TOULOUSE**

Spécialité: Physique et Chimie de l'Environnement

par

Mlle Laurence MAURICE

**MODELISATION DU CYCLE DE DEGRADATION
BACTERIENNE DE LA MATIERE ORGANIQUE
APPLICATION A LA ZONE DE TURBIDITE
MAXIMALE DE L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

Soutenu le 29 septembre 1993 devant le jury composé de:

L. MASBERNAT Président
G. BILLEN Rapporteur
J. CAPBLANCQ Rapporteur
M. KHALANSKI Rapporteur
L.A. ROMAÑA Responsable des recherches

IFREMER Bibliothèque de BREST



0EL06220

THESE

**présentée
pour obtenir**

**LE TITRE DE DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE
TOULOUSE**

Spécialité: Physique et Chimie de l'Environnement

par

Mlle Laurence MAURICE

**MODELISATION DU CYCLE DE DEGRADATION
BACTERIENNE DE LA MATIERE ORGANIQUE
APPLICATION A LA ZONE DE TURBIDITE
MAXIMALE DE L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

Soutenue le 29 septembre 1993 devant le jury composé de:

L. MASBERNAT Président
G. BILLEN Rapporteur
J. CAPBLANCQ..... Rapporteur
M. KHALANSKI Rapporteur
L.A.. ROMAÑA Responsable des recherches

Remerciements

oOo

Je tiens, en premier lieu, à exprimer ma gratitude à L.A. ROMANA sans qui ce travail n'aurait pu voir le jour. Il a su manifester une curiosité et un enthousiasme permanent en les conjugant au sens précieux du perfectionnisme. Malgré les contraintes qui entachaient sa disponibilité, il a toujours tenu à ce que ces trois années de recherche se déroulent dans les meilleures conditions possibles.

Ma pensée et mes sentiments vont naturellement à tous les membres du laboratoire Chimie des Contaminants et Modélisation pour l'atmosphère agréable qu'ils ont su faire diffuser au centre d'IFREMER. Leurs remarques, conseils et interrogations ont eu l'avantage d'apporter de nouveaux regards sur le travail engagé. Je les remercie particulièrement pour leur aide efficace et constante.

Je tiens à étendre mes remerciements au personnel IFREMER des autres centres. Ma première pensée va vers le centre de Brest, à A. AMINOT, désigné comme premier parrain de ma thèse. Les leçons tirées de nos travaux communs furent riches d'enseignements; rigueur, sens critique et perfectionnisme ont émergé comme les principales valeurs d'un esprit scientifique. Mes remerciements s'adressent également à J.F. GUILLAUD et P. LE HIR qui ont su avec intelligence me faire partager leur connaissance du milieu estuarien. Mais la Bretagne ne saurait résonner à ma mémoire sans les noms de G. YOUENOU ou de J. DIMEET, maintenant méditerranéen, pour leur enthousiasme mais surtout leur amitié qu'ils ont naturellement mêlés à leur savoir faire. Dans cette même veine, j'ai le plaisir de remercier particulièrement P. MAGGI sans qui le tube de prélèvement n'aurait connu un tel succès.

Que les membres du Port Autonome de Nantes Saint Nazaire reçoivent mes plus vifs remerciements pour le soutien efficace qu'ils ont maintenu au cours de ces années de recherche. Je ne quitterai pas la région nantaise sans souligner la coopération des organismes investis dans la problématique de l'estuaire de la Loire, à savoir le CSEEL, l'Agence de l'Eau Loire Bretagne, la DRIRE, le LPCN, la SATESE et l'AURAN.

Ma curiosité intellectuelle et ma perspicacité m'ont conduite à l'université de Luminy, dans le laboratoire de Microbiologie Marine dirigée par M. BIANCHI. Je tiens à exprimer à vous et votre équipe, mes plus vifs remerciements non seulement pour la confiance que vous m'avez accordée mais également pour la réussite de cette entreprise délicate qu'était le comptage direct des bactéries en milieu fortement chargé en matière organique particulaire.

Dans le domaine de la microbiologie des milieux aquatiques anaérobies, j'ai pu faire mes premiers pas à l'institut de recherches des Embiez épaulé par toute l'équipe d'Y. MARTIN que je remercie vivement.

Que J. CAPBLANCO, du laboratoire d'hydrobiologie de Toulouse, reçoive mes sincères remerciements pour les connaissances et les conseils constructifs qu'il a su apporter en tant que parrain de ma thèse. Mes remerciements s'adressent également à tous les membres du laboratoire qui ont participé à la bonne réalisation de mon travail.

Je tiens en particulier à remercier G. BILLEN de l'Université Libre de Bruxelles de l'intérêt qu'il a porté à ces travaux et des conseils judicieux qu'il m'a communiqué malgré l'éloignement de nos laboratoires.

Je prie également M. KHALANSKI et P. GOSSE d'EDF Chatou, d'accepter mes sincères remerciements pour leur coopération efficace et la confiance qu'ils m'ont accordé au cours de ces recherches.

At last but not least, je tiens à remercier, sans les citer, toutes les autres personnes qui, dans leur profession ou à leur contact, m'ont soutenu au cours de ces années de recherche. Qu'ils reçoivent ici le témoignage de ma profonde gratitude.

SOMMAIRE

oOo

RESUME	7
INTRODUCTION.....	14
CHAPITRE 1. PRESENTATION DU SYSTEME D'ETUDE ET DES MODELES DEJA DEVELOPPES.....	23
1.1 Présentation générale de l'estuaire de la Loire.....	24
1.2 La zone de turbidité maximale estuarienne.....	25
1.2.1 Présentation.....	25
1.2.2 Conditions d'apparition de l'anoxie.....	29
1.3 Analogies entre la zone de turbidité maximale et les procédés de traitement biologiques des effluents urbains	31
1.3.1 Analogies entre le bouchon vaseux et une station d'épuration biologique.....	31
1.3.2 Analogies entre la crème de vase et un digesteur.....	31
1.4 Présentation des modèles développés sur l'estuaire de la Loire.....	32
1.4.1 Modèle hydrodynamique.....	33
1.4.2 Modèle de transport.....	33
1.4.3 Modèle mathématique hydrosédimentaire.....	33
1.4.4 Modèle mathématique de l'oxygène dissous: 1ere version.....	34
1.5 Corrections des hypothèses de la première version du modèle d'oxygène dissous apportées par le modèle de dégradation de la matière organique.....	38

1.5.1 Modélisation de la matière organique par le terme de DBO.....	38
1.5.2 Calcul du processus de dégradation à partir d'une loi du premier ordre.....	38
1.5.3 Deux classes de matière organique, dissoute et particulaire, sans interaction.....	39
1.5.4 DBO _{u,p} est choisie directement proportionnelle à la concentration en MES.....	39
1.5.5 Renouvellement constant du stock de matériel organique particulaire dans le bouchon vaseux.....	40
1.5.6 Apports en matériel organique particulaire négligeables.....	40
1.5.7 Pas de transformations complexes de la matière organique dans la crème de vase.....	40
1.5.8 Arrêt de la dégradation en conditions anoxiques.....	41
1.5.9 Pas de différenciation de la DBO azotée dans la valeur totale estimée.....	41

CHAPITRE 2. CARACTERISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE 44

2.1 Campagnes réalisées dans le cadre du GRECO - I.C.O.	
Présentation des principaux résultats.....	46
2.1.1 Structure longitudinale physico-chimique et empreintes microbiologiques.....	46
2.1.1.1 <i>Le carbone organique dissous (COD)</i>	46
2.1.1.2 <i>Le carbone organique particulaire (COP), les pigments chlorophylliens et les empreintes bactériennes</i>	47
2.1.1.3 <i>Les sels nutritifs azotés</i>	49
2.1.2 Evolution saisonnière de la matière organique estuarienne.....	50
2.1.3 Approches d'un bilan de carbone organique.....	51
2.2 Campagnes réalisées dans la zone de turbidité maximale en septembre 1990 et 1991.....	53
2.2.1 Matériel et méthodes.....	54
2.2.2 Analyses et interprétations des résultats des paramètres physico-chimiques.....	63
2.2.3 Analyses et interprétations des mesures de la matière organique.....	68
2.2.4 Analyses et interprétation des résultats des sels nutritifs azotés.....	78
2.2.5 Analyses et interprétations des résultats de comptages bactériens.....	81
2.2.6 Analyses et interprétation des respirométries.....	85
2.2.7 Caractérisation de la biodégradabilité de la matière organique.....	94
2.2.8 Synthèse des résultats des campagnes de 1990 et 1991 Extrapolation au modèle.....	96
2.2.8.1 <i>A propos de la matière organique biodégradable, vivante et inerte</i>	96
2.2.8.2 <i>A propos des sels nutritifs azotés</i>	97

CHAPITRE 3. MODELE DE DEGRADATION BACTERIENNE DE LA MATIERE ORGANIQUE	102
3.1 Caractéristiques générales.....	103
3.1.1 Choix des organismes décomposeurs.....	103
3.1.2 Définition des variables de calcul.....	104
3.2 Choix des variables d'état et des variables forçantes.....	105
3.2.1 Les variables d'état.....	105
3.2.1.1 <i>Découpage de la matière organique biodégradable.....</i>	<i>105</i>
3.2.1.1.1 <i>Découpage de la matière organique dissoute</i>	<i>105</i>
3.2.1.1.2. <i>Découpage de la matière organique particulaire</i>	<i>107</i>
3.2.1.2 <i>Les biomasses bactériennes modélisées.....</i>	<i>110</i>
3.2.1.3 <i>Prise en compte des sels nutritifs azotés.....</i>	<i>112</i>
3.2.2 Les variables forçantes.....	112
3.3 Processus biochimiques modélisés et équations diagénétiques.....	113
3.3.1 Processus de décomposition de la matière organique.....	115
3.3.1.1 <i>L'assimilation directe.....</i>	<i>115</i>
3.3.1.2 <i>Hydrolyses exoenzymatiques.....</i>	<i>116</i>
3.3.2 Processus d'évolution des biomasses bactériennes.....	118
3.3.2.1 <i>Croissance et respiration bactérienne.....</i>	<i>118</i>
3.3.2.2 <i>Mortalité bactérienne.....</i>	<i>120</i>
3.3.3 Processus de transformation des composés azotés.....	122
3.3.3.1 <i>Assimilation de l'azote organique dissous.....</i>	<i>122</i>
3.3.3.2 <i>Hydrolyse de l'azote organique particulaire.....</i>	<i>123</i>
3.3.3.3 <i>Excrétion bactérienne d'azote ammoniacal, ammonification nette.....</i>	<i>124</i>
3.3.3.4 <i>Nitrification et respiration des bactéries nitrifiantes.....</i>	<i>125</i>
3.3.4 Premiers processus anaérobies.....	127
3.3.4.1 <i>La fermentation.....</i>	<i>128</i>
3.3.4.2 <i>La dénitrification.....</i>	<i>129</i>
3.3.5 Equations diagénétiques.....	130
3.4 Conditions initiales des variables d'état.....	132
3.4.1 Conditions initiales de la matière organique biodégradable.....	132
3.4.1.1 <i>Conditions initiales de la matière organique dissoute.....</i>	<i>132</i>
3.4.1.2 <i>Conditions initiales de la matière organique particulaire.....</i>	<i>133</i>
3.4.2 Conditions initiales des biomasses bactériennes.....	134
3.4.3 Conditions initiales des sels nutritifs azotés.....	134
3.5 Choix des valeurs des paramètres cinétiques.....	135

CHAPITRE 4. APPLICATION DU MODELE A LA ZONE DE TURBIDITE MAXIMALE DE L'ESTUAIRE DE LA LOIRE	142
4.1 Caractéristiques physiques.....	143
4.2 Optimisation du pas de temps de calcul.....	146
4.3 Prise en compte des termes advectifs.....	147
4.3.1 Prise en compte des apports.....	147
4.3.1.1 <i>Apports de matière organique d'origine phytoplanctonique.....</i>	<i>148</i>
4.3.1.2 <i>Apports de matière organique d'origine détritique.....</i>	<i>151</i>
4.3.1.3 <i>Apports d'origine anthropique: rejets urbains et industriels.....</i>	<i>151</i>
4.3.2 Prise en compte des pertes par advection.....	154
4.4 Répartition dans les variables d'état des concentrations en matière organique et en sels nutritifs apportées de la zone fluviale.....	155
4.4.1 Apports en matière organique biodégradable.....	155
4.4.1.1 <i>Apports en matière organique dissoute.....</i>	<i>155</i>
4.4.1.2 <i>Apports en matière organique particulaire d'origine phytoplanctonique ou détritique.....</i>	<i>158</i>
4.4.1.3 <i>Apports en matière organique bactérienne vivante.....</i>	<i>162</i>
4.4.1.4 <i>Rejets d'origine anthropique.....</i>	<i>163</i>
4.4.2 Apports en sels nutritifs azotés.....	164
 CHAPITRE 5. RESULTATS, SENSIBILITE ET EXPLOITATION DU MODELE.....	 167
5.1 Présentation des résultats du modèle.	
Premières informations sur le fonctionnement du système.....	168
5.1.1 Résultats de l'application du modèle en système fermé.....	168
5.1.1.1 <i>Résultats du modèle sur 360 jours de simulation.....</i>	<i>169</i>
5.1.1.2 <i>Résultats du modèle sur un cycle lunaire.....</i>	<i>171</i>
5.1.2 Résultats de l'application du modèle en système ouvert.....	172
5.2 Vérification des résultats du modèle.....	175
5.2.1 Comparaison des résultats sur les mesures du mois de juin 1988.....	177
5.2.2 Comparaison des résultats sur les mesures du mois de septembre 1988.....	179
5.3 Etude de sensibilité	183
5.4 Exploitation du modèle en système ouvert.....	193
5.4.1 Approches de bilan de carbone organique dans la zone de turbidité maximale.....	193
5.4.1.1 <i>Situation de juin 1988 : débit moyen.....</i>	<i>193</i>
5.4.1.2 <i>Situation de septembre 1988 : débit d'étiage.....</i>	<i>196</i>
5.4.2 Rôle de la crème de vase dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux	200
5.4.3 Devenir des effluents dans la zone de turbidité maximale.....	202
5.4.4 Extrapolation du modèle a la variation des apports en COP algal et en effluents.....	204
 CONCLUSION	 209

RESUME

Problématique

Depuis plusieurs années, on observe dans l'estuaire de la Loire, une forte mortalité de muets au cours de leur avalaison en septembre. Ce problème est directement lié à la présence d'une zone anoxique. Comme dans d'autres estuaires européens, les minima d'oxygène dissous correspondent à la zone de turbidité maximale. En Loire, en période d'étiage fort, cette zone peut remonter jusqu'à la commune de Nantes. Pour pallier à cette problématique, l'IFREMER, à la demande du Port Autonome de Nantes Saint Nazaire, a développé plusieurs outils numériques. Un modèle d'oxygène dissous a été mis en oeuvre afin de reproduire l'évolution des teneurs en oxygène dissous le long de l'estuaire. Les premiers résultats ont souligné l'importance, dans la demande en oxygène dissous, du processus d'oxydation de la matière organique piégée dans le bouchon vaseux. Ce dernier point nous a conduit à **développer un modèle mathématique reproduisant les principales étapes du cycle de dégradation de la matière organique dans la zone de turbidité maximale; c'est l'objet de ces trois années de recherche.**

Zone d'étude

La zone d'étude comprend uniquement la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Le bouchon vaseux résulte d'une accumulation de matériel particulaire au niveau du point nodal de l'estuaire, c'est-à-dire où les vitesses résiduelles du courant de marée et du courant fluvial s'annulent. En période de mortes eaux, une partie du matériel particulaire se dépose sous forme de crème de vase dont la teneur en matières en suspension (MES) peut atteindre 200 g.l⁻¹. L'érosion de la crème de vase commence pour des coefficients de marée de 70. En vives eaux, les teneurs en MES du bouchon vaseux peuvent atteindre 5 g.l⁻¹. Le stock de matériel accumulé peut varier entre 500 000 tonnes en étiage et 1 000 000 tonnes en crue. La fraction organique représente entre 3 et 10 % de cette charge.

Organisation des recherches

La mise en oeuvre du modèle de dégradation de la matière organique dans la zone de turbidité de l'estuaire de la Loire a d'abord fait l'objet de recherches bibliographiques et de campagnes de mesures. Les résultats de ces recherches nous ont permis de poser les variables d'état et les processus modélisés, de caler les cinétiques,

d'évaluer les conditions initiales ainsi que les apports fluviaux. Le modèle a ensuite été développé en accord avec les besoins du modèle d'oxygène dissous développé sur tout l'estuaire.

Campagnes de mesures

Si les premières campagnes de mesures réalisées sur l'estuaire apportent des informations intéressantes sur le fonctionnement global du système, elles sont insuffisantes pour appréhender les processus de minéralisation dans le système "bouchon vaseux - crème de vase". C'est la raison pour laquelle nous avons organisé en septembre 1990 et 1991 des campagnes de mesures des principaux paramètres physico-chimiques, chimiques et microbiologiques non seulement dans la colonne d'eau mais également dans la crème de vase où aucune mesure n'avait été réalisée auparavant.

Les résultats obtenus dans la crème de vase nous ont permis de mettre en évidence une formation de matière organique dissoute au cours des périodes de mortes eaux; le taux de formation de carbone organique dissous (COD) a été estimé à $3 \text{ g C.m}^{-3}.\text{jour}^{-1}$. Cette couche est le siège d'une ammonification et d'une dénitrification importantes; la production d'ammonium a pu être estimée à un taux compris entre 3 et $10 \text{ nmol N-NH}_4.\text{g}^{-1}.\text{h}^{-1}$. La biodégradabilité de la matière organique a été estimée à partir de bioessais réalisés sur 60 jours; au cours d'une marée de vives eaux, 28 à 4 % du COP et 66 à 59 % du NOP apparaissent biodégradables.

Dans la colonne d'eau, nous nous sommes particulièrement intéressés à l'évolution du système au cours de l'érosion de la crème de vase. Le bouchon vaseux s'enrichit non seulement en matériel organique détritique mais également en biomasses bactériennes. Près de la surface, les teneurs en COD varient entre 4 et 5 mg.l^{-1} entre le début et la fin de la vive eau. Cet enrichissement induit une augmentation de la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux pouvant aller jusqu'à la désoxygénation.

Ces résultats nous ont conduit à considérer dans le modèle deux stocks de COD en fonction de leurs origines :

- un stock d'origine fluviale dont une majeure partie est lentement biodégradable au vu de son comportement conservatif observé le long de l'estuaire, probablement constitué en partie de substances humiques et
- un stock apporté par l'érosion de la crème de vase dont une partie est rapidement biodégradable.

Evaluation des apports fluviaux

La prise en compte dans le modèle des apports fluviaux permet d'approcher les variations saisonnières d'activité bactérienne dans le bouchon vaseux et d'évaluer la demande en oxygène dissous en fonction des origines de la matière organique et donc de sa biodégradabilité.

Les apports fluviaux sont répartis dans le modèle selon trois origines:

1. Origine phytoplantonique

Ces apports concernent les pigments chlorophylliens morts dont la dégradation n'a pas débuté.

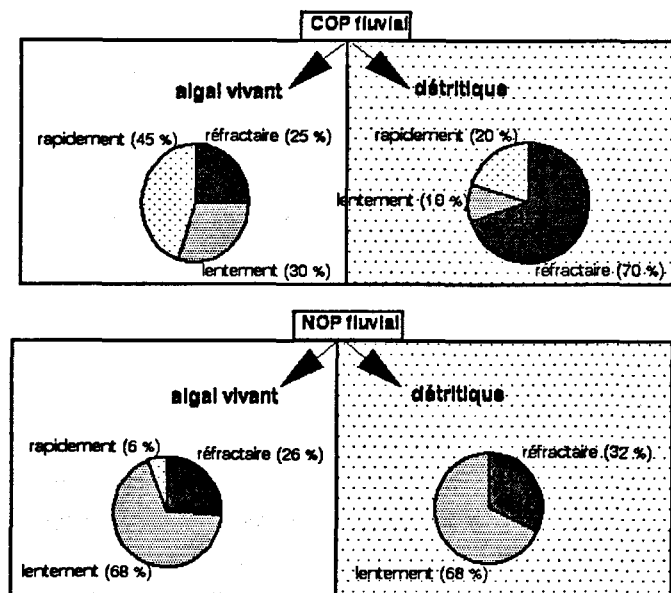
$$\text{COPphyto (mg C.l}^{-1}\text{)} = 40. [\text{Chl}_a] \text{ (mg Chl}_a\text{.l}^{-1}\text{)}$$

$$\text{NOPphyto (mg C.l}^{-1}\text{)} = \text{COPphyto} / 5,6$$

2. Origine détritique

Le COP et le NOP d'origine détritique sont estimés à partir de la différence entre le matériel organique total et le matériel d'origine phytoplantonique.

Les apports fluviaux sont répartis dans les variables d'état du modèle selon leur biodégradabilité :



3. Origine anthropique

Le flux de carbone organique apporté par les rejets urbains et industriels est estimé à partir du flux de DBO_5 rejeté, selon la relation stoechiométrique suivante:

$$\text{Flux COT biodégradable} = 54 \% \cdot \text{Flux DBO}_5$$

Ce flux est ensuite réparti entre les fractions dissoute et particulaire du carbone organique rejeté.

Utilisation des résultats des campagnes dans la mise en oeuvre du modèle

En plus de l'évaluation des apports fluviaux, les informations recueillies au cours des campagnes nous ont conduit à poser différentes hypothèses au sujet du fonctionnement du modèle:

RESULTATS	MODELE
Dans la crème de vase	
● Formation de COD et de NOD (hydrolyse et/ou fermentation)	➤ Hydrolyse anaérobie $COP \rightarrow COD$ $NOP \rightarrow NOD$
● Formation de NH_4	➤ ammonification avec \approx du rendement bactérien Cinétique de broutage dans crème > cinétique dans l'eau
● Utilisation de NO_3	➤ respiration sur nitrates des bactéries hétérotrophes
● Limitation de l'activité organotrophe par le niveau de dégradation de la matière organique	➤ \approx du taux de croissance bactérienne en anaérobiose
Dans la colonne d'eau, au cours de l'érosion de la crème de vase	
● Enrichissement en matière organique détritique et vivante	➤ Dilution des éléments de la crème de vase dans la colonne d'eau et forçage du particulaire par les MES
● Biodégradabilité différente suivant origines de la m.o.	➤ Répartition des apports fluviaux dans modèle $= f(\text{dis/part}, k, C/N)$
● Respirométries	➤ Calage des cinétiques

Mise en oeuvre du modèle

Le principal résultat du modèle représente la demande en oxygène dissous induite par la respiration des biomasses bactériennes au cours de leurs activités. Le modèle repose sur trois compartiments majeurs :

- la matière organique biodégradable,
- les biomasses bactériennes hétérotrophes et nitrifiantes et
- les sels nutritifs azotés.

L'originalité du modèle tient à la prise en compte simultanée des fractions carbonée et azotée de la matière organique. Cette dernière est découpée selon trois critères: sa phase dissoute ou particulaire, son rapport C/N et sa biodégradabilité. Quatre compartiments de matière organique sont modélisés, dont deux dissous: soit directement assimilable par les bactéries hétérotrophes, soit préalablement hydrolysables par des exoenzymes. La matière organique particulaire biodégradable est considérée soit lentement, soit rapidement hydrolysable. 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 formation de nouvelle biomasse bactérienne. Afin de considérer le plus justement possible les différents produits de la mortalité bactérienne dans les variables d'état, nous avons distingué la mortalité par lyse de la mortalité par broutage. La première alimente les compartiments de matière organique tandis que les produits d'excrétion des populations bactériennes enrichissent le milieu en ammonium. L'ammonium est ensuite incorporé par les populations bactériennes actives pour assurer leur biosynthèse. Dans la crème de vase anaérobie, les processus d'hydrolyse et de respiration sur nitrates sont modélisés.

Vérification des résultats

Les résultats du modèle ont été comparés aux mesures réalisées en juin et en septembre 1988 dans le bouchon vaseux. Les simulations ont débuté au 1^{er} janvier 1988; les apports fluviaux et la température ont été corrigés entre 3 et 4 fois par mois en fonction des débits, des concentrations et des températures mesurés en Loire fluviale. Seules les sorties par advection des éléments dissous ont été prises en compte; en effet, ne disposant d'aucune information quant à l'expulsion du matériel particulaire hors du bouchon vaseux, nous avons considéré qu'il restait piégé. Cette hypothèse tend à surestimer les résultats en COP, NOP et biomasses bactériennes. En ce qui concerne la comparaison des résultats aux mesures de COP, NOP, COD et NOD, des pourcentages de biodégradabilité sont appliqués aux mesures à partir de valeurs référencées en bibliographie ou des mesures réalisées dans le bouchon vaseux. La comparaison des résultats du modèle aux mesures est satisfaisante pour les éléments dissous mais d'autres points de mesures auraient été nécessaires pour assurer la validité du modèle en situation hydrodynamique critique et particulièrement des points de mesures régulières dans la crème de vase.

Etude de sensibilité

Une étude rigoureuse de sensibilité du modèle a été réalisée pour des conditions hydrodynamiques de septembre 1988 (situation critique). La sensibilité est testée aux paramètres cinétiques, à la température, aux conditions initiales et aux apports (hypothèses de biodégradabilité).

Le modèle apparaît particulièrement sensible aux conditions initiales en COP et NOP lentement hydrolysables. L'oxydation de ce matériel organique intervient, pour une part non négligeable, dans la demande en oxygène

dissous du bouchon vaseux après seulement trois mois de piégeage. Ainsi, en septembre, la demande en oxygène relative à une partie de la matière organique particulaire devrait concerner les apports de juin.

En revanche, le modèle apparaît insensible aux conditions initiales des autres variables d'état ainsi qu'aux hypothèses de biodégradabilité de la matière organique d'origine fluviale.

En ce qui concerne les rejets urbains et industriels, seulement 3 % du carbone organique assimilé dans le bouchon vaseux, sur un cycle lunaire, est d'origine anthropique. Mais entre une situation avec prise en compte de ce type d'apports et une situation sans, la demande en oxygène dissous augmente de 12 à 15 % si la fraction dissoute de la matière organique apportée par les rejets passe de 0 à 100 %, ce, pour un flux de 19 tonnes C.jour⁻¹.

Exploitation du modèle

En moyenne sur un cycle lunaire, les activités organotrophes varient de 15 à 12 g C.m⁻².jour⁻¹ entre juin et septembre 1988 et les consommations d'oxygène dissous, de 6 à 4 g O₂.m⁻³.jour⁻¹. Le fonctionnement biochimique du système "bouchon vaseux - crème de vase" tient principalement au processus de dégradation de la matière organique particulaire accumulée dans cette zone; pour une situation de septembre, la demande en oxygène dissous est due à la minéralisation de la matière organique apportée par le fleuve à raison de 49 %, de la matière organique accumulée dans le bouchon vaseux à raison de 40 % et des produits organiques formés dans la crème de vase et dilués dans la colonne d'eau au cours de son érosion à raison de 11 %. En effet, en débit d'étiage, la part de carbone organique formé dans la crème de vase correspond à 15 % du carbone organique total assimilé dans le bouchon vaseux, sur une marée de vives eaux.

Conclusion

Le principal objectif de cette étude a été atteint: il consistait en la mise en oeuvre d'un modèle mathématique de dégradation de la matière organique appliqué à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

Son originalité réside dans la prise en compte simultanée des fractions carbonée et azotée de la matière organique dont la minéralisation est modélisée selon des lois du second ordre.

On observe une bonne concordance entre les résultats du modèle et les mesures; ce, non seulement dans la colonne d'eau, sur les mesures de juin et de septembre 1988 mais également dans la crème de vase, sur les taux moyens de formation de COD (3 g C.m⁻³.jour⁻¹) et d'ammonium (6 nmol N-NH₄.g⁻¹.h⁻¹).

La prise en compte des apports fluviaux et de plusieurs stocks de matière organique de biodégradabilités différentes nous a permis de mieux appréhender les origines de l'anoxie observée dans le bouchon vaseux et plus particulièrement l'importance de la matière organique formée dans la crème de vase ainsi que celle apportée par les rejets urbains et industriels.

Ce travail de recherche a particulièrement servi au développement de la seconde version du modèle global d'oxygène dissous appliqué à tout l'estuaire de la Loire. Quatre points ont déjà été exploités; ils concernent:

- la modélisation de la production primaire particulièrement importante en Loire
- le découpage de la matière organique en fonction de sa biodégradabilité (lentement, rapidement ou directement assimilable)
- les valeurs des cinétiques de biodégradation moyennées dans l'eau et la crème de vase sur 7 jours de vives eaux et sur 7 jours de mortes eaux
- dans la crème de vase, la formation de matière organique dissoute assimilable dont la dilution dans l'eau participe à l'augmentation de la demande en oxygène dissous.

Ces différentes améliorations permettent un meilleur ajustement des résultats du modèle aux mesures d'oxygène.

Mais les résultats du modèle développé restent basés sur des hypothèses qu'il serait intéressant d'affiner. Les perspectives de cette recherche tiennent à une meilleure connaissance du fonctionnement hydrosédimentaire du système "bouchon vaseux - crème de vase" mais aussi des interactions entre la matière organique biodégradable et les biomasses bactériennes. Des informations manquent encore quant à la réponse de l'activité bactérienne aux variations des conditions en oxygène du milieu, au temps de réponse des bactéries anaérobies facultatives et de leur compétition, si compétition il y a, avec les bactéries aérobies ou les bactéries allochtones apportées par les rejets.

Les informations que sont susceptibles d'apporter des études réalisées dans ces voies de recherche permettraient, à plus long terme, de modéliser l'oxydation de la matière organique non plus selon une loi du premier ordre mais selon une loi du second ordre. Cette ambition fait actuellement l'objet de recherches et d'application à l'estuaire de la Seine.

INTRODUCTION

Les zones estuariennes suscitent un intérêt particulier par la situation transitoire qu'elles occupent entre les eaux continentales et marines. Leur rôle est majeur dans le devenir des substances organiques ou minérales la traversant. Elles constituent des aires de mélange complexes de substances de diverses origines, autochtones, produites par les activités biologiques, ou allochtones, telles que le lessivage des sols, les rejets urbains et industriels.

La compréhension des cycles des éléments organiques le long d'un estuaire est rendue complexe par la présence de trois interfaces: air/eau, eau/sédiment et eau douce/eau salée. La résultante de ces mélanges n'est connue que de façon très fragmentaire. Les zones estuariennes peuvent être considérées comme de véritables "zones tampons" entre l'activité humaine, au travers de ses rejets ou de ses aménagements, et le littoral marin; mais les capacités à modifier les composés issus des apports continentaux sont encore mal évaluées.

Problématique

Par leur situation d'interface entre le fleuve et l'océan, les estuaires peuvent être le siège d'activités biologiques importantes, maintenues par des apports en continu d'éléments nutritifs. Les systèmes biologiques attachés à de telles zones évoluent en fonction des conditions environnementales naturellement variables (la météorologie, la marée, le débit, etc ...) mais également de l'activité humaine développée sur le site (rejets, aménagements, dragages, etc ...). La réponse adaptative du milieu peut conduire dans certains cas, à un fort déséquilibre.

Généralement, dans les écosystèmes estuariens, le premier signal d'alarme du déséquilibre se traduit par l'apparition d'un important déficit en oxygène dissous. En Europe, des problèmes de désoxygénation ont pu être observés tant en Loire qu'en Gironde, en Seine (ROMAÑA, 1982), sur la Tamar (MORRIS et al., 1982), le Scheldt ou l'Ems Dollard (VAN ES et LAANE, 1982).

Les anoxies peuvent avoir de graves conséquences sur certains peuplements. Dans l'estuaire de la Loire par exemple, on observe depuis plusieurs années, une mortalité importante de mulets (*Liza ramada*) au cours de leur

avalaison en septembre. Ce problème est directement lié à la présence estivale d'une zone anoxique, atteignant jusqu'à 20 kilomètres de long. En effet, l'étendue géographique de cette zone ne permet pas à certaines espèces halieutiques migratrices, de résister à l'anoxie (SAURIAU, 1991).

D'une façon générale, il a été remarqué (MORRIS et al., 1982; ROMAÑA et THOUVENIN, 1987) que les minima d'oxygène dissous observés dans les estuaires correspondent aux zones de turbidité maximale.

Présentation de la zone de turbidité maximale

Le comportement hydrodynamique des estuaires résulte de la superposition de deux types de courants : l'un fluvial, dirigé de l'amont vers l'aval et l'autre de marée. La conjonction de ces deux forces induit dans la majorité des grands estuaires macrotidaux européens (Loire, Gironde, Tamise, etc ...) une circulation résiduelle des eaux en deux couches. C'est au niveau du point nodal, où les vitesses résiduelles s'annulent, que se concentre le matériel particulaire pour former la zone de turbidité maximale, communément appelée *bouchon vaseux* (GLANGEAUD, 1938).

Dans l'estuaire de la Loire (figure 1.1), situé sur la façade Atlantique française, le stock total de matériel particulaire accumulé dans la zone de turbidité maximale varie environ de 500 000 tonnes en débit d'étiage, à un million de tonnes, en débit de crue (CSEEL, 1984). La fraction organique peut représenter entre 3 et 10 % de cette charge (SALIOT et al., 1984; ROMAÑA et THOUVENIN, 1987). Les stocks de matériel organique particulaire gérés dans cette zone sont donc d'une importance considérable.

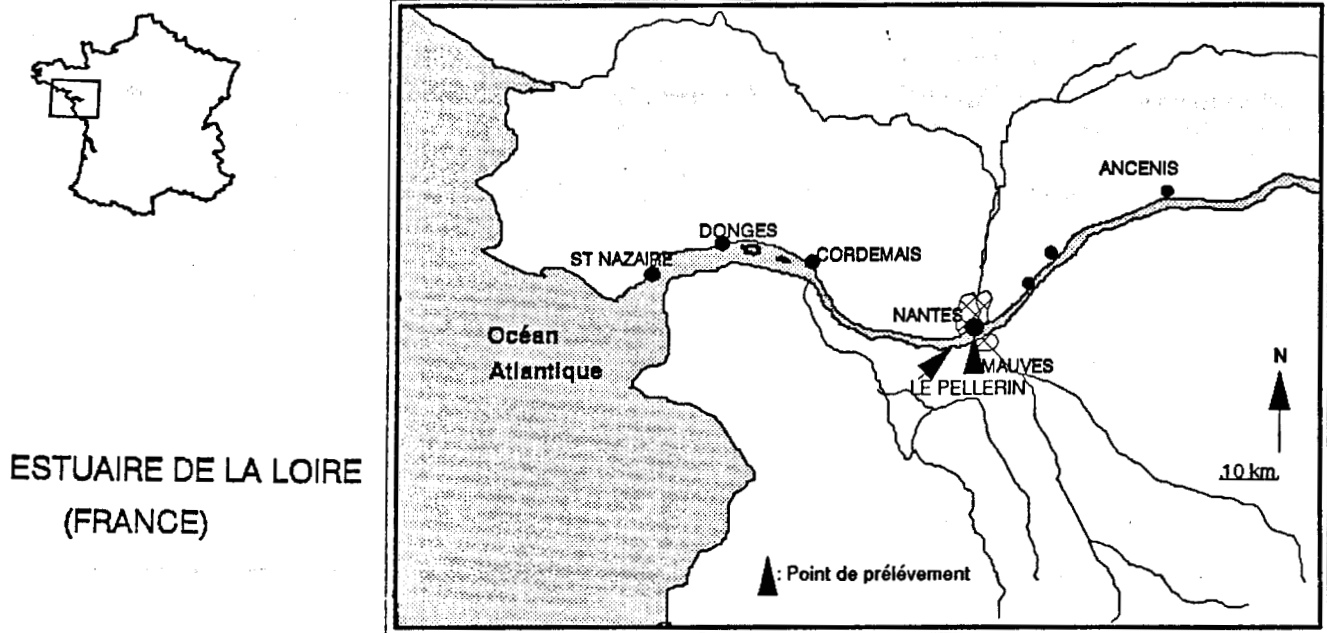


Figure 1.1. Situation géographique de l'estuaire de la Loire. Stations de mesures.

La zone de turbidité maximale peut schématiquement se compartimenter sur la verticale, en fonction des teneurs en matières en suspension (MES), en deux niveaux distincts:

- La *colonne d'eau*, où les concentrations des matières en suspension évoluent de 100 mg.l^{-1} à 5 g.l^{-1} .
- La *crème de vase*, formée par les dépôts en morte eau du matériel présent dans la colonne d'eau, est caractérisée par des teneurs en matières en suspension nettement supérieures pouvant atteindre 200 g.l^{-1} .

Nous avons constaté en période estivale que cette couche est anoxique.

L'évolution temporelle des volumes de ces deux couches est régie par les cycles de marée et les cycles lunaires; le volume de la zone de turbidité maximale varie également en fonction du débit fluvial, qui, lorsqu'il diminue, induit un déplacement du bouchon vaseux vers l'amont de l'estuaire où les sections sont plus étroites (GALLENNE, 1974).

En période estivale, cette zone peut être le siège d'importants processus de dégradation de la matière organique en raisons d'une part, des fortes teneurs en matériel organique particulaire, et d'autre part, de leur temps de résidence. Ces deux raisons ont conduit à comparer son fonctionnement à celui d'une station d'épuration

biologique (ROMAÑA et THOUVENIN, 1987), d'activité bactérienne intense. Tant que les concentrations en oxygène dissous sont suffisantes, cette activité reste principalement aérobie. Ainsi, la dégradation de la matière organique, majoritairement sous forme particulaire puisque le carbone organique particulaire mesuré dans le bouchon vaseux en septembre 1990 et 1991 représente plus de 80 % du carbone organique total (en mg.l^{-1} C), induit une forte demande en oxygène dissous. Ce phénomène prend une importance particulière au moment des marées de vives eaux d'équinoxe, au cours de la remise en suspension de la crème de vase.

Etudes déjà réalisées

Quelques études ont déjà été engagées pour appréhender les mécanismes de production, de dégradation et de transfert de la matière organique dans l'estuaire de la Loire. Les premières se sont intéressées aux origines et au comportement de la matière organique à partir de campagnes de mesures réalisées le long de l'estuaire, ce, dans le cadre du programme GRECO - I.C.O. (SALOT et al., 1984; BILLEN et al., 1986; MEYBECK, 1983). Par la suite, quelques processus dynamiques ont été étudiés au travers des activités bactériennes et phytoplanctoniques (RELEXANS et al., 1988) permettant d'approcher un bilan de carbone organique particulaire dans l'estuaire. Mais aucune étude chimique, ni bactériologique n'a été engagée dans la crème de vase de la zone de turbidité maximale. Cette couche, soumise à des cycles périodiques de dépôts - remises en suspension, alimente régulièrement la colonne d'eau sus-jacente en matériel organique biodégradable et en sels minéraux. Ainsi, la problématique du bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire nécessite la compréhension et la quantification du cycle de la matière organique biodégradable dans cette zone.

Jusqu'à présent aucun modèle mathématique n'a été développé au niveau de l'estuaire de la Loire, pour prendre en compte l'hétérogénéité de la matière organique et quantifier, dans les processus d'oxydation, l'importance des différents composés biodégradables en fonction de leurs origines.

Cadre de l'étude

Pour apporter des éléments de réponse au problème de l'anoxie de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, plusieurs outils numériques ont été mis en place depuis 1988.

Cette démarche a été engagée dans le cadre d'une étude financée en partie par l'Association pour la Protection de l'Environnement de l'Estuaire de la Loire (APEEL). Afin de mieux comprendre et de prévoir les mécanismes conduisant à l'anoxie, plusieurs équipes d'IFREMER ont été chargées de développer des outils mathématiques. Le premier modèle s'est attaché à l'hydrodynamisme; le second, aux processus majeurs liés la sédimentologie (LE HIR et THOUVENIN, 1992); il a permis de reproduire, en situation d'étiage, la zone de turbidité maximale. Un dernier modèle, relatif à la qualité de l'eau, a également été mis en place; il reproduit en particulier, l'évolution des teneurs en oxygène dissous le long de l'estuaire (THOUVENIN et al., 1992). Les premiers résultats ont souligné l'importance, dans la demande en oxygène dissous, du processus d'oxydation de la matière organique piégée dans le bouchon vaseux.

Ce dernier point nous a conduit à développer un modèle mathématique reproduisant les principales étapes du cycle de dégradation bactérienne de la matière organique dans la zone de turbidité maximale.

La modélisation apparaît en effet la seule voie d'investigation globale du sujet en raison de la variété et de la complexité des processus en jeu dans le système. Elle permet de tracer des bilans relativement précis des composants majeurs du système et de ce fait, d'apporter des éléments de réponse quant à l'impact des sources dans le milieu étudié.

La figure 1.2 schématise le couplage des différents modèles développés sur l'estuaire de la Loire.

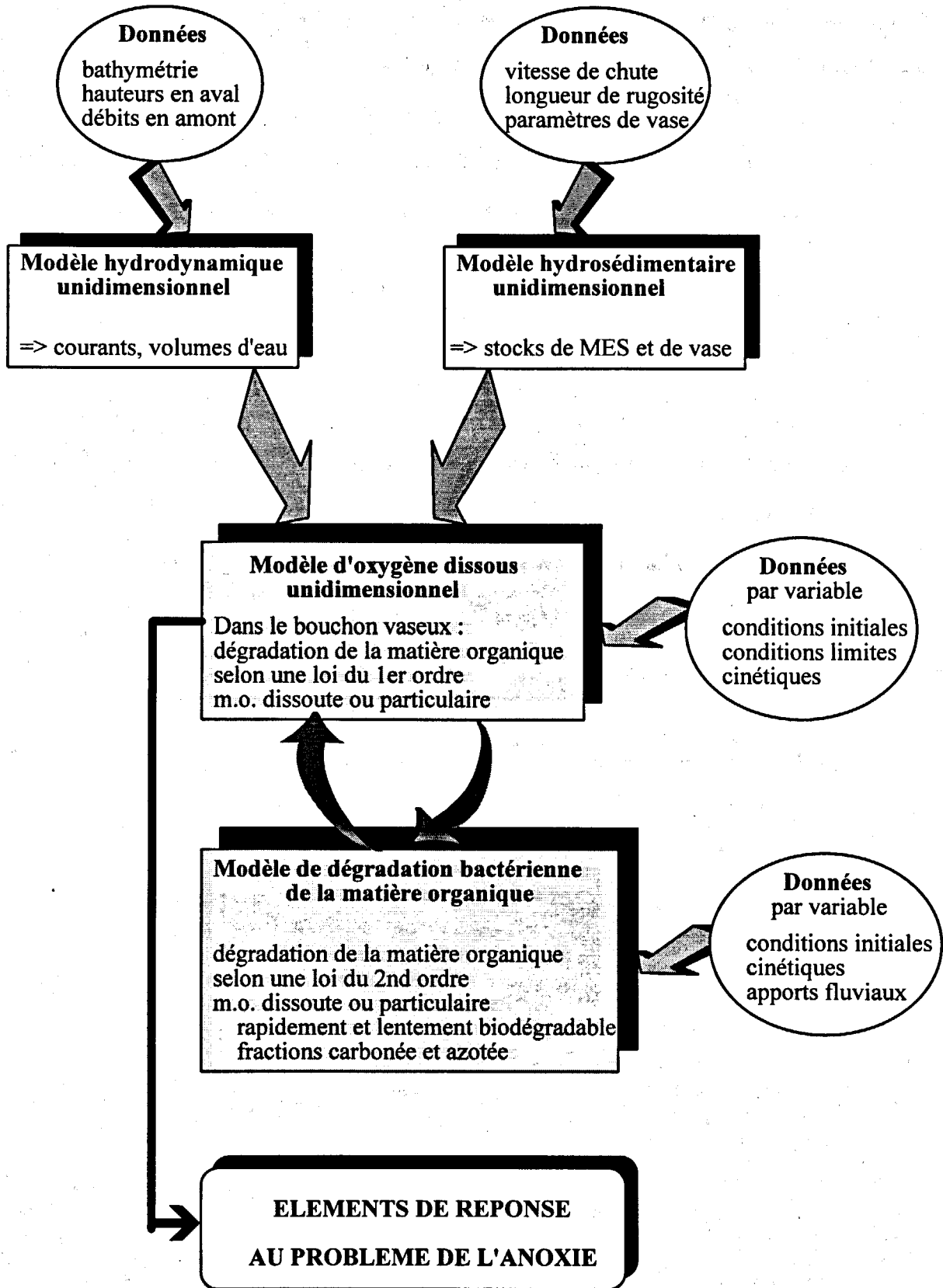


Figure 1.2. Couplage des modèles numériques développés sur l'estuaire de la Loire.

Objectifs et démarche

En raison du puits à oxygène que peut constituer le bouchon vaseux sous certaines conditions, une étude détaillée de son fonctionnement s'impose, tant du point de vue qualitatif, par la mise en évidence des processus de transformation de la matière organique et minérale, que quantitatif, par l'estimation de la biodégradabilité de la matière organique et la mesure en continu de la demande biochimique en oxygène dissous; c'est cette dernière qui permettra d'approcher les cinétiques d'assimilation, d'hydrolyses et de nitrification.

Sur le plan qualitatif, il est important non seulement de décrire mais de comprendre l'un des cycles biogéochimiques fondamentaux: celui de la matière organique associé à la demande en oxygène dissous du milieu.

L'étude détaillée de la dégradation de la matière organique par les microorganismes hétérotrophes en milieu aquatique s'avère une étape obligée à deux niveaux: celui de la **recherche**, dans la compréhension des systèmes aquatiques et celui du **développement**, dans le souci de minimiser les incidences de l'activité humaine sur le milieu naturel. C'est ainsi que de nombreuses équipes s'intéressent non plus à la microbiologie générale, qui s'attache à des recherches en milieux de cultures pures totalement différents de leurs milieux d'origine, mais à la *microbiologie écologique* (SERVAIS, 1987), spécialisée dans la dynamique des populations hétérotrophes dans les milieux naturels. Face à la problématique rencontrée en de nombreuses rivières ou fleuves, ces études se sont orientées sur les eaux douces ou estuariennes (TUFFEY, 1973; BILLEN 1976); des efforts ont également été entrepris dans le domaine marin (FENCHEL et JORGENSEN, 1977; HOBBIIE et WILLIAMS, 1984; BIANCHI et al., 1989).

Sur le plan quantitatif, le développement d'un outil numérique permet de répondre aux principales interrogations concernant la dynamique du système et ainsi d'établir des bilans de carbone organique. Ces derniers présentent l'avantage de relativiser les processus dans la problématique générale et donc de préciser ceux qui nécessitent un intérêt particulier.

Le but de ce travail consiste donc en la mise en oeuvre d'un modèle mathématique, reproduisant les principaux processus de dégradation bactérienne de la matière organique. Il est appliqué à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Le système est considéré ouvert: il est alimenté en amont par les apports fluviaux et les effluents. En raison du manque d'informations sur le temps de séjour des particules dans cette zone, seules les substances dissoutes quittent le système par advection.

L'objectif de ce modèle est d'apporter des informations quant au fonctionnement biogéochimique de la zone de turbidité maximale. Cette étude proposera en particulier de répondre à des questions telles que : Quel est le rôle de la crème de vase dans le déficit en oxygène dissous du bouchon vaseux ? Quels sont les impacts des apports fluviaux, des effluents et du stock de matière organique piégé dans cette zone, dans la demande globale en oxygène ?

L'intérêt du modèle développé dans le cadre de ce travail, sera de prendre en compte non seulement, les interactions entre la matière organique et la biomasse bactérienne hétérotrophe mais également, l'incidence des conditions d'anaérobiose sur la minéralisation de la matière organique. Le modèle repose sur deux compartiments biologiques majeurs, les biomasses bactériennes hétérotrophes et autotrophes, ainsi que leurs sources énergétiques respectives, à savoir la matière organique biodégradable et l'azote ammoniacal.

Les principales étapes dans la mise en oeuvre du modèle seront les suivantes:

- * l'identification des processus à modéliser,
- * le choix des variables d'état,
- * la limitation du pas de temps,
- * l'estimation des conditions initiales et des apports,
- * le respect des conditions aux limites,
- * le calage des paramètres cinétiques,
- * et enfin la validation de ses résultats sur une ou plusieurs périodes de mesures qui n'ont pas déjà été utilisées pour le calage.

Pour répondre aux exigences du modèle mathématique et en particulier pour couvrir au mieux les zones d'ombre introduites par la prise en compte de la crème de vase, nous avons organisé deux campagnes de prélèvements, en septembre 1990 et 1991, sur une verticale de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Ces

campagnes font suite à celle réalisée le long de l'estuaire en 1988 par le Port Autonome de Nantes Saint Nazaire et dont le but était de suivre au cours d'une année, l'évolution des principaux paramètres représentatifs de la qualité du milieu. Les dernières campagnes étaient destinées à obtenir des données permettant de caler les différents modèles; elles nous ont permis également de mesurer plus finement la dégradation de la matière organique au travers de mesures en continu de demande biochimique en oxygène dissous. En septembre 1991, un suivi des principaux paramètres physico-chimiques ainsi que des cinétiques de dégradation, a été réalisé à partir d'échantillons prélevés sur une semaine, au coeur de la zone caractérisée par l'anoxie.

A l'issue de cette étude, les résultats du modèle sont comparés à des mesures de demande en oxygène dissous, de matière organique et de sels nutritifs en deux situations hydrodynamiques, juin et septembre 1988. L'étude de sensibilité a permis d'identifier les principaux paramètres et processus influents sur l'origine du déficit en oxygène dissous dans la zone de turbidité maximale.

L'exploitation du modèle s'est organisée autour des deux objectifs suivants, définis en accord avec les aménageurs:

- * estimer l'impact des apports fluviaux sur la demande en oxygène dissous (importance de la production primaire et des effluents), et
- * quantifier l'apport de matière organique biodégradable au cours des remises en suspension de la crème de vase dans la colonne d'eau et estimer la demande en oxygène dissous relative à la minéralisation de ces produits.

A terme, certains résultats du modèle de dégradation bactérienne seront intégrés au modèle unidimensionnel d'oxygène dissous. Ils concernent le découpage de la matière organique en fonction de sa biodégradabilité ainsi que les cinétiques relatives à ces compartiments. Par conséquent, la seconde version du modèle d'oxygène dissous, puisque discrétisée sur tout l'estuaire, sera moins tributaire des hypothèses restrictives posées au cours de l'application du modèle de dégradation de la matière organique à la zone de turbidité maximale.

Dans une phase finale, pourquoi ne pas soutenir des travaux de recherche sur l'estimation des cinétiques de dégradation *in situ* de la matière organique et exploiter les connaissances acquises à d'autres problématiques similaires ?

Chapitre 1. PRESENTATION DU SYSTEME D'ETUDE ET DES MODELES DEJA DEVELOPPES

Ce chapitre commence par présenter la zone d'étude, l'estuaire de la Loire, et le domaine d'application du modèle de dégradation de la matière organique, à savoir la zone de turbidité maximale.

Ensuite, sont brièvement exposés les modèles numériques développés dans le souci de reproduire les processus hydrodynamiques et hydrosédimentaires majeurs et de comprendre l'évolution spatio-temporelle de l'oxygène dissous en période estivale (THOUVENIN et al., 1992).

Leurs premiers résultats permettent non seulement d'apporter des éléments de réponse à l'anoxie du bouchon vaseux, mais également de confirmer la large responsabilité du processus de dégradation de la matière organique particulaire. La première version du modèle d'oxygène dissous reste imparfaite puisque les principaux processus biochimiques, en cours dans le bouchon vaseux, ont été simplifiés. Il est donc apparu nécessaire d'affiner les hypothèses de calcul de la demande en oxygène dissous induite par la respiration des populations actives, principalement bactériennes, dans cette zone.

1.1 PRESENTATION GENERALE DE L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

L'estuaire de la Loire est relativement étroit; ses sections moyennes entre Ancenis et Saint Nazaire suivent une loi exponentielle décroissante de l'aval vers l'amont. Sa largeur atteint 3000 à 3500 mètres à l'embouchure et seulement 225 mètres à Chéviré (pK* 51), en aval de Nantes.

Trois zones estuariennes (figure 1.1) peuvent être distinguées en fonction des conditions hydrodynamiques, régies par le débit fluvial et le coefficient de marée, :

1. une zone fluvio-estuarienne en amont, soumise à la seule marée dynamique,
2. l'estuaire interne découpé en trois domaines en fonction de la salinité (polyhalin, mésohalin et oligohalin), et
3. l'estuaire externe, caractérisée par la dominance de l'influence marine.

Si l'on considère la dynamique des estuaires, régie en aval par les forces de marée et l'intrusion saline, la Loire est un estuaire macrotidal. La marée est du type semi-diurne avec une légère inégalité diurne (CSEEL, 1984), c'est-à-dire que les hauteurs d'eau correspondants aux deux pleines mers et/ou deux basses mers sont inégales au cours d'un jour lunaire.

L'intrusion saline dans l'estuaire de la Loire peut se présenter sous trois formes (figure 1.3) en fonction du débit fluvial et de l'amplitude de la marée :

- * sous la forme d'un coin salé bien différencié; il ne se produit aucun mélange notable entre les eaux douces et salées. Ce type de circulation apparaît en période de crue.
- * sous la forme d'un écoulement stratifié en période de mortes eaux; le matériel particulaire déposé sur le fond du chenal, sous forme de crème de vase, est peu mobile.
- * sous la forme d'un écoulement mélangé en période de vives eaux.

pK* est l'abréviation du terme *point Kilométrique*, exprimé en kilomètres par rapport à la commune de Saint Nazaire, limite aval de la zone étudiée.

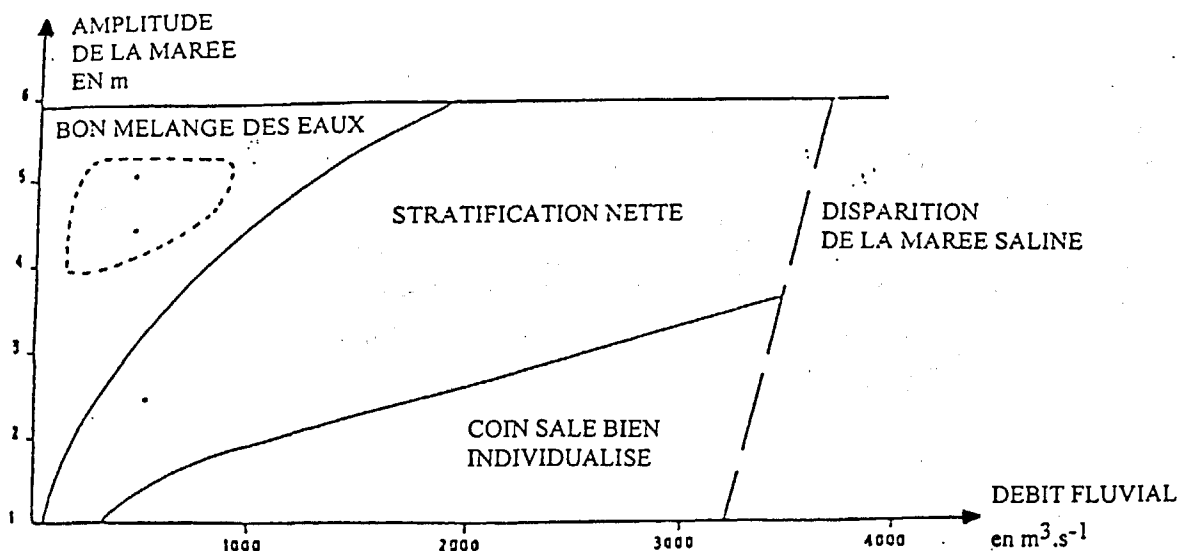


Figure 1.3. Formes des intrusions salines dans l'estuaire de la Loire en fonction du débit fluvial et de l'amplitude de la marée (BROSSARD et GALLENNE, 1982).

Dans le modèle, nous considérerons qu'en marée de vives eaux comme de mortes eaux, les concentrations sont homogènes sur toute la verticale de la colonne d'eau et de la crème de vase, ce qui n'est pas toujours le cas comme les mesures nous l'indiqueront.

1.2 LA ZONE DE TURBIDITE MAXIMALE ESTUARIENNE

1.2.1 PRESENTATION

L'existence de ces formes d'intrusion saline peut agir sur la dynamique des particules dans les estuaires. Généralement dans la zone centrale de l'estuaire, en amont de l'intrusion saline, on peut observer une zone caractérisée par une forte charge particulaire, c'est le *bouchon vaseux* (GLANGEAUD, 1938). Un des principaux résultats du modèle hydrosédimentaire (LEHIR et THOUVENIN, 1992) permet de confirmer que le processus de formation du bouchon vaseux est essentiellement dynamique c'est-à-dire que le bouchon vaseux n'est pas un simple bouchon de densité. En effet, le modèle parvient à reproduire la formation du bouchon vaseux sans tenir compte des gradients de vitesse entre la surface et le fond, ni de la stratification, ni du profil amont-aval de salinité.

Cette zone de turbidité maximale (BERTHOIS, 1956; GALLENNE, 1974) suit la position du point nodal* dans ses migrations longitudinales au gré des variations du débit fluvial et de la marée (figure 1.4).

point nodal* : dans un estuaire, il est défini par le point où s'annulent les vitesses des deux écoulements résiduels. Au fond, on observe généralement un écoulement d'eau marine vers l'amont; en surface, c'est plus souvent un écoulement d'eau douce vers l'aval.

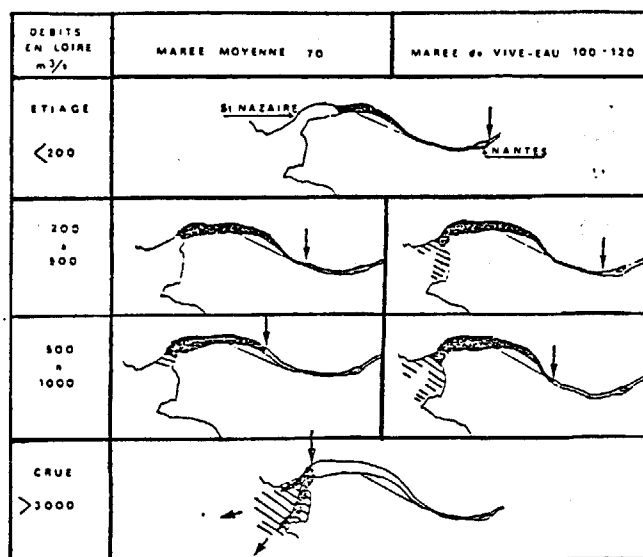


Figure 1.4. Oscillations schématiques du bouchon vaseux en Loire, en fonction du débit fluvial et du coefficient de marée (GALLENNE, 1974).

□ La masse turbide de l'estuaire de la Loire

Les apports annuels de matières en suspension par la Loire fluviale ont été évalués en 1982 à un tonnage compris entre 800 000 et 900 000 tonnes (BROSSARD et GALLENNE, 1982). Depuis 1974, il a été observé d'une part, que la turbidité moyenne des eaux a augmenté dans le bouchon vaseux d'environ 50 % et d'autre part, que le centre du bouchon vaseux est légèrement remonté vers l'amont (CSEEL, 1984); ce, probablement en raison de la diminution du débit fluvial et du surcreusement du chenal en différentes zones. L'essentiel des apports solides (60 à 70 %) se fait en période de crue (PANSN, 1991).

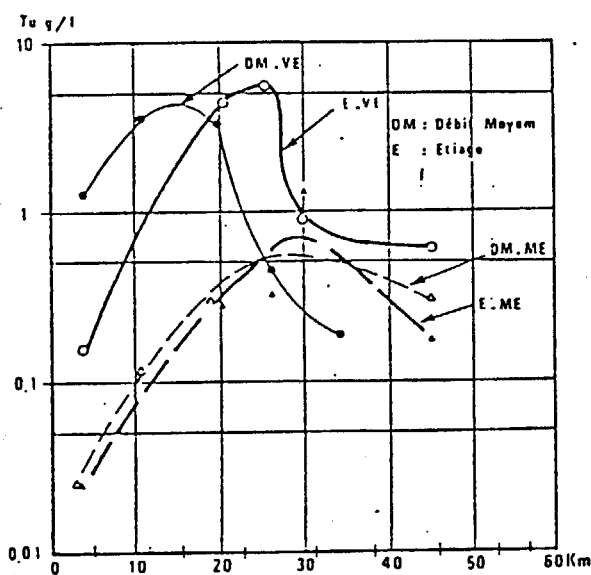
En débit moyen, le modèle d'oxygène dissous (THOUVENIN et al., 1992) considère qu'environ 720 000 tonnes de matériaux fins sont mobilisés dans le bouchon vaseux et la crème de vase; en débit d'étiage, ce sont 520 000 tonnes, le bouchon vaseux est en effet situé plus en amont de l'estuaire où les sections sont plus étroites, réduisent le volume de cette zone.

Cette quantité considérable de matériaux fins présents en permanence dans l'estuaire de la Loire a d'importantes conséquences sur la qualité de l'eau et en particulier sur l'évolution des teneurs en oxygène dissous, représentatives de son équilibre ou de son déséquilibre.

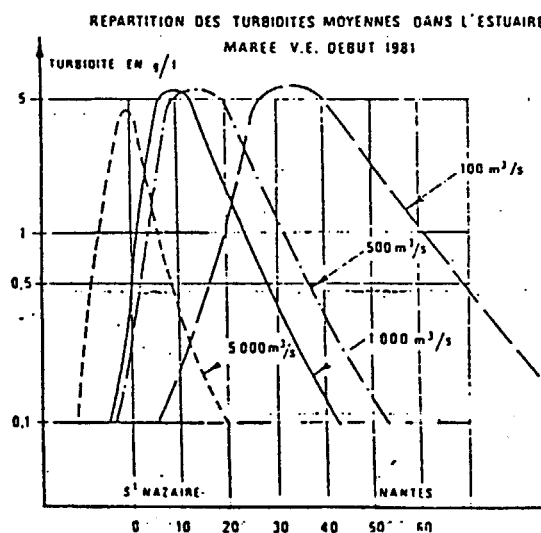
En fonction des teneurs en matières en suspension (MES), nous pouvons schématiquement découper la zone de turbidité maximale sur la hauteur, en deux niveaux : le bouchon vaseux et la crème de vase.

□ le bouchon vaseux

Le bouchon vaseux dont l'existence en Loire est permanente, est caractérisé par des concentrations en MES qui dépassent 100 mg.l^{-1} et peuvent atteindre en marée de vives eaux, jusqu'à 5 g.l^{-1} . Cette accumulation de particules se produit sur toute la tranche d'eau et sur une distance s'étendant jusqu'à 40 kilomètres (BERTHOIS, 1955 et 1964). Sous le jeu des marées, le bouchon vaseux transite dans l'estuaire (L.C.H.F., 1983): repoussé dans la partie amont en flot, il se décale vers l'aval en jusant (figure 1.5 (a)). Cette oscillation est plus importante en marée de vives eaux où le bouchon vaseux atteint son maximum d'extension (figure 1.5 (b)) et où son centre de gravité peut se déplacer d'une vingtaine de kilomètres en une marée (GALLENNE, 1974; CSEEL, 1984). En période d'étiage, au moment où la désoxygénation apparaît, cette zone se trouve généralement entre Nantes (pK 55) et Paimboeuf (pK 15). Par ailleurs, ce déficit en oxygène dissous peut être aggravé par le fait que le bouchon vaseux reçoit directement les rejets urbains et industriels de la ville de Nantes. C'est seulement en période de forte crue que le bouchon vaseux est en partie expulsé au delà de l'estuaire externe. Dans ce travail, j'emploierai le terme de colonne d'eau pour différencier cette couche de la crème de vase.



a



b

Figure 1.5. Observations des turbidités dans l'estuaire de la Loire. a) Turbidité moyenne au cours de la marée (CSEEL, 1984). b) Effet d'une variation du débit amont sur la position du bouchon vaseux (L.C.H.F., 1983).

□ la crème de vase

La crème de vase résulte de l'accumulation en période de mortes eaux du matériel particulaire en suspension dans le bouchon vaseux (ALLEN, 1973); sa teneur en MES peut atteindre 200 g.l^{-1} . Ainsi, elle est facilement détectable au sondeur à ultra-sons. Elle épouse généralement la forme d'une lentille, dont la longueur oscille entre cinq kilomètres en crue, avec une épaisseur d'un mètre, et une vingtaine de kilomètres en étiage où son épaisseur peut alors atteindre trois mètres (GALLENNE, 1974). La figure 1.6 présente une portion de crème de vase détectée au sondeur et obtenue au cours de la campagne effectuée en septembre 1990.

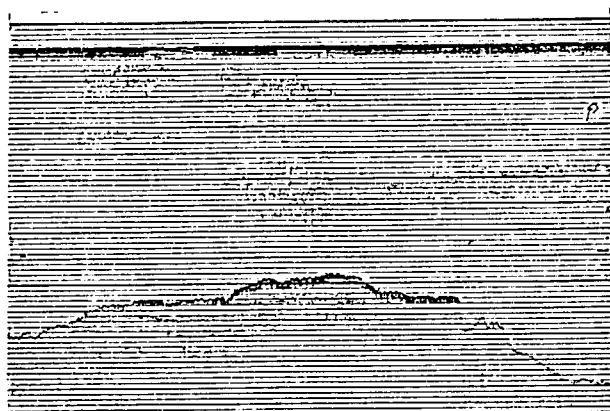


Figure 1.6. Lentille de crème de vase détectée aux ultra-sons (Campagne de septembre 1990).

A l'échelle de la marée, la crème de vase reste bien localisée, son déplacement en masse est de quelques centaines de mètres seulement. Elle subit cependant, des oscillations saisonnières (figure 1.7) en fonction du débit fluvial.

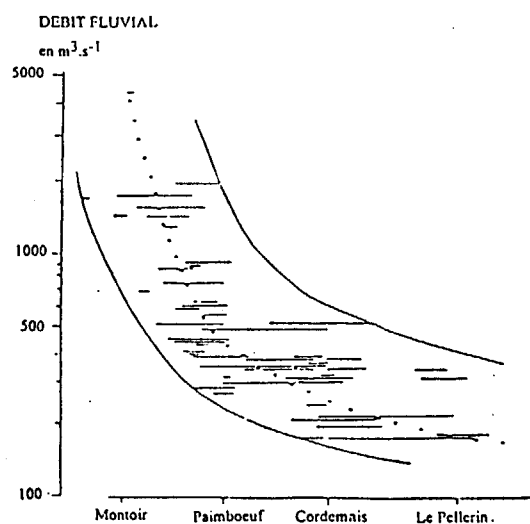


Figure 1.7. Position moyenne et extension de la crème de vase dans l'estuaire de la Loire en fonction du débit fluvial (GALLENNE, 1974).

L'érosion de la crème de vase commence lorsque le coefficient de marée atteint 70. Au delà d'un coefficient de 80, toute la crème de vase est érodée. Cette situation est atteinte pour 11 % des marées en période estivale.

Ainsi, une partie du matériel particulaire sera soumise au phénomène cyclique de dépôts sous forme de crème de vase et de remises en suspension dans la colonne d'eau; la période de ce cycle lunaire* est de 14,7 jours.

Comme nous le préciserons ultérieurement, le rôle de la crème de vase dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux est gouverné par un double processus. D'une part, elle est le siège de processus biochimiques dont les produits organiques pourront entrer dans le cycle métabolique aérobie de la colonne d'eau; et, d'autre part, par le simple processus dynamique de remise en suspension, elle augmente la charge organique, inerte et vivante, du bouchon vaseux. C'est à ces phénomènes particuliers que le modèle de dégradation de la matière organique s'intéresse.

1.2.2 CONDITIONS D'APPARITION DE L'ANOXIE

Les conditions d'apparition de l'anoxie sont prévisibles à partir de l'observation du cycle d'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire.

L'évolution spatiale des teneurs en oxygène dissous suit une distribution typique amont - aval représentée par un profil de "courbe en sac"; en débit d'étiage (figure 1.8), c'est autour de la ville de Nantes que les concentrations sont minimales (ROMAÑA et THOUVENIN, 1987).

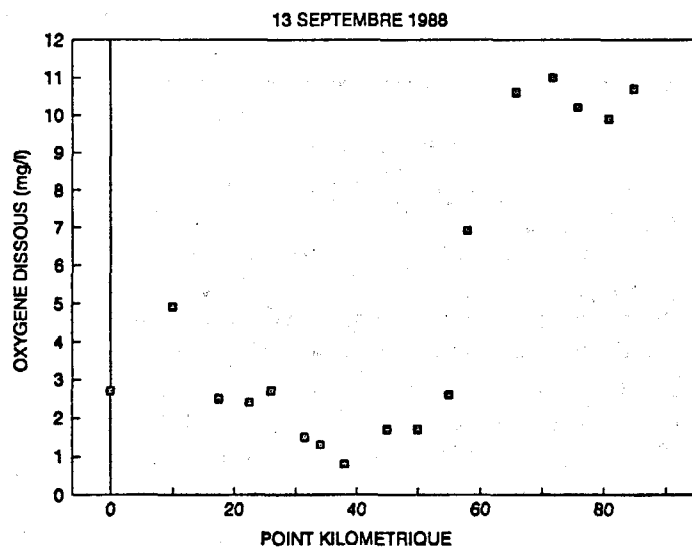


Figure 1.8. Concentrations en oxygène dissous mesurées dans l'estuaire de la Loire d'Ancenis (pK 90) à Saint Nazaire (pK 0). Campagne de septembre 1988.

*cycle lunaire** : cycle d'une période totale proche de 14,7 jours, au cours duquel le marnage de la marée passe par une valeur minimale (période de morte eau) et maximale (période de vive eau).

Dans le cas de l'estuaire de la Tamar (MORRIS et al., 1982) et de la Loire (ROMAÑA et al., 1990), les minima d'oxygène dissous observés correspondent systématiquement aux zones de turbidité maximale.

L'évolution temporelle des teneurs en oxygène dissous suit généralement trois cycles: un cycle annuel, un cycle lunaire sur une période de 14,7 jours et un cycle de marée sur une période de 12,25 heures. Dans l'estuaire de la Loire, les valeurs minimales des concentrations en oxygène dissous ont été reliées aux valeurs des coefficients de marée (ROMAÑA et THOUVENIN, 1987) mesurées sur un demi cycle lunaire au cours de l'été 1986 (figure 1.9).

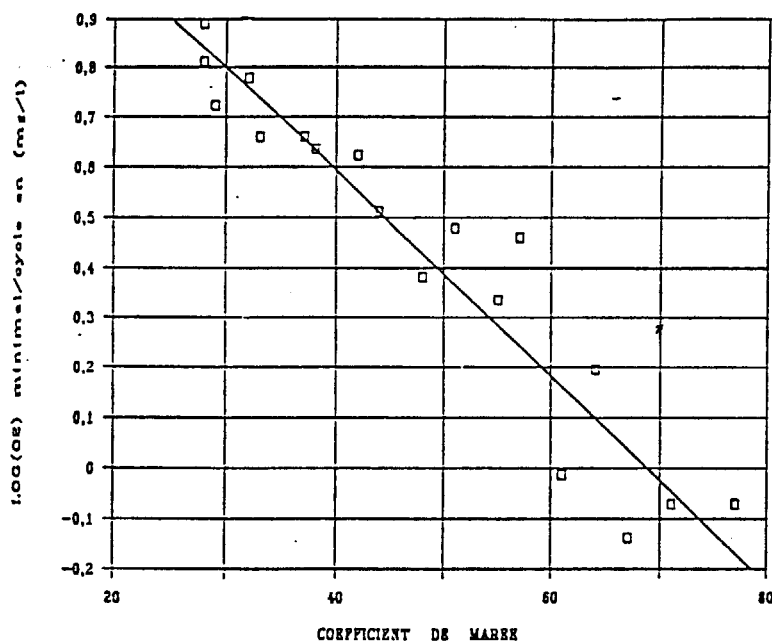


Figure 1.9. Corrélation entre la valeur minimale d'oxygène dissous observée sur une marée au Pellerin (pK 38) en fonction du coefficient de marée. Campagne du 26 août au 4 septembre 1986.

Ces valeurs s'ajustent à une droite de régression dont le coefficient est de 0,96; la formule reliant la concentration minimale d'oxygène dissous au coefficient de marée est la suivante:

$$\text{Log}(\text{O}_{2,\text{min}}) = 1,4220 - 0,0206 \cdot (\text{coef. de marée})$$

Les principales conditions pour lesquelles une situation anoxique pourra apparaître dans l'estuaire de la Loire,

- sont :
- se trouver en période d'étiage estival,
 - au niveau du maximum de turbidité et
 - pour des valeurs de coefficients de marée supérieures à 70.

1.3 ANALOGIES ENTRE LA ZONE DE TURBIDITE MAXIMALE ET LES PROCEDES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUES DES EFFLUENTS URBAINS

La zone de turbidité maximale assure un rôle de piégeage du matériel particulaire. En raison du confinement de la charge organique particulaire et de son temps de résidence en conditions aérobies ou anaérobies dans la colonne d'eau, le fonctionnement du bouchon vaseux peut être comparé à celui d'une station d'épuration naturelle (ROMAÑA et THOUVENIN, 1987). Par conséquent, l'activité bactérienne, plus ou moins importante suivant la charge organique et les conditions hydrodynamiques, paraît être une des principales origines des minima en oxygène dissous mesurés dans la colonne d'eau.

Dans la crème de vase, le fonctionnement du système peut être comparé par contre, au mode de traitement anaérobie des boues résiduelles (digesteur).

1.3.1 ANALOGIE ENTRE LE BOUCHON VASEUX ET UNE STATION D'EPURATION BIOLOGIQUE

Le tableau suivant présente une comparaison des processus de traitement biologique des effluents urbains aux processus de dégradation bactérienne de la matière organique dans le bouchon vaseux.

Tableau 1.1. Processus analogues entre le bouchon vaseux et une station d'épuration biologique.

	Station d'épuration biologique		Bouchon vaseux
	TRAITEMENT BIOLOGIQUE DES EFFLUENTS		DEGRADATION DE LA MATIERE ORGANIQUE
Processus	<input type="checkbox"/> décantation	↔	dépôt en morte eau
	<input type="checkbox"/> assimilation (aérobie)	↔	assimilation (aérobie)
	<input type="checkbox"/> nitrification	↔	nitrification
	<input type="checkbox"/> aération	↔	diffusion de l'oxygène à l'interface air/eau
	<input type="checkbox"/> filtration en sortie	↔	advection des substances dissoutes

1.3.2 ANALOGIES ENTRE LA CREME DE VASE ET UN DIGESTEUR

En raison des conditions anoxiques qui règnent à l'intérieur de la crème de vase et des fortes concentrations en bactéries et en matériel organique particulaire, les processus de biodégradation de cette couche ont été comparés à ceux d'un digesteur anaérobie (tableau 1.2).

Tableau 1.2. Processus analogues entre la crème de vase et un digesteur.

	Digesteur		Crème de vase
	TRAITEMENT DES BOUES		DEGRADATION DE LA MATIERE ORGANIQUE
Processus	<input type="checkbox"/> épaississement primaire	↔	dépôt en morte eau
	<input type="checkbox"/> digestion anaérobie (dénitrification)	↔	activité anaérobie (fermentation, dénitrification)
	<input type="checkbox"/> aération boues digérées	↔	remise en suspension
	<input type="checkbox"/> oxygénation	↔	réoxygénation dans la colonne d'eau

En raison de ces analogies et du manque de publications relatives au problème de désoxygénation en milieu naturel fortement chargé en particules, les premières bases du modèle ont été posées à partir des formulations mathématiques d'un groupe de travail sur la modélisation du traitement des eaux usées par boues activées, *l'International Association on Water Pollution Research and Control*, IAWRPC (HENZE et al., 1986). Ces bases sont le fruit d'une collaboration étroite avec des chercheurs d'Anjou Recherches du groupe de la Compagnie Générale des Eaux.

1.4 PRESENTATION DES MODELES DEVELOPPES SUR L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

A la demande de l'Association pour la Protection de l'Environnement de l'Estuaire de la Loire (APEEL) et du Port Autonome de Nantes-St Nazaire (PANSN), des modèles numériques ont été mis en place pour reproduire les principaux mécanismes hydrodynamiques et hydrosédimentaires (LE HIR et THOUVENIN, 1992) ainsi que l'évolution de l'oxygène dissous (THOUVENIN et al., 1992). Le modèle de dégradation bactérienne de la matière organique développé au cours de ce travail s'insère dans cette démarche; l'organigramme de ces études a déjà été présenté en figure 1.2.

Les modèles hydrodynamiques, hydrosédimentaires et du cycle de l'oxygène dissous, développés sur l'estuaire de la Loire sont unidimensionnels; les variations modélisées concernent donc uniquement l'axe longitudinal et le temps. L'hypothèse d'unidimensionnalité suppose que les sections transversales sont bien mélangées et que le transport longitudinal des masses d'eau prédomine sur le transport transversal et vertical; ce n'est pas toujours le cas, notamment en période de crue.

1.4.1 MODELE HYDRODYNAMIQUE

L'estuaire est découpé en 47 mailles, longues de deux kilomètres, de Saint-Nazaire (pK 0) à Ancenis (pK 90). Le modèle hydrodynamique fournit dans chaque maille, les hauteurs d'eau, les sections transversales, les débits et les courants.

Le modèle est calibré sur les hauteurs d'eau mesurées en continu en différents points de l'estuaire et ce, à partir du coefficient de frottement qui intègre les frottements sur le fond et latéraux. Les hauteurs d'eau calculées ont été comparées aux enregistrements marégraphiques en 10 points répartis entre Mauves (pK 72) et Saint Nazaire (PK 0).

1.4.2 MODELE DE TRANSPORT

Ce modèle résoud pour chaque variable d'état, l'équation de conservation de la masse qui rend compte des processus d'advection (transport par les courants) et de diffusion (perturbations liées à la turbulence du milieu).

L'équation de conservation de la masse d'une substance conservative le long de l'estuaire, s'énonce de la manière suivante:

$$\frac{\partial(\sigma_t \cdot C)}{\partial t} + \frac{\partial(\sigma_a \cdot U \cdot C)}{\partial x} + \frac{\partial\left(K_L \cdot \frac{\partial C}{\partial x}\right)}{\partial x} + A_p = 0$$

avec, C (M.L⁻³): concentration de la variable conservative, $C(x,t)$
 σ_t (L²): section totale de la maille de calcul
 σ_a (L²): section active de la maille de calcul
 U (M.T⁻¹): courant moyen sur la section
 K_L (M².T⁻¹): coefficient de dispersion longitudinale
 A_p (M.L⁻³.T⁻¹): apports en concentration $C(x,t)$

Le schéma de résolution est un schéma explicite écrit en différences finies selon la formulation de BOTT (1989).

1.4.3 MODELE MATHEMATIQUE HYDROSEDIMENTAIRE

Basé sur le principe de conservation de la masse du matériel particulaire en suspension dans l'eau, le modèle sédimentaire prend en compte le transport, l'érosion, le dépôt des matériaux ainsi que le tassement (sous forme simplifiée) des sédiments superficiels (LE HIR, 1992). La première utilisation du modèle consiste à rechercher les zones d'accumulation du matériel particulaire, qu'ils soit déposé ou en suspension.

1.4.4 MODELE MATHEMATIQUE DE L'OXYGENE DISSOUS: 1^{ere} VERSION

Le modèle reproduisant le cycle de l'oxygène dissous (THOUVENIN et al., 1992) simule le transport et le mélange d'un certain nombre de composants chimiques, ainsi que leurs principales transformations. Deux types de variables y sont distingués :

□ les **variables d'état**, qui sont transportées dans l'estuaire; elles subissent les processus d'advection, de diffusion et quelques transformations simples d'ordre biochimique.

Ces variables sont l'*oxygène dissous*, la *salinité* et la *demande biochimique en oxygène (DBO) dissoute*.

□ les **variables forçantes**, qui affectent les variables d'état par les modifications qu'elles induisent au niveau des processus modélisés, sans en être perturbées. Elles ne dépendent pas des variables modélisées.

Ces variables sont la *température*, les *matières en suspension (MES)*, la *DBO particulaire (calculée relativement aux MES)*, la *chlorophylle a* et l'*oxygène dissous à saturation*.

Les processus modélisés et qui intéressent la mise en oeuvre du modèle de dégradation de la matière organique, sont les suivants:

1. Transport et mélange

Le transport est calculé à partir de l'estimation des débits d'eau par le modèle hydrodynamique.

2. Réaération

La réaération se comporte comme une source ou un puits pour la variable oxygène dissous, selon que la maille se trouve en sous ou sur-saturation. Ce terme, modélisé par une loi du premier ordre, est fonction de la concentration en oxygène à saturation (O_{2sat}), dépendant de la salinité et de la température et d'un coefficient, K_a , de réaération, lié aux caractéristiques du milieu.

3. Dégradation de la matière organique

La variable choisie pour la représentation de la biodégradabilité de la matière organique et par conséquent de la consommation d'oxygène dissous, est la demande biochimique en oxygène ultime, DBO_{ult} . Elle représente la quantité totale d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique présente dans le milieu étudié. Au niveau de son calcul dans le bouchon vaseux, la DBO_{ult} est découpée en deux fractions: dissoute, $DBO_{u,d}$, et

particulaire, $DBO_{u,p}$. Cela permet de distinguer le matériel organique en fonction de son temps de séjour dans l'estuaire.

Les cinétiques de dégradation de la matière organique dissoute, k_d , et particulaire, k_p , suivent une loi du premier ordre, de la forme:

$$\frac{\partial O_2}{\partial t} = -k_d \cdot DBO_{u,d} - k_p \cdot DBO_{u,p}$$

La demande biochimique en oxygène de la matière organique particulaire, $DBO_{u,p}$, est directement liée à la teneur en matières en suspension, moyennées sur la hauteur des mailles, par le rapport $R_{u,p}$:

$$DBO_{u,p}(x,t) = R_{u,p} \cdot MES(x,t)$$

Cette hypothèse est née de l'observation des mesures de DBO_5 particulaire effectuées le long de l'estuaire et sur une année complète (ROMAÑA et THOUVENIN, 1987). Le rapport DBO_{5part}/MES est très variable aux faibles concentrations en matières en suspension, c'est-à-dire en amont et en aval de l'estuaire mais dès les fortes turbidités, il tend vers une valeur quasi-constante, en fonction de la saison. Au niveau du bouchon vaseux (figure 1.10), la valeur de ce rapport, calculé en masse, est estimée à 0,7 %.

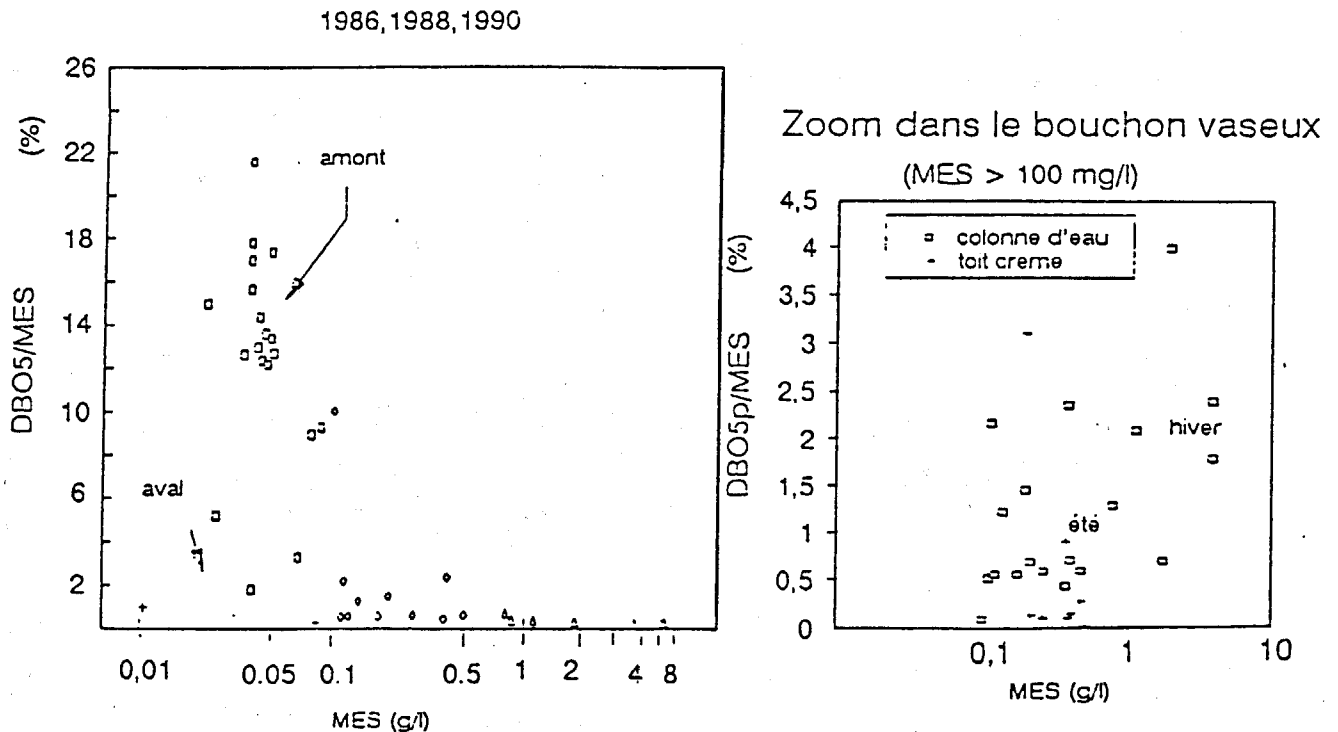


Figure 1.10. Rapport DBO_{5part}/MES mesuré le long de l'estuaire de la Loire.

Calibration

La calibration du modèle a été réalisée sur deux périodes de l'année 1988, caractérisées par des conditions hydrodynamiques particulières. En juin, où le débit fluvial est moyen (600 à 1000 m³/s) puis en septembre, en débit d'étiage (200 à 500 m³/s). Des mesures de température, salinité, matières en suspension, chlorophylle *a*, DBO₅, sels nutritifs et carbone organique ont été réalisées le long de l'estuaire en ces deux périodes par le Port Autonome de Nantes Saint Nazaire (1988).

Ultérieurement, ces deux mêmes situations hydrodynamiques seront utilisées pour la vérification des résultats du modèle de dégradation de la matière organique et pour son exploitation.

En juin, l'évolution des teneurs en oxygène dissous reproduit par le modèle est acceptable; l'erreur par rapport aux mesures s'élève au maximum à 20%. En septembre, le calage obtenu est satisfaisant au niveau de l'évolution générale des concentrations en oxygène dissous mais les variations sont moins marquées dans les résultats numériques. L'erreur est en effet difficile à estimer en raison de l'incertitude de certaines mesures.

Exploitation

Un bilan des entrées - sorties en oxygène dissous autour de la zone du bouchon vaseux a été réalisé pour les conditions de juin et septembre 1988, sur deux périodes de 7,5 jours (soit en morte eau, soit en vive eau). La figure 1.11 présente ces bilans pour la situation critique d'étiage.

