

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

**LA CRISE ANOXIQUE DU BASSIN DE THAU  
DE L'ETE 1997**

**BILAN DU PHENOMENE ET PERSPECTIVES**

par Philippe SOUCHU, Eric ABADIE, Catherine VERCELLI,  
Dominique BUESTEL, Jean-Claude SAUVAGNARGUES

# **LA CRISE ANOXIQUE DU BASSIN DE THAU DE L'ETE 1997**

## **BILAN DU PHENOMENE ET PERSPECTIVES**

<sup>1</sup> Philippe SOUCHU, <sup>1</sup> Eric ABADIE, <sup>2</sup> Catherine VERCELLI,

<sup>2</sup> Dominique BUESTEL, <sup>1</sup> Jean-Claude SAUVAGNARGUES

Ont participé à ce travail :

<sup>1</sup>Claude JUGE

<sup>1</sup>Antoni CARRERAS

<sup>1</sup>Marie-Annick COMPS

<sup>1</sup>Claude CHIANTELLA

<sup>1</sup>Françoise DAGAULT

<sup>1</sup>Jean-Louis GUILLOU

<sup>1</sup>Colette SOSPEDRA

<sup>1</sup>Geneviève GUILLOUET

<sup>1</sup>Sonia LANDREIN

<sup>1</sup>Claude LE BEC

<sup>1</sup>Marie-Claude XIMENES

<sup>2</sup>Jean-Michel CHABIRAND

1 - IFREMER - Laboratoire côtier de la Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral -  
1, Rue Jean Vilar 34200 SETE

2 - IFREMER - Direction Ressources Vivantes/Laboratoire Conchylicole de Méditerranée - Chemin  
de Maguelonne 34250 PALAVAS LES FLOTS

Nous remercions les services de l'Etat et en particulier la Protection Civile de l'Hérault pour les  
survols en hélicoptère.

<b>Type de rapport :</b> RST	
<b>Numéro d'identification du rapport :</b> DEL/ST/RST/98/04  <b>Diffusion :</b> libre <input checked="" type="checkbox"/> restreinte <input type="checkbox"/> interdite <input type="checkbox"/>  <b>Validé par :</b>  Version du document : définitive	<b>date de publication</b>  <b>nombre de pages :</b> 33  <b>bibliographie</b> Oui  <b>illustration(s)</b> Oui  <b>langue du rapport</b> Français
<b>Titre et sous-titre du rapport :</b> La crise anoxique du bassin de Thau de l'été 1997. Bilan du phénomène et perspectives. <b>Titre traduit :</b>	
<b>Auteur(s) principal(aux) :</b> SOUCHU Philippe ABADIE Eric VERCELLI Catherine BUESTEL Dominique SAUVAGNARGUES Jean-Claude  <b>Collaborateur(s) :</b> JUGE Claude CARRERAS Antoni COMPS Marie-Annick CHIANTELLA Claude DAGAULT Françoise GUILLOU Jean-Louis SOSPEDRA Colette GUILLOUET Geneviève LANDREIN Sonia LE BEC Claude XIMENES Marie-Claude CHABIRAND Jean-Michel	<b>Organisme / Direction / Service, laboratoire</b> Institut Français de recherche pour l'Exploitation de la Mer. Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral. Laboratoire côtier DEL de Sète. Laboratoire Conchylicole de Méditerranée de Palavas.
Organisme commanditaire :	
Titre du contrat :	n° de contrat Ifremer
Organisme(s) réalisateur(s) :	
Responsable scientifique :	
Cadre de la recherche :	
Programme :	Convention :
Projet :	Autres (préciser) :
Campagne océanographique : (nom de campagne, année, nom du navire)	

**Résumé :**

La crise anoxique ou « malaïgue » qui a sévi dans le bassin de Thau durant l'été 1997 a détruit presque le tiers de la production annuelle d'huîtres. Son déclenchement a suivi une période durant laquelle les vents étaient exceptionnellement faibles. Après un rappel scientifique des processus mis en jeu, la crise anoxique est décrite au travers des observations de mortalités et des concentrations en oxygène dissous. Les eaux anoxiques se sont développées dans les zones conchylicoles vers l'Est et l'Ouest à partir d'un foyer situé à proximité du principal port conchylicole (Mourre-Blanc). La comparaison de la crise de 1997 avec celles qui l'ont précédée fait apparaître un recul de l'eutrophisation depuis 25 ans. En revanche des secteurs très localisés sur les bords du bassin demeurent des points de démarrage potentiels d'anoxie. Leur disparition passe par un réaménagement des zones conchylicoles et l'optimisation des techniques liées au traitement de la récolte (transport, lavage, élimination des déchets). Mais il faut aussi envisager une meilleure dispersion des apports issus du bassin versant (produit du lessivage des sols par les pluies, rejets des stations d'épuration) qui demeurent nécessaires au maintien de la capacité de support du bassin de Thau pour la conchyliculture.

**Abstract :**

**Mots-clés :** Lagunes, Thau, Conchyliculture, Anoxies, Eutrophisation, *Crassostrea gigas*

**Keywords :****Commentaire :**

<b>1. INTRODUCTION .....</b>	<b>3</b>
2. <i>Description des processus impliqués dans les crises anoxiques.....</i>	4
2.1 OXYGENE DISSOUS .....	4
2.2 MINERALISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE .....	6
2.3 ANOXIES PARTANT DU FOND.....	7
2.4 ANOXIES PARTANT DU BORD .....	12
<b>3. DESCRIPTION DE L'ANOXIE DE 1997.....</b>	<b>14</b>
3.1 CONDITIONS CLIMATIQUES .....	14
3.2 EVOLUTION DE L'ANOXIE .....	16
3.2.1 <i>Observations réalisées par l'IFREMER.....</i>	16
3.2.2 <i>Informations obtenues auprès de la profession. ....</i>	17
3.3 ETUDE DE L'OXYGENE DISSOUS .....	18
3.4 PERTES DE CHEPTEL .....	20
<b>4. DISCUSSION.....</b>	<b>21</b>
4.1 COMPARAISON AVEC D'AUTRES ANOXIES MAJEURES.....	21
4.2 ETAT TROPHIQUE DU BASSIN DE THAU EN 1997 .....	23
5. <i>Evaluation de diverses solutions proposées.....</i>	24
5.1 ETABLISSEMENT D'UNE « CEINTURE VERTE » AUTOUR DU BASSIN CONCHYLICOLE .....	24
5.2 AUGMENTATION ET/OU CREATION D'OUVERTURES VERS LA MER .....	25
5.3 OXYGENATION DES EAUX.....	26
<b>6. RECOMMANDATIONS .....</b>	<b>26</b>
6.1 RESEAU DE SURVEILLANCE.....	26
6.2 ACTIONS A ENTREPRENDRE AU NIVEAU DES ZONES CONCHYLICOLES .....	27
6.2.1 <i>Modification de la répartition des tables.....</i>	27
6.2.2 <i>Réduction des densités en élevage.....</i>	27
6.2.3 <i>Entretien des fonds sous les tables et autour des zones conchylicoles .....</i>	28
6.3 AMENAGEMENT DES APPORTS DU BASSIN VERSANT .....	29
<b>7. CONCLUSION .....</b>	<b>30</b>

## 1. INTRODUCTION

Le bassin de Thau, avec une biomasse de bivalves en élevage (huîtres et moules) estimée à 23 000 tonnes, est le plus important centre de production de coquillages du sud de la France. Comme un certain nombre de lagunes du Languedoc-Roussillon, il peut subir des crises anoxiques connues sous le nom de « malaïgues » qui veut dire « mauvaises eaux » en occitan. Ce terme courant évoque plus une maladie exotique que le phénomène naturel d'eutrophisation qui en est la cause. Il tend aussi à semer le doute sur la salubrité des coquillages en général, le manque total d'oxygène ou anoxie dans la colonne d'eau pouvant entraîner la mortalité des êtres vivants dans leur presque totalité. Dans le bassin de Thau, les anoxies provoquent des pertes de cheptel importantes dans les zones touchées, sans toutefois remettre en cause la viabilité des coquillages des zones indemnes. Une crise anoxique s'est produite durant l'été 1997 dans une partie de ce bassin et a provoqué des pertes considérables (près du tiers de la production annuelle) très préjudiciables à la filière conchylicole.

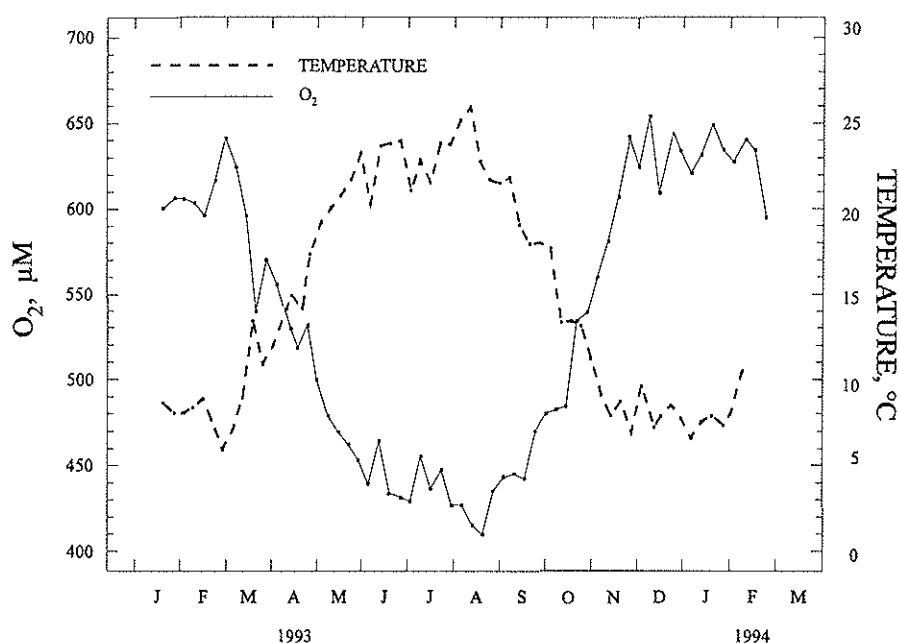
Face à la crise, les réactions diverses de la part des professionnels et plus généralement des intervenants ont mis en évidence une relative méconnaissance du phénomène, donnant lieu à un éventail d'interprétations et à la proposition de solutions très diverses. Les laboratoires IFREMER de Sète (Environnement et Aménagement Littoral) et de Palavas (Laboratoire Conchylicole de Méditerranée) ont suivi le phénomène de l'été 1997. Par ailleurs des études plus générales concernant le fonctionnement global de l'écosystème lagunaire, en particulier les processus qui peuvent produire ces crises anoxiques, ont été menées ces dernières années par le laboratoire Ecologie à Sète. L'interprétation des résultats et leur comparaison avec ceux obtenus par l'IFREMER au cours des crises antérieures devraient servir de base à l'élaboration d'une réflexion sur l'état trophique actuel du bassin de Thau. Les orientations à prendre seront ensuite discutées dans l'objectif d'un fonctionnement durable des activités conchylicoles au sein de cet écosystème. Ce rapport est une première étape de diffusion interne, dont l'issue devrait conduire à un ensemble de propositions destinées aux parties concernées : Affaires Maritimes, Conseil Régional, Conseil Général (CEPRALMAR), Conchyliculteurs, etc).

## 2. DESCRIPTION DES PROCESSUS IMPLIQUES DANS LES CRISES ANOXIQUES

Les processus impliqués dans les crises anoxiques des lagunes du Languedoc-Roussillon ont déjà été décrits par FRISONI et CEJPA (1989), TOURNIER *et al.* (1979) pour Thau, AMANIEU *et al.* (1985) et CAUMETTE et BALEUX (1980) pour les étangs Palavasiens. Les travaux effectués depuis complètent les connaissances sur le fonctionnement biogéochimique des anoxies dans le bassin de Thau (SOUCHU *et al.*, 1998).

### 2.1 Oxygène dissous

Les gaz de l'atmosphère se dissolvent dans les milieux liquides selon la loi physique de Henry. Celle-ci permet de calculer, grâce à l'équation de Weiss (1970), la quantité maximum d'oxygène physiquement dissoute dans l'eau de mer à partir de la température et de la salinité. Cette quantité est appelée « saturation » ou solubilité. De ce seul point de vue physique, il faut souligner que l'action mécanique (bullage, brassage de l'eau) ne permet pas de dépasser la saturation. De l'hiver à l'été, l'augmentation de température induit physiquement un abaissement de la saturation en oxygène de près de 30%, diminuant d'autant l'oxygène disponible pour la respiration des êtres vivants dans l'eau de mer (figure 1).



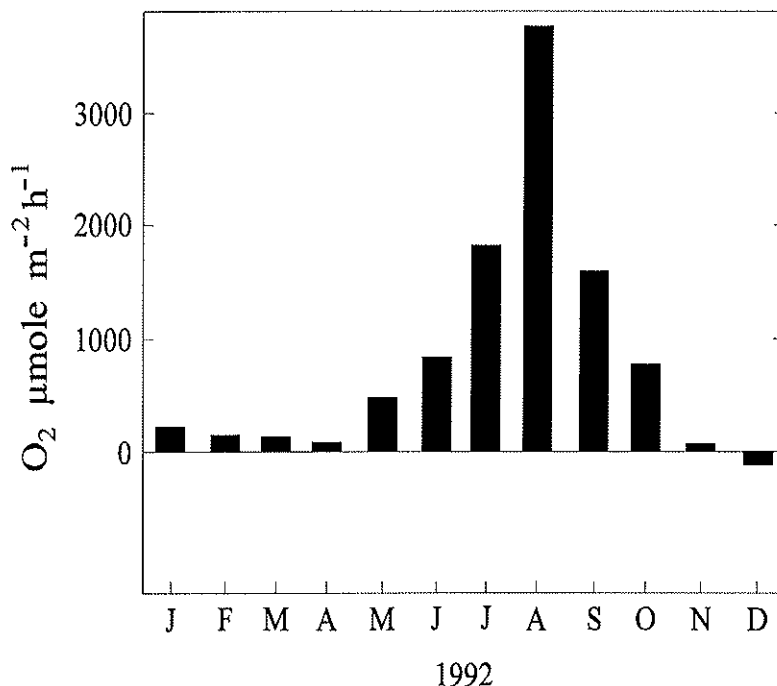
**Figure 1** : Evolution de la saturation en oxygène et des températures dans les eaux de surface du bassin de Thau en 1993.

Dans les eaux naturelles, les lois physiques ne sont pas les seules impliquées. Les processus biologiques interviennent par consommation d'oxygène résultant de processus dits hétérotrophes et/ou par production d'oxygène résultant de processus autotrophes (photosynthèse des végétaux). Les écarts à la saturation peuvent être mis en évidence de façon pratique en calculant le pourcentage d'oxygène par rapport à la saturation (%SatO<sub>2</sub>):

$$\text{Pourcentage de saturation en Oxygène} = (\text{Concentration mesurée}/\text{Saturation}) \times 100$$

Cette quantité exprime la résultante des processus hétérotrophes et autotrophes. Dans certaines conditions, il peut y avoir une concentration en oxygène supérieure à la saturation (pourcentage de saturation supérieur à 100), on parle alors de sur-saturation. Seule la photosynthèse des végétaux immergés (macrophytes, microalgues, planctoniques, benthiques et épibiontiques) est capable d'entraîner des sur-saturations significatives.