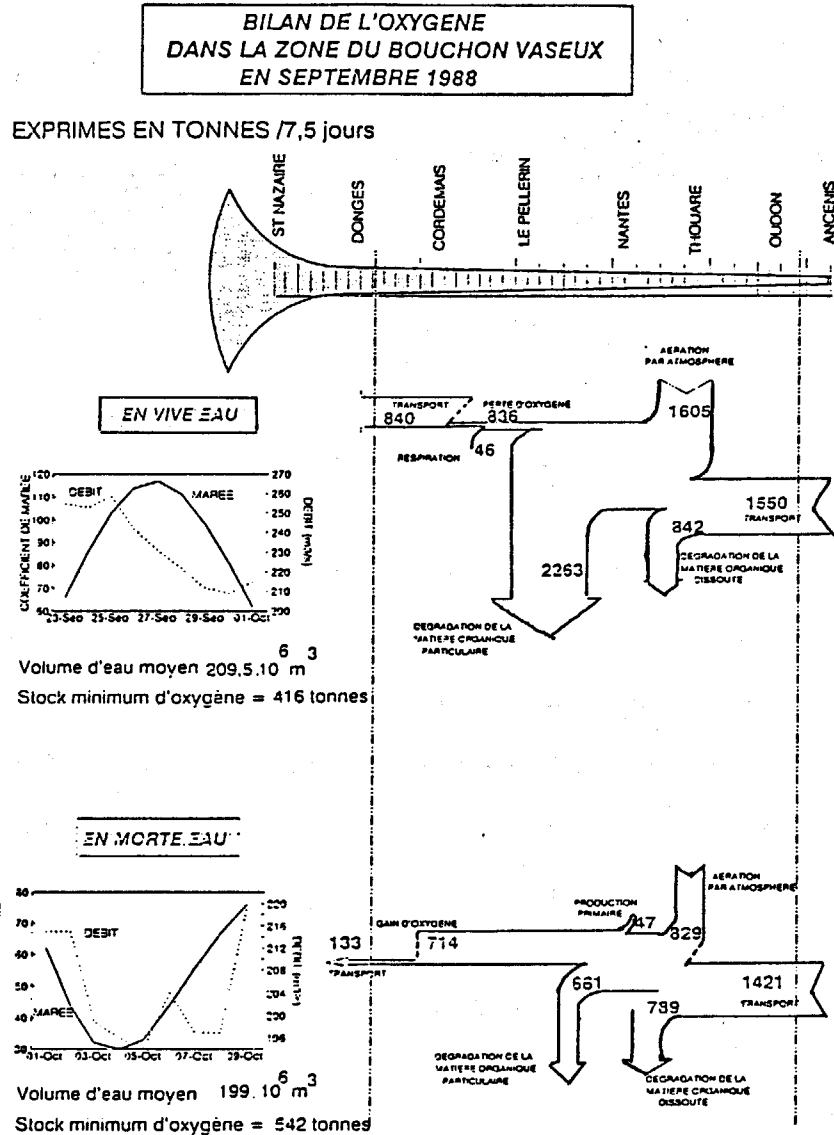


Figure 1.11. Bilan de l'oxygène dissous dans la zone du bouchon vaseux - Simulations réalisées pour les conditions de septembre 1988 (THOUVENIN et al., 1992).

En vives eaux, il apparaît que le bilan est négatif; la réaération par l'atmosphère ne suffit pas à compenser les pertes induites par la dégradation de la matière organique particulaire. En mortes eaux, le bilan redevient positif; la réoxygénation par l'atmosphère suffit à compenser les processus à l'origine d'une consommation d'oxygène dissous.

L'analyse des phénomènes influents sur la teneur en oxygène dissous tout au long de l'estuaire confirme la large responsabilité du processus de dégradation de la matière organique particulaire au niveau du bouchon vaseux. Les principales caractéristiques déterminantes sur le déficit en oxygène dissous sont d'une part, la position du bouchon vaseux et d'autre part, le stock de matériel organique piégé dans cette zone.

1.5 CORRECTIONS DES HYPOTHESES DE LA PREMIERE VERSION DU MODELE D'OXYGENE DISSOUS APORTEES PAR LE MODELE DE DEGRADATION DE LA MATIERE ORGANIQUE

La première version du modèle d'oxygène dissous reste imparfaite sur quelques points et principalement sur le processus de dégradation de la matière organique. En accord avec l'objectif de mon travail, les points que je tâcherai d'améliorer concernent les hypothèses suivantes:

1.5.1 MODELISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE PAR LE TERME DE DBO

Le modèle de qualité de l'eau simule en fait l'incidence de la présence de matière organique biodégradable sur l'oxygène dissous. La représentation de cette donnée n'est pas considérée en unité de carbone mais en demande biochimique en oxygène ultime; elle représente la quantité maximale d'oxygène qui pourrait être consommée, en stipulant une activité organotrophe maximale, par la dégradation du stock total de matière organique biodégradable présente. Cet artifice mathématique peut avoir pour effet de majorer la consommation en oxygène, principalement au niveau du bouchon vaseux, puisqu'il est basé sur le stock total de matière organique dont la richesse aura été estimée à partir des matières en suspension.

Une partie de mon travail consistera à identifier la matière organique biodégradable, non seulement au niveau de la zone de turbidité maximale mais aussi des apports fluviaux, afin de prendre en compte plus raisonnablement leur biodégradabilité et leurs cinétiques de dégradation.

1.5.2 CALCUL DU PROCESSUS DE DEGRADATION A PARTIR D'UNE LOI DU PREMIER ORDRE

Le choix d'une loi du premier ordre est conciliable avec l'hypothèse précédente qui consiste à représenter la richesse en matière organique biodégradable à partir de l'unité de DBO ultime. Mais la cinétique utilisée dans le calcul de l'oxygène consommé par la dégradation de la matière organique reste identique au cours du temps; elle ne prend pas en compte la variabilité de cette consommation due à l'évolution temporelle de la biomasse bactérienne. Ce type d'approche, nécessaire dans le cadre d'une première étape d'investigation, traite la dégradation de la matière organique comme s'il s'agissait d'une propriété chimique propre à celle-ci. Elle ne prend en compte, ni le niveau de dégradation de la matière organique, ni la présence dans le milieu des microorganismes susceptibles de la dégrader.

1.5.3 DEUX CLASSES DE MATIERE ORGANIQUE, DISSOUTE ET PARTICULAIRE, SANS INTERACTION

Ce fractionnement repose sur la différence de temps de séjour dans le bouchon vaseux entre la fraction dissoute transportée par le courant et la fraction particulaire piégée dans cette zone. La demande en oxygène dissous de chacune de ces fractions est traitée de manière totalement indépendante, avec une cinétique plus rapide dans le cas des substances dissoutes. Là encore, cette simplification ne tient pas compte des transformations biochimiques de la matière organique. Le fait de considérer une cinétique constante ne rend pas compte d'une part, de l'évolution temporelle du nombre de bactéries et d'autre part, de la variabilité de la cinétique de dégradation au cours de la transformation du matériel organique particulaire en substances dissoutes.

Le fait de compartimenter la matière organique selon différentes classes de biodégradabilité permet de s'affranchir de ces hypothèses.

1.5.4 $DBO_{u,p}$ EST CHOISIE DIRECTEMENT PROPORTIONNELLE A LA CONCENTRATION EN MES

Cette hypothèse vise à considérer le matériel organique particulaire biodégradable comme une fraction inhérente des matières en suspension présentes dans la colonne d'eau; c'est-à-dire, en négligeant le fait que la minéralisation induit une diminution du caractère labile de la matière organique. Cette simplification, pourtant nécessaire dans une première étape, est d'autant moins acceptable que le temps de séjour dans le bouchon vaseux est long. Le rapport, $R_{p,u}$, choisi pour caractériser le matériel particulaire doit être représentatif non seulement de l'origine de la matière organique (production primaire, lessivage des sols, rejets anthropogéniques, etc ...) mais aussi de ses transformations au cours de son passage dans l'estuaire. Une valeur constante de $R_{p,u}$ ne peut tenir compte, ni des sources de la matière organique, ni de son évolution diagenétique. Elle ne permet donc pas de différencier la demande en oxygène dissous en fonction des origines de la matière organique dans le bouchon vaseux.

Le modèle de dégradation de la matière organique proposé tiendra compte des transformations biochimiques au travers d'une part, du découpage de la matière organique particulaire en différentes classes de biodégradabilités et d'autre part, par une réduction de la demande en oxygène avec la minéralisation de la matière organique par le biais du rapport C/N intégré à la formulation de l'assimilation bactérienne.

1.5.5 RENOUVELLEMENT CONSTANT DU STOCK DE MATERIEL ORGANIQUE PARTICULAIRE DANS LE BOUCHON VASEUX

La fraction organique du matériel en suspension dans le bouchon vaseux est donc supposée de biodégradabilité constante. Cette hypothèse vise à négliger les incidences d'un temps de séjour plus ou moins prolongé dans le bouchon vaseux de la matière organique particulaire, sur sa biodégradabilité. Ce point permet de ne pas considérer directement d'apports par l'amont de matériel organique particulaire de différentes biodégradabilités, puisque tout se passe comme s'il y avait un apport régulier de matériel organique particulaire, de cinétique de dégradation constante, dans le bouchon vaseux. Cette remarque rejoint l'hypothèse suivante.

1.5.6 APPORTS EN MATERIEL ORGANIQUE PARTICULAIRE NEGLIGEABLES

Les apports en matière organique particulaire au sein du bouchon vaseux sont en fait implicitement pris en compte par le renouvellement continu de ce matériel dans la zone d'étude (hypothèse précédente). Mais ces deux dernières hypothèses ne considèrent pas d'évolution biochimique de la matière organique dans la zone de turbidité maximale. La modélisation ainsi adoptée ne peut préciser l'influence des apports dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire, sur sa demande en oxygène. Elle permet, en revanche, de confirmer les hypothèses avancées sur les conditions d'apparition de l'anoxie.

Si dans un second temps, l'on cherche à proposer des solutions d'anticipation sur le problème de l'anoxie, il est indispensable d'estimer le rôle du matériel organique en fonction de ses origines, au niveau de la demande en oxygène dissous. Le découpage en fractions biodégradables de cinétiques différentes permettra de répartir plus justement les composés organiques entrant dans la zone de turbidité maximale en fonction de leurs origines (algale, détritique, rejets urbains et industriels).

1.5.7 PAS DE TRANSFORMATIONS COMPLEXES DE LA MATIERE ORGANIQUE DANS LA CREME DE VASE

Seule la matière organique de la couche superficielle de la crème de vase est considérée biodégradable par la prise en compte d'une demande benthique en oxygène dissous. Le comportement biochimique du reste de ces composés organiques présents dans la crème est considéré conservatif sur leur temps de séjour en environnement anoxique. Ainsi, la seule incidence du processus de remise en suspension de la crème de vase dans la colonne d'eau tient à l'évolution des matières en suspension reproduite par le modèle sédimentaire. Seulement, cette hypothèse considère que les particules organiques issues de la couche crème sont de même dégradabilité que celles déjà en place dans le bouchon vaseux. Ce principe est réducteur puisque nous verrons (chapitre 5) que le

matériel organique dégradé au sein de la crème de vase, par des processus anaérobies, peut fournir un stock non négligeable de substrat organique assimilable dans la colonne d'eau oxygénée.

Le modèle de dégradation de la matière organique sera développé sur deux couches, la colonne d'eau et la crème de vase, respectivement oxygénée et anoxique. Lorsque les composés organiques de la crème de vase, caractérisés par un rapport C/N représentatif de leur biodégradabilité, se diluent dans la colonne d'eau, ils induiront une demande en oxygène dissous relative à leur niveau de dégradation.

1.5.8 ARRET DE LA DEGRADATION EN CONDITIONS ANOXIQUES

Cette hypothèse est justifiée par l'intérêt premier de ce modèle, à savoir l'évolution des teneurs en oxygène dissous le long de l'estuaire. Cependant, la minéralisation de la matière organique se poursuit en conditions anoxiques. Considéré dans le modèle de dégradation de la matière organique, ce processus permet de ne pas bloquer la minéralisation de la matière organique même si sa demande directe en oxygène dissous est nulle.

1.5.9 PAS DE DIFFERENCIATION DE LA DBO AZOTEE DANS LA VALEUR TOTALE ESTIMEE

Enfin, les processus d'oxydation de composés azotés à l'origine d'une demande biochimique en oxygène sont, en milieu aquatique, la nitrification et la minéralisation de l'azote organique dissous. Ces processus seront repris en détail dans le chapitre 3. Les composés azotés n'étant pas considérés dans le modèle d'oxygène dissous, les résultats ne peuvent apporter d'informations quant à l'incidence de la richesse du milieu en sels nutritifs ou en azote organique, sur la demande globale en oxygène.

Les considérations choisies pour s'affranchir des hypothèses précédentes et qui font l'originalité du modèle présenté dans ce travail, sont les suivantes:

- * découpage de la matière organique en fonction de sa phase dissoute ou particulaire, de ses cinétiques de biodégradation et de son rapport C/N
- * simulation des biomasses bactériennes d'activité hétérotrophe et nitrifiante,
- * modélisation combinée du cycle du carbone et de l'azote avec prise en compte des éléments organiques et minéraux,
- * répartition de la matière organique apportée par le fleuve dans les différentes variables d'état en fonction de leurs cinétiques de biodégradation et de leur rapport C/N.

Mon travail sera organisé dans le souci d'une meilleure estimation de la responsabilité des différents éléments chimiques et biologiques sur la désoxygénation observée. Il se tiendra dans cette étape à l'analyse approfondie des processus biochimiques majeurs en cours dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

LISTE DES FIGURES

oOo

- Figure 1.1.** Situation géographique de l'estuaire de la Loire. Stations de mesures.
- Figure 1.2.** Couplage des modèles numériques développés sur l'estuaire de la Loire.
- Figure 1.3.** Formes des intrusions salines dans l'estuaire de la Loire en fonction du débit et de l'amplitude de marée (d'après BROSSARD et GALLENNE, 1982)
- Figure 1.4.** Oscillations schématiques du bouchon vaseux en Loire-Maritime en fonction du débit et du coefficient de marée
- Figure 1.5.** Observations des turbidités dans l'estuaire de la Loire (CSEEL, 1984)
- Figure 1.6.** Portion de la lentille de crème de vase détectée aux ultra-sons - Campagne Septembre 1990.
- Figure 1.7.** Position moyenne et extension de la crème de vase en fonction du débit de la Loire (D'après GALLENNE, 1974).
- Figure 1.8.** Concentrations en oxygène dissous mesurées dans l'estuaire de la Loire d'Ancenis (pK 90) à Saint Nazaire (pK 0). Campagne de Septembre 1988.
- Figure 1.9.** Corrélation entre la valeur minimale d'oxygène dissous observée sur une marée au Pellerin (pK 38) en fonction du coefficient de marée. Campagne 1986 (du 26 Août au 4 Septembre).
- Figure 1.10.** Rapport DBO_5/MES mesuré le long de l'estuaire de la Loire.
- Figure 1.11.** Bilan de l'oxygène dissous dans la zone du bouchon vaseux - Simulations réalisées pour les conditions de Septembre 1988 (d'après THOUVENIN, 1992).

LISTE DES TABLEAUX

oOo

Tableau 1.1. Processus analogues entre le bouchon vaseux et une station d'épuration biologique.

Tableau 1.2. Processus analogues entre la crème de vase et un digesteur.

Chapitre 2.**CARACTERISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE
DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

La matière organique piégée dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, en tant que support de l'activité bactérienne, constitue un des maillons de base du cycle naturel permettant de comprendre les origines du déficit en oxygène dissous généralement observé en septembre.

Différentes études ont été organisées pour appréhender les mécanismes de production, de dégradation et de transfert de la matière organique dans l'estuaire de la Loire. La biodégradabilité des composés organiques dépend en effet de leurs origines et de leur temps de séjour dans cet environnement. Mais si les premières campagnes de mesures réalisées sur l'estuaire ont apporté des informations intéressantes sur le fonctionnement global du système, elles apparaissent cependant insuffisantes pour comprendre les principaux processus de minéralisation dans la zone de turbidité maximale. C'est la raison pour laquelle nous avons organisé, en 1990 et 1991, de nouvelles campagnes de mesures des principaux paramètres physico-chimiques et bactériologiques dans le bouchon vaseux et la crème de vase. Nous avons également approché certaines cinétiques de dégradation.

Ce chapitre présente les principaux résultats obtenus au cours des différentes campagnes réalisées par différents auteurs et moi-même, sur l'estuaire de la Loire. Un commentaire est proposé à chaque étape pour montrer les implications de ces résultats dans le modèle.

La matière organique en milieu aquatique est d'origine diverse. Elle correspond à l'ensemble des organismes vivants ou morts (SKOPINTSEV, 1971 et 1981) et peut être composée de substances inertes, comme les produits d'excrétion, par exemple.

Elle est généralement définie en fonction de sa teneur globale en carbone, hydrogène, oxygène et azote (CHON), sous différentes formulations. Parmi les plus connues, nous pouvons citer par exemple, celle du glucose ($C_6H_{12}O_6$); la matière organique d'origine phytoplanctonique peut être définie par la formule $C_{106}H_{180}O_{46}N_{16}$ (SVERDRUP, 1942) et bactérienne par la formule $C_5H_7O_2N$ (GIONA et ANNESINI, 1979). Dans cette étude, nous ne nous intéresserons qu'à la matière organique définie par son contenu encarbonate: total (COT), dissous (COD) ou particulaire (COP), et par son contenu en azote: total (NOT), dissous (NOD) ou particulaire (NOP).

Parmi les différents critères de classification de la matière organique, nous n'en citerons que deux en référence à ceux utilisés dans le choix des variables d'état du modèle: le premier consiste à séparer les fractions dissoute et particulaire par filtration (en général à $0,45 \mu m$, d'après STRICKLAND et PARSONS, 1972); le second, à caractériser la matière organique à partir de ses origines: **autochtone*** ou **allochtone***.

De nombreux auteurs ont consacré leurs recherches à l'étude des processus de minéralisation de la matière organique, à commencer par ceux de l'écosystème marin (PARSONS et STRICKLAND, 1961; SEKI, 1965; JOHANNES, 1968; ANGELOVIK, 1970; MENZEL et RYTHER, 1970; JANNASCH et al., 1971; SKOPINTSEV, 1971; FENCHEL, 1972; HARGRAVE, 1972; OGURA, 1972; SOROKIN, 1978). Ces travaux ont permis de comprendre et d'estimer en termes de flux, les transferts de matière organique entre les différents maillons de la chaîne alimentaire en milieu aquatique. Mais cet axe de recherche n'est pas orienté sur l'aspect dynamique de ces processus; il s'attache principalement à la fermeture des bilans sans quantifier l'évolution temporelle des éléments. C'est pour cette raison que les études des mécanismes de base d'un écosystème, à savoir les productions primaire et secondaire, s'efforcent maintenant de compléter les analyses chimiques par des mesures d'activité phytoplanctoniques et bactériennes. Dans ce chapitre, l'analyse des résultats des différentes campagnes organisées sur l'estuaire de la Loire sera orientée vers cette approche. Parmi les études engagées sur l'estuaire de la Loire, celles réalisées dans le cadre du GRECO-I.C.O. (Interactions Continent - Océans) constituent pour nous une source d'informations majeures.

autochtone*: issue des productions primaire et secondaire, c'est-à-dire dont la formation est interne au fleuve et à l'estuaire.

allochtone*: apportée par exemple, par le lessivage des sols et les rejets urbains et industriels.

2.1 CAMPAGNES REALISEES DANS LE CADRE DU GRECO - I.C.O.

PRESENTATION DES PRINCIPAUX RESULTATS

Une étude des mécanismes de production, de dégradation et de transfert de la matière organique dans l'estuaire de la Loire a été engagée par le groupe de géochimie organique du GRECO - I.C.O.. La campagne de mesures s'est déroulée sur 3 ans, de juin 1982 à juin 1985, en couvrant l'estuaire par 19 stations réparties entre Montjean (pK 116) et l'océan Atlantique (SALIOT et al., 1984; BILLEN et al., 1986; MEYBECK et al., 1988).

2.1.1 STRUCTURE LONGITUDINALE PHYSICO-CHIMIQUE ET EMPREINTES MICROBIOLOGIQUES

L'étude de la composition chimique du matériel présent dans l'estuaire et en particulier dans le bouchon vaseux, révèle certaines caractéristiques majeures, présentées dans les lignes suivantes.

2.1.1.1 Le carbone organique dissous (COD)

Le COD, dont les concentrations en septembre 1983 varient de 4,4 mg.l⁻¹ en zone fluviale à 1,3 mg.l⁻¹ dans l'estuaire externe (figure 2.1), se comporte comme un élément conservatif dans la partie soumise à la marée saline (SALIOT et al., 1988). Ce comportement a été observé par de nombreux auteurs dans les estuaires de la Weser, de l'Ems (ITTEKOT et al., 1982) et de la Severn (MANDOURA et WOODWARD, 1983). Cette observation laisse penser que le COD est peu dégradé lors de sa traversée de l'estuaire. En cas de forts débits fluviaux, ceci peut s'expliquer par son faible temps de passage dans l'estuaire. En revanche, en débit d'étiage, c'est le cas des mois de juin 1982 et septembre 1983, le COD augmente légèrement entre la zone fluviale et le bouchon vaseux. Cette augmentation peut être causée par la mortalité du phytoplancton dès les fortes turbidités (BILLEN et al., 1986) et dès l'augmentation de la salinité. En effet, la lyse des cellules algales (OTSUKI et HANYA, 1972) et l'excrétion des populations phytoplanctoniques (FOGGET al., 1965; BAINES et PACE, 1991) peuvent être à l'origine de la libération dans le milieu, de produits organiques dissous. Les mois de juin et septembre correspondent effectivement aux périodes de bloom phytoplanctonique observés en Loire fluviale.

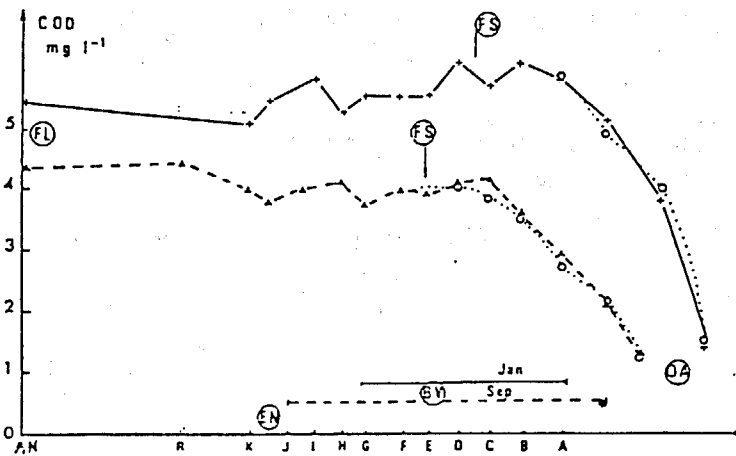


Figure 2.1. Profils de carbone organique dissous (COD, en mg.l^{-1}) dans l'estuaire de la Loire, (•): septembre 1983; (+): janvier 1984. FL = zone fluviale; FS = front de salinité; EN = injection des effluents de l'agglomération nantaise; BV = bouchon vaseux; OA = Océan Atlantique; (...): dilution théorique entre FS et OA (BILLEN et al., 1986).

2.1.1.2 Le carbone organique particulaire (COP), les pigments chlorophylliens et les empreintes bactériennes

□ Dans la partie strictement fluviale, c'est-à-dire en amont de la marée dynamique, les teneurs en COP sont très élevées, de 13 à 14 % des MES (figure 2.2). Elles décroissent brusquement dès les fortes turbidités pour atteindre 3,5 % MES dans le bouchon vaseux. Dans l'estuaire externe, les teneurs en COP atteignent jusqu'à 7 % MES au niveau du point de prélèvement situé dans l'océan Atlantique.

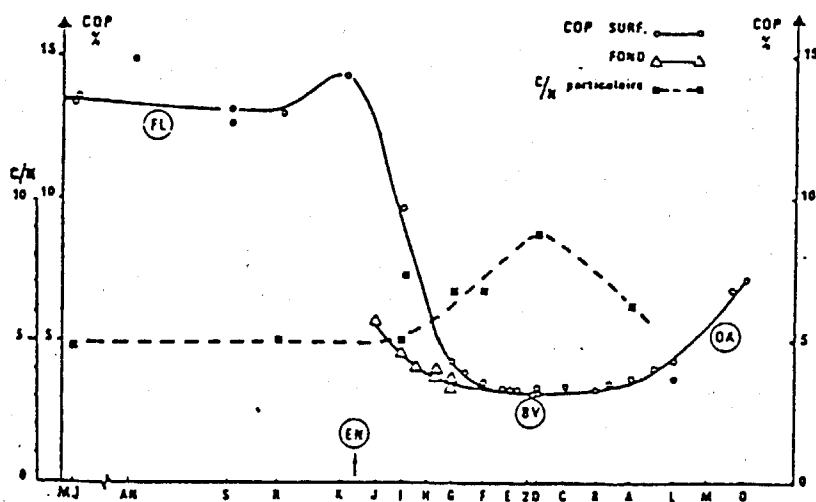


Figure 2.2. Profil du carbone organique particulaire (COP, en % MES) et du rapport C/N, en masse, dans les suspensions de la Loire, juin 1982. FL = zone fluviale; EN = injection des effluents de l'agglomération nantaise; BV = bouchon vaseux; OA = Océan Atlantique (SALIOT et al., 1984).

Le rapport C/N, calculé à partir du rapport COP/NOP, est de 5 au niveau de la zone fluviale et de 8,7 dans le bouchon vaseux. Cette augmentation indique déjà que, dans la zone du bouchon vaseux, le niveau de dégradation de la matière organique particulaire est plus avancé qu'en amont ou en aval.

□ La mesure des pigments chlorophylliens totaux donne une bonne estimation de la matière organique d'origine algale, soit vivante (chlorophylle *a*), soit en voie de dégradation (phéopigments). Les valeurs très fortes de concentrations en chlorophylle *a* ($100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) mesurées dans la partie fluviale sont caractéristiques d'un fleuve eutrophe. Elles diminuent régulièrement jusqu'à la station la plus en aval (Océan Atlantique) où elles atteignent $2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Les phéopigments représentent dans le bouchon vaseux 65 à 90 % des pigments totaux alors qu'ils en représentent seulement 50 % en zone fluviale et dans l'estuaire externe.

□ En Loire fluviale, les empreintes bactériennes ne sont détectables qu'en été. Par contre, la zone de turbidité maximale apparaît particulièrement riche en populations bactériennes, avec des maxima estivaux. Les mesures des marqueurs bactériens semblent bien corrélées à celles des activités bactériennes (figure 2.3); ces dernières présentent des valeurs estivales maximales, particulièrement élevées ($4400 \text{ nmol } ^3\text{H thymidine}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) dans la zone du bouchon vaseux. Ceci peut s'expliquer par l'abondance relative de matière organique dont la principale origine serait phytoplanctonique. Cependant, cette observation n'est pas vérifiée en septembre 1983, où à une faible quantité de microorganismes correspond une grande activité bactérienne.

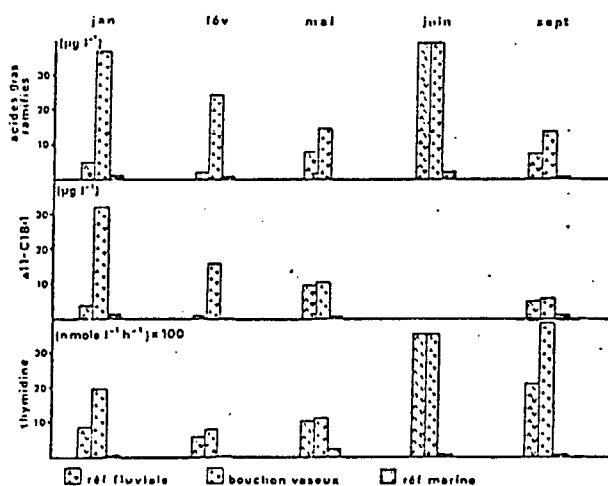


Figure 2.3. Variations saisonnières de l'activité bactérienne estimée par a) la somme des acides gras ramifiés, b) les concentrations en acide vaccénique et c) l'incorporation de ^3H Thymidine (TRONCZYNSKI, 1985).

Il apparaît ainsi que l'activité bactérienne du bouchon vaseux est liée au niveau de dégradation de la matière organique disponible et par là-même de la période de l'année considérée.

Origines du carbone organique particulaire

Les différentes analyses ont permis de définir 3 zones estuariennes en fonction des origines du COP :

1. La zone fluviale avec des teneurs élevées en COP (COP = 14 % MES) essentiellement constitué de phytoplancton "frais"; la chlorophylle *a*, choisie comme indice de la matière organique phytoplanctonique vivante, représente 53 % des pigments totaux en juin 1982.

2. La zone du bouchon vaseux où la matière organique est un mélange de plusieurs composantes d'âges et d'origines différents. Si les teneurs en COP restent relativement constantes sur différentes périodes de l'année avec des valeurs de 3,05 % à 3,50 % MES, en revanche, le rapport COP/pigments totaux est variable; minimum en été, 90 à 123 et maximum en hiver, de 200 à 350 (BILLEN et al., 1986). Cette zone est caractérisée par une accumulation de matériel détritique (MEYBECK et al., 1988; SALIOT et al., 1984) avec une forte empreinte continentale, confirmée par les analyses biochimiques de la matière organique. Les protéines et les glucides sont peu abondants et 77 % du COP est sous forme de particules complexes, non définies à partir des analyses des lipides, des protides et des glucides (TRONCZYNSKI, 1985). A ce niveau de l'estuaire, l'activité bactérienne semble l'emporter sur la production primaire, en quantité de carbone formé par litre et par jour (BILLEN et al., 1986). Le COP d'origine phytoplanctonique apparaît en effet rapidement dégradé par une activité bactérienne organotrophe intense.

3. L'estuaire externe caractérisé, en période de bloom, par une production de phytoplancton marin. Le COP représente 7 % des MES et les phéopigments, 50 à 60 % des pigments totaux.

2.1.1.3 Les sels nutritifs azotés

Les nitrates

Les concentrations en nitrates mesurées en Loire fluviale apparaissent 20 fois plus importantes que celles communément observées dans d'autres estuaires (MEYBECK et al., 1988), avec des valeurs plus élevées en hiver qu'en été. Entre les mois de décembre 1982 et de mars 1983, elles sont comprises entre 2,5 et 4 mg.l⁻¹ N-NO₃⁻ alors qu'elles n'atteignent qu'1 mg.l⁻¹ N-NO₃⁻ en juin 1982. En été, les teneurs en nitrates diminuent au niveau du bouchon vaseux, ce qui indiquerait qu'il est le siège d'une activité dénitrifiante (MEYBECK, 1983).

□ L'ammonium

L'évolution longitudinale des teneurs en azote ammoniacal présente quatre pics distincts quel que soit le mois de prélèvements. Le premier, en zone fluviale, correspond à deux sociétés de fabrication d'engrais. Le second est situé au niveau de la zone de turbidité maximale; il semble que ces fortes valeurs soient liées à une importante production d'ammonium dans la zone du bouchon vaseux, par ammonification de l'azote organique; l'hydrolyse du COP permettrait d'expliquer les plus fortes valeurs du rapport C/N mesurées dans cette zone. Le troisième pic, situé à Basse Indre (pK 45), correspondrait au rejet de la "Générale des Engrais". Le dernier se superpose aux points de rejets des effluents urbains de la commune de Nantes.

2.1.2 ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE ESTUARIENNE

A l'échelle d'une année, la composition de la matière organique estuarienne est très variable. Mais deux situations types se dégagent en fonction des saisons. L'hiver, où les débits fluviaux sont forts à moyens, et l'automne, moyens à faibles, se caractérisent en général par de faibles températures de l'eau. Par contre, l'été, généralement marqué par des débits d'étiage, et le printemps, par des débits moyens, se distinguent des deux premières saisons par un réchauffement de la température de l'eau.

□ Il apparaît qu'en période de crue automnale ou hivernale, le matériel organique particulaire situé entre la zone fluvio-estuarienne et le maximum de turbidité, est essentiellement constitué de produits issus de la dégradation des plantes continentales. Un pic d'activité organotrophe est observé de Cordemais à Saint Nazaire. Il est à rapprocher des teneurs importantes de **COP détritique** (BILLEN et al., 1986) d'origine allochtone mesurées dans cette zone.

□ Par contre, **au printemps et en été**, l'origine du matériel organique est essentiellement autochtone; elle est principalement constituée d'organismes phytoplanctoniques et de leurs produits de dégradation ainsi que de matériel bactérien (SALIOT A. et al., 1988). Les activités organotrophes estivales sont deux à trois fois plus fortes qu'en hiver; elles atteignent $48 \mu\text{g C.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$, en juin 1982 et $34 \mu\text{g C.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$, en septembre 1983 contre seulement $12 \mu\text{g C.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$, en novembre 1982. Ces activités sont principalement liées à la **dégradation des détritiques phytoplanctoniques** (BILLEN et al., 1986).

2.1.3 APPROCHES D'UN BILAN DE CARBONE ORGANIQUE

Des bilans en carbone organique ont été approchés en deux saisons types, l'hiver et l'été (BILLEN et al., 1986 et RELEXANS et al., 1988). Ces bilans ont été calculés à partir des mesures de COP dans le fleuve, de la production primaire et de l'activité organotrophe. La perte des matières en suspension par sédimentation et broutage, n'ayant pu être déterminée, les valeurs présentées dans le tableau 2.1 sont donc relatives.

Les principales hypothèses posées dans cette approche sont:

- pas de pertes en MES par sédimentation; ce qui signifie que les cycles lunaires de dépôts - remises en suspension des particules de la crème de vase sont occultés.
- prise en compte du gradient vertical de MES dans le bouchon vaseux par multiplication par 2 des activités organotrophes mesurées en surface.
- un volume d'eau constant dans l'estuaire interne, de 120.10^6 m^3 ; c'est-à-dire que, ni les variations de volume dues aux cycles lunaires, ni celles dues aux déplacements du bouchon vaseux dans l'estuaire en fonction des débits fluviaux, ne sont prises en compte.

Tableau 2.1. Approche de bilan en carbone organique (t C.jour⁻¹) dans l'estuaire interne de la Loire (d'après BILLEN et al., 1986 et RELEXANS et al., 1988).

	Hiver	Eté
	(t C.jour ⁻¹)	
Débit fluvial (m ³ .s ⁻¹)	2000	300
Entrées		
<i>Apports à Ancenis</i>		
COP algal	95	125 à 140
(dont % COP rapidement biodégradable)	(7)	(50)
COP non algal	380	10 à 30
COD	1000	110
<i>entre Ancenis et Nantes</i>		
Production primaire	1	7
<i>entre Nantes et St Nazaire</i>		
Production primaire	3	24
Apports par la crème de vase: non mesurés		
Effluents nantais	# 5	# 5
Sorties		
<i>entre Nantes et St Nazaire</i>		
COP	280	10
Activité organotrophe	20	70 à 150
Sédimentation: non mesurée		

Le "COP algal", calculé à partir du rapport COP/pigments totaux, et apporté par le fleuve, est particulièrement abondant en été; dans la zone de turbidité maximale, jusqu'à 50 % de ces apports peuvent être rapidement dégradés confirmant ainsi les valeurs importantes d'activité organotrophe estimées dans cette zone.

Dans ce tableau, les rejets urbains et industriels, avec 5 tonnes de COP par jour, contribuent pour une faible part (5 %) à la charge totale en carbone organique particulaire de l'estuaire interne.

2.2 CAMPAGNES REALISEES DANS LA ZONE DE TURBIDITE MAXIMALE EN SEPTEMBRE 1990 ET 1991

Des premières campagnes, commanditées par IFREMER, ont été réalisées en 1986 et 1988 sur l'estuaire de la Loire, en collaboration avec le Port Autonome de Nantes - Saint Nazaire (PANSN, 1988) et le Laboratoire Central des Ponts et Chaussées de Nantes (LCPCN). La campagne réalisée de mars à octobre 1988 a permis d'établir un suivi régulier, avec en moyenne deux prélèvements mensuels en différents points de l'estuaire, des principaux paramètres physico-chimiques : débit, salinité, température, oxygène dissous, carbone organique dissous et particulaire, azote organique dissous et particulaire, chlorophylle a, phéopigments, ammonium, nitrates et DBO₅ (mesurée, soit selon la norme AFNOR, soit en continu par respirométrie). Ces mesures ont servi à la validation du modèle d'oxygène dissous et à la vérification des résultats du modèle de dégradation de la matière organique. Mais elles restaient insuffisantes non seulement pour la caractérisation de la matière organique et l'évaluation des biomasses bactériennes de la zone de turbidité maximale, mais également pour le calage des paramètres cinétiques de ce dernier modèle.

En effet, les analyses de la matière organique de la zone de turbidité maximale ont toujours été réalisées à partir de prélèvements effectués à un mètre de profondeur (BROSSARD et GALLENNE, 1982; CAUWET, 1985; SALIOT et al., 1984; ROMANA et THOUVENIN, 1987; PANSN, 1988). Même si la crème de vase a fait l'objet d'études portant sur sa formation ou sa composition minérale (GALLENNE, 1974; MANICKAM, 1982), il n'existe aucune information quant à sa fraction organique ou à son activité bactérienne hétérotrophe. Seul un suivi des flores bactériennes aérobies, anaérobies et de germes tests de contamination fécale sur un cycle de mortes eaux - vives eaux (QUERE, 1984) a permis de mettre en évidence une nette augmentation de la flore bactérienne dès les fortes turbidités ainsi qu'une multiplication des germes anaérobies de la surface vers le fond.

C'est pour apprécier l'importance du rôle de la crème de vase que nous avons réalisé des campagnes de prélèvements sur une même verticale, au point d'épaisseur maximale de la lentille de vase. Elles se sont déroulées sur deux années consécutives; la première réalisée en septembre 1990, sur une journée et la seconde, en septembre 1991, sur un demi cycle lunaire. Dans le souci de se placer dans les conditions optimales d'apparition de l'anoxie, les campagnes se sont déroulées en septembre, généralement caractérisé par un étiage fort.

Le but de la seconde campagne est 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 sus-jacente. Cette campagne permet non seulement de vérifier les résultats de la campagne précédente mais surtout, de répondre à certaines exigences du modèle de dégradation de la matière organique. Celles-ci concernent le calage des paramètres cinétiques et le choix des conditions initiales en matière organique biodégradable, en sels nutritifs et en biomasse bactérienne. Pour ce faire, nous avons couplé aux mesures en continu de la demande biochimique en oxygène dissous, l'analyse en début et fin d'expérience, des principaux composants organiques et minéraux. En raison du découpage du modèle, le calage des paramètres cinétiques exige également de connaître la biomasse bactérienne active, présente au moment de la mise en flacon. Nous avons donc procédé à des comptages directs des bactéries dans les échantillons prélevés dans le bouchon vaseux et dans la crème de vase.

Il est intéressant de souligner au cours de cette campagne, le comportement des populations de mulets. Le 17 septembre, bon nombre d'entre eux traversant le bouchon vaseux, se trouvait proche de la surface. La diffusion de l'oxygène atmosphérique vers les premiers centimètres de la colonne d'eau devait leur permettre de respirer. Dès le lendemain, sur cette même zone, on pouvait observer le long des berges de l'estuaire, une importante quantité de mulets morts.

2.2.1 MATERIELE ET METHODES

La campagne du 27 septembre 1990 s'est déroulée à bord de l'Echo II, affrété par le Port Autonome de Nantes - Saint Nazaire. A l'issue d'une recherche par écho-sondeur, le niveau d'épaisseur maximale de la lentille de vase a été détecté face au marégraphe de Chantenay (pK 52,7), soit à 3 km en amont de la commune de Nantes. Les prélèvements se sont déroulés à l'étal de pleine mer afin de stabiliser le navire au moment des prélèvements.

La seconde campagne s'est déroulée du 17 au 23 septembre 1991, pour des coefficients de marée croissants de 28 (morte eau) à 83 (vive eau). La vedette, mise à notre disposition par le Port Autonome de Nantes Saint Nazaire, a stationné face au Feu de la Martinière (pK 39), au niveau de l'épaisseur maximale de la lentille de vase et ce, à chaque étal de pleine mer.

Caractéristiques hydrodynamiques et sédimentaires relevées aux points de prélèvements

	27.09.90	17.09.91	18.09.91	19.09.91	20.09.91	23.09.91
Débits fluviaux (m ³ .s ⁻¹)	300	126	130	135	136	115
Coefficients de marée	31	28	29	37	49	83
Température eau de surface (°C)	17	20	21	21	21	20
Profondeur totale (m)	10	10	10	10	10	10
Epaisseur de la crème de vase (m)	2	3	2,8	2,5	2	0,5
Vent	nul	nul	nul	nul	nul	nul
Etat de la surface	calme	calme	calme	calme	calme	calme

Prélèvements et filtration

1. En septembre 1990

Les prélèvements ont été effectués dans la colonne d'eau à partir de bouteilles horizontales, à raison d'un tous les 1,50 mètres. Dans la crème de vase, ils ont été réalisés à partir d'un tube vertical cloisonné tous les 25 centimètres (figure 2.4). Cet appareil, conçu par nos soins, fût spécialement fabriqué à l'IFREMER.

Ce tube en poly-vinyl-chlorure (PVC), a été largement lesté à sa base de façon à rester vertical au moment des prélèvements. Il est constitué de trois parties identiques d'un mètre de hauteur. Chacune de ces parties est découpée en quatre compartiments égaux, perforés à leur base et leur sommet, de manière à assurer l'échappement de l'air pendant leur remplissage. A la descente, les compartiments du tube étaient fermés. Leur ouverture a ensuite été assurée à partir de la surface, au moyen d'un cordage relié aux bouchons de fermeture, ce, après stabilisation de la crème de vase perturbée par la descente de l'appareil. A la fin de son remplissage, soit quinze minutes, le tube a été remonté fermé en surface puis démonté avant le flaconnage.

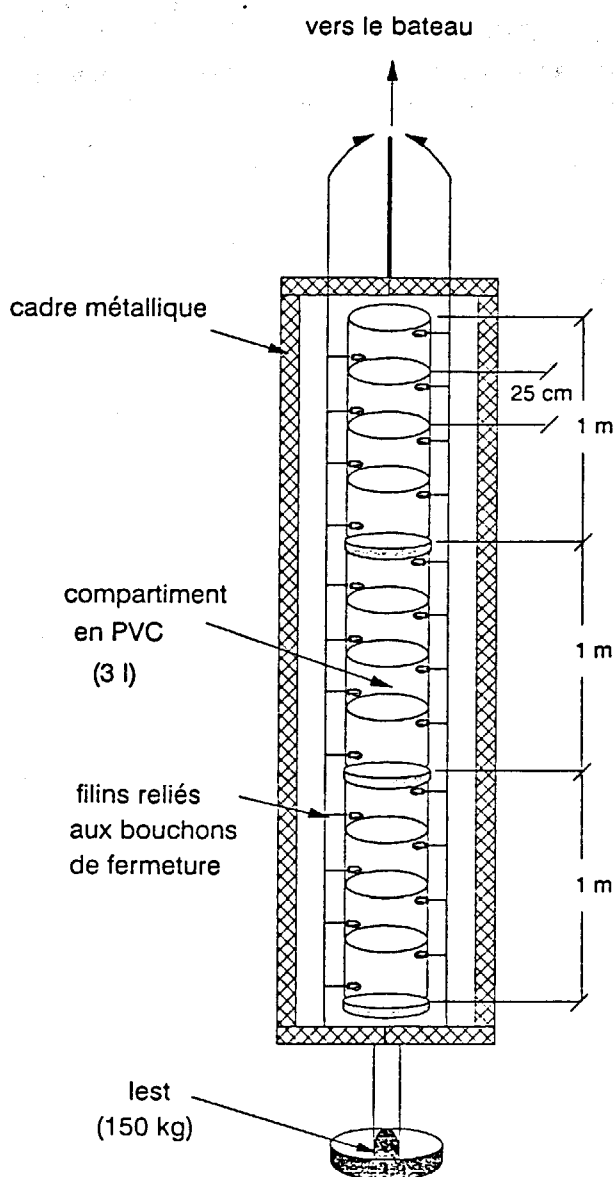


Figure 2.4. Schéma du système spécialement conçu pour les prélèvements de la crème de vase de l'estuaire de la Loire.

2. En septembre 1991

Les prélèvements ont été effectués à partir de bouteilles horizontales, aux profondeurs de 1, 3.5, 7, 8 et 9 mètres. Nous avons abandonné le tube de prélèvements mis au point pour la campagne précédente pour des raisons techniques. En effet, le bateau affrété par le Port Autonome de Nantes Saint Nazaire et qui nous était alloué pour cette campagne, ne disposait pas d'équipement suffisant pour la mise à l'eau du tube.

Analyses des paramètres physico-chimiques, carbone et azote organique, sels nutritifs, chlorophylle a et phéopigments

A bord, les prélèvements ont aussitôt été transvasés dans des flacons en verre pour les mesures des paramètres physico-chimiques (température, salinité, oxygène dissous, pH et potentiel d'oxydo-réduction, Eh) et les analyses de la matière organique dissoute (COD et NOD). Des flacons en polyéthylène ont été utilisés pour les mesures des sels nutritifs, des MES, des matières volatiles en suspension (MVS) et du matériel organique particulaire (COP, NOP et pigments chlorophylliens totaux). Les flacons, maintenus à 4°C, destinés à l'analyse des principaux paramètres physico-chimiques ont été transférés au laboratoire une heure après les prélèvements.

Les fractions dissoute et particulaire ont été séparées par filtration sur filtres Whatman GF/F, de porosité 0,45 µm, prépesés et traités au four à 450 °C pendant 2 heures. L'eau destinée à la mesure du COD a été conservée en ampoule de 20 ml scellée et traitée au persulfate de potassium. Les filtres, pour les analyses du matériel particulaire, ont été conservés au congélateur.

Dénombrements bactériens

Les prélèvements destinés aux analyses bactériologiques ont été échantillonnés dans des flacons stériles de 10 ml, puis dilués au 1/10^{ème} avec de l'eau distillée et de l'eau de mer en quantité suffisante pour reproduire la salinité du milieu. L'ensemencement des tubes et boîtes de Pétri relatifs aux cultures des populations bactériennes dénitrifiantes, fermentatives et sulfato-réductrices a été réalisé sur des milieux de culture préalablement préparés en collaboration avec Y. MARTIN et J.L. BONNEFOND, de l'Institut Océanographique Ricard (Ile des Embiez, Var, France). Ces différents milieux de culture sont présentés en détails dans l'annexe 1.

En 1991, les analyses bactériologiques réalisées après ensemencement sur gélose ont été couplées à des dénombrements par épifluorescence.

Dénombrements bactériens par épifluorescence

Les prélèvements des 17, 19 et 23 septembre 1991 effectués à 3,5 et 9 m de profondeur ont été échantillonnés dans des flacons stériles de 10 ml, puis dilués au 1/10^{ème} et fixés avec 0,5 ml de formol (à 25%) pour 10 ml. Après traitement, la filtration a été réalisée à 0,2 µm (filtres nuclépores noirs, PC membrane 25 mm). Des comptages bactériens par épifluorescence ont ainsi été réalisés sur des aliquotes formolées des échantillons placés dans le respiromètre.

La microscopie à épifluorescence est actuellement la méthode la plus utilisée pour l'étude des bactéries en milieux aquatiques. Elle a en effet permis de résoudre un problème important, celui de différencier nettement les bactéries des particules de mêmes tailles, à partir d'un colorant spécifique de l'ADN. Pour des milieux fortement chargés en particules, aucune méthode de comptage par épifluorescence n'était exposée en bibliographie. Il a donc fallu mettre au point une méthode de comptage direct adaptée à la turbidité du milieu et à sa forte charge organique (d'après YOON et ROSSON, 1989). Cet objectif a pu être réalisé en collaboration avec le Laboratoire de Microbiologie Marine (M. BIANCHI, CNRS UPR 223, Luminy, Bouches-Du-Rhône, France). Le DAPI a été choisi comme colorant de l'ADN, pour la simple raison qu'il présente moins d'interférences avec la matière organique que l'acridine orange (PORTER et FEIG, 1980; SCHALLENBERG, KALFF et RASMUSSEN, 1989). Les détails de cette méthode sont exposés en annexe 2.

Méthodes analytiques

Analyses chimiques et bactériologiques

Les méthodes d'analyse des paramètres chimiques et bactériologiques sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 2.2. Méthodes analytiques utilisées sur les échantillons prélevés en septembre 1990 et 1991.

Matières en suspension (totales et volatiles)

MES Premier passage à l'étuve (110°C pendant 6 h)

MVS Second passage à l'étuve (450°C pendant 6 h)
élimination des matières organiques

Carbone et azote organique

COD Oxydation à l'acide phosphorique
dosage du CO₂ par absorption IR

COP Oxydation du filtre; dosage du CO₂
Analyse au CHN (Carlo Erba)

STRICKLAND et PARSONS, 1968

NOD Dosage par la méthode Kjeldahl
Soustraction de l'ammonium

NOP Oxydation du filtre
Analyse au CHN (Carlo Erba)

pigments chlorophylliens

Chlorophylle α et
phéopigments Extraction des pigments par l'acétone (90%)
après broyage des filtres
Spectrophotométrie

LORENZEN, 1967

Sels nutritifs azotés

Azote ammoniacal

Méthode au phénol-nitroprussiate + hypochlorite,
Spectrophotométrie

KOROLEFF, 1969

Azote nitrique

Réduction sur colonne de cadmium traitée au cuivre,
Spectrophotométrie

WOOD *et al.*, 1967

Azote gazeux

Blocage des échantillons à l'acétylène (10 % en rapport volume/volume),
(inhibition de la transformation de N₂O en N₂)
Dosage du N₂O par chromatographie en phase gazeuse
(Chromatographe GIRDEL 30)

FEDEROVA *et al.*, 1973

CHAN *et KNOWLES*, 1979

Comptages bactériens

Flore aérobie totale

Incorporation en gélose;
dénombrement des colonies

Flore anaérobie totale

Incorporation en gélose sous atmosphère réductrice;
dénombrement des colonies

Bactéries fermentatives

Incorporation en gélose

Bactéries sulfato-réductrices

dénombrement des colonies

Bactéries dénitrifiantes

cf annexe 1 pour les milieux de culture

Biomasses bactériennes

Bactéries totales

Traitement au Na₄P₂O₇; sonication (30 s sous 10 W);
traitement au N₃Na; dilution au 1/400^e;
coloration au DAPI (0,5 µg/ml); fixation à 4°C pendant 1 h;
filtration à 0,2 µm (filtres Nucléopores noirs);
comptage direct par épifluorescence
cf annexe 2 pour les détails de la méthodologie

méthode mise au point par
MAURICE *et FERRARA-GUERRERO*
d'après YOON *et ROSSON*, 1989

Analyses des cinétiques de dégradation bactérienne

Dans une première étape et pour les besoins du modèle à développer, nous avons décidé de réaliser des mesures en continu de la demande en oxygène dissous sur des échantillons prélevés dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

Les respiromètres électrolytiques ont été initialement conçus pour tester la qualité des eaux usées en remplacement des mesures de DBO_5 normalisées (YOUNG et BAUMANN, 1976; HILL et al., 1991). D'autres auteurs ont montré que les mesures de demande biochimique en oxygène peuvent être suffisantes pour caractériser les paramètres cinétiques relatifs aux processus de dégradation des eaux usées; elles remplacent ainsi les analyses chimiques plus complexes (GAUDY et al., 1987). Ce n'est que plus tard, que les mesures en continu de respiration bactérienne ont été utilisées pour caractériser la biodégradabilité des eaux naturelles (LARSON et PERRY, 1980; GRADY et al., 1988).

Les mesures en continu de respiration bactérienne ont été réalisées selon la procédure suivante:

Description de l'expérience:

L'échantillon d'eau brute est placé dans un flacon stérile, plongé dans un bain-marie maintenu à la température de l'eau mesurée au moment du prélèvement. La quantité échantillonnée dans les flacons de 1250 ml, représente un gramme en poids sec. Elle est diluée avec de l'eau distillée et de l'eau de mer stérile en quantité suffisante pour reproduire la salinité du milieu (qsp 1250 ml). Ce flacon, placé à l'obscurité, est relié à un générateur d'oxygène dissous lui-même relié à un manomètre enregistrant en continu les dépressions liées à la consommation d'oxygène dans le milieu échantillonné. La teneur en oxygène dissous est ainsi maintenue à saturation tout au long de l'expérience. La consommation d'oxygène dissous est enregistrée en continu et cumulée sur le temps de la mesure (de 30 à 60 jours). De telles respirométries peuvent également être réalisées sur la fraction dissoute des échantillons d'eau provenant des mêmes prélèvements.

Cette mesure a été réalisée sur des appareils délivrés par VOITH (GmbH, Allemagne) de type SAPROMAT D12 dont le principe est schématisé en figure 2.5.

Le nombre d'échantillons analysés est limité à 12 par le nombre de postes de travail.

En septembre 1990, des respirométries ont été effectuées sur les eaux brutes et interstitielles des 6 échantillons prélevés dans la crème de vase.

Les 17, 19 et 23 septembre 1991, des respirométries ont été réalisées sur des échantillons prélevés dans la colonne d'eau (à - 3,5 mètres) et dans la crème de vase (à - 7 et - 9 mètres). Chaque mesure a commencé le jour du prélèvement des échantillons. La respiration bactérienne a ainsi été déterminée sur les eaux brutes et interstitielles. La température du bain-marie a été maintenue à 21 °C, moyenne de celles mesurées *in situ*.

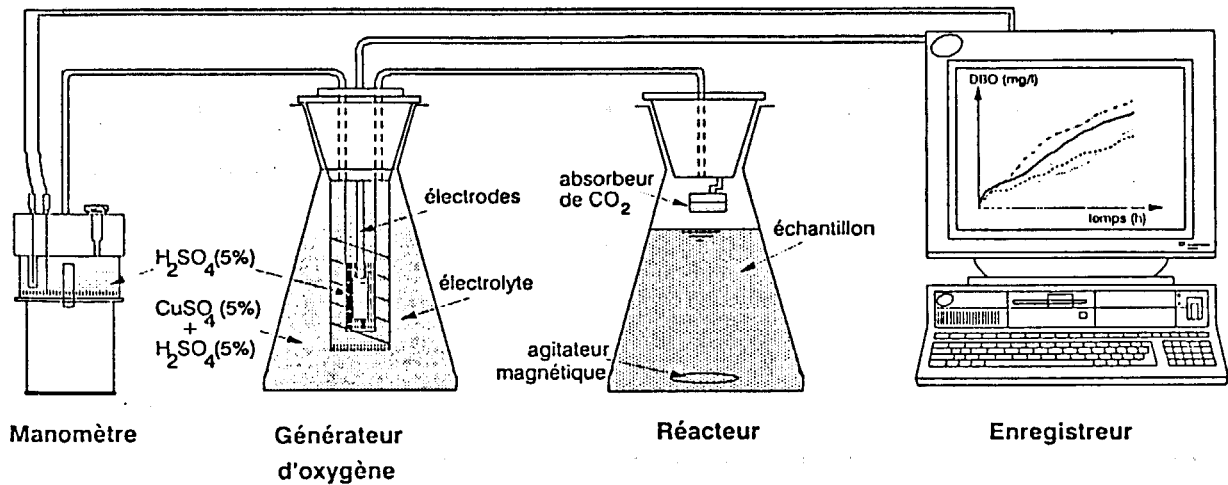


Figure 2.5. Schématisation du système de mesure en continu de la respiration bactérienne dans des échantillons d'eau (SAPROMAT D12, J.M. VOITH GmbH, ALLEMAGNE).

Le principe de la respirométrie en continu est de ne créer aucune limitation en oxygène dissous dans le processus d'oxydation de la matière organique et de la nitrification; l'appareil permet en effet, de maintenir une concentration en oxygène dissous constante et proche de la saturation. Simultanément à sa consommation, l'oxygène dissous est fourni aux échantillons par hydrolyse du sulfate de cuivre. L'oxygène dissous consommé est détecté au manomètre puis converti au cours de la mesure en grandeur DBO. Les échantillons sont placés à l'abri de la lumière, pour supprimer la production primaire. De ce fait, nous ne tenons pas compte de l'activité hétérotrophe phytoplanctonique même si en l'absence de lumière, certaines diatomées par exemple, sont capables de puiser leur énergie à partir de substrats organiques (VALIELA, 1984).

***Estimation de la biodégradabilité de la matière organique:
contrôles en début et fin d'expérience de la richesse du milieu en COP, NOP et en sels nutritifs***

Des mesures de COP, NOP, NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^- ont été réalisées en début et en fin d'incubation des échantillons des 17, 19 et 23 septembre 1991. Pour des raisons expérimentales, ce suivi n'a pu être organisé chaque jour de l'expérience. En effet, il aurait été nécessaire d'ouvrir les flacons au cours des essais, ce qui aurait pu constituer non seulement une source de contamination mais également de lumière, susceptible de déclencher une nouvelle production de phytoplancton et par voie de conséquence, une production en oxygène dissous parasite.

2.2.2 ANALYSES ET INTERPRETATIONS DES RESULTATS DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Les valeurs des principaux paramètres physico-chimiques mesurés sur la verticale de la zone turbide sont présentées dans le tableau 2.3. Les valeurs des concentrations en oxygène dissous à saturation sont calculées à partir de la formule de WEISS (1970), présentée en annexe 3.

Tableau 2.3. Gradient vertical des paramètres physiques mesurés dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, septembre 1990.

Prof. (m)	Temp. (°C)	Salinité (‰)	O ₂ (% sat.) (mg.l ⁻¹)	pH	Eh (mV)	MES (g.l ⁻¹)	MVS (%MES) (g.l ⁻¹)
0,00	17,0	0,40					
1,50	17,0	0,40	1,9 (20 %)	7,64	211	3,45	0,4 (12 %)
3,00	17,0	0,40	1,8 (19 %)	7,64	216	3,55	0,4 (11 %)
4,50	17,0	0,40	1,7 (18 %)	7,58	209	4,50	0,5 (11 %)
6,12	17,0	0,40	0,4 (4 %)	7,47	133	91,50	8,1 (9 %)
6,37	17,0	0,40	0,2 (2 %)	7,46	124	109,10	8,2 (8 %)
6,62	17,0	0,40	0,0 (0 %)	7,42	160	110,10	8,7 (8 %)
6,87	17,0	0,40	0,0 (0 %)	7,48	131	121,40	10,0 (8 %)
7,12	17,0	0,40	0,0 (0 %)	7,49	122	130,75	10,6 (7 %)
7,37	17,5	0,40	0,0 (0 %)	7,49	077	135,90	11,4 (8 %)
7,62	18,0	0,40	0,0 (0 %)	7,50	091	138,60	11,4 (8 %)
7,87	18,4	0,40	0,0 (0 %)	7,52	070	144,70	11,8 (8 %)

Nous pouvons remarquer une certaine homogénéité en température et en salinité sur toute la hauteur d'eau. Cela signifie qu'en raison du très faible coefficient de marée, l'intrusion saline n'est pas remontée jusqu'au point de prélèvement. Par contre, l'observation des profils verticaux des autres paramètres, présentés en figure 2.6, permet de constater une légère diminution du pH avec la profondeur mais sans tendance significative, contrairement à la nette décroissance du potentiel d'oxydo-réduction (Eh). En termes qualitatifs, la diminution de Eh avec la profondeur est le signe d'une réduction du matériel organique déposé. Cette tendance est à rapprocher de la diminution, avec la profondeur, des matières volatiles en suspension (MVS) rapportées aux MES, qui sont utilisées en première approximation comme indicatrices de la richesse en matériel organique particulaire; les pourcentages de MVS diminuent de 12 % MES dans la colonne d'eau à 8 % MES dans la crème de vase.

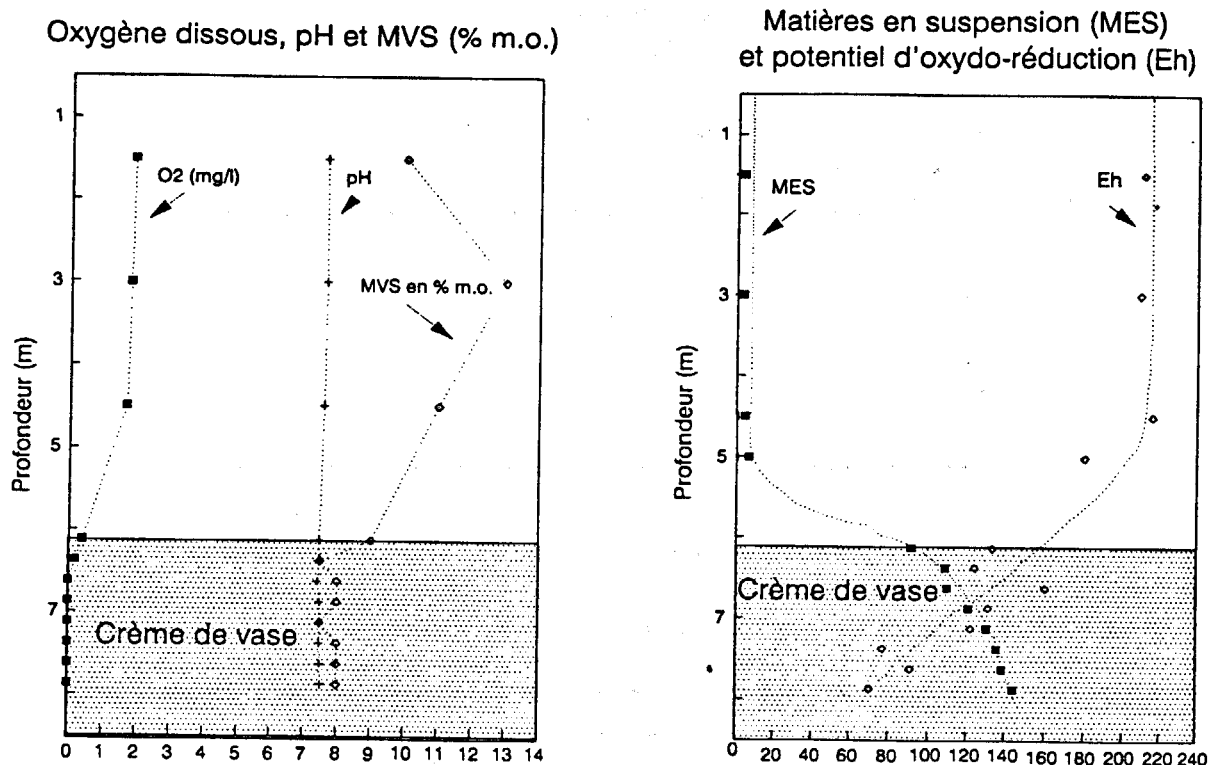


Figure 2.6. Profils verticaux de l'oxygène dissous (en mg.l^{-1}), du pH, du potentiel d'oxydo-réduction (Eh, en mV), des matières en suspension (en g.l^{-1}) et des matières volatiles en suspension (MVS en % MES) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, septembre 1990.

Les résultats de 1991 sont interprétés selon deux *gradients*: *vertical* et *temporel*. Sur le plan vertical, nous nous attachons à distinguer les résultats obtenus dans la colonne d'eau, de ceux obtenus dans la crème de vase; sur le plan temporel, nous suivons les processus de dépôt et de dilution de la crème de vase dans l'eau sus-jacente. Les valeurs des principaux paramètres physico-chimiques mesurés sur la verticale de la zone turbide sont présentées dans le tableau 2.4.

Tableau 2.4. Profils verticaux des MES (en g.l⁻¹), du pH, de l'oxygène dissous (mg.l⁻¹) et de la salinité (‰), du 17 au 23 septembre 1991.

Jour de sept.	17	18	19	20	23	17	18	19	20	23	17	18	19	20	23	17	18	19	20	23
Profondeur (m)	MES (g.l ⁻¹) (MVS/MES, en %)					pH					Oxygène Dissous (mg.l ⁻¹) % saturation					Salinité (‰)				
-1,0	0,4 (14)	0,4 (14)	0,5 (15)	0,4 (15)	0,6 (12)	7,4	7,5	7,3	7,3	7,2	2,5 28	2,4 27	2,2 25	2,3 26	1,3 14	0,9	0,9	0,6	0,5	0,8
-3,5	0,5 (13)	0,7 (14)	0,8 (10)	0,5 (13)	1,7 (12)	7,4	7,4	7,4	7,3	7,3	2,0 22	1,9 21	1,8 20	1,7 19	1,2 13	0,9	1,1	0,9	0,5	0,8
-7,0	71,3 (11)	69,4 (11)	71,1 (12)	40,3 (11)	33,0 (11)	7,3	7,4	7,3	7,3	7,2	0,3 3	0,3 3	0,4 5	0,7 8	0,6 7	2,0	9,6	8,1	1,7	1,4
-8,0	83,5 (10)	93,8 (11)	116 (11)	112 (11)	46,4 (11)	7,3	7,5	7,5	7,4	7,3	0,1 3	0,1 1	0,2 2	0,0 0	0,4 5	5,2	6,9	5,8	4,7	1,3
-9,0	97,0 (11)	150 (10)	140 (10)	112 (11)	51,2 (11)	7,5	7,5	7,5	7,4	7,3	0,1 1	0,0 0	0,1 1	0,0 0	0,0 0	3,3	6,1	5,1	4,0	1,3

La salinité

Du 17 au 20 septembre, la salinité (figure 2.7) reste stable près de la surface puis augmente au delà de 3 mètres de profondeur; le coin salé apparaît bien différencié. En revanche, on peut observer dès le 20 septembre, une homogénéisation progressive de la salinité avec la profondeur. Le 23 septembre, caractérisé par un coefficient de marée de 83, l'intrusion saline n'est quasiment plus perceptible. Mais ces résultats peuvent être entachés d'une erreur importante (+/- 30 %) en raison de la sensibilité de la sonde aux fortes turbidités.

Les forts gradients verticaux de salinité mesurés en période de morte eau mettent en évidence un processus de diffusion dirigé du toit vers le fond de la crème de vase. Le taux de diffusion des ions chlorures dans la crème de vase a été estimé à partir du coefficient de diffusion dans l'eau libre de certains ions (LI et GREGORY, 1974) ramené à la porosité de la vase (ULLMAN et ALLER, 1982), et du gradient de salinité mesuré les 17, 18 et 19 septembre 1991. Entre 7 et 8 mètres de profondeur, ce taux est en moyenne de $290 \text{ mg.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ (+/- 12 %); entre 8 et 9 mètres, il atteint en moyenne $81 \text{ mg.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ (+/- 12 %). Les variations temporelles des concentrations des éléments dissous dans l'eau interstitielle de la crème de vase intégreront donc les flux diffusifs en plus des transformations biochimiques anaérobies de la matière organique et des sels minéraux.

Les matières en suspension (MES) et les matières volatiles en suspension (MVS)

Les concentrations moyennes en MES atteignent $0,4 \text{ g.l}^{-1}$ dans la colonne d'eau et 110 g.l^{-1} au fond de la crème de vase. Nous observons, au cours du passage de la marée en vives eaux, une diminution progressive des matières en suspension, à partir de 3,50 mètres (figure 2.7). Le gradient vertical des MES entre la colonne d'eau et le fond de la crème de vase, passe en moyenne $24 \text{ g.l}^{-1}.\text{m}^{-1}$ le 17 septembre à $13 \text{ g.l}^{-1}.\text{m}^{-1}$ le 23 septembre.

Le pH

Le pH reste stable, tant sur la verticale qu'au cours du temps; il est en moyenne de 7,35 (+/- 1 %) dans la colonne d'eau et de 7,45 (+/- 1%) dans la crème de vase.

L'oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous mesurées à 1,5 m de profondeur, diminuent régulièrement de $2,5 \text{ mg.l}^{-1}$ en morte eau à $1,3 \text{ mg.l}^{-1}$ en début de vive eau, ce qui confirme l'augmentation de la demande en oxygène dissous de la zone de turbidité maximale. Quant à la crème de vase, elle est en cette période toujours anoxique.

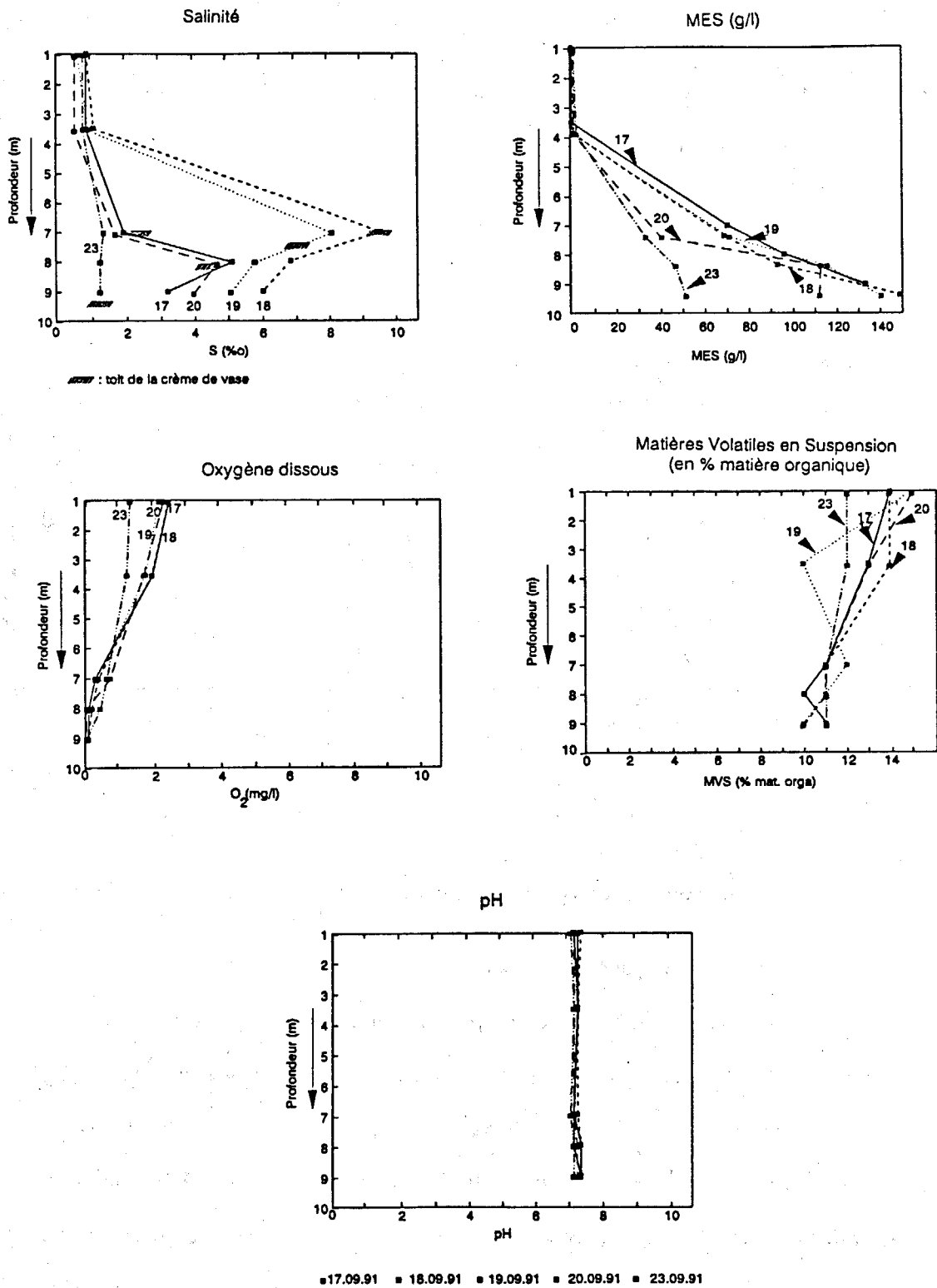


Figure 2.7. Profils verticaux de la salinité (‰), des MES (en g.l⁻¹), des MVS (% MES), du pH et de l'oxygène dissous (en mg.l⁻¹), zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, du 17 au 23 septembre 1991.

2.2.3 ANALYSES ET INTERPRÉTATIONS DES MESURES DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

Les paramètres représentatifs de la matière organique et analysés dans cette étude sont: le COD, le COP, le NOD et le NOP.

□ Le carbone organique dissous

La figure suivante présente les profils verticaux de COD mesurés au cours des 2 campagnes.

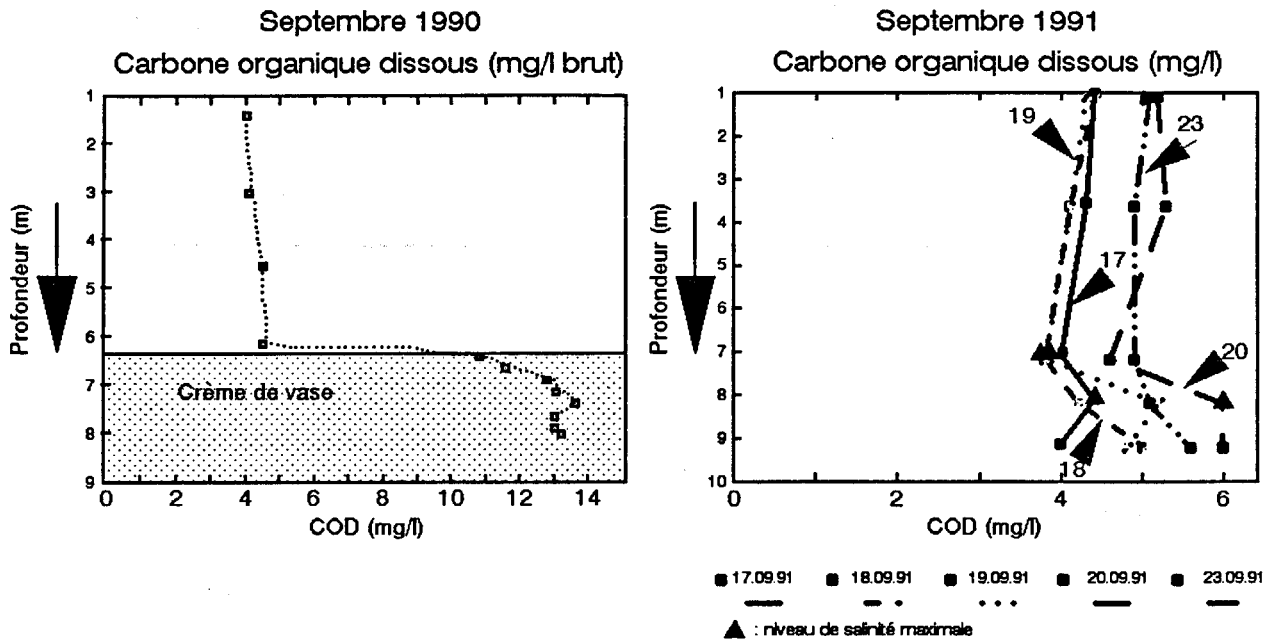


Figure 2.8. Profils verticaux du COD (en mg C.l⁻¹) mesurés dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, le 27 septembre 1990 et du 17 au 23 septembre 1991.

Ces concentrations présentent une double évolution :

➤ *sur la verticale* des points de prélèvements, les teneurs en COD ont tendance à augmenter avec la profondeur. En 1990, le COD présente des concentrations dans le bouchon vaseux de 4 à 5 mg C.l⁻¹, légèrement supérieures à la moyenne observée dans les fleuves tempérés, de 3 mg.l⁻¹C (MEYBECK, 1982). Par contre, il atteint entre 10 et 14 mg C.l⁻¹ dans l'eau interstitielle de la crème de vase (figure 2.8). L'augmentation du COD avec la profondeur peut s'expliquer par une formation de matière organique dissoute au cours du dépôt de la crème de vase. Cette formation peut consister en produits de fermentation (acétate, lactate, éthanol, ...) ou en produits d'hydrolyse exoenzymatique (acides aminés ou peptides, oligosaccharides, ...). Mais en plus de ces produits, le COD peut également résulter des produits d'excrétion des biomasses planctoniques (CARON *et al.*, 1985; ZLOTNIK et DUBINSKY, 1989) et bactériennes (NEWELL et LINLEY, 1984; JUMARS *et al.*, 1989).

En 1991, la différence de concentrations en COD entre la colonne d'eau et la crème de vase, est au minimum de 1 % (17 septembre) et au maximum, de 11 % (20 septembre), ce qui reste tout de même proche de l'erreur de mesure (10 % sur les teneurs en mg.l^{-1} C).

➤ *dans le temps*, les concentrations en COD mesurées en différentes profondeurs augmentent régulièrement avec le passage de la marée en vives eaux. Dans la colonne d'eau, elles augmentent de 25 % sur les 5 jours de mesures. Cette augmentation peut s'expliquer par un double processus, à commencer par une dilution progressive de la couche crème de vase au cours de son érosion mais également par un éventuel apport aval d'eau marine. Or, les niveaux de salinité maximale ne coïncident pas nécessairement avec les valeurs maximales de COD; c'est le cas des résultats du 18, 20 et 23 septembre. L'augmentation des concentrations en COD entre les 17 et 23 septembre est de 21 % pour les prélèvements réalisés sous la surface libre et de 39 % pour ceux réalisés au fond de la crème de vase. Cette observation est importante pour le modèle, car elle confirme l'enrichissement de la colonne d'eau en matière organique dissoute au cours de la dilution de la crème de vase dans l'eau sus-jacente. La biodégradabilité de ce COD sera appréhendée lors des mesures en continu de la DBO.

□ Le carbone organique particulaire

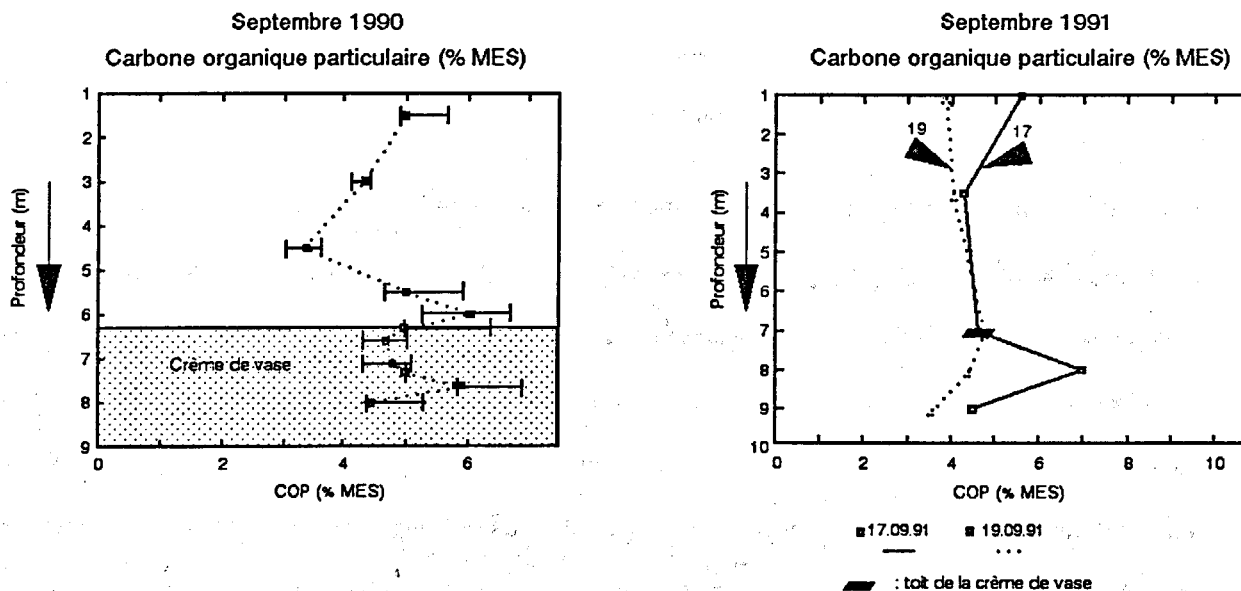


Figure 2.9. Profils verticaux du COP rapporté aux MES, zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, le 27 septembre 1990 et du 17 au 23 septembre 1991.

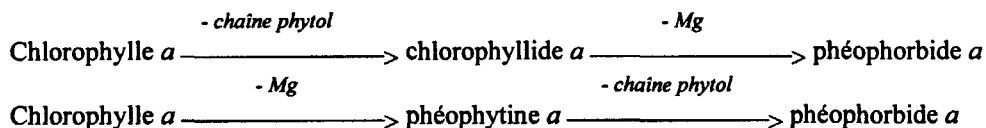
En 1990, le COP exprimé en pourcentage des teneurs en MES, augmente entre la colonne d'eau et le fond de la crème de vase, de 3 à 6 % MES. L'augmentation du COP avec la profondeur, est évidemment expliquée par le processus de dépôt des particules en morte eau. Mais cet enrichissement peut également être dû à une augmentation de la biomasse bactérienne. De nombreux auteurs ont constaté une relation étroite, entre les concentrations bactériennes et la charge particulaire du milieu (VANES, 1982; CLARKE et JOINT, 1986). Cette hypothèse sera à vérifier par les résultats des comptages des populations bactériennes. Les fortes concentrations en COP mesurées dans la crème de vase permettent de supposer qu'une partie de ce matériel peut être hydrolysée en environnement anoxique, justifiant alors l'augmentation du COD dans cette même couche.

En 1991, le COP n'ayant pu être mesuré que les 17 et 19 septembre (figure 2.9), ne suit pas un gradient vertical très prononcé. En effet, la différence entre les valeurs moyennes dans l'eau et dans la crème (9 %) n'est pas significative puisqu'inférieure à l'erreur de mesure (10 %).

Au cours du temps, les teneurs moyennes sur la verticale ont tendance à diminuer; elles passent de 4,55 % MES le 17 septembre à 3,97 % MES, le 19 septembre. Cette évolution est peu significative (13 %).

□ Les pigments chlorophylliens : chlorophylle *a* et phéopigments

Les premiers produits de dégradation de la chlorophylle *a* sont la chlorophyllide *a* et la phéophytine *a* (YENTSCH, 1967):



La méthode analytique choisie, la fluorimétrie, ne permet pas de différencier la chlorophylle *a* de la chlorophyllide *a* (LORENZEN, 1967); une analyse par chromatographie en phase liquide aurait permis de lever cette erreur (BARLOW et al., 1990). Mais il semble qu'en milieu marin et estuarien, les principaux produits de dégradation de la chlorophylle *a*, soient la phéophytine *a* et la phéophorbide *a* (LORENZEN, 1967; SHUMAN et LORENZEN, 1975). Ainsi, les mesures des concentrations en chlorophylle *a* nous permettent d'estimer la biomasse phytoplanctonique encore vivante, alors que celles des phéopigments ne permet pas de différencier la phéophytine *a* des autres produits de dégradation de la chlorophylle *a*. C'est-à-dire que la mesure globale de phéopigments ne peut nous renseigner sur la biodégradabilité du carbone organique contenu dans ce matériel. Il aurait été intéressant de procéder à une analyse fine des pigments chlorophylliens par exemple, afin de déterminer les pourcentages des différents produits de dégradation par rapport aux pigments totaux.

Les concentrations en chlorophylle *a*, exprimées relativement aux MES (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), augmentent avec les teneurs en matières en suspension, le 27.09.1990, de 6 à 15 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (figure 2.10). Elles augmentent également au cours du passage en vive eau: entre les 17 et 23 septembre 1991, elles passent de 10 à 80 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans la colonne d'eau et de 2 à 10 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans la crème de vase. En morte eau, les teneurs dans la crème de vase sont jusqu'à dix fois plus faibles que celles de l'eau sus-jacente.

En 1990, les teneurs en phéopigments augmentent de 18 à 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de la colonne d'eau à la crème de vase. Ces augmentations sont dues au processus de dépôt des particules mais également de dégradation de la chlorophylle *a* dans la crème de vase. Le gradient vertical des phéopigments diminue avec la remise en suspension progressive des particules déposées sous forme de crème de vase. Leur diminution moyenne, entre la surface libre et le fond, est de 76 % le 17 septembre, contre 47 % le 23 septembre.

Mais l'incidence de la dilution de la crème de vase dans la colonne d'eau est difficile à estimer en raison des apports continus de matériel par l'amont et l'aval qui peuvent perturber les bilans globaux.

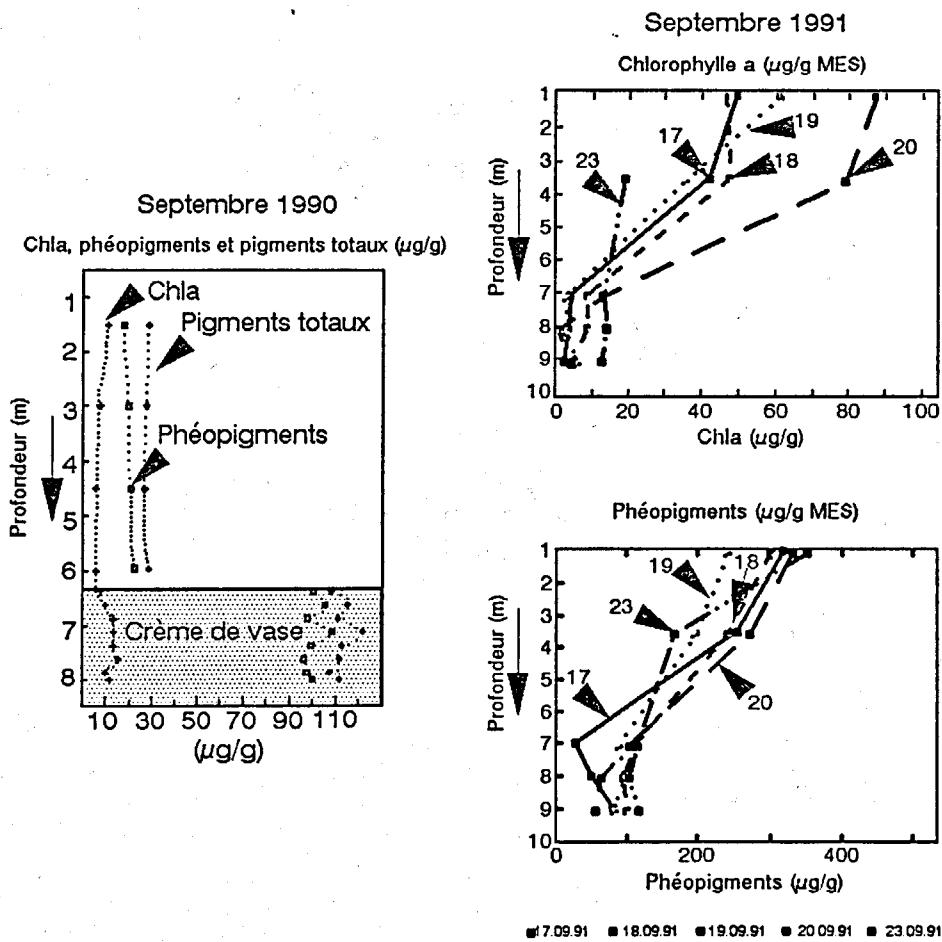


Figure 2.10. Profils verticaux des teneurs en chlorophylle *a* et en phéopigments (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) mesurées dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, en septembre 1990 et 1991.

Afin de caractériser les origines de la matière organique pénétrant dans le bouchon vaseux, la fraction de carbone organique d'origine phytoplanctonique contenue dans le COP total, a été déterminée. Les phéopigments étant déjà des produits de dégradation, nous avons choisi d'estimer le COP phytoplanctonique, à partir de la biomasse phytoplanctonique vivante, définie par les concentrations en chlorophylle a et non des pigments totaux comme certains auteurs (SALIOT et al., 1984) l'avaient fait, malgré la grande variabilité du rapport COP/pigments totaux.