Dans le bassin de Thau, la période estivale peut être marquée par d'importantes sous-saturations (%SatO<sub>2</sub> < 100) dues à l'augmentation de la température qui agit doublement : en diminuant les possibilités physiques de dissolution dans l'eau de l'oxygène atmosphérique,



**Figure 2** : Evolution de la consommation en oxygène dissous par les sédiments du bassin de Thau en 1992 (d'après MAZOUNI et al., 1996).

mais aussi en accélérant le métabolisme et donc la consommation en oxygène des organismes vivant dans l'écosystème. La période estivale se traduit notamment par la respiration accrue des élevages d'huîtres et la stimulation des bactéries de la minéralisation. Ces dernières, situées essentiellement à l'interface eau-sédiment augmentent la demande en oxygène par les sédiments (figure 2).



Dans les lagunes du Languedoc-Roussillon où les marées sont faibles, le vent est le principal facteur de refroidissement et de brassage des eaux (Millet, 1989). Il favorise les échanges avec l'atmosphère et peut, lorsqu'il est suffisamment puissant, assurer le retour vers la saturation. Ce retour se fera dans le sens d'un dégazage vers l'atmosphère dans le cas d'une sur-saturation et dans le sens d'une diffusion dans l'eau en cas de sous-saturation. Dans les eaux du bassin de Thau, les pourcentages d'oxygène par rapport à la saturation varient en moyenne de 80 à 120 %.

## 2.2 Minéralisation de la matière organique

Dans les lagunes côtières, la matière organique résultant de la mort des organismes (plancton, organismes benthiques, biodépôts, déchets conchylicoles, etc...) doit être recyclée : c'est le processus de minéralisation. Cette matière organique à dégrader est principalement minéralisée dans la partie supérieure des sédiments (quelques dizaines de centimètres) par des bactéries hétérotrophes. Ces dernières utilisent la matière organique comme substrat énergétique (carburant) à l'aide de substances oxydantes (comburant).

Les oxydants disponibles dans le milieu sont utilisés selon une séquence bien définie correspondant à une zonation en profondeur dans les sédiments (tableau 1).

oxydation aérobie	①	$MO^* + 106 O_2 \xrightarrow{\text{Hétérotrophes aérobies}} 106 CO_2 + 106 H_2O + 16 NH_3 + H_3PO_4$
oxydation des sulfures	③	$S^{2-} + 2 O_2 \longrightarrow SO_4^{2-}$
<b>milieu oxique</b>		
<hr/>		
<b>milieu anoxique</b>		
réduction des sulfates oxydation anaérobie	②	$MO + 53 SO_4^{2-} \xrightarrow{\text{Sulfato-réductrices}} 106 CO_2 + 106 H_2O + 16 NH_3 + H_3PO_4 + 53 S^{2-}$
* MO représente la formule moyenne de la matière organique dans les milieux marins :		
$(CH_2O)_{106} (NH_3)_{16} (H_3PO_4^{3-})$		

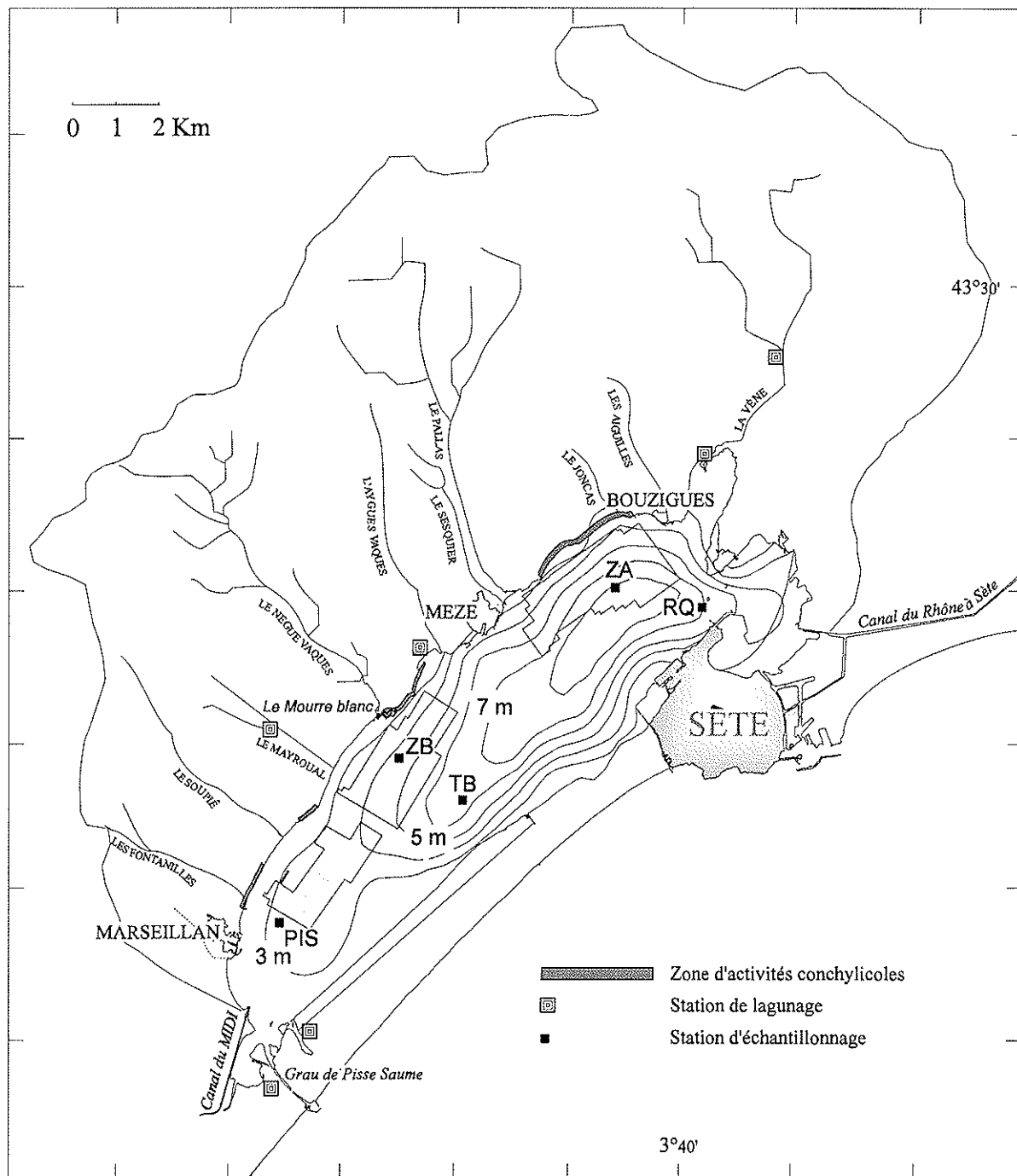
**Tableau 1** : Equations simplifiées des principales réactions de minéralisation de la matière organique.

L'oxygène dissous est réduit en premier (réaction 1). Après épuisement de l'oxygène dissous, d'autres oxydants sont utilisés comme les oxydes de manganèse, les oxydes de fer, les nitrates et enfin les sulfates. Dans les sédiments côtiers riches en matières organiques, comme c'est le cas à Thau (GILBERT et al., 1997), la demande en oxydants est forte et les sulfates sont souvent utilisés par les bactéries sulfato-réductrices dès les premiers millimètres (réaction 2), produisant des sulfures.

Les sulfures présentant les formes  $S^{2-}$ ,  $HS^-$  et  $H_2S$ , réagissent en partie avec l'oxygène dissous lors de leur diffusion dans la zone aérobie (réaction 3). La succession des réactions 2 puis 3 montre que l'utilisation des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices constitue une consommation différée en oxygène dissous. Le retour des sulfures à la forme sulfate dans les couches superficielles oxygènes constitue une demande chimique en oxygène (RODEN et TUTTLE, 1992) pouvant conduire à l'épuisement total dans la colonne d'eau en été. A ce stade, les sulfures diffusent dans l'atmosphère, dégageant l'odeur caractéristique de « l'oeuf pourri ».

### **2.3 Anoxies partant du fond**

Le bassin de Thau (figure 3) peut être séparé entre un secteur Ouest de profondeur inférieure à 5 m où la colonne d'eau est homogène en température (stations ZB, TB et PIS), et un secteur Est où la profondeur plus importante (de 6 à 10 m) favorise la création d'une stratification thermique (stations ZA et RQ).

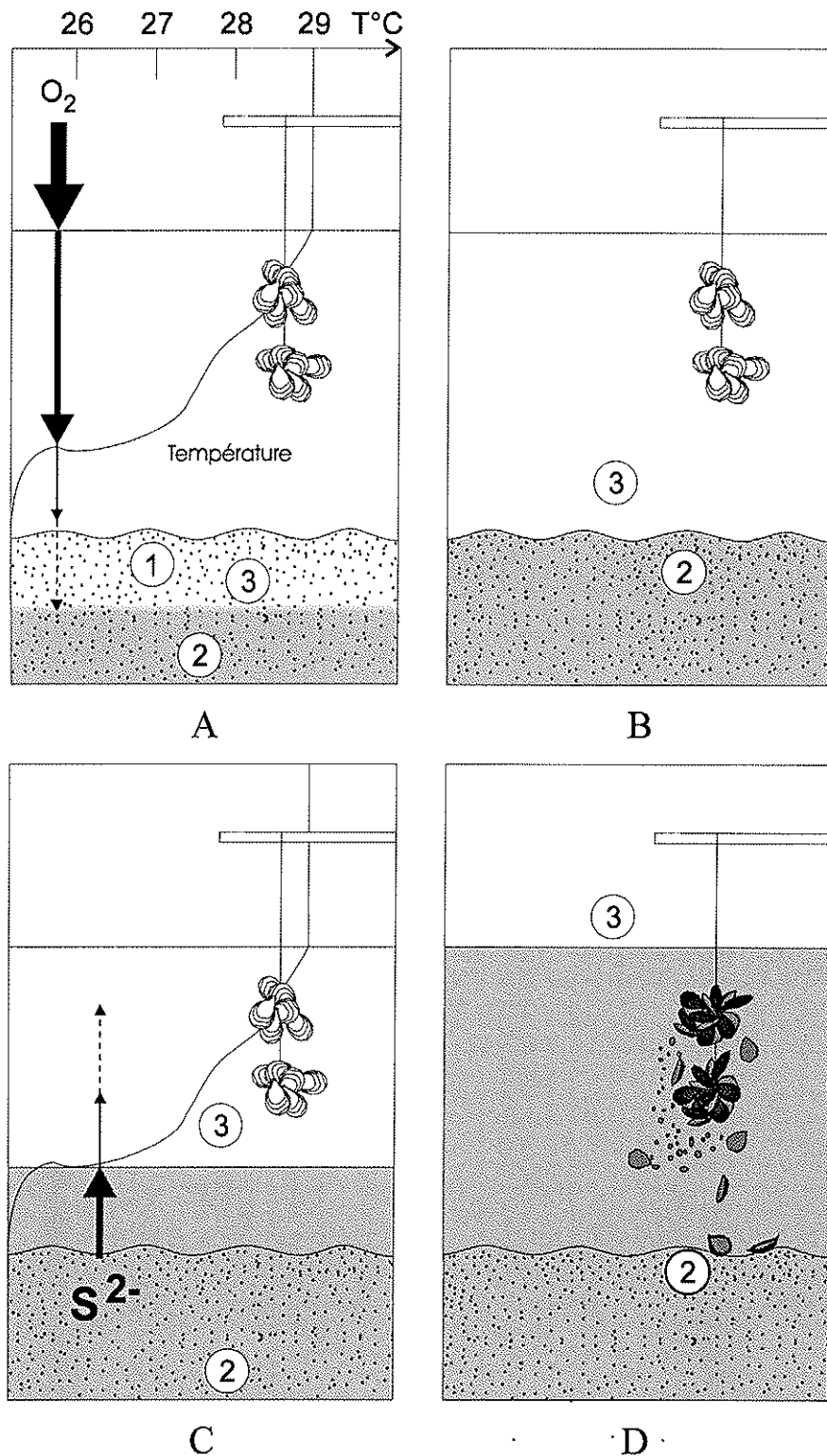


**Figure 3 :** Bassin de Thau avec les structures conchylicoles et la position des stations échantillonnées dans le tableau 2. Les zones conchylicoles ne sont plus répertoriées selon les lettres A, B et C afin d'éviter toute confusion avec le classement sanitaire. Elles portent le nom de Bouzigues, Mèze et Marseillan respectivement du Nord au Sud. Les stations de prélèvement ZA et ZB gardent encore leur nom pour préserver la cohérence scientifique.

St.	Prof.	Temp.	%SatO <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NOP	Chl-a	Phyto<20µm	Bactérioplancton
	m	°C	%	µM	µM	µg L <sup>-1</sup>	10 <sup>6</sup> Cell. L <sup>-1</sup>	10 <sup>6</sup> Cell. L <sup>-1</sup>
<i>Partie Est</i>								
ZAS	1.0	28.0	95	0.76	3.4	2.5	72	1270
<b>ZAF</b>	<b>8.0</b>	<b>25.1</b>	<b>0</b>	<b>12.2</b>	<b>12.0</b>	<b>7.6</b>	<b>34</b>	<b>7460</b>
RQS	1.0	27.3	85	2.32	4.9	2.0	43	730
<b>RQF</b>	<b>6.5</b>	<b>25.2</b>	<b>0</b>	<b>17.7</b>	<b>7.2</b>	<b>6.9</b>	<b>19</b>	<b>2900</b>
<i>Partie Ouest</i>								
ZBS	1.0	28.2	87	0.37	6.0	6.5	87	2500
ZBF	5.0	28.1	66	1.39	7.1	5.4	50	2400
TBS	1.0	27.5	111	0.52	4.2	5.1	20	1420
TBF	5.0	27.4	103	0.42	5.2	3.8	33	1350
PIS	1.5	28.1	100	0.51	4.3	2.8	28	1054

**Tableau 2 : Caractéristiques physico-chimiques dans l'eau du bassin de Thau le 4 août 1994 (d'après SOUCHU et al., 1998 ; SOUCHU et al. non publié). Les lignes en gras indiquent des eaux anoxiques caractérisées par une coloration blanchâtre à verdâtre.**

Le tableau 2 donne une représentation des différences de concentration en oxygène entre les deux secteurs lorsque les vents sont déficitaires. En été, des écarts de plusieurs degrés entre la surface et le fond indiquent la présence d'une thermocline aux stations ZA et RQ. La thermocline constitue une barrière de densité qui limite la diffusion de l'oxygène dissous de la surface vers les eaux de fond (figure 4 A). En été, la forte demande en oxygène représentée par les équations 1 et 3 du tableau 1 conduit à des concentrations inférieures à la saturation dans les eaux de fond de la zone Est. Les sulfures produits dans la zone anoxique sont, en grande partie, transformés dans la couche superficielle aérobie et diffusent en faible quantité dans la colonne d'eau (< 0.5 µM S).



**Figure 4** : Schéma illustrant le départ et la propagation des anoxies à partir du fond. Les zones en gris foncé indiquent l'absence d'oxygène et la présence de sulfures. Les chiffres représentent les réactions chimiques du tableau 1 dans les secteurs où elles sont effectives :

- 1 - Minéralisation de la matière organique avec utilisation d'oxygène,
- 2 - Minéralisation de la matière organique avec utilisation de sulfates,
- 3 - Utilisation d'oxygène par les sulfures.