Part de carbone organique phytoplanctonique calculée à partir des mesures de chlorophylle a

En répartissant le COP en deux fractions, l'une phytoplanctonique, représentative de matériel organique "frais", et l'autre détritique, la part (b) de carbone organique phytoplanctonique peut être estimée à partir de la chlorophylle a , en posant:

$$\text{COP} = \text{COP}_{\text{phytoplanctonique}} + \text{COP}_{\text{détritique}}$$

$$\text{COP} = b \cdot [\text{Chla}] + \text{COP}_{\text{dét}}$$

$$\text{COP}/[\text{Chla}] = \text{COP}_{\text{dét}}/[\text{Chla}] + b$$

De manière à déterminer b , l'évolution du rapport $\text{COP}/[\text{Chla}]$ en fonction de $1/[\text{Chla}]$ a été tracée à partir des données de COP et de chlorophylle a relevées au cours d'une année (PANSN, 1988) à Ancenis, c'est-à-dire à la limite aval de la pénétration de la marée dynamique de l'estuaire de la Loire (figure 2.11). Cette méthode a été proposée par GOSSE et KHALANSKI (1982) sur la Loire.

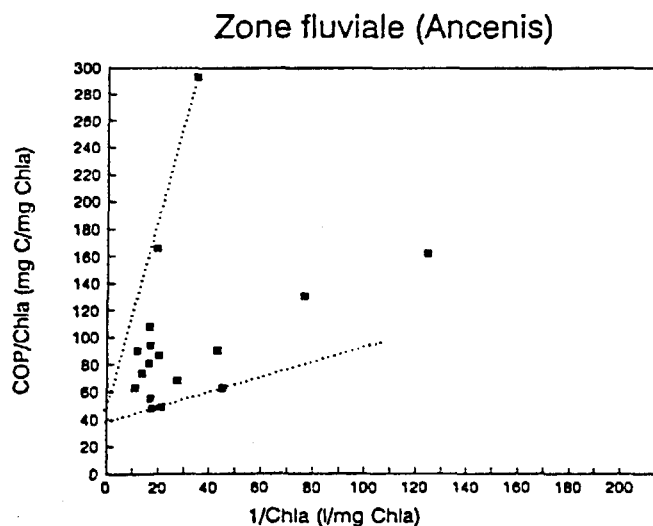


Figure 2.11. Rapport COP/Chlorophylle a (en $\text{mg C} \cdot \text{mg}^{-1} \text{Chl}_a$) en fonction de $1/\text{Chlorophylle } a$ ($\text{l} \cdot \text{mg}^{-1} \text{Chl}_a$), mesuré à la limite amont de l'estuaire de la Loire, à Ancenis (1988).

A partir du graphe, nous choisissons de poser pour les pigments chlorophylliens de l'estuaire de la Loire :

$$\frac{\text{COP}_{\text{phytoplanctonique}}}{\text{Chl}_a} = 40 \text{ (mg COP/mg Chl}_a\text{)}$$

Cette valeur est comparable à celles présentées en bibliographie (tableau 2.5).

Tableau 2.5. Valeurs du rapport "COP phytoplanctonique/Chl_a" dans quelques écosystèmes aquatiques.

Milieux	Rapport COP phyto/Chl _a (mg C/mg Chl _a)	Références
Rivière		
Oise (France)	30	DESSERY et al., 1984
Lot (France)	30-50	CAPBLANCQ et al., 1982
Loire (France)	42	GOSSE et KHALANSKI, 1982
Loire (France)	40-50	cette étude, 1992
Mer		
Baie de New York	40	MALONE, 1976
Zone côtière (Californie)	50	EPPLEY et al., 1977

L'azote organique dissous

Les concentrations en azote organique dissous, mesurées avec une précision de 10 %, augmentent en moyenne de 0,7 mg.l⁻¹ NOD dans la colonne d'eau à 1,4 mg.l⁻¹ NOD dans l'eau interstitielle de la crème de vase en 1990 (figure 2.12). Cette augmentation peut s'expliquer par des processus de fermentation et d'hydrolyse du matériel organique particulière mais également par des processus d'excrétion et de mortalité bactérienne et planctonique; l'importance de ces premières biomasses est à confirmer par les résultats de la seconde campagne. En effet, les populations bactériennes soumises soit à une lyse (FENCHEL et HARRISON, 1976), soit à une mortalité par broutage (DAVIS et SIEBURTH, 1984) peuvent être à l'origine de la formation de produits organiques dissous. Certains auteurs ont montré (ANDERSSON et al., 1985; NAGATA et KIRCHMAN, 1991) que les flagellés bactériovores pouvaient rejeter, au cours de leur phase de croissance, de 4 à 22 % de l'azote organique bactérien ingéré, sous forme d'acides aminés libres ou combinés.

L'évolution temporelle des concentrations en NOD indique que la crème de vase peut être le siège d'une formation de NOD. Entre les 17 et 20 septembre, elles sont comprises entre 0,34 et 0,47 mg N.l⁻¹ dans la colonne d'eau, et atteignent entre 0,25 et 0,58 mg N.l⁻¹ dans la crème de vase. Mais en raison de la sensibilité de la méthode de mesure, il convient de rester prudent quant à l'interprétation des résultats.

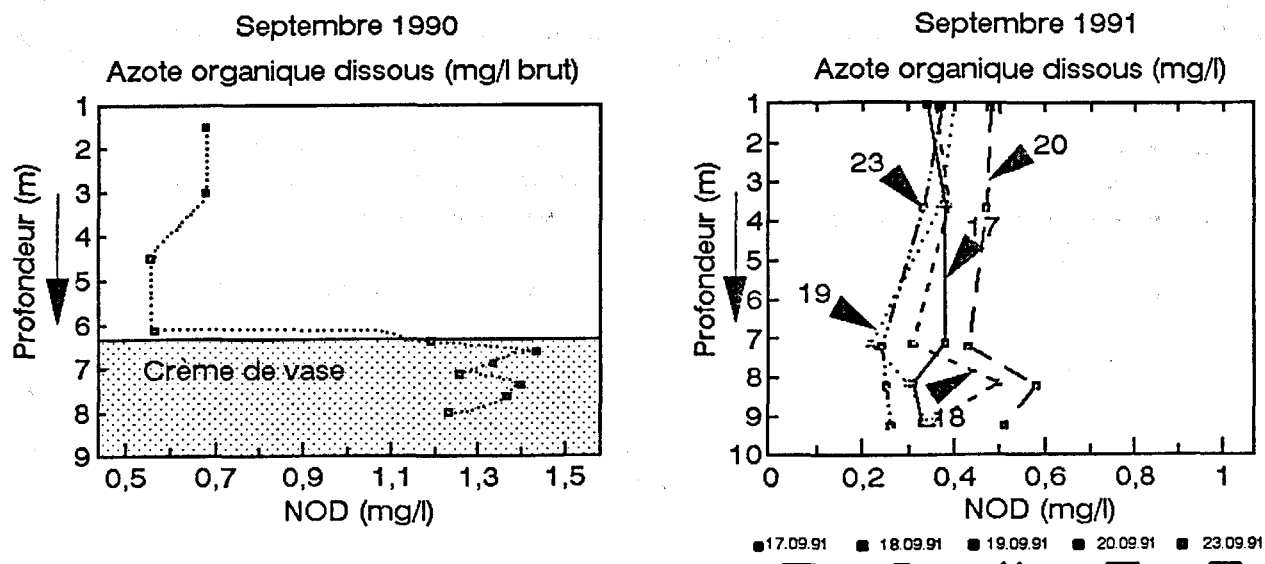


Figure 2.12. Profils verticaux de l'azote organique dissous (en mg N.l⁻¹) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, en septembre 1990 et 1991.

□ L'azote organique particulaire

Les teneurs en NOP sont comprises entre 0,3 et 0,8 % MES (figure 2.20) sans tendance significative entre la surface et le fond. Les valeurs maximales de NOP ($8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ NOP, +/- 10 %) et de salinité coïncident le 17 septembre, ce qui tendrait à supposer qu'une partie de ce matériel est apportée de l'aval par les eaux d'origine marine. Le 19 septembre en revanche, les valeurs mesurées dans la crème de vase ont tendance à diminuer avec la profondeur (de 20 à 25 %).

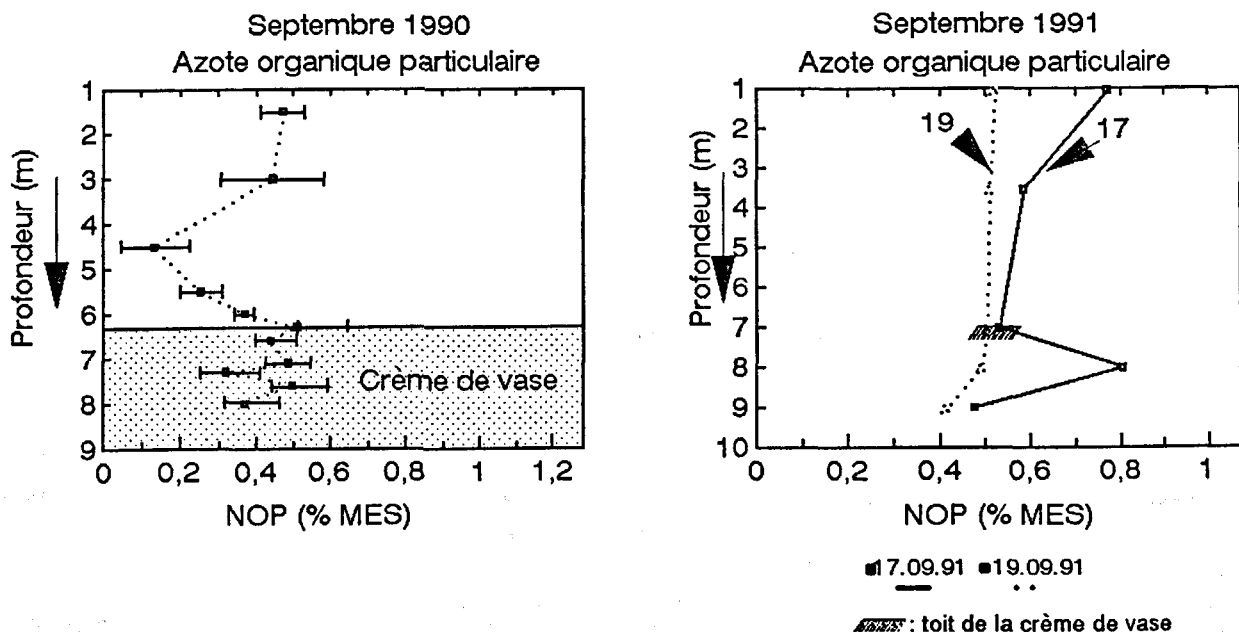


Figure 2.13. Profils verticaux des teneurs en azote organique particulaire (NOP, en % MES) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, le 27 septembre 1990 et du 17 au 23 septembre 1991.

Le tableau suivant présente une synthèse des résultats des paramètres chimiques permettant de caractériser la matière organique de la zone de turbidité maximale, en septembre 1990.

Tableau 2.6. Caractérisation de la matière organique dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, à partir de l'analyse de ses fractions carbonée et azotée. Prélèvements en étiage et par morte eau, septembre 1990.

	Bouchon vaseux					Crème de vase					
Prof. (m)	1,5	3,0	4,5	6,1	6,4	6,6	6,9	7,1	7,4	7,6	7,9
MES (g.l ⁻¹)	0,6	3,5	4,5	91,5	109,2	110,1	121,4	130,7	135,9	138,6	144,7
COD (mg.l ⁻¹)	4,4	4,3	4,2	11,0	11,8	13,0	13,2	13,8	13,2	13,2	13,4
NOD (mg.l ⁻¹)	0,6	0,6	0,7	1,3	1,6	1,5	1,6	1,6	1,6	1,1	1,4
COP (% MES)	3,4	4,3	4,9	5,7	4,7	6,0	4,8	5,0	4,5	5,4	5,9
NOP (% MES)	0,5	0,4	0,4	0,6	0,4	0,4	0,5	0,3	0,3	0,5	0,7
C/N part	7,2	9,7	12,4	9,8	10,4	16,3	9,7	15,6	15,0	10,8	8,4
C/N dis	7,3	7,2	6,0	8,5	7,4	8,7	8,2	8,6	8,2	12,0	9,4
C/N tot	6,9	10,6	12,0	9,5	11,7	15,0	9,6	16,6	15,0	10,8	8,4
Chl _a (µg.g ⁻¹)	63,8	7,6	5,9	13,1	13,4	9,7	13,2	15,3	9,8	11,6	9,4
Phéopig. (µg.g ⁻¹)	160,3	19,7	20,5	105,3	97,8	108,3	99,2	96,2	97,4	99,7	96,9
COPphyto (mg.g ⁻¹)	2,5	0,3	0,2	0,5	0,5	0,4	0,5	0,6	0,4	0,5	0,4
COPphyto(%)	7,3	0,7	0,5	0,9	1,1	0,6	1,1	1,2	0,9	0,9	0,6
COPtotal											
Fig. tot (µg.g ⁻¹)	224,1	-	-	118,4	111,2	118,0	112,4	111,5	107,2	111,3	106,3
Phéop.(%)	71,5	-	-	88,9	87,9	91,8	88,2	86,3	90,8	89,6	91,1
Pigments tot											
COP	152	-	-	481	422	508	427	448	420	485	555
Pigments tot.											
COP	0,5	5,7	8,3	4,3	3,5	6,2	3,6	3,3	4,6	4,6	6,3
Chl _a											

La matière organique est majoritairement présente sous forme particulaire puisque les rapports C/N de la matière organique totale et particulaire sont très proches. Ils augmentent de 7 dans la colonne d'eau à des valeurs comprises entre 9 et 15 dans la crème de vase. Cette tendance confirme l'état de dégradation de la matière organique plus avancé dans cette dernière couche que dans l'eau.

En mortes eaux, la composition du COP évolue nettement entre la colonne d'eau et la crème de vase. Les pourcentages de COP phytoplanctonique vivant par rapport au COP total passent de 7 % à 1,5 m de profondeur à

0,2 %, en moyenne, dans la crème de vase; la part des phéopigments dans les pigments totaux augmente de 71,5 % dans la colonne d'eau à 92 % au maximum dans la crème de vase. Le rapport COP/pigments totaux de 152, mesuré dans la colonne d'eau est comparable à la valeur de 123 obtenue par BILLEN et al. (1986). Par contre, dans la crème de vase, ce rapport augmente de 422 à 555, avec une moyenne de 468.

Les résultats obtenus au cours de la seconde campagne confirment les premiers. Le rapport C/N (calculé à partir du COP et du NOP) est en moyenne sur les 17 et 19 septembre, de 7,2 dans la colonne d'eau et de 9,4 dans la crème de vase. Son augmentation avec les matières en suspension est significative; elle s'élève au minimum à 18 %, pourcentage supérieur à l'erreur induite par les mesures. La figure 2.14 présente les résultats obtenus par différents auteurs (LANCELOT et BILLEN, 1985) sur l'évolution du rapport C/N avec l'état de dégradation de la matière organique carbonée.

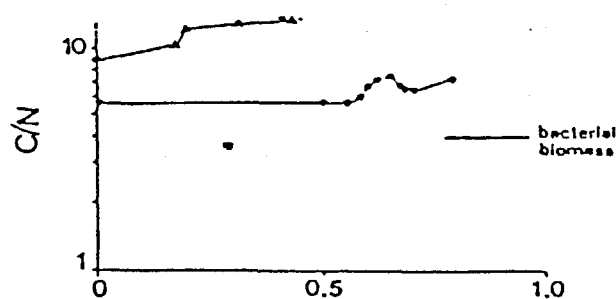


Figure 2.14. Variation du rapport C/N dans des débris particuliers en fonction de leur décomposition bactérienne. L'évolution de la dégradation du carbone organique est calculé par le rapport $(C^0 - C)/C^0$, avec C^0 , concentration initiale en COP. (♦): Sédiments (ROSENFELD, 1981); (O): Phytoplancton (OTSUKI et HANYA, 1972). D'après LANCELOT et BILLEN (1985).

Il apparaît que le COP piégé dans la zone de turbidité maximale est composé de matériel détritique, constitué en particulier des produits de dégradation du matériel d'origine phytoplanctonique mais également de matériel d'origine continentale (composés humiques et fulviques) dont la mesure reste délicate dans ce type de milieu. Dans l'eau, la part des phéopigments dans les pigments totaux passe en moyenne de 39 à 83 % au cours de l'érosion de la crème de vase. Par ailleurs, le matériel vivant comprend les bactéries dont nous mesurerons la biomasse, et le plancton, principalement du zooplancton puisque le COP phytoplanctonique ne dépasse pas 5 %. Le tableau 2.7 présente les résultats des analyses de 1991 permettant de caractériser la matière organique; ces valeurs sont présentées sous la forme de moyennes dans la colonne d'eau et la crème de vase.

2.2.4 ANALYSES ET INTERPRETATION DES RESULTATS DES SELS NUTRITIFS AZOTES

En, 1990, les teneurs en azote minéral dissous montrent nettement (figure 2.15) que lorsque les teneurs en nitrates diminuent (de 25 à 5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ N- NO_3) avec celles de l'oxygène dissous, les concentrations en ammonium augmentent entre la colonne d'eau et la crème de vase (de 3 à 28 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ N- NH_4).

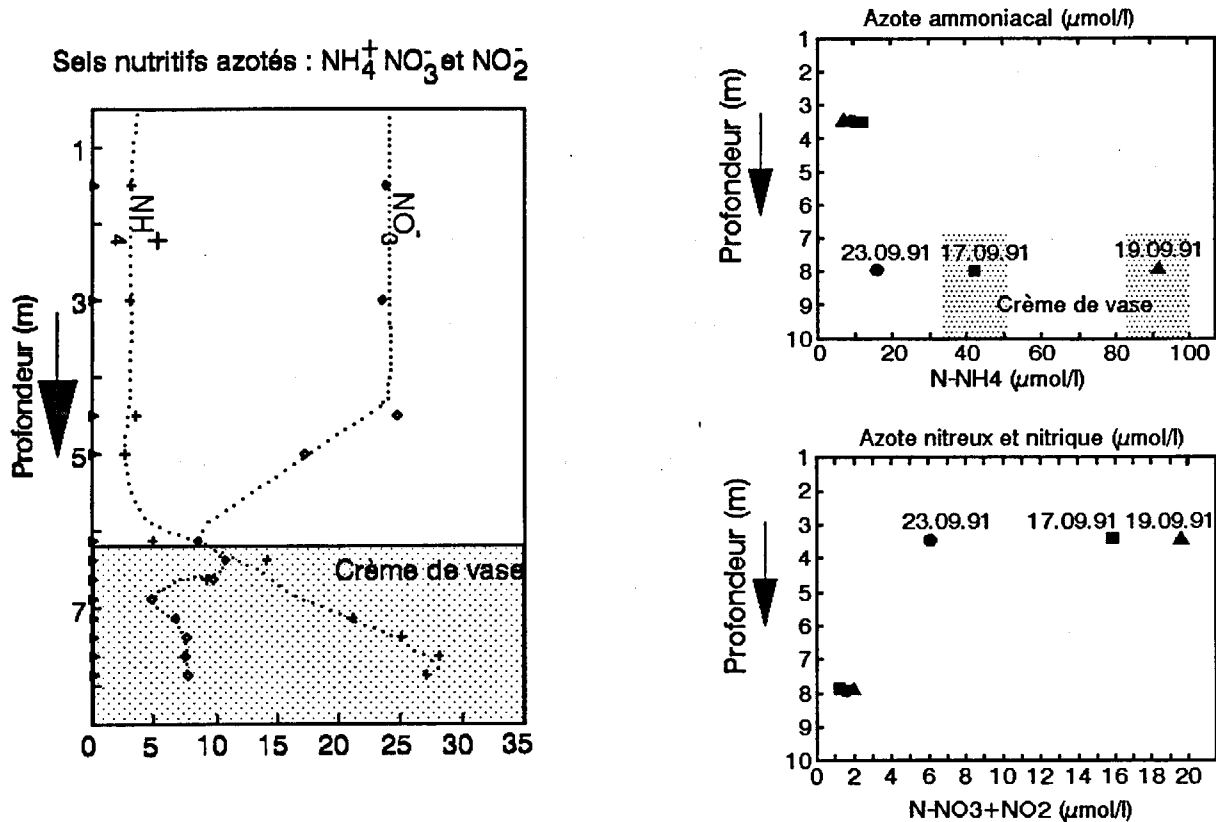


Figure 2.15. Profils verticaux des sels nutritifs azotés, nitrates, nitrites et ammonium (en $\mu\text{mol N.l}^{-1}$) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, septembre 1990 et 1991.

De ces dernières observations découlent deux hypothèses majeures sur les processus biochimiques en cours dans la crème de vase:

1. Lorsque les teneurs en oxygène dissous rapportées à leurs valeurs à saturation deviennent inférieures à 5 %, ce qui est le cas, à partir de 5 mètres de profondeur, en étiage estival et en morte eau, les nitrates sont utilisés comme oxydants. L'hypothèse de **dénitrification** sera confirmée par les mesures d'azote gazeux réalisées en mars 1991 sur la zone du bouchon vaseux, en collaboration avec MM. CAPBLANCQ et LABROUE du Laboratoire d'Hydrobiologie de Toulouse (France). Le N_2O sera dosé par chromatographie en phase gazeuse d'après la technique de Mc AULIFFE présentée en détail par DELENCLOS (1987). En cette saison, la valeur de production de N_2O obtenue dans la crème de vase, de $8,96 \text{ mg N-N}_2\text{O.m}^{-2}\text{.jour}^{-1}$, confirme que l'activité dénitrifiante n'est pas négligeable (LABROUE, 1986; DELENCLOS, 1987).

2. L'eau interstitielle de la crème de vase se caractérise par une plus grande richesse en **azote ammoniacal**, dont une partie est vraisemblablement formée dans cette couche. Deux sources sont envisageables :

* D'une part, la crème de vase peut être le siège d'une **ammonification** importante, puisqu'elle ne paraît pas limitée par l'azote organique dissous, dont les teneurs dans les eaux interstitielles de ces dépôts atteignent en moyenne $1,4 \text{ mg.l}^{-1}$ NOD. On peut supposer une baisse de rendement bactérien en anaérobiose; les cellules bactériennes rejetteraient alors plus d'ammonium pour produire une certaine quantité de biomasse, ce, en consommant plus d'azote organique. L'hypothèse d'excrétion des populations bactériennes paraît justifiée par l'augmentation de l'activité organotrophe observée dans cette zone par BILLEN et al. (1986). En effet, les bactéries ont longtemps été considérées comme principales responsables de la régénération de sels nutritifs en milieu aquatique (BARSDATE *et al.*, 1974). Plus généralement, de nombreux auteurs (BERNER, 1977; FENCHEL et BLACKBURN, 1979; KOIKE et HATTORY, 1978) ont mis en évidence une reminéralisation de l'azote organique *via* la "boucle microbienne" (AZAM *et al.*, 1983), comprenant les biomasses bactériennes et microplanctoniques. Dans certains sédiments estuariens, les taux d'ammonification semblent bien corrélés aux valeurs de biomasses (SUMI et KOIKE, 1990) mais présentent une variabilité spatiale et saisonnière importante. Les expériences réalisées par VAN WAMBEKE et BIANCHI (1986) sur des systèmes expérimentaux (eau de mer enrichie en acides aminés) ont montré que la reminéralisation de l'azote organique s'accélère lors des phases de broutage des bactéries par les microflagellés hétérotrophes. Quantitativement, la production d'ammonium dans la crème de vase, peut être estimée en première approximation à partir de son temps de dépôt et de sa concentration moyenne

en MES. Pour un dépôt maximal de 3 jours (intervalle de temps entre la fin de la dernière vive eau et le jour du prélèvement) et une concentration moyenne en MES de 123 g.l^{-1} , le taux d'ammonification moyen est de $3 \text{ nmol N-NH}_4\text{.g}^{-1}\text{.h}^{-1}$. Mais le processus de diffusion entre la crème de vase et la colonne d'eau sus-jacente pris implicitement en compte dans le calcul tend à minorer cette estimation. Cette valeur reste inférieure aux taux d'ammonification nette, c'est-à-dire après déduction de l'assimilation d'ammonium, mesurés dans des sédiments superficiels de l'estuaire de la Tama (SUMI et KOIKE, 1990), de $17 \text{ nmol N-NH}_4\text{.g}^{-1}\text{.h}^{-1}$ en conditions aérobies et de $18,5 \text{ nmol N-NH}_4\text{.g}^{-1}\text{.h}^{-1}$ en environnement anoxique; ce, pour des durées d'incubation de 2 jours. La production d'ammonium observée lors de la précédente campagne est confirmée en 1991. Entre les 17 et 19 septembre 1991, la concentration moyenne dans la crème de vase augmente de 43 à $92 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$. Avec une concentration moyenne de 103 g.l^{-1} MES, le taux d'ammonification s'élève alors à $10 \text{ nmol N-NH}_4\text{.g}^{-1}\text{.h}^{-1}$. Si en première approximation, le tonnage de la crème de vase est posé égal à 482 000 tonnes en mortes eaux, le taux de production d'ammonium dans la crème de vase est alors de $1,6 \text{ tonnes N-NH}_4\text{.jour}^{-1}$.

* D'autre part, cette richesse en ammonium peut également s'expliquer par une réduction assimilative ou dissimilative des nitrates : $\text{NO}_3^- \longrightarrow \text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NH}_4^+$ (avec dégagement de N_2O). Les conditions de réduction et de dénitrification sont sensiblement les mêmes mais ces deux processus peuvent être compétitifs en fonction de la richesse du milieu en substrat organique (CASBEY et TIEDJE, 1980). Les sédiments estuariens semblent propices à cette réduction. Les nitrates apparaissent largement utilisés comme oxydants dans la couche de dépôts puisque leurs concentrations diminuent, sur cinq mètres de profondeur, de 93 % le 17 septembre et de 91 % le 19 septembre 1991.

La crème de vase constitue donc une source non négligeable d'azote ammoniacal par rapport aux apports amont (en débit d'étiage, d'environ $1,9 \text{ tonnes N-NH}_4\text{.jour}^{-1}$) ou aux rejets d'origine anthropique (en moyenne de $0,4 \text{ tonnes N-NH}_4\text{.jour}^{-1}$). Cependant, l'augmentation d'ammonium comprend en plus sa formation par ammonification ou par réduction assimilatrice (ou dissimilatrice), le processus de dilution par une masse d'eau apportée de l'aval; cette eau peut être enrichie en ammonium par les rejets de la Centrale d'engrais Hydro-Azote ou par l'usine de la Grande Paroisse (à Montoir, pK 5). En revanche, les teneurs en ammonium diminuent de 92 à $16 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$ entre les 19 et 23 septembre, en raison de l'amorce de la dilution de la crème de vase dans la colonne d'eau. Cette forme azotée représente en moyenne dans la crème de vase, 95 % de l'azote minéral total.

2.2.5 ANALYSES ET INTERPRETATIONS DES RESULTATS DE COMPTAGES BACTERIENS

La présence ou l'absence d'oxygène moléculaire dans un biotope est déterminante pour appréhender le type d'activité métabolique des microorganismes présents. C'est pourquoi nous avons complété les dénombrements bactériens anérobies totaux par des dénombrements spécifiques à certains métabolismes énergétiques. Ces résultats ne présentant pas d'implications directes dans la mise en oeuvre du modèle, sont reportés en annexe 4. En raison des méthodes de mesure, ces dernières estimations restent qualitatives. Elles ne rendent pas compte des populations bactériennes réellement présentes dans le milieu. Ceci nous a conduit, en 1991, à procéder à des **comptages directs par épifluorescence**.

Il est nécessaire de faire deux remarques préliminaires sur la fiabilité de la méthode de comptage par épifluorescence et sur l'interprétation des résultats:

* D'une part, la méthode de comptage direct par épifluorescence ne permet pas de distinguer les biomasses bactériennes selon leurs sources énergétiques, organiques ou minérales. Cette différenciation est en effet nécessaire pour le modèle de dégradation de la matière organique où les biomasses autotrophes sont distinguées des biomasses hétérotrophes. G. BILLEN (1984) a signalé, à partir d'échantillons prélevés en Meuse, que les bactéries nitrifiantes, majoritairement représentatives des organismes chémoautotrophes, étaient en nombre négligeable par rapport aux bactéries hétérotrophes. Dans un premier temps, nous pouvons transposer cette hypothèse à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, avant de vérifier la sensibilité du modèle aux conditions initiales en biomasses bactériennes.

* D'autre part, la méthode de comptage direct utilisée ne permet pas de distinguer les bactéries métaboliquement actives des bactéries inactives. Pour pallier ce problème, des techniques spécifiques ont été développées par différents auteurs. Cette méthode a été couplée, par exemple, à la microautoradiographie, après incubation des bactéries dans un milieu enrichi en substrats (glucose, acides aminés, etc, ...) marqués (HOPPE, 1976; MEYER-REIL, 1978; WRIGHT, 1978). Les pourcentages de bactéries actives ainsi déterminées varient considérablement en fonction des substrats, de 20 à 100 % de leur nombre total. Dans notre étude, étant donné la sensibilité relativement faible du modèle aux nombres de bactéries initiales, nous avons en effet, préféré choisir un pourcentage de bactéries actives sur le nombre total, relativement aux études déjà entreprises. Mais ces études s'intéressent généralement à des milieux propices à une forte production primaire. Par exemple, NEWELL et LINLEY (1984) ont estimé à 17 % le taux de bactéries hétérotrophes actives dans la Manche.

Détermination de la biomasse bactérienne

Les bactéries observées au microscope, se présentent schématiquement sous deux formes différentes, sphériques ou en bâtonnets. Les volumes de ces bactéries peuvent alors être calculés en les traitant respectivement comme des sphères ou des cylindres (WATSON et al., 1977; FUHRMAN et al., 1980) de diamètre et hauteur moyens. A partir des dénombrements et des volumes géométriques observés, un biovolume est calculé. Ce biovolume est converti en biomasse à partir du rapport exprimant le contenu moyen en carbone organique par unité de volume cellulaire.

De nombreux auteurs (FERGUSON et RUBBLEE, 1976; WILLIAMS et CARLUCCI, 1976; WATSON et al., 1977; NAGATA, 1986) ont cherché à estimer ce rapport en différents sites d'étude, en considérant une densité de matériel cellulaire de 1,1, une teneur en eau de 70 à 80 % et un contenu en carbone de la matière organique de 40 %. La valeur médiane de ces résultats est $1,2 \cdot 10^{-13}$ g C. μm^{-3} (SERVAIS, 1987). Nous avons reporté dans le tableau suivant certaines valeurs de contenu en carbone par milliards de bactéries dénombrées.

Tableau 2.8. Contenu en carbone par milliard de bactéries dénombrées.

Milieux	mg C. 10^{-9} bactéries	Auteurs
Rivière		
<i>sphériques</i>	0,159	SERVAIS, 1987
<i>bâtonnets</i>	0,141	
<i>sans distinction de forme</i>	0,036	
Estuaire	0,024	WRIGHT et al., 1987
Mer	0,013	THINGSTAD, 1987
	à 0,025	
	0,84	NAGATA et KIRCHMAN, 1991
Littoral	0,12	VAN WAMBEKE et BIANCHI, 1986
Mer ouverte	0,25	HAMILTON et HOLM-HANSEN, 1967

En ce qui concerne les dénombrements effectués sur la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, nous avons utilisé deux estimations différentes; l'une pour les échantillons prélevés dans la colonne d'eau et la seconde, pour ceux de la crème de vase. Nous avons en effet remarqué au cours du comptage des échantillons prélevés en morte eau, une nette différence de forme des bactéries entre les deux couches. Les bactéries de la colonne d'eau se trouvaient en majorité (85 %) sous une forme sphérique, alors que celles de la crème de vase se présentaient également (56 %) sous la forme de filaments plus ou moins longs. Nous avons pu également remarquer dans la crème de vase, une forte concentration de flagellés hétérotrophes bactériovores; certaines d'entre elles avaient

d'ailleurs été ingérées par différentes espèces zooplanctoniques. Cette distinction s'est estompée pour les échantillons des prélèvements suivants, c'est-à-dire au cours de l'érosion de la crème de vase. Il semble, à partir de ces observations, que les bactéries sont de plus grandes tailles lorsqu'elles sont soumises d'une part, à une forte prédation et d'autre part, à une forte charge organique. Une meilleure connaissance sur l'évolution des volumes bactériens en milieu aquatique serait intéressante et permettrait de parfaire nos hypothèses sur les causes des variations spatiales et temporelles des populations bactériennes.

La forte charge particulaire peut induire également une surabondance de la biomasse bactérienne (WRIGHT et al., 1987; PLUMMER et al., 1987); cette richesse peut s'expliquer par le fait que l'essentiel des bactéries se trouvent fixées aux particules, (BENT et GOULDER, 1981; CLARKE et JOINT, 1986). Il apparaît d'après les résultats des auteurs pré-cités, que les bactéries associées aux particules sont de plus grandes tailles. Ainsi, pour le calcul de la biomasse des bactéries sphériques, nous avons choisi l'estimation de WRIGHT (1987) établie en milieu estuarien; et pour les bactéries de la crème de vase, la valeur proposée par SERVAIS (1987) de $0,141 \text{ mg C} \cdot 10^{-9}$ bactéries. Les résultats des dénombrements et des biomasses bactériennes exprimées en $\text{mg C} \cdot \text{l}^{-1}$ sont exposés dans le tableau 2.9.

Tableau 2.9. Résultats des dénombrements bactériens et des biomasses bactériennes (en $\text{mg C} \cdot \text{l}^{-1}$ et en % relativement au COP et au COT) mesurés dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire par microscopie à épifluorescence, septembre 1991.

Jour de prélèvement	Dénombrement ($10^9 \text{ bact} \cdot \text{l}^{-1}$)			Biomasse ($\text{mg C} \cdot \text{l}^{-1}$) totale	COT ($\text{mg C} \cdot \text{l}^{-1}$)	$\frac{\text{Cbact}}{\text{COT}}$ (%)	$\frac{\text{Cbact}}{\text{COP}}$ (%)
	sphér.	bât.	total				
17/09/1991							
eau	143	25	168	4	22	18	22
vase	118	150	268	38	5113	0,7	0,7
19/09/1991							
eau	33	611	644	16	28	57	67
vase	632	429	1061	150	4583	3	3
23/09/1991							
eau	262	1851	2113	51			
vase	506	632	1138	161			

Il existe, à notre connaissance, très peu de travaux sur le dénombrement bactérien par microscopie à épifluorescence, surtout dans des milieux aussi fortement chargés en matériel organique particulaire.

Nous pouvons constater que la concentration en bactéries est très importante tant dans la colonne d'eau que dans la crème de vase. Son ordre de grandeur est 100 (colonne d'eau) à 1000 (crème de vase) fois supérieur aux résultats des dénombrements également effectués par microscopie à épifluorescence à partir d'échantillons prélevés en rivière, telles que la Meuse (SERVAIS, 1987), la Seine (SERVAIS, 1990), ou l'estuaire de Humber (GOULDER, 1976), où les concentrations en MES ne dépassent pas $0,5 \text{ g.l}^{-1}$. Cette différence peut s'expliquer par des erreurs de mesure mais également par la très forte charge particulaire de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Il convient donc de relativiser les résultats de biomasses bactériennes à la richesse du milieu en carbone organique. Nous pouvons remarquer (tableau 2.9) un net accroissement de la biomasse bactérienne dans le carbone organique particulaire et total, au cours de la remise en suspension de la crème de vase. Entre le 17 et le 23 septembre, elle augmente de 31 % dans la couche crème et sa valeur est multipliée par 12,75 dans l'eau sus-jacente. Dans la colonne d'eau, le carbone organique bactérien représente, le 17 septembre, 18 % du carbone organique total (COP + COD). Cette part a été approchée par d'autres auteurs (RELEXANS et al., 1988) à partir des mesures de chlorophylle *a* et d'activités algale et bactérienne; dans le bouchon vaseux, le COP vivant d'origine bactérienne atteint, en juin 1985, 7,6 % du COP total. A titre comparatif, des valeurs de 7 et 12 % de cette même part ont été mesurées en Meuse (BILLEN et al., 1984).

Malgré le nombre très faible de mesures, il est intéressant de remarquer que le nombre de bactéries par millilitre apparaît bien corrélé aux teneurs en MES dans la colonne d'eau et dans la crème de vase (figure 2.16). D'autres mesures, que nous n'avons pas engagé en raison de l'insensibilité du modèle aux valeurs initiales en biomasses bactériennes, auraient permis une régression statistiquement plus acceptable (figure 2.16).

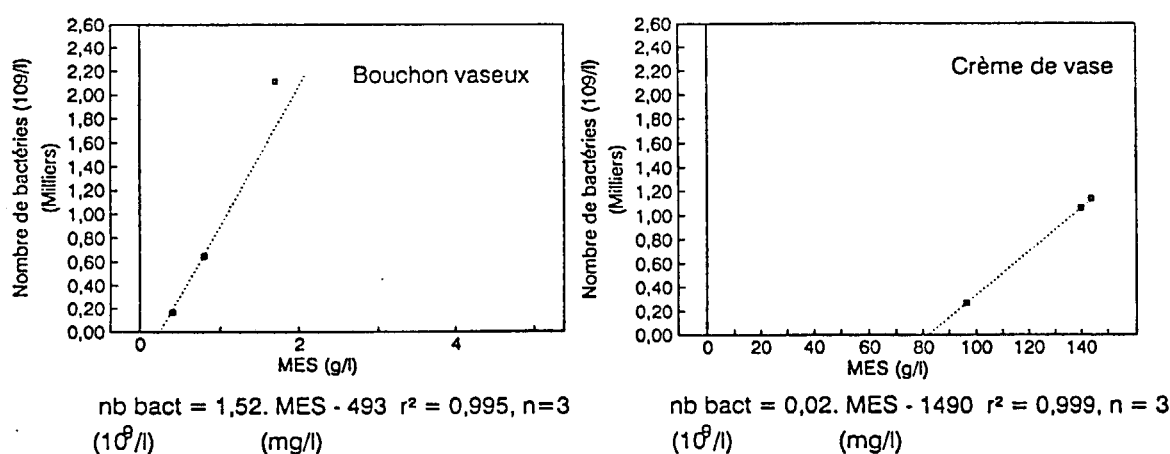


Figure 2.16. Relations entre le nombre de bactéries ($10^9.l^{-1}$) dénombrées et les MES ($g.l^{-1}$) dans la colonne d'eau et dans la crème de vase de l'estuaire de la Loire, septembre 1991.

2.2.6 ANALYSES ET INTERPRÉTATION DES RESPIROMETRIES

Les respirométries fournissent des courbes d'évolution de la quantité d'oxygène dissous consommée au cours du temps (figure 2.17). Ces dernières représentent les évolutions temporelles des demandes biochimiques en oxygène (DBO).

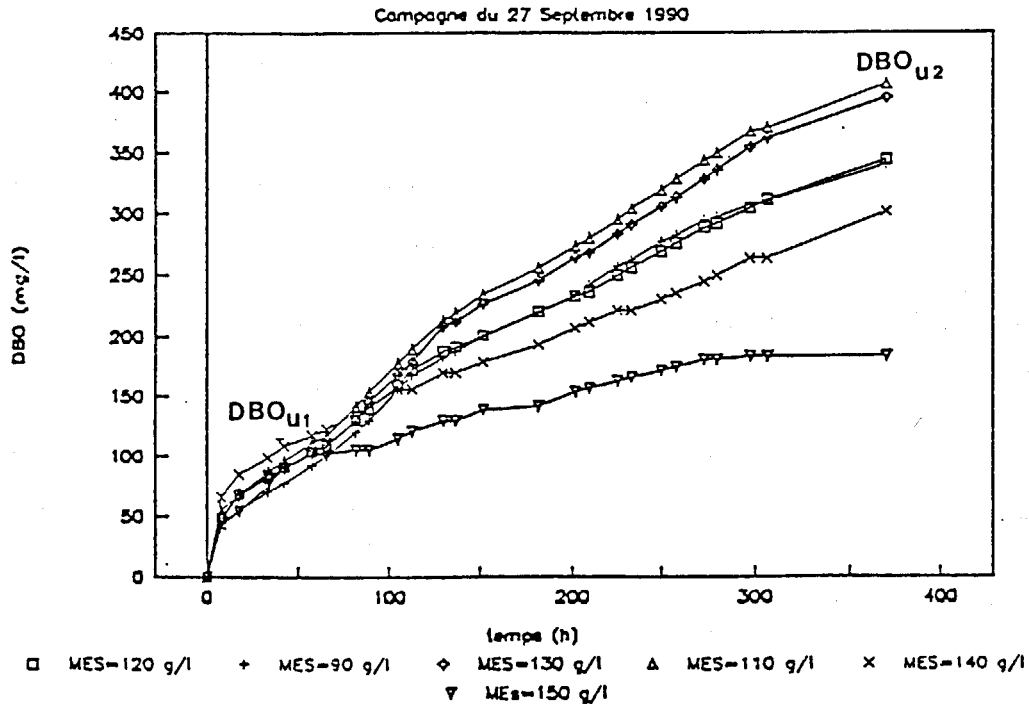


Figure 2.17. Mesures de DBO en continu obtenues sur les eaux brutes de la crème de vase, septembre 1990.

Définition de la DBO:

La demande biochimique en oxygène ultime, DBO_{ult} , (exprimée en unité de masse) représente la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la dégradation totale du stock de matière organique biodégradable présent dans l'échantillon.

Interprétation de la mesure:

La courbe d'évolution temporelle de la DBO peut être découpée en deux exponentielles dont les valeurs ultimes représentent, en terme de biodégradabilité, des stocks de substances énergétiques différentes. L'interprétation simple, la plus couramment utilisée dans le domaine de l'assainissement (RAMALHO, 1977; XU, 1983) traduit la première courbe par une consommation d'oxygène induite par le processus de minéralisation de la matière organique carbonée ($DBO_{carbonée}$). Dans les expériences réalisées sur des échantillons prélevés en milieu naturel, la seconde asymptote, DBO_{ult2} exprimée en $mg.l^{-1} DBO_{ult}$,

représente la concentration d'oxygène consommée, cumulée sur le temps de l'expérience, par les biomasses bactériennes autotrophes (essentiellement responsables de la nitrification) et hétérotrophes (à l'origine de l'oxydation de la matière organique) sans limitation en oxygène dissous. Des expériences réalisées avec ajout de méthyl-thiourée peuvent confirmer cette hypothèse, par l'absence d'une seconde exponentielle bien définie.

L'analyse traditionnelle des courbes de DBO consiste à calculer les cinétiques de dégradation à partir d'une loi du premier ordre (MAOYU, 1990). Il est bien évident que les hypothèses de calcul de ces coefficients cinétiques ne permettent pas de prendre en compte les différentes interactions entre la matière organique et les bactéries, telles que la transformation de ces dernières par lyse ou par broutage. Mais il nous a paru intéressant dans une première approche, de comparer les valeurs des cinétiques du premier ordre estimées sur des échantillons de crème de vase, avec les valeurs présentées par différents auteurs (tableau 2.11). Dans un second temps au cours du calage des paramètres cinétiques du modèle de dégradation de la matière organique (paragraphe 3.5), les courbes seront interprétées selon une loi du second ordre (MAOYU, 1990; COLVIN et al., 1991).

Evaluation des cinétiques de dégradation par une loi du premier ordre:

Les courbes d'évolution de l'oxygène consommé en fonction du temps peuvent être exprimées selon une loi du premier ordre (PHELPS, 1909; THERIAULT, 1927):

$$\frac{dO_2(t)}{dt} = -k \cdot O_2$$

avec, O_2 ($mg \cdot l^{-1} O_2$): concentration en oxygène dissous
 k ($jour^{-1}$): constante cinétique du premier ordre

Exprimée en $mg \cdot l^{-1}$ DBO, représentant la quantité d'oxygène restant à consommer dans l'échantillon, cette équation devient :

$$\frac{dDBO(t)}{dt} = k \cdot (DBO_{ult} - DBO)$$

avec, k ($jour^{-1}$): même constante cinétique de dégradation du premier ordre

La solution de cette équation s'énonce: $DBO(t) = DBO_{ult} \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$

Dans ce modèle simple, la matière organique est prise en compte sous la forme de deux fractions biodégradables, l'une rapidement et l'autre lentement (figure 2.18) dont chacune peut être caractérisée par une valeur asymptotique exprimée en $mg \cdot l^{-1}$ DBO_{ult} et un paramètre cinétique, k .

$$DBO_{totale}(t) = \underbrace{DBO_1(t)}_{\substack{\text{matière organique} \\ \text{rapidement biodégradable}}} + \underbrace{DBO_2(t)}_{\substack{\text{matière organique} \\ \text{lentement biodégradable}}}$$

$$DBO_{totale}(t) = DBO_{ult1} \cdot (1 - e^{-k_1 \cdot t}) + DBO_{ult2} \cdot (1 - e^{-k_2 \cdot t})$$

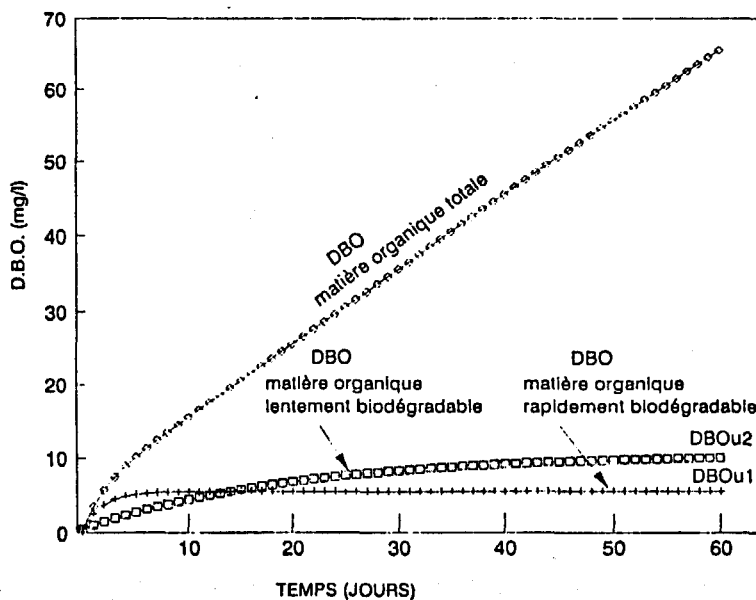


Figure 2.18. Evolution temporelle théorique de la demande biochimique en oxygène dissous (DBO).

Les valeurs des paramètres cinétiques ont été estimées à partir d'un programme d'ajustement des courbes calculées selon la théorie explicitée précédemment, avec les courbes mesurées (figure 2.19) :

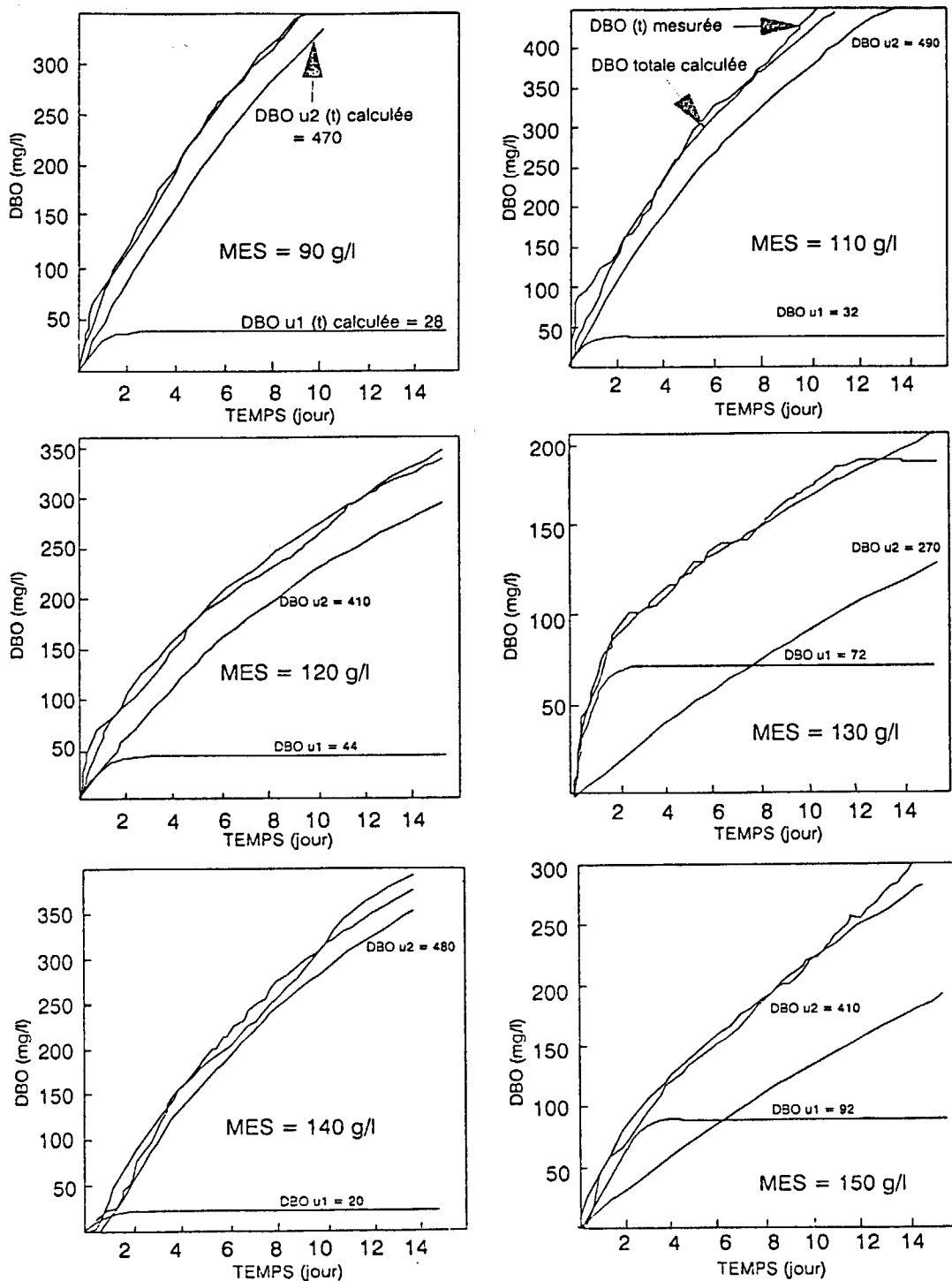


Figure 2.19. Ajustement des courbes théoriques d'évolution temporelle de la DBO avec les courbes mesurées; deux classes de matière organique ont été prises en compte, l'une rapidement biodégradable, l'autre lentement. Campagne de septembre 1990 sur la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

Les valeurs des cinétiques de dégradation de la matière organique particulaire ont été estimées à partir des courbes d'évolution temporelle de la DBO obtenues par différence entre les respirométries des eaux brutes et interstitielles. Le tableau suivant expose les valeurs de DBO_{ult} et de k obtenues par ajustement, pour des corrélations supérieures à 98 %.

Tableau 2.10 (a). Estimation des cinétiques de dégradation et des DBO_{ult} (loi du premier ordre) sur des échantillons de la crème de vase. Prélèvement en étiage et par morte eau, septembre 1990.

MES (g.l ⁻¹) (prof., en m.)	Fraction	DBO_{ult1} (mg.l ⁻¹ O ₂)	k_1 (jour ⁻¹)	DBO_{ult2} (mg.l ⁻¹ O ₂)	k_2 (jour ⁻¹)
91 (-6,4)	Brut	30,00	0,90	450,0	0,075
	Eau Int.	0,90	1,60	3,75	0,080
	Part.	28,0	1,50	470,0	0,070
110 (-6,6)	Brut	20,00	1,30	475,0	0,100
	Eau Int.	0,65	1,85	5,00	0,010
	Part.	32,0	1,10	490,0	0,080
121 (-7,1)	Brut	35,00	1,30	475,0	0,100
	Eau Int.	0,75	1,95	1,50	0,040
	Part.	44,0	1,30	410,0	0,080
131 (-7,4)	Brut	17,50	0,70	450,0	0,100
	Eau Int.	0,55	1,20	5,00	0,020
	Part.	72,0	1,60	270,0	0,040
139 (-7,6)	Brut	10,00	0,70	350,0	0,050
	Eau Int.	0,95	0,55	3,25	0,040
	Part.	20,0	1,20	480,0	0,090
145 (-7,9)	Brut	25,0	1,10	150,0	0,275
	Eau Int.	0,18	1,70	0,60	0,050
	Part.	92,0	1,20	410,0	0,040
Moyenne	Brut	22,90	1,017	358,0	0,150
	Eau Int.	0,79	1,509	3,83	0,037
	Part.	48,0	1,32	421,7	0,070

La quantité d'oxygène dissous demandée au cours de l'expérience sur les échantillons de crème de vase, pourrait représenter en fait, la demande en oxygène de la crème de vase au moment de sa remise en suspension dans la colonne d'eau sus-jacente encore oxygénée. Malgré l'hétérogénéité des résultats, les valeurs des paramètres cinétiques, k (en jour⁻¹), et des DBO (en mg.l⁻¹ DBO_{ult}) mesurées dans la crème de vase nous renseignent sur la biodégradabilité de la matière organique présente.

Sans considérer les 3^{ème} (MES = 121 g.l⁻¹) et 6^{ème} échantillons (MES = 145 g.l⁻¹), la valeur de DBO_{ult2} des eaux interstitielles ainsi calculées, représente environ 1 % de celle des échantillons bruts. Il est intéressant de remarquer que les valeurs de DBO_{ult2} exprimées relativement à la charge particulaire, ont tendance à diminuer lorsque la profondeur augmente, c'est-à-dire lors du "vieillissement" de la matière organique dans la crème de

vase; cette remarque vise à supposer que, sur un cycle de mortes eaux, plus le matériel organique déposé est profond, plus il est "vieux"; ce qui en réalité n'est pas le cas puisque la crème de vase est le siège de processus diffusifs non négligeables. Cette diminution peut s'expliquer par la présence de matériel organique particulière de plus en plus dégradé.

Les mêmes calculs ont été réalisés sur des échantillons prélevés les 17, 19 et 23 septembre 1991 dans la colonne d'eau et dans la crème de vase. Les résultats des paramètres d'ajustement sur les eaux brutes et interstitielles sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 2.10 (b). Estimation des cinétiques de dégradation (en jour^{-1}) et des DBO_{ult} (en mg.l^{-1}) par ajustement des mesures à une loi du premier ordre. Prélèvements des 17, 19 et 23 septembre 1991 dans la colonne d'eau et la crème de vase.

	Bouchon vaseux			Crème de vase		
	17.09	19.09	23.09	17.09	19.09	23.09
MES (g.l^{-1})	0,5	0,8	1,7	97	116	46
Echantillons bruts						
k_1 (jour^{-1})	0,30	0,35	0,05	0,80	0,05	0,00
DBO_{ult1} (mg.l^{-1})	3,80	3,10	1,90	16,70	13,30	0,00
k_2 (jour^{-1})	0,010	0,010	0,020	0,030	0,025	0,020
DBO_{ult2} (mg.l^{-1})	36,0	10,0	28,0	68,0	330,0	312,0
Echantillons d'eau interstitielle						
k_1 (jour^{-1})	0,10	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
DBO_{ult1} (mg.l^{-1})	0,16	0,00	0,00	0,32	0,16	0,00
k_2 (jour^{-1})	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
DBO_{ult2} (mg.l^{-1})	1,38	14,4	11,0	1,38	3,80	6,80

Les résultats de ces mesures sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus lors de la précédente campagne (1990), où la demande en oxygène dissous des échantillons de crème de vase atteignait 150 mg.l^{-1} DBO après 15 jours d'expérience, soit 2 mg.g^{-1} DBO.

Les valeurs de DBO_{u2} (mg.l^{-1} DBO) mesurées dans la crème de vase sont de deux (17 septembre) à plus de dix (23 Septembre) fois supérieures à celles mesurées sur des échantillons prélevés à 3,5 mètres de profondeur dans le bouchon vaseux. Ces valeurs très élevées sont à rapprocher de l'augmentation de la biomasse bactérienne et du COD entre la colonne d'eau et la crème de vase.

Les pentes des courbes obtenues sur les échantillons bruts d'eau et de crème de vase ainsi que les valeurs de DBO_{u2} ont tendance à augmenter avec le coefficient de marée. Cette tendance est nette pour les échantillons de crème de vase où les valeurs de DBO_{u2} passent de 68 $mg.l^{-1}$ DBO, sur l'échantillon prélevé en morte eau, à 312 $mg.l^{-1}$ DBO, sur l'échantillon prélevé en début de vive eau.

Les valeurs des paramètres cinétiques obtenus sur les échantillons bruts prélevés dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire ont été comparées à des valeurs présentées en bibliographie (tableau 2.11).

Tableau 2.11. Paramètres cinétiques de dégradation lente et rapide de la matière organique, mesurés en différents milieux aquatiques.

Auteur	Lieu d'étude	k_1 ($jour^{-1}$)	k_2 ($jour^{-1}$)
SKOPINTSEV, 1938	Eau naturelle + eaux usées	0,081 à 0,096	
SCHROEPFER	Effluent traité	1,410 à 1,780	
	Eau de rivière	1,090 à 1,150	
OGURA, 1972	Littoral (m.o. dissoute)	0,010 à 0,090	0,001 0,009
VAN ES, 1982	Estuaire Ems Dollard	0,280	0,100
ANONYMOUS, 1964	Estuaire Tamise	—	0,088
ROMAÑA, 1987	Estuaire Loire (bouchon vaseux)	0,190	0,087
MAURICE, cette étude	Estuaire Loire (bouchon vaseux)	0,300	0,010
	(crème de vase)	1,017	0,150

Quant aux respirométries mesurées sur les eaux interstitielles des échantillons de septembre 1991, plusieurs remarques sont à formuler.

Les mesures des respirations en continu sur les eaux interstitielles des échantillons prélevés dans la crème de vase les 19 et 23 Septembre 1991 n'ont pas donné entière satisfaction; les manomètres sont restés quelque temps défectueux ce qui a rendu l'exploitation des résultats difficile. En ce qui concerne les respirométries de la colonne d'eau, nous pouvons observer (figure 2.20) une augmentation des valeurs des pentes et des DBO_{ult2} avec les coefficients de marée des jours de prélèvements. Les DBO_{ult2} mesurées dans les eaux interstitielles des échantillons de la colonne d'eau (tableau 2.10 (b)), représentent de 2 à 31 % des valeurs obtenues sur les eaux brutes; dans la crème de vase, cette proportion, plus faible est de 2 (17 septembre) à 0,5 % (19 et 23 septembre).

Ceci tient au fait que la biomasse bactérienne initiale a été en majeure partie éliminée au cours de la filtration des échantillons.

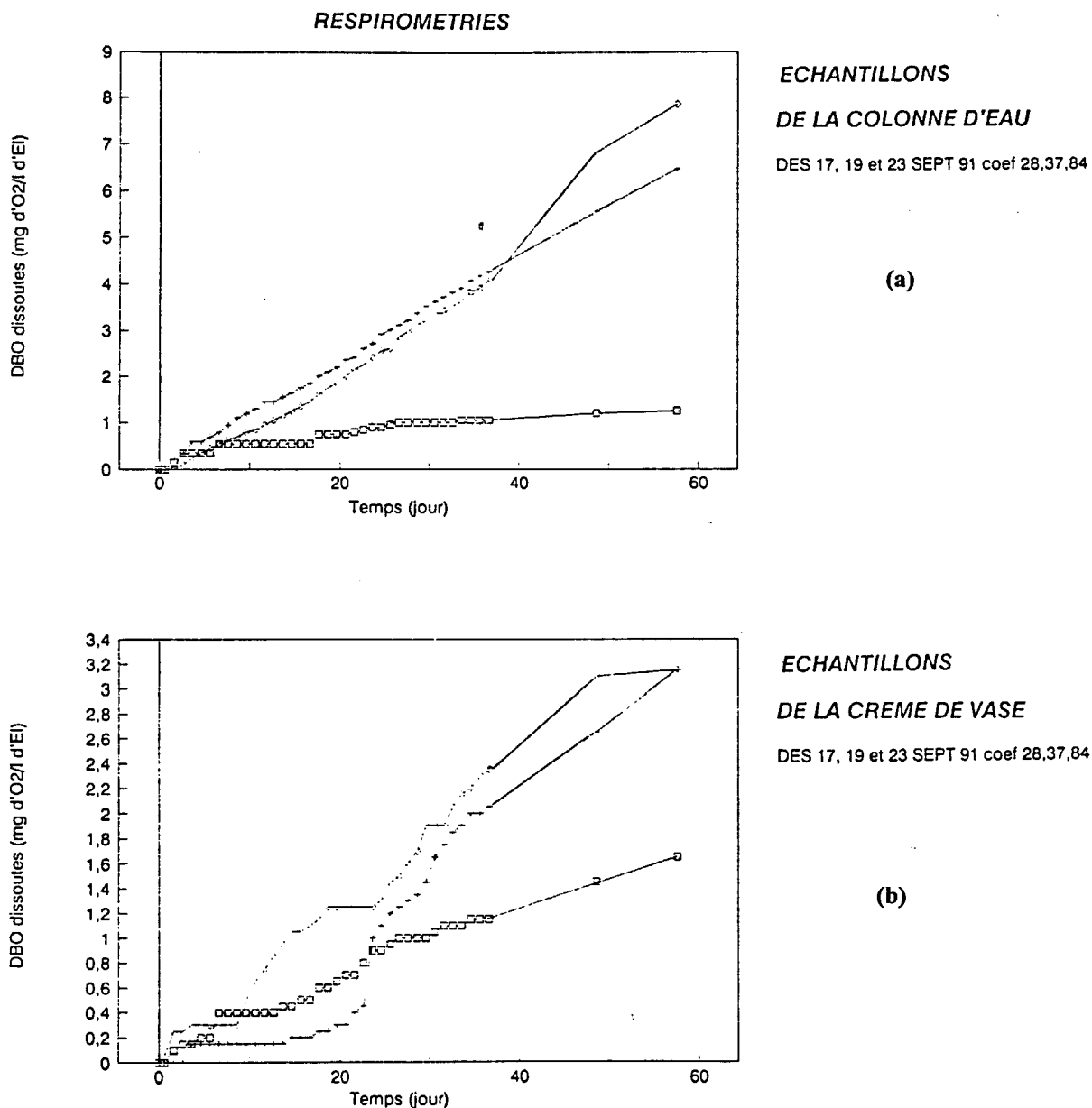


Figure 2.20. Evolution temporelle, sur 60 jours d'incubation, de la demande biochimique en oxygène dissous (en mg.l^{-1} DBO) mesurée sur les eaux interstitielles des échantillons (a) de la colonne d'eau et (b) de la crème de vase. (■): 17 septembre 1991, (+): 19 septembre 1991 et (●): 23 septembre 1991.

Les valeurs plus élevées de DBO_{ult2} entre les échantillons prélevés les 17 et 23 septembre, montre une augmentation du milieu en matière organique biodégradable. Cet enrichissement peut être dû aux apports par le fleuve et au processus de dilution de la crème de vase. L'augmentation de COD, entre le 17 et le 23 septembre, est de 21 % dans l'eau à 27 % dans la crème de vase. Cette dernière hypothèse tendrait à prouver que le COD

formé dans la crème de vase est en partie rapidement biodégradable, contrairement à celui de la zone fluviale dont une grande partie traverse le bouchon vaseux sans être dégradée (BILLEN et al., 1986).

De ce fait, nous choisirons de distinguer dans le modèle, **2 stocks de COD biodégradables en fonction de leurs sources.**

1. Un premier, issu des **apports fluviaux** dont les composés chimiques apparaissent fortement dégradés, en référence au comportement conservatif du COD, et qui serait donc considéré en grande partie, lentement biodégradable; en effet, l'érosion des sols en période de pluie enrichit le bouchon vaseux en matériel détritique d'origine continentale composé de substances humiques et fulviques très lentement biodégradables.
2. Un second stock, **produit dans la crème de vase** par les populations hétérotrophes, serait plus rapidement biodégradable. Mais cette hypothèse mériterait une confirmation par des mesures biochimiques de la matière organique dans la colonne d'eau et dans les dépôts ainsi que par des mesures d'activité bactérienne.

Nous pouvons ainsi penser que les origines du COD biodégradable produit dans les dépôts peuvent être bactériennes ou planctoniques. De nombreux auteurs (ANDERSON et al., 1985; MORAN et HODSON, 1990; BAINES et PACE, 1991; NAGATA et KIRCHMAN, 1991) ont déjà signalé l'importance des substances organiques dissoutes excrétées par les populations hétérotrophes. Il apparaît que l'excrétion phytoplanctonique décroît avec la production primaire; pour des niveaux *minima* de radiation lumineuse, compris entre 10 et 3 000 $\mu\text{mol quanta. m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, et des températures optimales, le pourcentage de COD excrété par trois espèces d'algues reste inférieur à 10 % (ZLOTNIK et DUBINSKY, 1989). Ainsi la principale source de COD biodégradable formé dans la crème de vase, pourrait être d'origine bactérienne. L'utilisation bactérienne du COD contenu dans la zone de turbidité maximale participe à la régénération de ces substances organiques, en proportion variable suivant les composés chimiques dégradés. MORAN et HODSON (1990) ont montré que la production secondaire de COD était moins importante à partir des substances humiques que non humiques; en lac, il apparaît que 22 % de la croissance bactérienne est réalisée à partir de l'assimilation du COD des substances humiques contre 53 % en zone marécageuse. Si nous extrapolons ces résultats à la demande en oxygène dissous de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, l'assimilation bactérienne devrait augmenter au moment des phases de remise en suspension de la crème de vase par enrichissement du bouchon vaseux en substances organiques rapidement biodégradables.

2.2.7 CARACTERISATION DE LA BIODEGRADABILITE DE LA MATIERE ORGANIQUE

La différence entre les concentrations en COP (ou NOP) mesurées en début et fin de respirométrie rapportée au carbone organique total (COT ou à l'azote organique total, NOT) peut nous renseigner sur la biodégradabilité de la matière organique contenue dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire. Mais en réalité, ce pourcentage tend à majorer la fraction biodégradable du COP (ou NOP) puisque les mesures finales de COP (ou NOP) prennent en compte la matière organique formée pendant l'incubation des échantillons. Il n'existe cependant, que peu d'informations sur la production secondaire de matériel organique particulaire au cours de bioessais. En ce qui concerne sa fraction dissoute en revanche, il a été montré (SERVAIS, 1987) que la concentration en COD, atteinte après quelques centaines d'heures d'incubation, correspond à de la matière organique dissoute réfractaire à l'utilisation bactérienne; ceci, même en présence de meilleurs substrats ajoutés à la fin des expériences.

Pour les échantillons prélevés dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire, nous avons défini les fractions "biodégradables" du COP (ou du NOP) de la manière suivante :

$$\text{fraction [COP "biodégradable"]} = \frac{[\text{COP}]_{t0} - [\text{COP}]_{t60}}{[\text{COP}]_{t0}}$$

avec, $[\text{COP}]_{t0}$: concentration en COP mesurée dans l'échantillon avant son incubation
 $[\text{COP}]_{t60}$: concentration en COP mesurée dans l'échantillon après 60 jours d'incubation

Tableau 2.12. Pourcentages de COP et NOP "biodégradables" obtenus sur des échantillons prélevés dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire (campagne septembre 1991).

Zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire	COP "biodégradable" (% COP)	NOP "biodégradable" (% NOP)
bouchon vaseux		
17.09.1991	11,4	49,9
19.09.1991	23,8	46,0
crème de vase		
17.09.1991	27,9	65,9
19.09.1991	4,3	58,6

Les mesures de biodégradabilité du matériel organique menées par différents auteurs sont généralement relatives à des bioessais de temps d'incubation plus courts, de l'ordre d'une dizaine de jours. Sur des échantillons prélevés en Meuse, SERVAIS (1987) a obtenu des parts de COP "biodégradable" comprises entre 24 et 28 % du COP. Ces résultats ont été calculés à partir des valeurs de COT et COD biodégradables. En ce qui concerne la fraction azotée de la matière organique, sa biodégradabilité a particulièrement été étudiée par OTSUKI et HANYA (1972)

sur des lysats d'algues vertes. Ils ont montré que sur une période d'incubation de 220 jours, 74 % du NOP d'origine phytoplanctonique était biodégradable.

La matière organique particulaire de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire apparaît donc relativement plus réfractaire que celle prélevée en rivière ou que celle d'origine algale, n'ayant subi aucune étape de dégradation (OTSUKI et HANYA, 1972).

Nous pouvons formuler plusieurs remarques quant à ces derniers résultats:

1. La biodégradabilité du COP dans la colonne d'eau a tendance à augmenter avec l'enrichissement du bouchon vaseux en populations bactériennes.

2. La biodégradabilité du NOP dans l'eau reste à peu près constante sur les deux jours de prélèvements et relativement élevée (en moyenne 48 % du NOP); ce qui laisserait supposer une dégradation préférentielle du NOP par rapport au COP. Cette hypothèse est à rapprocher de l'augmentation du rapport C/N observé dans les dépôts.

3. 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. Ce résultat peut s'expliquer par une dégradation avancée de ce matériel au cours de son dépôt en environnement anoxique mais aussi par une réduction d'activité bactérienne limitant ainsi la formation de matière organique particulaire biodégradable. Nous avons vu en effet, lors de l'exploitation des résultats des teneurs en COD et en ammonium dans la crème de vase, que la biomasse bactérienne devait être exposée à une forte mortalité, par lyse ou par broutage.

Mais ces quelques résultats méritent davantage de mesures pour confirmer les hypothèses qu'ils permettent d'avancer. Peu d'études sont en effet organisées sur la biodégradabilité de la matière organique exposée à des variations des conditions en oxygène de leur milieu. Une étude récente menée en laboratoire sur la dégradation de la chlorophylle α libre (non extractible à l'acétone) a permis de mesurer, sur des sédiments estuariens, des cinétiques 2 à 3 fois supérieures en environnement anoxique qu'en milieu oxygéné (SUN et al., 1993). Il serait intéressant de poursuivre des expériences dans cette voie de recherche mais cela ne rentre pas dans le cadre de ce travail.

2.2.8 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS DES CAMPAGNES DE 1990 ET 1991

EXTRAPOLATION AU MODÈLE

2.2.8.1 A propos de la matière organique biodégradable, vivante et inerte

Dans la crème de vase, au vu des concentrations en COD, des biomasses bactériennes et des résultats des respirométries mesurées en septembre 1991, nous pouvons conclure aux points suivants :

1. Au cours de son piégeage, la crème de vase s'enrichit en substances dissoutes rapidement biodégradables.

En 3 jours de dépôts, la formation de COD dans la crème de vase est estimée à $3 \text{ g C.m}^{-3}.\text{jour}^{-1}$.

La formation de COD sera prise en compte dans le modèle au travers d'un processus d'hydrolyse, sans limitation en oxygène, en référence aux processus de fermentation et d'hydrolyses exoenzymatiques observés en environnement anoxique.

2. Le développement bactérien paraît limité par la qualité du matériel organique particulaire déjà fortement dégradé et par les conditions anoxiques qu'ont dû subir les populations bactériennes. Nous choisirons ainsi dans le modèle, d'appliquer un coefficient limitant la production de nouvelle biomasse bactérienne dans la couche crème. Le processus de diffusion au sein de la crème de vase ne sera pas pris en compte en raison du découpage du modèle; mais en vives eaux, ce processus est négligeable par rapport à celui de la remise en suspension de cette couche.

Dans la colonne d'eau, le processus de dilution de la crème de vase entraîne :

1. Un enrichissement de l'eau non seulement en matériel biodégradable détritique mais également en biomasses bactériennes.

2. Cette richesse en substrat assimilable induit dans la colonne d'eau une augmentation de l'activité organotrophe, si les conditions en oxygène dissous ne sont pas limitantes.

3. Une augmentation de la demande ultime en oxygène dissous.

4. Il apparaît clairement que l'activité bactérienne du bouchon vaseux est liée à la qualité de la matière organique disponible, donc à son niveau de dégradation. La prise en compte, dans le modèle, des apports fluviaux et de la température permet d'approcher une variation saisonnière d'activité bactérienne dans la zone de

turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Le modèle considère en effet, différentes cinétiques de dégradation en fonction des origines de la matière organique piégée dans le bouchon vaseux.

Les apports en matière organique biodégradable sont distingués en fonction de leurs origines : interne, à partir des produits formés dans la zone de turbidité maximale et externe, à partir des substances apportées par le fleuve, qu'elles soient autochtones, telles que la production primaire ou allochtones, telles que les rejets urbains et industriels, de biodégradabilité plus lente, voire nulle pour certaines fractions.

2.2.8.2 A propos des sels nutritifs azotés

La crème de vase est le siège d'une régénération d'azote ammoniacal qui peut être induite par une ammonification importante, combinée à des taux d'excrétion bactérienne élevés. Le taux de formation d'ammonium est estimé à une valeur comprise entre 3 et 10 $\text{nmol.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Le rendement bactérien dans la crème de vase sera limité grâce à un coefficient stoechiométrique représentant la quantité de biomasse formée à partir de la quantité de nitrates réduits. Nous choisirons également d'appliquer dans le modèle un facteur de broutage des populations bactériennes de la crème de vase supérieur à celui de la colonne d'eau, en référence à la forme cylindrique des bactéries qui semble être une protection contre les prédateurs.

L'utilisation des nitrates mise en évidence dans la crème de vase sera modélisée en supposant que certaines bactéries hétérotrophes assureront leur métabolisme à partir d'une respiration sur nitrates.

L'extrapolation des résultats à la mise en oeuvre du modèle est résumée dans le tableau suivant:

Tableau 2.13. Extrapolation des résultats des campagnes dans la mise en oeuvre du modèle.

RESULTATS	MODELE
Dans la crème de vase	
● Formation de COD et de NOD (hydrolyse et/ou fermentation)	➤ <i>Hydrolyse anaérobie</i> <i>COP → COD</i> <i>NOP → NOD</i>
● Formation de NH ₄	➤ <i>ammonification avec Σ du rendement bactérien</i> <i>Cinétique de broutage dans crème ></i> <i>cinétique dans l'eau</i>
● Utilisation des NO ₃	➤ <i>respiration sur nitrates des bactéries</i> <i>hétérotrophes</i>
● Limitation de l'activité organotrophe par le niveau de dégradation de la matière organique	➤ <i>Σ du taux de croissance bactérienne en</i> <i>anaérobie</i>
Dans la colonne d'eau, au cours de l'érosion de la crème de vase	
● Enrichissement en matière organique détritique et vivante	➤ <i>Dilution des éléments de la crème de vase</i> <i>dans la colonne d'eau</i> <i>et forçage du particulaire par les MES</i>
● Biodégradabilité différente suivant origines de la m.o.	➤ <i>Répartition des apports fluviaux dans modèle</i> <i>= f (dis/part, k, C/N)</i>
● Respirométries	➤ <i>Calage des cinétiques</i>

LISTE DES FIGURES

oOo

- Figure 2.1.** Profils de carbone organique dissous (COD, en mg.l^{-1}) dans l'estuaire de la Loire, (\square): septembre 1983; (+): janvier 1984. FL = zone fluviale; EN = injection des effluents de l'agglomération nantaise; BV = bouchon vaseux; OA = Océan Atlantique; (...): dilution théorique entre FS et OA (BILLEN et al., 1986).
- Figure 2.2.** Profil du carbone organique particulaire (COP, en % MES) et du rapport C/N, en masse, dans les suspensions de la Loire, juin 1982. FL = zone fluviale; EN = injection des effluents de l'agglomération nantaise; BV = bouchon vaseux; OA = Océan Atlantique (SALIOT et al., 1984).
- Figure 2.3.** Variations saisonnières de l'activité bactérienne estimée par a) la somme des acides gras ramifiés, b) les concentrations en acide vaccénique et c) l'incorporation de 3H Thymidine (TRONCZYNSKI, 1985).
- Figure 2.4.** Schéma du système spécialement conçu pour les prélèvements dans la crème de vase de l'estuaire de la Loire.
- Figure 2.5.** Schématisation du système de mesure en continu de la respiration bactérienne dans des échantillons d'eau (SAPROMAT D12, VOITH GmbH, Allemagne).
- Figure 2.6.** Profils verticaux de l'oxygène dissous (en mg.l^{-1}), du pH, du potentiel d'oxydo-réduction (Eh, en mV), des matières en suspension (en g.l^{-1}) et des matières volatiles en suspension (MVS en % MES) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, septembre 1990.
- Figure 2.7.** Profils verticaux de la salinité (‰), des MES (en g.l^{-1}), des MVS (% MES), du pH et de l'oxygène dissous (en mg.l^{-1}), zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, du 17 au 23 septembre 1991.
- Figure 2.8.** Profils verticaux du COD (en mg C.l^{-1}) mesurés dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, le 27 septembre 1990 et du 17 au 23 septembre 1991.
- Figure 2.9.** Profils verticaux du COP rapporté aux MES, zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, le 27 septembre 1990 et du 17 au 23 septembre 1991.
- Figure 2.10.** Profils verticaux des teneurs en chlorophylle *a* et en phéopigments (en $\mu\text{g.g}^{-1}$) mesurées dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, en septembre 1990 et 1991.
- Figure 2.11.** Rapport COP/Chlorophylle *a* (en $\text{mg C.mg}^{-1} \text{Chl}_a$) en fonction de $1/\text{Chlorophylle } a$ ($\text{l.mg}^{-1} \text{Chl}_a$), mesuré dans l'estuaire de la Loire, à Ancenis (1988).
- Figure 2.12.** Profils verticaux de l'azote organique dissous (en mg N.l^{-1}) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, en septembre 1990 et 1991.
- Figure 2.13.** Profils verticaux des teneurs en azote organique particulaire (NOP, en % MES) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, le 27 septembre 1990 et du 17 au 23 septembre 1991.
- Figure 2.14.** Variation du rapport C/N dans des débris particuliers en fonction de leur décomposition bactérienne. L'évolution de la dégradation du carbone organique est calculé par le rapport $(C^0 - C)/C^0$, avec C^0 , concentration initiale en COP. (\blacklozenge): Sédiments (ROSENFELD, 1981); (\circ): Phytoplancton (OTSUKI et HANYA, 1972). D'après LANCELOT et BILLEN (1985).
- Figure 2.15.** Profils verticaux des sels nutritifs azotés, nitrates, nitrites et ammonium (en mg N.l^{-1}) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, septembre 1990 et 1991.
- Figure 2.16.** Relations entre le nombre de bactéries (10^9.l^{-1}) dénombrées et les MES (g.l^{-1}) dans la colonne d'eau et dans la crème de vase de l'estuaire de la Loire, septembre 1991.
- Figure 2.17.** Mesures de DBO en continu obtenues sur les eaux brutes de la crème de vase, septembre 1990.
- Figure 2.18.** Evolution temporelle théorique de la demande biochimique en oxygène dissous (DBO).

Figure 2.19. Ajustement des courbes théoriques d'évolution temporelle de la DBO avec les courbes mesurées; deux classes de matière organique ont été prises en compte, l'une rapidement biodégradable, l'autre lentement. Campagne de septembre 1990 sur la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

Figure 2.20. Evolution temporelle, sur 60 jours d'incubation, de la demande biochimique en oxygène dissous (en mg.l^{-1} DBO) mesurée sur les eaux interstitielles des échantillons (a) de la colonne d'eau et (b) de la crème de vase. (■): 17 septembre 1991, (+): 19 septembre 1991 et (⊖): 23 septembre 1991.

LISTE DES TABLEAUX

oOo

- Tableau 2.1.** Approche de bilan de carbone organique dans l'estuaire interne de la Loire ($t\ C.jour^{-1}$) (d'après BILLEN *et al.*, 1986 et RELEXANS *et al.*, 1988).
- Tableau 2.2.** Méthodes analytiques utilisées sur les échantillons prélevés en septembre 1990 et 1991.
- Tableau 2.3.** Gradient vertical des paramètres physiques mesurés dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, septembre 1990.
- Tableau 2.4.** Profils verticaux des MES (en $g.l^{-1}$), du pH, de l'oxygène dissous ($mg.l^{-1}$) et de la salinité (‰), du 17 au 23 septembre 1991.
- Tableau 2.5.** Valeurs du rapport "COP phytoplanctonique/ Chl_a " dans quelques écosystèmes aquatiques.
- Tableau 2.6.** Caractérisation de la matière organique en fonction de sa profondeur dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Prélèvements en étiage et par morte eau, septembre 1990.
- Tableau 2.7.** Caractérisation de la matière organique dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire à partir de l'analyse de ses fractions carbonée et azotée. Prélèvements en étiage du 17 au 23 septembre 1991.
- Tableau 2.8.** Contenu en carbone par milliard de bactéries dénombrées.
- Tableau 2.9.** Résultats des dénombrements bactériens et des biomasses bactériennes (en $mg\ C.l^{-1}$ et en % relativement au COP et au COT) mesurés dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire par microscopie à épifluorescence, septembre 1991.
- Tableau 2.10.** (a) Estimation des cinétiques de dégradation et des DBO_{ult} (loi du premier ordre) sur des échantillons de la crème de vase. Prélèvement en étiage et par morte eau, septembre 1990; (b) Estimation des cinétiques de dégradation (en d^{-1}) et des DBO_{ult} (en $mg.l^{-1}$) par ajustement des mesures à une loi du premier ordre. Prélèvements des 17, 19 et 23 septembre 1991 dans la colonne d'eau et la crème de vase.
- Tableau 2.11.** Paramètres cinétiques de dégradation lente et rapide de la matière organique, mesurés en différents milieux aquatiques.
- Tableau 2.12.** Pourcentages de COP et NOP "biodégradables" obtenus sur des échantillons prélevés dans le bouchon vaseux et la crème de l'estuaire de la Loire (campagne septembre 1991).
- Tableau 2.13.** Extrapolation des résultats des campagnes dans la mise en oeuvre du modèle.

Chapitre 3. MODELE DE DEGRADATION BACTERIENNE DE LA MATIERE ORGANIQUE

Ce modèle a été mis en place pour reproduire et comprendre les principales étapes de la dégradation bactérienne de la matière organique dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Il estime en particulier, la demande en oxygène dissous induite par la respiration des biomasses bactériennes au cours de leur activité.

En général, les modèles mathématiques de qualité de l'eau traitent les processus de minéralisation de la matière organique de manière simplifiée. Les notions de *biodégradabilité*, relative à la composition de la matière organique elle-même, et de *biodisponibilité*, qui sous-entend également la richesse du milieu en populations bactériennes actives, ne sont pas distinguées. Pour pallier cette restriction, le modèle repose sur deux compartiments biologiques: les biomasses bactériennes hétérotrophes et nitrifiantes ainsi que leurs sources énergétiques qui sont respectivement la matière organique biodégradable et l'ammonium. L'élaboration d'un tel modèle mathématique nécessite la définition des relations existant entre les éléments organiques et minéraux au travers des différentes fonctions biologiques intervenant dans la dynamique du système, telles que l'assimilation, la croissance, la mortalité ou l'excrétion.

La validité des modèles biologiques réside en particulier dans la connaissance du milieu et de ses spécificités propres. En effet, la modélisation numérique ne crée pas d'informations en tant que telles, elle transforme celles qui lui sont données. Il est donc nécessaire de caler les paramètres cinétiques sur des mesures appropriées aux processus simulés: c'est le dernier objet de ce chapitre avant de comparer les résultats sur des mesures *in situ* des différents composés modélisés.

3.1 CARACTERISTIQUES GENERALES

Le modèle de dégradation de la matière organique est construit autour de trois compartiments majeurs :

- la *matière organique biodégradable*,
- les *biomasses bactériennes* et
- les *sels nutritifs azotés*. L'ammonium représente la source énergétique de la biomasse bactérienne

nitrifiante et les nitrates, la première forme d'oxygène combiné utilisable en environnement anoxique.

3.1.1 CHOIX DES ORGANISMES DECOMPOSEURS

Nous ne traitons dans ce modèle mathématique que les processus de dégradation *bactérienne* de la matière organique, même si nous savons que les *bactéries* ne sont pas les seuls décomposeurs. En effet, les *champignons* peuvent jouer un rôle important dans l'assimilation des substrats organiques (VALIELA, 1984) et concurrencer l'activité bactérienne. Les champignons paraissent plus efficaces que les bactéries dans la transformation des hydrates de carbone contenus dans les tissus vivants; ils pourraient assimiler 30 à 40 % du carbone organique contre 5 à 10 % par les bactéries (ALEXANDER, 1977). Mais une compétition entre ces deux groupes de décomposeurs peut apparaître en fonction de la composition chimique de la matière organique. Pour des valeurs élevées (supérieures à 20) des rapports C/N de la matière organique, comme par exemple celles des produits dérivés des plantes supérieures ou de certaines macroalgues marines (tableau 3.1), les principaux décomposeurs seraient les champignons. Si par contre, le rapport C/N moyen de la matière organique est faible, par exemple inférieur à 10, c'est le cas des débris formés essentiellement à partir des biomasses phytoplanctoniques (tableau 3.1), les bactéries, dans ce type de biotope, apparaissent alors plus actives que les champignons.

L'exploitation du modèle repose sur les situations hydrodynamiques de juin et de septembre, durant lesquelles la principale origine du matériel organique est phytoplanctonique; seuls les décomposeurs bactériens seront donc considérés. Cette hypothèse est confortée par le fait que les champignons sont rares ou inactifs en environnement anoxique (VALIELA, 1984), caractéristique de la crème de vase.

Tableau 3.1. Rapports C/N moyens de la matière organique estimés en différents milieux*.

		C/N
Végétaux terrestres		
	Feuilles	100
	Bois	1000
Plantes marines		
	<i>Zostera marina</i>	17-70
	<i>Spartina patens</i>	37-41
Macroalgues marines		
	Brunes (<i>Fucus, Laminaria</i>)	16-68
	Vertes	10-60
	Rouges	20
Microalgues		
	Diatomées	6,5
	Vertes	6
	Péridiniens	11
Microorganismes		
	Bactéries	4 - 6
	Champignons	10
Matériel organique de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire		
	Bouchon vaseux	7-8
	Crème de vase	9-17

* D'après FENCHEL et JORGENSEN (1977), ALEXANDER (1977), FENCHEL et BLACKBURN (1979), LANCELOT et BILLEN (1985), VALIELA (1984) et cette étude.

3.1.2 DEFINITION DES VARIABLES DE CALCUL

Les composants dont l'évolution temporelle est modélisée constituent ce que l'on nomme généralement des *variables*. Nous distinguons les variables d'état des variables forçantes par le rôle qu'elles tiennent dans le modèle :

□ les **variables d'état** dont l'évolution temporelle est calculée à partir de la résolution du système mathématique défini par le principe de conservation de la masse. La *matière organique biodégradable*, les *biomasses bactériennes* et les *sels nutritifs azotés*, nitrates et ammonium (les nitrites sont négligés par rapport aux nitrates) sont des variables d'état.

□ les **variables forçantes** dont l'évolution temporelle est imposée. Elles modifient, soit la distribution des variables d'état sans en être affectées, soit les valeurs des cinétiques des processus modélisés. Dans le modèle, les variables forçantes sont : les *matières en suspension* (chapitre 4.1), la *teneur en oxygène dissous disponible* et la *température*.

Les équations aux dérivées partielles sont résolues en différences finies.

3.2 CHOIX DES VARIABLES D'ETAT ET DES VARIABLES FORÇANTES

3.2.1 LES VARIABLES D'ETAT

Nous avons vu que les variables d'état du modèle pouvaient se classer dans les trois compartiments suivants: matière organique biodégradable, biomasses bactériennes actives et sels nutritifs azotés.

3.2.1.1 Découpage de la matière organique biodégradable

Pour être assimilés, les composés organiques doivent se trouver au contact d'enzymes capables de les transformer et de les oxyder. L'attaque enzymatique est directe si les molécules organiques peuvent pénétrer à l'intérieur des cellules bactériennes. En revanche, si les composés organiques ne peuvent pas être directement assimilés, une attaque préliminaire est nécessaire (LECLERC et al., 1983) grâce à l'intervention d'enzymes hydrolytiques excrétés par certaines bactéries.