Lorsque la température augmente, les sulfures produits en plus grande quantité épuisent l'oxygène dans toute la colonne sédimentaire (figure 4 B). Les conditions environnementales sont alors favorables au développement, à l'interface eau/sédiment, de bactéries sulfuraires filamenteuses (ordre des Beggiatoales). Leur présence se signale par des amas de filaments blancs qui prolifèrent sur un sédiment noir réduit. Ces organismes aérobies consomment à la fois les sulfures qui diffusent du sédiment et l'oxygène de la colonne d'eau (CAUMETTE, 1978). Si la libération de sulfures s'accroît, l'oxygène s'épuise dans les eaux de fond provoquant la mortalité d'une grande partie des organismes vivant à l'interface eau-sédiment par anoxie et par empoisonnement (algues, microphytobenthos, macrofaune, bactéries aérobies, protozoaires, etc). Cet enrichissement en matières organiques reminéralisables par les sulfato-réductrices produit un nouveau stock de sulfures qui vient réagir à l'interface eaux oxiques/eaux anoxiques (figure 4 C). La thermocline limite la diffusion des sulfures vers la surface, contribuant ainsi à leur accumulation dans les eaux de fond (TUTTLE et al., 1987). L'eau de fond anoxique riche en sulfures peut s'épaissir et atteindre les élevages d'huîtres et de moules en suspension (figure 4 D). A leur mort, les bivalves et leurs épibiontes (algues, éponges, ascidies etc...) entraînent une demande biologique en oxygène suffisante pour contribuer à l'extension de la couche anoxique jusqu'à la surface. En 1994, l'anoxie de fond décrite dans le tableau 2 n'a pas été considérée comme « malaïgue » car les eaux anoxiques n'ont pas touché significativement les élevages conchylicoles.

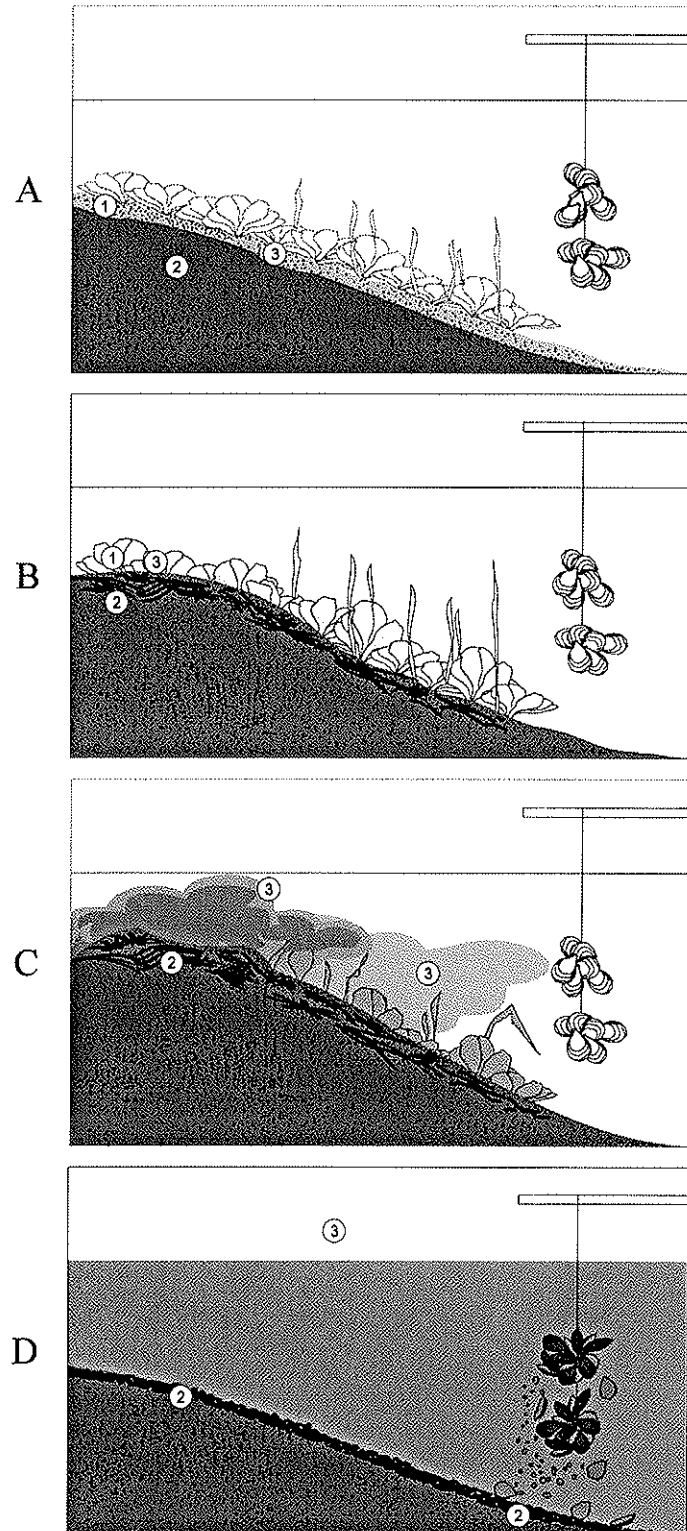
L'intensité des processus de minéralisation entraîne la libération de grandes quantités de sels nutritifs comme l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ , tableau 2). Les conditions environnementales rencontrées dans les eaux de fond anoxiques (lumière, fortes concentrations en sels nutritifs, sulfures) sont alors favorables à la prolifération dans l'eau de bactéries photosynthétiques sulfo-oxydantes qui contribuent à l'élimination des sulfures (CAUMETTE, 1978). Les eaux anoxiques décrites dans le tableau 2 sont en effet caractérisées par de fortes concentrations en Azote Organique Particulaire (NOP) et en chlorophylle-a (Chl-a), qui ne sont pas accompagnées par des densités supérieures de cellules phytoplanctoniques mais par de fortes concentrations en bactéries (tableau 2). Lorsqu'elles sont de la famille des *Chromatiaceae*, ces bactéries photosynthétiques donnent aux eaux anoxiques une coloration à dominante rouge (CAUMETTE et BALEUX, 1980). Dans le bassin de Thau, ce ne sont pas des « eaux rouges » mais des « eaux blanches » qui ont été observées lors des crises anoxiques. Les observations

au microscope et les analyses pigmentaires (VAQUER, communication personnelle), qui confirment les données biogéochimiques du tableau 2, montrent que les eaux blanches sont probablement dues à la prolifération de bactéries photosynthétiques (probablement de la famille des *Chlorobiaceae*). La couleur blanche des eaux anoxiques n'est pas due à des précipitations de carbonates comme l'ont suggéré FRISONI et CEJPA (1989), pas plus qu'à des matériaux en putréfaction (GARRABE, 1990).

Lorsque les eaux redeviennent oxiques sous l'effet du vent, les bactéries photosynthétiques cèdent la dominance aux nanodiatomées (*Skeletonema costatum* est la plus courante) qui consomment les sels nutritifs et peuvent atteindre des biomasses équivalentes à celles mesurées lors de blooms phytoplanctoniques d'hiver ( $>20 \mu\text{g l}^{-1}$  Chl a). De fortes biomasses phytoplanctoniques sont aussi mesurées dans les eaux périphériques après diffusion des sels nutritifs.

#### **2.4 Anoxies partant du bord**

Le bassin de Thau est alimenté en eaux douces par un chevelu de petits cours d'eau qui ne coulent véritablement qu'en période de pluie, à l'exception de la Vène (figure 3). Les ruisseaux recevant notamment les eaux de lagunages entretiennent des écoulements faibles mais riches en sels nutritifs qui restent confinés sur les bords. Les effluents conchylicoles liquides viennent localement s'ajouter à cet enrichissement des eaux de bordure en sels nutritifs. Les conditions sont favorables au développement d'algues opportunistes (*Ulvaceae*) qui séquestrent les nutriments en bordure de bassin (figure 5 A). Les fonds peu profonds qui caractérisent les eaux du secteur Ouest reçoivent assez d'énergie lumineuse pour permettre l'établissement de communautés macrophytiques (algues et phanérogames ou herbiers) à partir des bords jusque dans les zones conchylicoles (GERBAL et VERLAQUE, 1995).