Dans le modèle, la matière organique est considérée non seulement sous sa fraction dissoute ou particulaire mais également en fonction de la biodégradabilité de ses parts carbonée et azotée. Tous les compartiments de matière organique présentés ci-après, sont donc découpés en fonction de leur rapport C/N. Cette dernière distinction permet de quantifier la production secondaire de substrat organique assimilable, en unités de carbone et d'azote, ainsi que la formation d'ammonium.

3.2.1.1.1 Découpage de la matière organique dissoute

... ses principales origines ...

Les substances organiques dissoutes ont pour principale origine les produits d'excrétion des différentes biomasses, phytoplanctoniques (ZLOTNIK et DUBINSKY, 1989; BAINES et PACE, 1991), bactériennes (MORAN et HODSON, 1990) et zooplanctoniques (ANDERSSON et al., 1985; NAGATA et KIRCHMAN, 1991), ainsi que des produits de la lyse des tissus végétaux ou animaux. Certains auteurs (JUMARS et al., 1989) ont réussi à boucler des bilans en carbone organique dissous, en incluant une production de COD au cours du broutage des bactéries par le zooplancton. Ces auteurs ont en effet considéré que l'assimilation du matériel organique bactérien par certains flagellés pouvait être incomplète et donc conduire à la libération de substances organiques dissoutes non digérées ou seulement de manière partielle.

... sa composition biochimique ...

La matière organique dissoute est constituée en particulier, de molécules simples, telles que des acides aminés, des sucres, des lipides ou des phénols (CAUWET, 1984).

... ses cinétiques de dégradation ...

Une partie de la matière organique dissoute, essentiellement composée d'éléments de faibles poids moléculaires, peut traverser la paroi et la membrane cytoplasmique des cellules bactériennes (ROGERS, 1961). C'est en général le cas des acides aminés, des mono- et oligosaccharides et de certains acides gras.

En référence à ces composés, le modèle considère un compartiment de **substrat* directement assimilable (S_{da})**.

Lorsque les substances organiques disponibles se présentent sous forme de molécules trop complexes ou de poids moléculaires trop élevés ne pouvant pénétrer directement à l'intérieur des cellules bactériennes, elles sont préalablement hydrolysées. Les cinétiques d'hydrolyse varient en particulier avec la composition chimique des substances biodégradables.

En référence aux résultats de la campagne de 1991 (formation de COD dans la crème de vase) et aux cinétiques de dégradation mesurées sur la fraction organique dissoute d'échantillons prélevés en estuaire (VAN ES et LAANE, 1982; paragraphe 2.2.2), nous considérons dans le modèle qu'une partie de la matière organique **dissoute est rapidement hydrolysable (D_{hr})**.

Il existe par ailleurs, des composés organiques très lentement biodégradables. C'est le cas des substances humiques, par exemple, qui ont longtemps été considérées réfractaires à une utilisation bactérienne (ALEXANDER, 1965; SKOPINTSEV, 1984). La formation de substances humiques pourrait alors expliquer le comportement

Substrat*: le terme de substrat est défini (ROBERT, Ed. 1988) "comme une substance sur laquelle agit un enzyme en déterminant sa transformation"; dans notre étude, il entend plus particulièrement la notion de produit, au détriment duquel se synthétise la biomasse bactérienne.

conservatif du COD, observé dans l'estuaire de la Loire. Mais plus tard (HESSEN, 1985; MORAN et HODSON, 1990), elles ont été reconnues comme une source énergétique non négligeable dans le métabolisme bactérien.

Les composés lentement biodégradables et réfractaires sont pris en compte uniquement au niveau du calcul des conditions initiales du modèle, où seule une fraction des valeurs de COD et NOD mesurées, est introduite dans les parts carbonée et azotée des compartiments de matière organique dissoute biodégradable.

Dans le modèle, nous ne nous intéressons qu'aux substances organiques dissoutes rapidement biodégradables, c'est-à-dire assimilables et hydrolysables, car leur temps de séjour dans la zone de turbidité maximale est relativement faible, d'environ 5 jours en débit d'étiage. Le fait de considérer des processus de dégradation bactérienne lente sur des composés qui ont un temps de résidence réduit n'aurait aucune incidence sur la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux. Ce raisonnement n'est évidemment pas appliqué aux composés particuliers qui sont supposés piégés dans la zone turbide et peuvent donc subir diverses étapes d'attaque enzymatique.

3.2.1.1.2. Découpage de la matière organique particulière

... Ses principales origines ...

Le matériel organique particulière disponible en milieu aquatique est majoritairement constitué de composés dérivés des organismes morts (SOROKIN, 1978); il peut comprendre également des produits d'excrétion des populations actives ou encore des restes d'une assimilation incomplète par certains animaux (JUMARS et PENRY, 1989). L'aggrégation de molécules organiques et l'adsorption des substances organiques dissoutes sur des particules minérales peuvent également constituer des sources de matériel organique particulière (CAUWET, 1981) mais que nous ne traiterons pas dans ce travail.

... Sa composition biochimique ...

Si la composition élémentaire des particules est largement étudiée (PARSONS et STRICKLAND, 1972; CAUWET, 1984), en revanche, leur composition biochimique reste encore mal connue. Les principales unités organiques des agrégats ou des feuillets qui composent la fraction particulière, sont respectivement des hydrates de carbone et des composés protéiniques; quelques composés lipidiques sont également observables. Dans le

bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire, les protéines, les lipides et les glucides représentent respectivement 12, 3 et 8 % de la matière organique particulaire (SALIOT et al., 1984).

Les résultats des analyses biochimiques de la matière organique prélevée dans l'estuaire de la Loire, sont présentés dans la figure 3.1.

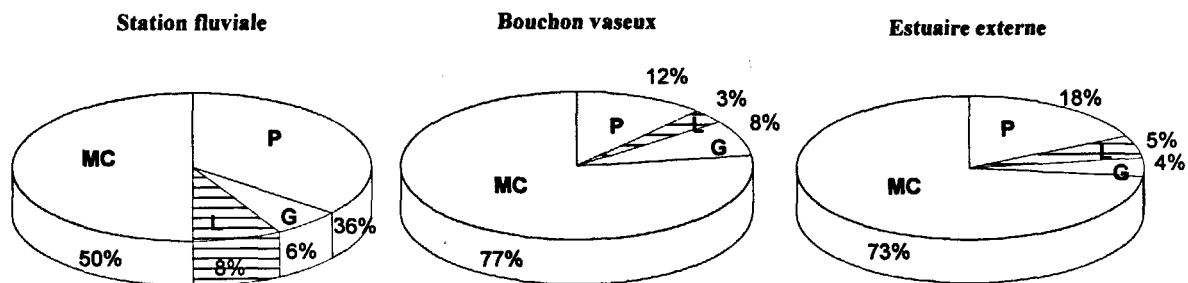


Figure 3.1. Fractionnement en pourcentage du carbone organique particulaire en ses composantes principales : protéines (P), glucides (G), lipides (L) et matière organique complexe (MC) pour 3 stations de l'estuaire de la Loire, juin 1982 : point fluvial, zone de turbidité maximale et station marine (d'après SALIOT et al., 1984).

Pour simplifier, nous pouvons classer les éléments organiques particuliers biodégradables, en deux groupes, en fonction de leur contenu en carbone et en azote; d'une part, pour leur richesse en carbone, les hydrates de carbone avec les mucopolysaccharides (comprenant des sucres aminés en complément du polymère) et d'autre part, pour leur richesse en azote, les protéines et les glycoprotéines. Ces particules organiques constituent le stock principal du matériel structurel des différents organismes vivant dans les écosystèmes terrestres et marins.

... ses cinétiques de dégradation ...

Dans la fraction particulaire, les protéines sont en général rapidement dégradées par les microorganismes, en oligopeptides, en peptides puis en acides aminés. Par contre, il existe des composés dont l'hydrolyse bactérienne est très lente en raison de leur complexité biochimique; c'est le cas de certains composés d'origine continentale, tels que la chitine ou la lignine.

Dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, les résultats de la campagne de septembre 1991 (paragraphe 2.2.2) nous ont conduit à estimer que 70 à 90 % du COP du bouchon vaseux n'était pas biodégradable sur 60 jours d'incubation. Ces valeurs sont en accord avec les résultats des analyses biochimiques (SALIOT et al.,

1984) qui ont fait apparaître un taux de 77 % de matériel organique complexe (non défini par les composés classiques: glucides, lipides et protides) dans le bouchon vaseux (figure 3.1).

Les deux observations suivantes nous ont conduit par ailleurs à considérer deux cinétiques d'hydrolyse de la matière organique particulaire, rapide et lente. D'une part, l'augmentation du rapport C/N calculé en masse, de 7,5 à 10,5, avec la profondeur et d'autre part, l'ammonification importante de l'azote organique mis en évidence dans la crème de vase. Ces observations peuvent être l'indice d'une utilisation plus rapide des protéines que des hydrates de carbone (HANDA et al., 1972) dans la crème de vase anoxique.

□ Dans le modèle, la fraction organique **particulaire rapidement hydrolysable (P_{hr})** peut être composée par exemple, de polymères protéiniques.

Nous considérerons qu'une partie de la biomasse phytoplanctonique, encore vivante dans le fleuve, est rapidement hydrolysable lors de ses premières étapes de dégradation dans le bouchon vaseux.

Par ailleurs, il est généralement admis (MENZEL, 1967; CAUWET, 1981) que la transformation biochimique de la matière organique en milieu marin tend vers la formation de substances réfractaires, voire inertes, telles que des composés aliphatiques. Le matériel organique particulaire apparaît de plus en plus lentement biodégradable avec son niveau de dégradation (CAUWET, 1981), c'est-à-dire, avec son temps de séjour dans le milieu (MACCAVE, 1975).

□ En référence à ce matériel, une fraction organique **lentement hydrolysable (P_{hl})** est modélisée. Elle peut être composée, par exemple, d'hydrates de carbone dans lesquels les polysaccharides sont généralement considérés réfractaires sur de courtes durées d'incubation, malgré le fait qu'un polysaccharide hydrolysable en glucose, galactose, mannose, xylose et acide glucuronique ait été mis en évidence (HANDA et al., 1972). Ce compartiment peut être constitué en grande partie, de composés d'origine détritique, provenant de l'érosion des sols, par exemple, ou de matériel dont l'état de dégradation est déjà avancé.

Deux exemples d'étapes de transformation du matériel organique sont présentés dans la figure suivante:

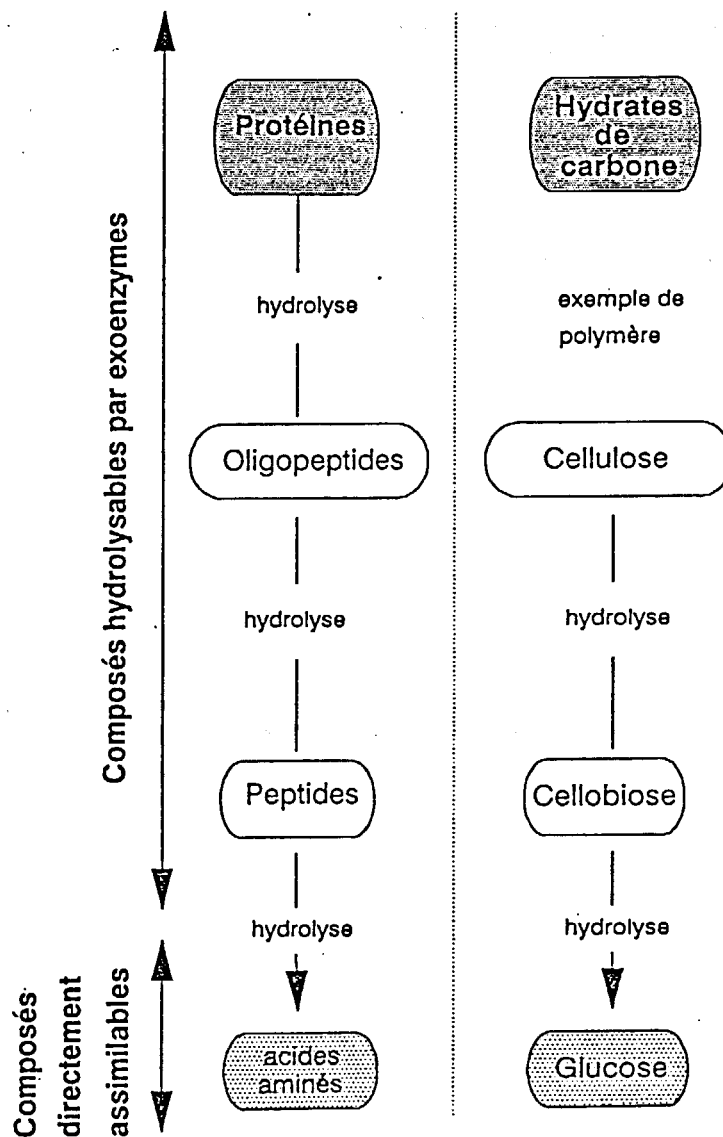


Figure 3.2. Exemples d'étapes de transformation de matériel organique particulaire en environnement aérobie; cas des protéines et des hydrates de carbone.

3.2.1.2 Les biomasses bactériennes modélisées

Le rôle des bactéries dans un écosystème estuarien est primordial, particulièrement au niveau de zones fortement chargées en particules. De nombreux auteurs (GOULDER, 1977; PLUMMER et al., 1987) se sont intéressés aux variations d'activité bactérienne en fonction du mode d'adaptation de leurs populations: libres dans la colonne d'eau ou fixées aux particules, comme c'est le cas au maximum de turbidité de l'estuaire de la Loire.

Les bactéries, attachées en permanence aux particules, contribuent largement à l'augmentation de l'activité organotrophe totale au niveau de la zone de turbidité maximale (FENCHELET JORGENSEN, 1977; GOULDER, 1977). Les particules peuvent servir de surfaces adsorbantes pour la matière organique, permettant ainsi aux bactéries fixées de les métaboliser plus facilement (NIENHUIS, 1981). Cependant, si la corrélation entre l'augmentation du nombre de bactéries fixées (comptées par microscopie à épifluorescence) et la charge particulaire est claire (chapitre 2, dénombrements bactériens; HOBBIE et al., 1972; WRIGHT et al., 1987; PLUMMER et al., 1987), il n'en est pas forcément ainsi de l'activité bactérienne ramenée au nombre de bactéries (GOULDER, 1976). Par exemple, dans l'estuaire de Humber, l'activité organotrophe par bactérie a tendance à décroître avec la charge particulaire (figure 3.3).

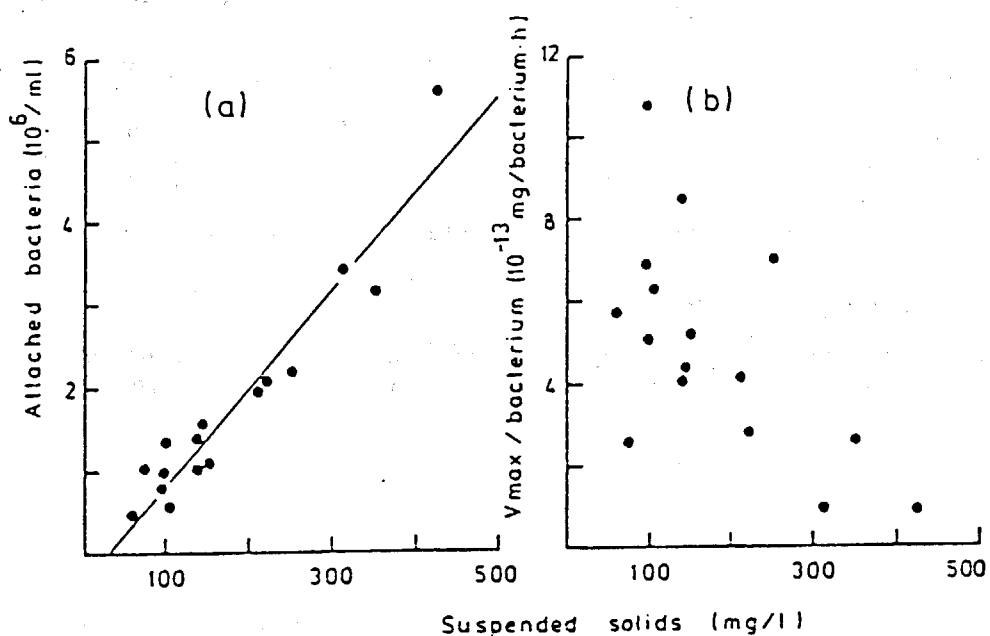


Figure 3.3. Relations entre (a) le nombre de bactéries fixées et les MES, et (b) V_{\max} /bactérie et les MES dans l'estuaire de Humber (d'après GOULDER, 1976). V_{\max} est la vitesse d'utilisation du substrat (glucose) en concentration optimale.

Deux biomasses bactériennes actives sont prises en compte dans le modèle en fonction de leur métabolisme énergétique:

- Une biomasse autotrophe (X_{ba}) que nous considérons uniquement nitrifiante.
- Une biomasse hétérotrophe (X_{bh}), qui prend part activement aux différentes étapes de dégradation de la matière organique, tant en environnement oxygène qu'anoxique.

Par ailleurs, ces biomasses bactériennes, au cours de leur mortalité, constituent une source non négligeable de matière organique biodégradable et d'azote ammoniacal.

3.2.1.3 Prise en compte des sels nutritifs azotés

L'azote ammoniacal et l'azote nitrique sont considérés dans le modèle en tant que variables d'état.

□ L'ammonium (S_{NH_4}) est modélisé dans l'objectif de reproduire sa production dans la crème de vase, production mise en évidence au cours des campagnes réalisées en 1990 et 1991. Cette variable d'état permet d'estimer l'ammonification qui accompagne l'activité organotrophe aérobie et anaérobie. Cette forme azotée constitue la source énergétique de la biomasse bactérienne autotrophe nitrifiante.

□ Les nitrates (S_{NO_3}) sont modélisés afin d'estimer l'importance de la nitrification dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux. Par ailleurs, ils sont utilisés comme accepteurs terminaux d'électrons dans le processus de respiration bactérienne anaérobie. Nous négligeons les nitrites en raison de leur faibles concentrations par rapport aux nitrates; leurs teneurs atteignent en moyenne dans la crème de vase, 3 % de celles des nitrates et dans la colonne d'eau, seulement 0,2 % (mesures de septembre 1990 et 1991).

3.2.2 LES VARIABLES FORCANTES

Les MES (traitées au paragraphe 4.1), la température et l'oxygène dissous disponible sont considérés dans le modèle en tant que variables forçantes.

□ L'influence de la température sur les cinétiques modélisées, est prise en compte sous la forme exponentielle suivante:

$$k(T) = k(20^\circ\text{C}) \cdot Q_{10}^{(T-20)/10}$$

avec, $k(T)$ (jour^{-1}): valeur du paramètre cinétique à la température T ($^\circ\text{C}$)
 $k(20^\circ\text{C})$ (jour^{-1}): valeur du paramètre cinétique à la température de 20°C
 Q_{10} : coefficient correcteur de l'influence de la température

Les valeurs de Q_{10} , relatives aux cinétiques des processus modélisés, sont en général proches de 2 (HENZE et al., 1986; SERVAIS, 1987). Dans les simulations, c'est la valeur de 2 qui sera adoptée pour Q_{10} . Il existe d'autres variables dont l'influence sur les cinétiques traitées est connue, tels que la salinité, le pH ou le potentiel d'oxydo-réduction. Mais à défaut de mesures régulières dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire, ils ne seront pas pris en compte dans le modèle.

□ Dans les simulations réalisées pour le calage, le calcul de la demande potentielle en oxygène est réalisé avec des valeurs de concentrations en oxygène dissous dans le bouchon vaseux égales à celles de l'oxygène à saturation. En effet, le principe de la mesure en continu de la DBO impose de telles concentrations dans les échantillons. En revanche, dans les simulations réalisées au cours de l'exploitation du modèle, elles sont égales aux valeurs mesurées en 1988.

3.3 PROCESSUS BIOCHIMIQUES MODELISES ET EQUATIONS DIAGENETIQUES

Il existe de nombreuses études sur la dégradation de la matière organique par voie bactérienne. Les premières expériences, généralement menées sur du matériel d'origine phytoplanctonique, ont consisté à suivre le processus d'oxydation, sur des temps d'incubation variables, par des mesures d'oxygène dissous, de sels azotés ou phosphatés (MENZEL, 1974; SOROKIN, 1978; SKOPINTSEV, 1981), de carbone et d'azote organique dissous (OTSUKI et HANYA, 1972). Les cinétiques de dégradation ont été couramment exprimées par une loi du premier ordre en fonction de la charge de la matière organique (STREETER et PHELPS, 1925, SKOPINTSEV, 1981; OGURA, 1972 et 1975). Cette formulation est rapidement apparue restrictive car la dégradation de la matière organique est traitée comme s'il s'agissait d'une propriété chimique de celle-ci, indépendante de son environnement.

L'estimation de l'activité organotrophe a nécessité une meilleure connaissance des interactions entre les bactéries et les composés organiques. Différentes méthodes de mesure *in situ* d'activité bactérienne ont été développées, telles que l'utilisation des substrats organiques, la croissance et la mortalité bactériennes (WRIGHT et HOBBIÉ, 1966; WILLIAMS, 1970; BILLEN et al., 1980). Cette nouvelle approche a essentiellement servi au domaine de la microbiologie aquatique permettant d'améliorer les modèles mathématiques développés sur le sujet.

Les modèles mathématiques les plus récents de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique (BILLEN, 1990), bien que rares, s'attachent donc maintenant à prendre en compte, de façon moins approximative, la réponse de la biomasse bactérienne au cours des différentes étapes de dégradation. Les cinétiques de dégradation des différentes classes de matière organique s'expriment alors par une loi du second ordre, de type Michaëlis - Menten (MONOD, 1949), directement fonction de la biomasse bactérienne active. Le schéma représentatif des variables modélisées et des processus qui leur sont associés, est présenté en figure 3.4.

Dégradation bactérienne de la matière organique: processus modélisés - Prise en compte de la fraction azotée

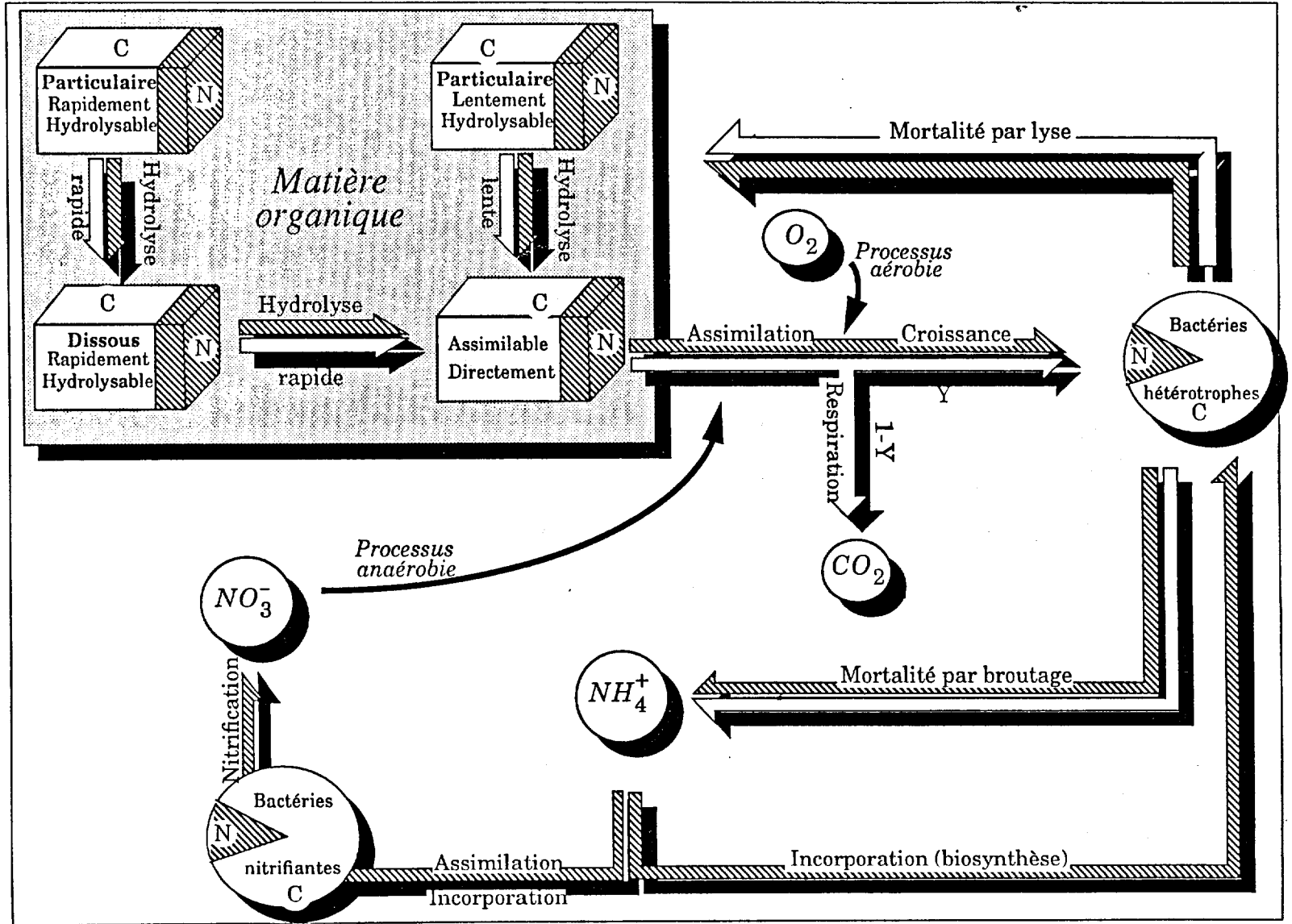


Figure 3.4. Schématisation des processus modélisés du cycle de dégradation bactérienne de la matière organique découpée en fractions carbonée et azotée. Prise en compte des interactions avec les biomasses bactériennes hétérotrophes (hydrolyses et assimilation de la matière organique) et nitrifiantes. Influence des sels nutritifs azotés: l'ammonium constitue la source énergétique de la biomasse bactérienne autotrophe; il est incorporé par les biomasses bactériennes pour leur biosynthèse et excrété par celles-ci et leurs prédateurs. Les nitrates, produits par nitrification, sont utilisés dans le processus de respiration bactérienne en anaérobie.

3.3.1 PROCESSUS DE DECOMPOSITION DE LA MATIERE ORGANIQUE

Nous considérons deux processus de décomposition bactérienne de la matière organique en fonction des étapes de digestion, selon que les sources nutritionnelles disponibles aux populations bactériennes sont directement assimilables ou préalablement hydrolysables. L'activité bactérienne et la demande en oxygène dissous associée à la respiration des biomasses en activité, dépendent de ces processus (MUNSTER et CHROST, 1990; CHROST, 1990).

3.3.1.1 L'assimilation directe

Pour être assimilé, le substrat doit se trouver au contact d'enzymes capables de le transformer et de l'oxyder. Les molécules sont reconnues par les perméases et intégrées dans la cellule bactérienne à l'intérieur de laquelle s'enchaînera toute une série de réactions biochimiques constitutives du métabolisme bactérien.

Expression mathématique de l'utilisation des substrats directement assimilables

Malgré l'hétérogénéité des communautés microbiennes des eaux naturelles, il a été reconnu depuis longtemps (PARSONS et STRICKLAND, 1962; WRIGHT et HOBBIE, 1966) que la vitesse d'utilisation d'un substrat direct par une population bactérienne peut obéir à la loi de Michaëlis - Menten (MONOD, 1949):

$$v_{\text{assimilation}} = v_{\text{max}} \cdot \frac{S}{K_m + S} \cdot X_{bh}$$

avec, $v_{\text{assimilation}}$ (jour^{-1}): vitesse d'assimilation du substrat direct

v_{max} ($\text{jour}^{-1} \cdot (\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ C})^{-1}$): vitesse maximale d'assimilation du substrat par bactérie

S ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$): concentration en substrat directement assimilable; par extension, cette matière organique pourra être dénommée "substrat direct"

X_{bh} ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ C}$): biomasse bactérienne

K_m ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$): constante à mi-saturation ou constante de Michaëlis.

Elle correspond à la concentration de substrat pour laquelle la vitesse d'utilisation atteint la moitié de la vitesse maximale (figure 3.5)

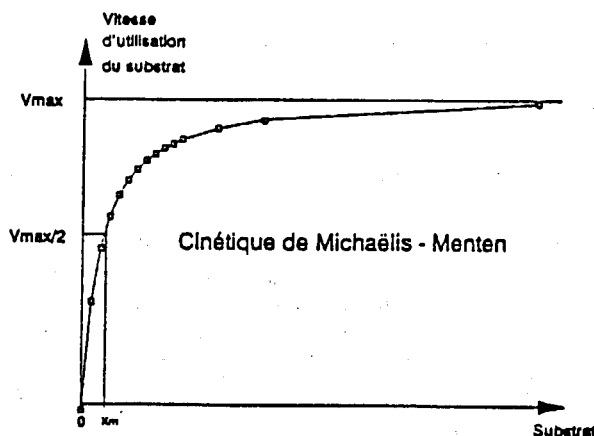


Figure 3.5. Variation de la vitesse d'utilisation en fonction de la concentration en substrat directement assimilable selon une cinétique de Michaëlis - Menten.

Cependant, cette formulation impose l'une ou l'autre hypothèse suivante: soit, une seule variété bactérienne est responsable de l'assimilation du substrat direct présent; soit, toutes les variétés bactériennes utilisent les molécules organiques selon une même constante, K_m . Des situations naturelles dans lesquelles cette cinétique simple n'est pas valide, ont été rapportées en général dans des études situées dans des milieux très oligotrophes (MARTIN et BIANCHI, 1980). Mais pour les besoins du modèle numérique développé dans le cadre de ce travail, il serait inutile de considérer plusieurs cinétiques d'assimilation sans réaliser au préalable une étude fine de la composition biochimique de la matière organique (protéines, hydrates de carbone, acides gras, etc...) du bouchon vaseux et de la crème de vase de l'estuaire de la Loire. La différence d'assimilation du carbone et de l'azote organique (MARTIN et LELONG, 1981) est prise en compte dans le modèle au travers du rapport C/N du substrat direct.

3.3.1.2 Hydrolyses exoenzymatiques

Lorsque la matière organique disponible se présente sous forme de polymères trop complexes, une attaque préliminaire est effectuée grâce à l'intervention d'enzymes hydrolytiques extracellulaires excrétés par certaines bactéries.

Les produits finaux des hydrolyses extracellulaires sont de courts fragments peptidiques ou des acides aminés, lorsque le substrat est protéinique, des oses et des holosides simples lorsqu'il est polyholosidique, des acides gras et du glycérol avec une substance lipidique, des nucléosides et du phosphate inorganique avec les acides nucléiques.

Dans le modèle, les produits de l'hydrolyse des compartiments de matière organique dissoute (D_{hr}) et particulaire lentement biodégradable (P_{hl}) alimentent le stock de substrat directement assimilable, en référence, pour la fraction dissoute, à certains polypeptides, et pour la fraction particulaire, à certains polysaccharides, tels que la chitine ou la cellulose; tandis que le matériel organique particulaire rapidement biodégradable (P_{hr}) est hydrolysé en substances dissoutes hydrolysables à leur tour (D_{hr}) avant leur assimilation; par exemple, les protéines sont scindées en polypeptides puis en acides aminés, alors directement assimilables.

La figure 3.6 présente les différentes étapes de dégradation de la matière organique, dissoute et particulaire, prises en compte dans le modèle.

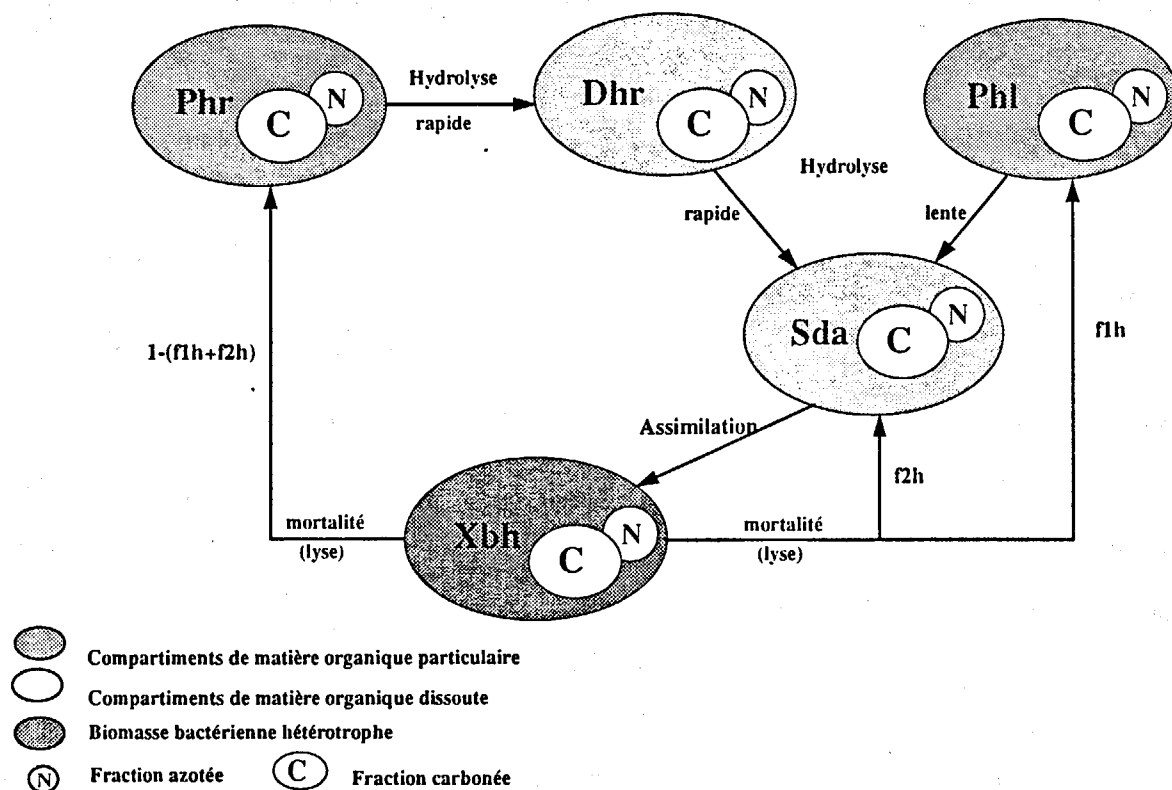


Figure 3.6. Représentation schématique des processus de dégradation (assimilation et hydrolyses) des différents compartiments de matière organique modélisés.

Expression mathématique de l'hydrolyse exoenzymatique

Des méthodes de mesure d'activité exoenzymatique ont été récemment mises au point (SOMVILLE et BILLEN, 1983; SOMVILLE, 1984; VIVES-REGO et al., 1985). Ces premiers auteurs ont montré que les vitesses d'hydrolyse de substrat artificiel (LLBN et 4MUG) suivies dans des échantillons d'eau de mer, obéissent à une cinétique de Michaëlis - Menten:

$$\frac{dH}{dt} (\text{mg.l}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}) = k_{\text{hyd}} \cdot \frac{H}{K_h + H} \cdot X_{\text{bh}}$$

avec, k_{hyd} (jour^{-1}): cinétique d'hydrolyse extraenzymatique du composant organique H
 H (mg.l^{-1} C): concentration en matière organique hydrolysable
 K_h (mg.l^{-1} C): constante à mi-saturation du processus
 X_{bh} (mg.l^{-1} C): biomasse bactérienne active hétérotrophe

Mais la mesure des activités exoenzymatiques, par l'estimation des cinétiques et des constantes de Michaëlis, nécessite des analyses fines et spécifiques, que nous n'avons pas pu réaliser en laboratoire. L'objectif premier de ce travail étant de développer un modèle numérique de dégradation de la matière organique, nous avons préféré utiliser les résultats proposés par différents auteurs sur ce sujet (BILLEN et al., 1990).

3.3.2 PROCESSUS D'EVOLUTION DES BIOMASSES BACTERIENNES

Les substances organiques directement assimilables sont utilisées par les bactéries soit, pour produire de nouvelles cellules, soit pour leurs besoins énergétiques. La minéralisation de cette fraction de matière organique par les bactéries hétérotrophes constitue ce que l'on appelle l'activité organotrophe. Une partie (Y) de ce compartiment directement assimilable est anabolisée; elle participe directement à la formation de biomasse bactérienne. La partie complémentaire (1-Y) est catabolisée, elle est directement utilisée dans le processus de respiration bactérienne.

3.3.2.1 Croissance et respiration bactérienne

La croissance des populations bactériennes est calculée à partir de l'activité organotrophe et du rendement de croissance (Y).

Expression mathématique de la croissance bactérienne

$$\frac{dX_{bh}}{dt} = \frac{1}{Y_h} \cdot \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X_{bh}$$

avec, X_{bh} (mg.l⁻¹ C): biomasse bactérienne hétérotrophe

Y_h (adimensionnel): rendement de croissance bactérienne hétérotrophe

μ_{\max} (jour⁻¹): cinétique maximale de croissance bactérienne

S (mg.l⁻¹ C): concentration en substrat directement assimilable

K_s (mg.l⁻¹ C): constante à mi-saturation de l'utilisation du substrat direct

Le processus de respiration bactérienne permet de calculer la demande théorique en oxygène dissous.

Expression mathématique de la respiration bactérienne hétérotrophe

$$\frac{dS_{OD}}{dt} = - \frac{1 - Y_h}{Y_h} \cdot \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X_{bh}$$

avec, S_{OD} (mg.l⁻¹ O₂): concentration en oxygène dissous
 X_{bh} (mg.l⁻¹ C): biomasse bactérienne hétérotrophe
 Y_h (adimensionnel): rendement de croissance bactérienne
 μ_{max} (jour⁻¹): cinétique maximale de croissance bactérienne
 S (mg.l⁻¹ C): concentration en substrat directement assimilable
 K_s (mg.l⁻¹ C): constante à mi-saturation de l'utilisation du substrat direct

Le taux maximum de croissance bactérienne, μ_{max} peut être mesuré en suivant l'accroissement de biomasse bactérienne en présence d'un large excès de substrats directement assimilables (glucose et acides aminés, par exemple). De telles expériences n'ont pas été entreprises dans le cadre de ce travail; comme les différents paramètres cinétiques, ce taux a été calé sur les respirométries en continu (cf paragraphe 3.5).

Le rendement de croissance bactérien, Y_h peut être défini par le rapport entre la biomasse bactérienne formée (mg.l⁻¹ C) et la quantité de substrat organique utilisé (mg.l⁻¹ C). Les premières valeurs de Y_h estimées à partir de mesures d'incorporation de substrats marqués et de respiration, varient entre 0,34 et 0,39 pour le glycolate et de 0,66 à 0,87 pour les acides aminés (HOBBIE et CRAWFORD, 1969; WILLIAMS, 1970; WRIGHT et SHAH, 1975). Ces valeurs, comparées aux résultats d'études plus récentes (BILLEN et al., 1980; ITURRIAGA et ZSOLNAY, 1981), paraissent particulièrement élevées. D'après ces derniers auteurs, la respiration aurait été largement sous-estimée. En effet, les valeurs de rendement mesurées à partir d'échantillons prélevés dans l'estuaire de l'Escaut et dans la Mer du Nord, varient entre 0,32 et 0,41 suivant le substrat marqué. Cependant, les déterminations de rendement de croissance réalisées à partir de substrats spécifiques marqués ne permettent pas de définir un rendement global pour l'ensemble des bactéries d'un même habitat. Une nouvelle procédure (LINLEY et al., 1981; STUART et al., 1981) a permis de mesurer le rendement hétérotrophe bactérien, à partir d'échantillons représentatifs du milieu naturel. Elle consiste à suivre en même temps que la production bactérienne, le carbone organique dissous utilisé. Cette méthode, exploitée en particulier par SERVAIS (1987), permet de proposer, pour l'eau de la Meuse et de la Seine, une valeur de Y égale à 0,30 (figure 3.7).

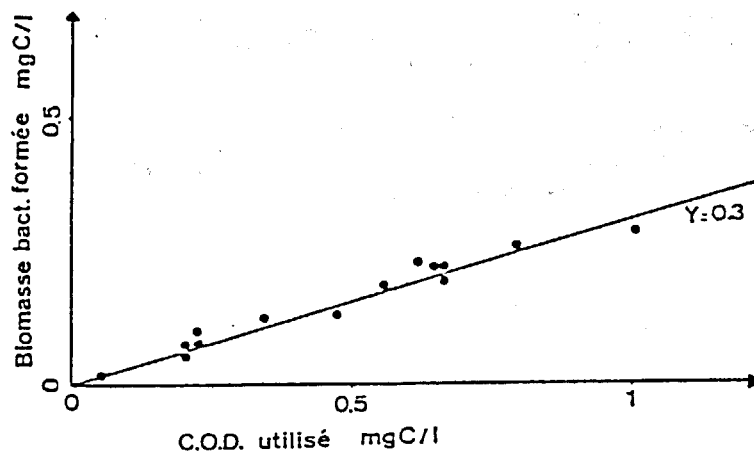


Figure 3.7. Détermination du rendement de croissance à partir de la biomasse bactérienne formée et du COD utilisé. Expériences réalisées avec des eaux de Meuse et de Seine (d'après SERVAIS, 1987).

3.3.2.2 Mortalité bactérienne

Par le terme de mortalité, nous entendons la perte d'intégrité fonctionnelle et morphologique des bactéries (FENCHEL et JORGENSEN, 1977; SERVAIS, 1987).

Afin de considérer le plus justement possible les différents produits de la mortalité bactérienne dans les compartiments du modèle, il est nécessaire de distinguer la mortalité par lyse, de la mortalité par broutage.

☛ la mortalité par lyse bactérienne ou virale

Les produits de ces lyses libèrent généralement les composés constitutifs des cellules bactériennes, à savoir des acides aminés, des hydrates de carbone, des protéines, etc ... (FENCHEL et JORGENSEN, 1977; FENCHEL et HARRISON, 1976). Les résidus de cette mortalité bactérienne alimentent dans le modèle, la fraction organique directement assimilable et les fractions particulières hydrolysables (figure 3.6).

☛ la mortalité par broutage

Les principaux prédateurs bactériens en milieu aquatique semblent être les organismes zooplanctoniques. Les flagellés hétérotrophes apparaissent comme le groupe principal de prédateurs des bactéries planctoniques (SOROKIN, 1978; FENCHEL, 1982). Les comptages bactériens effectués par épifluorescence dans les échantillons prélevés dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire ont permis d'apprécier la part importante de prédateurs, essentiellement des flagellés hétérotrophes, dans les populations présentes.

L'estimation du pourcentage de mortalité par broutage est très variable suivant les biotopes étudiés. En effet, plusieurs facteurs semblent influencer le taux de broutage des bactéries: leurs tailles (AMMERMAN et al., 1984) variables avec leurs niveaux de croissance ou le fait qu'elles soit libres ou fixées (GOULDER, 1976). Les flagellés hétérotrophes exploiteraient jusqu'à 60 % de la biomasse bactérienne produite (FENCHEL (b), 1982; LINLEY et al., 1983).

Si nous considérons que les bactéries sont complètement ingérées par les prédateurs, ce qui n'est pas forcément le cas (JUMARS et al., 1989), les produits de cette mortalité résultent alors essentiellement du processus d'excrétion des populations bactériovores. Ces produits peuvent être soit minéraux, soit organiques:

1) Des expériences réalisées sur des systèmes non renouvelés, enrichis en azote minéral ($N-NH_4$) ou organique (acides aminés), ont montré l'importance de la régénération de l'ammonium au cours du broutage des populations bactériennes (VAN WAMBEKE et BIANCHI, 1986). Le taux d'excrétion d'ammonium par les flagellés atteint en moyenne $140 \mu\text{mol } N-NH_4 \cdot \text{mg poids sec}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Ce processus peut donc être une des origines de l'importante formation d'azote ammoniacal dans la crème de vase de l'estuaire de la Loire.

2) Par ailleurs, les produits de la mortalité par broutage peuvent constituer une source de matière organique directement assimilable. D'après NAGATA et KIRCHMAN (1991), les microflagellés du genre *Paraphysomonas imperforata* produisent, à partir de l'azote bactérien ingéré, entre 4 et 22 % d'azote organique dissous, principalement composé d'acides aminés. Dans les environnements aquatiques, les flagellés bactériophages constitueraient ainsi une source non négligeable d'azote organique assimilable.

Mais, à défaut d'informations précises sur les populations bactériovores et leurs activités en milieu naturel estuarien, nous avons choisi de considérer que l'ammonium est le seul produit d'excrétion des prédateurs bactériens.

Expression mathématique de la mortalité bactérienne

La mortalité des populations bactériennes peut être suivie à partir du marquage radioactif de leurs cellules. La décroissance de marquage observée au cours de certaines expériences, après épuisement du milieu en thymidine tritiée (SERVAIS, 1987), obéit généralement à une cinétique du premier ordre, de constante cinétique b :

$$\frac{dX_{bh}}{dt} = -b \cdot X_{bh}$$

avec, X_{bh} ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ C}$): biomasse bactérienne
 b (jour^{-1}): cinétique de mortalité bactérienne

A priori, une cinétique du premier ordre est moins justifiée pour une mortalité due au broutage que pour une mortalité due à la lyse; cette première est effectivement fonction du nombre de prédateurs dans le milieu, alors que la seconde, peut en être indépendante.

Les cinétiques de mortalité mesurées en milieu estuarien par différents auteurs (WRIGHT et al., 1987; BILLEN, 1990) varient de 0,12 à 0,86 jour⁻¹. Mais certaines mesures (SERVAIS, 1987) ont permis de constater que les cinétiques de mortalité par broutage ou par lyse présentent des valeurs proches: de 0,24 jour⁻¹, pour la cinétique de mortalité par lyse et de 0,29 jour⁻¹, pour la cinétique de mortalité par broutage. C'est la raison pour laquelle, dans le modèle, nous utilisons la même valeur de b_h pour les deux types de mortalité. Par ailleurs, l'état de croissance des bactéries ne semble pas influencer ce taux (SERVAIS, 1987).

3.3.3 PROCESSUS DE TRANSFORMATION DES COMPOSES AZOTES

Les raisons pour lesquelles la modélisation des principaux composants organiques et minéraux azotés nous a semblé nécessaire, sont les suivantes:

- ☛ La régénération importante d'ammonium dans la crème de vase.
- ☛ La demande en oxygène dissous due au processus de nitrification.

Pour chaque paramètre cinétique, une même valeur est utilisée dans le calcul de l'évolution temporelle des fractions carbonées et azotées des compartiments de matière organique. Nous avons en effet considéré que la dynamique propre du carbone et de l'azote organique ne dépend que du rapport C/N des différentes classes de matière organique et des biomasses bactériennes modélisées.

3.3.3.1 Assimilation de l'azote organique dissous

L'azote organique dissous est composé pour une faible partie (de 6 à 16 % par exemple dans la Manche, d'après ANDREWS et WILLIAMS, 1971) d'acides aminés libres, donc directement utilisables par les bactéries hétérotrophes (BILLEN, 1984). Une fraction plus importante, de 16 à 50 % selon les auteurs (TUSCHALL et BREZONIK, 1980), est identifiée en composés hydrolysables, telles que des protéines ou des polypeptides de poids

moléculaires élevés. La fraction restante est probablement constituée en partie, de composés humiques, de biodégradabilité plus lente.

L'assimilation du NOD par les populations bactériennes hétérotrophes sert d'une part, à la production de nouvelle biomasse, et induit d'autre part, sous certaines conditions, une excrétion d'azote ammoniacal (cf paragraphe 3.3.3.2).

Expression mathématique de l'assimilation de l'azote organique dissous

La vitesse d'assimilation de la fraction azotée du substrat organique (S_{daN}) suit une loi de type Michaëlis-Menten; l'évolution temporelle de cette fraction est calculée à partir de la concentration en substrat organique total corrigée de son rapport C/N:

$$\frac{dS_{daN}}{dt} = -\mu_{\max} \cdot \frac{1}{Y_h \cdot \left(\frac{C}{N}\right)_s} \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot X_{bh}$$

avec, μ_{\max} (jour⁻¹): vitesse maximale d'assimilation de l'azote organique directement assimilable
 S_{da} (mg.l⁻¹ C): concentration en substrat direct
 $(C/N)_s$ (mg.l⁻¹ C/(mg.l⁻¹ N)): rapport C/N du substrat directement assimilable
 Y_h (adimensionnel): rendement de croissance bactérienne hétérotrophe
 K_s (mg.l⁻¹ C): constante à mi-saturation du processus
 X_{bh} (mg.l⁻¹ C): biomasse bactérienne hétérotrophe active

3.3.3.2 Hydrolyse de l'azote organique particulaire

L'azote organique particulaire est pris en compte dans le modèle sous les 2 fractions de biodégradabilités différentes, lentes et rapides, présentées au paragraphe 3.2.1. Leurs cinétiques d'hydrolyse sont identiques à celles utilisées dans le cas des fractions carbonées; en revanche, leurs évolutions temporelles sont corrigées de leurs rapports C/N respectifs.

Expression mathématique de l'hydrolyse de l'azote organique particulaire

$$\frac{dP_{hrN}}{dt} = -k_{hr} \cdot \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_{Phr}} \cdot \frac{P_{hr}}{K_P + P_{hr}} \cdot X_{bh}$$

avec, P_{hr} (mg.l⁻¹ C): concentration en matière organique particulaire rapidement hydrolysable
 $(C/N)_{Phr}$ (mg C.mg⁻¹ N): rapport C/N de la matière organique particulaire rapidement hydrolysable
 X_{bh} (mg.l⁻¹ C): biomasse bactérienne hétérotrophe
 k_{hr} (jour⁻¹): cinétique d'hydrolyse rapide
 K_P (mg.l⁻¹ C): constante à mi-saturation de l'hydrolyse rapide de la matière organique particulaire

3.3.3.3 Excrétion bactérienne d'azote ammoniacal, ammonification nette.

De nombreuses espèces bactériennes incorporent de l'azote sous forme de sels ammoniacaux (LECLERC et al., 1984) pour la synthèse de leurs protéines, qui représentent environ 60 % de leur matière sèche. L'azote ammoniacal est donc immobilisé à l'intérieur du cytoplasme de la cellule bactérienne avant d'être excrété.

L'ammonification nette s'entend par la différence entre l'ammonium formé par minéralisation de l'azote organique dissous et l'ammonium immobilisé pour la biosynthèse bactérienne:

$$\text{Ammonification nette} = \left[\begin{array}{c} \text{Minéralisation} \\ \text{de l'azote organique} \\ \text{dissous} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{Incorporation} \\ \text{d'ammonium} \\ \text{(biosynthèse)} \end{array} \right]$$

L'excrétion d'ammonium (S_{NH}) est limitée d'une part, par le rendement d'assimilation du substrat (Y) et d'autre part, par les rapports C/N du substrat, $(C/N)_s$, et des bactéries, $(C/N)_b$, (LANCELOT et BILLEN 1985; VAN WAMBEKE et BIANCHI, 1986).

Expression mathématique de l'ammonification nette

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \mu_{max} \cdot \left[\frac{1}{Y_h \cdot \left(\frac{C}{N}\right)_s} - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{bh}$$

assimilation - *incorporation*
d'azote organique *d'azote minéral*

L'excrétion d'azote minéral est donc d'autant plus importante que le rapport C/N du substrat est faible.

Le rendement d'assimilation Y_h , représente la quantité de biomasse formée par rapport à la quantité de substrat assimilé. Si l'on suppose par exemple, un rendement de 50 % et un rapport $(C/N)_b$ de 5, la valeur du rapport $(C/N)_s$ qui détermine l'excrétion d'azote minéral est alors de 10 (figure 3.8).

$$Y = \frac{(C/N)_b}{(C/N)_s} = 0,5 \Rightarrow (C/N)_s = \frac{(C/N)_b}{Y_h} = 10$$

Hypothèses: $\begin{cases} Y = 50 \% \\ (C/N)_{\text{bact}} = 5 \end{cases}$

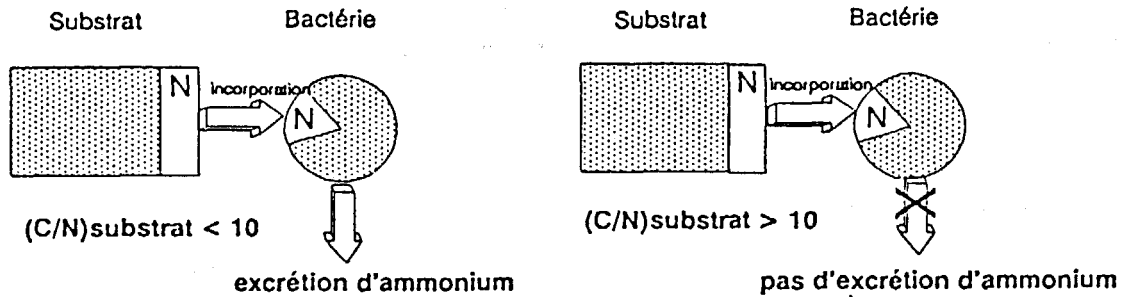


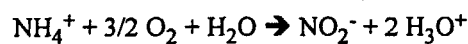
Figure 3.8. Excrétion bactérienne d'azote ammoniacal. Limitation des rapports $(C/N)_{\text{substrat}}$ et $(C/N)_{\text{bactérien}}$

Dans des systèmes expérimentaux non renouvelés (VAN WAMBEKE et BIANCHI, 1986), l'excrétion d'ammonium par les bactéries et les flagellés hétérotrophes s'élèverait respectivement au taux de $2,7 \mu\text{mol N.mg}^{-1}$ poids sec.h⁻¹ et $10 \mu\text{mol N.mg}^{-1}$ poids sec.h⁻¹.

3.3.3.4 Nitrification et respiration des bactéries nitrifiantes

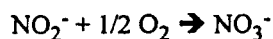
Le processus de nitrification permet l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitrique. La réaction chimique se déroule en deux étapes:

1. la *nitrification* est définie comme l'oxydation de l'azote ammoniacal en ions nitrites, intermédiaire relativement fugace entre les ions ammonium et nitrates. Les bactéries nitreuses appartiennent au genre *Nitrosomonas* (WINOGRADSKY, 1933).



A partir des coefficients stoechiométriques de cette relation, l'oxydation d'un milligramme d'azote ammoniacal nécessite 3,43 milligrammes d'oxygène moléculaire.

2. la *nitratation*, oxydation de l'ion nitrite en ion nitrate par les bactéries du genre *Nitrobacter*.



L'oxydation d'un milligramme d'azote nitreux nécessite donc 1,14 milligrammes d'oxygène moléculaire.

Au total, la demande théorique en oxygène par les bactéries nitreuses et nitriques est donc de $4,57 \text{ mg O}_2 \cdot (\text{mg N-NH}_4)^{-1}$.

Ces genres bactériens sont aérobies stricts. En l'absence d'oxygène moléculaire, le processus de nitrification autotrophe n'a donc pas lieu. Dans le modèle, les bactéries nitreuses et nitriques, notées X_{ba} , sont distinguées des bactéries hétérotrophes, X_{bh} , par leur source énergétique. Mais de la même manière, leur rendement, Y_a , est défini comme la quantité de biomasse bactérienne autotrophe formée à partir de la quantité d'azote ammoniacal oxydé.

Expression mathématique de la nitrification

Comme pour les processus exposés précédemment, c'est une loi de type Michaëlis - Menten qui définit l'évolution temporelle de la concentration en ammonium régie par le processus de nitrification.

L'immobilisation de l'ammonium est également pris en compte au niveau de l'activité des bactéries autotrophes.

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \mu_a \cdot \left[-\frac{1}{Y_a} - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{ba}$$

oxydation *incorporation* *par les bactéries*
d'azote *d'azote* *autotrophes*
ammoniacal *ammoniacal*

La quantité d'oxygène dissous consommée par quantité d'ammonium oxydée, soit $(4,57 - Y_a)$, permet d'estimer la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la respiration de la biomasse bactérienne nitrifiante.

Expression mathématique de la respiration des bactéries autotrophes nitrifiantes

$$\frac{dS_{OD}}{dt} = \mu_a \cdot \left[-\frac{4,57 - Y_a}{Y_a} \right] \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{ba}$$

avec, S_{OD} (mg.l⁻¹ O₂): concentration en oxygène dissous
 X_{ba} (mg.l⁻¹ C): biomasse bactérienne autotrophe
 Y_a (adimensionnel): rendement de croissance bactérienne autotrophe
 μ_{max} (jour⁻¹): taux de croissance maximale des bactéries autotrophes
 S_{NH} (mg.l⁻¹ N): concentration en azote ammoniacal
 K_{NH} (mg.l⁻¹ N): constante à mi-saturation de la réduction de l'ammonium

3.3.4 PREMIERS PROCESSUS ANAEROBIES

Dans les écosystèmes aquatiques, lorsque la vitesse d'approvisionnement en oxygène dissous ne compense pas la vitesse de son utilisation, des conditions anoxiques apparaissent. Théoriquement, les nitrates constituent la première forme d'oxygène combiné utilisée par les bactéries anaérobies, suivie des sulfates et des carbonates (RICHARDS, 1965).

Nous avons constaté qu'en septembre, la crème de vase de l'estuaire de la Loire était hypoxique, voire anoxique (chapitre 2). Les particules organiques de cette couche sont soumises aux cycles dépôt - remise en suspension; seules les particules de la vase consolidée restent toujours déposées. Dans un biotope tel que la crème de vase, à condition que les teneurs en sulfates restent très faibles et soient donc limitantes pour le processus de sulfato-réduction, les processus anaérobies qui prennent place sont des processus de fermentation, d'acétogénèse et de méthanogénèse.

A défaut d'informations quantitatives et relativement aux variables d'état choisies, nous considérons dans le modèle, seulement deux processus de minéralisation anaérobie de la matière organique: la fermentation et la dénitrification (figure 3.9).

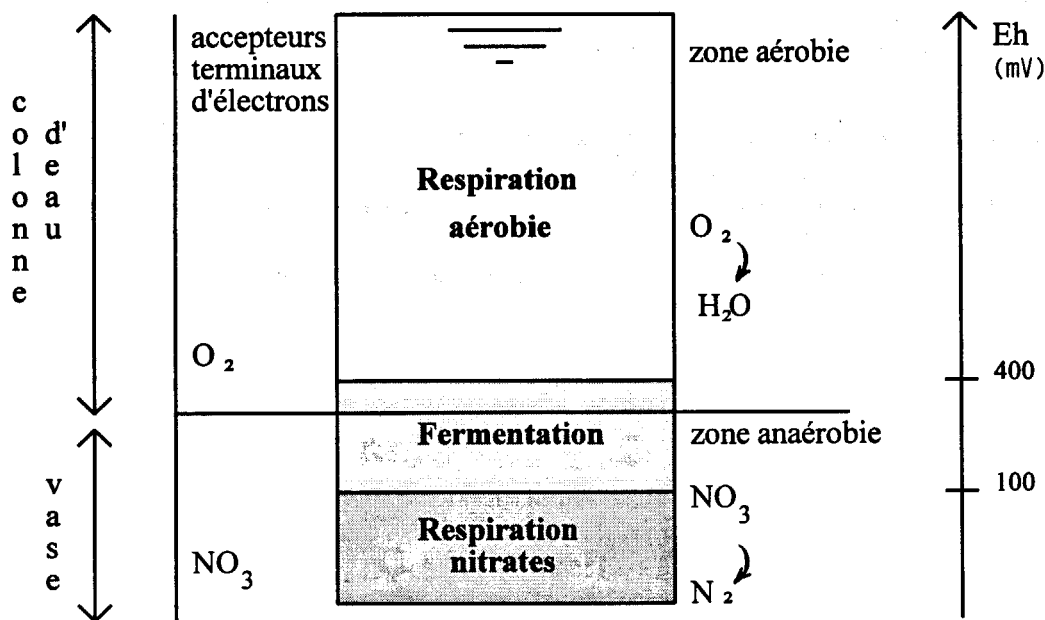


Figure 3.9. Représentation idéalisée des premiers processus du métabolisme bactérien, modélisés dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire.

3.3.4.1 La fermentation

Dans les écosystèmes anoxiques, les bactéries fermentatives jouent un rôle capital dans la dégradation de la matière organique. Elles peuvent synthétiser des exoenzymes capables d'hydrolyser certaines macromolécules (cellulose, chitine, amidon, etc ...). En hydrolysant les polymères en petites molécules directement assimilables par elles-mêmes ou par d'autres organismes, les bactéries fermentatives constitue le **premier maillon de la chaîne alimentaire détritique anaérobie** (MARTY et al., 1989). A l'intérieur du sédiment réduit, les métabolites finaux de la fermentation sont des alcools, des acides gras à courte chaîne, donc directement assimilables, ainsi que du gaz carbonique et de l'hydrogène. Ces phénomènes, pourtant capitaux dans la compréhension du cycle de la matière organique, sont encore très peu étudiés et encore moins quantifiés.

Dans le cas de la zone turbide de l'estuaire de la Loire, une part importante de ces produits, formés dans la crème de vase, pourra être réintroduite, au cours de la dilution de cette couche, dans la colonne d'eau oxygénée, et participer ainsi aux cycles métaboliques de la respiration aérobie.

Pour prendre en compte ce type de métabolisme, les processus d'hydrolyse sont modélisés sans condition restrictive en oxygène dissous, tant dans la colonne d'eau que dans la crème de vase. Etant donné que les fermentations fournissent peu d'énergie comparativement aux respirations aérobies et anaérobies, nous négligeons

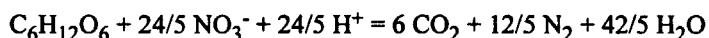
la croissance bactérienne à partir de ce processus, par rapport à celle liée à la respiration des nitrates, explicitée dans le paragraphe suivant.

3.3.4.2 La dénitrification

Le terme de dénitrification comprend généralement les processus de réduction assimilatrice, qui n'est pas prise en compte dans le modèle, et dissimilatrice.

La réduction dissimilatrice, ou "respiration des nitrates" correspond à la réduction des ions nitrates en produits gazeux: l'oxyde nitreux (NO_2) et l'azote moléculaire (N_2).

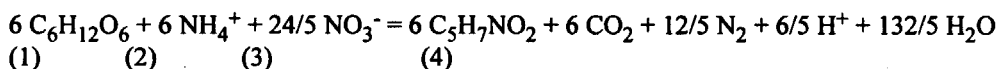
Nous avons considéré dans le modèle, que la quantité de substrat organique directement assimilable fournissant l'énergie nécessaire à la croissance des bactéries dénitrifiantes, est le glucose. La respiration des nitrates dans la crème de vase, suit alors l'équation suivante:



Dans cette dernière couche, un facteur correcteur (η_{ca}) des conditions restrictives en oxygène est appliqué à la cinétique d'assimilation. Ce facteur est calculé à partir des stoechiométries de l'équation précédente et de celle représentant la synthèse de nouvelle biomasse bactérienne, définie par la formule $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, à partir du glucose:



Il advient,



(1) assimilation de substrat

(2) incorporation d'ammonium

(3) respiration des nitrates

(4) formation de biomasse bactérienne

Le coefficient stoechiométrique, η_{ca} , représentant la quantité de biomasse formée à partir de la quantité de nitrates réduits est donc de $5,36 \text{ mg C.mg}^{-1} \text{ N-NO}_3$.

3.3.5 EQUATIONS DIAGENETIQUES

Les équations représentatives de l'évolution temporelle des différentes variables d'état sont explicitées en annexe 5 et présentées sous forme matricielle en figure 3.11.

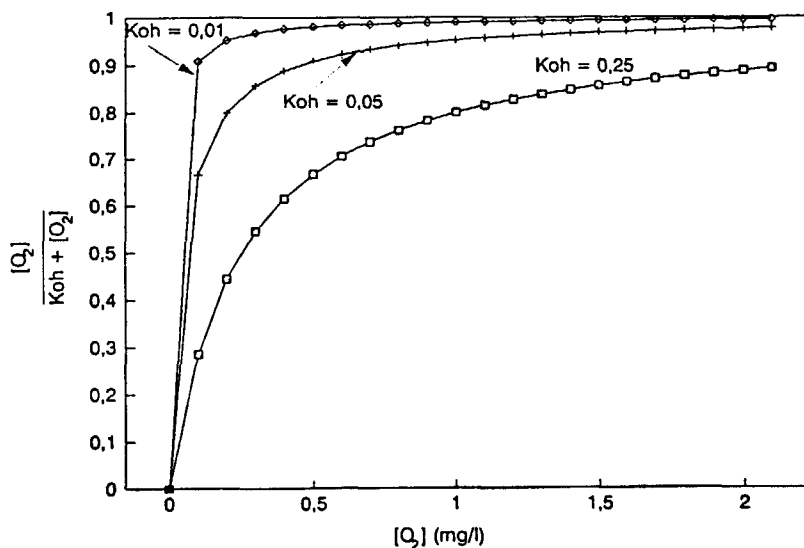
En conditions aérobies, l'accepteur terminal d'électrons utilisé dans la décomposition de la matière organique est l'oxygène dissous.

Pour prendre en compte cette limitation, nous avons utilisé en facteur des cinétiques relatives aux processus de dégradation aérobie de la matière organique, une fonction *switch* en oxygène dissous (HENZE et al., 1986) :

$$\frac{S_{OD}}{K_{oh} + S_{OD}}$$

où, S_{OD} ($\text{mg.l}^{-1}\text{O}_2$), représente la concentration en oxygène dissous
et K_{oh} ($\text{mg.l}^{-1}\text{O}_2$), la constante de saturation en oxygène dissous

Il est clair que cette fonction n'agit pas dans la colonne d'eau lorsque les concentrations en oxygène dissous sont égales à leurs valeurs à saturation; en revanche, elle permet d'annuler les processus de dégradation aérobie dans la crème de vase anoxique. Une valeur faible de K_o permet à ce rapport de tendre vers 1 lorsque les teneurs en oxygène dissous sont moyennes à élevées. Avec leur diminution, ce rapport tend vers 0 (figure 3.10).



Fonction switch
en oxygène

Figure 3.10. Principe mathématique d'une fonction switch. Evolution de cette fonction avec les teneurs en oxygène dissous et pour différentes valeurs de la constante de saturation en oxygène dissous.

Par contre, en environnement anoxique, les nitrates (S_{NO}) deviennent dans le modèle, l'agent oxydant suivant. La fonction *switch* permettant de prendre en compte cette éventualité est donc :

$$\frac{S_{OD}}{K_{oh} + S_{OD}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}$$

Composé / Processus	Substrat directement assimilable mg/l C mg/l N		m.o. part. rapidement hydrolysable mg/l C mg/l N		m.o. dis. rapidement hydrolysable mg/l C mg/l N		m.o. part. lentement hydrolysable mg/l C mg/l N		Biomasse bactérienne hétérotrophe	Biomasse bactérienne autotrophe	Demande en oxygène dissous	nitrate et nitrite mg/l N	ammonium mg/l N	Cinétique (jour ⁻¹)	Acteur (mg/l)
	C	S _{da} N	C	P _{tr} N	C	D _{tr} N	C	P _h N	X _b C	X _{ba} C	S _o R	S _{no} N	S _{na} N		
Croissance aérobie hétérotrophes	$-\frac{1}{Y_h}x$	$\frac{1}{Y_h(C/N)s}$								1	$\frac{1 - Y_h}{Y_h}$		$\frac{1}{Y_h(C/N)s}$	$\mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}}$	X _{bh}
Incorporation de NH ₄	$\frac{1 - 1}{(C/N)s}$	$\frac{1}{(C/N)b}$											$-\frac{1}{(C/N)b}$	$\frac{S_{od}}{K_{oh} + S_{od}}$	
Croissance anaérobie	$-\frac{1}{Y_h}x$	$\frac{1}{Y_h(C/N)s}$								1		$\frac{1 - Y_h}{\eta_{ca} Y_h}$	$\frac{1}{Y_h(C/N)s}$	$\mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}}$	X _{bh}
Incorporation de NH ₄	$\frac{1 - 1}{(C/N)s}$	$\frac{1}{(C/N)b}$											$-\frac{1}{(C/N)b}$	$\cdot \frac{K_{oh}}{S_{od} + K_{oh}}$	
Croissance aérobie autotrophes										1	$\frac{4,57 - Y_a}{Y_a}$	$\frac{1}{Y_a}$	$-\frac{1}{Y_a}$	$\mu_a \cdot \frac{S_{nh}}{K_{nh} + S_{nh}}$	X _{ba}
Incorporation de NH ₄													$-\frac{1}{(C/N)b}$	$\cdot \frac{S_{od}}{K_{oa} + S_{od}}$	
Mortalité hétérotrophes	$\frac{0,2f_2h}{1 - 1}$	$\frac{0,2f_2h}{(C/N)b}$	$\frac{0,2(1-f_2)}{1 - 1}$	$\frac{0,2(1-f_2)}{(C/N)b}$			$\frac{0,2f_1h}{1 - 1}$	$\frac{0,2f_1h}{(C/N)b}$	-1				$\frac{0,8}{(C/N)b}$	b _h	X _{bh}
Mortalité autotrophes	$\frac{0,2f_2a}{1 - 1}$	$\frac{0,2f_2a}{(C/N)b}$	$\frac{0,2(1-f_2)}{1 - 1}$	$\frac{0,2(1-f_2)}{(C/N)b}$			$\frac{0,2f_1a}{1 - 1}$	$\frac{0,2f_1a}{(C/N)b}$		-1			$\frac{0,8}{(C/N)b}$	b _a	X _{ba}
Hydrolyse rapide 1			$\frac{1 - 1}{(C/N)Pr}$	$\frac{-1}{(C/N)Pr}$	$\frac{1 - 1}{(C/N)Pr}$	$\frac{1}{(C/N)Pr}$								$k_{hr1} \frac{Phr}{K_p + Phr}$	X _{bh}
Hydrolyse rapide 2	$\frac{1 - 1}{(C/N)d}$	$\frac{1}{(C/N)d}$			$\frac{1 - 1}{(C/N)d}$	$\frac{-1}{(C/N)d}$								$k_{hr2} \frac{Dhr}{K_d + Dhr}$	X _{bh}
Hydrolyse lente	$\frac{1 - 1}{(C/N)Pl}$	$\frac{1}{(C/N)Pl}$					$\frac{1 - 1}{(C/N)Pl}$	$\frac{-1}{(C/N)Pl}$						$k_{hl} \frac{Phl}{K_p + Phl}$	X _{bh}

Figure 3.11. Présentation de la matrice de calcul. Aux 13 premières colonnes correspondent les variables d'état modélisées, la 14^{ème} colonne présente les cinétiques utilisées et la 15^{ème} colonne, la variable d'état représentative de la biomasse bactérienne prenant part activement à chacun des processus. Aux lignes sont attribués les processus modélisés: croissance aérobie et anaérobie de la biomasse bactérienne hétérotrophe, croissance aérobie de la biomasse autotrophe, ammonification nette, mortalité bactérienne et hydrolyses.

3.4 CONDITIONS INITIALES DES VARIABLES D'ETAT

Les valeurs initiales des variables d'état sont estimées à partir des mesures de matière organique, de biomasses bactériennes et de sels nutritifs, réalisées dans les échantillons d'eau et de vase, dont des aliquotes ont fait l'objet de respirométries (campagne de septembre 1991). Le calage des paramètres cinétiques est réalisé sur les courbes d'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous mesurées sur des échantillons relatifs aux prélèvements des 17, 19 et 23 septembre 1991. Les conditions initiales sont donc choisies relativement à ces dates.

3.4.1 CONDITIONS INITIALES DE LA MATIERE ORGANIQUE BIODEGRADABLE

Les valeurs initiales des variables d'état représentatives de la matière organique, sont estimées à partir des valeurs de COP, COD, NOP et NOD mesurées sur les différents échantillons avant leur mise en incubation et des mesures de COP et NOP réalisées à la fin de leur incubation.

3.4.1.1 Conditions initiales de la matière organique dissoute

Aux valeurs de COD mesurées sur les différents échantillons avant la mise en flacon, est appliqué un coefficient représentatif de la biodégradabilité de la fraction carbonée de la matière organique.

☛ *Le substrat directement assimilable*

En ce qui concerne la part directement assimilable du COD total, nous avons choisi une valeur de 20 % en référence aux expériences batch réalisées par SERVAIS (1987) sur une eau de rivière et sur un lysat de culture phytoplanctonique; nous avons supposé que la part du COD dégradée sur les 50 premières heures était directement assimilable. Ce résultat confirme les pourcentages avancés par BARBER (1968).

$$S_{daC} = 0,2 \cdot [COD]_{t0} \quad (\text{en mg.l}^{-1} \text{ C})$$

La valeur initiale de la concentration du substrat azoté est ensuite calculée en divisant la concentration de la part carbonée par 5. Nous supposons en effet, que le rapport C/N du substrat directement assimilable est de 5, ce qui est généralement le cas des composés organiques labiles (LANCELOT et BILLEN, 1985).

$$S_{daN} = S_{daC} / 5 \quad (\text{en mg.l}^{-1} \text{ N})$$

☛ *La matière organique dissoute rapidement hydrolysable*

En Meuse, la part biodégradable du COD a été estimée à 30 % du COD total (SERVAIS, 1987). La valeur initiale de la concentration en COD rapidement hydrolysable est donc supposée égale à 10 % de la concentration en COD mesurée (puisque 20 % sont tenus pour directement assimilables).

$$D_{hrC} = 0,1 \cdot [\text{COD}]_{t0} \quad (\text{en mg.l}^{-1} \text{ C})$$

Selon la même hypothèse que celle utilisée pour le substrat direct, la concentration initiale de la part azotée est calculée à partir du 1/50^{ème} de la valeur de COD mesurée.

$$D_{hrN} = D_{hrC} / 5 \quad (\text{en mg.l}^{-1} \text{ N})$$

3.4.1.2 Conditions initiales de la matière organique particulaire

☛ *La matière organique particulaire lentement hydrolysable*

Nous supposons que les valeurs de COP et de NOP mesurées après 60 jours d'incubation, représentent les parts carbonées et azotées de la matière organique lentement hydrolysable (P_{hl}).

Les concentrations du matériel organique de la colonne d'eau mesurées après 60 jours d'incubation représentent, pour la fraction carbonée, entre 76 et 89 % du COP total, et pour la fraction azotée, entre 50 et 54 % du NOP total (cf tableau 2.14).

☛ *La matière organique particulaire rapidement hydrolysable*

Nous supposons que la différence entre les valeurs de COP mesurées en début et en fin de respirométrie représente la concentration en carbone organique rapidement hydrolysable (P_{hr}), c'est-à-dire dégradé sur les 60 jours d'incubation.

$$P_{hrC} = [\text{COP}]_{t0} - [\text{COP}]_{t60} \quad (\text{en mg.l}^{-1} \text{ C})$$

avec, $[\text{COP}]_{t0}$: concentration en COP mesurée dans l'échantillon avant son incubation
 $[\text{COP}]_{t60}$: concentration en COP mesurée dans l'échantillon après 60 jours d'incubation

Cette valeur rapportée au COP initialement présent a permis d'estimer que 11 % (17 septembre 1991) à 24 % (19 septembre 1991) du COP est biodégradable sur 2 mois d'incubation. Cette hypothèse sous-entend que la matière organique formée par mortalité ou par excrétion des populations bactériennes et planctoniques, est totalement dégradée sur le temps de l'expérience. Mais ces résultats sont confirmés par d'autres auteurs (SERVAIS, 1987); en Meuse par exemple, la fraction biodégradable du COP atteint entre 24 et 28 % du COP total.

La détermination des fractions azotées des compartiments organiques particulières à partir des mesures de NOP a été réalisée à partir des mêmes hypothèses que pour la fraction carbonée.

$$P_{hrN} = [NOP]_{t0} - [NOP]_{t60} \text{ (en mg.l}^{-1}\text{ N)}$$

avec, [NOP]_{t0} : concentration en NOP mesurée dans l'échantillon avant son incubation
[NOP]_{t60} : concentration en NOP mesurée dans l'échantillon après 60 jours d'incubation

Nous avons obtenu une part de NOP biodégradable comprise entre 50 % (17 septembre 1991) et 46 % (19 septembre 1991) du NOP total.

3.4.2 CONDITIONS INITIALES DES BIOMASSES BACTERIENNES

La biomasse bactérienne totale, estimée à partir des dénombrements directs réalisés sur des échantillons d'eau et de crème de vase (septembre 1991), a permis d'évaluer les conditions initiales en biomasses bactériennes. Les valeurs moyennes de biomasses bactériennes mesurées dans les différents échantillons prélevés dans la colonne d'eau et dans la crème de vase sont respectivement de 4 mg C.l⁻¹ et 24 mg C.l⁻¹. Le colorant utilisé et la méthode de comptage n'ont pas permis de différencier la biomasse active de la biomasse totale. Aussi, avons-nous choisi de prendre comme valeurs initiales des biomasses bactériennes *actives* seulement 20 % des valeurs obtenues par comptage (NEWELL et LINLEY, 1984).

3.4.3 CONDITIONS INITIALES DES SELS NUTRITIFS AZOTES

Les valeurs initiales des formes ammoniacale et nitrique de l'azote sont prises égales aux concentrations moyennes mesurées dans les échantillons placés dans le respiromètre, relativement au jour de départ de la simulation réalisée pour le calage.

3.5 CHOIX DES VALEURS DES PARAMETRES CINETIQUES

Un calage des paramètres cinétiques a été réalisé sur les courbes d'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous mesurées en continu sur des échantillons relatifs aux prélèvements des 17, 19 et 23 septembre 1991 dans la colonne d'eau et la crème de vase (cf paragraphe 2.2). Etant donné la faible quantité de mesures à notre disposition pour assurer un véritable calage de tous les paramètres cinétiques, les valeurs des paramètres testés restent dans la gamme de celles référées en bibliographie (GRAUET al., 1975; HENZE et al., 1986; OHGAKI et WANTAMIN, 1989; GUJER et HENZE, 1991).

Ce choix tient au fait que les respirométries en continu ont été conçues pour caractériser la biodégradabilité des eaux usées (HILL et al., 1991) en remplacement des tests de DBO_5 . Certains chercheurs (LARSON et PERRY, 1980; GRADY et al., 1988) ont montré que les respirométries constituent des mesures fiables permettant de déterminer les cinétiques de biodégradation d'eaux naturelles. En raison de leur facilité de mise en oeuvre et des cinétiques qu'elles représentent, nous avons effectué des mesures en continu de consommation d'oxygène. Il eût été préférable d'organiser des mesures d'activité bactérienne. Elles nous auraient permis de suivre en continu l'évolution de la biomasse bactérienne et de la matière organique mais elles auraient nécessité la mise au point d'une technique spécifique à un milieu fortement chargé en matériel particulaire.

La structure du modèle de dégradation bactérienne a été appliquée au système expérimental. Cette version du modèle calcule la demande en oxygène dissous au cours du temps; ces concentrations sont calées aux valeurs de DBO mesurées en continu, toutes les 12 minutes.

Les produits minéraux issus des processus de nitrification (NO_3^-), d'ammonification et d'excrétion (NH_4^+) ont été validés sur les valeurs de sels nutritifs mesurées en fin d'expérience.

Les hypothèses de calcul de la version du modèle modifié pour le calage, sont les suivantes:

Milieu expérimental	Hypothèses du modèle destiné au calage
- le système est fermé	pas d'apports extérieurs
- 1 flacon d'échantillonnage/prélèvement	une seule couche est considérée
- agitation continue des échantillons	concentrations homogènes
- les échantillons sont approvisionnés en oxygène dissous relativement à leur consommation	concentration en oxygène dissous constante, égale à sa valeur à saturation
- échantillons maintenus à la température du bain-marie	température constante, égale à celle du prélèvement

Des hypothèses supplémentaires sont imposées pour le calage des paramètres cinétiques sur les respirométries réalisées sur la fraction dissoute:

Milieu expérimental	Hypothèses du modèle destiné au calage
- Centrifugation des échantillons => limitation du nombre de bactéries	conditions initiales en biomasses bactériennes quasi nulles (entre 0,01 et 0,005 mg/l C)
=> limitation du nombre de flagellés	limitation de la mortalité par broutage à 10 % de la mortalité totale

Le calage a été réalisé sur une durée de simulation de 60 jours, correspondant à la durée des respirométries. Cependant, pour des raisons expérimentales, trois courbes de respirométrie se sont révélées inexploitable, celles effectuées sur l'eau brute prélevée dans le bouchon vaseux et la crème de vase, le 17 septembre et celle effectuée sur l'eau interstitielle de la crème de vase, prélevée le 19 septembre.

La figure 3.12 expose les courbes de calage obtenues sur les prélèvements du 19 septembre 1991 dans la colonne d'eau et dans la crème de vase et du 23 septembre 1991 dans la colonne d'eau.

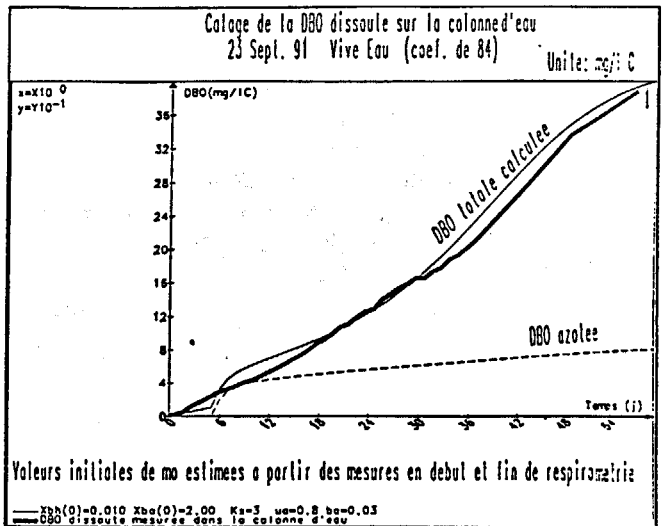
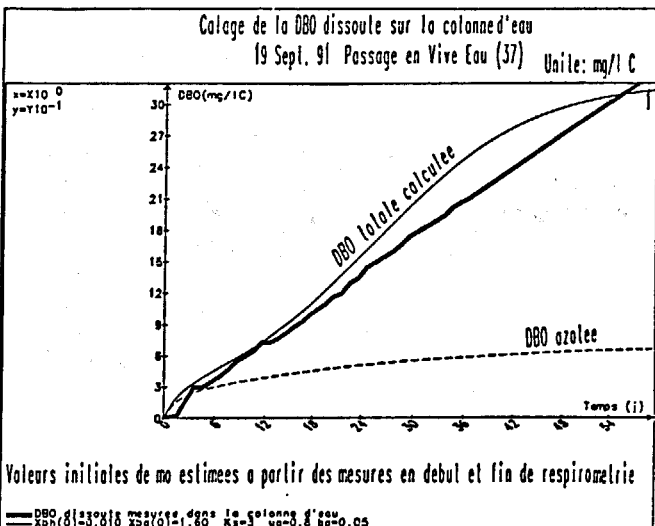
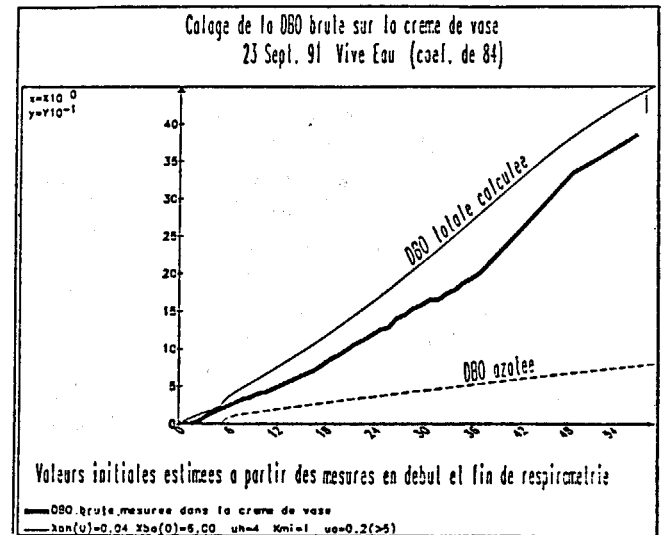
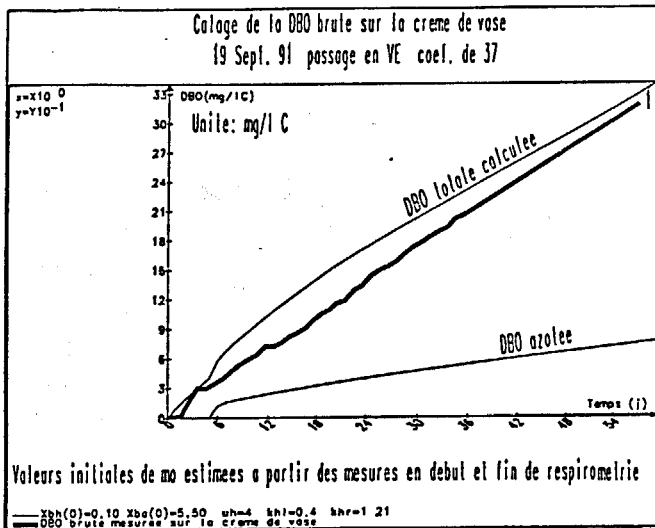
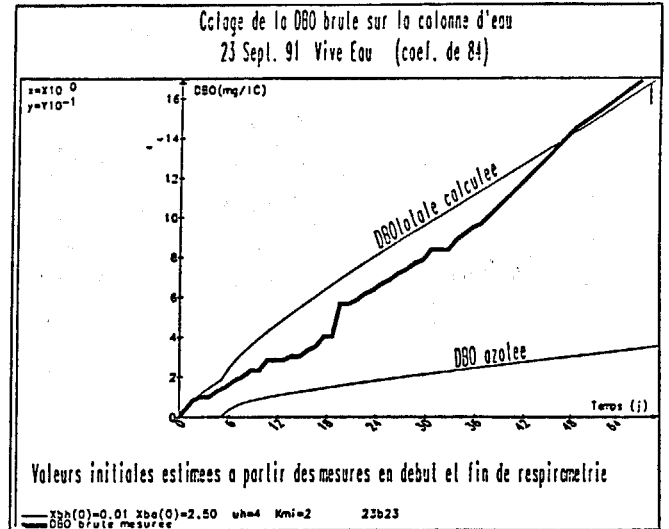
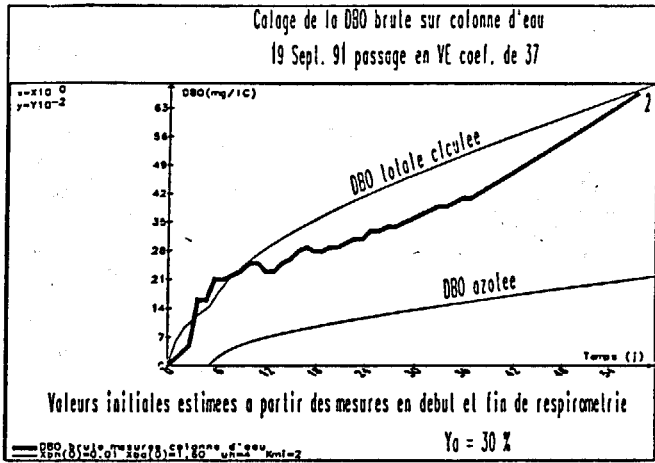


Figure 3.12. Calage du modèle sur les DBO mesurées sur les échantillons prélevés dans la colonne d'eau et la crème de vase; eaux brutes du 19 et 23 septembre 1991 et eaux interstitielles du 19 septembre 1991.