**Figure 5** : Schéma illustrant le départ et la propagation des anoxies à partir du bord. Les zones en gris foncé indiquent l'absence d'oxygène et la présence de sulfures. Les chiffres représentent les réactions chimiques du tableau 1 dans les secteurs où elles sont effectives.

- 1 - Minéralisation de la matière organique avec utilisation d'oxygène,
- 2 - Minéralisation de la matière organique avec utilisation de sulfates,
- 3 - Utilisation d'oxygène par les sulfures.



En l'absence de forts vents de Nord-Ouest qui contribuent à la dissémination des effluents vers le large, les algues peuvent s'accumuler sur plusieurs dizaines de centimètres limitant ainsi les apports d'oxygène au sédiment. En période estivale, la base des tapis d'algues devient anoxique et libère des quantités importantes de sulfures (figure 5 B). Si la diffusion de l'atmosphère et la photosynthèse deviennent insuffisantes pour alimenter la demande en oxygène, l'anoxie s'étend à la colonne d'eau (figure 5 C). La propagation de l'anoxie à partir du bord est de même nature que pour les anoxies partant du fond ; elle suit une séquence qui passe par l'empoisonnement et la mort des organismes vivants sensibles aux sulfures, suivie par leur reminéralisation anaérobie et enfin une nouvelle libération de sulfures (figure 5 D).

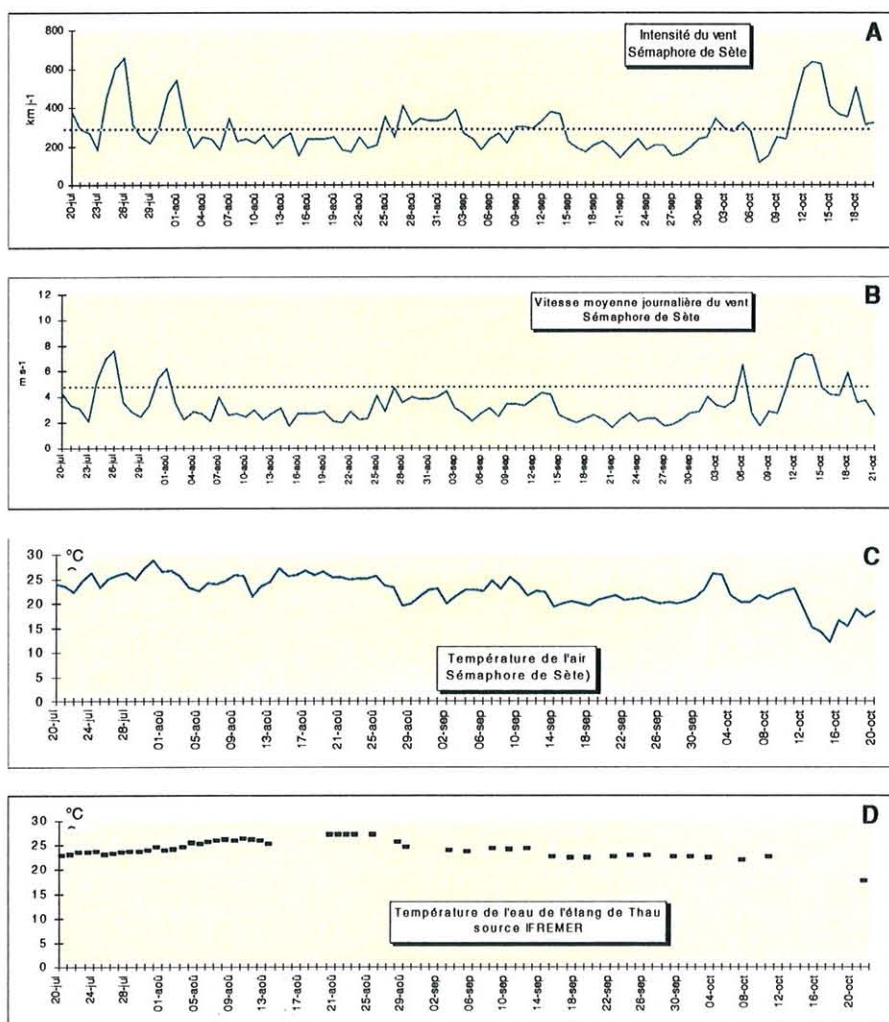
### **3. DESCRIPTION DE L'ANOXIE DE 1997**

#### **3.1 Conditions climatiques**

Si la vitesse du vent est la première variable explicative des anoxies dans le bassin de Thau, leur direction mais aussi leur répartition sur une période donnée, doivent être prises en compte. L'ensoleillement qui conditionne la température, la répartition de la matière organique dans le milieu et la profondeur sont autant de facteurs essentiels dans le déclenchement des anoxies. Il n'existe pas actuellement de modèle considérant l'ensemble de ces paramètres pour expliquer les départs d'anoxies à Thau. Jusqu'à présent, seuls des calculs empiriques reposant sur la vitesse des vents ont été effectués.

On considère, de façon générale, qu'en-dessous d'une vitesse du vent de  $5 \text{ m s}^{-1}$ , le retour des eaux vers la saturation en oxygène n'est pas assuré. Le nombre de jours pendant lesquels la vitesse moyenne est supérieure à  $5 \text{ m s}^{-1}$  constitue un indice d'agitation de la masse d'eau. Les conditions d'apparition des anoxies de fond du bassin de Thau ont été étudiées par TOURNIER *et al.* (1990) qui ont pu établir une corrélation entre la vitesse moyenne du vent sur 36 heures et le déficit en oxygène dans les eaux de fond de la zone de Bouzigues. Le déficit en oxygène par rapport à la saturation est de 25 à 60% pour des vents moyens de 8 à  $4 \text{ m s}^{-1}$ . L'anoxie totale est atteinte lorsque le vent moyen tombe à  $1 \text{ m s}^{-1}$ . Toujours dans la zone de Bouzigues, SOUCHU *et al.* (1998) ont trouvé une relation linéaire significative ( $p < 10^{-5}$ ) entre la vitesse du vent (moyenne sur le jour précédent) et la différence de température

surface-fond (stratification thermique). D'après les paramètres de la régression, il faudrait un vent de  $9 \text{ m.s}^{-1}$  pendant 24 heures (tempête) pour faire disparaître la thermocline dans ce secteur profond du bassin de Thau. LE MOALLE et MILLET (1987) ont utilisé comme unité le nombre de kilomètres de vent qui passe sur le site en une journée et estiment qu'il y a risque d'anoxie lorsque la quantité de vent est inférieure à  $300 \text{ Km j}^{-1}$  pendant plusieurs jours. Aucun de ces traitements du vent n'est vraiment satisfaisant pour expliquer l'ensemble des anoxies observées depuis 1975. Mais les conditions très exceptionnelles qui ont régné durant l'été 1997 correspondent en tout point aux conditions susceptibles de déclencher une anoxie telles que décrites par ces différents auteurs (figure 6). Il faut cependant noter qu'il n'existe aucune étude sur les conditions climatiques qui peuvent générer une anoxie à partir du bord.



**Figure 6 :** Evolution du vent, de la température de l'air et de la température de l'eau dans l'étang de Thau pendant l'été 1997 (prof : 1 m, station ZB).

### **3.2 Evolution de l'anoxie**

L'alerte a été donnée par la Mairie de Mèze puis par les Affaires Maritimes le 22 août. Des campagnes d'observations et de mesures d'oxygène dissous ont été effectuées par l'IFREMER à partir du 23 août. Des informations ont également été récoltées auprès des exploitants.