Le meilleur jeu de valeurs des paramètres cinétiques et des coefficients obtenues au cours du calage de tous les échantillons bruts sont présentés dans le tableau 3.2. Pour le calage des fractions dissoutes, seule la fraction lysée change : $a_{ly} = 90\%$.

Tableau 3.2. Paramètres cinétiques, coefficients et variables d'état du modèle.

Symboles	Unités	Valeurs	
		eau	crème de vase
Variables d'état			
S_{da}	Substrat directement assimilable		
	fraction carbonée	mg C.l ⁻¹	0,88 1,04
	fraction azotée	mg N.l ⁻¹	0,18 0,21
D_{hr}	Matière organique dissoute rapidement hydrolysable		
	fraction carbonée	mg C.l ⁻¹	0,44 0,52
	fraction azotée	mg N.l ⁻¹	0,09 0,10
P_{hr}	Matière organique particulaire rapidement hydrolysable		
	fraction carbonée	mg C.l ⁻¹	20,70 3861,00
	fraction azotée	mg N.l ⁻¹	4,60 330,80
P_{hl}	Matière organique particulaire lentement hydrolysable		
	fraction carbonée	mg C.l ⁻¹	62,00 5081,00
	fraction azotée	mg N.l ⁻¹	5,50 381,70
X_{bh}	Biomasse bactérienne hétérotrophe	mg C.l ⁻¹	0,10 1,00
X_{ba}	Biomasse bactérienne autotrophe	mg C.l ⁻¹	0,01 0,10
C_{NH}	Concentration en ammonium	mg N.l ⁻¹	0,07 0,38
C_{NO}	Concentration en nitrates	mg N.l ⁻¹	0,31 0,10
C_{MES}	Concentration en matières en suspension	g .l ⁻¹	1,68 100,00
Paramètres cinétiques et constantes de Michaëlis - Menten		à 20°C	
μ_h	Taux de croissance maximal des bactéries hétérotrophes	jour ⁻¹	6,00
μ_a	Taux de croissance maximal des bactéries autotrophes	jour ⁻¹	1,00
K_s	Constante de Michaëlis de l'assimilation du substrat direct	mg C.l ⁻¹	0,10
K_{oh}	Constante de saturation en O ₂ de la croissance aérobie des bactéries hétérotrophes	mg C.l ⁻¹	0,25
K_{oa}	Constante de saturation en O ₂ de la croissance aérobie des bactéries autotrophes	mg C.l ⁻¹	0,50
b_h	Taux de mortalité spécifique des bactéries hétérotrophes	jour ⁻¹	0,60
b_a	Taux de mortalité spécifique des bactéries autotrophes	jour ⁻¹	0,10
k_{hl}	Cinétique d'hydrolyse du matériel organique lentement hydrolysable	jour ⁻¹	0,90
k_{hr1}	Cinétique d'hydrolyse du matériel organique rapidement hydrolysable	jour ⁻¹	1,00
k_{hr2}	Cinétique d'hydrolyse des substances organiques rapidement hydrolysables	jour ⁻¹	2,00
K_{pl}	Constante de Michaëlis de l'hydrolyse lente	mg C.l ⁻¹	2,00
K_{pr}	Constante de Michaëlis de l'hydrolyse rapide du matériel particulaire	mg C.l ⁻¹	3,00
K_d	Constante de Michaëlis de l'hydrolyse rapide des substances dissoutes	mg C.l ⁻¹	3,00
K_{NO}	Constante de saturation en nitrates	mg N.l ⁻¹	5,00
K_{NH}	Constante de saturation en ammonium	mg N.l ⁻¹	2,00
Coefficients			
Y_h	Rendement des bactéries hétérotrophes		0,30
Y_a	Rendement des bactéries autotrophes		0,30
n_{ca}	Facteur de correction de μ_h en conditions anoxiques		5,36
f_{p1h}	Fraction particulaire lentement hydrolysable de la biomasse hétérotrophe lysée		0,05
f_{p2h}	Fraction particulaire directement assimilable de la biomasse hétérotrophe lysée		0,60
f_{p1a}	Fraction particulaire lentement hydrolysable de la biomasse autotrophe lysée		0,05
f_{p2a}	Fraction particulaire directement assimilable de la biomasse autotrophe lysée		0,60
a_{ly}	Fraction de la biomasse bactérienne lysée		0,40
a_{br}	Fraction de la biomasse bactérienne broutée		0,60

Les valeurs des paramètres cinétiques et des coefficients ainsi obtenus ont été comparées aux valeurs présentées en bibliographie. Les valeurs des paramètres relatifs au processus de nitrification sont issues d'une étude bibliographique réalisées par OHGAKI et WANTAMIN (1989). Une comparaison avec les valeurs utilisées dans les modèles de traitement des boues activées (GRAU et al., 1975; HENZE et al., 1986; GUJER et HENZE, 1991) est également présentée dans le tableau suivant:

Tableau 3.3. Comparaison des valeurs des paramètres cinétiques et stoechiométriques obtenus dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire avec celles obtenues par différents auteurs en rivière, estuaire ou boues activées.

Paramètres cinétiques	Unités	Valeurs à 20°C	Milieu	Références
μ_h	jour ⁻¹	6,0	Estuaire	Cette étude
		0,2 à 2,0	Estuaire	WRIGHT et al., 1987
		4,3	Estuaire	BILLEN et al., 1990
		11,5	Rivière	SERVAIS, 1987
		3,6 à 22,8	Mer	GAUDY et GAUDY, 1981
		4,0 à 6,0	Boues activées	HENZE et al., 1986
μ_a	jour ⁻¹	1,0	Estuaire	Cette étude
		0,17 à 0,70	Cultures	PAINTER, 1977
		0,10 à 0,82	Cultures	SHARMA et AHLERT, 1977
		1,0	Boues activées	GUJER et HENZE, 1991
		0,2 à 0,8	Estuaire Tamise	KNOWLES et al., 1964
b_h	jour ⁻¹	0,6	Estuaire	Cette étude
		0,3 à 2,1	Estuaire	WRIGHT et al., 1987
		0,3 à 0,5	Estuaire	BILLEN et al., 1990
		0,8	Eaux d'égout	BILLEN et al., 1990
		0,2 à 0,7	Rivière	SERVAIS, 1987
		0,6	Boues activées	HENZE et al., 1986
		0,6	Boues activées	GUJER et HENZE, 1991
b_a	jour ⁻¹	0,1	Estuaire	Cette étude
		0,1	Boues activées	HENZE et al., 1986
		0,1	Boues activées	GUJER et HENZE, 1991
k_h	jour ⁻¹	0,9 à 2,0	Estuaire	Cette étude
		6,0 à 18,0	Estuaire	BILLEN et al., 1990
		6,0 à 18,0	Eaux d'égout	BILLEN et al., 1990
		6,0 à 18,0	Rivière	SERVAIS, 1987
		3,0	Boues activées	HENZE et al., 1986
		2,0	Boues activées	GUJER et HENZE, 1991

Constantes à mi-saturation	Unités	Valeurs à 20°C	Milieu	Références
K_s m.o. directement assimilable	mg.l ⁻¹ C	0,1	Estuaire	Cette étude
		0,1	Estuaire	BILLEN et al., 1990
		0,002 à 0,17	Glucose	
		0,05 à 0,25	Glycolate	
$K_{d/pl}$ m.o. rapidement biodégradable	mg.l ⁻¹ N	0,008 à 0,42	Acétate	SERVAIS, 1987
	mg.l ⁻¹ C	0,002 à 0,08	Acides aminés	Cette étude
K_p m.o. lentement biodégradable	mg.l ⁻¹ C	2,0	Estuaire	SERVAIS, 1987
		0,3	Protéines (estuaire)	SERVAIS, 1987
		0,2	Protéines (rivière)	SERVAIS, 1987
		2,5	Eaux d'égoût	BILLEN et al., 1990
		3,0	Estuaire	Cette étude
		2,5	Estuaire	BILLEN et al., 1990
		2,5	Eaux d'égoût	BILLEN et al., 1990
		2,5	Rivière	SERVAIS, 1987
		2,5		
Coefficients		Valeurs à 20°C	Milieu	Références
Y_h		0,3	Estuaire	Cette étude
		0,4	Estuaire	WRIGHT et al., 1987
		0,3	Estuaire	BILLEN et al., 1990
		0,3	Rivière	SERVAIS, 1987
		0,3 à 0,4	Mer (sans limitation en N)	LUCAS et al., 1981
		0,7	Boues activées	NEWEL et al., 1983
		0,3	acides aminés	HENZE et al., 1986
		0,4	glucose, acétate, lactate	SERVAIS, 1987
		0,2	glycolate	
		0,4		
Y_a		0,3	Estuaire	Cette étude
		0,4	Estuaire	WRIGHT et al., 1987
		0,1	Cultures	KNOWLES et al., 1965
		0,2	Boues activées	HENZE et al., 1986
		0,3	Valeur théorique	nitritation
		0,1	Valeur théorique	nitratation
a_{ly}		0,4	Estuaire	Cette étude
		0,4	Rivière	SERVAIS, 1987

Les valeurs des paramètres cinétiques de la dégradation de la matière organique de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire sont du même ordre de grandeur que celles obtenues par différents auteurs sur des eaux de rivière ou d'estuaire.

Cependant, il est clair que des mesures spécifiques de chacune des cinétiques modélisées, mesurées sur des échantillons d'eau de l'estuaire de la Loire, auraient permis d'affiner les résultats précédemment obtenus. Il aurait été intéressant de mesurer en particulier, les cinétiques d'hydrolyse lente et rapide sur des échantillons d'eau et de vase, non seulement, parce que ces paramètres sont situés, en fonction des études, dans une gamme relativement large mais aussi en raison de la sensibilité du modèle à ces valeurs.

Liste des figures

oOo

- Figure 3.1.** Fractionnement en pourcentage du carbone organique particulaire en ses composantes principales : protéines (P), glucides (G), lipides (L) et matière organique complexe (MC) pour 3 stations de l'estuaire de la Loire, juin 1982 : point fluvial, zone de turbidité maximale et station marine (d'après SALIOT et al., 1984).
- Figure 3.2.** Exemples d'étapes de transformation de matériel organique particulaire en environnement aérobie.
- Figure 3.3.** Relations entre (a) le nombre de bactéries fixées et les MES, et (b) V_{\max} /bactérie et les MES dans l'estuaire de Humber (d'après GOULDER, 1976). V_{\max} est la vitesse d'utilisation du substrat (glucose) en concentration optimale.
- Figure 3.4.** Schématisation des processus modélisés du cycle de dégradation bactérienne de la matière organique découpée en fractions carbonées et azotées. Prise en compte des interactions avec les biomasses bactériennes hétérotrophes (hydrolyses et assimilation de la matière organique) et autotrophes (nitrification). Influence des sels nutritifs azotés: l'ammonium constitue la source énergétique de la biomasse bactérienne autotrophe; il est incorporé par les biomasses bactériennes pour leur biosynthèse et excrété par les biomasses bactériennes et leurs prédateurs. Les nitrates, produits par nitrification, sont utilisés dans le processus de respiration bactérienne anaérobie.
- Figure 3.5.** Variation de la vitesse d'utilisation en fonction de la concentration en substrat directement assimilable selon une cinétique de Michaëlis - Menten.
- Figure 3.6.** Représentation schématique des processus de dégradation (assimilation et hydrolyses) de la matière organique pris en compte dans le modèle.
- Figure 3.7.** Détermination du rendement de croissance à partir de la biomasse bactérienne formée et du COD utilisé. Expériences réalisées avec des eaux de Meuse et de Seine (d'après SERVAIS, 1987).
- Figure 3.8.** Excrétion bactérienne d'azote ammoniacal. Limitation des rapports $(C/N)_{\text{substrat}}$ et $(C/N)_{\text{bactérien}}$.
- Figure 3.9.** Représentation idéalisée des premiers processus du métabolisme bactérien dans la colonne d'eau et la crème de vase.
- Figure 3.10.** Présentation de la matrice de calcul. Aux 13 premières colonnes correspondent les variables d'état modélisées, la 14^{ème} colonne présente les cinétiques utilisées et la 15^{ème} colonne, la variable d'état représentative de la biomasse bactérienne prenant part activement à chacun des processus. Aux lignes sont attribués les processus modélisés: croissance aérobie et anaérobie de la biomasse bactérienne hétérotrophe, croissance aérobie de la biomasse autotrophe, ammonification nette, mortalité bactérienne et hydrolyses.
- Figure 3.11.** Principe mathématique d'une fonction switch. Evolution de cette fonction avec les teneurs en oxygène dissous.
- Figure 3.12.** Calage du modèle sur les DBO brutes et dissoutes mesurées sur les échantillons prélevés dans la colonne d'eau et la crème de vase, les 17, 19 et 23 Septembre 1991.

Liste des tableaux

oOo

Tableau 3.1. Rapports C/N moyens de la matière organique estimés en différents milieux.

Tableau 3.2. Paramètres cinétiques, coefficients stoechiométriques et variables d'état du modèle.

Tableau 3.3. Comparaison des valeurs des paramètres cinétiques et stoechiométriques obtenus dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire avec celles obtenues par différents auteurs en rivière, estuaire ou boues activées.

**Chapitre 4. APPLICATION DU MODELE A
LA ZONE DE TURBIDITE MAXIMALE
DE L'ESTUAIRE DE LA LOIRE**

Après la mise en équation du système et le calage des paramètres cinétiques, le modèle de dégradation bactérienne de la matière organique, CYCLAMAIN, a été mis en place pour reproduire les processus majeurs agissant sur la demande en oxygène dissous dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

Cette zone a été découpée en deux couches, représentatives de la colonne d'eau et de la crème de vase. L'évolution temporelle de leurs volumes suit un cycle sinusoïdal, lié aux coefficients de marée. Les variables modélisées sont ainsi soumises à des cycles de dépôts dans la crème de vase et de remises en suspension dans la colonne d'eau, d'une période de 14,7 jours.

Le système modélisé est considéré ouvert. La prise en compte des apports fluviaux et des effluents permet de relativiser, dans la demande en oxygène dissous, les principales origines de la matière organique. Le niveau de dégradation de la matière organique dépend en effet, de ses origines, autochtones ou allochtones, et de son temps de séjour dans les différentes zones de l'estuaire.

4.1 CARACTERISTIQUES PHYSIQUES

Le modèle CYCLAMAIN est appliqué à la zone de turbidité maximale en la considérant simplement comme une boîte, découpée en deux couches, représentatives du bouchon vaseux et de la crème de vase.

Ses caractéristiques physiques, à savoir le volume d'eau, les charges de matériel particulaire totale et en suspension dans le bouchon vaseux, sont imposées par les résultats du modèle unidimensionnel d'oxygène dissous (THOUVENIN et al., 1992; cf paragraphe 1.3.4). Ces valeurs sont donc d'abord calculées en différentes mailles, réparties le long de l'estuaire. Suivant les situations hydrodynamiques pour lesquelles le modèle CYCLAMAIN est appliqué, les valeurs de ces variables sont sommées sur les mailles correspondant à la zone du bouchon vaseux. Elles sont ensuite moyennées par pas de temps de 12,5 heures sur un ou plusieurs cycles lunaires.

A partir de ces valeurs, le modèle calcule les volumes respectifs de la colonne d'eau et de la crème de vase, puis la concentration en MES dans la colonne d'eau, selon la procédure suivante:

□ Dans la crème de vase, nous imposons une concentration en MES constante et égale à 100 g.l^{-1} . Cette teneur est de l'ordre de grandeur de la concentration moyenne mesurée en septembre 1991, à savoir 109 g.l^{-1} . Le volume de la crème de vase est calculé toutes les 12,5 heures à partir du rapport entre le stock de matériel particulaire et la concentration en MES de cette couche. Ce stock est égal à la différence entre le stock maximal estimé sur toute la zone de turbidité maximale et celui estimé dans le bouchon vaseux par le modèle d'oxygène dissous.

$$\text{Vol}(\text{crème}) = \frac{\text{Spt} - \text{Spbv}}{[\text{MES}]_{\text{cv}}}$$

avec Vol(crème) (m^3): volume de la couche crème de vase
 Spt (kg): Stock maximal du matériel particulaire dans le système "bouchon - crème"
 Spbv (kg): Stock du matériel particulaire en suspension dans le bouchon vaseux
 [MES]_{cv} (kg.m^{-3}): Concentration en MES dans la crème de vase

□ Le volume de la colonne d'eau est déduit par différence entre le volume total et celui de la crème de vase.

$$\text{Vol}(\text{bouchon}) = \text{Vol}(\text{total}) - \text{Vol}(\text{crème})$$

La teneur en MES dans le bouchon vaseux ($[MES]_{bv}$, en $kg.m^{-3}$) est alors calculée à partir du rapport entre le stock de particules en suspension dans cette couche et son volume:

$$[MES]_{bv} = \frac{Sp_{bv}}{Vol(bouchon)}$$

L'évolution temporelle de la concentration en MES dans la colonne d'eau suit un cycle théorique sinusoïdal, d'une période de 14,7 jours; ce cycle a été établi à partir des mesures réalisées en 1988 et repris dans la première version du modèle d'oxygène dissous. Au cours des marées de mortes eaux, le matériel particulaire est déposé progressivement, sous forme de crème de vase; par contre, en période de vives eaux, cette couche est érodée et se trouve diluée dans la colonne d'eau sus-jacente. L'évolution du matériel en suspension dans l'eau impose aux variables d'état le même comportement dynamique. De ce fait, le modèle CYCLAMAIN simule les cycles lunaires de dépôts - remises en suspension du matériel organique particulaire entre la colonne d'eau et la crème de vase, ce, au prorata des MES. En ce qui concerne la fraction dissoute, une partie de la masse d'eau est emprisonnée dans la crème de vase en période de mortes eaux; au cours de l'érosion de cette couche, l'eau interstitielle de la crème de vase se mélange alors à la colonne d'eau sus-jacente.

La méthode numérique utilisée procède par pas de temps fractionnaires (USSEGLIO-POLATERA et CHENIN-MORDOJOVICK, 1988), c'est-à-dire que chaque pas de temps de calcul est divisé fictivement en deux.

Pour chacune des variables, le gradient temporel dû aux processus biochimiques est calculé au cours du premier demi-pas de temps (dt_1); celui des processus dynamiques, au cours du second demi-pas de temps (dt_2).

La figure 4.1 présente l'organigramme général du modèle de dégradation de la matière organique appliqué à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

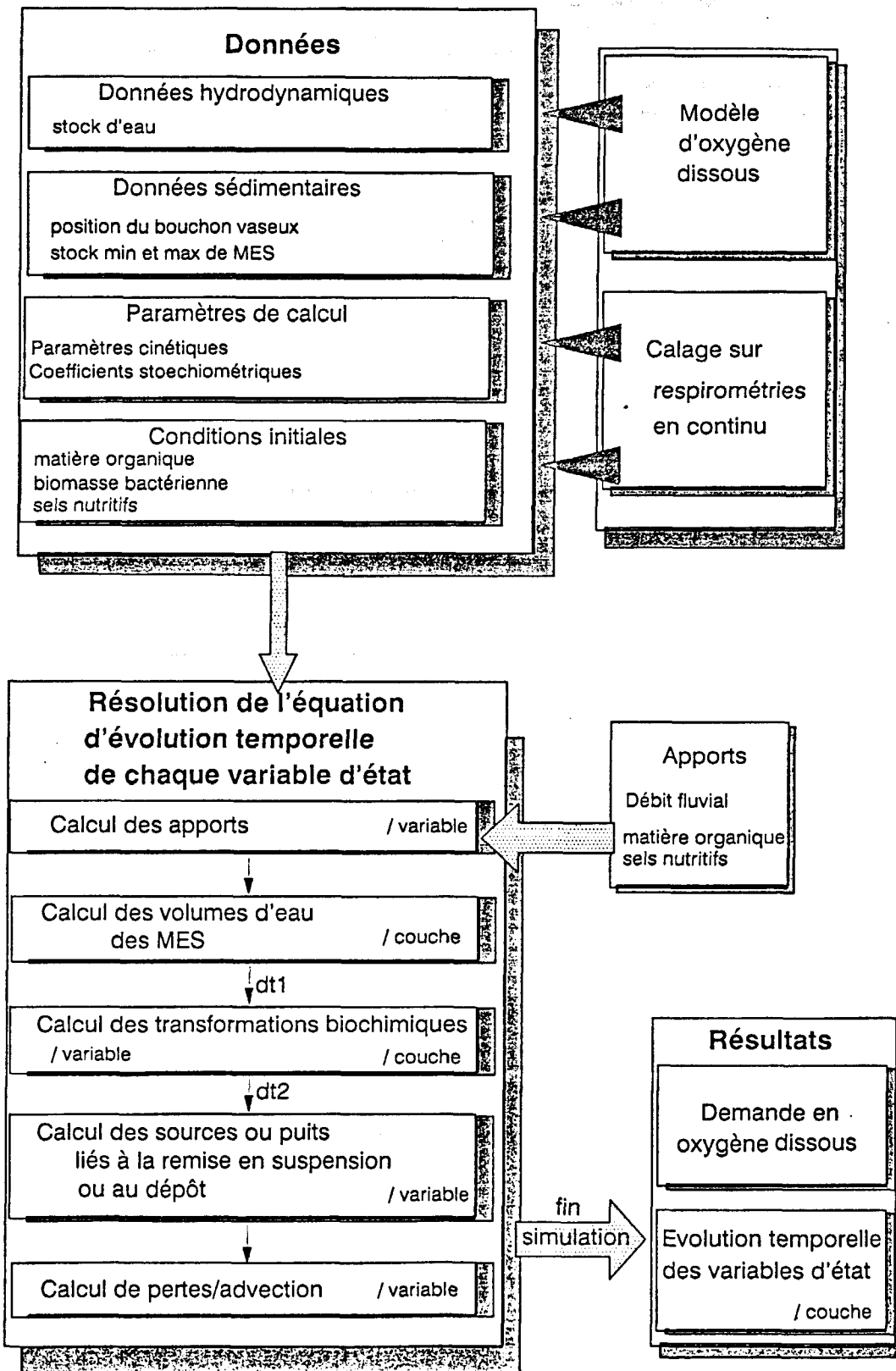


Figure 4.1. Organigramme général du modèle de dégradation de la matière organique appliqué à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

4.2 OPTIMISATION DU PAS DE TEMPS DE CALCUL

La résolution du système mathématique impose des conditions sur le pas de temps de calcul. L'équation représentant l'intégration numérique peut s'écrire :

$$C(t + \Delta t) = C(t) + \frac{dC}{dt} \cdot \Delta t$$

avec, $C(t)$: variable d'état (par exemple, la concentration d'un composé)
 Δt : pas de temps d'intégration

Le pas de temps, Δt , doit être suffisamment petit pour satisfaire aux contraintes imposées par la résolution numérique du système, en différences finies. Mais un pas de temps d'intégration trop faible augmente le temps de calcul des simulations. L'optimisation du pas de temps est donc réalisée à partir de la condition suivante :

$$\Delta t < \frac{C(t)}{(dC/dt)}$$

Ces conditions, calculées pour chaque variable, imposent une valeur limite supérieure du pas de temps d'itération.

Si l'équation déterminant l'évolution temporelle d'une variable est généralisée au système modélisé, le principe de conservation de la masse nous permet d'écrire :

$$\frac{1}{C(ic)} \cdot \frac{dC(ic)}{dt} = \frac{\text{App}(C,ic) - \text{Sor}(C,ic) + \text{Prod}(C,ic) - \text{Cons}(C,ic)}{\text{Vol}(ic) \cdot C(ic)}$$

avec, $C(ic)$ (M.L⁻³) : valeur de la variable d'état dans la couche ic
 $\text{App}(C,ic)$ (M.T⁻¹) : flux de C apporté au système
 $\text{Sor}(C,ic)$ (M.T⁻¹) : flux de C sortant du système
 $\text{Prod}(C,ic)$ (M.T⁻¹) : production de C
 $\text{Cons}(C,ic)$ (M.T⁻¹) : consommation de C
 $\text{Vol}(ic)$ (L³) : volume de la couche ic

La combinaison des deux dernières équations permet de définir une condition limite supérieure sur le pas de temps; en négligeant les termes positifs du bilan massique qui ne feraient qu'avancer la limite supérieure, il advient:

$$\Delta t < \left| \frac{C(ic) \cdot \text{Vol}(ic)}{\text{Sor}(C,ic) + \text{Cons}(C,ic)} \right| = T_r$$

Le terme T_r représente le temps de résidence moyen du composé C dans la couche ic , à l'état stationnaire. La valeur limite du pas de temps d'itération est donc différente suivant le temps de résidence des variables, dans le système.

Les limites supérieures du pas de temps ont été estimées pour les variables représentatives de la matière organique hydrolysable à plus de 30 minutes; ils diminuent à moins de 10 minutes pour les variables représentant les biomasses bactériennes et à seulement 1 minute pour la variable du substrat assimilable. C'est cette dernière valeur qui a été retenue.

4.3 PRISE EN COMPTE DES TERMES ADVECTIFS

L'évolution temporelle des concentrations en matière organique et en sels azotés du bouchon vaseux est modifiée par les termes advectifs (apports - sortie par advection) de la manière suivante:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot [C_{\text{apports}} - C]$$

avec, C (mg.l⁻¹): concentration en composant C (matière organique biodégradable ou sels azotés) à l'intérieur du bouchon vaseux

C_{apports} (mg.l⁻¹): concentration en composant C dans la zone fluviale

Q (m³.s⁻¹): débit fluvial

V (m³): volume du bouchon vaseux

Le débit fluvial et les concentrations des composés entrants, C_{apports} , dans le bouchon vaseux jouent ainsi un rôle de forçage dans le modèle.

4.3.1 PRISE EN COMPTE DES APPORTS

Les principales sources de matière organique dans le bouchon vaseux peuvent se classer en deux catégories: *autochtones*, telles que les productions bactériennes, phytoplanctoniques ou zooplanctoniques *et allochtones*, telles que les apports par le lessivage des sols ou les rejets d'origine anthropique (urbains et industriels). En raison des informations dont nous disposons sur le milieu, seuls les apports de matière organique d'origine **phytoplanctonique***, **détritique** et **anthropique** sont traités dans cette étude.

Les apports sont considérés dans le modèle en termes de flux entrant dans la zone de turbidité maximale.

origine phytoplanctonique* : dans les lignes qui suivent, ce terme entend le matériel phytoplanctonique mort mais n'ayant encore subi aucune étape de dégradation. Les concentrations en matériel organique d'origine phytoplanctonique sont estimées à partir des mesures de chlorophylle a .

Les premiers produits de dégradation de la chlorophylle a , à savoir la phéophytine estimée par la mesure des phéopigments, sont considérés dans le matériel **détritique**.

Cette distinction tient aux différences de biodégradabilité des différents pigments mesurés. Leur biodégradabilité sera abordée plus en détails ultérieurement (cf paragraphe 4.4.1.2).

Les flux de composés d'origine marine sont négligés en raison de leur faible importance par rapport à ceux de la zone fluviale, qu'ils soient d'origine phytoplanctonique ou anthropique. Nous savons en effet, que la Loire est un fleuve eutrophe, caractérisé par une forte production primaire au printemps et en été. Cette hypothèse est d'autant plus valide, que dans la situation hydrodynamique de septembre, le bouchon vaseux remonte généralement en amont de l'estuaire jusqu'à la ville de Nantes, parfois au-delà. Cette hypothèse ne sera évidemment pas valable si l'eutrophisation de la Loire diminue fortement.

En ce qui concerne les rejets urbains et industriels (paragraphe 4.3.1.2), les apports les plus importants sont situés aux abords de la ville de Nantes, donc généralement en amont de la zone de turbidité maximale; ce, sauf en débit d'étiage fort, où ils alimentent directement le bouchon vaseux.

4.3.1.1 Apports de matière organique d'origine phytoplanctonique

En période estivale, la production primaire semble être une des principales sources de matériel organique dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire (CROUZET, 1983; SALIOT et al., 1984). Nous avons suivi l'évolution de la part du COP d'origine phytoplanctonique dans le COP total, à Ancenis (limite de pénétration de la marée dynamique), au cours de l'année 1988 (figure 4.2). Le COP d'origine phytoplanctonique (mg C.l^{-1}) est calculé en multipliant les concentrations en chlorophylle *a* mesurées ($\text{mg Chl}_a.\text{l}^{-1}$) par 40 (cf paragraphe 2.2.1, *Les pigments chlorophylliens*).

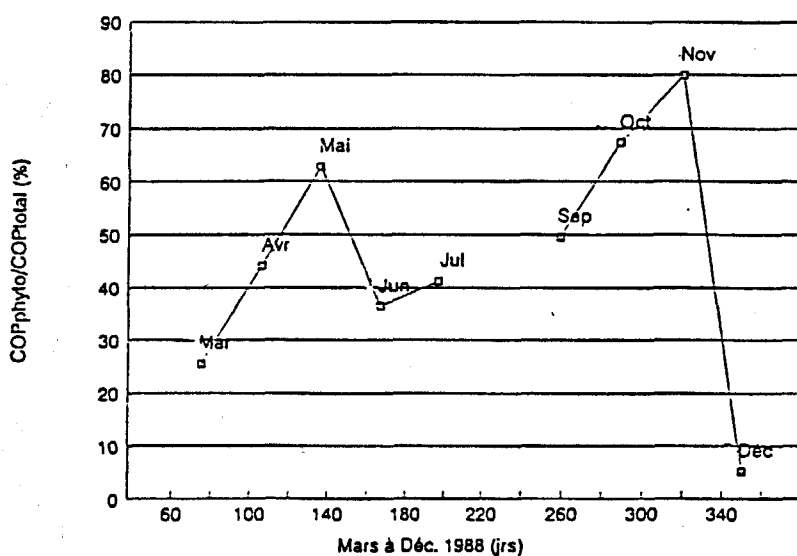


Figure 4.2. Evolution saisonnière du pourcentage de COP d'origine phytoplanctonique dans le COP total à Ancenis, en 1988.

Le pourcentage de COP d'origine phytoplanctonique dans le COP total est évidemment très variable au cours d'une année; en mai 1988, il dépasse 60 % puis chute en juin en raison de l'augmentation des débits fluviaux et donc des apports de matériel détritique. Le pourcentage maximal (80 %) est situé en novembre, la part minimale (5 %), en décembre.

Si la production primaire en Loire fluviale peut être importante, en revanche, dans le bouchon vaseux elle est limitée par les fortes turbidités. En effet, les profils longitudinaux des teneurs en chlorophylle a mesurées en 1988 (figure 4.3) confirment cette dernière hypothèse. En septembre 1988, les concentrations en chlorophylle a chutent de 58 à 1 $\mu\text{g Chl}a.l^{-1}$ de la zone fluviale au centre du bouchon vaseux.

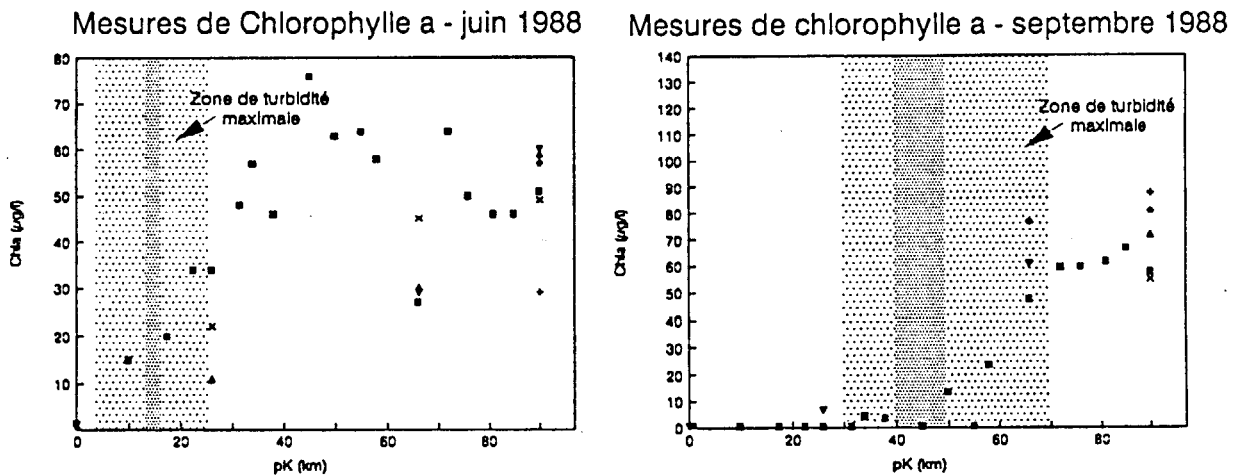


Figure 4.3. Profils longitudinaux des concentrations en chlorophylle a (en $\mu\text{g Chl}_a.l^{-1}$) mesurées dans l'estuaire de la Loire, en juin et en septembre 1988.

Ces observations, appliquées au modèle CYCLAMAIN, permettent de négliger dans le bouchon vaseux, la production de biomasse phytoplanctonique par rapport à sa mortalité (par lyse et broutage).

Les teneurs en carbone et en azote organique d'origine phytoplanctonique sont évaluées selon les hypothèses suivantes :

Lorsque la production de biomasse phytoplanctonique n'est pas limitée par les sels nutritifs, ce qui semble être le cas en Loire, le rapport C/N de cette biomasse tend vers une valeur constante de 5,6 (REDFIELD et al., 1963). Les fortes teneurs en azote minéral (ammonium, nitrates et nitrites) mesurées dans la zone fluviale en juin et en septembre 1988, respectivement de 661 et 412 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ N, nous permettent d'imposer la valeur de 5,6 au rapport C/N de la matière organique particulaire d'origine phytoplanctonique. Il advient alors :

$$[\text{NOP phytoplanctonique}]_{\text{Loire}} = [\text{COP phytoplanctonique}]_{\text{Loire}} / 5,6$$

4.3.1.2 Apports de matière organique d'origine détritique

Les concentrations à notre disposition pour évaluer les apports fluviaux en matériel organique sont les valeurs de COP, COD, NOD, NOP et Chl_a mesurées de mars à octobre 1988. Les teneurs en matériel organique particulaire d'origine détritique sont calculées à partir des concentrations en COP et NOP corrigées des valeurs de COP et NOP phytoplanctonique :

$$\begin{aligned} [\text{COP détritique}]_{\text{Loire}} &= [\text{COP total}]_{\text{Loire}} - [\text{COP phytoplanctonique}]_{\text{Loire}} \\ [\text{NOP détritique}]_{\text{Loire}} &= [\text{NOP total}]_{\text{Loire}} - [\text{NOP phytoplanctonique}]_{\text{Loire}} \end{aligned}$$

4.3.1.3 Apports d'origine anthropique: rejets urbains et industriels

L'unité traditionnellement utilisée dans la présentation des différentes quantités rejetées est le *flux*, généralement exprimé en kilogrammes par jour. Les variables disponibles auxquelles nous nous sommes intéressés dans cette étude sont la DBO_5 (mesurée selon la norme AFNOR), les MES et l'azote réduit par la méthode Kjeldhal (NTK). L'azote Kjeldhal représente les formes non oxydées de l'azote, à savoir, l'azote organique et ammoniacal. Le flux d'une variable est calculé à partir du produit de sa concentration par le débit du rejet.

1. Rejets urbains

Une enquête a été effectuée auprès du Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Épuration (SATESE) et de l'Agence d'Études Urbaines de l'Agglomération Nantaise (AURAN). Les données de flux rejetés en kilogrammes par jour (tableau 4.1) concernent les stations d'épuration domestiques des collectivités publiques situées entre Ancenis (pK 90) et Saint Nazaire (pK 0).

Tableau 4.1. Bilan des rejets urbains en Loire exprimés en flux déversés (kg.jour⁻¹), moyennés sur l'année 1990, en fonction de leur point d'impact sur l'estuaire.

STATION	pK	Débit (m ³ .jour ⁻¹)	Flux de DBO ₅ (kg.jour ⁻¹)	Flux de MES (kg.jour ⁻¹)	Flux de NTK (kg.jour ⁻¹)
St Nazaire					
Gron	0	3475	817	1362	245
Sautron	0	8090	160	230	345
Montoir					
(1)	5	300	11	19	11
(2)	5	375	5	6	12
Donges					
(1)	11	480	3	1	1
(2)	11	970	3	3	2
Pontchateau	12	650	81	91	28
Prinquiau	14	120	21	31	5
Paimboeuf	15	1200	5	13	18
Savenay	19	1700	3	6	2
Cordemais	26	315	2	2	0
St Etienne de Mtluc	31	375	47	42	22
Couëron					
Veuverie					
+ Chabossière 1					
+ Chabossière 2	39	220	46	68	92
La Montagne	42	800	16	35	18
Nantes					
Petite Californie (Nord)	50	13800	3650	2600	350
Tougas (Sud)	60	79000	13200	7900	3500
(Part de la ville de Nantes sur les flux totaux)		(83 %)	(93 %)	(84 %)	(82 %)
Mauves					
S/Loire	72	150	18	19	5
Hôpital	73	90	6	4	2
Le Cellier	78	150	50	55	9
Oudon	84	150	7	8	6
Ancenis	90	4800	19	51	11
Total		117210	18170	12546	4684

L'essentiel des apports se trouve situé au niveau de l'agglomération de Nantes:

- * Le flux de DBO₅ rejeté quotidiennement par la station de Tougas représente 73 % du flux journalier des apports urbains (figure 4.5). L'ouvrage de Nantes Sud (station de Tougas) n'est en effet habilité, jusqu'à ce jour, qu'à un simple traitement primaire.
- * En ce qui concerne les apports urbains en MES, ceux de la seule station de Nantes Sud représentent 67 % du flux total déversé quotidiennement.
- * Cette même station couvre 75 % des flux en NTK rejetés quotidiennement.

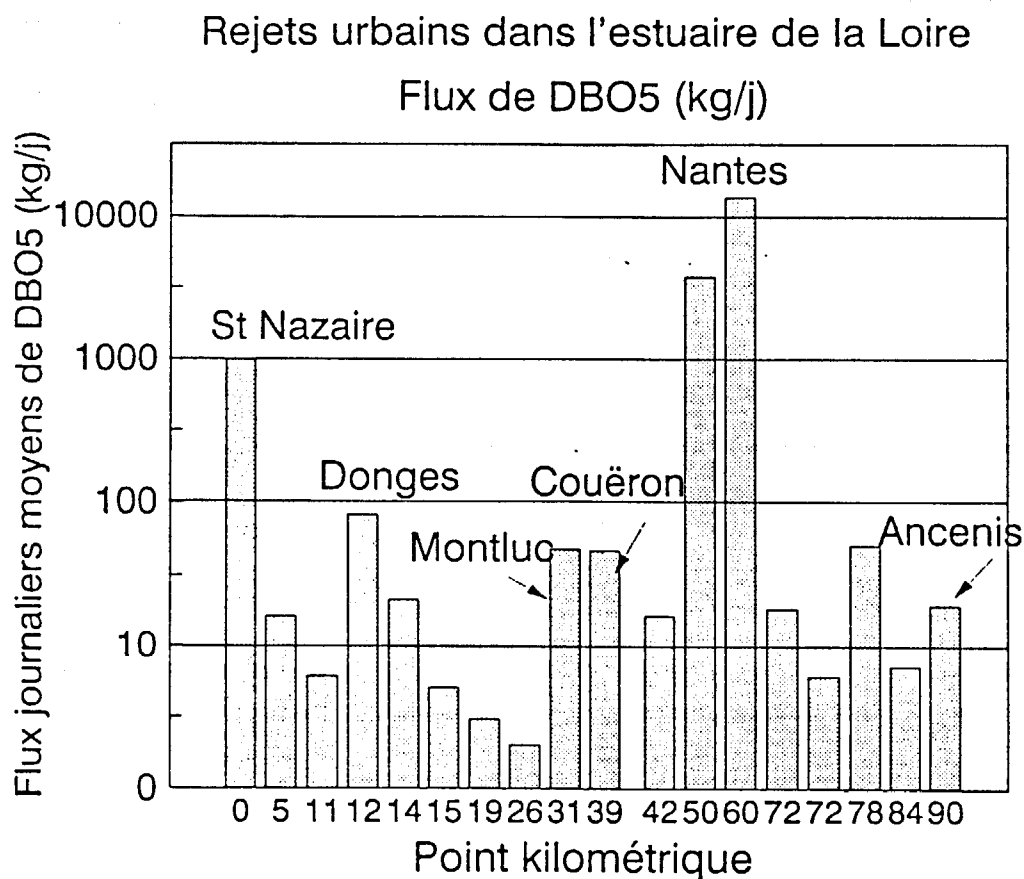


Figure 4.5. Flux journaliers de DBO₅ (1989) déversés par les rejets urbains dans l'estuaire de la Loire (échelle logarithmique).

2. Rejets industriels

Les résultats d'autosurveillance des établissements dont le point de rejet se situe directement ou indirectement (par le biais d'une rivière) dans l'estuaire de la Loire, nous ont été fournis par la Division Environnement et Sécurité Industriels de la DRIRE (Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement) de Nantes. Certains de ces résultats ont été complétés par les données obtenues auprès du Port Autonome de Nantes St Nazaire (PANSN, 1991).

Tableau 4.2. Bilan des rejets industriels en Loire exprimés en flux déversé (kg.jour⁻¹) et moyennés sur l'année 1990.

INDUSTRIE	pK	Débit (m ³ .jour ⁻¹)	Flux de DBO ₅ (kg.jour ⁻¹)	Flux de MES (kg.jour ⁻¹)	Flux de NTK (kg.jour ⁻¹)
SOFERTI AZF Basse Indre	45	78	-	7	-
MAINGUET Rezé	50	361	746	216	-
BEGHIN SAY CARTONNERIES ASS. (papeterie, Nantes)	55	19658 200	1310	non com.	-
ELF (raffinerie, Donges)	11	7500	182	211	3
OCTEL KULMANN Paimboeuf	15	3729	1	158	3
HYDRO-AZOTE Montoir	5	600			400
GRANDE PAROISSE	5	600			90
Total		32526	2439	> 585	496

Les industries SAUPIQUET (à St Sébastien sur Loire) et LA CANA (laiterie) sont reliées au réseau public d'assainissement.

De ces données, se dégagent plusieurs remarques :

- * Les rejets en DBO₅ déversés à partir de la ville de Nantes contribuent à 82 % des flux journaliers rejetés sur tout l'estuaire.
- * Les apports journaliers en MES s'élèvent à 13 tonnes avec une participation des apports urbains de 12,5 tonnes, soit 95 %.
- * Les rejets azotés (NTK) sont particulièrement importants à Nantes, où les deux stations d'épuration totalisent un flux journalier de 3,85 tonnes, soit 74 % de l'ensemble des déversements.

4.3.2 PRISE EN COMPTE DES PERTES PAR ADVECTION

Les sorties par advection, des variables modélisées ne concernent que les substances dissoutes; ce, tant que des informations précises sur le temps de séjour des particules dans le bouchon vaseux ne seront pas disponibles. Le matériel particulaire est supposé piégé dans le bouchon vaseux sur le temps des simulations. Si elles durent 360 jours, cette hypothèse majoré considérablement le stock de matériel particulaire accumulé dans le bouchon vaseux. En revanche, cette hypothèse est vérifiée pour des simulations réalisées en débit d'étiage sur une durée de 14 à 30 jours, temps maximal imposé par le calibrage du modèle d'oxygène dissous.

4.4 REPARTITION DANS LES VARIABLES D'ETAT DES CONCENTRATIONS EN MATIERE ORGANIQUE ET EN SELS NUTRITIFS APORTEES DE LA ZONE FLUVIALE

4.4.1 APPORTS EN MATIERE ORGANIQUE BIODEGRADABLE

Seules les fractions biodégradables du COP, du COD, du NOP et du NOD mesurées dans la zone fluviale, à Ancenis (pK 90), sont réparties, en fonction de leur cinétique de dégradation, entre les variables d'état.

4.4.1.1 Apports en matière organique dissoute

Les concentrations en COD et NOD mesurées dans la zone fluviale et corrigées d'un coefficient représentatif de leur biodégradabilité, alimentent les fractions carbonée et azotée des variables S_{da} (substrat directement assimilable) et D_{hr} (dissous rapidement hydrolysable).

1. Apports en COD

* Biodégradabilité du COD d'origine fluviale

Des expériences réalisées sur des échantillons d'eau prélevée en estuaire (VANES, 1982) ou en rivière (SERVAIS, 1987) ont permis de déterminer la fraction biodégradable du COD sur des temps d'incubation de 10 à 30 jours. Cette période correspond en effet au temps de séjour moyen de la matière organique dissoute dans l'estuaire; en débit d'étiage ($196 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) par exemple, une tranche d'eau, partant d'Ancenis, met environ 24 jours pour atteindre Saint Nazaire (SALOMON, 1976). Les valeurs de COD mesurées après 200 heures d'incubation, semblent correspondre à des concentrations en matière organique réfractaire à l'utilisation bactérienne.

Le tableau 4.3 présente les fractions biodégradables du COD, exprimées en pourcentage par rapport au COD total, obtenues sur des échantillons d'eau d'origines diverses.

Tableau 4.3. Fraction biodégradable du carbone organique dissous (COD) dans des échantillons d'eau d'origines diverses.

Origines	COD biodégradable (%) COD total	Références
Eau de ruisseau forestier	11	VAN ES, 1982
Eau de rivière (Meuse)	19 à 34	SERVAIS, 1987
COD d'origine phytoplanctonique	66 à 70	SERVAIS, 1987
Eau d'égoût	43 à 47 68 à 75	SERVAIS, 1987 VAN ES, 1982
Estuaire d'Ems-Dollard	10	VAN ES, 1982
Estuaire de l'Escaut	17 à 59	SERVAIS, 1987
Estuaire de la Seine	30 à 48	GARNIER, 1991
Eau côtière	30 à 37	SERVAIS, 1987
Milieu marin	10 à 20	OGHIAI et al., 1980; SKOPINTSEV, 1981

Le COD d'origine phytoplanctonique apparaît biodégradable à plus de 65 %. Les mesures relatives à ces résultats, ont été réalisées sur des extraits d'algues n'ayant préalablement subi aucune étape de dégradation; ils sont constituées en fait, des substances contenues dans les cellules phytoplanctoniques et libérées après leur lyse. Ils ne sont donc représentatifs que d'une très faible part du COD de la zone fluviale de l'estuaire de la Loire, dont le comportement conservatif a préalablement été souligné (SALIOT et al., 1984).

En moyenne et pour les besoins du modèle, nous supposons que 30 % du COD mesuré en Loire est biodégradable. La fraction directement assimilable peut être déterminée à partir de mesures d'acides aminés libres, de peptides et de protéines. Dans l'estuaire d'Ems Dollard par exemple, cette fraction paraît assez faible en été, d'environ 20 % du COD total, et augmente légèrement en automne (VAN ES, 1982).

* Répartition du COD fluvial dans les variables S_{daC} et D_{hrC} :

La fraction biodégradable du COD fluvial, mesuré à Ancenis (pK 90), est donc estimée à 30 %, dont 20 % est directement assimilable.

$$S_{daC} = 0,20 \cdot [\text{COD}]_{\text{Loire}}$$

$$D_{hrC} = 0,10 \cdot [\text{COD}]_{\text{Loire}}$$

2. Apports en NOD

* Biodégradabilité du NOD d'origine fluviale

La part d'azote organique directement assimilable du NOD peut être approchée à partir du pourcentage d'acides aminés libres contenu dans les amines primaires (acides aminés libres et petites molécules peptidiques). Dans l'estuaire de l'Escaut (BILLEN, 1984), cette part s'élève à 30 %.

D'autres études (OTSUKI et HANYA, 1972) sur la biodégradabilité de l'azote organique ont été menées sur des cellules phytoplanctoniques marines déjà mortes ou sur des extraits de cultures algales. Il apparaît que 25 % de l'azote organique total se présente sous une forme dissoute rapidement biodégradable (les cinétiques de dégradation du premier ordre sont situées dans la gamme de 0,2 à 1,0 d⁻¹). Nous pouvons penser que cette part représente l'azote organique dissous rapidement hydrolysable. D'autres auteurs (TUSCHALL et BREZONICK, 1980) ont montré plus récemment qu'une part relativement importante de NOD (16 à 50 %), est constituée de polypeptides et de protéines dissoutes de plus haut poids moléculaires et donc hydrolysables.

* Répartition du NOD fluvial dans les variables S_{daN} et D_{hrN} :

A partir des résultats précédents, nous avons choisi d'alimenter les concentrations des variables représentant l'azote organique dissous directement assimilable (S_{daN}) et hydrolysable (D_{hrN}) avec respectivement 30 % et 20 % de la concentration en NOD mesurée en Loire.

$$S_{daN} = 0,30. [NOD]_{Loire}$$

$$D_{hrN} = 0,20. [NOD]_{Loire}$$

4.4.1.2 Apports en matière organique particulaire d'origine phytoplanctonique ou détritique

Selon le même raisonnement que celui tenu pour les substances dissoutes, un coefficient représentatif de la biodégradabilité de la matière organique particulaire est appliqué aux concentrations en COP et en NOP mesurées à Ancenis.

1. Apports en COP

* Biodégradabilité du COP d'origine fluviale

Les fractions biodégradables du COT et du COD mesurées sur des échantillons prélevés en Meuse (SERVAIS, 1987) et mis à incubés sur des périodes de 10 à 30 jours ont permis d'approcher, par différence, la fraction biodégradable du COP. Celle-ci s'élève à 24 ou 28 % selon les points de prélèvements. Ces proportions ont été comparées aux valeurs obtenues en différents milieux (tableau 4.4).

Tableau 4.4. Fraction biodégradable du carbone organique particulaire (COP) dans des échantillons d'eau d'origines diverses.

Origines	COP biodégradable (%) COP total	Références
Eau de rivière		SERVAIS, 1987
Haute Meuse	28	
Meuse moyenne	24	
Eau d'égout	41 à 43	SERVAIS, 1987
COP phytoplanctonique	50 à 90 70 à 90 75	SKOPINTSEV, 1981 VAN ES, 1982 OTSUKI et HANYA, 1972
Estuaire d'Ems-Dollard	45 8	VAN ES, 1982 en novembre en mars
Estuaire de la Loire		Cette étude
Bouchon vaseux	18	en septembre
Crème de vase	16	

Dans le souci d'appréhender les apports en fonction de leurs origines, phytoplanctonique ou détritique, et de leur biodégradabilité, la matière organique particulaire apportée par le fleuve est fractionnée en matériel algal et détritique.

La biodégradabilité du COP d'origine phytoplanctonique a été particulièrement étudiée par OTSUKI et HANYA (1972) sur des algues vertes, *Scenedesmus*, tuées par cryogénie. Ils ont suivi leur décomposition au cours du temps en mesurant le COP, le NOP, les hydrates de carbone et les protéines sur plus d'un an d'incubation, à 20°C et à l'abri de la lumière.

Leurs résultats sont présentés dans la figure suivante:

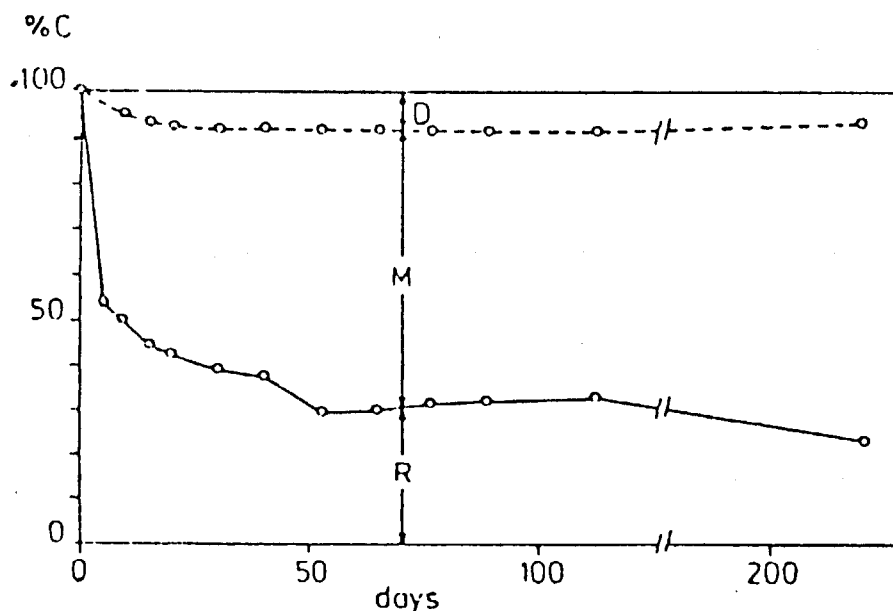


Figure 4.6. Evolution du carbone organique (en % du COP initialement présent) au cours de la décomposition d'algues vertes, *Scenedesmus*, en conditions aérobies. D: COD, M: azote organique minéralisé, R: COP résiduel, non oxydé (OTSUKI et HANYA, 1972).

Ces expériences ont conduit à définir 3 parts contenues dans le COP phytoplanctonique biodégradable. Une première part, de 7 %, est libérée sous la forme de substances organiques dissoutes - donc très rapidement biodégradables -; une seconde part, de 45 %, est dégradée sur les 5 premiers jours d'incubation et une dernière part, de 30 %, plus lentement biodégradable.

* Répartition du COP fluvial dans les variables P_{hIC} et P_{hrC} :

A partir des différents résultats présentés en bibliographie, nous avons posé les hypothèses suivantes :

- Le compartiment représentatif du COP rapidement hydrolysable (P_{hrC}) est alimenté par 45 % du COP d'origine phytoplanctonique et par 20 % du COP détritique, mesurés en Loire.

$$[P_{hrC}]_{\text{apports}} = 0,45 \cdot [\text{COP phytoplanctonique}]_{\text{Loire}} + 0,20 \cdot [\text{COP détritique}]_{\text{Loire}}$$

- Le compartiment représentatif du COP lentement hydrolysable est alimenté par 30 % du COP phytoplanctonique et par 10 % du COP détritique, mesurés en Loire.

$$[P_{hlC}]_{\text{apports}} = 0,30 \cdot [\text{COP phytoplanctonique}]_{\text{Loire}} + 0,10 \cdot [\text{COP détritique}]_{\text{Loire}}$$

2. Apports en NOP

* Biodégradabilité du NOP d'origine fluviale

Peu d'études sur la biodégradabilité du NOP sont exposées en bibliographie. Aussi, nous nous sommes référés aux seules expériences d'OTSUKI et HANYA (1972).

Leurs résultats sont présentés dans la figure suivante:

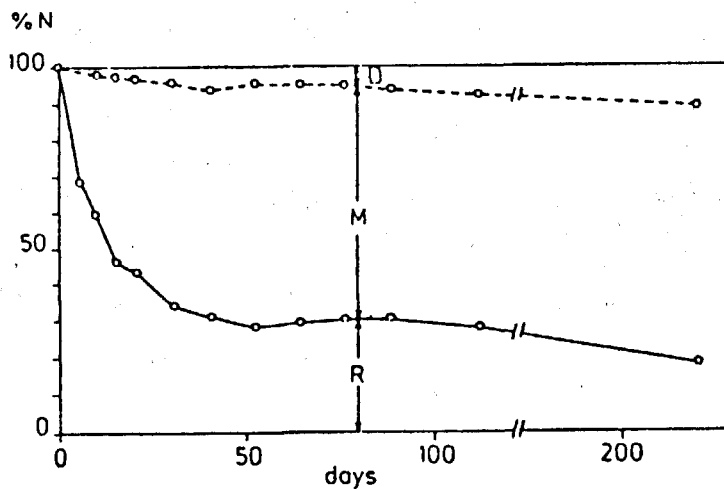


Figure 4.7. Evolution de l'azote organique (en % du NOP initialement présent) au cours de la décomposition d'algues vertes, *Scenedesmus*, en conditions aérobies. D: NOD, M: azote organique minéralisé, R: NOP résiduel, non oxydé (OTSUKI et HANYA, 1972).

Après 220 jours d'incubation, 74 % du NOP initial est dégradé. Trois fractions principales de l'azote organique phytoplanctonique sont distinguées en fonction de leurs biodégradabilités :

- * 6 % de l'azote organique présent en début d'expérience est libéré sous forme dissoute, très rapidement biodégradable. Ces composés sont probablement issus, en grande partie, de la lyse des cellules algales par cryogénie.

- * 68 % (74 - 6) du NOP initial est labile sur la durée de l'expérience, dont 62 % correspond à du matériel dégradé au bout de 30 jours; et

- * 26 % du NOP initial apparaît très lentement biodégradable voire réfractaire.

Malgré le fait que les cinétiques de décomposition des cellules phytoplanctoniques et de leurs produits d'excrétion varient selon les conditions environnementales (BILLEN, 1984; NALEWAJKO et al., 1976), les résultats précédents sont utilisés pour estimer la biodégradabilité du NOP total.

□ La biodégradabilité du NOP phytoplanctonique, défini par le matériel présent en début d'incubation, et rapidement biodégradable s'élève à 6 % du NOP initial, tandis que la fraction plus lentement biodégradable représente 68 % du NOP initial.

□ La biodégradabilité du NOP détritique apporté par le fleuve, constitué de matériel mort d'origines diverses, peut être approchée par la biodégradabilité du NOP phytoplanctonique dont la dégradation a débuté. En référence aux résultats précédents, nous utilisons la fraction biodégradable du NOP affranchie de la part rapidement lysée pour représenter le NOP détritique hydrolysable, soit, 68 % du NOP initial. Nous verrons par la suite (chapitre 5) que le modèle n'est pas sensible à cette hypothèse.

** Répartition du NOP fluvial dans les variables P_{hrN} et P_{hlN} :*

Les fractions azotées des variables représentatives de la matière organique particulaire rapidement (P_{hrN}) et lentement hydrolysables (P_{hlN}) sont alimentées en NOP fluvial selon les hypothèses suivantes :

$$[P_{hrN}]_{\text{apports}} = 0,06. [\text{NOP phytoplanctonique}]_{\text{Loire}}$$

$$[P_{hlN}]_{\text{apports}} = 0,68. [\text{NOP phytoplanctonique}]_{\text{Loire}} + 0,68. [\text{NOP détritique}]_{\text{Loire}}$$

La figure 4.8 présente de manière schématique les hypothèses utilisées dans la répartition des apports fluviaux dans les variables du modèle.

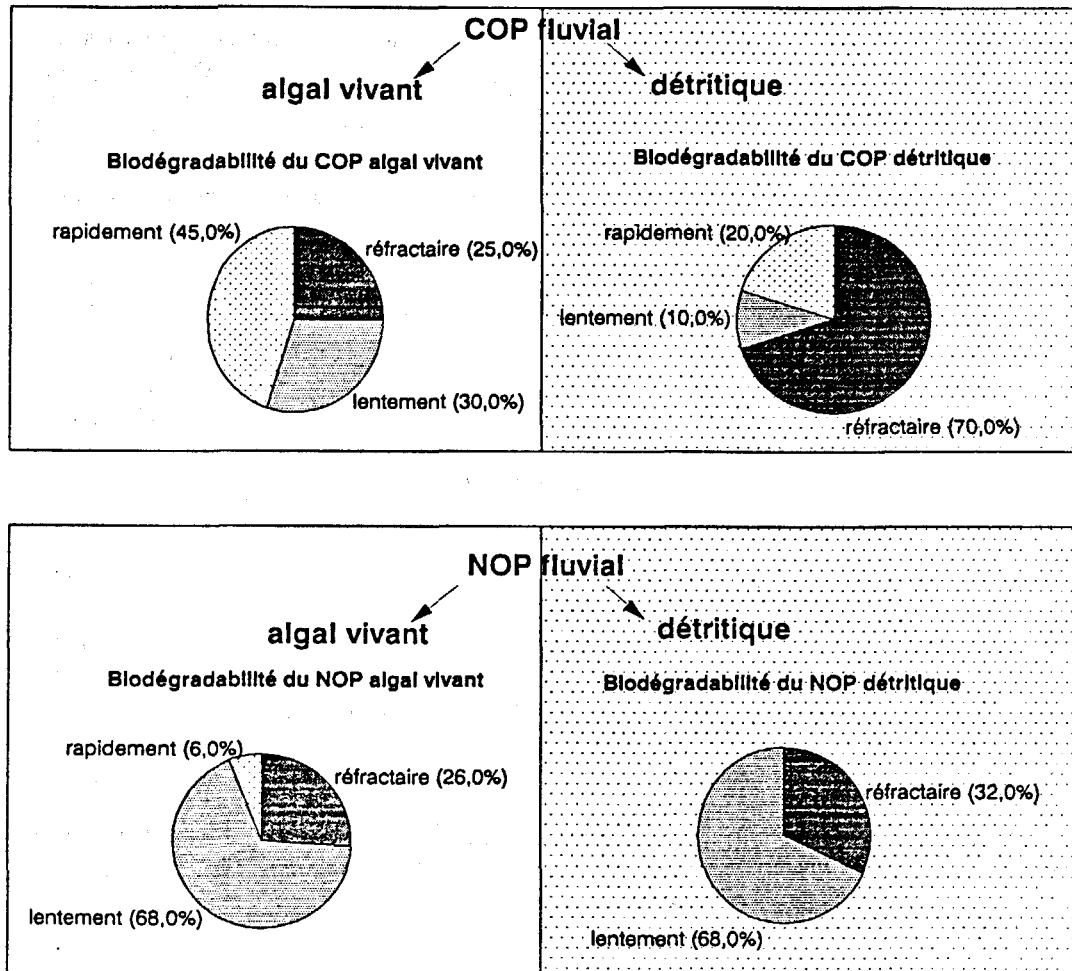


Figure 4.8. Biodégradabilité du COP et du NOP fluvial utilisée dans leur répartition dans les variables d'état.

4.4.1.3 Apports en matière organique bactérienne vivante

A défaut d'informations précises, nous négligeons les apports fluviaux en biomasses bactériennes.

Même si la biomasse bactérienne apportée par le fleuve est importante, son activité dans la zone de turbidité maximale risque d'être modifiée par les conditions inhérentes à cette zone. En effet, la production de bactéries dans la zone fluviale est associée à une forte activité planctonique (TRONCZYNSKI, 1985). Il serait intéressant de connaître la réponse de ces populations développées en zone fluviale, à une modification des teneurs en oxygène dissous, en MES et de la salinité. Mais ce point ne rentre pas dans le cadre des recherches engagées au cours de ce travail.

4.4.1.4 Rejets d'origine anthropique

Seuls les flux de DBO_5 sont considérés dans le modèle en termes d'apports en carbone organique biodégradable.

En effet, nous ne tenons pas compte des rejets en sels azotés en raison de l'insensibilité du modèle à ce type d'apports (cf paragraphe 5.1). Leur influence doit se porter au niveau de la production primaire, qui n'est pas modélisée.

** Correspondance entre la DBO_5 apportée par les rejets et le carbone organique biodégradable*

En effet, la mesure de DBO_5 renseigne sur la dégradabilité de la matière organique de l'effluent par les bactéries présentes dans le milieu. Or, la dilution d'un effluent urbain provoque une compétition interspécifique (SERVAIS et al., 1990) entre les bactéries autochtones et les bactéries apportées par le rejet, généralement de plus grosses tailles. Cette compétition modifie l'activité organotrophe autour du point de rejet. Puisque le modèle reproduit l'activité bactérienne hétérotrophe, nous avons choisi de représenter la charge organique biodégradable apportée par les rejets plutôt que la DBO_5 . Cette charge organique est reconnue pour être rapidement dégradée. Ne disposant pas à l'heure actuelle, de mesures de carbone organique apportés par les rejets, les flux de DBO_5 sont donc convertis en flux de carbone rapidement hydrolysable.

Le rapport entre la DBO_5 et la quantité de carbone oxydé peut être approché à partir des rapports DCO/C dégradable (demande chimique en oxygène/carbone organique biodégradable) et DCO/DBO_5 . Nous choisissons pour le rapport DCO/C dégradable, une valeur stoechiométrique moyenne de $2,7 \text{ mg DCO} \cdot \text{mg}^{-1} \text{ C}$ dégradable, estimée à partir de l'équation générale d'oxydation de la matière organique (SVERDRUP, 1942). La valeur du second rapport est communément admise à 1,47 (GIONA et ANNESINI, 1979). Les flux de DBO_5 sont convertis en flux de carbone organique biodégradable à partir du coefficient $0,54 \text{ mg C}_{\text{dégradable}} \cdot \text{mg}^{-1} \text{ DBO}_5$.

Cette conversion est également utilisée pour les rejets d'origine industrielle.

Mais il existe peu d'informations quant aux fractions dissoute et particulaire de la charge organique rejetée. Une étude de sensibilité sera réalisée (paragraphe 5.1) non seulement sur la part des fractions dissoute et particulaire rapidement hydrolysables de cette charge organique, mais aussi sur l'abattement de leurs flux.

* Répartition du flux de DBO_5 apporté par les rejets urbains et industriels dans les gradients temporels de D_{hrC} et P_{hrC}

Le flux de carbone organique biodégradable apporté par les rejets urbains et industriels, est ajouté à l'équation de l'évolution temporelle des variables D_{hrC} et P_{hrC} selon le gradient suivant:

$$\frac{dD_{hrC}}{dt} \text{ apport} = \frac{FDBO_5}{V} \cdot 0,54 \cdot f_d$$

$$\frac{dP_{hrC}}{dt} \text{ apport} = \frac{FDBO_5}{V} \cdot 0,54 \cdot (1-f_d)$$

avec, $(dD_{hrC}/dt) \text{ apport}$: variation temporelle due aux apports par les rejets de la variable D_{hrC}

$(dP_{hrC}/dt) \text{ apport}$: variation temporelle due aux apports par les rejets de la variable P_{hrC}

f_d : fraction dissoute des rejets urbains et industriels

$FDBO_5$ ($\text{kg } DBO_5 \cdot \text{s}^{-1}$): flux de DBO_5 apporté par les rejets urbains et industriels.

V (m^3) : volume du bouchon vaseux

4.4.2 APPORTS EN SELS NUTRITIFS AZOTES

Les flux en sels nutritifs apportés de la zone fluviale, dans le bouchon vaseux, sont calculés à partir du produit du débit fluvial et des concentrations en azote ammoniacal et nitrique mesurés à Ancenis (pK 90), relativement au mois en cours dans les simulations.

Liste des figures

oOo

- Figure 4.1.** Organigramme général du modèle de dégradation bactérienne de la matière organique appliqué à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.
- Figure 4.2.** Evolution saisonnière du pourcentage de COP d'origine phytoplanctonique dans le COP total en Loire fluviale (à Ancenis), en 1988.
- Figure 4.3.** Profils longitudinaux des concentrations en chlorophylle a (en $\mu\text{g.l}^{-1}$) mesurées dans l'estuaire de la Loire, en mars, juin et septembre 1988.
- Figure 4.4.** Variations du rapport C/N (en $\text{g C.g}^{-1}\text{ N}$) de la matière organique phytoplanctonique. (a) rapport C/N calculé à partir de cultures batch d'espèces phytoplanctoniques. (●): SAKSHAUG et HOLM-HANSEN (1977), (■): CONOVER (1975), (□): FOY et SMITH (1980), (○): PARSONS et STRICKLAND (1963). (b) rapport C/N estimé à partir de communautés phytoplanctoniques prélevées en milieu côtier. (●): LANCELOT-VAN BEVEREN (1980), (■): BANSE (1974). (c) variations du rapport C/N de différentes espèces phytoplanctoniques, placées en culture, en fonction de leur taux de croissance relatif (●): cycle jour-nuit de 12-12 h, (□): illumination constante. Résultats compilés par LANCELOT et BILLEN (1985).
- Figure 4.5.** Flux de DBO_5 déversés par les rejets urbains dans l'estuaire de la Loire (1989).
- Figure 4.6.** Evolution du carbone organique (en % du COP initialement présent) au cours de la décomposition d'algues vertes, *Scenedesmus*, en conditions aérobies. D: COD, M: azote organique minéralisé, R: COP résiduel, non oxydé (d'après OTSUKI et HANYA, 1972).
- Figure 4.7.** Evolution de l'azote organique (en % du NOP initialement présent) au cours de la décomposition d'algues vertes, *Scenedesmus*, en conditions aérobies. D: NOD, M: azote organique minéralisé, R: NOP résiduel, non oxydé (d'après OTSUKI et HANYA, 1972).
- Figure 4.8.** Biodégradabilité du COP et du NOP fluvial utilisée dans leur répartition dans les variables d'état.

Liste des tableaux oOo

- Tableau 4.1.** Bilan des rejets urbains en Loire exprimés en flux déversés ($\text{kg}\cdot\text{jour}^{-1}$), moyennés sur l'année 1990, en fonction de leur point d'impact sur l'estuaire.
- Tableau 4.2.** Bilan des rejets industriels en Loire exprimés en flux déversé ($\text{kg}\cdot\text{jour}^{-1}$) et moyennés sur l'année 1990 (à défaut sur l'année 1989).
- Tableau 4.3.** Fraction biodégradable du carbone organique dissous dans des échantillons d'eau d'origines diverses.
- Tableau 4.4.** Fraction biodégradable du carbone organique particulaire dans des échantillons d'eau d'origines diverses.
- Tableau 4.5.** Caractéristiques physiques de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire en juin 1988.
- Tableau 4.6.** Mesures de DBO_5 , de matériel organique et de sels nutritifs obtenues au cours de différentes campagnes organisées en juin.
- Tableau 4.7.** Caractéristiques physiques de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire en septembre 1988.
- Tableau 4.8.** Mesures de DBO_5 , de matériel organique et de sels nutritifs obtenues au cours de différentes campagnes organisées en septembre.

5.1 PRESENTATION DES RESULTATS DU MODELE PREMIERES INFORMATIONS SUR LE FONCTIONNEMENT DU SYSTEME

5.1.1 RESULTATS DE L'APPLICATION DU MODELE EN SYSTEME FERME

Le modèle est résolu en système fermé lorsque les apports fluviaux ne sont pas pris en compte. Les seuls processus hydrodynamiques modélisés sont les cycles de dépôts - remises en suspension d'une partie du matériel particulaire de la crème de vase.

Dans cette partie, la situation hydrodynamique choisie est celle du mois de septembre 1988.

Le volume d'eau de la zone est imposé par les résultats du modèle d'oxygène dissous; les stocks de matériel particulaire en suspension et déposé sous forme de crème de vase sont calculés à partir des résultats du modèle d'oxygène dissous et des mesures de 1988.

Au cours de ce calcul, le matériel particulaire reste piégé dans la zone de turbidité maximale. La concentration en oxygène dissous de la colonne d'eau est celle de la saturation, ce qui a pour conséquence de ne pas y limiter les taux de croissance bactériens.

La température est constante; elle est calculée à partir des températures mesurées en Loire fluviale en septembre 1988. Les paramètres cinétiques n'ont pas été changés depuis le calage.

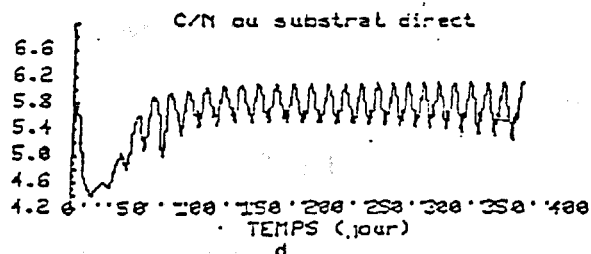
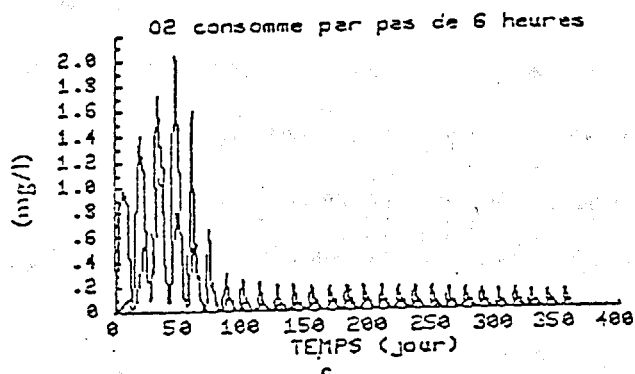
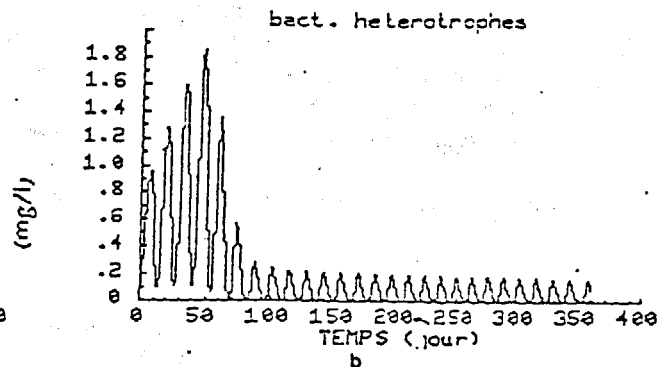
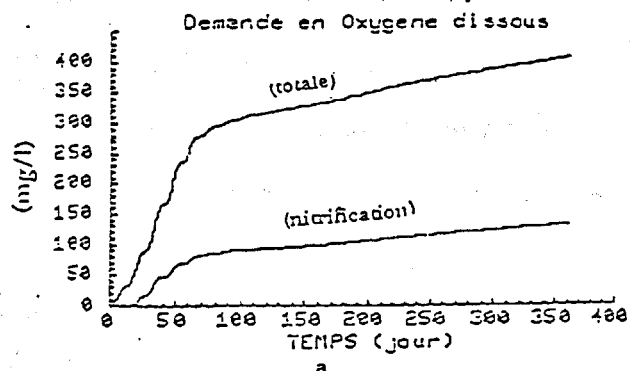
Les résultats sont exploités sur 2 échelles de temps. La première exploitation est présentée sur un temps suffisamment long, 360 jours, pour que le système se stabilise et nous permette de mieux comprendre son fonctionnement; la seconde exploitation est présentée sur un cycle lunaire de 14,7 jours, après stabilisation du système afin de différencier les processus entre les marées de mortes eaux et de vives eaux.

5.1.1.1 Résultats du modèle sur 360 jours de simulation

L'évolution temporelle des différentes variables d'état permet de dégager quelques remarques principales. La figure 5.1 (a) présente la demande en oxygène dissous, totale et celle due à la nitrification, cumulée au cours du temps. Sans apports extérieurs, le système se stabilise dès le 100^{ème} jour de calcul; cela signifie que les variables d'état et l'activité bactérienne en particulier, atteignent, pour les conditions initiales posées, un état d'équilibre après 3 mois d'évolution. Par ailleurs, nous pouvons remarquer (figure 5.1 b) une nette augmentation de la biomasse bactérienne dans la colonne d'eau à chaque remise en suspension de la crème de vase. De ce fait, les bactéries fixées aux particules qui suivent les cycles de dépôt-remises en suspension, induisent une augmentation de l'activité organotrophe (BENT et GOULDER, 1981; CLARKE et JOINT, 1986) dans la colonne d'eau au moment des remises en suspension des particules de la crème de vase. L'apport de matière organique par la dilution de la crème de vase dans la masse d'eau entraîne également un accroissement de la biomasse bactérienne hétérotrophe dans la colonne d'eau. Plus de 70 % de la demande en oxygène dissous calculée par pas de temps de 6 heures (figure 5.1 c) est en effet réalisé au cours des marées de vives eaux.

Il est par ailleurs intéressant de constater que le rapport C/N du substrat directement assimilable dans la colonne d'eau (figure 5.1 d) comme dans la crème de vase (figure 5.1 e), oscille autour d'une valeur de 5,8 légèrement supérieure à 5, sa valeur initiale. L'augmentation du rapport C/N, en accord avec l'évolution de l'état de dégradation du matériel organique dans les dépôts en milieu aquatique (LANCELOT et BILLEN, 1985), n'est cependant pas comparable aux valeurs observées, au cours des campagnes de 1990 et 1991, comprises entre 6 et 9; ceci est dû au fait que le substrat directement assimilable n'est pas représentatif de toute la matière organique dissoute.

Colonne d'eau



Crème de vase

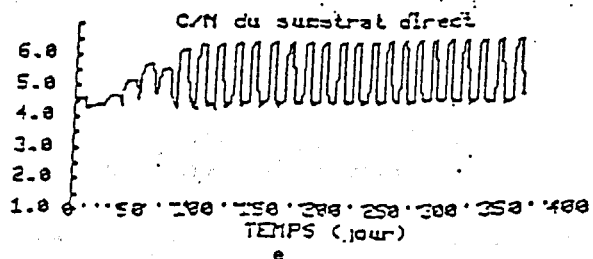
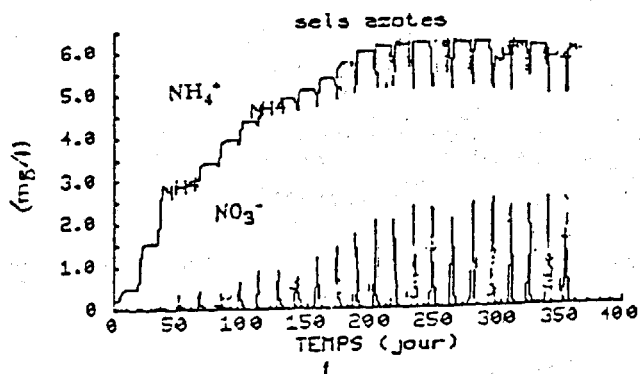


Figure 5.1. Principaux résultats du modèle de dégradation bactérienne de la matière organique calculés sur 360 jours et appliqué à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire considérée en système fermé. Evolutions temporelles dans la colonne d'eau de (a) la demande en oxygène dissous (en $\text{mg.l}^{-1} \text{O}_2$), (b) la biomasse bactérienne hétérotrophe (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$), (c) l'oxygène dissous consommé par pas de temps de 6 heures et (d) le rapport C/N du substrat directement assimilable. Evolutions temporelles dans la crème de vase (e) du rapport C/N du substrat directement assimilable et (f) des sels azotés ($\text{mg.l}^{-1} \text{N}$).

5.1.1.2 Résultats du modèle sur un cycle lunaire

L'exploitation du modèle sur un cycle de 14 jours a pour objectif de comparer les incidences des processus modélisés sur la demande en oxygène dissous au cours des phases de dépôts et de remises en suspension de la crème de vase. La période d'un cycle lunaire peut être découpée en deux en fonction des coefficients de marée; nous supposons qu'à chaque marée de mortes eaux, soit 7 jours, correspond une phase de dépôt du matériel particulaire sous forme de crème de vase, et qu'à une marée de vives eaux correspond une phase de remise en suspension de cette couche dans la colonne d'eau.

Les résultats ont été extraits de la simulation précédente, après stabilisation du système, soit entre le 100^{ème} et 114^{ème} jour de calcul.

Les résultats des simulations montrent que 72 % de la demande en oxygène dissous est réalisée pendant la phase de remise en suspension de la crème de vase. La quantité d'oxygène dissous demandée sur 7 jours, par la minéralisation de la matière organique est de 603 tonnes au cours d'une marée de mortes eaux et de 1550 tonnes au cours d'une marée de vives eaux. Cette augmentation s'explique par l'enrichissement de la colonne d'eau en composés organiques biodégradables, au moment des remises en suspension de la crème de vase. Parmi ces composés, les plus influents sur la demande en oxygène dissous sont : le substrat directement assimilable et la biomasse bactérienne hétérotrophe. Le modèle considère en effet, que la biomasse bactérienne hétérotrophe dont l'activité est ralentie en environnement anoxique (crème de vase) est capable de reprendre, sans temps d'adaptation, un métabolisme aérobie (colonne d'eau).

Sans apports, l'activité organotrophe induite par l'oxydation du stock de matière organique en place dans le bouchon vaseux s'élève en moyenne à $3 \text{ g C.m}^{-2}\text{.jour}^{-1}$, avec des maxima en vives eaux de $5 \text{ g C.m}^{-2}\text{.jour}^{-1}$. La part du carbone organique apporté par la crème de vase s'élève à 14 % du stock total assimilé au cours des 14 jours, ce qui signifie que la crème de vase joue un rôle non négligeable dans le cycle de dégradation de la matière organique de la zone de turbidité maximale.

En ce qui concerne l'ammonium (figure 5.1 f), son taux de formation dans la crème de vase atteint en moyenne, sur un cycle lunaire, $6 \text{ nmol N-NH}_4\text{.g}^{-1}\text{.h}^{-1}$; cette valeur est du même ordre de grandeur que les taux estimés à partir des résultats des campagnes de septembre 1990, de $3 \text{ nmol.g}^{-1}\text{.h}^{-1} \text{ N-NH}_4$ et de septembre 1991, de $10 \text{ nmol.g}^{-1}\text{.h}^{-1} \text{ N-NH}_4$.

5.1.2 RESULTATS DE L'APPLICATION DU MODELE EN SYSTEME OUVERT

Dans les résultats présentés ci-après, les apports fluviaux sont pris en compte.

L'objectif n'étant pas de reproduire un cycle annuel, puisque le modèle n'y est pas calé, mais d'atteindre un état d'équilibre, le temps des simulations dure 360 jours, au cours desquels le cycle de dépôt - remise en suspension est répété. L'analyse des résultats sur un cycle lunaire sera présentée sous la forme de bilans de carbone organique au paragraphe 5.4.1.

La situation hydrodynamique pour laquelle le modèle est appliqué correspond également au mois de septembre 1988. La simulation a été réalisée avec les mêmes caractéristiques physiques du système "bouchon vaseux - crème de vase" (volume d'eau, stocks de matériel en suspension en mortes eaux et en vives eaux) que celles utilisées dans l'essai précédent, en système fermé. Les apports fluviaux et la température sont constants sur toute la durée de la simulation.

La figure 5.2 présente les courbes enveloppes des évolutions temporelles des compartiments de matière organique, de la demande en oxygène dissous et des sels nutritifs calculées dans la colonne d'eau. Dans la situation de septembre, les valeurs des biomasses bactériennes et de la matière organique dissoute atteintes en fin de mortes eaux ou de vives eaux n'évoluent plus à partir du 200^{ème} jour. La période de 14,7 jours observée sur chacune de ces courbes correspond aux cycles lunaires imposés par l'évolution des matières en suspension (figure 5.2 c).

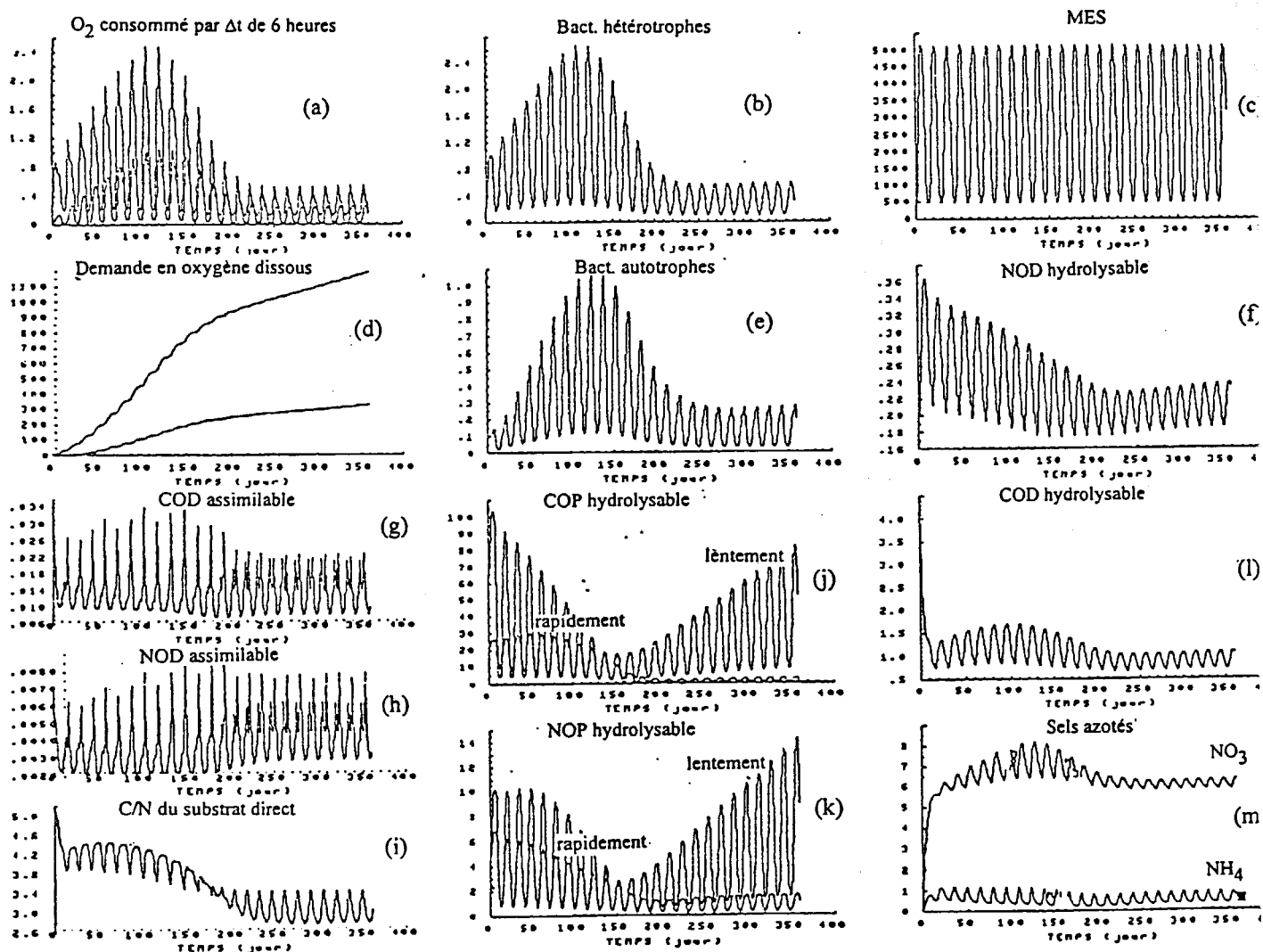


Figure 5.2. Evolution temporelle des variables modélisées dans le bouchon vaseux sur 360 jours de calcul. (a): demande en oxygène dissous cumulée par pas de temps de 6 heures (en $\text{mg.l}^{-1} \text{O}_2.6\text{h}^{-1}$); (b): biomasse bactérienne hétérotrophe (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (c): matières en suspension (en mg.l^{-1}); (d): demande en oxygène dissous cumulée sur le temps de calcul (en $\text{mg.l}^{-1} \text{O}_2$); (e): biomasse bactérienne autotrophe (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (f): NOD rapidement hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$); (g): COD directement assimilable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (h): NOD directement assimilable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$); (i): rapport C/N du substrat direct (en $\text{mg C.mg}^{-1} \text{N}$); (j): COP rapidement et lentement hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (k): NOP rapidement et lentement hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$); (l): COD rapidement hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (m): ammonium et nitrates (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$).

L'enveloppe de l'évolution temporelle des biomasses bactériennes (figure 5.2 b et e) suit une courbe de Gauss. Elle correspond au cycle de croissance - décroissance des microorganismes dont le développement est fonction de la richesse du milieu en substrat organique. Au cours de la phase de croissance, sur les 110 premiers jours, l'assimilation du substrat direct est largement compensée par sa formation par hydrolyse puisque les valeurs maximales des fractions carbonée et azotée de ce substrat ont tendance à croître au cours de cette période (figure 5.2 g et h). L'hydrolyse rapide de la fraction particulière finit par épuiser ce stock de matériel organique à la fin de la phase de croissance bactérienne. C'est alors que les populations bactériennes atteignent un état "stationnaire" caractérisé par des valeurs maximales de biomasses. Ce plateau dure entre 2 et 3 cycles lunaires. Le processus de dépôt - remise en suspension impose une diminution de la biomasse dans la colonne d'eau d'un maximum 90 %. (figure 5.2 b). Au cours de cette phase, la demande en oxygène dissous par pas de temps de 6 heures atteint alors des valeurs maximales. Ensuite, la phase de décroissance bactérienne s'étend du 140^{ème} au 200^{ème} jour. Au delà, l'évolution temporelle du système en général et des populations bactériennes en particulier, atteint un état d'équilibre. La matière organique particulière lentement hydrolysable (figure 5.2 j et k) s'accumule alors progressivement dans la colonne d'eau puisqu'elle continue d'être alimentée par les apports. Quant à la matière organique rapidement hydrolysable, elle est totalement utilisée au cours de son piégeage dans le bouchon vaseux.