#### **3.2.1 Observations réalisées par l'IFREMER**

La description de l'anoxie de l'été 1997 présentée figure 7 montre l'évolution des eaux blanches à partir des observations réalisées sur le terrain par l'IFREMER et les Affaires Maritimes.

**Samedi 23 août** (figure 7 A) : L'anoxie de toute la colonne d'eau s'étend dans une partie de la zone conchylicole de Mèze en partant de la terre, représentée par une tache de couleur blanchâtre. D'autres taches de moindre importance sont dispersées sur le côté Ouest de cette zone. Une tache est signalée en bordure de la zone conchylicole de Marseillan et rien n'est signalé dans celle de Bouzigues.

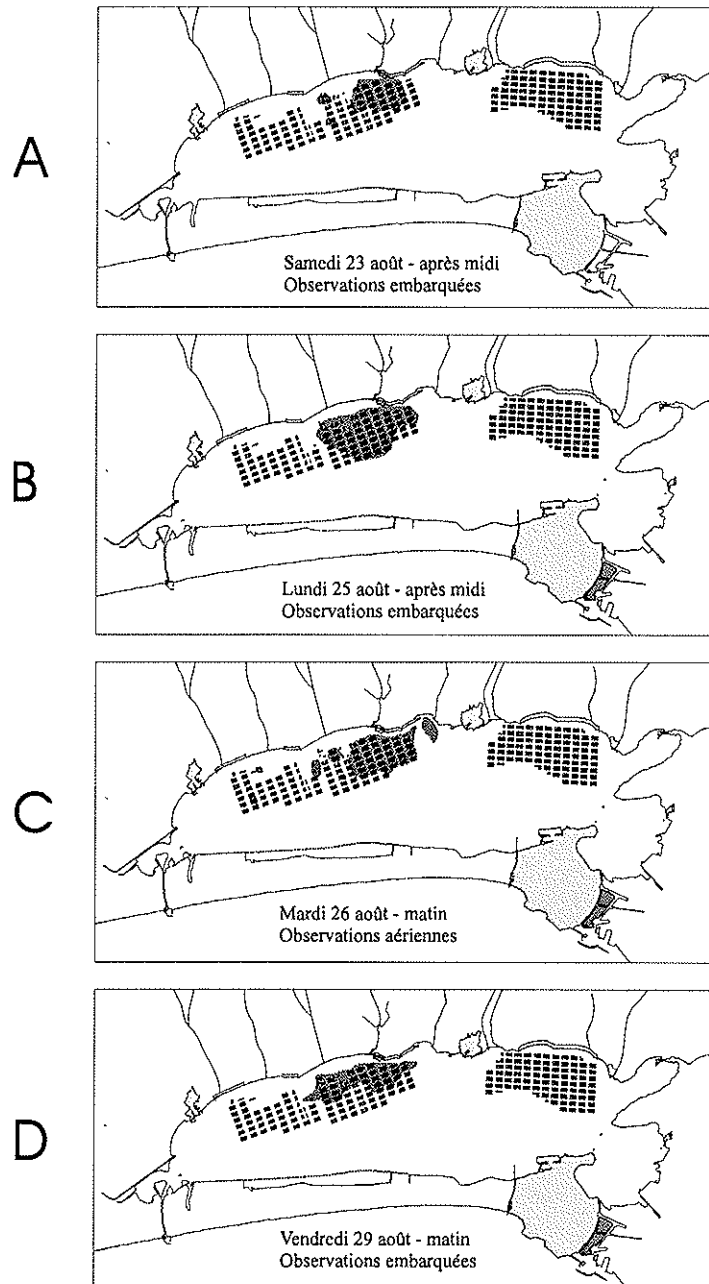
**Lundi 25 août** (figure 7 B) : Dans la zone de Mèze, la tache blanche s'est étendue à l'extérieur, côté Est à terre et côté large à l'Ouest. De même, l'extension en direction de la zone de Marseillan s'est poursuivie.

**Mardi 26 août** (figure 7 C) : Un survol en hélicoptère a permis d'observer le phénomène en divers points du bassin. Le petit port de plaisance situé à l'Est de Balaruc présente une tache blanche. Devant Bouzigues une petite tache est localisée sur quelques tables côté terre. Une partie du lagunage de Mèze est également en anoxie et on peut noter que son effluent présente un panache de faible extension.

Au large de Mèze, le développement se fait principalement vers l'Est. Par contre à l'Ouest il n'y a que des taches éparses. La principale tache anoxique paraît légèrement séparée du rivage.

Des taches de faible extension sont réparties sur la zone de Marseillan. A l'Est de cette zone, la jonction avec l'anoxie de la zone de Mèze semble en régression par rapport aux observations de la veille.

**Vendredi 29 août 1997** (figure 7 D) : En fin de matinée on constate que l'action du nord-ouest soufflant depuis la veille au soir a fait régresser l'anoxie de la zone de Mèze vers l'intérieur et que les premières lignes de tables sont dégagées.



**Figure 7 : Evolution des eaux anoxiques en 1997.**

En conclusion de ce suivi, les eaux anoxiques se sont développées vers l'Ouest et l'Est dans les zones conchylicoles à partir d'un foyer situé à proximité du port conchylicole du Mourre Blanc. On peut estimer que toute la zone de Mèze a été touchée entre le 18 et le 29 août et que l'essentiel des mortalités ont eu lieu entre ces deux dates.

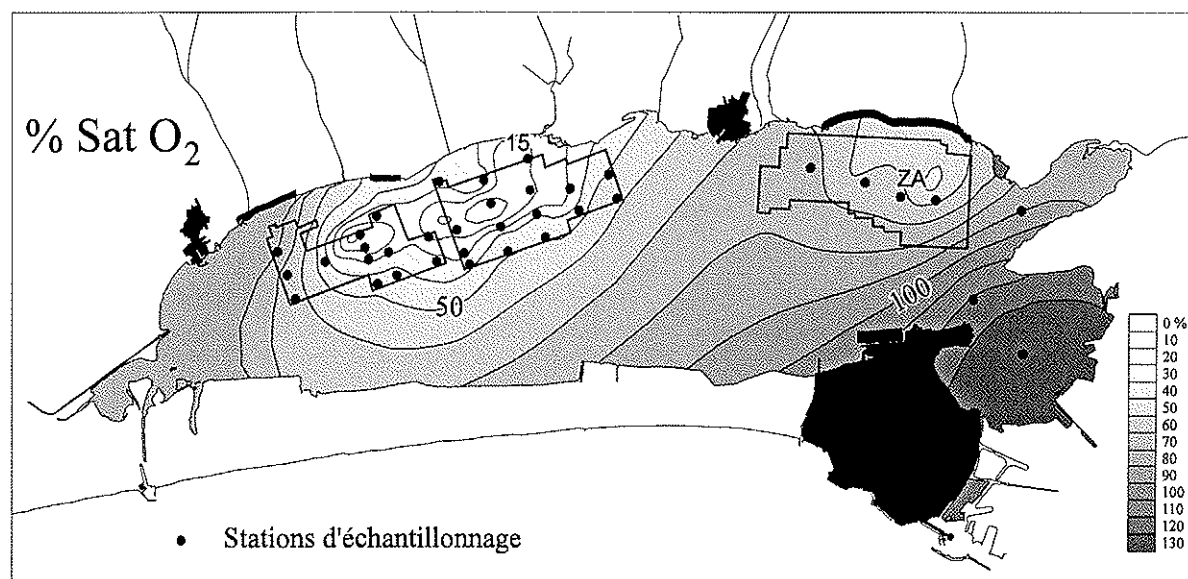
### 3.2.2 Informations obtenues auprès de la profession.