L'évolution temporelle du carbone et de l'azote organique directement assimilable (figure 5.2 g et h) présente des pics au cours de la phase stationnaire des biomasses bactériennes, c'est-à-dire au moment où les cinétiques d'hydrolyse sont les plus élevées. Le rapport C/N du substrat direct (figure 5.2 i) diminue au cours des 200 premiers jours, ce qui indique un appauvrissement du milieu plus important en carbone qu'en azote organique.

La formation d'ammonium est directement liée au cycle des biomasses bactériennes nitrifiantes. Leur activité n'est pas limitée par l'ammonium puisque les remises en suspension de la crème de vase provoquent un accroissement de ces teneurs dans la colonne d'eau d'environ 100 %; ces concentrations atteignent en fin de vives eaux jusqu'à $1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$. Les produits d'excrétion des populations hétérotrophes (bactéries et prédateurs) constituent la principale source d'ammonium dans la crème de vase.

Avant de poursuivre l'exploitation du modèle en système ouvert, nous avons commencé par comparer ses résultats aux valeurs mesurées sur le terrain. C'est l'objet du prochain paragraphe.

5.2 VERIFICATION DES RESULTATS DU MODELE

□ Les périodes de mesures sur lesquelles sont basées les vérifications des résultats, correspondent aux mois de juin et de septembre 1988. Elles sont particulièrement intéressantes pour le modèle CYCLAMAIN dans le sens où elles correspondent à une production primaire en zone fluviale relativement forte, permettant ainsi d'enrichir le matériel piégé dans le bouchon vaseux, en composés organiques d'origine phytoplanctonique.

La vérification des résultats du modèle de dégradation de la matière organique sur un an de mesures aurait nécessité au préalable le calibrage du modèle hydrodynamique et donc de celui de l'oxygène dissous sur une année complète. Ces travaux de recherche sont en cours.

Les simulations ont été réalisées pour des caractéristiques physiques du système "bouchon vaseux - crème de vase" (volume d'eau, stocks de matériel en suspension en mortes eaux et en vives eaux) constantes, posées à partir des résultats du modèle d'oxygène dissous et des mesures en MES des mois de juin et de septembre 1988.

Pour les situations de juin et de septembre, les simulations démarrent respectivement 5 et 8 mois avant la sortie des résultats. A défaut de mesures en janvier, les conditions initiales ont été déterminées à partir des concentrations en matière organique et en sels nutritifs mesurées en décembre. Les apports et la température sont corrigés entre 3 et 4 fois par mois en fonction des concentrations, des débits et des températures mesurées en Loire fluviale, en 1988.

□ Les résultats du modèle ont été comparés aux valeurs des différentes concentrations en matière organique, sels nutritifs et demande en oxygène, obtenues au cours des campagnes de mesures réalisées dans le bouchon vaseux (PANSN, 1988; SALIOT et al., 1984; MEYBECK, 1983 et RELEXANS et al., 1988).

1. Comparaison aux valeurs de matière organique

Les valeurs des variables modélisées représentatives de la matière organique sont vérifiées sur les mesures des concentrations en COD, COP, NOD et NOP, selon les mêmes hypothèses que celles utilisées dans l'établissement des conditions initiales (cf paragraphe 3.4.1) pour la fraction dissoute et celles obtenues au cours de la campagne de septembre 1991, pour la fraction particulaire (tableau 2.14); ces hypothèses sont rappelées dans le tableau 5.1.

Tableau 5.1. Correspondances entre les variables modélisées de la matière organique et les teneurs mesurées en COD, NOD, COP et NOP.

Mesures	Variables	Hypothèses
COD	$S_{daC} = 20 \% \text{ COD}$ $D_{hrC} = 10 \% \text{ COD}$	$\text{COD} = (S_{daC} + D_{hrC})/0,3$
NOD	$S_{daN} = 30 \% \text{ NOD}$ $D_{hrN} = 20 \% \text{ NOD}$	$\text{NOD} = (S_{daN} + D_{hrN})/0,5$
COP	$\text{COP}_{\text{biodég}} = 18\% \cdot \text{COP}$	$\text{COP} = (\text{Phr}_C + \text{P}_{hiC})/0,18$
NOP	$\text{NOP}_{\text{biodég}} = 48\% \cdot \text{NOP}$	$\text{NOP} = (\text{Phr}_N + \text{P}_{hiN})/0,48$

2. Comparaison aux valeurs de DBO_5

Pour être comparée à la DBO_5 , la demande en oxygène dissous estimée en continu par le modèle, est cumulée par pas de temps de 5 jours.

3. Comparaison aux valeurs de sels nutritifs azotés

Les concentrations en sels nutritifs azotés calculées dans la colonne d'eau sont directement comparées aux valeurs d'ammonium et de nitrates mesurées au cours des différentes campagnes.

5.2.1 COMPARAISON DES RESULTATS SUR LES MESURES DU MOIS DE JUIN 1988

La période de vérification s'étend du 10 juin au 7 juillet 1988 (figure 5.3).

Caractéristiques hydrodynamiques et sédimentaires:

Débits fluviaux minimum et maximum : 511 et 1144 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Coefficients de marée minimum et maximum : 90 et 45

L'évolution temporelle de ces valeurs est présentée en figure 5.3.

Position du bouchon vaseux : entre 4 et 30 km en amont de Saint Nazaire

Volumes d'eau minimum et maximum : $233 \cdot 10^6$ et $242 \cdot 10^6 \text{ m}^3$

Stocks de matériel particulaire en suspension en morte eau et en vive eau : $141 \cdot 10^3$ et $720 \cdot 10^3 \text{ t}$

Stocks de matériel particulaire déposé en vive eau et en morte eau : $41 \cdot 10^3$ et $620 \cdot 10^3 \text{ t}$

Hauteur d'eau moyenne du bouchon vaseux : 6 m

D'après les mesures des MES, le bouchon vaseux est situé en aval de l'estuaire, centré entre les pK 15 et 20. Cette position peut s'expliquer par les débits de crue qui ont précédé cette période. Le stock maximal de matériel particulaire dans cette zone atteint $761 \cdot 10^3$ tonnes.

La température de l'eau varie de 18 à 20°C. Les apports en COP algal sont pour les journées du 14 juin, du 30 juin et du 6 juillet respectivement de 202, 106 et 137 $\text{t} \cdot \text{jour}^{-1}$.

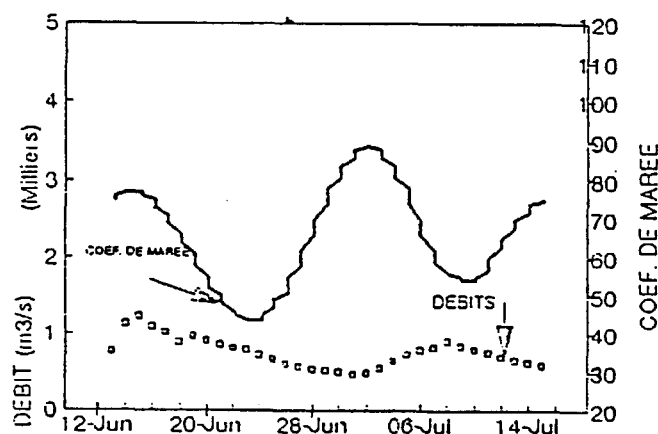


Figure 5.3. Evolution temporelle des débits fluviaux (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et des coefficients de marée dans l'estuaire de la Loire en juin 1988.

La comparaison des résultats du modèle avec les mesures de matière organique, de DBO_5 , de MES et de sels nutritifs est présentée en figure 5.4.

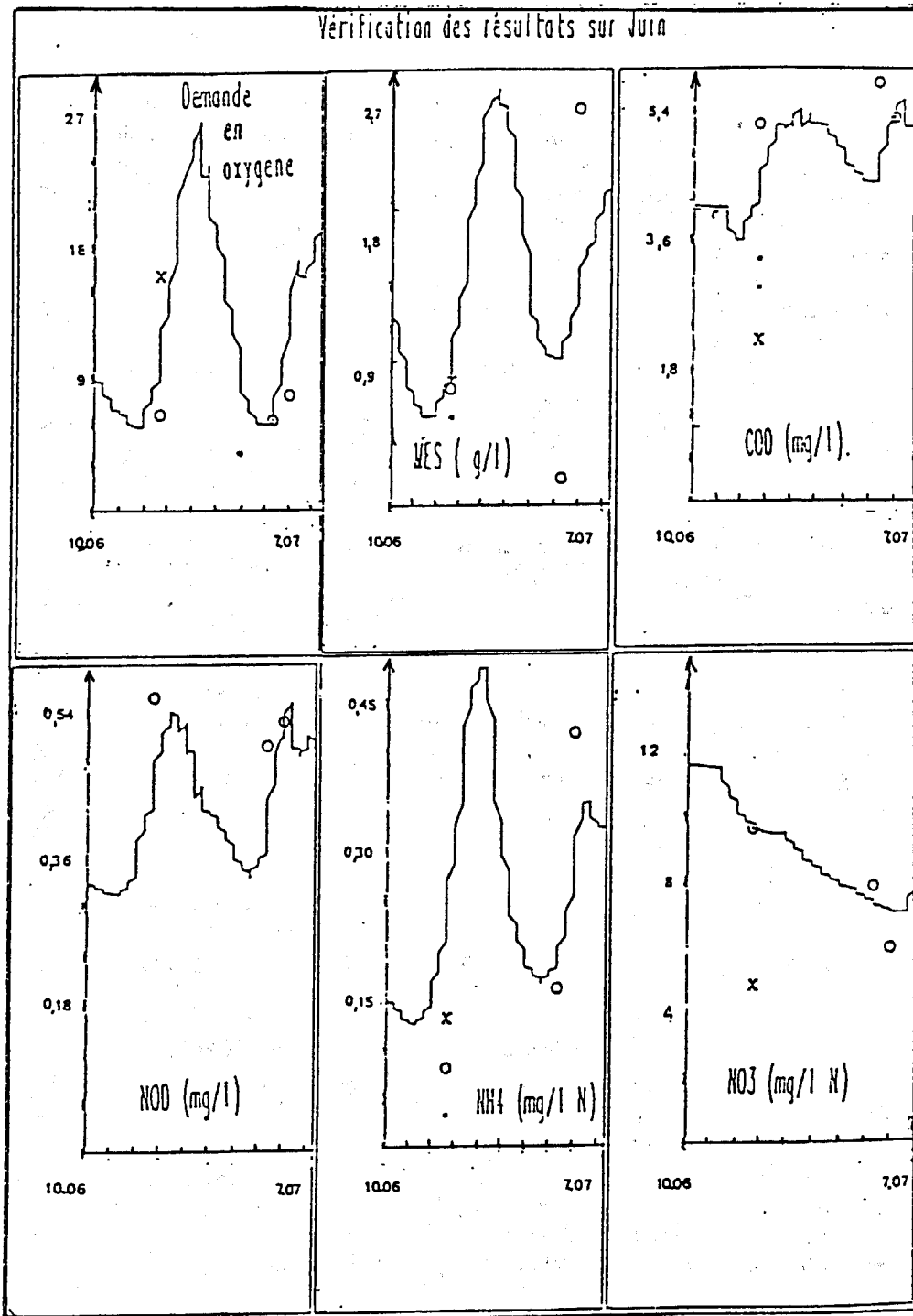


Figure 5.4. Vérification des résultats du modèle sur les concentrations en DBO_5 (en $\text{mg.l}^{-1} \cdot 5 \text{ jours}^{-1}$), en matière organique (en mg.l^{-1} COD, mg.l^{-1} NOD) et en sels nutritifs azotés (en mg.l^{-1} N) mesurées dans le bouchon vaseux entre le 10 juin (162^{ème} jour) et le 7 juillet (189^{ème} jour) 1988. (o): PANSN, 1988; (x): LCPC, 1988; (*) SALIOT et al., 1984 et BILLEN et al., 1986.

Dans la colonne d'eau, les résultats des composés dissous obtenus par le modèle sont situés dans la même gamme de valeurs que les mesures. La demande totale en oxygène à 5 jours varie de 6 à 27 mg.l⁻¹; le COD, de 3,5 à 5,8 mg.l⁻¹; le NOD, de 0,33 à 0,55 mg.l⁻¹; l'ammonium de 0,13 à 0,45 mg.l⁻¹ et les nitrates de 6 à 11,5 mg.l⁻¹.

Mais le matériel organique particulaire est surestimé par le modèle en raison même du forçage imposé par le piégeage des particules dans le bouchon vaseux; en effet, le matériel particulaire apporté de l'amont est supposé rester dans la zone de turbidité maximale, sur le temps des simulations. Si nous imposons une fraction biodégradable du COP de 18 %, le rapport COP/MES estimé par le modèle est d'environ 15 %, alors que la part moyenne mesurée en juin 1988 n'est que de 3 %. Pour une fraction biodégradable du NOP de 48 %, la valeur moyenne du rapport NOP/MES calculée par le modèle de 1 %, est surévaluée par rapport à la valeur moyenne mesurée, de 0,3 %. Il aurait été intéressant de connaître la charge particulaire expulsée du bouchon vaseux entre janvier et juin 1988 de manière à minimiser l'erreur du modèle sur les concentrations en matériel organique particulaire.

Par ailleurs, le nombre de points de comparaison est faible. Il aurait été souhaitable d'avoir des mesures quotidiennes de matière organique, de demande en oxygène dissous et de sels nutritifs sur la période de vérification, afin de suivre plus précisément l'évolution de ces quantités sur plusieurs cycles de mortes eaux - vives eaux.

5.2.2 COMPARAISON DES RESULTATS SUR LES MESURES DU MOIS DE SEPTEMBRE 1988

La période de vérification s'étend du 6 septembre au 5 novembre 1988 (figure 5.5).

□ Caractéristiques hydrodynamiques et sédimentaires:

Débits fluviaux minimum et maximum : 222 et 395 m³.s⁻¹

Coefficients de marée minimum et maximum : 30 et 120

L'évolution temporelle de ces valeurs est présentée en figure 5.5.

Position du bouchon vaseux : entre 30 et 70 km en amont de Saint Nazaire

Volumes d'eau minimum et maximum : 91.10⁶ et 99.10⁶ m³

Stocks de matériel particulaire en suspension en morte eau et en vive eau : 38.10³ et 464.10³ t

Stocks maximal de matériel particulaire déposé en vive eau et en morte eau : 56.10³ et 482.10³ t

Hauteur d'eau moyenne du bouchon vaseux : 6,7 m

D'après les mesures en MES, le bouchon vaseux est centré juste en aval de la ville de Nantes; le stock maximal de matériel particulaire atteint dans cette zone 520.10³ tonnes.

La température de l'eau décroît régulièrement de 19°C à la mi-septembre à 8,5°C le 3 novembre. Les apports en COP algal sont pour les journées du 13 septembre, du 26 septembre et du 3 novembre respectivement de 45, 62 et 44 t.jour⁻¹.

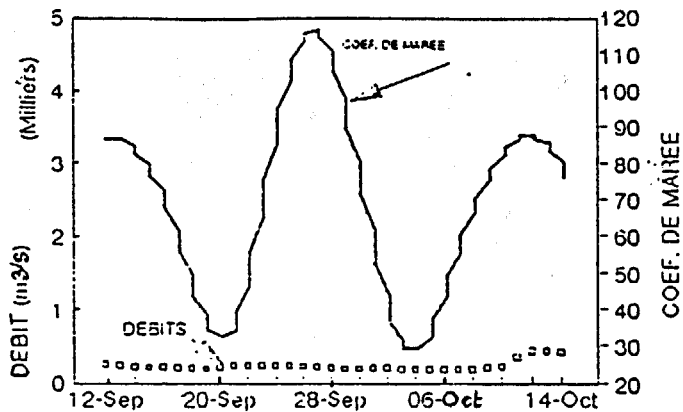


Figure 5.5. Evolution temporelle des débits fluviaux (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et des coefficients de marée dans l'estuaire de la Loire en septembre 1988.

□ La comparaison des résultats du modèle avec les mesures de matière organique, de DBO_5 , de MES et de sels nutritifs est présentée en figure 5.6.

Les résultats des composés dissous obtenus par le modèle sont situés dans la même gamme de valeurs que les mesures. Nous pouvons remarquer d'importantes fluctuations de la demande totale en oxygène à 5 jours, liées aux cycles de dépôts et de remises en suspension des particules; la DBO_5 estimée varie, entre une marée de mortes eaux et une marée de vives eaux, de 3 à 45 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, début septembre et de 3 à 27 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, début novembre. La baisse de la demande maximale en oxygène dissous au cours du temps, est liée non seulement à la diminution des apports mais également à la diminution de la température de surface, qui passe de 19°C le 13 septembre à 8,5°C le 3 novembre 1988.

L'accumulation des particules combinée au processus de dilution de la crème de vase dans la colonne d'eau expliquent les fortes teneurs en matériel organique particulaire estimées par le modèle, comparativement à celles mesurées. Exprimées en % MES, ces teneurs restent supérieures aux mesures. Le rapport COP/MES estimé par le modèle est en moyenne de 6 %, alors que la valeur moyenne mesurée en septembre 1988 est de 2 %. Cependant, le rapport NOP/MES qui est approché par le modèle à une valeur de 0,4 % reste comparable à la valeur mesurée de 0,3 %.

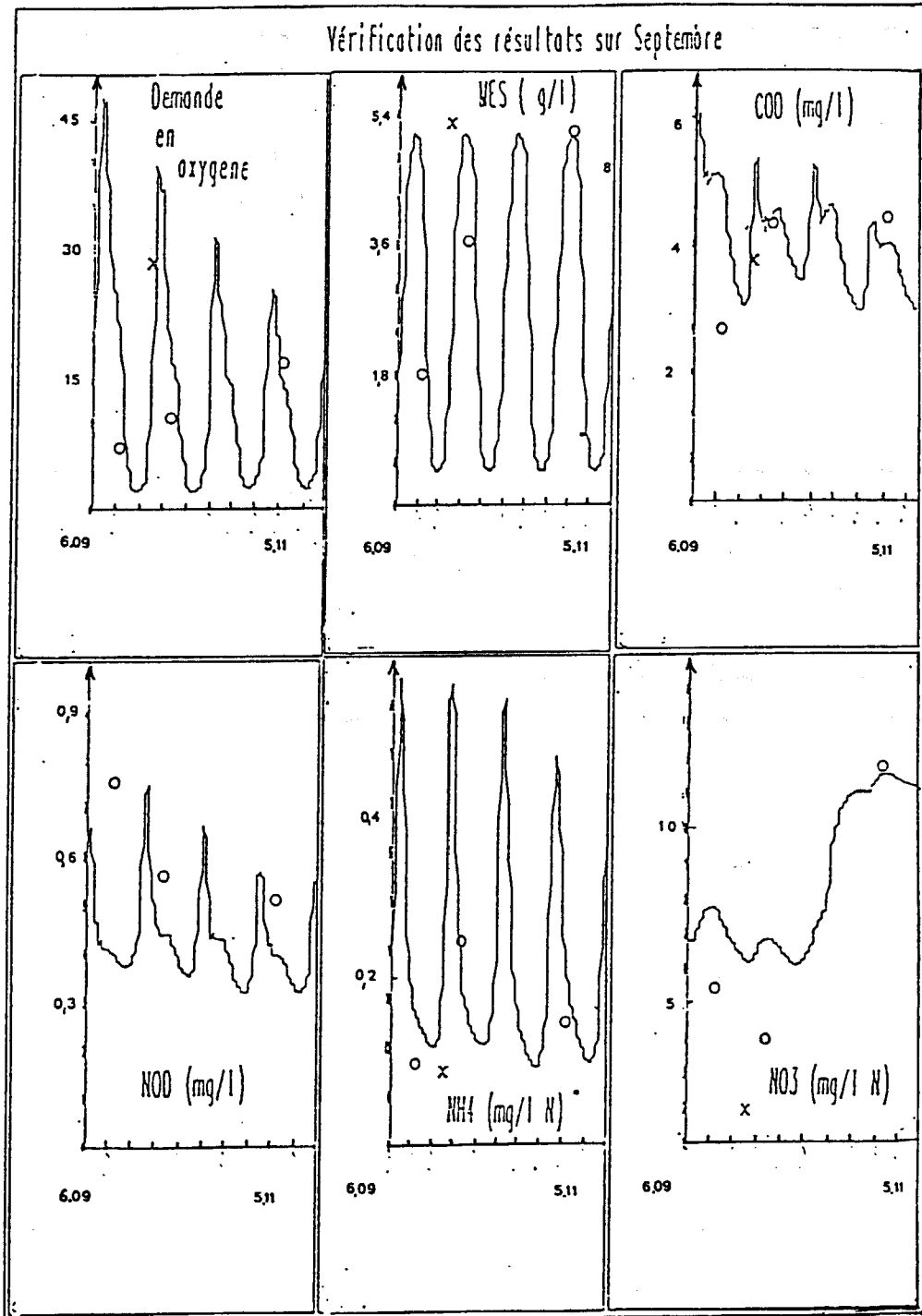


Figure 5.6. Vérification des résultats du modèle sur les concentrations en DBO_5 (en $\text{mg.l}^{-1}.\text{j}^{-1}$), en COD (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$), en NOD (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$) et en sels nutritifs azotés (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$) mesurées dans le bouchon vaseux du 6 septembre au 5 novembre 1988 (du 250^{ème} au 310^{ème} jour de l'année 1988). (o): PANSN, 1988; (x): LCPC, 1988; (*) SALIOT et al., 1984 et BILLEN et al., 1986.

Par ailleurs, les teneurs en nitrates semblent surévaluées par le modèle en raison sûrement d'une nitrification trop importante, favorisée par des températures de l'eau relativement élevées.

Les cycles lunaires de dépôts - remises en suspension ont également une large incidence sur les teneurs en ammonium de la colonne d'eau. Elles varient de 0,12 à 0,55 mg.l⁻¹ tandis que les valeurs mesurées n'excèdent pas 0,25 mg.l⁻¹. Cette différence est probablement due au forçage trop important de la dilution de la crème de vase en marées de vives eaux, au cours desquelles elle perd 88 % de son volume.

D'autres points de mesures auraient été nécessaires pour assurer la validité de ce modèle en situations hydrodynamiques critiques, et particulièrement des points de mesures réguliers dans la crème de vase.

Mais le caractère de ce modèle n'a pas l'ambition d'être prédictif. Il doit répondre à certaines interrogations posées quant aux rôles de la crème de vase et des apports dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux.

Il permet déjà de remarquer que la demande en oxygène dissous est plus forte en septembre qu'en juin, malgré le plus faible tonnage en matériel particulaire; mais il est compensé par des volumes d'eau moins importants puisqu'en débit d'étiage, le bouchon vaseux remonte vers l'amont de l'estuaire où les sections sont plus étroites.

Il est donc intéressant d'étudier la réponse, en termes de demande en oxygène, de la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire aux différentes conditions de milieu en connaissant au préalable la sensibilité du modèle non seulement à ces conditions mais aussi aux paramètres et variables modélisées. C'est l'objet du prochain paragraphe dont l'objectif est de mesurer la sensibilité du modèle aux paramètres cinétiques, aux coefficients stoechiométriques, aux conditions initiales (en matière organique et en sels nutritifs), à la température et aux apports (en termes de flux et de fractions biodégradables).

5.3 ETUDE DE SENSIBILITE

L'étude de sensibilité du modèle est réalisée pour des conditions hydrodynamiques représentatives du mois de septembre 1988 en raison de la situation critique qu'il représente (anoxie). Ces données ont été utilisées lors de la vérification des résultats aux mesures de septembre 1988 (cf paragraphe 5.2.2). Le jeu des paramètres cinétiques n'a pas été modifié depuis leur calage.

Le système est considéré ouvert; les apports fluviaux sont constants sur toute la durée des simulations.

Nous rappelons que les simulations sont réalisées sur 360 jours de calcul, au cours desquels la période de calibration est répétée. Cette procédure permet de comparer l'évolution temporelle des variables d'état du système au cours de sa mise en route et de sa phase d'équilibre.

La sensibilité du modèle est testée aux paramètres cinétiques, à la température, aux conditions initiales, aux apports, et aux hypothèses de biodégradabilité de la matière organique d'origine fluviale.

Nous ne nous attacherons dans cette partie qu'à présenter les principales informations sur le fonctionnement du système modélisé ainsi que les variations de demande en oxygène dissous du bouchon vaseux par rapport à une valeur de référence (tableau 5.2). La situation de référence à laquelle les résultats sont comparés correspond à la simulation précédente réalisée en système ouvert (paragraphe 5.1.2) et pour le même jeu de paramètres cinétiques que celui obtenu au cours du calage.

En ce qui concerne la sensibilité aux paramètres cinétiques, aux coefficients stoechiométriques et aux conditions initiales, les variations de demande en oxygène (DO) par rapport à une valeur de référence, sont calculées pour des diminutions de ceux-ci de 50 %. En ce qui concerne la sensibilité aux apports, les variations de la demande en oxygène dissous sont calculées pour une augmentation des flux apportés par le fleuve de 50 %. Et enfin, la sensibilité aux pourcentages de biodégradabilité de la matière organique apportée par le fleuve est présentée dans la gamme de pourcentages testés.

Tous les autres résultats de cette étude sont présentés en détails dans l'annexe 6.

Tableau 5.2. Etude de sensibilité du modèle de dégradation de la matière organique aux paramètres cinétiques, aux coefficients stoechiométriques, à la température, aux conditions initiales et aux apports. La demande en oxygène ultime (DO_u) est calculée à 360 jours. La réponse du modèle (ΔDO_u référence) est exprimée en pourcentage représentant la variation de la DO ultime par rapport à une valeur de référence. Les résultats sont présentés pour une diminution des paramètres cinétiques, des coefficients stoechiométriques et des conditions initiales de 50 % par rapport à une situation de référence. En ce qui concerne la sensibilité aux apports, les résultats sont présentés pour une augmentation des apports de 50 % par rapport au flux de référence.

Paramètres cinétiques	Valeur de référence	Gamme testée	Sensibilité du modèle	ΔDO_u référence pour Δ (paramètre) de - 50 %	Informations sur le modèle
μ_h , taux de croissance hétérotrophe	6,0	$1,5 < \mu_h < 8$ $\mu_h < 1,5$	faible	- 1,3 %	- Vitesse d'assimilation élevée - Trop faible pour les conditions de fonctionnement du système (ne suit pas les cycles obtenus au cours du calage)
μ_a , taux de croissance autotrophe	1,0	$0,5 < \mu_a < 1$	forte	- 25 %	- Pas de limitation de la nitrification par l'ammonium (apporté à chaque remise en suspension de la crème de vase)
		$0,1 < \mu_a < 0,5$	faible		- Nitrification négligeable dans la demande en oxygène dissous
b_h , taux de mortalité hétérotrophe	0,6	$0,6 < b_h < 0,8$	très forte	+ 250 %	- Trop élevé pour les conditions de fonctionnement du système Sensibilité importante aux paramètres de dynamique du peuplement bactérien hétérotrophe
b_a , taux de mortalité autotrophe	0,1	$0,05 < b_a < 0,2$	faible	+ 8 %	- Part de la nitrification dans la DO d'au maximum 15 %
K_s cste de M-M d'assimilation	0,1	$0,1 < K_s < 1$	très faible	+ 0,2 %	- Insensibilité du modèle aux faibles valeurs de K_s
K_d cste de M-M d'hydrolyse de la m.o. dissoute	3,0	$2 < K_d < 3$	très faible	< 0,1 %	
K_p cste de M-M d'hydrolyse de la m.o. particulaire	3,0	$2 < K_p < 3$	très faible	< 0,1 %	

k_{hr1} cinétique d'hydrolyse rapide de la m.o. particulaire	1,0	$1 < k_{hr1} < 18$	faible	< 0,1 %	- L'augmentation des cinétiques d'hydrolyse rapides permet à une plus grande quantité de m.o. d'être dégradée et en particulier celle apportée par le fleuve
k_{hr2} cinétique d'hydrolyse rapide de la m.o. dissoute	2,0	$1 < k_{hr2} < 18$	faible	< 0,1 %	
k_{hl} cinétique d'hydrolyse lente de la m.o. particulaire	0,9	$0,5 < k_{hl} < 0,9$	forte	- 60 %	- Le matériel organique lentement hydrolysable joue un rôle très important dans l'activité organotrophe

Coefficients stoechiométriques	Valeur de référence	Gamme testée	Sensibilité du modèle	ΔDO_u référence pour $\Delta(\text{paramètre})$ de - 50 %	Informations sur le modèle
Y_h rendement hétérotrophe	0,3	$0,30 < Y_h < 0,35$	très faible	< 0,1 %	- Insensibilité du modèle (en phase d'équilibre) à une augmentation de rendement bactérien hétérotrophe
		$0,20 < Y_h < 0,30$	forte	- 100 %	- Limitation du système due à la mise en place rapide de la phase d'équilibre des bactéries
Y_a rendement autotrophe	0,3	$0,10 < Y_a < 0,30$	très faible	< 0,1 %	- Part du processus de nitrification < 15 % de la DO totale
f_{ly} fraction bactérienne lysée dans la colonne d'eau dans la crème de vase	0,4	$0 < f_{ly} < 1$	faible	- 4 %	- "Recyclage" du carbone organique d'origine bactérienne non négligeable dans le bouchon vaseux
			faible	- 2 %	
η_{ca} facteur de correction de μ_h en anaérobie	5,36	$1 < \eta_{ca} < 6$	très faible	< 0,1 %	- Faible sensibilité au delà de 60 jours de calcul car la m.o. piégée dans la crème de vase est essentiellement particulaire et lentement biodégradable

Senibilité à la Température (°C)	18	$14 < T < 22$	faible	+ 5 %	- Si la température est faible, le stock de m.o. rapidement hydrolysable n'est pas épuisé en début de phase d'équilibre du système ce qui maintient une activité bactérienne supérieure à celle calculée dans le cas d'une température plus élevée
----------------------------------	----	---------------	--------	-------	--

Sensibilité aux conditions initiales

en COD directement assimilable						
dans la colonne d'eau	0,88	$0,02 < S_{daC} < 2,5$	très faible	< 0,1 %	- Tout le stock initial de COD assimilable est épuisé après 200 jours de calcul	
dans la crème de vase	1,04	$0,1 < S_{daC} < 100$	très faible	< 0,1 %		
en COD hydrolysable						
dans la colonne d'eau	0,44	$0,04 < D_{hrC} < 44$	très faible	< 0,1 %		
dans la crème de vase	0,52	$0,05 < D_{hrC} < 52$	très faible	< 0,1 %		
en COP rapidement hydrolysable						
dans la colonne d'eau	20,7	$2 < P_{hrC} < 21$	très faible	< 0,1 %	- Insensibilité du modèle aux conditions initiales en m.o. rapidement biodégradable	
dans la crème de vase	3861	$38 < P_{hrC} < 4000$	très faible	< 0,1 %		
en COP lentement hydrolysable						
dans la colonne d'eau	62	$6 < P_{hIC} < 220$	forte	43 %	- L'oxydation de la m.o. particulière lentement hydrolysable joue un rôle très important dans la DO du bouchon vaseux; ce rôle est sensible après 3 mois de piégeage	
dans la crème de vase	5081	$50 < P_{hIC} < 6000$	très faible	46 %		
en biomasses bactériennes	0,1	$0,01 < X_b < 1$	très faible	< 0,1 %	- Quelles que soient leurs valeurs initiales, les bactéries suivent un même cycle de croissance - décroissance	
en sels nutritifs azotés						
* en ammonium						
dans la colonne d'eau	0,07	$0,05 < S_{NH} < 1$	très faible	< 0,01 %	- Insensibilité aux conditions initiales en sels azotés	
dans la crème de vase	0,38	$0,20 < S_{NH} < 10$	très faible	< 0,01 %		
* en nitrates						
dans la colonne d'eau	0,09	$0,07 < S_{NO} < 7$	très faible	< 0,01 %		
dans la crème de vase	0,10	$0,02 < S_{NO} < 1$	très faible	< 0,01 %		

Sensibilité aux apports en carbone organique (tonnes C.jour ⁻¹)	Valeur de référence	Gamme testée	Sensibilité du modèle	ΔDO_D référence pour Δ (apports) de + 50 %	Informations sur le modèle
Apports en COD	74	37 à 148	faible	+ 8 %	<ul style="list-style-type: none"> - Sensibilité en termes de DO plus importante dans le cas d'une réduction des apports (45 %) que dans le cas d'une augmentation (8 %). - L'augmentation des apports en COD provoque une augmentation de la DO due à la nitrification non limitée par les teneurs en ammonium (apporté par dilution de la crème de vase dans l'eau sus-jacente). - L'évolution temporelle du COD hydrolysable reste la même puisque la fraction non dégradée quitte le bouchon vaseux par advection
Apports en NOD	15	7 à 30	faible	+ 9 %	<ul style="list-style-type: none"> - L'augmentation des apports en NOD accélère le développement bactérien (ammonification), induit une diminution du rapport C/N et augmente la part de la nitrification dans la DO.
Apports en COP	107	54 à 214	assez forte	+ 15 %	<ul style="list-style-type: none"> - Sensibilité perceptible qu'après la phase de croissance bactérienne. - le COP lentement hydrolysable s'accumule dans le bouchon vaseux tandis que le COP rapidement hydrolysable tend vers une valeur limite proche de 0.

Apports en NOP	24	12 à 50	assez forte	+ 26 %	<ul style="list-style-type: none"> - Sensibilité après 3 mois de simulation car 68 % du NOP fluvial est supposé lentement hydrolysable - Une variation des apports en m.o. particulière n'a une incidence, en situation d'étiage, sur la DO qu'après 3 mois de piégeage. Ainsi, en septembre, la DO relative à une partie de la m.o. particulière devrait concerner le cumul des apports de juin.
Apports en sels nutritifs					
* en ammonium	1	0,5 à 2	nulle		<ul style="list-style-type: none"> - La principale source d'ammonium provient des processus d'excrétion et d'ammonification en cours dans la crème de vase
* en nitrates	55	28 à 110	nulle		<ul style="list-style-type: none"> - Part faible de la nitrification dans la DO totale

Sensibilité aux formulations des apports	Valeur de référence	Gamme testée	Sensibilité du modèle	ΔDO_u référence pour Δ (biodegradabilité) testé	Informations sur le modèle
Biodegradabilité du COD fluvial	30 %	30 à 60 %	assez forte	+ 17 %	- L'augmentation de la biodegradabilité du COD fluvial permet, en débit d'étiage, la dégradation d'un stock plus important de COD, augmentant ainsi la DO totale.
Biodegradabilité du NOD fluvial	50 %	20 à 50 %	faible	+ 7 %	- Le flux de NOD fluvial est plus faible que le flux de COD fluvial, ce qui explique la différence de sensibilité par rapport au cas précédent.
Rapport COP phytoplanctonique / Chl a	40	30 à 50	nulle	< 0,1 %	
Biodegradabilité du COP phytoplanctonique * fraction rapidement hydrolysable	45 %	50 à 100 %	faible	+ 8 %	- Confirmation de l'impact à long terme de la m.o. particulière lentement biodegradable
* fractions rapidement et lentement hydrolysables (75 % au total)	45 % rapide 30 % lente	45 à 15 % rapide 30 à 60 % lente	moyenne	+ 18 %	- L'accumulation de m.o. lentement biodegradable n'entraîne pas d'accroissement de la biomasse bactérienne.
Biodegradabilité du NOP phytoplanctonique * fraction rapidement hydrolysable	6 %	0 à 37 %	faible	+ 6 %	- Rôle du COP fluvial dans la DO du bouchon vaseux moins important que celui du NOP fluvial.
* fractions rapidement et lentement hydrolysables (74 % au total)	6 % rapide 68 % lente	0 à 37 % rapide 37 à 74 % lente	moyenne	+ 16 %	- Plus grande sensibilité au matériel organique particulier lentement biodegradable
Biodegradabilité du COP détritique	20 % rapide 10 % lente	0 à 30 % rapide 0 à 30 % lente	moyenne	au maximum de 30 %	- Agit sur la production de substrat assimilable et donc sur la DO du bouchon vaseux
Biodegradabilité du NOP détritique	58 % lente	68 à 84 %	nulle	< 0,1 %	

En raison des interrogations posées quant à l'incidence des effluents urbains et industriels sur la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux, nous nous sommes particulièrement intéressés à la sensibilité du modèle à une variation des apports amont en carbone organique apporté par ces rejets.

Sensibilité à la fraction dissoute du flux de DBO_5 apporté par les rejets urbains et industriels

La sensibilité du modèle a été testée pour un flux journalier de DBO_5 apporté par des rejets d'origine anthropique de 19 tonnes. Cette valeur est maximale puisqu'elle regroupe les différents flux rejetés entre Ancenis et Nantes; aucun abattement de cette grandeur n'est considéré au cours de son transport entre les points de rejets et l'entrée du bouchon vaseux. Mais cette hypothèse paraît malgré tout raisonnable si l'on se souvient que 88 % des rejets en DBO_5 sont d'origine urbaine et que la seule station de Nantes Sud représente 93 % des effluents urbains.

Des simulations ont été réalisées en considérant successivement que 100, 50, 20 et 0 % de ce carbone hydrolysable était rejeté sous forme dissoute et supposé rapidement hydrolysable; étant entendu que les parts complémentaires représentent du carbone organique particulaire rapidement hydrolysable.

La part de la demande en oxygène dissous induite par la dégradation du COT apporté par les rejets dans la demande totale (après 360 jours), varie de 2,6 à 2,9 % en fonction de la fraction dissoute testée (tableau 5.3). **Le carbone organique d'origine anthropique tient donc une très faible part, inférieure à 3 %, dans le stock total de carbone assimilable dans le bouchon vaseux.** Mais si les valeurs de demande en oxygène calculées pour les différentes hypothèses testées sont comparées à la demande obtenue sans considérer d'apports par les effluents, l'impact des rejets sur la demande totale en oxygène dissous est alors supérieur. La demande en oxygène dissous cumulée sur 360 jours et calculée sans prendre en compte les effluents augmente de 12 à 15 % si la fraction dissoute du matériel organique apportée par les effluents passe de 0 à 100 %, ce, pour un flux total de 19 tonnes $C.jour^{-1}$. Ceci tient au fait que l'évolution dynamique de la biomasse bactérienne est liée à la quantité de matière organique biodégradable présente dans le milieu.

Tableau 5.3. Parts de la demande en oxygène dissous induite par l'oxydation du COT apporté par les effluents urbains et industriels dans la demande en oxygène totale, présentées en fonction de la fraction dissoute rejetée. Augmentation de la demande en oxygène dissous avec la charge organique (COT) apportée par les effluents.

Fraction dissoute du carbone organique rejeté	100 %	50 %	20 %	0 %
D.O. dég. C rejeté		2,9 %	2,7 %	2,6 %
D.O. totale				
D.O. effluents - D.O. sans		15,0 %	14,0 %	12,9 %
D.O. sans				11,7 %

D.O. dég. C rejeté: Demande en oxygène due à l'oxydation du carbone organique apporté par les rejets

D.O. effluents: Demande en oxygène calculée avec prise en compte des effluents

D.O. sans: Demande en oxygène calculée sans prise en compte des effluents

En raison des cinétiques de transformations rapides du COD modélisé, une partie importante (33 % en débit d'étiage) du COD apporté par les effluents est hydrolysée au cours de son passage dans le bouchon vaseux. Cette hydrolyse, provoquant un enrichissement du milieu en substrat assimilable, favorise le développement des biomasses bactériennes; par conséquent, les vitesses de transformations de tout le matériel organique piégé dans cette zone augmentent, induisant une demande totale en oxygène dissous plus élevée.

Le paragraphe 5.4.3 présentera l'incidence de cette matière organique au niveau de la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux sur un cycle lunaire, après stabilisation du système. Un bilan massique en unité de carbone biodégradable y sera préalablement présenté afin de mieux comprendre la réponse du système à la variation des apports.

5.4 EXPLOITATION DU MODELE EN SYSTEME OUVERT

La prise en compte des apports fluviaux permet de relativiser, dans les processus de dégradation, les différentes origines de la matière organique, phytoplanctonique, détritique et leurs produits de transformation à l'intérieur de la zone de turbidité maximale.

Les résultats sont présentés sous deux formes : dans un premier temps, sous la forme de bilans de carbone organique, puis en termes de demande en oxygène dissous cumulée sur 14 ou 360 jours de calcul.

5.4.1 APPROCHES DE BILAN DE CARBONE ORGANIQUE DANS LA ZONE DE TURBIDITE MAXIMALE

Les simulations sont réalisées sur un cycle lunaire. Les concentrations initiales des biomasses bactériennes autotrophes et hétérotrophes sont imposées égales aux valeurs atteintes à l'état d'équilibre. Les concentrations initiales en matière organique et en sels nutritifs des situations de juin et de septembre sont égales à celles mesurées en ces mêmes mois en 1988.

L'établissement d'un bilan de carbone organique est délicat en raison des hypothèses simplificatrices établies lors de la modélisation du système. Les apports fluviaux en matériel algal (estimés à partir des concentrations en chlorophylle *a*) et détritique ont été mesurés. L'activité organotrophe et les processus de dégradation de la matière organique sont calculés par le modèle. Dans les bilans présentés, les processus de dépôts et remises en suspension de la crème de vase constituent respectivement un puits en période de mortes eaux et une source en période de vives eaux, de la charge totale du bouchon vaseux.

Les deux situations hydrodynamiques étudiées correspondent aux mois de juin et de septembre 1988.

Les conditions hydrodynamiques de ces périodes sont identiques à celles posées lors de la vérification des résultats (paragraphe 5.2).

5.4.1.1 Situation de juin 1988 : débit moyen

Débit fluvial : $1144 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Coefficients de marée minimum et maximum : 90 et 45

Position du bouchon vaseux : entre 4 et 30 km en amont de Saint Nazaire

Volumes d'eau minimum et maximum : $233 \cdot 10^6$ et $242 \cdot 10^6 \text{ m}^3$

Stocks de matériel particulaire en suspension en morte eau et en vive eau : $141 \cdot 10^3$ et $720 \cdot 10^3$ tonnes

Stocks de matériel particulaire déposé en vive eau et en morte eau : $41 \cdot 10^3$ et $620 \cdot 10^3$ tonnes

Hauteur d'eau moyenne du bouchon vaseux : 5,7 m

Le tableau suivant présente les vitesses journalières des transformations lentes et rapides de la matière organique moyennées au cours de la simulation.

Tableau 5.4. Valeurs extrêmes et moyennes des vitesses journalières de transformations lente et rapides de la matière organique. Cas de juin 1988.

Cinétiques d'hydrolyse de la matière organique (en jour ⁻¹)	rapide dissoute k_{dr}	rapide particulaire k_{pr}	lente particulaire k_{pl}
valeurs min. et max.	0,2 à 0,9	0,03 à 0,08	0,035 à 0,070
valeur moyenne	0,5	0,065	0,050

La différence entre les vitesses de dégradation lente et rapide de la matière organique particulaire est faible. Il apparaît donc, au vu de ces résultats, qu'un seul compartiment de matière organique particulaire aurait suffi à la modélisation du système. Nous verrons que dans le cas de septembre, cette remarque n'est plus valable.

En situation de débit moyen, les apports en matériel algal représentent 24 % des flux de COP entrant dans la zone de turbidité maximale (figure 5.7); en juin 1988, les apports fluviaux sont donc essentiellement constitués de matériel détritique. Au cours d'un cycle lunaire, 60 % du COP accumulé dans le bouchon vaseux $(14.(272+282)/(261+14.(841+5+44)+(7.11))$ est hydrolysé. Seulement 17 % des pertes en COD biodégradable se fait par advection; la fraction restante étant assimilée. La forte charge organique résidant dans le bouchon vaseux sur un cycle lunaire induit un développement bactérien très important et donc une utilisation rapide des substances organiques dissoutes.

L'activité organotrophe est en moyenne de $15 \text{ g C.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$. Le COD assimilé provient, au maximum, pour 16 % $(107/657)$ des apports et pour 77 % $(282+222/657)$ de l'hydrolyse du carbone organique piégé dans le bouchon vaseux et au minimum pour 5 % $(44/657)$ de la lyse bactérienne. **Le fonctionnement biochimique du système "bouchon vaseux - crème de vase" tient donc principalement au processus de dégradation de la matière organique particulaire accumulée dans cette zone.**

La consommation d'oxygène dissous est en moyenne de $5,6 \text{ g O}_2.\text{m}^{-3}.\text{jour}^{-1}$. La part de la demande en oxygène due à l'oxydation du carbone organique apporté par les effluents n'est que de 0,7 % de la demande totale.

Flux en t C/jour - Stock restant en t C

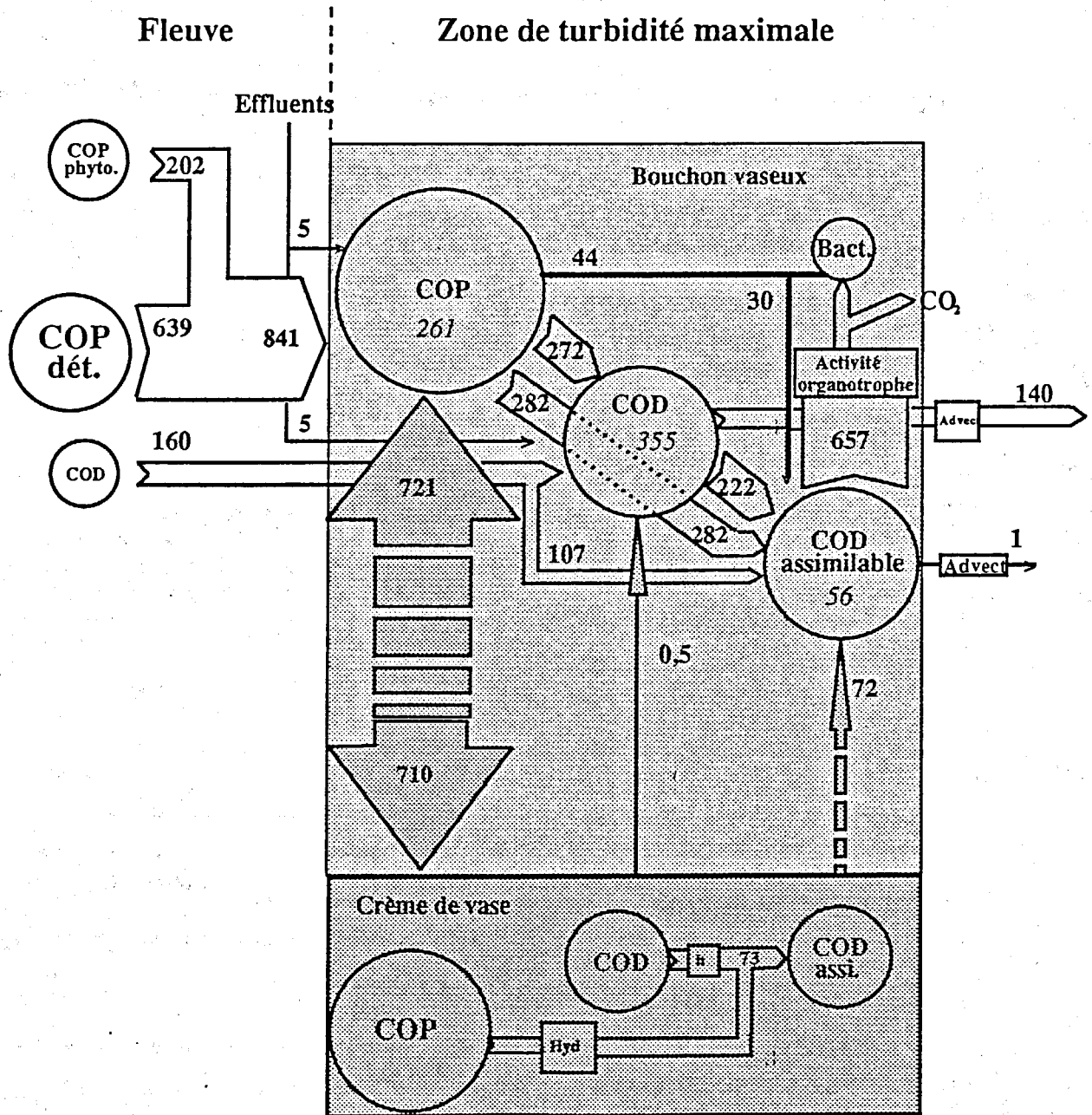


Figure 5.7. Approches de bilans de carbone organique dans la zone de turbidité maximale dans le cas d'un débit fluvial moyen ($1144 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Les flux sont exprimés en tonnes de C.jour⁻¹; les stocks en tonnes C. Les moyennes journalières sont estimées sur un cycle lunaire de 14 jours (7 jours de mortes eaux - 7 jours de vives eaux).

5.4.1.2. Situation de septembre 1988 : débit d'étiage

Débits fluviaux minimum et maximum : 222 et 395 m³.s⁻¹

Coefficients de marée minimum et maximum : 30 et 120

Position du bouchon vaseux : entre 30 et 70 km en amont de Saint Nazaire

Volumes d'eau minimum et maximum : 91.10⁶ et 99.10⁶ m³

Stocks de matériel particulaire en suspension en morte eau et en vive eau : 38.10³ et 464.10³ t

Stocks maximal de matériel particulaire déposé en vive eau et en morte eau : 56.10³ et 482.10³ t

Hauteur d'eau moyenne du bouchon vaseux : 6,7 m

Les valeurs minimales, maximales et moyennes des vitesses journalières de dégradation calculées par le modèle au cours de la simulation de septembre sont présentées dans le tableau 5.5.

Tableau 5.5. Valeurs extrêmes et moyennes des vitesses journalières de transformations lente et rapides de la matière organique. Cas de septembre 1988.

Cinétiques d'hydrolyse de la matière organique (en jour ⁻¹)	rapide dissoute k _{dr}	rapide particulaire k _{pr}	lente particulaire k _{pl}
Dans la colonne d'eau			
<i>- en mortes eaux</i>			
valeurs min. et max.	0,054 à 0,425	0,016 à 0,053	0,009 à 0,015
valeur moyenne	0,245	0,038	0,013
<i>- en vives eaux</i>			
valeurs min. et max.	0,062 à 0,421	0,019 à 0,052	0,009 à 0,016
valeur moyenne	0,222	0,037	0,013
<i>- sur un cycle lunaire</i>	<i>0,233</i>	<i>0,037</i>	<i>0,013</i>
Dans la crème de vase			
<i>- en mortes eaux</i>			
valeurs min. et max.	0,051 à 4,065	0,004 à 0,036	0,0001 à 0,010
valeur moyenne	2,102	0,018	0,005
<i>- en vives eaux</i>			
valeurs min. et max.	0,064 à 1,158	0,001 à 0,009	0,0001 à 0,003
valeur moyenne	0,417	0,003	0,001
<i>- sur un cycle lunaire</i>	<i>1,259</i>	<i>0,010</i>	<i>0,003</i>

En débit d'étiage estival, les apports en matière organique algale représentent 42 % du flux de COP total (en t C.jour⁻¹) entrant dans le bouchon vaseux (figure 5.8); ce, en raison de l'importante production primaire observée dans le fleuve. Les apports fluviaux en COD biodégradable ne représentent que 17 % du flux de carbone organique total; mais leur temps de résidence dans le bouchon vaseux, de 5 jours, leur permet d'être dégradé à plus de 68 % sur un cycle lunaire.

Flux en t C/jour - Stock restant en t C

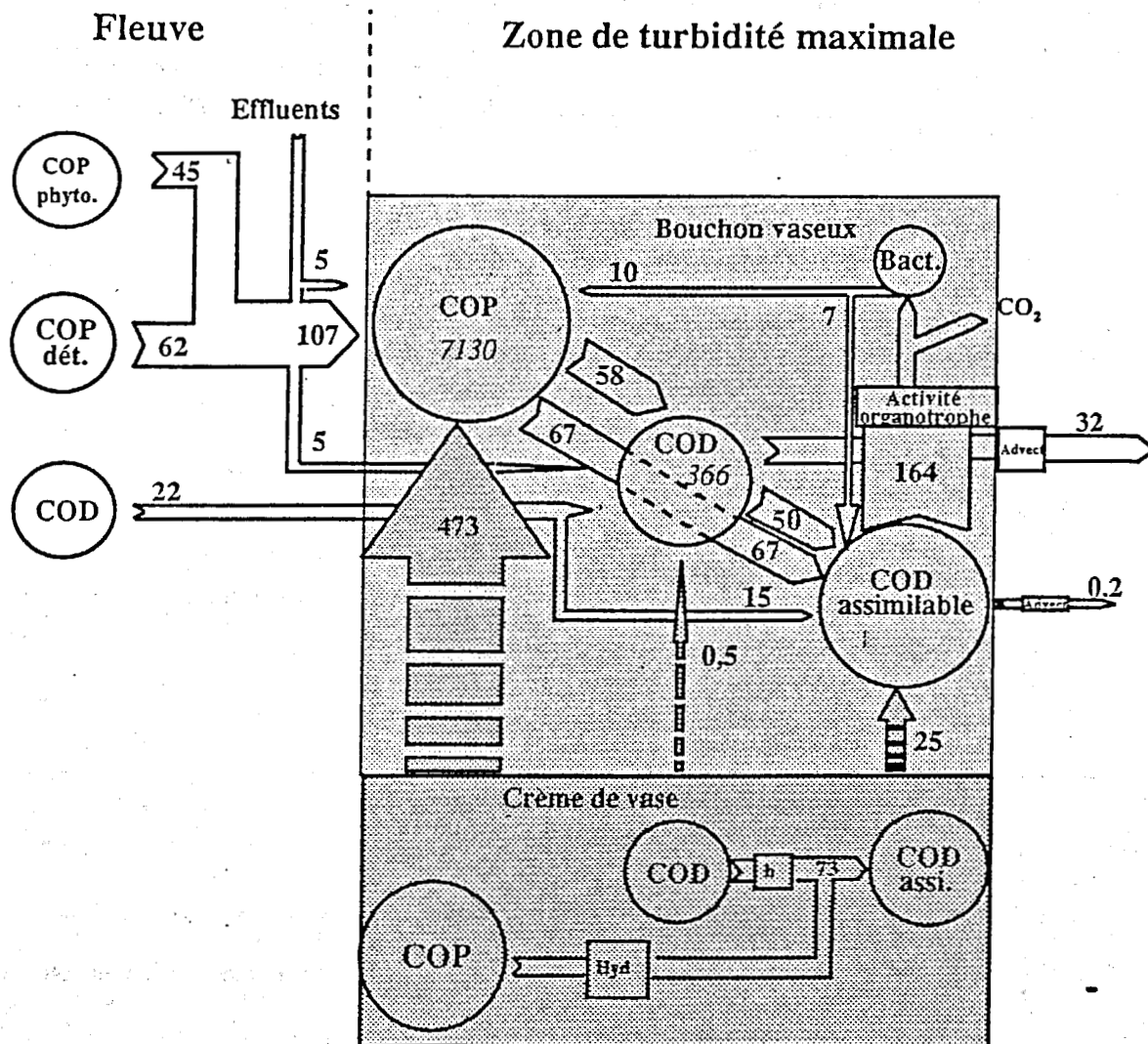


Figure 5.8. Approches de bilans de carbone organique dans la zone de turbidité maximale dans le cas d'un débit fluvial d'étiage ($226 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Les flux sont exprimés en tonnes de C.jour⁻¹; les stocks en tonnes C. Les moyennes journalières sont estimées sur un cycle lunaire de 14 jours (7 jours de mortes eaux - 7 jours de vives eaux).

Le tableau suivant résume le bilan des entrées - sorties du carbone organique biodégradable dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire dans la situation d'étiage de septembre 1988.

Tableau 5.6. Approches de bilans en carbone organique particulaire (COP) et dissous (COD) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Les flux, en 10^6 g C.jour⁻¹, sont moyennés sur un cycle lunaire Situation d'étiage de septembre 1988.

		Flux de carbone organique biodégradable (en 10^6 g C.jour ⁻¹)
Entrées		
<i>Fleuve</i>		
	COP phytoplanctonique	45
	COP détritique	62
	COD	22
<i>Effluents</i>		
	COP rejets	5
	COD rejets	5
<i>Crème de vase (remise en suspension)</i>		
	COP hydrolysable	473
	COD hydrolysable	0,5
	COD assimilable	25
Sorties		
<i>Activité organotrophe</i>		
	COP hydrolysé	125
	COD hydrolysé	117
	COD assimilé	164
<i>Advection</i>		
	COD hydrolysable	32
	COD assimilable	0,2

L'activité organotrophe est en moyenne de $12 \text{ g C.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$, ce qui correspond, pour une profondeur moyenne de 5,7 m, à une demande en oxygène dissous de $4 \text{ g O}_2.\text{m}^{-3}.\text{jour}^{-1}$. Ainsi, pour une situation d'étiage estival, il apparaît que la demande en oxygène dissous induite par l'oxydation du carbone organique assimilable est de $2 \text{ g O}_2/\text{g C}_{\text{assimilable}}$. Si nous comparons ces résultats aux valeurs d'activité organotrophe ($10 \text{ g C.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$) et de demande en oxygène dissous ($13 \text{ g O}_2.\text{m}^{-3}.\text{jour}^{-1}$) proposées, pour une hauteur d'eau de 4 m, par Relexans *et al.* (1988), nous pouvons constater, que la demande en oxygène dissous représente alors $4 \text{ g O}_2/\text{g C}_{\text{assimilable}}$, valeur 2 fois supérieure à celle que nous avons calculée.

Nos résultats montrent que, même si l'activité bactérienne hétérotrophe est très importante dans le bouchon vaseux, en revanche, la demande en oxygène y référant est faible. Le niveau de dégradation de la matière organique du bouchon vaseux limite le développement des biomasses bactériennes. La matière organique

biodégradable dont les concentrations dans le bouchon vaseux sont élevées, n'est pas un élément limitant dans l'activité organotrophe; mais contrairement à son niveau de dégradation. En effet, cette limitation est prise en compte dans les équations numériques par le biais du rapport C/N.

A la fin du bloom phytoplanctonique fluvial et après les fortes crues, la zone de turbidité maximale semble s'enrichir en matériel organique lentement biodégradable. Sur un cycle lunaire, seulement 20 % du COP accumulé dans le bouchon vaseux (somme du stock initial et de ceux formés par les apports fluviaux et l'activité biologique au cours des 14 jours de simulation, soit, $14 \cdot (58+67) / (7130+14 \cdot (107+5+10))$) est hydrolysé. Les pertes par advection du substrat directement assimilable ne représentent que 1,3 % des apports fluviaux.

En débit d'étiage, la part du carbone organique apporté par les effluents et assimilé dans le bouchon vaseux correspond à 2,7 % du stock total assimilé au cours d'un cycle lunaire; mais nous avons déjà souligné que l'augmentation de la demande en oxygène ultime entre une situation sans apports et une situation avec, est au maximum de 15 %. En effet, l'enrichissement du milieu en matière organique rapidement biodégradable provoque une augmentation de l'activité bactérienne et par conséquent, de la demande en oxygène dissous.

5.4.2 ROLE DE LA CREME DE VASE DANS LA DEMANDE EN OXYGENE DISSOUS DU BOUCHON VASEUX

Les résultats suivants sont extraits des simulations réalisées précédemment pour la présentation de bilans de carbone organique. Mais de manière à ne présenter que l'incidence de la phase de remise en suspension de la crème de vase dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux, nous ne nous intéressons qu'aux 7 jours de vives eaux.

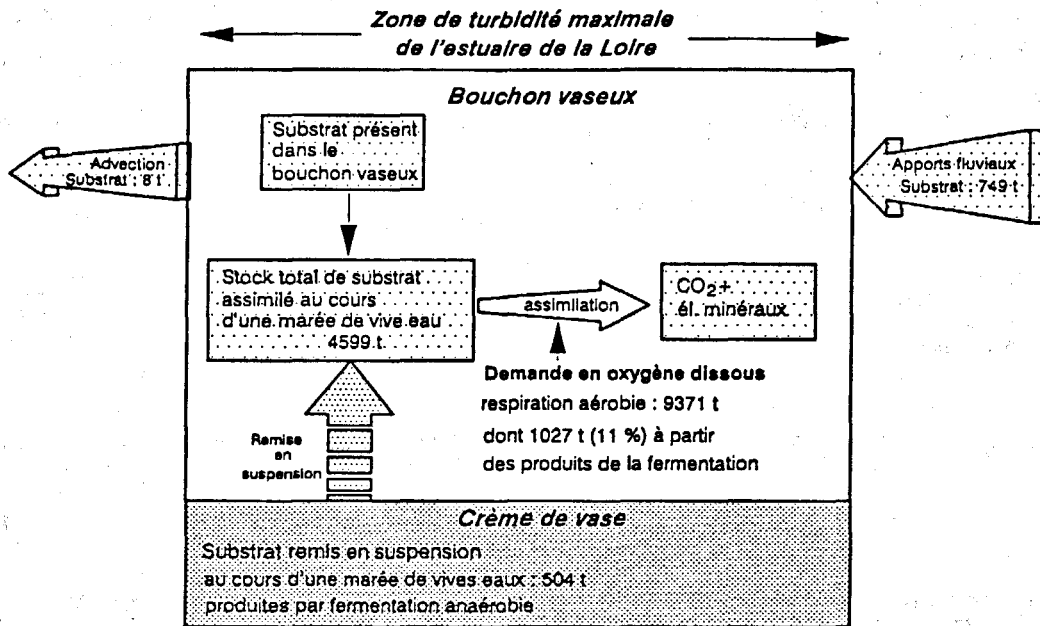
La figure 5.9 présente, sur les 7 jours de remise en suspension de la crème de vase, un bilan de substrat organique directement assimilable dans la zone de turbidité maximale, en débit moyen et en débit d'étiage.

Dans les estimations suivantes, nous supposons que le substrat assimilable formé par fermentation anaérobie dans la crème de vase est totalement assimilé dans la colonne d'eau sur une marée de vives eaux.

En situation de débit fluvial moyen, la part de carbone organique assimilable formé dans la crème de vase correspond à 11 % (504/4599) de la quantité assimilée sur les 7 jours de vives eaux (figure 5.4).

En débit d'étiage, la demande en oxygène dissous induite par l'oxydation de ce stock s'élève à 372 tonnes; ce qui représente 15 % de la quantité d'oxygène dissous demandée. Cette part est du même ordre de grandeur en système ouvert ou fermé (14 %).

Situation de juin 1988 _ Débit moyen



Situation de septembre 1988 _ Débit d'étiage

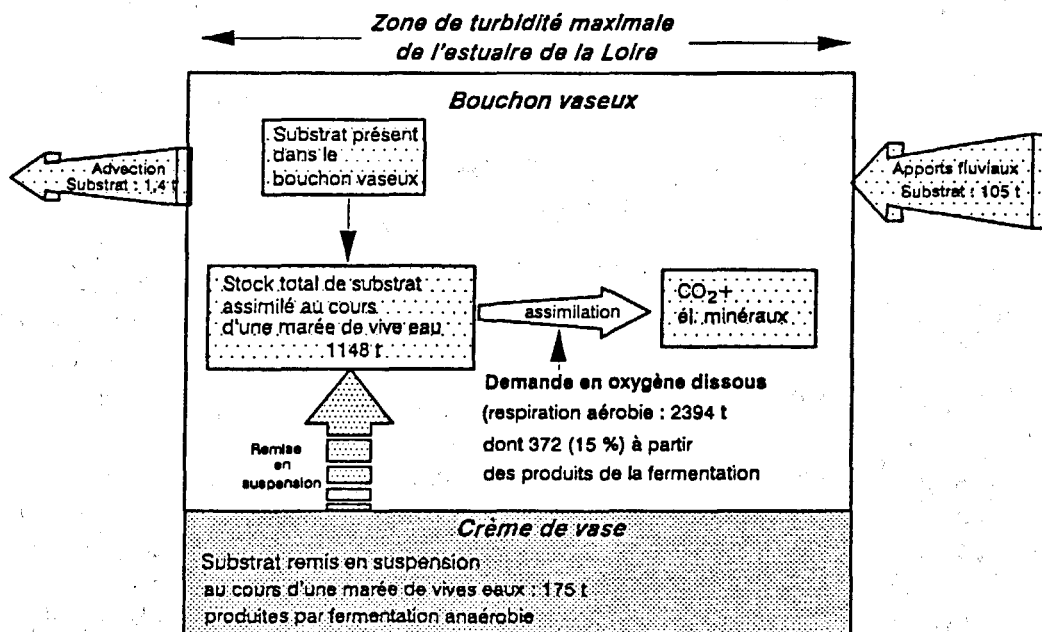


Figure 5.9. Approches de bilans de carbone organique assimilable dans la zone de turbidité maximale dans le cas d'un débit fluvial d'étiage ($226 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et en débit moyen ($1144 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Les quantités en tonnes C sont calculées sur 7 jours de marée de vives eaux, correspondant à la phase de remise en suspension de la crème de vase.

Il existe ainsi dans le bouchon vaseux, deux types particuliers d'apports de matière organique dissoute biodégradable; les apports fluviaux et les apports par dilution de la crème de vase dans la colonne d'eau.

1. Les substances organiques apportées par le fleuve se trouvant majoritairement sous une forme dégradée, sont pour une grande part lentement hydrolysables. En débit d'étiage, le COD directement assimilable apporté par le fleuve représente 9 % du COD assimilé sur 7 jours de vives eaux.

2. Une fraction plus importante (15 % en débit d'étiage) de la quantité de COD assimilé est alimentée par les substances apportées au cours de l'érosion de la crème de vase.

La fraction restante provient des stocks de substrat déjà en place et formé au cours des 7 jours de vives eaux.

5.4.3 DEVENIR DES EFFLUENTS DANS LA ZONE DE TURBIDITE MAXIMALE

La méconnaissance du devenir des effluents urbains et industriels dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire nous a conduit à effectuer un certain nombre d'essais visant à une meilleure compréhension de leurs effets sur la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux.

Dans les résultats présentés ci-après, nous avons considéré que la matière organique apportée par les effluents était rapidement biodégradable. Les résultats sont extraits de la simulation précédente réalisée sur un cycle lunaire en septembre 1988 (paragraphe 5.4.2).

La figure 5.10 présente, en moyenne journalière, le bilan de carbone organique apporté par les effluents, dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire.

Pour un flux total de 10 t C.jour^{-1} , il apparaît en moyenne que 33 % ($3,3/10$) de ce carbone organique induit une demande en oxygène dissous dans le bouchon vaseux. Les pertes par advection représentent 20 % du carbone organique entrant dans le bouchon vaseux. Ainsi, en débit d'étiage, le temps de séjour du COD dans cette zone est suffisamment élevé (5 jours) pour qu'au maximum 80 % y soit dégradé.

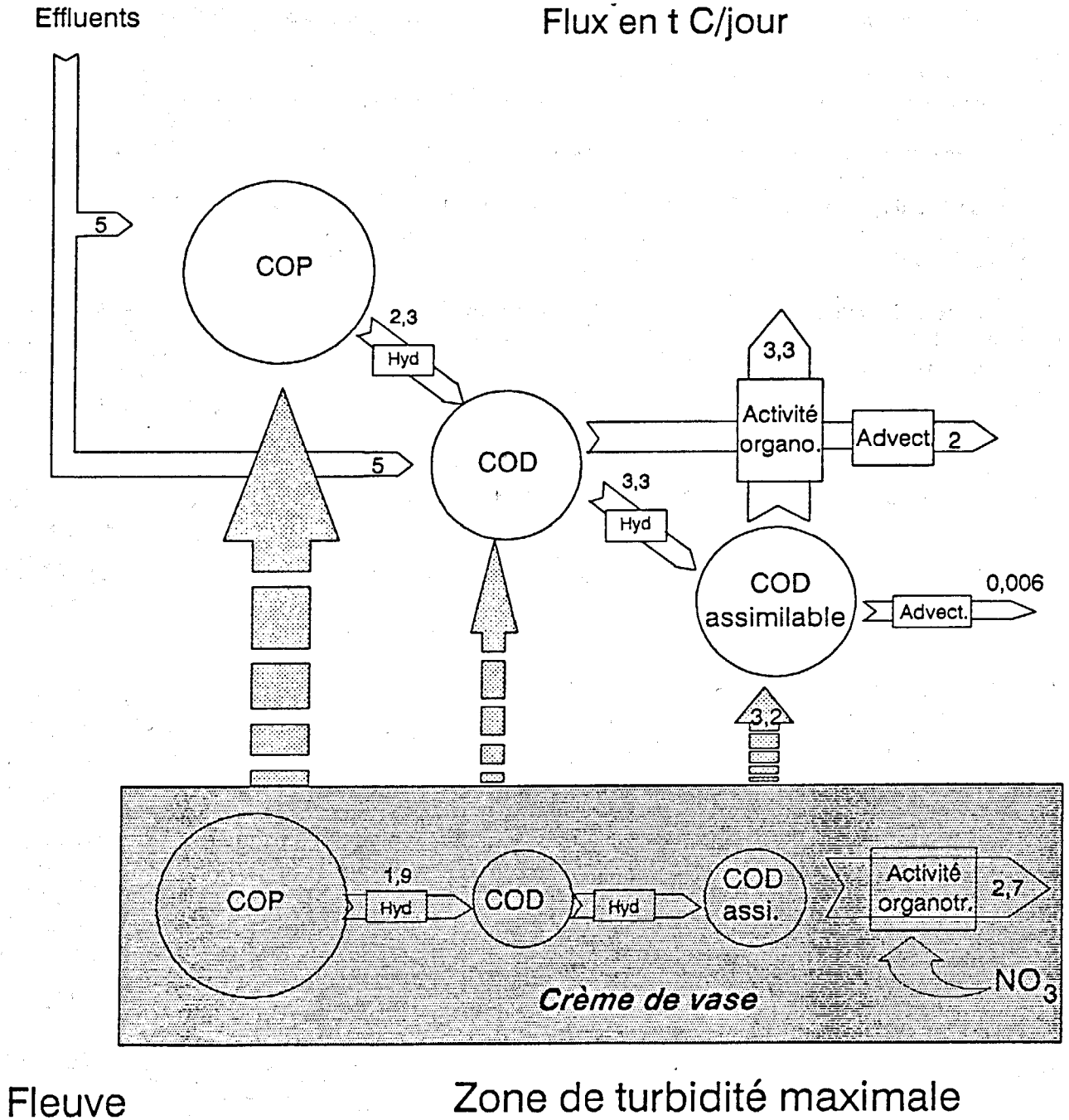


Figure 5.10. Approche de bilan du carbone organique apporté par les effluents (en t C.jour⁻¹) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, sur un cycle lunaire; situation d'étiage de septembre 1988.

5.4.4 EXTRAPOLATION DU MODELE A LA VARIATION DES APPORTS EN COP ALGAL ET EN EFFLUENTS

A partir d'un même stock de matière organique piégée dans le bouchon vaseux, nous avons testé la réponse du système à des variations d'apports en COP algal et en carbone organique d'origine anthropique. La conversion des flux de DBO_5 apportés par les effluents en flux de COT biodégradable a été présentée au chapitre 4.

Pour ce faire, nous avons laissé le système évoluer sur 360 jours, afin de relativiser les résultats à une demande en oxygène ultime. La réponse du système à la variation des apports est étudiée en termes de demande en oxygène dissous ultime ramenée à la valeur obtenue dans la situation de référence. En raison des hypothèses simplificatrices (accumulation du matériel particulaire, volumes d'eau total constant, pas de limitation en oxygène dissous, ...), les résultats sont présentés en valeurs relatives de demande en oxygène dissous par rapport à une situation de référence.

La situation hydrodynamique de référence est celle du mois de septembre 1988; les apports en COP algal sont de $45 \text{ t COP.jour}^{-1}$ et ceux des effluents de $5 \text{ t COP.jour}^{-1}$ et $5 \text{ t COD.jour}^{-1}$.

Une des exploitations du modèle a consisté à tester différents scénarios en fonction de l'abattement, de 0 à 100 %, des apports en COP algal et en effluents, pour un même stock initial de matière organique piégée dans le bouchon vaseux.

La figure 5.11 présente la diminution de la demande en oxygène ultime par rapport à sa valeur de référence (apports maximaux) en fonction de l'abattement des apports en COP algal et en carbone organique apporté par les effluents.

Influence de l'abattement des apports (effluents, Chla)
sur la demande en oxygène ultime
(en valeurs relatives)

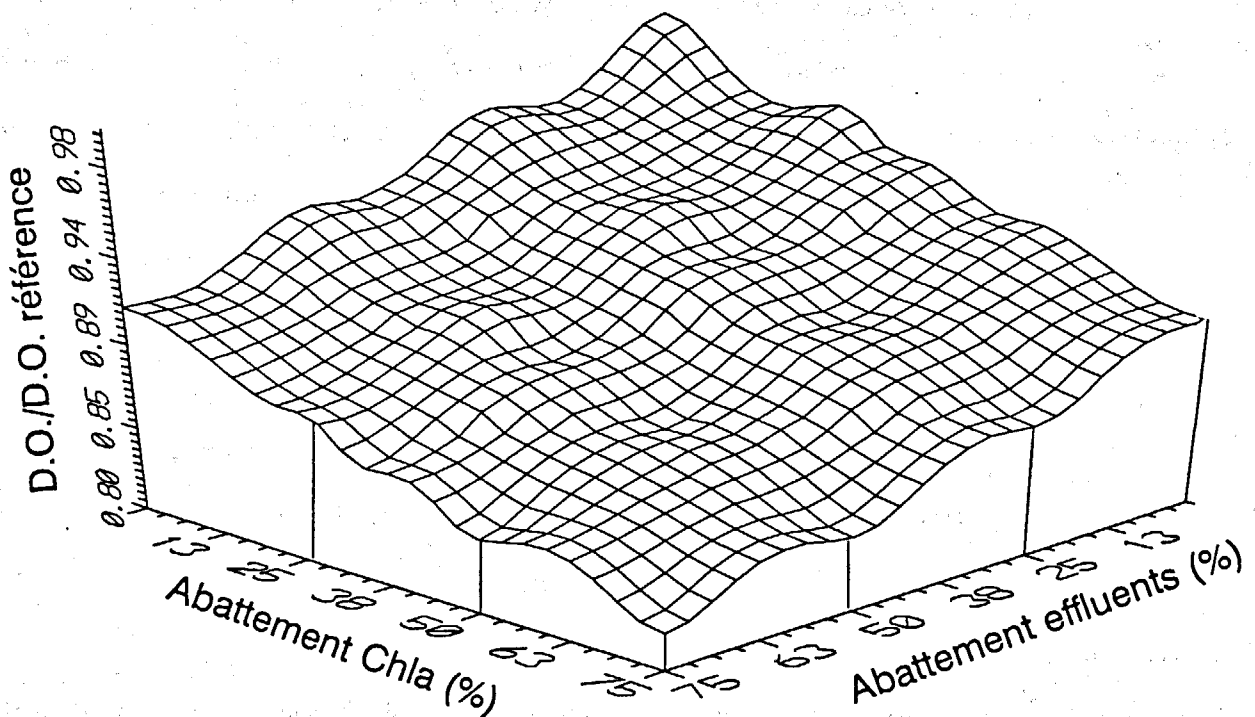


Figure 5.11. Réduction de la demande en oxygène à 360 jours par rapport à une situation de référence d'étiage, en fonction de l'abattement des apports en COP algal et en COP d'origine anthropique; résultats numériques obtenus dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire.

Deux observations émergent de ces résultats :

□ D'une part, les abattements en COP algal ont la même incidence sur la demande en oxygène dissous que ceux des effluents, alors que les flux de COP représentatifs de la biomasse phytoplanctonique sont, dans la situation de référence, 9 fois plus élevés que ceux apportés par les rejets urbains et industriels. Ce résultat s'explique par les hypothèses de calcul, où la totalité du carbone organique biodégradable apporté par les effluents est rapidement hydrolysable contre 15 % seulement pour le COP d'origine phytoplanctonique; 30 % de ce COP est par ailleurs lentement hydrolysable. Nous avons remarqué au cours de l'étude de sensibilité, que des apports continus en matière organique rapidement biodégradable induisaient une demande en oxygène dissous supérieure à celle obtenue dans le cas où ces apports étaient lentement biodégradables. Dans ce dernier cas en effet, le substrat énergétique des bactéries hétérotrophes n'est pas renouvelé au cours de la phase de croissance bactérienne, ce qui a pour effet de limiter leur développement.

□ D'autre part, la diminution de la demande en oxygène ultime n'est qu'au mieux de 20 %. Le stock de matière organique biodégradable initialement présent dans le bouchon vaseux et la crème de vase permet au système modélisé d'entretenir une activité organotrophe importante et relativement peu sensible à une variation des apports fluviaux. Cette sensibilité est relative à l'incidence des apports sur la dégradation d'un stock de matière organique déjà en place, constitué de l'accumulation de matériel apporté par le fleuve et dont une majeure partie est lentement biodégradable.

Mais ces résultats ne peuvent apporter que des informations générales sur la compréhension de la réponse biochimique du système à un abattement des effluents. En effet, les principales hypothèses méritent d'être précisées; elles concernent en particulier la biodégradabilité du carbone organique rejeté, sa correspondance avec la mesure de DBO_5 et l'impact de la compétition interspécifique entre les bactéries apportées par le rejet et celles du milieu, sur la dégradation de la matière organique.

Il aurait été finalement intéressant de reconstituer au cours d'une année de simulation, le bouchon vaseux et son enrichissement en fonction d'un abattement continu en matière organique soit, d'origine algale soit, anthropogénique. Ces essais auraient permis de relativiser l'importance du stock de matière organique accumulé dans le bouchon vaseux, au niveau de sa demande en oxygène dissous, ce, en fonction du temps de séjour de la matière organique particulière.

Liste des figures

oOo

- Figure 5.1.** Principaux résultats du modèle de dégradation bactérienne de la matière organique calculés sur 360 jours et appliqué à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire considérée en système fermé. Evolutions temporelles dans la colonne d'eau de (a) la demande en oxygène dissous (en $\text{mg.l}^{-1} \text{O}_2$), (b) la biomasse bactérienne hétérotrophe (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$), (c) l'oxygène dissous consommé par pas de temps de 6 heures et (d) le rapport C/N du substrat directement assimilable. Evolutions temporelles dans la crème de vase (e) du rapport C/N du substrat directement assimilable et (f) des sels azotés ($\text{mg.l}^{-1} \text{N}$).
- Figure 5.2.** Evolution temporelle des variables modélisées dans le bouchon vaseux sur 360 jours de calcul. (a): demande en oxygène dissous cumulée par pas de temps de 6 heures (en $\text{mg.l}^{-1} \text{O}_2.6\text{h}^{-1}$); (b): biomasse bactérienne hétérotrophe (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (c): matières en suspension (en mg.l^{-1}); (d): demande en oxygène dissous cumulée sur le temps de calcul (en $\text{mg.l}^{-1} \text{O}_2$); (e): biomasse bactérienne autotrophe (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (f): NOD rapidement hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$); (g): COD directement assimilable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (h): NOD directement assimilable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$); (i): rapport C/N du substrat direct (en $\text{mg C.mg}^{-1} \text{N}$); (j): COP rapidement et lentement hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$); (k): NOP rapidement et lentement hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$); (l): NOD rapidement hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$); (m): ammonium et nitrates (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$).
- Figure 5.3.** Evolution temporelle des débits fluviaux (en $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) et des coefficients de marée dans l'estuaire de la Loire en juin 1988 (d'après THOUVENIN et al., 1992).
- Figure 5.4.** Vérification des résultats du modèle sur les concentrations en DBO_5 (en $\text{mg.l}^{-1}.\text{5j}^{-1}$), en matière organique (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$ et N) et en sels nutritifs azotés (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$) mesurées dans le bouchon vaseux entre le 10 juin (162^{ème} jour) et le 7 juillet (189^{ème} jour) 1988. (o): PANSN, 1988; (x): LCPC, 1988; (*) SALIOT et al., 1984 et BILLEN et al., 1986.
- Figure 5.5.** Evolution temporelle des débits fluviaux (en $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) et des coefficients de marée dans l'estuaire de la Loire en septembre 1988 (d'après THOUVENIN et al., 1992).
- Figure 5.6.** Vérification des résultats du modèle sur les concentrations en DBO_5 (en $\text{mg.l}^{-1}.\text{5j}^{-1}$), en matière organique (en $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$ et N) et en sels nutritifs azotés (en $\text{mg.l}^{-1} \text{N}$) mesurées dans le bouchon vaseux du 6 septembre au 5 novembre 1988 (du 250^{ème} au 310^{ème} jour de l'année 1988). (o): PANSN, 1988; (x): LCPC, 1988; (*) SALIOT et al., 1984 et BILLEN et al., 1986.
- Figure 5.7.** Approches de bilans de carbone organique dans la zone de turbidité maximale dans le cas d'un débit fluvial moyen ($1144 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$). Les flux sont exprimés en tonnes de C.jour^{-1} ; les stocks en tonnes C. Les moyennes journalières sont estimées sur un cycle lunaire de 14 jours (7 jours de mortes eaux - 7 jours de vives eaux).
- Figure 5.8.** Approches de bilans de carbone organique dans la zone de turbidité maximale dans le cas d'un débit fluvial d'étiage ($226 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$). Les flux sont exprimés en tonnes de C.jour^{-1} ; les stocks en tonnes C. Les moyennes journalières sont estimées sur un cycle lunaire de 14 jours (7 jours de mortes eaux - 7 jours de vives eaux).
- Figure 5.9.** Approches de bilans de carbone organique assimilable dans la zone de turbidité maximale dans le cas d'un débit fluvial d'étiage ($226 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) et en débit moyen ($1144 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$). Les quantités en tonnes C sont calculées sur 7 jours de marée de vives eaux, correspondant à la phase de remise en suspension de la crème de vase. Comparaison de la demande en oxygène dissous due à l'oxydation de la matière organique avec le stock disponible.
- Figure 5.10.** Approche de bilan du carbone organique apporté par les effluents dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, sur un cycle lunaire (en t C.jour^{-1}).
- Figure 5.11.** Réduction de la demande en oxygène à 360 jours par rapport à une situation de référence d'étiage, en fonction de l'abattement des apports en COP algal et en COP d'origine anthropique; résultats numériques obtenus dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire.

Liste des tableaux

oOo

Tableau 5.1. Correspondances entre les variables modélisées de la matière organique et les teneurs mesurées en COD, NOD, COP et NOP.

Tableau 5.2. Etude de sensibilité du modèle de dégradation de la matière organique aux paramètres cinétiques, aux coefficients stoechiométriques, à la température, aux conditions initiales et aux apports. La demande en oxygène ultime (DO_U) est calculée à 360 jours. La réponse du modèle (ΔDO_U référence) est exprimée en pourcentage représentant la variation de la DO ultime par rapport à sa valeur de référence. Les résultats sont présentés pour une diminution du paramètre considéré de 50 % par rapport à sa valeur de référence déterminée à partir du calage. En ce qui concerne la sensibilité aux apports, les résultats sont présentés pour une augmentation des apports de 50 % par rapport au flux de référence.

Tableau 5.3. Part de la demande en oxygène dissous induite par l'oxydation du COT apporté par les effluents urbains et industriels dans la demande totale, en fonction de la fraction dissoute rejetée. Augmentation de la demande en oxygène dissous avec le COT apporté par les effluents.

Tableau 5.4. Valeurs extrêmes et moyennes des vitesses journalières de transformations lente et rapides de la matière organique. Cas de juin 1988.

Tableau 5.5. Valeurs extrêmes et moyennes des vitesses journalières de transformations lente et rapides de la matière organique. Cas de septembre 1988.

Tableau 5.6. Approches de bilans en carbone organique particulaire (COP) et dissous (COD) dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Les flux, en 10^6 C.jour⁻¹, sont moyennés sur un cycle lunaire. Situation d'étiage de septembre 1988.

CONCLUSION

Le principal objectif de cette étude, à savoir la mise en oeuvre d'un modèle mathématique reproduisant les processus majeurs de dégradation bactérienne de la matière organique, a été atteint. Son application à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire a permis d'apporter de nouvelles informations sur le fonctionnement biochimique de cette zone qui présente, sous certaines conditions hydrodynamiques, un important déficit en oxygène dissous. Les deux interrogations qui ont motivé ce travail concernent l'impact des apports fluviaux et des remises en suspension de la crème de vase sur la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux.

La démarche suivie dans ce travail de recherche, a visé à conjuguer les connaissances acquises depuis ces dernières années sur les processus régissant les interactions entre la matière organique biodégradable et les biomasses bactériennes ainsi que les informations obtenues à partir des campagnes réalisées dans l'estuaire, avec la modélisation mathématique. Cette démarche a débuté par une étude bibliographique sur le cycle de la matière organique ainsi que sur les outils numériques développés dans le domaine de la qualité de l'eau et plus particulièrement dans celui du traitement des eaux.

En raison de l'importance du processus d'oxydation de la matière organique dans la demande totale en oxygène dissous du bouchon vaseux, le choix des variables d'état du modèle a reposé sur deux compartiments majeurs : les biomasses bactériennes et leurs sources énergétiques. Les mesures réalisées au cours des campagnes ont non seulement mis en évidence certains processus biochimiques en cours dans la colonne d'eau et dans la crème de vase, mais également permis de caler les paramètres cinétiques du modèle et d'estimer la biodégradabilité de la matière organique particulière du bouchon vaseux et de la crème de vase. Les résultats des campagnes de mesure ont également été utilisés dans le choix des variables du modèle et dans l'estimation des apports fluviaux.

L'exploitation de ce modèle a permis dans une première étape, de mieux comprendre le fonctionnement biochimique du système "bouchon vaseux - crème de vase". Dans une seconde étape, au-delà de l'aspect descriptif, elle a permis d'approcher des bilans de carbone organique dans le bouchon vaseux.

Les premiers résultats confirment l'importance du rôle de la crème de vase dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux.

Sur un cycle de dépôt, soit 7 jours, la formation de COD dans la crème de vase, estimée par le modèle en débit d'étiage, s'élève à un taux de $3 \text{ g C.m}^{-3}.\text{jour}^{-1}$, identique au taux évalué à partir des mesures de septembre 1990 et 1991.

Les produits organiques de la fermentation anaérobie enrichissent la crème de vase en substrat assimilable par les bactéries hétérotrophes. La remise en suspension de la crème de vase induit une augmentation de la charge organique biodégradable dans le bouchon vaseux. Au moment des marées de vives eaux, ce substrat entre dans le cycle de respiration aérobie en cours dans la colonne d'eau et contribue ainsi à augmenter le déficit en oxygène dissous.

En débit d'étiage, il apparaît qu'à chaque marée de vives eaux, le substrat assimilé dans le bouchon vaseux provient à 15 % des produits formés dans la crème de vase. En débit moyen, cette participation est d'environ 11 %.

En débit d'étiage, la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux due au processus d'oxydation de la matière organique s'élève en moyenne à un taux de $4 \text{ g O}_2.\text{m}^{-3}.\text{jour}^{-1}$. 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, mise en évidence dans la crème de vase, permet en effet d'enrichir le bouchon vaseux en azote ammoniacal à chaque marée de vives eaux. Les mesures réalisées en septembre 1990 et 1991 ont permis d'estimer un taux de formation d'ammonium dans la crème de vase d'environ compris entre 3 et $10 \text{ nmol.g}^{-1}.\text{h}^{-1} \text{ N-NH}_4$. Le taux estimé par le modèle s'élève à $6 \text{ nmol.g}^{-1}.\text{h}^{-1} \text{ N-NH}_4$.

Par ailleurs, l'importante quantité de matière organique biodégradable dans la zone de turbidité maximale permet d'expliquer les taux élevés d'activité organotrophe. Ce taux estimé par le modèle en situation hydrodynamique de septembre, atteint en moyenne $12 \text{ g C.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$. A la fin du bloom phytoplanctonique fluvial et après les crues, la zone de turbidité maximale s'enrichit en matériel organique lentement biodégradable. Sur un cycle lunaire de 14 jours, les apports fluviaux en COD ne représentent qu'au maximum 13 % du carbone assimilé dans le bouchon vaseux. Ainsi, l'oxydation du stock de matière organique piégée dans cette zone est responsable pour une large part (environ 52 %) de la demande totale en oxygène dissous.

En ce qui concerne l'impact des effluents dans l'activité organotrophe, en débit d'étiage, moins de 3 % du COD assimilé est d'origine anthropique. En revanche, entre une situation sans apports ni urbains, ni industriels, et une situation avec, la demande en oxygène dissous augmente d'au maximum 15 %.

Ces résultats mettent en évidence l'importance de l'activité bactérienne dans le fonctionnement du système "bouchon vaseux - crème de vase". L'activité des bactéries hétérotrophes s'accroît lorsque les apports en matière organique augmentent. L'accumulation des particules organiques lentement hydrolysables dans la zone de turbidité maximale n'a une incidence sur la demande en oxygène dissous qu'après 3 mois de piégeage. Cela signifie qu'en septembre, la demande en oxygène relative à la dégradation du matériel organique concerne en partie les apports du mois de juin, en supposant que le bouchon vaseux n'ait pas été expulsé.

Il aurait été intéressant d'exploiter le modèle de dégradation de la matière organique sur une année, à partir des teneurs en matières en suspension, en oxygène dissous consommable, en température, en volumes d'eau et de crème de vase et en apports de matière organique; actuellement, ces données hydrosédimentaires font l'objet de recherches.

Mais ces premiers résultats restent basés sur des hypothèses restrictives qui méritent d'être affinées. Les principales informations nécessaires à l'amélioration du modèle CYCLAMAIN concernent les points suivants :

1. A l'échelle d'une année, la connaissance du temps de séjour du matériel particulaire dans le bouchon vaseux permettrait d'estimer le renouvellement du stock de matière organique piégé dans cette zone.

2. Une connaissance plus approfondie des cinétiques de biodégradation de la matière organique en général, et plus particulièrement de celle d'origine phytoplanctonique affinerait la simulation des apports. Il serait utile de suivre par exemple, la dégradation bactérienne d'une part et la prédation d'autre part, des biomasses phytoplanctoniques présentes en zone fluviale.

3. Des bioessais réalisés sous atmosphère réductrice sur des échantillons de crème de vase auraient permis de comparer les cinétiques théoriques aux mesures.

4. L'activité des bactéries peut varier suivant que celles-ci sont libres ou fixées à des particules qui restent en suspension dans la colonne d'eau ou qui suivent les cycles de dépôts - remises en suspension.

5. Des informations manquent encore sur la réponse de l'activité bactérienne aux variations des conditions en oxygène du milieu. Une des interrogations majeures concerne le temps nécessaire aux populations bactériennes anaérobies facultatives, placées en environnement anoxique, pour reprendre une activité organotrophe aérobie optimale.

6. Une meilleure connaissance de la compétition interspécifique entre les bactéries apportées par les effluents et les bactéries du milieu naturel.

Mais en dehors des différents axes de recherche que permet d'ouvrir notre étude, certains résultats du modèle mathématique mis en oeuvre sont déjà utilisés dans le modèle d'oxygène dissous développé sur tout l'estuaire (THOUVENIN et al., 1992).

La seconde version du modèle d'oxygène dissous, dont le développement a débuté en 1992, permet de décrire plus en détails la formation, l'évolution et l'origine de la matière organique piégée dans le bouchon vaseux. L'exploitation de ce dernier modèle nécessite donc une meilleure définition des stocks de matière organique arrivant de l'amont ainsi que de ceux issus de la remise en suspension de la crème de vase. La classification de la matière organique selon sa biodégradabilité et ses cinétiques de dégradation ont été transposées à cette nouvelle version du modèle d'oxygène dissous. Associées à la prise en compte d'une formation de produits organiques dissous rapidement biodégradables dans la crème de vase, ces hypothèses supplémentaires permettent de mieux ajuster les résultats du modèle aux mesures d'oxygène dissous.

Le couplage des modèles hydrodynamiques, hydrosédimentaires et d'oxygène dissous, discrétisés sur tout l'estuaire, permet une approche globale du problème. Cette nouvelle démarche a pour objectif de définir plus précisément les sources de la matière organique à l'origine de l'anoxie observée régulièrement dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire.

Nous espérons que les résultats obtenus au cours de ces trois années de recherche permettront d'enrichir non seulement les études en cours sur la problématique générale de l'estuaire de la Loire mais également celles engagées sur d'autres milieux aquatiques équivalents.

BIBLIOGRAPHIE

oOo

- ALEXANDER M., 1965. Biodegradation: Problems of molecular recalcitrance and microbial fallibility. *Adv. Appl. Microbiol.*, 7:35-80.
- ALEXANDER M., 1977. Introduction to Soil Microbiology. 2nd Ed. Wiley.
- ALLEN G.P., 1973. Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. *Mém. Inst. Géol. Bassin Aquitaine*, 5, 314 p.
- AMINOT A. et GUILLAUD J.F., 1990. Apports en matière organique et en sels nutritifs par les stations d'épuration, IFREMER, *Actes de colloques* 13-15 Juin 1990, 11:11-26.
- AMMERMAN, FUHRMAN J.A., HAGSTRÖM A. et AZAM F., 1984. Bacterio-plankton growth in seawater: I. Growth kinetics and cellular characteristics in seawater cultures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 18:31-39.
- ANDERSSON A., LEE C., AZAM F. et HAGSTRÖM A., 1985. Release of amino acids and inorganic nutrients by heterotrophic marine flagellates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 23: 99-106.
- ANDREWS P. et WILLIAMS P.J.LeB., 1971. Heterotrophic utilization of dissolved organic compounds in the sea. III. Measurements of the oxidation rates and concentrations of glucose and amino acids in sea water. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 53:697-703.
- ANGELOVIK J.W., 1970. Assimilation of detritus and its associated bacteria by three species of estuarine animals. *Chesapeake Sci.*, 11:249-254.
- ANONYMOUS, 1964. Effects of polluting discharges on the Thames estuary. *Dept. Sci. Ind. Research*, Technical paper 11, H.M. Stationary Office.
- BAINES S.B. et PACE M.L., 1991. The production of dissolved organic matter by phytoplankton and its importance to bacteria: Patterns across marine and freshwater systems. *Limnol. Oceanogr.*, 36(6):1078-1090.
- BANSE K., 1974. On the interpretation of data for the nitrogen to carbon ratio phytoplankton. *Limnol. and Oceanogr.*, 19:695-699.
- BARLOW R.G., COLLOS Y., MAESTRINI S.Y. et ROY S., 1990. Microphytobenthic pigments in a salt marsh pond determined by HPLC and spectrophotometry. *Mar. Microbiol. Food Webs*, 4(1): 117-128.
- BARSDATE R.J., PRENTKI R.T. et FENCHEL T., 1974. Phosphorus cycle of model ecosystems: Significance for decomposer food chains and effects of bacterial grazers. *Oikos*, 25:239-251.
- BENT E.J. et GOULDER R., 1981. Planktonic bacteria in the Humber Estuary: seasonal variation in population density and heterotrophic activity. *Mar. Biol.*, 62:35-45.
- BERNER R.A., 1977. Stoichiometric models for nutrient regeneration in anoxic sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 22:781-786.
- BERTHOIS L., 1955. La sédimentation dans l'estuaire de la Loire. *Société Hydrotechnique de France*, section d'hydraulique fluviale et maritime, 14 p.
- BERTHOIS L., 1956. Comportement du bouchon vaseux dans l'estuaire de la Loire, Soc. Hyd., 4^{ème} journée de

l'Hydraulique, Paris, Question VII, pp 564-568.

BERTHOIS L., 1964. Etude de la dynamique estuarienne dans le fleuve Loire. *4ème congrès inter-portuaire, Amiens*. Section III - 1ère partie.

BIKBULATOVA E.M., SKOPINTSEV B.A. et BIKBULATOV E.S., 1977. Decomposition of organic matter of blue-green algae under aerobic and anaerobic conditions at room temperature (20°C). *Vodn. Resur.* (en russe), 6:132-147.

BILLEN G., 1984. Heterotrophic utilization and regeneration of nitrogen. Dans, *Heterotrophic activity in the sea* (HOBBIE J.E. et WILLIAMS P.J.LEB., Eds), Vol. 15, pp.313-355.

BILLEN G., CAUWET G., DESSERTY S., MEYBECK M. et SOMVILLE M., 1986. Origines et comportements du carbone organique dans l'estuaire de la Loire. *Rap. P.-v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer*, 186:375-391.

BILLEN G., SMITZ J., SOMVILLE M. et WOLLAST R., 1976. Dégradation de la matière organique et processus d'oxydo-réduction dans l'estuaire de l'Escaut. Dans, *Modèle mathématique de la Mer du Nord. Rapport de synthèse - Estuaire de l'Escaut*, Elsevier Oceanography Series (NIHOUL, J.C.J. et WOLLAST, R. Eds.), Bruxelles - Belgique.

BILLEN G., JOIRIS C., WIJNANT J. et GILLAIN G., 1980. Concentration and microbial utilization of small organic molecules in the Scheldt estuary, the belgian coastal zone of the North Sea and the English Channel. *Est. Coast. Mar. Sci.*, 11:279-294.

BILLEN G., DESCY J.P., EVERBECK E., SERVAIS P. et SMITZ J., 1984. Etude écologique de la Haute Meuse et modélisation du fonctionnement de l'écosystème aquatique. *Deuxième rapport d'avancement*, 192 p., Ministère de la Région Wallonne pour l'Eau, l'Environnement et la Vie Rurale.

BILLEN G., SERVAIS P., LANCELLOT C., ROUSSEAU V., ANZIL A. et DANDOIS J.M., 1990. Modèle mathématique de l'estuaire de l'Escaut - 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 advection scheme obtained by non-linear renormalization of the advective fluxes. *Monthly Weather Review*, Vol. 117, pp: 1006-1015.

BROSSARD C. et GALLENNE B., 1982. La qualité des eaux liée aux processus hydrosédimentaires dans l'estuaire de la Loire. *Tech. Sci. Munic.*, n°12, pp: 569-576.

CAPBLANCQ J., 1982, Variations journalières de la production du phytoplancton en rivière; modélisation d'un bief du Lot, *Annl. Limnol.* 18: 101-132.

CARON D.A., GOLDMAN J.C., ANDERSEN O.K. et DENNETT M.R., 1985. Nutrient cycling in a microflagellate food chain: 2. Population dynamics and carbon cycling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 24: 243-254.

CASBEY W.H. et TIEDJE J.M., 1980. The reduction of nitrate to ammonium by *Clostridium* sp. isolated from soil. *J. Gen. Microbiol.*, 119:217-223.

CAUMETTE P., 1985. Développement des bactéries phototrophes et des bactéries sulfato-réductrices dans des lagunes peu profondes et des lagunes stratifiées. Etude de leur rôle dans le cycle du soufre et dans la production de biomasse. *Thèse de Doctorat Es Sciences, Université d'Aix Marseille III*, 325 pp.

CAUWET G., 1981. Non living particulate matter. Dans, *Marine Organic Chemistry. Evolution, Composition, Interactions and Chemistry of Organic Matter in Seawater* (DUURSMA E.K. et DAWSON R., Eds), Elsevier Oceanogr. Ser., 31: 71-89.

- CHAN Y.K. et KNOWLES R., 1979. Measurement of denitrification in two fresh-water sediments by an *in situ* acetylene inhibition method. *Applied and Environ. Microbiol.*, 17(6):1067-1072.
- CHROST R.J., 1990. Microbial ectoenzymes in aquatic environments. Dans, *Aquatic Microbial Ecology: Biochemical and Molecular approaches* (OVERBECK J. et CHROST R.J., Eds), Springer-Verlag, New York, pp. 47-78.
- CLARKE K.R. et JOINT L.R., 1986. Methodology for estimating numbers of free-living and attached bacteria in estuarine water. *Applied and Env. Microbiol.*, 51:1110-1120.
- CLOERN J.E., 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Res.*, Vol. 7, N°11/12: 1367-1381.
- COLVIN R.J., ROZICH A.F., GAUDY A.F. et MARTIN J., 1991. Application of a process model calibrated with respirometry to predict full-scale activated sludge performance. *45th Purdue Waste Conference Proceedings*, 58:501-508.
- CONOVER S.A.M., 1975. Partitioning of nitrogen and carbon in cultures of the marine diatom *Thalassiosira fluviatilis* supplied with nitrate, ammonium or urea. *Mar. Biol.*, 32:231-246.
- CROUZET P., 1983. L'eutrophisation de la Loire. *Water Supply*, 1:131-144.
- CSEEL, 1984. Rapport final du Comité Scientifique pour l'Environnement de l'Estuaire de la Loire. *Rapport Sciences et Technologies CNEXO/CNRS*, n°55.
- DAVIS P.G. et SIEBURTH J. McN., 1984. Estuarine and oceanic microflagellate predation of actively growing bacteria: estimation by frequency of dividing-divided bacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 19: 237-246.
- DELENCLOS F., 1987. Analyse quantitative des processus de dénitrification naturelle en lacs de gravières. *Mémoire de D.E.A.*. Laboratoire d'Hydrobiologie de Toulouse.
- DESSERTY S. et al., 1984, Evolution du carbone organique particulaire "algal" et "détritique" dans trois rivières du Bassin Parisien, *Arch. Hydrobiol.* 100: 235-260.
- EPPLEY R.W. et al., 1977, Particulate organic matter in surface waters of Southern California and its relationship to phytoplankton, *J. Mar. Res.* 35: 671-696.
- FEDEROVA R.I. et al., 1973. Possibility of using the "gas exchange" method to detect extraterrestrial life: identification of nitrogen fixing organisms. *Akad. Nauk. Izvestia ser. biol.*, 6:797-806.
- FENCHEL T.M., 1972. Aspects of decomposer food chains in marine benthos. *Verh. dt. zool. Ges.*, 65:14-22.
- FENCHEL T.M., 1982(a). Ecology of heterotrophic microflagellates. 3. Adaptations to heterogenous environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9:25-33.
- FENCHEL T.M., 1982(b). Ecology of heterotrophic microflagellates. 4. Quantitative occurrence and importance as consumers of bacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9:25-33.
- FENCHEL T. et HARRISON P., 1976. The significance of bacterial grazing and mineral cycling for the decomposition of particulate detritus. Dans, *The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes*, Blackwell, Oxford, (ANDERSON J.M., Ed), pp. 285-299.
- FENCHEL T.M. et JORGENSEN B.B., 1977. Detritus food chains of aquatic ecosystems: the rule of bacteria.

Advances in Microbiological Ecology, Vol. 1 (ALEXANDER M. Ed.), Plenum Press, New York, pp 1:58.

FENCHEL T.M. et BLACKBURN T.H., 1979. Bacteria and mineral cycling. Academic.

FERGUSON R.L. et RUBBLEE P., 1976. Contribution of bacteria to the standing crop of coastal plankton. *Limnol. and Oceanogr.*, 21: 141-145.

FEWSON C. et NICHOLAS D., 1961. *Nature (Lond.)*, 190:2-7.

FOGG G.E., NALEWAJKO C. et WATT W.D., 1965. Extracellular products of phytoplankton photosynthesis. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B*, 162: 517-534.

FOY R.H. et SMITH R.V., 1980. The role of carbohydrate accumulation in the growth of planktonic *Oscillatoria* sp. *British Physiological Journal*, 15: 139-150.

FUHRMAN J.A., AMMERMAN J.W. et AZAM F., 1980. Bacterioplankton in the coastal euphotic zone: distribution, activity and possible relationships with phytoplankton. *Mar. Biol.*, 60: 109-120.

GALLENNE B., 1974. Les accumulations turbides de l'estuaire de la Loire. Etude de la crème de vase. *Thèse 3ème cycle*, Université de Nantes, 329 pages.

GARNIER J., SERVAIS P., BARRILLIER A., BILLEN G., MENON P. et BECQUEVORT S., 1991. Rôle écologique des bactéries hétérotrophes dans la Seine. *Rapport technique PIREN - SEINE 1/91/06*.

GAUDY A.F. et GAUDY E.T., 1981. *Microbiology for environmental scientists and engineers*. Mc Graw-Hill International book company.

GIONNA A.R. et ANNESINI M.C., 1979. Oxygen uptake in the activated sludge process. *Journal Water Poll. Control Fed.*, 51(5): 1009-1016.

GOLBERG E.D., BAKER M. et FOX D.L., 1952. Microfiltration in oceanographic research. *J. Mar. Res.*, 11:194-204.

GOSSE P., 1981, Water quality modeling in the middle reaches of the Loire river; *rapport EDF HE 31/81, n°14*.

GOSSE P. et KHALANSKI M., 1982. La biomasse phytoplanktonique en Loire et son influence sur la DBO5; *rapport EDF HE 31/82/59*.

GOULDER R., 1976. Relationships between suspended solids and standing crops and activities of bacteria in an estuary during a neap-spring-neap tidal cycle. *Oecologia (Berl.)*, 24:83-90.

GOULDER R., 1977. Attached and free bacteria in an estuary with abundant suspended solids. *J. of Appl. Bact.*, 43:399-405.

HAMILTON R.D. et HOLM-HANSEN O., 1967. Adenosine triphosphate content of marine bacteria. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 319-324.

HANDA N., YANAGI K. et MATSUNAGA K., 1972. Distribution of detrital materials in the Western Pacific Ocean and their biochemical nature. *IBP Unesco Symposium on Detritus and its Role in Aquatic Ecosystems*, Pallanza, Italie, pp. 248-273.

HARGRAVE B.T., 1972. Aerobic decomposition of sediment and detritus as a function of particle surface area and organic content. *Limnol. Oceanogr.*, 17:583-596.

HENZE M., GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.v.R. et MATSUO T., 1986. Activated sludge model n°1 - Scientific and Technical Reports n°1, par l'International Association on Water Pollution Research and Control, IAWRPC.

HESSEN D.O., 1985. The relation between bacterial carbon and dissolved humic compounds in oligotrophic lakes. FEMS (Fed. Eur. Microbiol. Soc.). *Microbiol. Ecol.*, 31:215-223.

HOBBIE J.E. et CRAWFORD C.C., 1969. Respiration correction for bacterial uptake of dissolved organic compounds in natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, 14:528-533.

HOBBIE J.E., HOLM-HANSEN O., PACKARD T.T., POMEROY L.R., SHELDON R.W., THOMAS J.P. et WIEBE W.J., 1972. A study of distribution and activity of microorganisms in ocean water. *Limnol. Oceanogr.*, 17:544-555.

HOBBIE J.E. et WILLIAMS P.J. le B., 1984. Heterotrophic activity in the sea. Plenum Press, New York, pp 569.

HOBBIE J.E., DALEY R.J. et JASPER S., 1987. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Applied and Env. Microbiol.*, 33:1225-1228.

HOLM-HANSEN O., STRICKLAND J.D.H. et WILLIAMS P.M., 1966. A detailed analysis of biologically important substances in a profile of southern California. *Limnol. Oceanogr.*, 11:548-561.

HOPPE H.G., 1976. Determination and properties of actively metabolizing heterotrophic bacteria in the sea, investigated by means of microautoradiography. *Mar. Biol.*, 36: 291-302.

ITEKOT V., SPITZY H. ET LAMMERZ U., 1982. Valdivia cruise October 1981: dissolved organic matter in the Elbe Weser and Ems Rivers and the German Bight. *Mitt. Geol. Palaontol. Inst. Hamburg*, 52: 749-756.

ITURRIAGA R. et ZSOLNAY A., 1981. Transformation of some dissolved organic compounds by a natural heterotrophic population. *Mar. Biol.*, 62:125-129.

JANNASCH H.W., EIMNJELLEN K, WIRSEN C.O. et FARMANFARMIAN A., 1971. Microbial degradation of organic matter in the deep sea. *Science*, N.Y., 171: 672-675.

JANNASCH H.W. et PRITCHARD P.H., 1972. The role of inert particulate matter in the activity of aquatic microorganisms. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol., Suppl.*, 29:289.

JOHANNES R.E., 1968. Nutrient regeneration in lakes and oceans. In *Advances in Microbiology of the Sea*, (E.F. Wood, Ed). Academic Press, New York, pp. 203-213.

JORGENSEN B.B., 1978. A comparison of methods for the quantification of bacterial sulphate reduction in coastal marine sediments. III. Estimation from chemical and bacteriological field data. *Geomicrobiol. J.*, 1:49-64.

JUMARS P.A., PENRY D.L. BAROSS J.A., PERRY M.J. et FROST B.W., 1989. Closing the microbial loop: dissolved carbon pathway to heterotrophic bacteria from incomplete ingestion, digestion and absorption in animals. *Deep Sea Res.*, Vol. 36 (4):483-495.

JUMARS A. et PENRY D.L., 1989. Digestion theory applied to deposit feeding. Dans, *Ecology of marine deposit feeders* (LOPEZ G.R., TAGHON G.L. et LEVINTON J.D., Eds), Springer-Verlag, New York.

KNOWLES G., DOWNING A. et BARRET M., 1964. *J. Gen. Microbiol.*, 38(2):262-278.

KOIKE I. et HATTORY H., 1978. Denitrification and ammonia formation in anaerobic coastal sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 35:278-282.

KOROLEFF F., 1969. Determination of ammonia. Dans, *Methods of sea water analysis*, (GRASSHOFF, Eds), Verlag Chemie, Weinheim, RFA, pp. 126-133.

LAANBROEK H.J. et PFENNING N., 1981. Oxidation of short-chain fatty acids by sulfate-reducing bacteria in freshwater and in marine sediments. *Arch. Microbiol.*, 128: 330-335.

LABROUE L. et PINAY G., 1986. Epuration naturelle des nitrates des eaux souterraines: possibilités d'application au réaménagement des lacs de gravières. *Annls. Limnol.*, 22(1):83-88.

LANCELOT-VAN BEVEREN C., 1980. A statistical method to estimate the biochemical composition of phytoplankton in the Southern Bight of the North Sea. *Estuar. and Coast. Mar. Sci.*, 10:467-478.

LANCELOT C. et BILLEN G., 1985. Carbon-nitrogen relationships in nutrient metabolism of coastal marine ecosystems. *Adv. In Aquatic Microbiol.*, (3):263-321.

LASSISTER R. et KEARNS D., 1975. Phytoplankton population changes and nutrient fluctuations in a simple aquatic ecosystem model. *Modeling the eutrophication* (E.J. MIDDLE BROOKS et al., Eds).

L.C.H.F., 1983. Synthèse générale des études hydrosédimentaires de l'estuaire de la Loire - Etat actuel et perspectives d'avenir. Rapport pour le CSEEL, Juillet 1983.

LECLERC H., IZARD D., HUSSON M.-O., WATTRE P. et JAKUBCZAK E., 1983. Le monde microbien. Dans, *Microbiologie Générale* (Doin Ed), Paris, pp 1:245.

LE HIR P. et THOUVENIN B., 1992. Modélisation mathématique de la masse turbide dans l'estuaire de la Loire - Phase 1: modèle unidimensionnel. *Rapport interne IFREMER DEL/92.02.*

LI et GREGORY, 1974. Diffusion of ions in sea water and deep sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 38:703-714.

LINLEY E.A.S., NEWELL R.C. et BOSMA S.A., 1981. Heterotrophic utilisation of mucilage released during fragmentation of kelp *Ecklonia maxima* et *Laminaria pallida*. I. Development of microbial communities associated with the degradation of the kelp mucilage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 4:31-41.

LINLEY E.A.S., NEWELL R.C. et LUCAS M.I., 1983. Quantitative relationships between phytoplankton, bacteria and heterotrophic microflagellates in shelf waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 12:77-89.

LORENZEN C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* Lawrence Can., 6, 343-346.

LUCAS M.I., NEWELL R.C. et VELIMIROV B., 1981. Heterotrophic utilization of mucilage released during fermentation of kelp (*Ecklonia maxima* et *Laminaria pallida*). II. Differential utilization of dissolved organic components from kelp mucilage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 4:43-55.

MACCAVE I.N., 1975. Vertical flux of particles in the ocean. *Deep-Sea Res.*, 13: 707-730.

- 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. projet de fin d'études ENSTA et de DEA, Paris VI, Rapport n°151/DEA/1989.
- MALONE T.C., 1976, Phytoplankton productivity in the apex of the New York Bight, September 1973 - Augustus 1974. NOAA Technical report memorandum ERL-MESA-5. National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockvill, Md.
- MANDOURA R.F.C. et WOODWARD E.M.S., 1983. Conservative behaviour of riverine dissolved organic carbon in the Severn estuary: chemical and biochemical implications. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 47:1293-1309.
- MANICKAM S., 1982. Etude hydrologique et sédimentologique de la zone de transition entre la Loire fluviale et l'estuaire. Thèse de 3^{ème} cycle, Université de Nantes, 271 pages.
- MAOYU Y., 1990. An autocatalytic model for the kinetics of BOD test. *Wat. Res.*, 24(9):1091-1095.
- MARTIN Y.P. et BIANCHI J.L.M., 1980. Structure, diversity and catabolic potentialities of aerobic heterotrophic bacterial populations associated with continuous cultures of natural marine phytoplankton. *Microb. Ecol.* 5:265-279.
- MARTIN Y.P. et LELONG P.P., 1981. Modélisation de la dynamique des communautés bactériennes d'un écosystème planctonique marin expérimental. *Oceanol. Acta*, 4(4):431-443.
- MARTY D., BERTRAND J.CL et CAUMETTE P., 1989. Les métabolismes bactériens dans les systèmes sédimentaires marins. Dans, *Microorganismes dans les écosystèmes aquatiques*, (BIANCHI M., MARTY D., BERTRAND J.CL, CAUMETTE P. et GAUTHIER M., Eds), Masson Paris, pp. 101-151.
- MENZEL D.W. et RYTHER J.H., 1964. The composition of particulate organic matter in the Western North Atlantic. *Limnol. Oceanogr.*, 9:179-186.
- MENZEL D.W., 1967. Particulate organic carbon in the deep sea. *Deep-Sea Res.*, 14: 229-238.
- MENZEL D.W., 1974. Primary productivity, dissolved and particulate organic matter, and the sites of oxidation of organic matter. Dans, *The Sea* (GOLDBERG E.D., Ed), New York, Vol. 5(18):659-678.
- MENZEL D.W. et RYTHER J.H., 1970. Distribution and cycling of organic matter in the oceans. Dans, *Symposium on Organic Matter in Natural Waters*, (Hood D.W., Ed.) University of Alaska Press, pp. 29-54.
- MEYBECK M., 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, 282: 401-450.
- MEYBECK M., 1983. Quantification du déséquilibre en nutriments (C, P, N) dans l'estuaire de la Loire. *Rapport final CNRS - GRECO - ICO*, Appel d'offre du Ministère de l'Environnement "Capacité d'acceptation du milieu marin et chimie marine", Laboratoire de Géologie de l'Ecole Normale Supérieure de Paris V.
- MEYER-REIL L.A., 1978. Autoradiography and epifluorescence microscopy combined for the determination of number and spectrum of actively metabolizing bacteria in natural waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 36: 506-512.
- MONOD J., 1949. The growth of bacterial cultures. *Ann. Rev. Microbiol.*, 3:371-394.
- MORAN M.A. et HODSON R.E., 1990. Bacterial production on humic and non humic components of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.*, 35(8):1744-1756.
- MORRIS A.W., MANTOURA R.F.C., BALE A.J. et HOWLAND R.J.M., 1978. Very low salinity regions of estuaries: important sites for chemical and biological reactions. *Nature*, 274:678-680.

MORRIS A.W., LORING D.H., BALE A.J., HOWLAND R.J.M., MANTOURA R.F.C. et WOODWARD E.M.S., 1982. Particles dynamics, particulate carbon and the oxygen minimum in an estuary. *Oceanol. Acta*, Vol. 5, n°3.

MORRIS A.W., LORING D.H., BALE A.J., HOWLAND R.J.M., MANTOURA R.F.C.; et WOODWARD E.M.S., 1985. Particle dynamics, particulate carbon and the oxygen minimum in an estuary, *Oceanol. Acta*, Vol. 5, 3.

MUNSTER U. et CHROST R.J., 1990. Origin, composition and microbial utilization of dissolved organic matter. Dans, *Aquatic Microbial Ecology: Biochemical and Molecular approaches* (Overbeck J. et Chrost R.J., Eds), Springer-Verlag, New York, pp. 8-46.

NAGATA T., 1986. Carbon and nitrogen content of natural planktonic bacteria, *Appl. Environ. Microbiol.*, 52: 28-32.

NAGATA T. et KIRCHMAN D.L., 1991. Release of dissolved free and combined amino acids by bacterivorous marine flagellates. *Limnol. Oceanogr.*, 36(3): 433-443.

NEWEL R.C., LINLEY E.A.S et LUCAS M.I., 1983. Bacterial production and carbon conversion based on salt marsh plant debris. *Estuar. Coastal Shelf Sci.*, 17: 405-420.

NIENHUIS P.H., 1981. Distribution of organic matter in living marine organisms. Dans, *Marine Organic Chemistry*, Evolution, composition, interactions and chemistry of organic matter in seawater (DUURSMA E.K. et DAWSON R., Eds), (3):31-69.

OGURA N., 1972. Rate and extent of decomposition of dissolved organic matter in surface seawater. *Mar. Biol.*, 13:89-93.

OGURA N., 1975. Further studies on decomposition of dissolved organic matter in coastal water. *Mar. Biol.*, 31:101-111.

OTSUKI A. et HANYA T., 1972. Production of dissolved organic matter from dead green algal cells. I. Aerobic microbial decomposition. *Limnol. Oceanogr.*, 17:248-257.

OWENS N.J.P., 1986. Estuarine nitrification: a naturally occurring fluidised bed reaction ?. *Estuarine, Coastal and Shelf Sc.*, 22:31-44.

PARSONS T.R. et STRICKLAND J.D.H., 1961. On the production of particulate organic carbon by the heterotrophic processes in sea water. *Deep Sea Res.*, 8:211-220.

PARSONS T.R. et STRICKLAND J.D.H., 1962. Oceanic detritus. *Science*, 136: 313-314.

PARSONS T.R. et STRICKLAND J.D.H., 1963. Discussion of spectrophotometric determination of marine plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. *J. of Mar. Res.*, 21:155-163.

PIHELPS E.B., 1909. The disinfection of sewage and sewage filters effluents. *U.S. Geol. Survey Wat. Supply Paper* 224, 74.

PILGRIM D.A., 1987. Measurement and estimation of the extinction coefficient in turbid estuarine waters. *Continental Shelf Res.*, Vol. 7, n°11/12: 1425-1428.

PLUMMER D.H., OWENS N.J.P. et HERBERT R.A., 1987. Bacteria-particle interactions in turbid estuarine environments. *Cont. Shelf Res.*, Vol. 7, 11/12: 1429-1433.

PORT AUTONOME DE NANTES SAINT NAZAIRE, 1988. Mesures réalisées de Mars à Octobre 1988 sur l'estuaire de la

Loire - Modèle d'oxygène dissous. Contrat IFREMER, Fascicules de résultats.

PORTER K.G. et FEIG Y.S., 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (5): 943-948.

RAMALHO R.S., 1977. Introduction to wastewater treatment process. Architectural Engineering Press, Beijing (Chine), pp. 47-63.

RELEXANS J.C., MEYBECK M., BILLEN G., BRUGEAILLES M., ETCHEBER H. ET M. SOMVILLE, 1988. Algal and microbial processes involved in particulate organic matter dynamics in the Loire estuary. *Estuar., Coastal and Shelf Sci.*, 27: 625-644.

RICHARDS F.A., 1965. Anoxic basins and fjords. Dans, *Chemical Oceanography* (RILEY J. et SCIRROW G., Eds), Academic Press, New York, pp 611-645.

ROGERS H.J., 1961. The dissimilation of high molecular weight organic substances. In "*The Bacteria*" Vol II (I.C. GUNSALUS et R.Y. STANIER, Eds), Academic Press, New York, pp 261:318.

ROMAÑA L.A., 1982. Un modèle mathématique de nitrification en Basse Seine. Conséquences sur l'oxygène dissous. XVIIèmes journées de l'hydraulique, Nantes, 14-16 septembre 1982, question V, rapport n°6.

ROMAÑA L.A. et THOUVENIN B., 1987. Oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire - Rapport sur la faisabilité d'un modèle mathématique, Rapport interne IFREMER DERO/87 - 07/EL.

ROMAÑA L.A., THOUVENIN B., 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, pp 257:262.

ROSENFELD J.K., 1981. Nitrogen diagenesis in Long Islands Sound sediments. *Am. J. of Sci.*, 281:436-462.

SAKSHAUG E. et HOLM-HANSEN O., 1977. Chemical composition of *Skeletonema costatum* (Grev.) Cleve and *Pavlova* (monochrysis) *Lutheri* (Droop) Green as a function of nitrate-phosphate and iron-limited growth. *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.*, 29:1-34.

SALLOT A. et al., Groupe de Géochimie Organique du GRECO I.C.O., 1984. Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien: stratégies d'échantillonnage et de recherches élaborées en Loire (France), *Océanol. Acta*, 7, 2:191-207.

SALOMON J.CL., 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.

SAURIOT P.G., 1991. Etude des populations de mulets dans l'estuaire de la Loire - Bilan des études 1989 - 1990, Rapport du Laboratoire de Biologie Marine, Université de Nantes, pour l'APEEL.

SCHALLENBERG M., KALFF J. et RASMUSSEN J.B., 1989. Solutions to problems in enumerating sediment bacteria by direct counts. *Appl. Environ. Microbiol.* 55(5):1214-1219.

SEKI H., 1965. Studies on microbial participation to the food cycle in the sea, II et III. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 20,22.

SERVAIS P., 1987. Etude de la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en rivière. Développement d'une démarche méthodologique et application à la Meuse belge. *Thèse de 3ème cycle*, Université Libre de Bruxelles, 271 pages.

SERVAIS P., GARNIER J., BILLEN G. et BARILLIER A., 1990. Dégradation de la matière organique et dynamique

des bactéries hétérotrophes. *Rapport technique PIREN-Seine, I/90/01.*

SHERR B. et SHERR E., 1983. Enumeration of heterotrophic microprotozoa by epifluorescence microscopy. *Estuar. Coastal Shelf Sci.*, 16:1-7.

SIEBURTH J.McN., 1987. Contrary habitats for redox-specific processes: methanogenesis in oxic waters and oxidation in anoxic waters. Dans, *Microbes in the sea*, (SLEIGH M.A., Ed), Ellis Horwood Ser., pp. 1:38.

SKOPINTSEV B.A., 1971. On the modern advances in the studies of organic matter in the oceanic waters. *Okeanologiya* (Russ.), 11:939-952.

SKOPINTSEV B.A., 1981. Decomposition of organic matter of plankton, humification and hydrolysis. Dans: *Marine Organic Chemistry, Evolution, Composition, Interactions and Chemistry of Organic Matter in Seawater*, Ed.: Elsevier Oceanography Series, pp 125:176.

SOMVILLE M. et BILLEN G., 1983. A method for determining exoproteolytic activity in natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, 28:190-193.

SOMVILLE M., 1984. Measurement and study of substrate specificity of exoglucosidase activity in eutrophic water. *Appl. Env. Microbiol.*, 48:1181-1185.

SOROKIN Y.I., 1978. Decomposition of organic matter and nutrient regeneration. Dans, *Marine Ecology, IV, Dynamics*. Wiley, Chichester, (O. KINNE Ed.), pp. 501-616.

STEELE J.H., 1962. Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, 7:137-150.

STREETER H.W. et PHELPS E.B., 1925. Study of the pollution and natural purification of the Ohio river. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration. *Bull. US Pub. Health Serv.*, n°146.

STRICKLAND J.D.H. et PARSONS T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 167, 311 p.

STUART V., LUCAS M.I. et Newell R.C., 1981. Heterotrophic utilization of particulate matter from the kelp *Laminaria Pallida*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 4:337-348.

SUMI T. et KOIKE I., 1990. Estimation of ammonification and ammonium assimilation in surficial coastal and estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 35(2): 270-286.

SUN M.-Y., LEE C. et ALLER R.C., 1993. Laboratory studies of oxic and anoxic degradation of chlorophyll-*a* in Long Island Sound sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 57, 147-157.

SVERDRUP H.U., JOHNSON M. et FLEMING R., 1942. *The Oceans*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., 1087 pages.

THIERIAULT E.J., 1927. The oxygen demand of polluted waters. 1, Critical Review; 2, The rate of deoxygenation. *Public Health Bull. N° 173*, U.S. Public Health Service, Washington D.C.

THINGSTAD T.F., 1987. Utilization of N, P and organic C by heterotrophic bacteria. I. Outline of a chemostat theory with a consistent concept of "maintenance" metabolism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35: 99-109.

THOUVENIN B., ROMANA L.A. et LE HIR P., 1992. Modélisation mathématique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire - Première phase. Rapport interne IFREMER DEL/CCM/92.01.

TRONCZYNSKI J., 1985. Biogéochimie de la matière organique dans l'estuaire de la Loire: origines, transport et évolution des hydrocarbures et acides gras. *Thèse de 3ème cycle*, Université Pierre et Marie Curie, Paris 6, 176

pages.

VALIELA L., 1984 (a). Producers and processes involved in primary production. Dans, *Marine ecological processes*, (REICHLÉ D.E., Ed), Springer-Verlag, New York, pp 3-32.

VAN ES F.B. et LAANE W.P.M., 1982. The utility of organic matter in the Ems Dollard estuary. *Neth. J. Sea Res.*, 1: 101-118.

TUFFEY T., 1973. The detection and study of nitrification in streams and estuaries. Thesis, publié sur demande par University Microfilms International, Ann Arbor, Michigan, USA ou London, England, 180 pages.

TUPAS L. et KOIKE L., 1990. Amino acid and ammonium utilization by heterotrophic marine bacteria grown in enriched seawater. *Limnol. Oceanogr.*, 35(5): 1145-1155.

TUSCHALL J.R. et BREZONIK P.L., 1980. Characterization of organic nitrogen in natural waters: its molecular sizes, protein content and interaction with heavy metals. *Limnol. Oceanogr.*, 25:495-504.

ULLMAN et ALLER, 1982. Diffusion coefficients in near shore marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 27:552-556.

VAN WAMBEKE F. et BIANCHI M., 1986. Transfert et minéralisation de la matière organique azotée à travers les deux premiers échelons de la microcommunauté hétérotrophe. Deuxième colloque international de Bactériologie Marine, IFREMER, *Actes de Colloques*, 3:385-391.

VIVES-REGO J., BILLEN G., FONTIGNY A. et SOMVILLE M., 1985. Free and attached proteolytic activity in water environments. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 21:245-249.

WATSON S.W., NOVITSKY T.J., QUINBY H.L. et VALOIS F.W., 1977. Determination of bacterial number and biomass in the marine environment. *Appl. Environ. Microbiol.* 33: 940-946.

WEISS R.F., 1970. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and sea water. *Deep-Sea Res.*, 17:721-735.

WILLIAMS P.J. Le B., 1970. Heterotrophic utilization of dissolved organic compounds in the sea. I. Size distribution and relationship between respiration and incorporation of growth substance. *J. Mar. Biol. Ass., UK*, 50:859-870.

WILLIAMS P.M. et CARLUCCI A.F., 1976. Bacterial utilization of organic matter in the deep sea. *Nature*, 262: 810-811.

WINFREY M.R., MARTY D.G., BIANCHI A.J.M. et WARD D.M., 1981. Vertical distribution of sulfate reduction, methane production and bacteria in marine sediments. *Geomicrobiol. J.*, 2:341-362.

WINOGRADSKY S. et WINOGRADSKY H., 1933. *Ann. Inst. Pasteur*, 50:350-432.

WRIGHT R.T. et HOBIE J.E., 1966. Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ecology*, 47:447-453.

WRIGHT R.T. et SHAH N.M., 1975. The trophic role of glycolic acid in coastal seawater. I. Heterotrophic metabolism in seawater and bacterial cultures. *Mar. Biol.*, 33:175-183.

WRIGHT R.T., COFFIN R.B., et LÉBO M.E., 1987. Dynamics of planctonic bacteria and heterotrophic microflagellates in the Parker Estuary, northern Massachusetts. *Cont. Shelf Res.*, Vol. 7, 11/12: 1383-1397.

WRIGHT R.T., 1978. Measurement and significance of specific activity in the heterotrophic bacteria of natural

waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 36:297-305.

XU B.J., 1983. Principles of water supply and sewage disposal in present age. Qinghua University Press, Beijing (China), pp. 194-197.

YENTSCH C.S., 1967. The measurement of photoplastic pigments. Thirty years of progress ? Dans, *Chemical environment in the aquatic habitat* (GOLTERMAN H.C. et CLYMO R.S., Eds), Noord-Hollandische Uitgevers, Amsterdam, pp. 225-270.

YOON W.B. et ROSSON R.A., 1989. Improved method of enumeration of attached bacteria for study in the abundance of attached and free-living bacteria in response to diel variation in seawater turbidity. *Appl. Environ. Microbiol.* 56(3):595-600.

ZLOTNIK I. et DUBINSKY Z., 1989. The effect of light and temperature on DOC excretion by phytoplankton, *Limnol. Oceanogr.*, 34(5):831-839.

LISTE DES ANNEXES

oOo

Annexe 1. Méthode de comptage de 3 populations bactériennes anaérobies: fermentatives, sulfato-réductrices et dénitrifiantes.

Annexe 2. Mise au point d'une méthode de comptage direct des bactéries par épifluorescence dans des échantillons fortement chargés en particules.

Annexe 3. Solubilité de l'oxygène dans l'eau de mer; pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation.Extrait des Tables Océanographiques Internationales.

Annexe 4. Résultats des dénombrements des bactéries aérobies et anaérobies. Campagnes de septembre 1990 et 1991.

Annexe 5. Système d'équations du modèle CYCLAMAIN.

Annexe 6. Etude de sensibilité du modèle CYCLAMAIN.

Annexe 1

oOo

METHODES DE COMPTAGE DE 3 POPULATIONS BACTERIENNES ANAEROBIES :

- les bactéries fermentatives
- les bactéries sulfato-réductrices
- les bactéries dénitrifiantes

1. LES BACTERIES FERMENTATIVES

Milieu de culture

Base minérale:

FeCl ₃ :	0,40 g	
KH ₂ PO ₄ :	0,05 g	
Extraits de levure:	0,01 g	
Tampon tris :	10 ml	ajuster à pH 7,5
Eau distillée + eau marine (salinité du milieu)	qsp 1l	

Base organique:

Glucose :	5,0 g
Peptone :	5,0 g
Extraits de levure :	5,0 g
Cystéine ou acide ascorbique (réducteur)	
Agar (milieu solide)	

Protocole

- * Préparation des dilutions : à 10⁻⁶, 10⁻⁷, 10⁻⁸, 10⁻⁹. Compter 3 répliquats pour chacune.
- * Stérilisation du milieu de culture à l'autoclave (115°C) pendant 30 minutes.
- * Remplissage des boîtes de Pétri avec le milieu de culture.
- * Ajouter 0,1 ml de chaque dilution.
- * Placer les boîtes de Pétri en jarres anaérobies pendant 15 jours.
- * Procéder au comptage des colonies.

2. LES BACTERIES SULFATO-REDUCTRICES

Milieu de culture,

milieu de POSTGATE vérifié par JACQ:

Base minérale:

NH ₄ Cl :	1,0 g
Na ₂ SO ₄ :	1,0 g
KH ₂ PO ₄ :	0,5 g
CaCl ₂ ·6H ₂ O :	1,0 g
MgCl ₂ ·6H ₂ O :	2,0 g
Eau distillée + eau marine (salinité du milieu)	qsp 11

Base organique:

Lactate de Na:	3,5 g
Gélose :	15,0 g
Extraits de levure :	1,0 g

Protocole

- * Préparation des dilutions : à 10⁻², 10⁻³, 10⁻⁴, 10⁻⁵. Compter 3 répliquats pour chacune.
- * Après dissolution, répartition de ce milieu à raison de 4 ml/tube.
- * Stérilisation à l'autoclave (à 115°C) pendant 30 minutes.
- * Incorporation de 0,5 ml du filtrat de la solution suivante:

Chlorhydrate de cystéine :	0,400 g
Sel de Mohr :	0,125 g
H ₂ O distillée:	50 ml

Dissolution du chlorhydrate de cystéine dans 40 ml d'eau distillée,
neutralisation par du NaOH,
adjonction du sel de Mohr dissous dans 10 ml d'eau distillée, agitation continue,
apparition d'une couleur violette franche,
stérilisation de cette solution placée dans une seringue,
filtration à 0,2 µm (près d'une flamme).

- * Ensemencer chaque tube avec 1 ml pour chaque dilution.
- * Homogénéiser délicatement chaque tube sans inclure de bulles d'air.
- * Solidification de la gélose par immersion dans un bain de glace.
- * Verser 1 ml de paraffine liquéfiée dans chacun des tubes.
- * Conserver à l'obscurité pendant 2 à 3 semaines.
- * Procéder au comptage des colonies. Utilisation des tables MPN (Most Probable Number).

3. LES BACTERIES DENITRIFIANTES

Milieu de culture

Indole nitrite : 25 g

Eau distillée : 1 l

Protocole

* Préparation des dilutions : à 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} .

Compter 3 répliquats pour chacune.

* Stérilisation (à 115°C) des tubes à essais pendant 30 minutes.

* Remplissage des tubes du milieu de culture.

* Agitation des tubes pendant 10 minutes;
puis passage au bain-marie (à 100°C) pendant 5 minutes.

* Placer 0,1 ml de chaque dilution dans les flacons de culture.

* Laisser les tubes 3 semaines à l'obscurité.

* Procéder au comptage des colonies. Utilisation des tables MPN.

Annexe 2

oOo

MISE AU POINT D'UNE METHODE DE COMPTAGE DIRECT DES BACTERIES POUR DES ECHANTILLONS FORTEMENT CHARGES EN PARTICULES

Une méthodologie de comptage bactérien a été mise au point en collaboration avec le Laboratoire de Microbiologie Marine de l'Université de Luminy (sous la responsabilité de M. BIANCHI).

Pour des milieux fortement chargés non seulement en particules mais aussi en biomasses bactériennes, comme la couche crème de vase d'une zone turbide estuarienne, il a fallu optimiser les différentes étapes de la méthode de comptage direct par épifluorescence, adaptée à la turbidité du site et à sa richesse en matériel organique.

Le choix du colorant fut simple. Entre l'acridine orange, spécifique de l'ADN (présent dans les bactéries à toutes les étapes de croissance) et de l'ARN (qui a tendance à diminuer avec le cycle de croissance bactérien) et le DAPI, spécifique de l'ADN seulement, c'est ce dernier colorant qui a été retenu; plus sélectif, présentant l'avantage de ne pas provoquer d'interférences avec la matière organique et malgré le fait qu'il ne permette pas de distinguer la biomasse vivante de la lysée. Les résultats sont représentatifs de la biomasse totale présente dans le milieu au moment du prélèvement.

Etant donné d'une part, la forte teneur en matières en suspension du milieu (de 2 à 150 g/l) et d'autre part, le fait que les bactéries actives soient pour la plupart fixées sur les particules, deux problèmes analytiques se sont posés à notre étude.

Le principal problème à résoudre concerne l'effet de masquage par les particules des bactéries marquées, piégées sur le filtre. Cet effet pouvant entraîner une sous-estimation de la biomasse évaluée.

Le second problème a été d'optimiser la méthode permettant de détacher les bactéries des particules sur lesquelles elles se fixent, sans casser les microorganismes, ni favoriser certaines variétés pour le comptage. Deux techniques ont été testées en complément du passage aux ultra-sons: l'utilisation du Tétrahydroxyéthylène pyrophosphate Decahydrate ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) et du Tween 80; les lames ont été plus facilement exploitables après traitement au pyrophosphate.

Matériel et méthode de comptage direct sur sédiment fluide

Les échantillons ont été prélevés à -1 m sous la colonne d'eau et au fond de la couche crème de vase de la zone turbide de l'estuaire de la Loire, le 20 Juin 1991, à l'aide de bouteilles horizontales de prélèvement. Ces échantillons, de salinité quasi-nulle, ont été dilués au 1/10^{ème} avec de l'eau distillée et fixés avec 0,5 ml de formol (25%) pour 10 puis conservés à 4°C avant d'être analysés.

1. Traitement au Tween 80 :

Après homogénéisation de l'échantillon, il est à nouveau dilué au 1/10^{ème} avec de l'eau distillée puis au 1/100^{ème}, 1/400^{ème}, 1/1000^{ème} et 1/5000^{ème} au Tween 80. Le produit agira pendant 1h30.

2. Traitement au Tétra Sodium pyrophosphate Decahydrate (Na₄P₂O₇).

Méthode de REIMERS C.E. et SMITH K.L., 1986, modifiée par FERRARA GUERRERO S., 1991:

Un aliquot de 1 ml est homogénéisé à 9 ml de Na₄P₂O₇ à une concentration finale de 0,002 M plaçant l'échantillon à une dilution de 1/100^{ème}. Le temps d'action choisi est de 20 minutes.

- Ensuite,
- * sonication de l'échantillon, placé dans de la glace pilée, pendant 30 secondes (sous 10 W) de manière à détacher les bactéries de leur support particulaire sans les casser.
 - * dilution d'un aliquot de 250 µl dans 10 ml d'eau distillée contenant 0,05 % de sodium acide (N₃Na);
 - * ajouter 8 gouttes de DAPI (en concentration finale: 0,5 µg/ml) à 3 ml de cette solution, au taux de dilution de 1/400^{ème}
 - * homogénéisation au vortex et placée à 4°C à l'abri de la lumière pendant 1 heure.
 - * filtration à 0,2 µm (filtres Nucléopore noirs, PC membrane 25 mm)
 - * numération par comptage direct sous microscope U.V.

Il est clair que pour les échantillons fortement chargés, la lisibilité après traitement au Tween 80, était d'autant meilleure que la dilution était importante.

Résultats

Les comptages ont été réalisés sur les échantillons traités au pyrophosphate étant donné leur meilleure lisibilité.

Nous les avons pratiqué sur une trentaine de champs par lame.

Peu d'échantillons ont été testés étant donné que le but de cette expérimentation était la mise au point d'une méthodologie de comptage adaptée au sédiment fluide de la crème de vase.

Le nombre de bactéries par ml d'échantillon après comptage au microscope par épifluorescence est donné par la formule:

$$\text{nb. bact / ml} = \text{nb. bact / champ} \cdot 19580 \cdot \frac{\text{Volumetotal}}{\text{Volumeéch.}} \cdot \frac{1}{\text{dilution}} \cdot \frac{1}{\text{Volumefiltré}}$$

Pour les échantillons prélevés dans la crème de vase, le 20 Juin 1991, le nombre moyen obtenu est de $5,7 \cdot 10^9$ bact/ml, ordre de grandeur relativement courant en milieu estuarien.

Références bibliographiques

ALBRIGHT L.J., McCRAE S.K. et MAY B.E., 1985. Attached and free-floating bacterioplankton in Howe Sound, British Columbia, a coastal marine fjord-embayment. *Appl. Environ. Microbiol.* 51 (3): 614-621.

PORTER K.G. et FEIG Y.S., 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (5): 943-948.

SCHALLENBERG M., KALFF J. et RASMUSSEN J.B., 1989. Solutions to problems in enumerating sediment bacteria by direct counts. *Appl. Environ. Microbiol.* 55 (5): 1214-1219.

YOON W.B. et ROSSON R.A., 1989. Improved method of enumeration of attached bacteria for study of fluctuation in the abundance of attached and free-living bacteria in response to diel variation in seawater turbidity. *Appl. Environ. Microbiol.* 56 (3): 595-600.

Annexe 3

oOo

SOLUBILITE DE L'OXYGENE DANS L'EAU DE MER

POURCENTAGE DE L'OXYGENE DISSOUS

Extrait tables Océanographiques Internationales

(Table IV) (UNESCO 1973)

La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de plusieurs facteurs : la température, la salinité, la pression partielle d'oxygène.

La solubilité de l'oxygène dans l'eau a été mise en équation par WEISS (1970):

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

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

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

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

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

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

Pour convertir la solubilité C (exprimé en cm^3/dm^3) en $\text{mg d'O}_2/\text{l}$, il suffit de multiplier C par $1,428 \text{ mg}/\text{cm}^3$.

Annexe 4

oOo

Résultats des dénombrements des bactéries aérobies et anaérobies.

Campagnes de septembre 1990 et 1991.

A4.1. DENOMBREMENT DES BACTERIES AEROBIES ET ANAEROBIES FACULTATIVES

Le nombre de bactéries aérobies et anaérobies par millilitre (figure A4.1 (a)), augmente considérablement avec la profondeur. En 1991, les bactéries anaérobies exprimées par millilitre d'échantillon brut, sont en moyenne trois fois plus abondantes dans la crème de vase; mais elles restent en concentration plus faible que les bactéries aérobies, signifiant que leur développement sur milieu gélosé est plus limité. Rapportées aux MES (figure A4.1 (b)), les bactéries anaérobies évoluent peu sur la verticale mais nous pouvons remarquer, en excluant les fortes concentrations mesurées le 18 septembre, qu'elles augmentent au cours du passage de la marée en vives eaux, ce, quelle que soit la profondeur. Ce comportement pourrait s'expliquer par une adaptation des populations bactériennes à l'appauvrissement du milieu en oxygène dissous. De nombreuses variétés bactériennes anaérobies facultatives présentent en effet, des capacités adaptatives aux variations du milieu en éléments utilisables comme accepteurs d'électrons.

L'estimation du nombre de bactéries anaérobies ne permet pas de différencier les bactéries anaérobies strictes des bactéries aérobies tolérantes à une atmosphère réductrice. Il convient donc de relativiser ces résultats, dont les mesures ont été délicates en raison de la forte charge particulière des échantillons. Nous pouvons simplement constater que la proportion (en moyenne de 80 %) des bactéries aérobies sur le nombre total, reste relativement constante sur toute la profondeur de la zone étudiée.

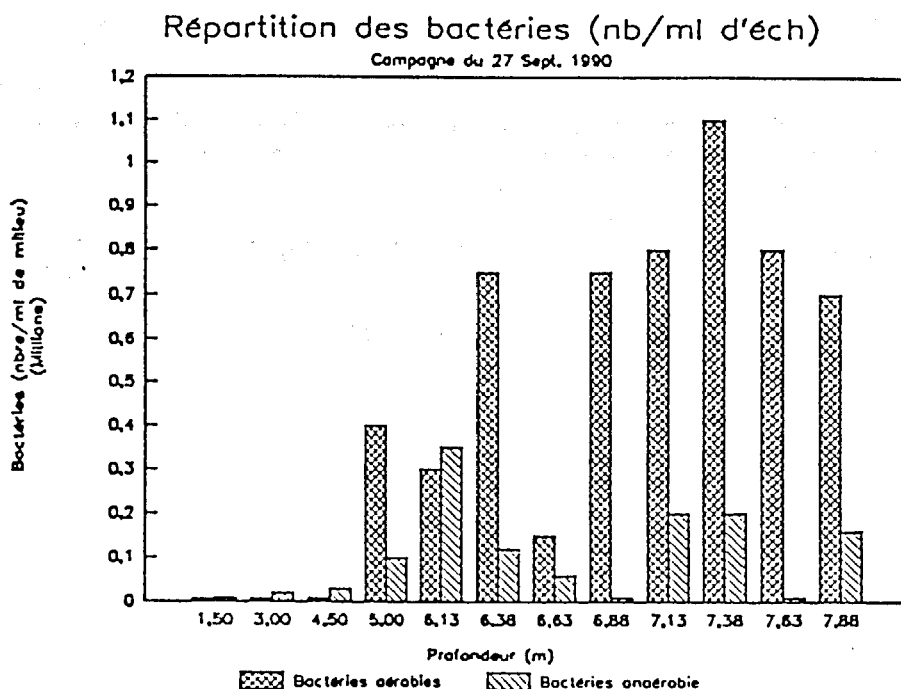


Figure A4.1 (a). Profils verticaux des populations bactériennes aérobies et anaérobies dénombrées dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire; septembre 1990.

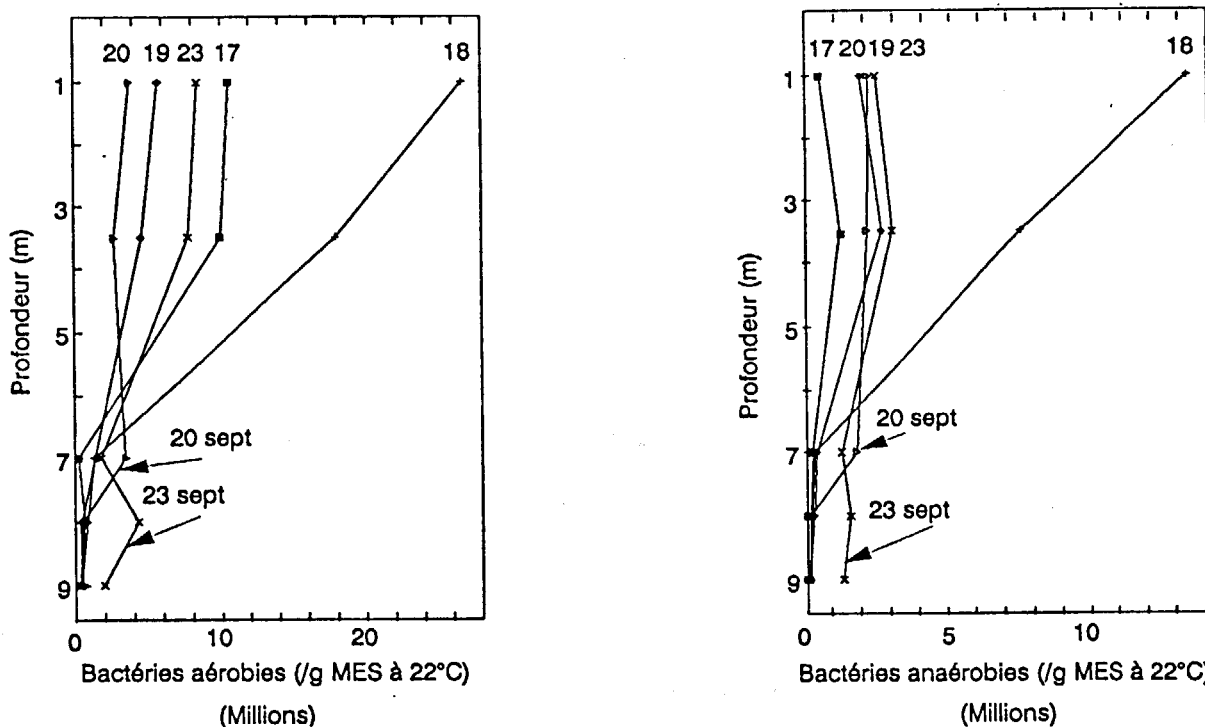


Figure A4.1 (b). Profils verticaux des concentrations en bactéries aérobies et anaérobies dénombrées après ensemencement sur gélose (en millions par g de MES), zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, du 17 au 23 septembre 1991.

A4.2. COMPTAGES DES PRINCIPALES SOUCHES BACTERIENNES DE TYPE ANAEROBIE

Dans ces analyses, les bactéries ont étéensemencées, en conditions anoxiques, sur des milieux de culture spécifiques à certains métabolismes. Nous avons dénombré les populations bactériennes de quatre groupes physiologiques principaux: les bactéries fermentatives, dénitrifiantes, sulfato-réductrices et sulfito-réductrices. Mais, étant donné le caractère imprécis de la méthode, ces comptages ne pourront pas directement être utilisés dans le modèle de dégradation de la matière organique; ils permettent simplement d'estimer l'importance relative des différentes souches bactériennes présentes en environnement anoxique.

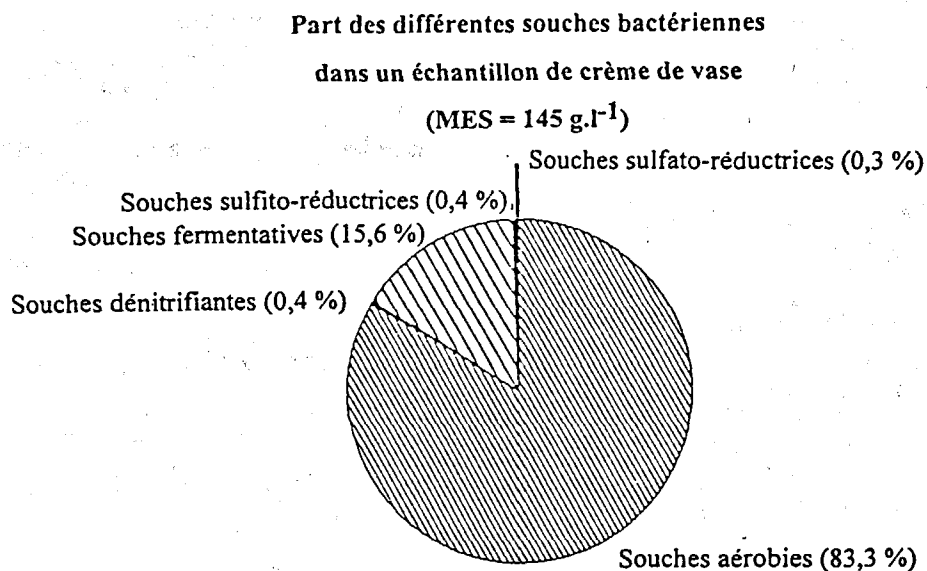


Figure A4.2 (a). Parts des souches fermentatives, dénitrifiantes, sulfato-réductrices et sulfito-réductrices dans la population bactérienne anaérobies totale; zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, septembre 1990.

Les souches bactériennes fermentatives anaérobies dominant largement (figure A4.2 (a)) puisqu'elles représentent 15 % des bactéries anaérobies totales et 93 % des souches dénombrées. Cette population joue un rôle capital dans les écosystèmes anoxiques. Elle présente des potentialités cataboliques très diversifiées lui permettant d'utiliser des composés organiques réfractaires aux autres groupes bactériens.

Les bactéries dénitrifiantes représentent 0,4 % de la biomasse totale estimée et 7 % de la biomasse anaérobie.

Les bactéries sulfato-réductrices sont considérées anaérobies strictes avec pour caractéristique commune, la capacité de réduire les sulfates en hydrogène sulfuré. L'abondance de ce type de populations dans les sédiments anoxiques dépend de la limitation en sulfates et de la richesse en matière organique (CAUMETTE, 1985). Dans les sédiments côtiers, les effectifs des bactéries sulfato-réductrices peuvent varier de 10^3 à 10^6 bactéries par millilitre de sédiment (JORGENSEN, 1978; LAANBROEK et PFENNING, 1981; WINFREY et AL., 1981; CAUMETTE, 1985).

En septembre 1990, dans la crème de vase de l'estuaire de la Loire, le nombre de bactéries atteint entre 10^3 et 10^4 par millilitre. En septembre 1991, les bactéries sulfato-réductrices sont 2 à 10 fois moins importantes que les bactéries sulfato-réductrices. Ces dernières atteignent des valeurs comprises entre 3 000 bactéries par millilitre, dans la colonne d'eau, et 240 000 bactéries par millilitre dans la crème de vase. Cette différence s'estompe en exprimant ces teneurs relativement aux concentrations en MES (figure A4.2(b)). Le nombre de germes sulfato-réducteurs dans la colonne d'eau augmente sensiblement le 23 septembre au cours de la remise en suspension des particules.

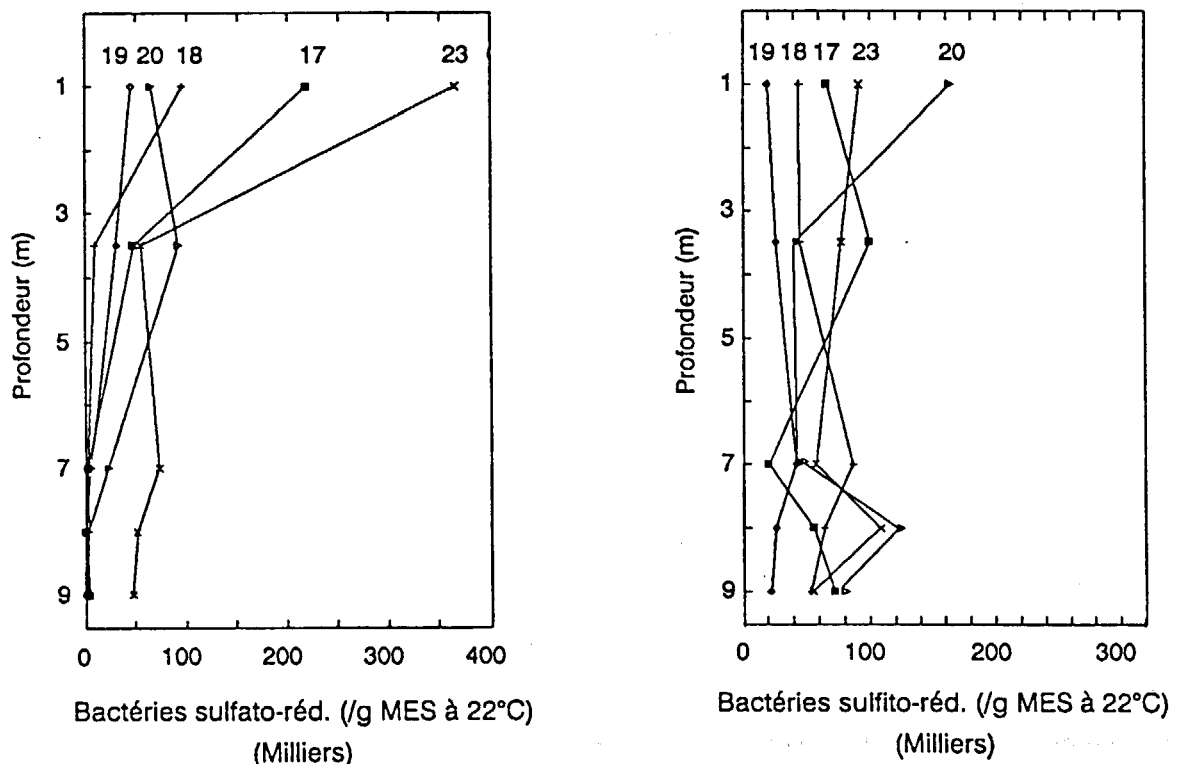


Figure A4.2(b). Profils verticaux des concentrations en bactéries sulfato-réductrices et sulfito-réductrices dénombrées après ensemencement sur gélose (en milliers.g⁻¹ MES), zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire, du 17 au 23 septembre 1991.

Annexe 5

oOo

Modélisation du cycle de dégradation bactérienne de la matière organique

Système d'équations diagénétiques

1 Le substrat directement assimilable

La minéralisation du substrat directement assimilable par les bactéries hétérotrophes constitue l'activité organotrophe.

La fraction carbonée du substrat assimilable: S_{dac}

$$\frac{\partial S_{dac}}{\partial t} = -\frac{1}{Y_h} \cdot \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_s} \right] \cdot \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \frac{S_{od}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot X_{bh}$$

assimilation par les bactéries hétérotrophes en aérobie

$$-\frac{1}{Y_h} \cdot \eta_{ca} \cdot \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_s} \right] \cdot \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \frac{K_{oh}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot X_{bh}$$

assimilation par les bactéries hétérotrophes en anaérobie

$$+ \text{parly} \cdot f_{2h} \cdot \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_h \cdot X_{bh} + \text{parly} \cdot f_{2a} \cdot \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_a \cdot X_{ba}$$

mortalité des bactéries hétérotrophes et autotrophes

$$+ \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_d} \right] \cdot k_{hr2} \cdot \frac{D_{hr}}{K_d + D_{hr}} \cdot X_{bh} + \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_p} \right] \cdot k_{hl} \cdot \frac{P_{hl}}{K_p + P_{hl}} \cdot X_{bh}$$

hydrolyse de la matière organique dissoute et particulaire

La fraction azotée du substrat assimilable, S_{daN} :

$$\frac{\partial S_{daN}}{\partial t} = -\frac{1}{Y_h} \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_s} \right] \cdot \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \frac{S_{od}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot X_{bh}$$

assimilation par les bactéries hétérotrophes en aérobie

$$-\frac{1}{Y_h} \cdot \eta_{ca} \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_s} \right] \cdot \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \frac{K_{oh}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot X_{bh}$$

assimilation par les bactéries hétérotrophes en anaérobie

$$+ \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \left[\frac{S_{od}}{K_{oh} + S_{od}} + \eta_{ca} \cdot \frac{K_{oh}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \cdot X_{bh}$$

incorporation d'ammonium pour la biosynthèse (ammonification)

$$+ \text{parly} \cdot f_{2h} \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_h \cdot X_{bh} + \text{parly} \cdot f_{2a} \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_a \cdot X_{ba}$$

mortalité des bactéries hétérotrophes et autotrophes

$$+ \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_d} \right] \cdot k_{hr2} \cdot \frac{D_{hr}}{K_d + D_{hr}} \cdot X_{bh} + \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_p} \right] \cdot k_{hl} \cdot \frac{P_{hl}}{K_p + P_{hl}} \cdot X_{bh}$$

hydrolyse de la matière organique dissoute et particulaire

2 La matière organique dissoute rapidement hydrolysable

La fraction carbonée de la matière organique dissoute hydrolysable, D_{hrC} :

$$\frac{\partial D_{hrC}}{\partial t} = - \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_{Dr}} \right] \cdot k_{hr2} \cdot \frac{D_{hr}}{K_{dr} + D_{hr}} \cdot X_{bh}$$

perte par hydrolyse en substrat direct

$$+ \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_{Pr}} \right] \cdot k_{hr1} \cdot \frac{P_{hr}}{K_{pr} + P_{hr}} \cdot X_{bh}$$

apport par hydrolyse du matériel particulaire rapidement hydrolysable

La fraction azotée de la matière organique dissoute hydrolysable, D_{hrN} :

$$\frac{\partial D_{hrN}}{\partial t} = - \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_{Dr}} \right] \cdot k_{hr2} \cdot \frac{D_{hr}}{K_{dr} + D_{hr}} \cdot X_{bh}$$

perte par hydrolyse en substrat direct

$$+ \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_{Pr}} \right] \cdot k_{hr1} \cdot \frac{P_{hr}}{K_{pr} + P_{hr}} \cdot X_{bh}$$

apport par hydrolyse du matériel particulaire rapidement hydrolysable

3 La matière organique particulaire rapidement hydrolysable

La fraction carbonée de la matière organique particulaire rapidement hydrolysable, P_{hr} :

$$\frac{\partial P_{hr}}{\partial t} = - \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_{Pr}} \right] \cdot k_{hr1} \cdot \frac{P_{hr}}{K_{pr} + P_{hr}} \cdot X_{bh}$$

perte par hydrolyse en substrat direct

$$+ parly \cdot (1 - f_{1h} - f_{2h}) \cdot \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_h \cdot X_{bh}$$

apport par lyse + excrétion bactérienne (hétérotrophe)

$$+ parly \cdot (1 - f_{1a} - f_{2a}) \cdot \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_a \cdot X_{ba}$$

apport par lyse + excrétion bactérienne (autotrophe)

4 La matière organique particulaire lentement hydrolysable

La fraction carbonée de la matière organique particulaire lentement hydrolysable,

P_{hc} :

$$\frac{\partial P_{hc}}{\partial t} = - \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)^{P_l}} \right] \cdot k_{hl} \cdot \frac{P_{hl}}{K_{pr} + P_{hl}} \cdot X_{bh}$$

perte par hydrolyse en substrat direct

$$+ \text{parly} \cdot f_{1h} \cdot \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)^b} \right] \cdot b_h \cdot X_{bh}$$

apport par lyse + excrétion bactérienne (hétérotrophe)

$$+ \text{parly} \cdot f_{1a} \cdot \left[1 - \frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)^b} \right] \cdot b_a \cdot X_{ba}$$

apport par lyse + excrétion bactérienne (autotrophe)

La fraction azotée de la matière organique particulaire rapidement hydrolysable, P_{hrN} :

$$\frac{\partial P_{hrN}}{\partial t} = - \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_{Pr}} \right] \cdot k_{hr1} \cdot \frac{P_{hr}}{K_{pr} + P_{hr}} \cdot X_{bh}$$

perte par hydrolyse en substrat direct

$$+ parly \cdot (1 - f_{1h} - f_{2h}) \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_h \cdot X_{bh}$$

apport par lyse + excréation bactérienne (hétérotrophe)

$$+ parly \cdot (1 - f_{1a} - f_{2a}) \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_a \cdot X_{ba}$$

apport par lyse + excréation bactérienne (autotrophe)

La fraction azotée de la matière organique particulaire lentement hydrolysable, P_{hIN} :

$$\frac{\partial P_{hIN}}{\partial t} = - \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_{PI}} \right] \cdot k_{hl} \cdot \frac{P_{hl}}{K_{pl} + P_{hl}} \cdot X_{bh}$$

perte par hydrolyse en substrat direct

$$+ \text{parly} \cdot f_{1h} \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_h \cdot X_{bh}$$

apport par lyse + excrétion bactérienne (hétérotrophe)

$$+ \text{parly} \cdot f_{1a} \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot b_a \cdot X_{ba}$$

apport par lyse + excrétion bactérienne (autotrophe)

5 Les biomasses bactériennes

☆ La biomasse bactérienne hétérotrophe

$$\frac{\partial X_{bh}}{\partial t} = \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \left[\frac{S_{od}}{K_{oh} + S_{od}} + \frac{K_{oh}}{K_{oh} + K_{oh}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \cdot X_{bh}$$

*croissance aérobie et anaérobie des bactéries hétérotrophes
(assimilation du substrat direct)*

$$-b_h \cdot X_{bh}$$

perte par mortalité (lyse et broutage)

☆ La biomasse bactérienne autotrophe

$$\frac{\partial X_{ba}}{\partial t} = \mu_a \cdot \frac{S_{od}}{K_{oa} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{ba}$$

*croissance aérobie des bactéries autotrophes
(nitrification)*

$$-b_a \cdot X_{ba}$$

perte par mortalité (lyse et broutage)

6 Les sels nutritifs

☆ Les nitrates

$$\frac{\partial S_{NO}}{\partial t} = -\frac{\eta_{ca}}{1-Y_h} \cdot \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \left[\frac{K_{oh}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \cdot X_{bh}$$

respiration des bactéries hétérotrophes sur nitrates

$$+ \frac{1}{Y_a} \cdot \mu_a \cdot \frac{S_{od}}{K_{oa} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{ba}$$

formation de nitrates par nitrification

☆ L'ammonium

$$\frac{\partial S_{NH}}{\partial t} = \frac{1}{Y_h} \cdot \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_s} \right] \cdot \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \left[\frac{S_{od}}{K_{oh} + S_{od}} + \eta_{ca} \cdot \frac{K_{oh}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \cdot X_{bh}$$

minéralisation de l'azote organique dissous en ammonium

$$- \frac{1}{Y_a} \cdot \mu_a \cdot \frac{S_{od}}{K_{oa} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{ba}$$

utilisation d'ammonium pour la nitrification

$$+ \frac{parbr}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \cdot [b_h \cdot X_{bh} + b_a \cdot X_{ba}]$$

*formation d'ammonium à partir des produits d'excrétion des biomasses hétérotrophes
(prédateurs bactériens)*

$$- \left[\frac{1}{\left(\frac{C}{N}\right)_b} \right] \cdot \left\{ \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \left[\frac{S_{od}}{K_{oh} + S_{od}} + \eta_s \cdot \frac{K_{oh}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \cdot X_{bh} + \mu_a \cdot \frac{S_{od}}{K_{oa} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{ba} \right\}$$

incorporation d'ammonium pour la biosynthèse bactérienne (hétérotrophe et autotrophe)

7 La demande en oxygène dissous

$$\frac{\partial S_{OD}}{\partial t} = -\frac{1-Y_h}{Y_h} \cdot 2,67 \cdot \mu_h \cdot \frac{S_{da}}{K_s + S_{da}} \cdot \frac{S_{od}}{K_{oh} + S_{od}} \cdot X_{bh}$$

oxydation du substrat assimilable

$$-\frac{4,57-Y_a}{Y_a} \cdot \mu_a \cdot \frac{S_{od}}{K_{oa} + S_{od}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{ba}$$

oxydation de l'ammonium en nitrates

Annexe 6

oOo

Etude de sensibilité du modèle

La sensibilité du modèle est testée aux paramètres cinétiques, aux coefficients stoechiométriques, à la température, aux conditions initiales et aux apports.

Nous rappelons que les simulations sont réalisées sur 360 jours de calcul, au cours desquels la période de calibration est répétée. Cette procédure permet de comparer l'évolution temporelle des variables d'état du système au cours de sa mise en route et de sa phase d'équilibre.

Dans le souci d'apprécier la sensibilité du modèle aux hypothèses de travail, deux types de figures illustrent mieux que certains commentaires, les tests réalisés. Elles représentent en fonction des hypothèses testées, soit l'évolution sur 360 jours de la demande en oxygène dissous (en $\text{mg.l}^{-1} \text{O}_2$) cumulée au cours du temps, soit l'évolution temporelle des vitesses (en d^{-1}) d'assimilation et d'hydrolyse du carbone organique. Dans ce dernier cas, les vitesses de transformation du carbone organique (k_1) sont calculées à chaque itération et sommées par pas de temps d'un jour de la manière suivante :

$$k_1(t) = \frac{C(t) - C(t + \Delta t)}{C(t) \cdot \Delta t}, \quad \text{en moyenne journalière : } k_{1/j}(t) = \sum_{1 \text{ jour}} k_1(t)$$

avec, k_1 (s^{-1}) : vitesse instantanée de transformation du carbone organique

$k_{1/j}$ (jour^{-1}) : vitesse journalière de transformation du carbone organique

$C(t)$ (mg.l^{-1}) : concentration en carbone organique (assimilable ou hydrolysable) au pas de temps t

$C(t+\text{dt})$ (mg.l^{-1}) : concentration en carbone organique (assimilable ou hydrolysable) au pas de temps $t+\text{dt}$

dt (s) : pas de temps de calcul

En ce qui concerne l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous cumulée au cours du temps, l'observation des pentes de cette courbe permet de suivre l'évolution du système. Au cours des premiers jours de calcul, cette pente, relativement faible, est à rapprocher de la mise en route du système. Ensuite, cette pente est plus importante, elle correspond à la phase de croissance des bactéries. Finalement, après le cycle de croissance - décroissance des populations bactériennes, cette pente diminue à nouveau; le système a atteint un état d'équilibre.

Enfin, nous avons choisi de présenter les résultats également sous une autre forme, en termes de stocks d'oxygène dissous demandé ou de substrat direct formé dans la crème de vase. Ces valeurs sont cumulées sur les 14 derniers jours de simulation, afin de laisser au système, le temps de se stabiliser. Ce cycle lunaire correspond à la période de calibration du 19 septembre au 3 octobre 1988 qui commence par des coefficients de marée de mortes eaux.

(A) 1. SENSIBILITE AUX PARAMETRES CINETIQUES

Sensibilité au taux de croissance des bactéries hétérotrophes, μ_h

Plusieurs taux de croissance, compris entre 1 et 8 d^{-1} , ont été testés dans la gamme des valeurs proposées par différents auteurs (tableau 3.4). Les courbes représentant la demande en oxygène dissous cumulée au cours du temps sont présentées en figure 5.1.

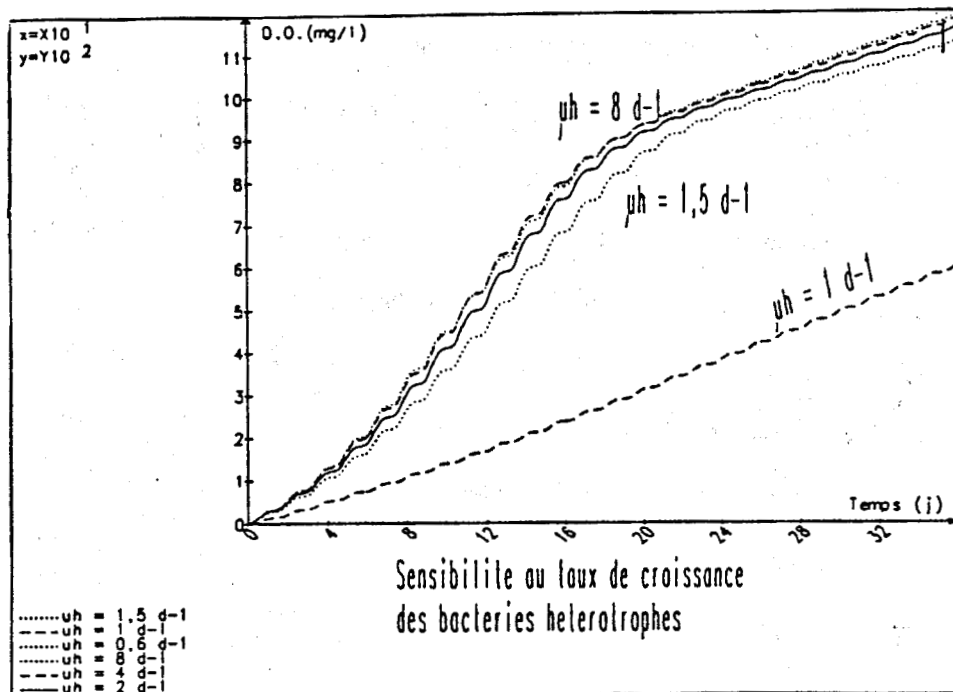


Figure 5.1. Sensibilité de la demande en oxygène dissous au taux de croissance des bactéries hétérotrophes.

Pour des coefficients de 1,5 et 8 jour⁻¹, la demande en oxygène dissous cumulée sur les 14 derniers jours, varie peu (5,6 %), de 1350 tonnes à 1430 tonnes d'O₂. La faible sensibilité du modèle à ce paramètre cinétique s'explique par les valeurs très élevées de la vitesse d'assimilation, comprise entre 20 et 100 jour⁻¹. L'augmentation du taux de croissance hétérotrophe permet en effet aux biomasses bactériennes d'atteindre des valeurs maximales plus importantes; mais il n'y a pas de décalage entre les différentes phases de leur évolution temporelle.

Au delà de 2 jour⁻¹, le taux de croissance bactérienne hétérotrophe paraît donc peu influent sur la demande en oxygène dissous et sur la part de substrat assimilable formée dans la crème de vase. Pour des taux de croissance de 1,5 et 8 jour⁻¹, cette dernière part représente respectivement 5,6 et 6 % du substrat assimilé dans la colonne d'eau sur un cycle lunaire. Des taux de croissance hétérotrophe inférieurs à ,5 jour⁻¹ semblent inappropriés puisque le système modélisé ne suit pas les différentes phases observées au cours des mesures (mise en route, phase de croissance - décroissance bactérienne et état d'équilibre). Dans ce cas, la limitation du renouvellement des bactéries actives est à l'origine de la dégradation incomplète du stock de matière organique disponible.

□ Sensibilité au taux de croissance des bactéries autotrophes, μ_a

Lorsque le taux de croissance des bactéries autotrophes varie de 0,1 à 1 jour⁻¹, la demande en oxygène dissous cumulée sur 360 jours passe de 849 à 1195 mg.l⁻¹ (figure 5.2), soit une augmentation de 41 %. Cette différence est imputable à l'augmentation de la nitrification. Pour des valeurs de μ_a comprises entre 0,1 et 0,5 jour⁻¹, la sensibilité du modèle est faible car la nitrification est négligeable. Les biomasses bactériennes autotrophes ne dépassent pas 10 % des biomasses hétérotrophes. Lorsque le taux de croissance autotrophe est supérieur à 0,5 jour⁻¹, la sensibilité du modèle, en termes de demande en oxygène dissous, est plus forte. Cette réponse du système s'explique par le fait que la croissance des bactéries autotrophes n'est pas limitée par les teneurs en ammonium dans le milieu. En effet, à chaque marée de vives eaux, la remise en suspension de la crème de vase, provoque une augmentation des teneurs en ammonium dans l'eau d'au maximum 100 %.

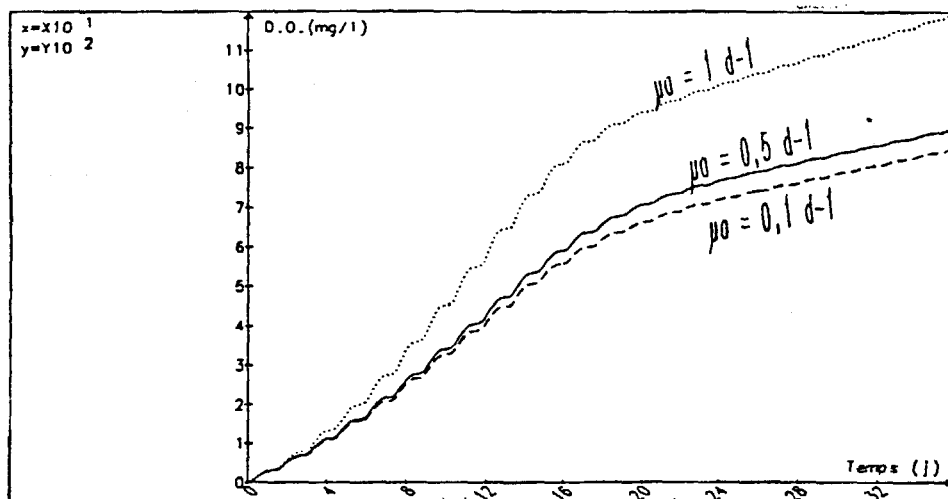


Figure 5.2. Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée au taux de croissance des bactéries autotrophes.

□ Sensibilité au taux de mortalité des bactéries hétérotrophes, b_h

Pour un même taux de croissance bactérienne hétérotrophe (6 jour⁻¹), plusieurs taux de mortalité, compris entre 0,6 et 0,8 jour⁻¹, ont été testés dans la gamme des valeurs référées en bibliographie (tableau 3.4). En termes de demande en oxygène dissous, le modèle apparaît très sensible au taux de mortalité bactérienne hétérotrophe; les courbes d'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous (figure 5.3) s'individualisent dès le premier jour de calcul. La demande en oxygène dissous augmente de 167 % (de 448 mg.l⁻¹.360 jour⁻¹ à 1195 mg.l⁻¹.360 jour⁻¹) pour des taux diminuant de 0,8 à 0,6 jour⁻¹. Cette grande sensibilité tient au fait que la mortalité est modélisée selon une loi du premier ordre; la réduction des biomasses bactériennes agit directement

sur les cinétiques de dégradation de la matière organique. Mais pour le système modélisé, les taux de mortalité supérieurs à $0,6 \text{ jour}^{-1}$ semblent inappropriés puisque l'évolution du système ne peut être comparée à celle obtenue au cours des calages. La croissance bactérienne étant limitée, la matière organique particulaire a tendance à s'accumuler dans le bouchon vaseux, tandis qu'une grande part des substances dissoutes quittent la zone sans être transformées.

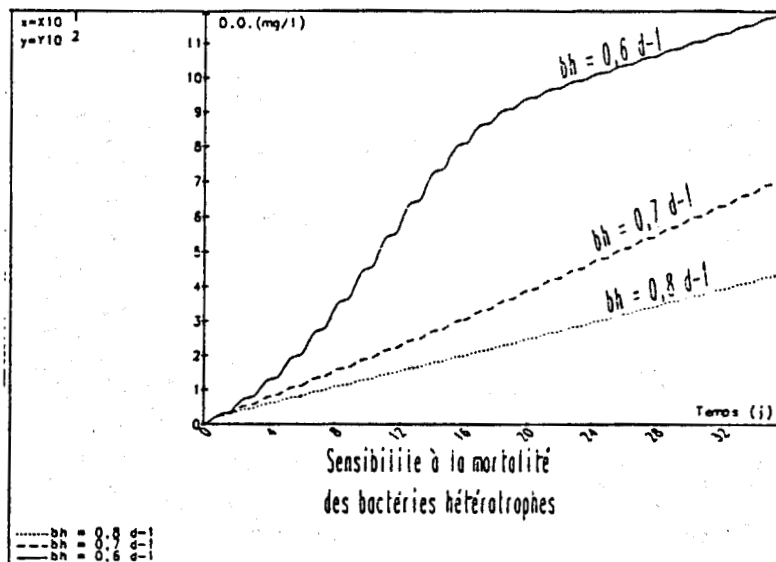


Figure 5.3. Sensibilité de la demande en oxygène dissous au taux de mortalité des bactéries hétérotrophes.

Sur le dernier cycle lunaire, pour des taux de mortalité de $0,6$ et $0,8 \text{ jour}^{-1}$, la demande en oxygène dissous calculée s'élève respectivement à 1420 et 1290 tonnes, ce qui correspond à une diminution de 10 %. Toujours pour ces mêmes taux de mortalité, la quantité de substrat formée dans la crème de vase correspond respectivement à 6 % et 10 % de la quantité assimilée sur le dernier cycle lunaire. L'augmentation de composés dissous assimilables est attribuable aux produits de la lyse de la biomasse bactérienne hétérotrophe, particulièrement importante dans la crème de vase.

□ Sensibilité au taux de mortalité des bactéries autotrophes, b_a

Les taux de mortalité des bactéries autotrophes testés, sont compris entre $0,05$ et $0,2 \text{ jour}^{-1}$. Le modèle est moins sensible à cette cinétique qu'à celle de la biomasse bactérienne hétérotrophe. La réduction de moitié du taux de référence, $0,1 \text{ jour}^{-1}$, a peu d'incidence sur la demande en oxygène dissous obtenue après 360 jours de calcul (figure 5.4), puisqu'elle n'augmente que de 8 % (1289 contre $1195 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2.360 \text{ jour}^{-1}$). La faible sensibilité du modèle au taux de croissance autotrophe s'explique par la faible part de la nitrification (d'au

maximum 15 %) par rapport aux processus d'oxydation de la matière organique dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux. Dans le fonctionnement biochimique du système, le rôle des bactéries autotrophes est donc moins important que celui des bactéries hétérotrophes. Les processus d'oxydation de la matière organique jouent un rôle majeur, d'au minimum 85 %, dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux.

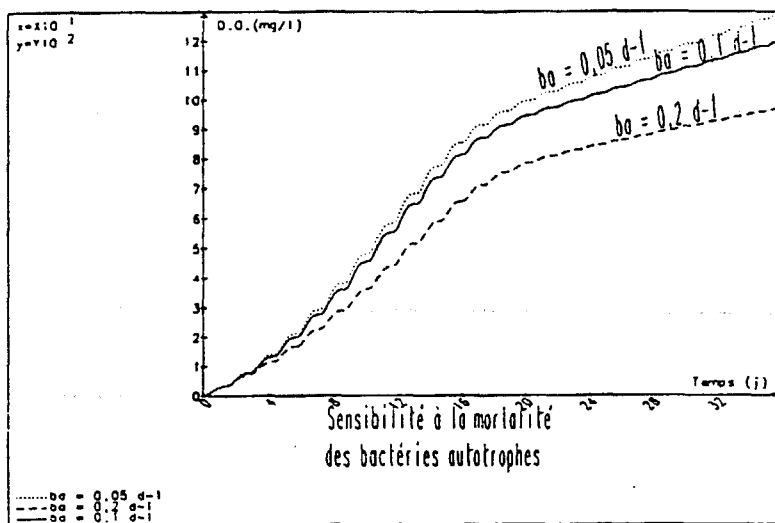


Figure 5.4. Sensibilité de la demande en oxygène dissous au taux de mortalité des bactéries autotrophes.

□ Sensibilité à la constante de Michaëlis - Menten d'assimilation du substrat direct, K_s

Plusieurs valeurs de la constante de Michaëlis - Menten d'assimilation du substrat, comprises entre 0,1 et 5 mg.l⁻¹ C, ont été testées. Pour des valeurs généralement présentées en bibliographie, à savoir inférieures à 1 mg.l⁻¹ C, le modèle est peu sensible (figure 5.5). Des valeurs de K_s supérieures à 1 mg.l⁻¹ C ne sont donc pas utilisables dans le système considéré. Une variation de K_s de 1 mg.l⁻¹ C à 0,1 mg.l⁻¹ C entraîne une augmentation de la demande en oxygène dissous, cumulée sur 360 jours, de 6 %. Plus la valeur de cette constante est élevée, moins la demande en oxygène dissous cumulée est forte.

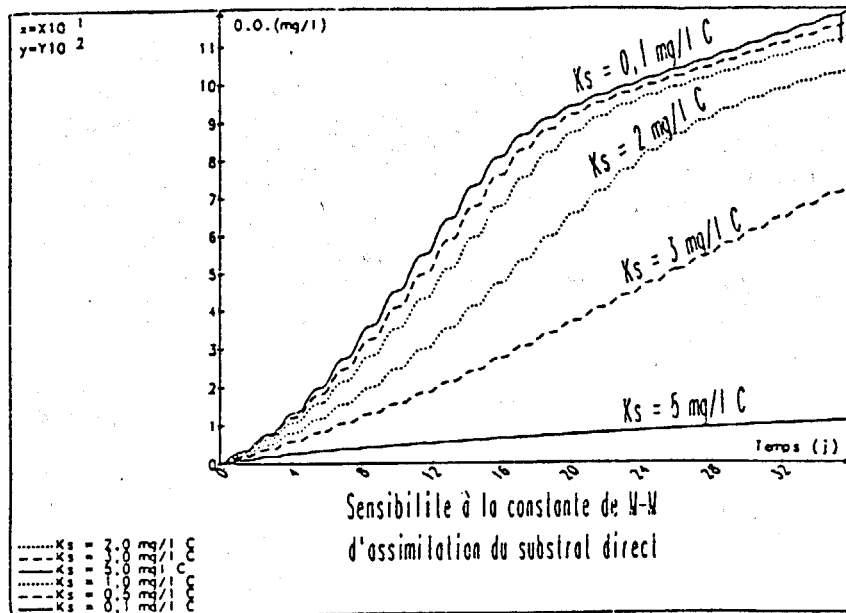


Figure 5.5. Sensibilité de la demande en oxygène dissous à la constante de Michaëlis - Menten d'assimilation du substrat direct.

La réponse de la vitesse journalière d'assimilation directe aux variations de K_s , a été testée (figure 5.6). Pour des valeurs de K_s de 0,1, 0,5 et 1 mg.l⁻¹ C, la valeur moyenne de cette cinétique est respectivement de 80, 15 et 5 jour⁻¹. La valeur de K_s de 0,1 mg.l⁻¹ C, communément présentée en bibliographie, paraît donc trop faible pour les teneurs en substrat du système modélisé; c'est pourtant la valeur obtenue au cours du calage.

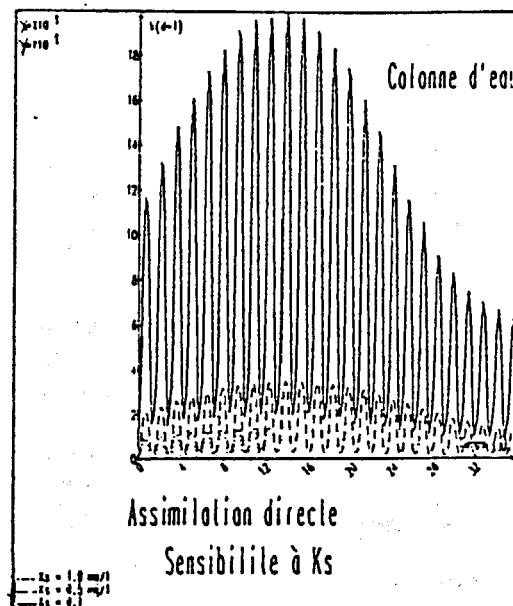


Figure 5.6. Sensibilité de la vitesse moyenne journalière d'assimilation directe (en jour⁻¹) à la constante de Michaëlis - Menten de ce même processus; (—) : $K_s = 0,1$ mg.l⁻¹ C; (---) : $K_s = 0,5$ mg.l⁻¹ C; (.....) : $K_s = 1,0$ mg.l⁻¹ C.

□ Sensibilité aux constantes de Michaëlis - Menten d'hydrolyse de la matière organique dissoute, K_d et particulaire, K_p

Pour des valeurs de K_d et K_p présentées en bibliographie, comprises entre 2 et 3 $\text{mg.l}^{-1} \text{C}$, la demande en oxygène dissous reste inchangée (figure 5.7).

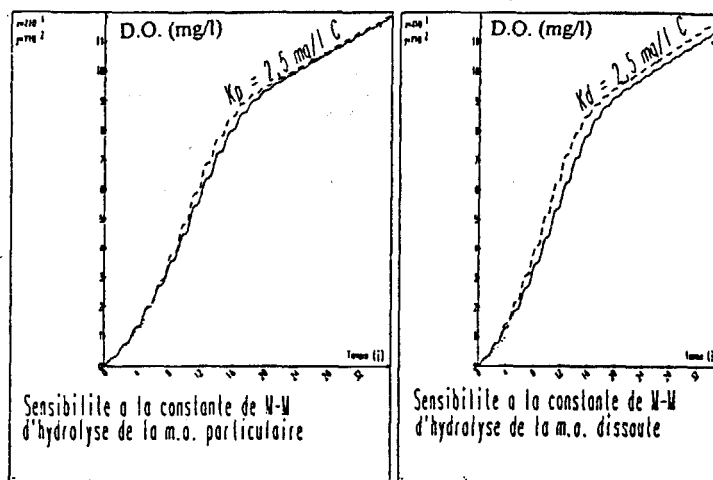


Figure 5.7. Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée aux constantes de Michaëlis - Menten d'hydrolyse de la matière organique dissoute et particulaire.

□ Sensibilité à la cinétique d'hydrolyse rapide de la matière organique particulaire, k_{hr1}

Une gamme de valeurs comprises entre 1 et 18 jour^{-1} a été testée conformément à celle proposée par différents auteurs. La demande en oxygène dissous varie peu entre ces essais (figure 5.8); elle augmente au maximum de 7 %.

Cette cinétique agit en particulier sur la pente de l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous. Lorsque la cinétique d'hydrolyse rapide du COP et du NOP augmente, la matière organique dissoute est formée plus rapidement, ce, à partir d'une même biomasse bactérienne. Donc, si le renouvellement du substrat direct est assuré rapidement, ce qui est le cas pour des valeurs de k_{hr1} supérieures ou égales à 6 jour^{-1} , la demande en oxygène dissous est élevée. Aux fortes valeurs de k_{hr1} , cette demande par unité de temps se maintient à une valeur optimale, ce qui signifie que la majeure partie de la matière organique rapidement biodégradable piégée dans le bouchon vaseux est continuellement recyclée.

En revanche, si les valeurs de k_{hr1} sont plus faibles ($< 6 \text{ jour}^{-1}$), les courbes représentant les évolutions temporelles des biomasses bactériennes obtenues au cours des différents essais se superposent; seules leurs

valeurs extrêmes atteintes au cours de la phase de croissance et à l'état d'équilibre sont moins importantes, ce qui explique les variations de pente de la demande en oxygène cumulée au cours du temps.

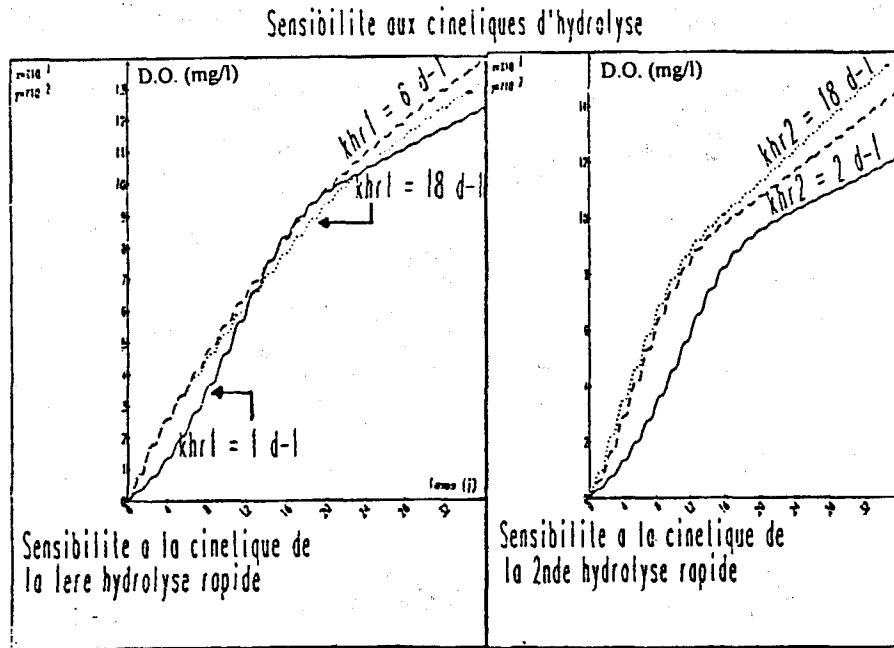


Figure 5.8. Sensibilité de la demande en oxygène dissous aux cinétiques d'hydrolyse rapide de la matière organique particulaire (k_{hr1}) et dissoute (k_{hr2}).

□ Sensibilité à la cinétique d'hydrolyse rapide de la matière organique dissoute, k_{hr2}

De la même manière que pour la cinétique d'hydrolyse précédente, nous pouvons remarquer une modification des pentes de l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous (figure 5.8). La dernière pente, observée après 5 mois de simulation, augmente avec les valeurs de k_{hr2} . Plus la vitesse de formation de substrat direct est rapide, plus la quantité de substrat énergétique formée à partir des hydrolyses de la matière organique est importante. De ce fait, les substances dissoutes biodégradables apportées par le fleuve sont plus rapidement intégrées au cycle de dégradation de la matière organique augmentant par conséquent la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux.

□ Sensibilité à la cinétique d'hydrolyse lente de la matière organique particulaire, k_{hl}

Une diminution de k_{hl} de 44 % (de 0,9 à 0,5 jour⁻¹) induit une diminution de la demande en oxygène ultime de 60 % (figure 5.9). Les faibles valeurs de la cinétique lente du matériel organique particulaire limitent la formation de substrat assimilable et donc indirectement, le développement de la biomasse bactérienne. C'est la raison pour laquelle l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous reste linéaire dans le cas où k_{hl} vaut 0,7 ou 0,5 jour⁻¹.

La grande sensibilité du modèle à la cinétique d'hydrolyse lente s'explique par les concentrations élevées en COP et NOP, non seulement dans le bouchon vaseux mais aussi dans la crème de vase; l'hydrolyse est en effet modélisée sans limitation en oxygène dissous. Cette sensibilité est décelable après 20 jours de calcul, temps nécessaire à la mise en route du système. D'après ces résultats, il apparaît que le matériel organique particulaire lentement hydrolysable joue un rôle très important dans l'activité organotrophe du système.

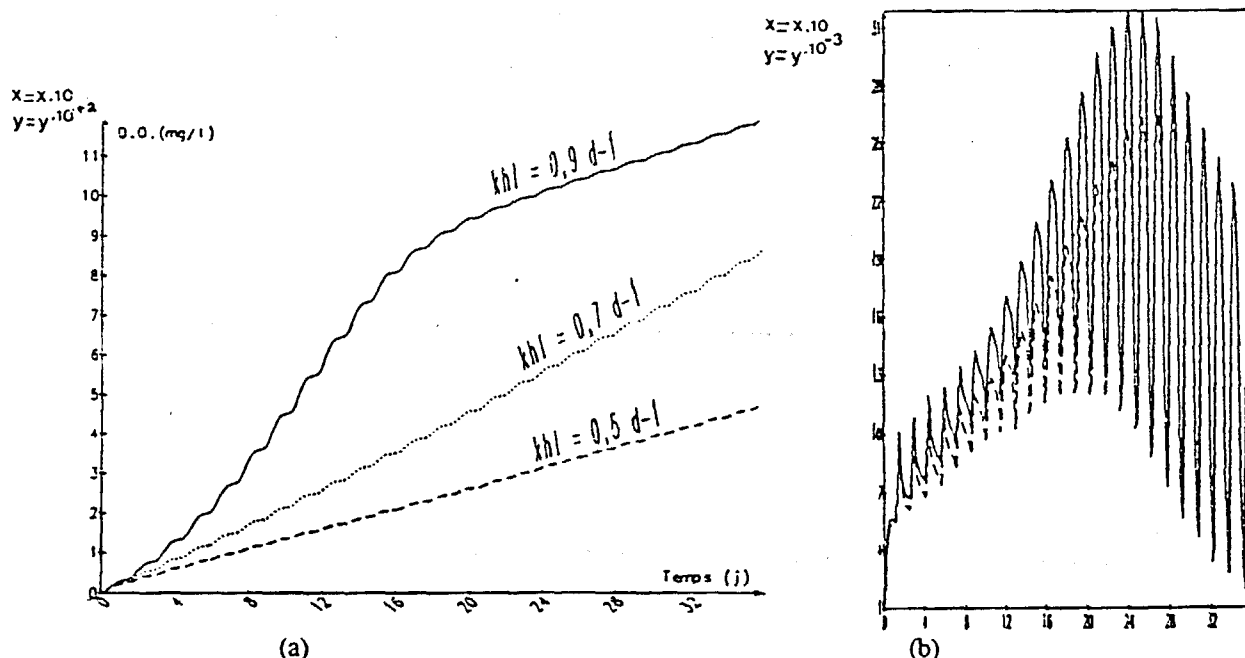


Figure 5.9. (a) Sensibilité de la demande en oxygène dissous à la cinétique d'hydrolyse lente de la matière organique particulaire. (b) Sensibilité de la vitesse journalière d'hydrolyse lente (en jour⁻¹) au paramètre cinétique de ce processus.

Les valeurs moyennes des vitesses journalières du processus d'hydrolyse lente confirment cette sensibilité (figure 5.9 b). Pour des valeurs de k_{hl} de 0,7 et 0,5 jour⁻¹, la vitesse moyenne du processus d'hydrolyse chute de 0,0045 à 0,0025 jour⁻¹ alors qu'elle atteint, à l'état d'équilibre, 0,012 jour⁻¹ pour une valeur de k_{hl} de 0,9 jour⁻¹. Cette dernière cinétique sera utilisée dans l'exploitation du modèle puisqu'elle correspond à la valeur obtenue pour le calage.

(A) 2. SENSIBILITE AUX COEFFICIENTS

□ Sensibilité au rendement bactérien hétérotrophe, Y_h

Pour de faibles rendements bactériens hétérotrophes; de 0,20 ou 0,25, l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous est linéaire (figure 5.10); au bout de 360 jours, cette demande ne dépasse pas 600 mg.l⁻¹ O₂. Dans ce cas, l'évolution temporelle des variables du système est imposée par les cycles de dépôts -

remises en suspension et une activité organotrophe constante, limitée par une biomasse bactérienne active insuffisante.

Par contre, pour des valeurs de rendement de 0,30 et 0,35, cette évolution temporelle suit, après la mise en route du système, 2 pentes; la première est liée au cycle de croissance - décroissance des biomasses bactériennes et la seconde se rattache à leur état d'équilibre. Il est intéressant de remarquer qu'une augmentation du rendement, dans le cas où sa valeur est suffisante pour que le système atteigne un état stationnaire (dans notre cas, supérieure à 0,30), ne modifie pas la demande en oxygène ultime cumulée sur 360 jours, de $1195 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$. En effet, pour des rendements de 0,30 et 0,35, les valeurs atteintes par les biomasses bactériennes hétérotrophes à l'état d'équilibre, sont identiques.

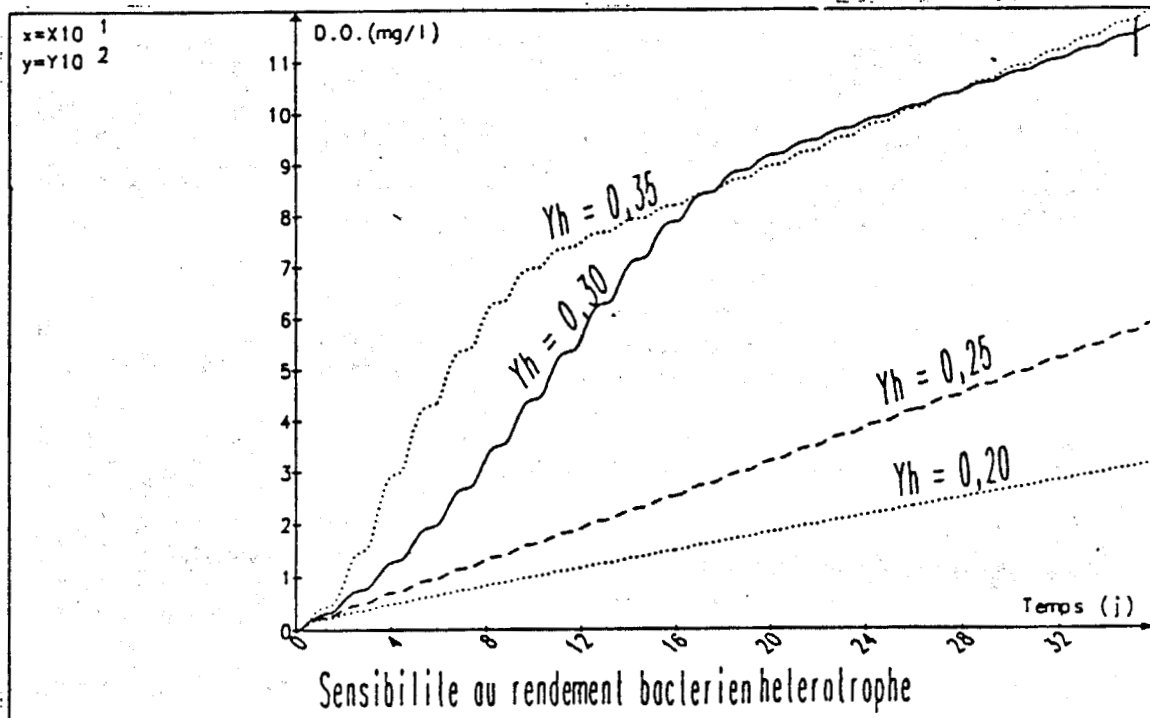


Figure 5.10. Sensibilité de la demande en oxygène dissous au rendement bactérien hétérotrophe.

L'évolution temporelle des biomasses bactériennes permet de comprendre la sensibilité du modèle au rendement bactérien hétérotrophe. Dans le cas d'un rendement de 30 % ($Y_h = 0,30$), les bactéries suivent au cours des 200 premiers jours, un cycle de croissance - décroissance; en revanche, si ce taux diminue à 25 %, les biomasses hétérotrophes atteignent un état d'équilibre dès le 4^{ème} cycle lunaire (figure 5.11), sans dépasser une valeur de $0,55 \text{ mg.l}^{-1}$ C. Cette stabilisation rapide de la biomasse bactérienne explique les faibles valeurs de la demande en oxygène dissous estimée par le modèle et la linéarité de son évolution temporelle. La limitation du système en bactéries hétérotrophes maintient l'activité organotrophe à un niveau stationnaire inférieur à celui qu'elle atteindrait dans des conditions optimales de rendement bactérien.

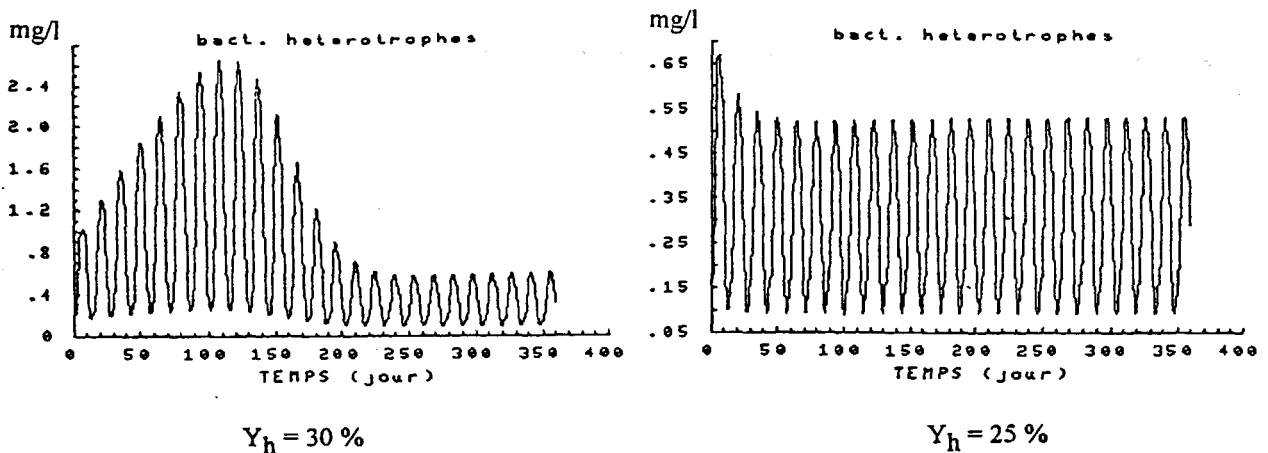


Figure 5.11. Sensibilité de l'évolution temporelle des biomasses bactériennes hétérotrophes à une diminution du rendement bactérien; simulations réalisées pour des rendements bactériens de 30 et 25 %.

□ Sensibilité au rendement bactérien autotrophe, Y_a

Des valeurs de Y_a comprises entre 0,10 et 0,30 ont été testées. Le modèle apparaît insensible à une variation de 10 % du rendement des bactéries autotrophes. Cela tient à la faible part du processus de nitrification (15 %) dans la demande en oxygène dissous, par rapport aux processus d'oxydation de la matière organique.

□ Sensibilité à la fraction bactérienne lysée, f_{lyse}

Si la fraction bactérienne lysée, f_{lyse} , vaut 1, seule la mortalité par lyse est prise en compte. Au contraire, une fraction nulle revient à considérer uniquement une mortalité par broutage. Dans le modèle, la principale

différence entre ces tests tient aux produits des deux types de mortalité : organiques dans le cas d'une mortalité par lyse, ou minéraux, dans le cas d'une mortalité par broutage.

Des variations de f_{lyse} dans la colonne d'eau puis dans la crème de vase ont été testées pour des valeurs comprises entre 0 et 1.

* Variations de f_{lyse} dans la colonne d'eau

Le modèle est sensible à cette fraction. Si la biomasse bactérienne morte ne contribue pas à l'enrichissement du système en substrat organique ($f_{lyse} = 0$), la demande en oxygène dissous atteint, au bout de 360 jours, $1000 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ (figure 5.12), soit une diminution de 30 % par rapport au cas où toute la biomasse morte alimente les différents stocks de matière organique ($f_{lyse} = 1$). Ce résultat signifie que le "recyclage" de la matière organique à partir des biomasses bactériennes joue un rôle important dans le fonctionnement biochimique du système; les bilans de carbone organique (paragraphe 5.3.1) permettront de quantifier cette importance. Si ce processus n'est pas assuré, les apports fluviaux en matière organique sont insuffisants pour maintenir une activité organotrophe optimale puisque l'évolution temporelle des biomasses bactériennes ne suit pas les cycles observés sur les courbes de calage ou de mesures (SERVAIS, 1987).

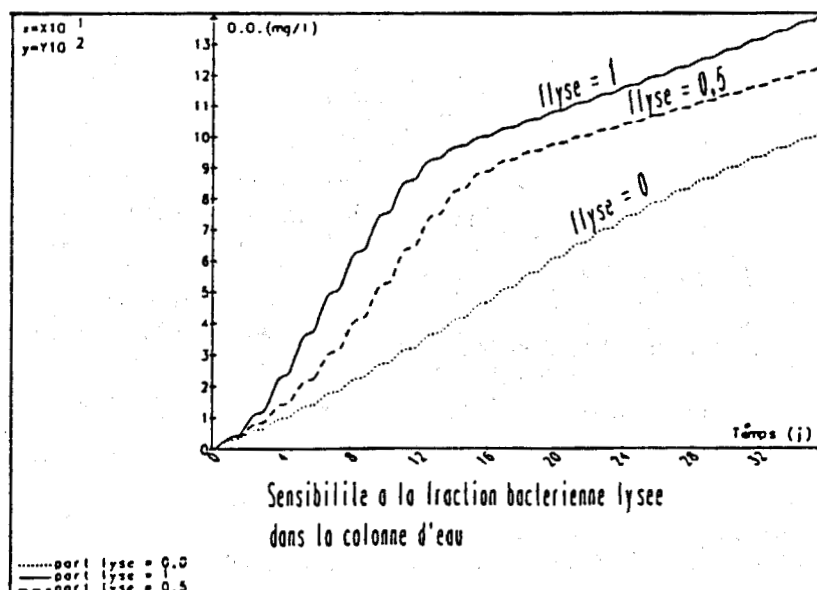


Figure 5.12. Sensibilité de la demande en oxygène dissous à la fraction bactérienne lysée, f_{lyse} , dans la colonne d'eau.

* Variations de f_{lyse} dans la crème de vase

Dans cette couche, la sensibilité du modèle à la fraction lysée des bactéries, n'est perceptible au niveau de la demande en oxygène dissous cumulée au cours du temps, qu'à partir du 50^{ème} jour de calcul (figure 5.13), dans des proportions moins importantes (17 %) que dans le cas précédent (30 %). Cette observation peut s'expliquer par le fait que la minéralisation du substrat organique dans la crème de vase ne nécessite pas d'oxygène dissous mais des nitrates; cette minéralisation est suivie d'une production de nouvelles bactéries qui au cours de leur remise en suspension dans la colonne d'eau induisent une demande en oxygène dissous supplémentaire; c'est cette demande qui n'est perceptible qu'après 50 jours de simulation. La majeure partie de l'oxygène dissous demandé dans le bouchon vaseux provient donc de l'assimilation du substrat contenu dans la colonne d'eau. En effet, dans les différents cas testés, la part de substrat formé dans la crème de vase et susceptible d'être assimilé au moment de sa dilution dans la colonne d'eau ne dépasse pas 15 % du stock total assimilé sur une marée de vives eaux.

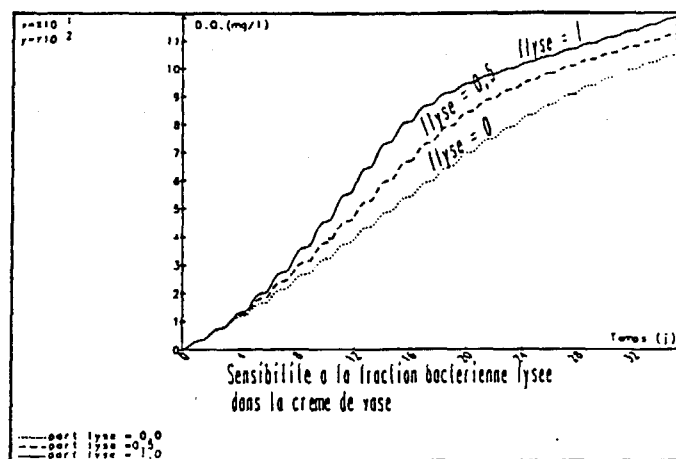


Figure 5.13. Sensibilité de la demande en oxygène dissous à la fraction bactérienne lysée, f_{lyse} , dans la crème de vase.

Pour une fraction lysée de la biomasse bactérienne de 0,5, nous avons testé la sensibilité du modèle aux hypothèses de répartition des produits de la lyse entre les différents compartiments de matière organique modélisés.

□ Sensibilité à la fraction particulière lentement hydrolysable de la biomasse lysée

Si la fraction particulière lentement hydrolysable de la biomasse bactérienne lysée diminue d'un facteur 10, la demande en oxygène dissous cumulée sur 360 jours diminue de 14 %, ce après 150 jours de simulation. Le modèle est donc sensible à cette hypothèse lorsque le système a atteint un état d'équilibre. A ce stade en

effet, le matériel rapidement hydrolysable étant quasiment épuisé, l'activité organotrophe est réalisée à partir du stock de matière organique lentement hydrolysable piégée dans cette zone sur la durée des simulations.

□ *Sensibilité à la fraction particulaire directement assimilable de la biomasse lysée*

Dans le cas où 95 % des produits de la lyse bactérienne alimente le substrat directement assimilable ($f_{p2} = 0,95$), la demande en oxygène dissous est en moyenne supérieure de 20 % par rapport au cas où 40 % des produits de la lyse sont directement assimilables (figure 5.14). Si seulement 10 % des produits de la lyse bactérienne alimente le substrat directement assimilable, les populations bactériennes actives se maintiennent à une valeur d'équilibre relativement faible en raison de la limitation en substances énergétiques imposée par la faible valeur de f_{p2} .

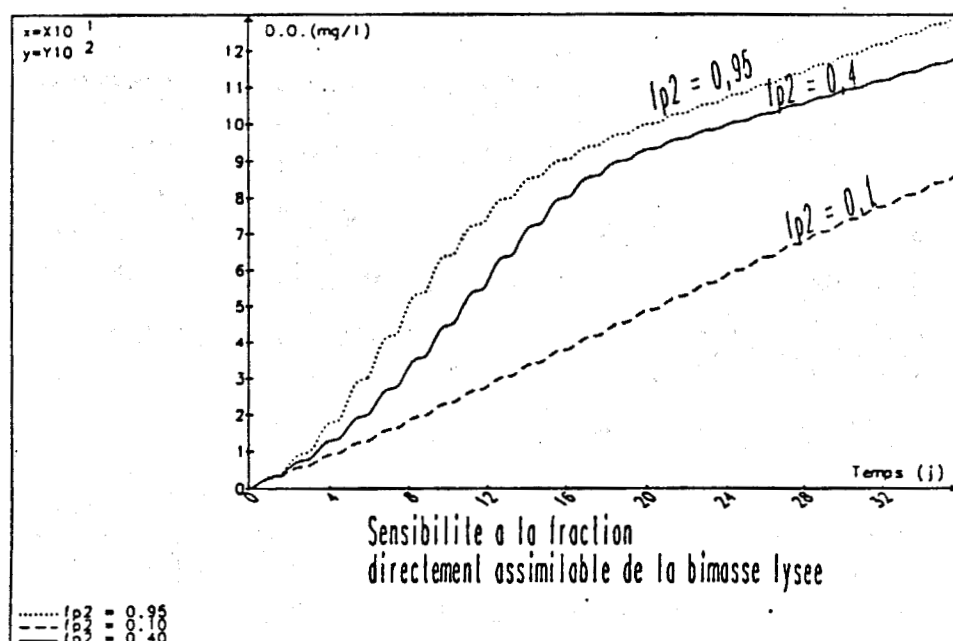


Figure 5.14. Sensibilité de la demande en oxygène dissous à la fraction directement assimilable de la biomasse bactérienne lysée.

□ *Sensibilité au facteur de correction de μ_h en conditions anaérobies, n_{ca}*

La diminution de 50 % du taux de croissance bactérienne en conditions anaérobies n'a aucune incidence sur la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux, durant les 60 premiers jours de simulation. Cela signifie que l'activité biologique interne à la crème de vase n'a un impact sur la demande en oxygène du bouchon vaseux qu'après 2 mois de simulation. Ce décalage s'explique par le fait que la quantité de matière

organique piégée dans la crème de vase est en grande partie sous forme particulaire, donc plus lentement biodégradable que les substances dissoutes.

(A7) 3. SENSIBILITE A LA TEMPERATURE ET AUX CONDITIONS INITIALES

3.1 Sensibilité à la température

Des températures de 14, 18 et 22 °C ont été testées. Les faibles températures limitent les cinétiques des processus d'hydrolyses, de croissance et de mortalité bactérienne. Cependant, au bout de 150 jours de simulation, les courbes représentant l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous et relatives aux températures de 14 et 22 °C se croisent (figure 5.15); la demande en oxygène dissous atteint, après 360 jours, respectivement 1088 et 1026 mg.l⁻¹ O₂. Cette tendance s'explique par la réponse des bactéries aux conditions en température du milieu. Lorsque la température du milieu est faible (14 °C), l'activité limitée des bactéries les maintient à un niveau quasi-stationnaire, tandis qu'à 22 °C, elles suivent un cycle de croissance - décroissance, centré autour du 150^{ème} jour, assurant l'hydrolyse quasi totale de la matière organique rapidement hydrolysable. Si la température du milieu est faible, le stock de matériel organique rapidement hydrolysable n'est alors pas épuisé au bout de 150 jours; au delà, ce stock permet de maintenir indirectement, via les processus d'hydrolyse, une activité bactérienne supérieure à celle observée dans le cas où la température est plus élevée.

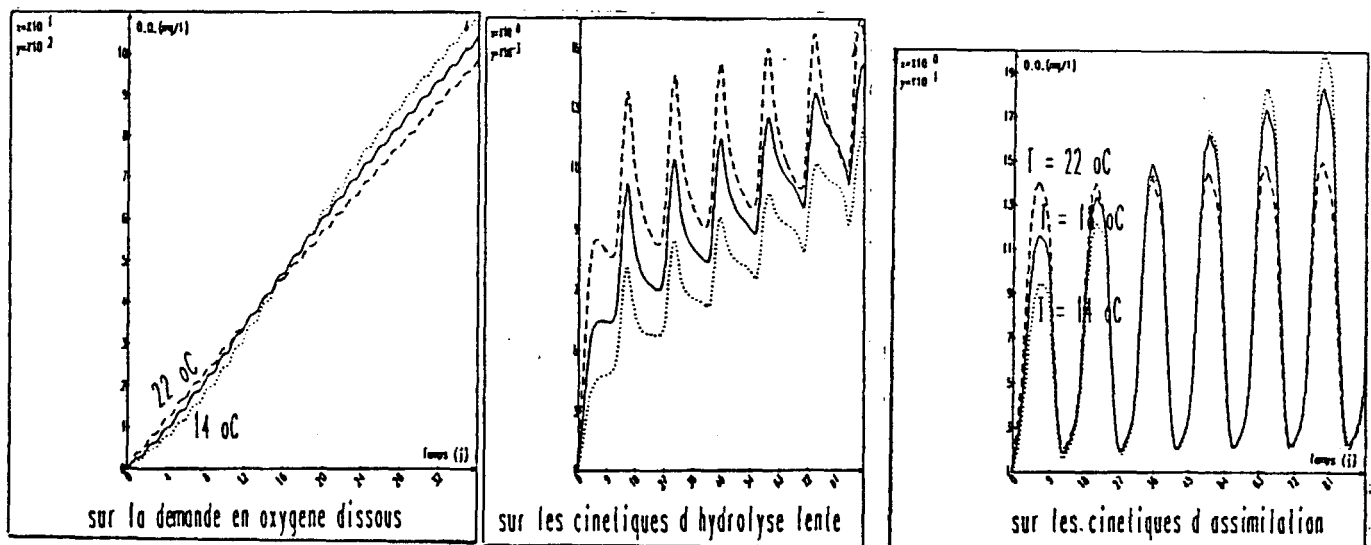


Figure 5.15. Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la température. Variations des cinétiques d'assimilation et d'hydrolyses au cours du temps, pour des températures de (...) : 14°C, (—) : 18°C et (---) : 22°C.

3.2 Sensibilité aux conditions initiales

Seule la sensibilité aux conditions initiales en carbone organique est testée en raison de sa prédominance par rapport à l'azote organique; le rapport C/N de tous les compartiments de matière organique modélisés est en effet supérieur à 2. Mais dans les différents essais, les valeurs initiales des différents rapports C/N restent les mêmes que celles utilisées pour le calage.

Les variations de ces conditions initiales sont réalisées dans la colonne d'eau puis dans la crème de vase.

Sensibilité aux conditions initiales en substrat direct

Pour une diminution de 10 % du substrat direct initialement présent dans la colonne d'eau, la variation maximale de la demande en oxygène dissous, cumulée au cours du temps, est de 10 %. Mais au delà du 200^{ème} jour de simulation, cette demande en oxygène dissous reste identique quelle que soit la condition initiale en substrat direct. Lorsque le système a atteint un état d'équilibre, le modèle n'est alors plus sensible aux conditions initiales en COD directement assimilable puisque le stock initial a été complètement dégradé et remplacé à partir des transformations biochimiques du matériel organique transitant par le bouchon vaseux.

Dans la crème de vase, il faut diviser par 200 la concentration initiale en substrat direct pour observer une différence dans l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux; mais, après 200 jours de calcul, les valeurs ultimes restent inchangées.

Sensibilité aux conditions initiales en COD hydrolysable

Le modèle n'apparaît absolument pas sensible à cette condition initiale, tant dans la colonne d'eau que dans la crème de vase. La division par 10 de ces concentrations n'entraîne aucune différence dans l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous, ni dans celle des biomasses bactériennes.

Sensibilité aux conditions initiales en COP rapidement hydrolysable

Une diminution dans la colonne d'eau de la concentration initiale en COP rapidement hydrolysable de 21 à 2,1 mg.l⁻¹ C, entraîne au maximum une diminution de la demande en oxygène de 5 %.

Dans la crème de vase, en deçà de 100 mg.l⁻¹ C de COP initial rapidement hydrolysable ($P_{hrC}(t=0)$), le modèle n'est plus sensible. Au delà, une concentration de P_{hrC} de 1000 mg.l⁻¹ C n'entraîne que 10 % d'augmentation de la demande en oxygène ultime du bouchon vaseux.

□ Sensibilité aux conditions initiales en COP lentement hydrolysable

C'est la condition initiale pour laquelle le modèle apparaît le plus sensible.

Dans la colonne d'eau, cette sensibilité est décelable à partir du 50^{ème} jour de simulation (figure 5.16). En effet, les bactéries hétérotrophes commencent à croître à partir du substrat directement assimilable, en place dans le bouchon vaseux. Ensuite, cette biomasse est suffisante pour hydrolyser le matériel organique particulaire et ainsi contribuer à l'enrichissement du milieu en substrat directement assimilable. Si la quantité de matière organique particulaire lentement hydrolysable contenue initialement dans le bouchon vaseux est très élevée, elle ne sera pas complètement dégradée, même au bout de 360 jours. L'activité organotrophe se maintient alors à un taux élevé sur toute la durée de la simulation: les pentes de l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous (du 1^{er} au 150^{ème} jour et du 151^{ème} au 360^{ème} jour) dans le cas où $P_{hlc}(t=0)$ vaut 219 $mg.l^{-1} C$, sont relativement proches, comparativement à celles de la situation de référence où $P_{hlc}(t=0)$ vaut 62 $mg.l^{-1} C$.

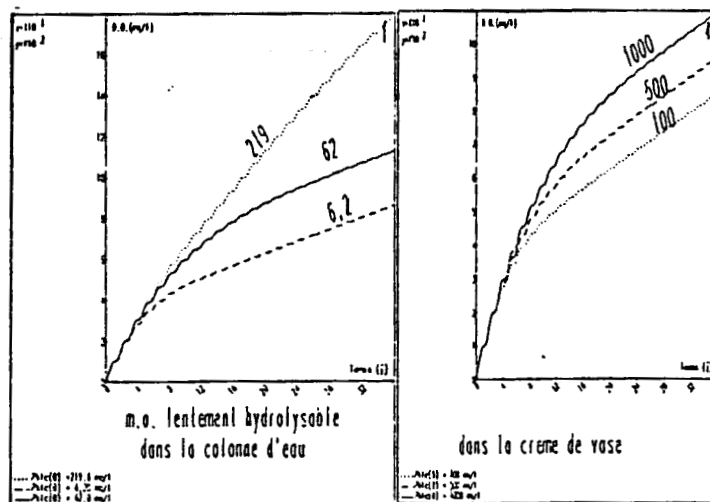


Figure 5.16. Sensibilité de la demande en oxygène dissous aux conditions initiales en matière organique particulaire lentement hydrolysable, dans la colonne d'eau et dans la crème de vase.

L'augmentation de cette concentration initiale dans la crème de vase provoque, au moment des remises en suspension des particules déposées sur le fond du chenal, un enrichissement de la colonne d'eau en matière organique lentement hydrolysable; ce matériel, lentement transformé par les bactéries actives, est susceptible d'être assimilé et donc d'induire une demande en oxygène dissous après 150 jours de piégeage.

Il apparaît d'après les résultats de l'étude de sensibilité aux paramètres et aux conditions initiales du modèle, que l'oxydation de la matière organique lentement hydrolysable joue un rôle important dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux; ce rôle apparaît sensible après environ 3 mois de piégeage.

Sensibilité aux conditions initiales en biomasses bactériennes

Des conditions initiales en biomasses bactériennes autotrophes et hétérotrophes de 1 à 0,1 mg.l⁻¹ C ont été testées dans la colonne d'eau puis dans la crème de vase. Aucune différence n'est apparue dans les courbes d'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous. Le modèle n'est donc pas sensible à cette condition dans la gamme des valeurs mesurées et présentées en bibliographie. En effet, quelles que soient leurs valeurs initiales, les biomasses bactériennes suivent un même cycle de croissance - décroissance.

Sensibilité aux conditions initiales en sels nutritifs azotés

Des variations des teneurs initiales en ammonium de 0,05 à 1 mg.l⁻¹ N dans la colonne d'eau et de 0,2 à 10 mg.l⁻¹ N dans la crème de vase, n'entraînent aucune différence dans les évolutions temporelles des autres variables d'état.

Les résultats du modèle sont identiques pour des variations des teneurs initiales en nitrates de 0,07 à 0,7 mg.l⁻¹ N dans la colonne d'eau et de 0,02 à 1 mg.l⁻¹ N dans la crème de vase.

Le modèle n'est donc pas sensible aux conditions initiales en sels nutritifs azotés.

(A) 4 SENSIBILITE DU MODELE AUX APPORTS

□ Sensibilité aux apports en COD

La sensibilité du modèle aux apports en COD a été testée pour des flux journaliers de 37 t.jour⁻¹, de 74 t.jour⁻¹ et de 148 t.jour⁻¹, ce qui correspond, pour la situation d'étiage testée, à des concentrations fluviales respectivement de 1,9 mg.l⁻¹ COD, 3,8 mg.l⁻¹ COD et 7,6 mg.l⁻¹ COD; la seconde valeur, qui sert de référence, correspond à la teneur mesurée le 13 septembre 1988 à Ancenis. Une diminution de 50 % de cette valeur de référence provoque une diminution de la demande en oxygène à 360 jours, de 45 %; par contre, dans le cas où le flux de COD apporté de l'amont est doublé, la demande en oxygène ultime augmente de 8 % (figure 5.17). Cette tendance est expliquée par la réponse rapide de la biomasse bactérienne hétérotrophe à l'enrichissement du milieu en carbone assimilable. Si les apports en COD sont importants, le développement bactérien permet, pour les cas testés, de multiplier par 4 la biomasse active qui atteint alors un état d'équilibre après 150 jours de simulation. En revanche, dans les 2 cas extrêmes testés (figure 5.17) où les concentrations initiales en COD hydrolysable sont inférieures à celles atteintes à l'état stationnaire, les évolutions temporelles du COD hydrolysable sont comparables. En effet, le COD qui n'est pas rapidement dégradé au cours de son passage dans le bouchon vaseux, quitte cette zone par advection. En débit d'étiage, 20 % du COD apporté par le fleuve est assimilé au cours de son passage dans le bouchon vaseux. Cette augmentation d'activité agit sur toutes les cinétiques d'hydrolyse puisqu'elles sont directement fonction de la biomasse bactérienne; par exemple, au bout de 150 jours, la matière organique particulaire rapidement hydrolysable est quasiment épuisée.

L'augmentation des apports en COD provoque également une augmentation de la demande en oxygène due à la nitrification. Ce résultat peut s'expliquer par l'augmentation de la biomasse bactérienne dans la colonne d'eau et par voie de conséquence, dans la crème de vase. Un enrichissement de cette dernière couche en bactéries induit donc une formation d'ammonium plus importante (par ammonification et excrétion); la dilution de la crème de vase dans l'eau sus-jacente permettra d'enrichir le milieu en ammonium, base énergétique des populations autotrophes.

Dans le cas contraire, si les apports en COD sont faibles, la biomasse bactérienne hétérotrophe se maintient dès le second cycle lunaire, à un état d'équilibre (figure 5.17) ce qui a pour conséquence de réduire l'activité organotrophe globale du système. La réduction de l'approvisionnement du milieu en COD limite la formation

organotrophe globale du système. La réduction de l'approvisionnement du milieu en COD limite la formation de substrat énergétique assimilable par les bactéries hétérotrophes et par conséquent leur demande en oxygène dissous.

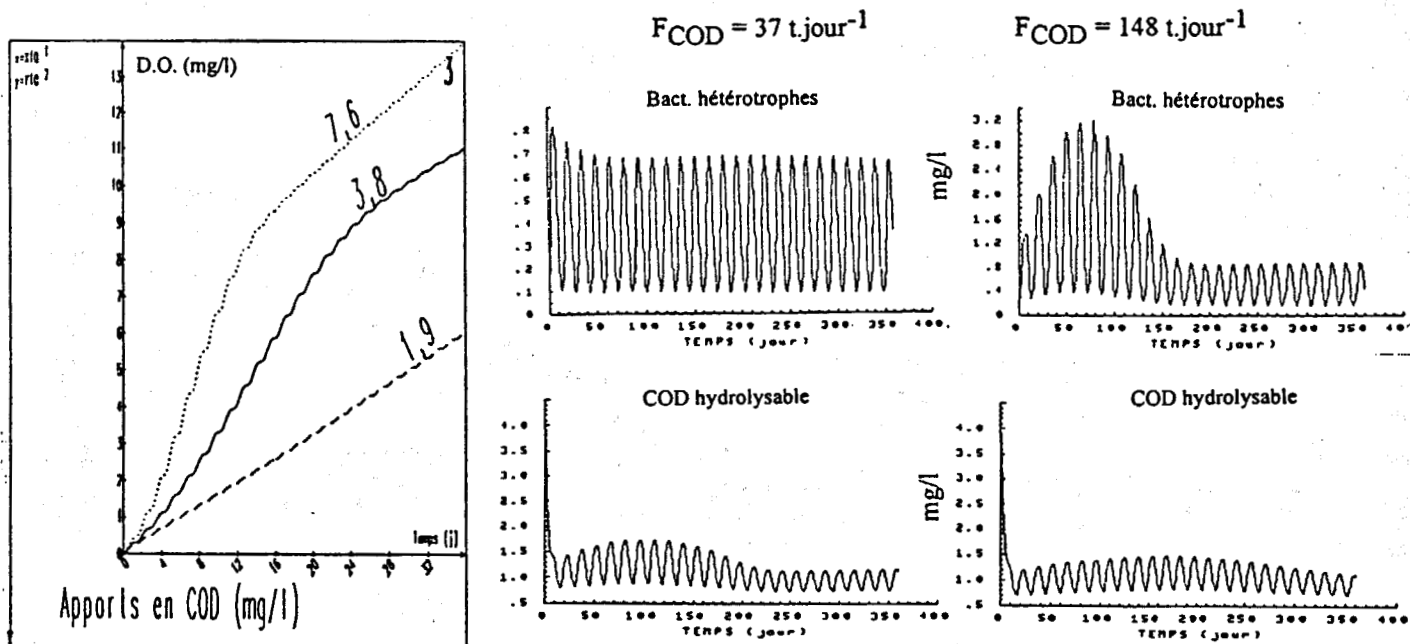


Figure 5.17. Sensibilité de la demande en oxygène aux variations des apports amont en COD; les flux testés sont de 37 t.jour⁻¹, 74 t.jour⁻¹ et 148 t.jour⁻¹ (soit des concentrations en COD de 1,9, 3,8 et 7,6 mg.l⁻¹). Evolutions temporelles des biomasses bactériennes hétérotrophes et du COD (assimilable et hydrolysable) pour des apports de 37 et 148 t COD.jour⁻¹.

□ Sensibilité aux apports en NOD

De la même manière que pour les apports en COD, nous avons testé la sensibilité du modèle à une diminution de 50 % et à une augmentation de 100 % du flux amont en NOD mesuré le 13 septembre 1988; leurs valeurs s'élèvent à 7, 15 et 30 t NOD.jour⁻¹ (correspondant à des concentrations en NOD fluvial de 0,37, 0,75 et 1,50 mg.l⁻¹ N). Si les apports en NOD passent de 7 à 30 t NOD.jour⁻¹, la demande en oxygène dissous, à 360 jours, augmente de 30 % (figure 5.18). Entre ces 2 essais, les concentrations maximales en biomasses bactériennes hétérotrophes et autotrophes sont respectivement multipliées par 2 et 2,4 (figure 5.18). Le développement important des bactéries autotrophes dans la colonne d'eau est lié à une forte ammonification qui n'est pas limitée par les teneurs en NOD. La part de la nitrification atteint alors, pour les essais considérés, jusqu'à 28 % de la demande totale en oxygène dissous.

Nous pouvons par ailleurs remarquer, que l'augmentation des apports en NOD induit une diminution du rapport C/N du substrat (figure 5.18). Cela signifie que le NOD apporté par le fleuve en quantité supplémentaire par rapport à la situation de référence est en partie dégradé au cours de son passage dans le bouchon vaseux.

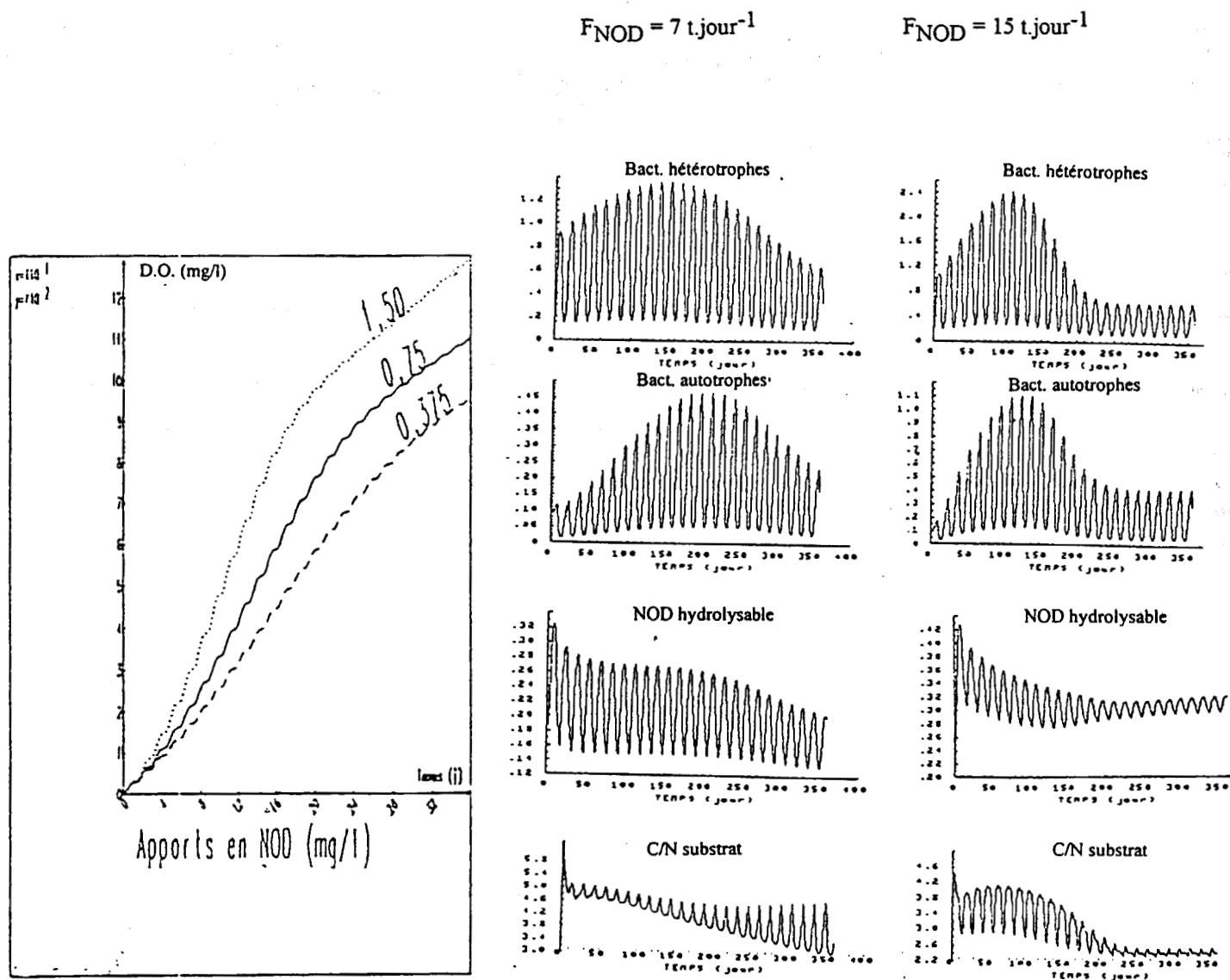


Figure 5.18. Sensibilité de la demande en oxygène aux variations des apports amont en NOD; les flux testés sont de 7 t.jour^{-1} , 15 t.jour^{-1} et 30 t.jour^{-1} (soit des concentrations en NOD de 0,37, 0,75 et $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$). Evolutions temporelles des biomasses bactériennes hétérotrophes (en $\text{mg.l}^{-1} \text{ C}$), autotrophes (en $\text{mg.l}^{-1} \text{ C}$), de l'azote organique hydrolysable (en $\text{mg.l}^{-1} \text{ N}$) et du rapport C/N du substrat direct pour des apports en NOD de 7 et 15 t.jour^{-1} .

□ Sensibilité aux apports en COP

Toujours selon les mêmes hypothèses, la concentration en COP mesurée en Loire fluviale en septembre 1988, a été successivement divisée et multipliée par 2; les flux journaliers ainsi testés sont de 54, 107 et 214 t COP.jour⁻¹, ce qui correspond à des concentrations en COP fluvial de 2,75, 5,5 et 11 mg.l⁻¹. Dans le cas où le flux de référence (107 t COP.jour⁻¹) est doublé, la sensibilité du modèle, en termes de demande en oxygène, n'est perceptible qu'après 100 jours de simulation (figure 5.19). Dans ce cas, l'augmentation de la demande en oxygène ultime (à 360 jours) est de 15 %. Les évolutions temporelles du COP rapidement hydrolysable sont similaires quels que soient les essais réalisés (figure 5.19); ce matériel constitue en effet un état transitoire et de courte durée, dans le processus de dégradation de la matière organique particulaire. En revanche, le COP lentement hydrolysable s'accumule progressivement dans la colonne d'eau.

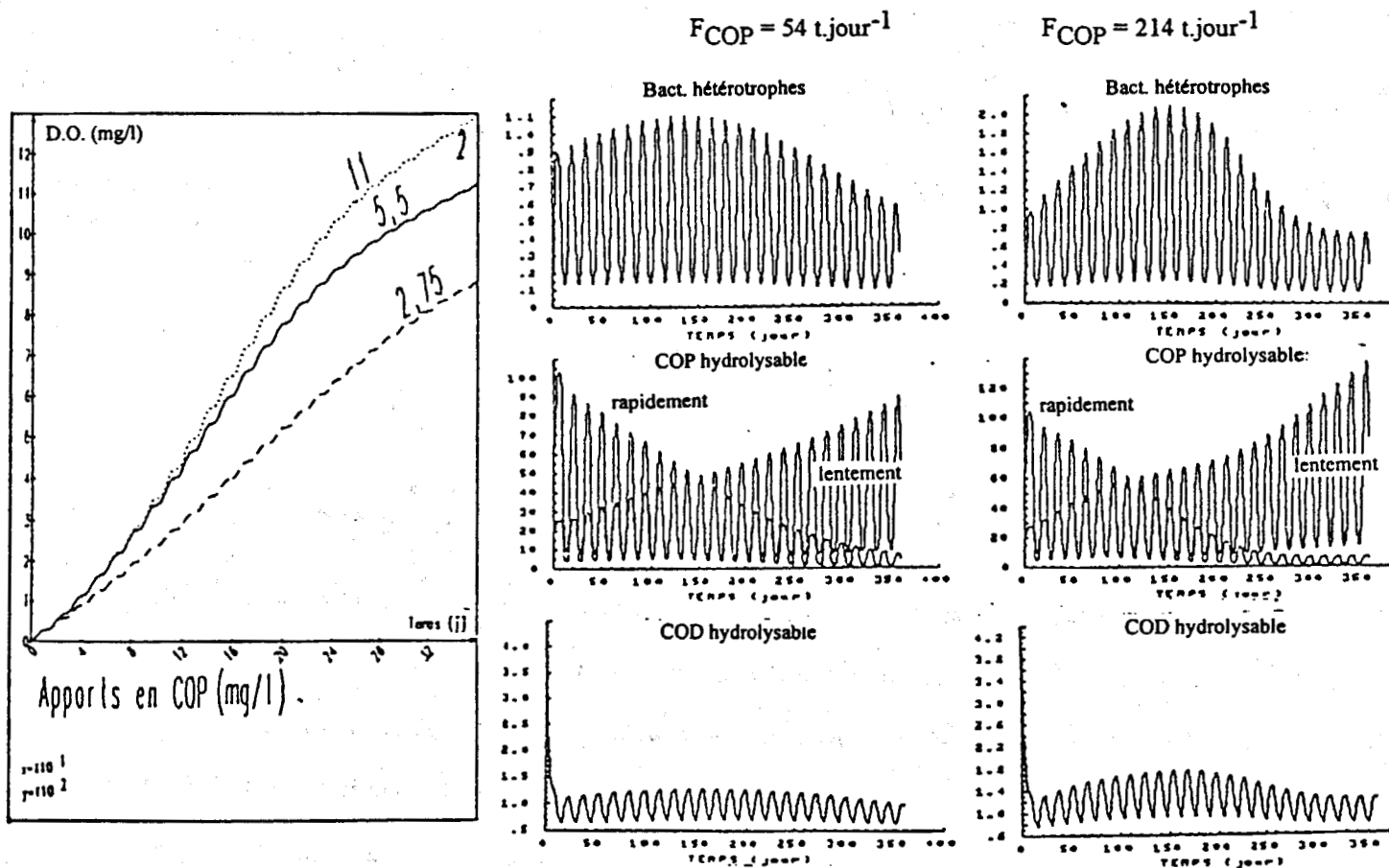


Figure 5.19. Sensibilité de la demande en oxygène aux variations des apports amont en COP; les flux testés sont de 54, 107 et 214 t COP.jour⁻¹ (soit des concentrations en COP de 2,75, 5,5 et 11 mg.l⁻¹). Evolutions temporelles des biomasses bactériennes hétérotrophes, du COP et du COD hydrolysable pour des apports en COP de 54 et 214 t.jour⁻¹.

□ Sensibilité aux apports en NOP

Les flux de NOP apportés de l'amont et imposés au cours des simulations, sont compris entre 12 et 50 t NOP.jour⁻¹, ce qui correspond à des concentrations dans le fleuve de 0,65 et 2,30 mg NOP.l⁻¹. Une différence dans l'évolution de la demande en oxygène dissous n'est sensible qu'après un temps de simulation de 3 mois (figure 5.20). Cela tient au fait que 68 % du NOP fluvial est lentement hydrolysable (0,009 à 0,016 jour⁻¹); il s'accumule donc progressivement dans la zone de turbidité maximale et sa dégradation n'est perceptible sur la demande en oxygène dissous qu'au bout de 3 mois de piégeage. Ce résultat est en accord avec ceux obtenus au cours de l'étude de sensibilité à la cinétique d'hydrolyse lente du matériel organique particulaire et aux conditions initiales.

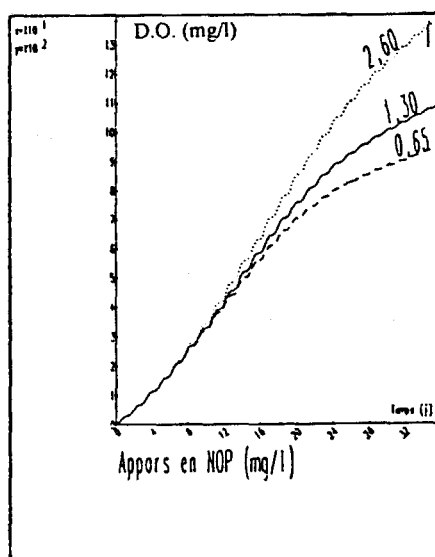


Figure 5.20. Sensibilité de la demande en oxygène modélisée aux variations des apports amont en NOP; les flux testés sont de 12, 24 et 50 t.jour⁻¹ NOP, correspondant à des concentrations de 0,65, 1,30 et 2,60 mg.l⁻¹ NOP.

La sensibilité du modèle à une variation des apports amont en matériel organique particulaire indique que, dans le cas d'une situation d'étiage, l'accumulation de ces particules n'a une incidence sur la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux, qu'après 3 mois de piégeage, temps suffisant pour que le système atteigne un état d'équilibre. Ce rôle tient à la présence d'une fraction organique lentement biodégradable.

Cela signifie qu'en septembre, la demande en oxygène relative à une partie du matériel organique particulaire devrait concerner le cumul des apports du mois de juin, en supposant que le bouchon vaseux n'ait pas été expulsé au cours d'une forte crue.

□ Sensibilité aux apports en nitrates et en ammonium

Le modèle n'apparaît absolument pas sensible à des variations de 100 % des apports en nitrates et en ammonium. Cela tient au fait d'une part, que la nitrification tient peu d'importance dans la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux (au maximum 15 %) et d'autre part, que la principale source d'ammonium provient des processus d'ammonification et d'excrétion en cours dans la crème de vase.

5 SENSIBILITE AUX FORMULATIONS DES APPORTS

Les différentes hypothèses concernant la biodégradabilité de la matière organique dissoute et particulaire apportée par le fleuve, ont été testées.

□ Sensibilité à la biodégradabilité du COD fluvial

Le fait de doubler la fraction biodégradable du COD fluvial (de 30 à 60 %) provoque une augmentation de 17 % de la demande en oxygène cumulée sur 360 jours (figure 5.21). La réponse du système à cette augmentation est détectable dès la phase de croissance des bactéries puisque les transformations biochimiques du COD biodégradable (hydrolyse et assimilation directe) sont supposées rapides. La sensibilité du modèle à la biodégradabilité du COD est due au fait que l'activité bactérienne est fonction de la richesse du milieu en substrat directement assimilable. Le rendement bactérien imposé dans le modèle à une valeur constante induit une augmentation de la production bactérienne lorsque le milieu est enrichi en substrat organique.

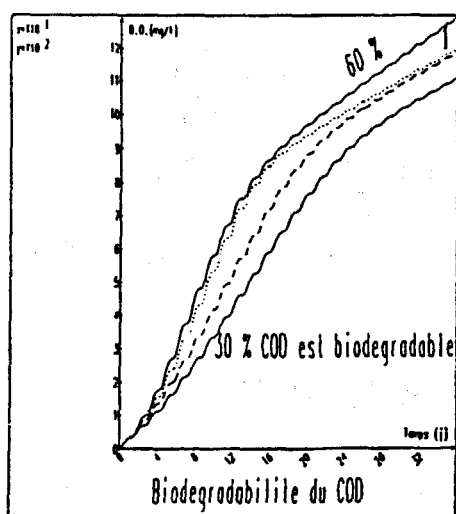


Figure 5.21. Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la biodégradabilité du COD fluvial.

□ *Sensibilité à la biodégradabilité du NOD fluvial*

La gamme de fractions biodégradables du NOD testée (20 à 40 %) est moins large que celle du COD, en référence aux travaux publiés sur le sujet. Une augmentation de 20 à 40 % de la part biodégradable du NOD, dans le cas où cette part est supposée directement assimilable, entraîne une variation de la demande en oxygène dissous à 360 jours, de 7 %. La plus faible sensibilité du modèle à la fraction biodégradable du NOD par rapport à celle du COD, est due à la différence des flux entrant dans le bouchon vaseux; dans la situation de référence par exemple, les apports en COD sont 5 fois plus importants que les apports en NOD (74 t COD.jour¹ contre 15 t NOD.jour¹).

Le modèle apparaît particulièrement sensible aux apports en composés organiques dissous; ils constituent effectivement, soit directement, soit après hydrolyse, des substances énergétiques indispensables au développement des bactéries hétérotrophes. Leur temps de séjour dans le bouchon vaseux en débit d'étiage est suffisant pour qu'une quantité importante soit assimilée; les bilans de carbone, présentés au paragraphe 5.3.2, permettront de préciser cette importance.

□ *Sensibilité au rapport COP phytoplanctonique/Chl_a*

Les teneurs en chlorophylle a et en COP mesurées en Loire fluviale nous ont permis de poser la valeur du rapport COP phytoplanctonique/Chl_a à 40. Cependant, elle peut varier suivant les auteurs, entre 30 et 50. Les simulations réalisées pour des valeurs comprises entre 30 et 50 attestent de l'insensibilité du modèle à cette hypothèse.

□ *Sensibilité à la biodégradabilité du COP algal vivant d'origine fluviale*

Deux hypothèses concernant la biodégradabilité du COP algal vivant ont été testées: sa part biodégradable et la répartition de cette part entre les variables représentatives du COP. Les tests sont réalisés relativement aux hypothèses (cf paragraphe 4.3.1.2) établies à partir des résultats obtenus par OTSUKI et HANYA (1972).

Le modèle apparaît plus sensible à une variation des cinétiques de biodégradabilité du COP algal vivant qu'à une variation de sa part biodégradable. Si la fraction rapidement hydrolysable du COP algal vivant passe de 50

à 100 %, la demande en oxygène dissous augmente au maximum de 8 %, après stabilisation du système. Cette sensibilité confirme l'impact à long terme de la matière organique particulaire dans la demande en oxygène dissous. En revanche, si pour une même part biodégradable du COP algal vivant (75 %), son hydrolyse est soit rapide, soit lente (60 %) et rapide (15 %), la demande en oxygène à 360 jours est modifiée au maximum de 18 % (figure 5.22). L'augmentation de la fraction rapidement hydrolysable du COP algal vivant provoque, par son hydrolyse, un enrichissement continu des sources énergétiques de la biomasse bactérienne hétérotrophe. Cet enrichissement permet de maintenir une activité organotrophe importante. Par contre, l'accumulation de matière organique particulaire lentement hydrolysable dans le bouchon vaseux n'entraîne pas d'accroissement de la biomasse bactérienne. La pente de l'évolution temporelle de la demande en oxygène dissous reste constante sur les 360 jours de calcul.

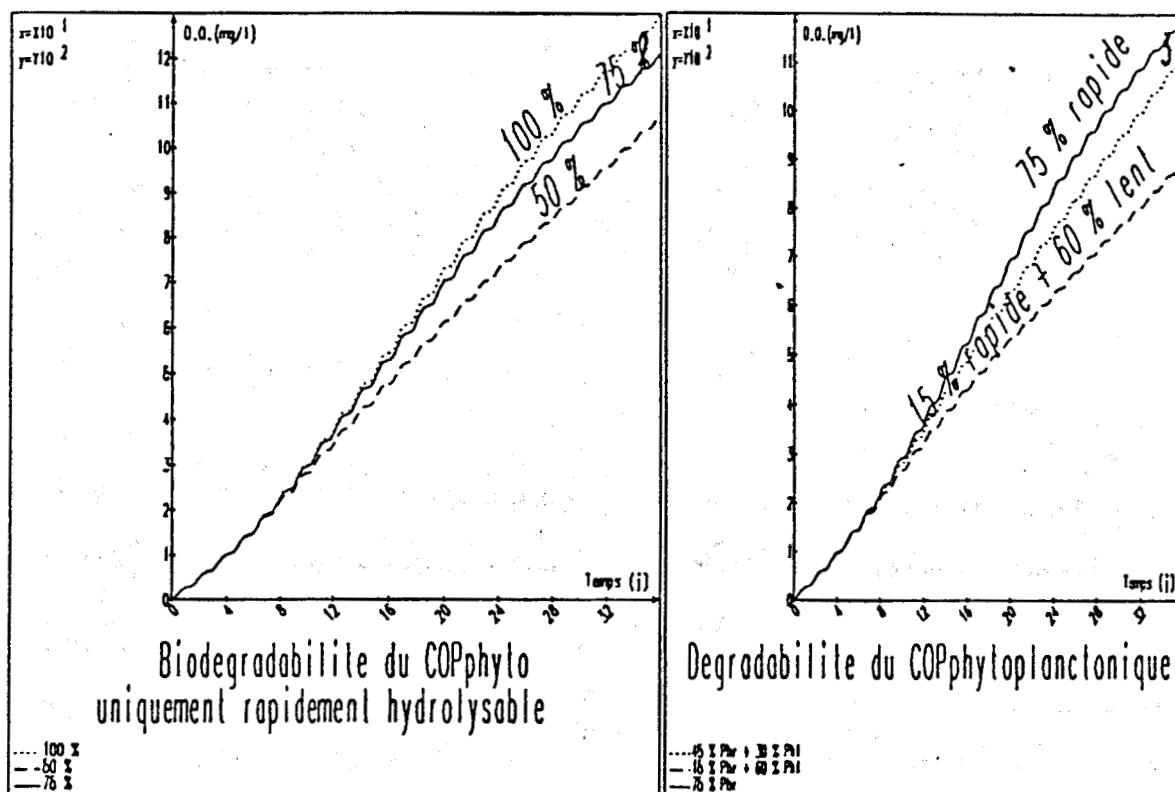


Figure 5.22. Sensibilité de la demande en oxygène dissous à la part biodégradable du COP algal vivant et à ses fractions lentement et rapidement hydrolysables.

□ Sensibilité à la biodégradabilité du NOP algal vivant d'origine fluviale

La sensibilité du modèle à la cinétique d'hydrolyse du NOP algal vivant est faible (figure 5.23) et n'est perceptible qu'après 8 mois de calcul.

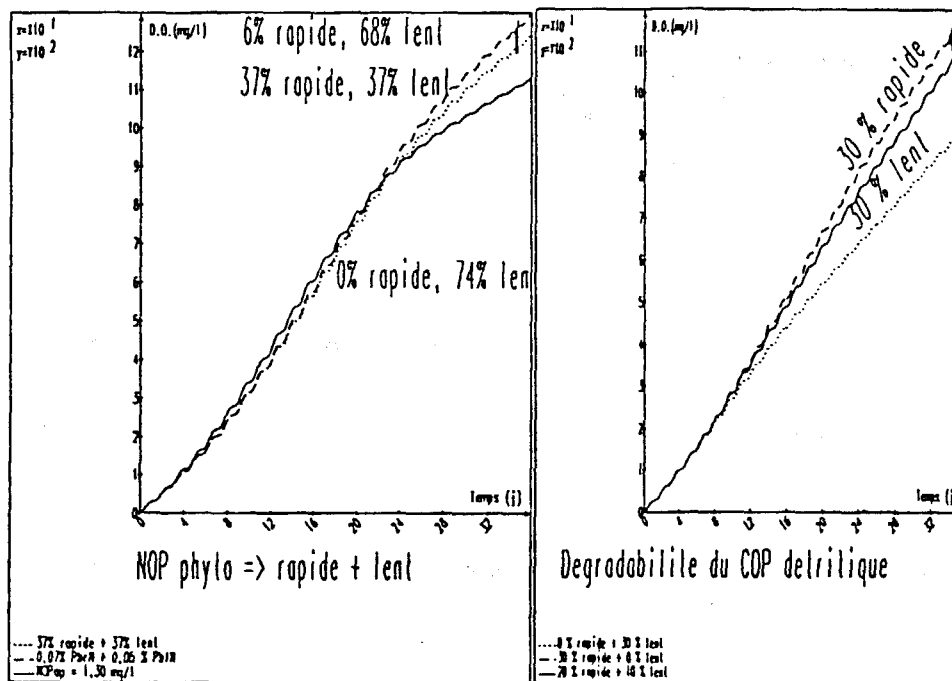


Figure 5.23. Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée aux fractions lentement et rapidement hydrolysables du NOP algal vivant et du COP détritique.

L'accumulation dans le bouchon vaseux, de matériel organique algal vivant provoque une augmentation de la demande en oxygène dissous d'autant plus importante que ce matériel en partie lentement biodégradable, reste piégé dans cette zone; nous avons déjà remarqué que la demande en oxygène due à la dégradation du matériel lentement hydrolysable n'est perceptible qu'après environ 3 mois de piégeage.

□ Sensibilité à la biodégradabilité du COP détritique

La matière organique particulaire d'origine détritique est découpée en en 2 fractions, rapidement et lentement hydrolysable, que nous avons fait varier entre 0 et 30 %. Le modèle est peu sensible à la biodégradabilité du COP détritique. La diminution de la cinétique globale de biodégradation du COP détritique

limite la production de substrat assimilable et par voie de conséquence, diminue la demande en oxygène dissous du système (figure 5.23).

Sensibilité à la biodégradabilité du NOP détritique

Que le NOP détritique soit biodégradable à 74 ou à 84 % n'induit aucune variation de la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux.

Sensibilité à la fraction dissoute du flux de DBO₅ apporté par les rejets urbains et industriels

La sensibilité du modèle a été testée pour un flux journalier de DBO₅ apporté par les rejets d'origine anthropique de 19 tonnes. Cette valeur est maximale puisqu'elle regroupe les différents flux rejetés entre Ancenis et Nantes; aucun abattement de cette grandeur n'est considéré au cours de son transport entre les points de rejets et l'entrée du bouchon vaseux. Mais cette hypothèse paraît malgré tout raisonnable si l'on se souvient que 88 % des rejets en DBO₅ sont d'origine urbaine et que la seule station de Nantes Sud représente 93 % des effluents urbains.

Des simulations ont été réalisées en considérant successivement que 100, 50, 20 et 0 % de ce carbone hydrolysable était rejeté sous forme dissoute; étant entendu que les parts complémentaires représentent du carbone organique particulaire rapidement hydrolysable.

La part de la demande en oxygène dissous induite par la dégradation du COT apporté par les rejets dans la demande totale (après 360 jours), varie de 2,6 à 2,9 % en fonction de la fraction dissoute testée (tableau 5.1). Le carbone organique d'origine anthropique tient donc une très faible part, inférieure à 3 %, dans le stock total de carbone assimilable dans le bouchon vaseux. Mais si les valeurs de demande en oxygène calculées pour les différentes hypothèses testées sont comparées à la demande obtenue sans considérer d'apports par les effluents, l'impact des rejets sur la demande totale en oxygène dissous est alors supérieur. La demande en oxygène dissous cumulée sur 360 jours et calculée sans prise en compte des effluents, augmente de 12 à 15 % si la fraction dissoute du matériel organique apporté par les effluents passe de 0 à 100 %.

Tableau 5.1. Part de la demande en oxygène dissous induite par l'oxydation du COT apporté par les effluents urbains et industriels dans la demande totale, en fonction de la fraction dissoute rejetée. Augmentation de la demande en oxygène dissous avec le COT apporté par les effluents.

Fraction dissoute du carbone organique rejeté	100 %	50 %	20 %	0 %	
D.O. dég. C rejeté		2,9 %	2,7 %	2,7 %	2,6 %
D.O. totale					
D.O. effluents - D.O. sans	15,0 %	14,0 %	12,9 %	11,7 %	
D.O. sans					

D.O. dég. C rejeté: Demande en oxygène due à l'oxydation du carbone organique apporté par les rejets
D.O. effluents: Demande en oxygène calculée avec prise en compte des effluents
D.O. sans: Demande en oxygène calculée sans prise en compte des effluents

En raison des cinétiques de transformations rapides du COD modélisé, une partie importante (33 % en débit d'étiage) du COD apporté par les effluents est hydrolysé au cours de son passage dans le bouchon vaseux. Cette hydrolyse, induisant un enrichissement du milieu en substrat assimilable, favorise le développement des biomasses bactériennes; par conséquent, les vitesses de transformations de tout le matériel organique piégé dans cette zone, augmentent, induisant une demande totale en oxygène dissous plus élevée.

Le paragraphe 5.3.2 présente l'incidence de cette matière organique au niveau de la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux sur un cycle lunaire, après stabilisation du système. Un bilan massique en unité de carbone biodégradable y est présenté afin de mieux comprendre la réponse du système à la variation des apports.

Liste des figures

oOo

- Figure 5.1.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée au taux de croissance bactérienne hétérotrophe.
- Figure 5.2.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée au taux de croissance bactérienne autotrophe.
- Figure 5.3.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée au taux de mortalité bactérienne hétérotrophe.
- Figure 5.4.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée au taux de mortalité bactérienne autotrophe.
- Figure 5.5.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la constante de Michaëlis - Menten d'assimilation du substrat direct.
- Figure 5.6.** Sensibilité de la vitesse journalière d'assimilation directe (en d^{-1}) à la constante de Michaëlis - Menten de ce même processus.
- Figure 5.7.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée aux constantes de Michaëlis - Menten d'hydrolyse de la matière organique dissoute et particulaire.
- Figure 5.8.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée aux cinétiques d'hydrolyse rapide (k_{hr1} et k_{hr2}) de la matière organique particulaire et dissoute.
- Figure 5.9.** (a) Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la cinétique d'hydrolyse lente de la matière organique particulaire. (b) Sensibilité de la vitesse journalière d'hydrolyse lente (en d^{-1}) au paramètre cinétique de ce processus.
- Figure 5.10.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée au rendement bactérien hétérotrophe.
- Figure 5.11.** Sensibilité de l'évolution temporelle des biomasses bactériennes hétérotrophes à une diminution du rendement bactérien; simulations réalisées pour des rendements bactériens de 30 et 25 %.
- Figure 5.12.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la fraction bactérienne lysée, f_{lyse} , dans la colonne d'eau.
- Figure 5.13.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la fraction bactérienne lysée, f_{lyse} , dans la crème de vase.
- Figure 5.14.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la fraction directement assimilable de la biomasse bactérienne lysée.
- Figure 5.15.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la température. Variations des cinétiques d'assimilation et d'hydrolyses au cours du temps, pour des températures de (...) : 14°C, (---) : 18°C et () : 22°C.
- Figure 5.16.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée aux conditions initiales en matière organique particulaire lentement hydrolysable, dans la colonne d'eau et dans la crème de vase.
- Figure 5.17.** Sensibilité de la demande en oxygène modélisée aux variations des apports amont en COD; les flux testés sont de 37 t.jour⁻¹, 74 t.jour⁻¹ et 148 t.jour⁻¹ (soit des concentrations en COD de 1,9, 3,8 et 7,6 mg.l⁻¹). Evolutions temporelles des biomasses bactériennes hétérotrophes et du carbone organique dissous (assimilable et hydrolysable) pour des apports en COD de 37 et 148 t.jour⁻¹.
- Figure 5.18.** Sensibilité de la demande en oxygène modélisée aux variations des apports amont en NOD; les flux testés sont de 7 t.jour⁻¹, 15 t.jour⁻¹ et 30 t.jour⁻¹ (soit des concentrations en NOD de 0,37, 0,75 et 1,5 mg.l⁻¹). Evolutions temporelles des biomasses bactériennes hétérotrophes, autotrophes, de l'azote organique hydrolysable et du rapport C/N du substrat direct pour des apports en NOD de 7 et 15 t.jour⁻¹.
- Figure 5.19.** Sensibilité de la demande en oxygène modélisée aux variations des apports amont en COP; les flux testés sont de 54, 107 et 214 t.jour⁻¹ COP (soit des concentrations en COP de 2,75, 5,5 et 11 mg.l⁻¹).
- Figure 5.20.** Sensibilité de la demande en oxygène modélisée aux variations des apports amont en NOP; les flux testés sont de 12, 24 et 50 t.jour⁻¹ NOP.
- Figure 5.21.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la biodégradabilité du COD fluvial.
- Figure 5.22.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée à la part biodégradable du COP algal vivant et à ses fractions lentement et rapidement hydrolysables.
- Figure 5.23.** Sensibilité de la demande en oxygène dissous modélisée aux fractions lentement et rapidement hydrolysables du NOP algal vivant.

**Atelier de reprographie
IFREMER - Centre de Brest
B.P. 70 - 29280 PLOUZANE
Tél. : 98. 22. 40. 40.**

- NOVEMBRE 1993 -

RESUME

La zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire est généralement soumise, en période estivale, à un important déficit en oxygène dissous qui peut atteindre l'**anoxie** en marée de vives eaux.

Le **modèle mathématique** développé dans le cadre de cette étude estime la demande en oxygène dissous induite par les processus d'oxydation de la matière organique et par la nitrification. Il repose sur deux compartiments biologiques majeurs, les biomasses bactériennes autotrophes et hétérotrophes ainsi que sur leurs sources énergétiques respectives, l'ammonium et la matière organique biodégradable. La matière organique est considérée non seulement sous sa fraction dissoute ou particulaire mais également en fonction de ses cinétiques de dégradation et de ses parts carbonée et azotée. Les paramètres cinétiques ont été calés sur des mesures en continu de respiration bactérienne.

L'application du modèle à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire a conduit à diviser cette zone en deux couches: la colonne d'eau et la crème de vase, formée en marée de mortes eaux par le dépôt des particules. Des simulations ont été réalisées en prenant en compte les apports fluviaux en matériel organique d'origine phytoplanctonique, détritique et anthropique. Les principales interrogations qui ont motivé ce travail concernent l'impact des apports fluviaux, dont en particulier les rejets urbains et industriels, et des remises en suspension de la crème de vase sur la demande en oxygène dissous du bouchon vaseux.

Les premiers résultats confirment **l'importance du rôle de la crème de vase dans le déficit en oxygène du bouchon vaseux**. En effet, la crème de vase est le siège de processus fermentatifs. Au cours d'une marée de mortes eaux, le taux de formation de COD calculé dans cette couche en débit d'étiage s'élève à $3 \text{ g C.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$; ce taux est identique à celui évalué à partir des mesures de septembre 1991. Au cours de sa remise en suspension dans la colonne d'eau généralement oxygénée, les produits organiques formés par fermentation dans la crème de vase peuvent alors entrer dans le cycle métabolique aérobie du bouchon vaseux. En débit d'étiage, il apparaît qu'à chaque marée de vives eaux, le substrat assimilé dans le bouchon vaseux provient à 15 % de produits formés dans la crème de vase. L'activité organotrophe atteint en moyenne $12 \text{ g C.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$, mais l'état de dégradation avancé de la matière organique, pris en compte dans les équations par le biais du rapport C/N, limite le rendement bactérien hétérotrophe.

En ce qui concerne **l'impact des effluents en débit d'étiage**, moins de 3 % du COD assimilé au cours d'un cycle de mortes eaux - vives eaux est d'origine anthropique. En revanche, entre une situation sans apports ni urbains, ni industriels, et une situation avec, la demande totale en oxygène dissous augmente d'au maximum 15 %.