Selon les observations recueillies, une petite « malaïgue » de bordure a été observée entre le 15 et le 18 août devant le Mourre Blanc au niveau du débouché du Nègue Vaques

(figure 1). De gros orages ont éclaté au niveau du bassin versant du Nègue Vaques le samedi 16 et dimanche 17, occasionnant une arrivée importante d'eau douce par cette rivière qui a coulé le dimanche après-midi et durant la journée du 18 août. La zone de Mèze aurait été atteinte par le phénomène dès le 18 août et des mortalités ont été constatées ce même jour. L'alerte a été donnée par la Mairie de Mèze puis par les Affaires Maritimes le 22 août alors que des parcs conchylicoles de la zone de Mèze avaient déjà été atteints par l'anoxie.

Dans la zone de Bouzigues, certains professionnels interrogés se plaignent d'une mortalité partielle des moules sur les tables du large, mais aucun départ d'anoxie n'est signalé dans cette zone.

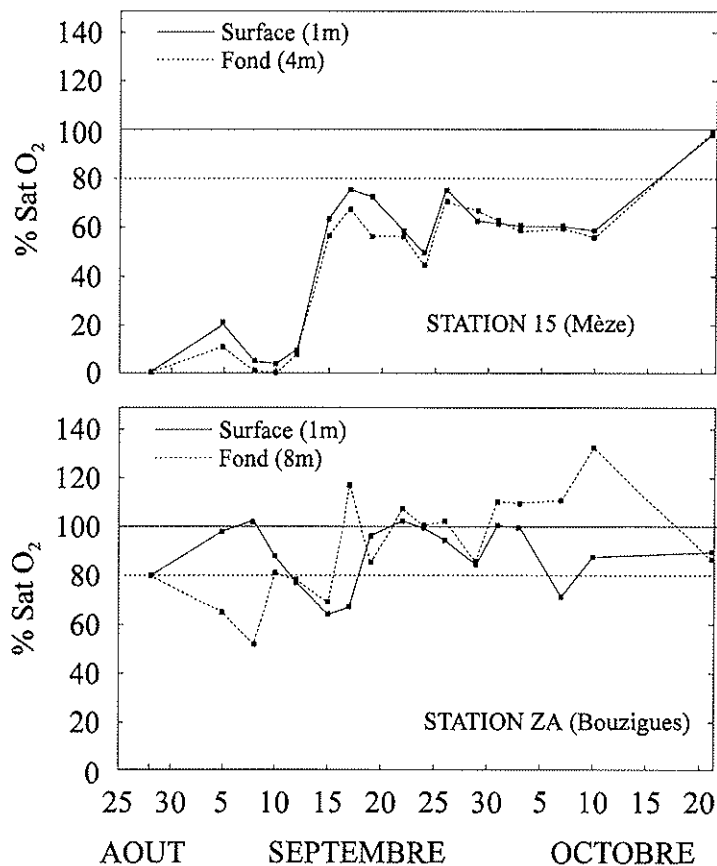
### 3.3 Etude de l'oxygène dissous



**Figure 8** : Répartition des pourcentages d'oxygène par rapport à la saturation (% SatO<sub>2</sub>) dans les eaux de fond du bassin de Thau le 5 septembre 1997.

Le suivi des concentrations en oxygène dissous a été réalisé sur 36 stations du bassin de Thau, à un mètre de la surface et à un mètre du fond. Les mesures étaient effectuées à l'aide d'une sonde (Oxymètre WTW OXI 196). Afin de calibrer la sonde, des échantillons d'eau ont été prélevés à plusieurs dates pour des mesures chimiques de l'oxygène dissous selon la méthode de Winkler (Aminot, 1983). Des cartes de répartition des saturations en oxygène ont ainsi été réalisées du 28 août au 20 octobre (figure 8). L'exemple du 5 septembre montre que si l'observation de « taches blanches » se limite presque strictement aux zones conchylicoles de Mèze et Marseillan, la déplétion en oxygène se fait ressentir au delà de ces secteurs conchylicoles. La figure 8 montre aussi que le foyer de l'anoxie décroît du bord (au

niveau de la station 15), vers la zone conchylicole de Mèze. Les pourcentages d'oxygène par rapport à la saturation ne sont pas descendus en-dessous de 50% dans la zone de Bouzigues (figure 9). Des sous-saturations sont observées dans les eaux de fond de la fin août jusqu'au 10 septembre, date à laquelle les vents ont soufflé du sud jusqu'à un maximum de  $13 \text{ m s}^{-1}$ . Cette brève période venteuse a entraîné une homogénéisation des eaux du secteur Est, mais n'a pas permis l'oxygénation des eaux touchées par l'anoxie (figure 9). Il faut attendre les vents plus soutenus du 13 septembre pour retrouver des valeurs significatives au large de Mèze. Mais les sous-saturations demeurent cependant en-dessous du seuil de 80% recommandé par la directive CEE (79/923) relative à la qualité des eaux conchylicoles. Ce lent retour à la normale est dû à la prolongation des processus de reminéralisation en raison du développement massif de phytoplancton succédant à l'anoxie. Le retour à des valeurs proches de la saturation coïncide avec la reprise du vent en octobre.

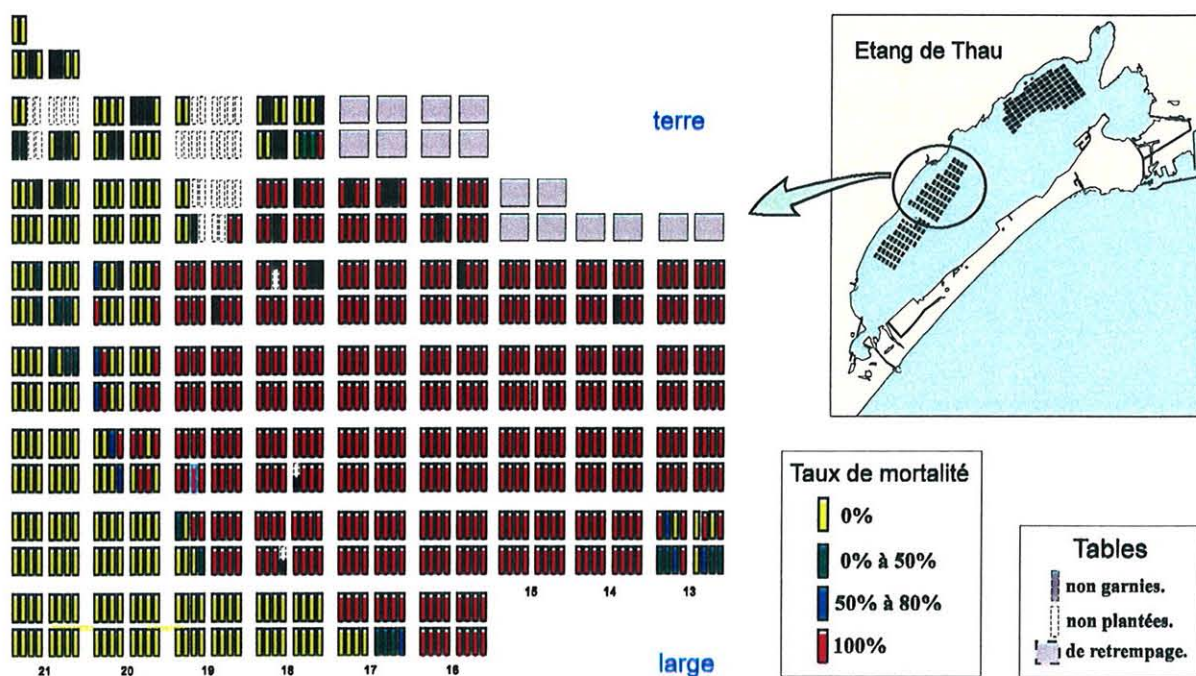


**Figure 9** : Répartition schématique des pourcentages d'oxygène dissous par rapport à la saturation aux stations 15 (zone Mèze: touchée par l'anoxie) et 5 (zone Bouzigues : non touchée).



### 3.4 Pertes de cheptel

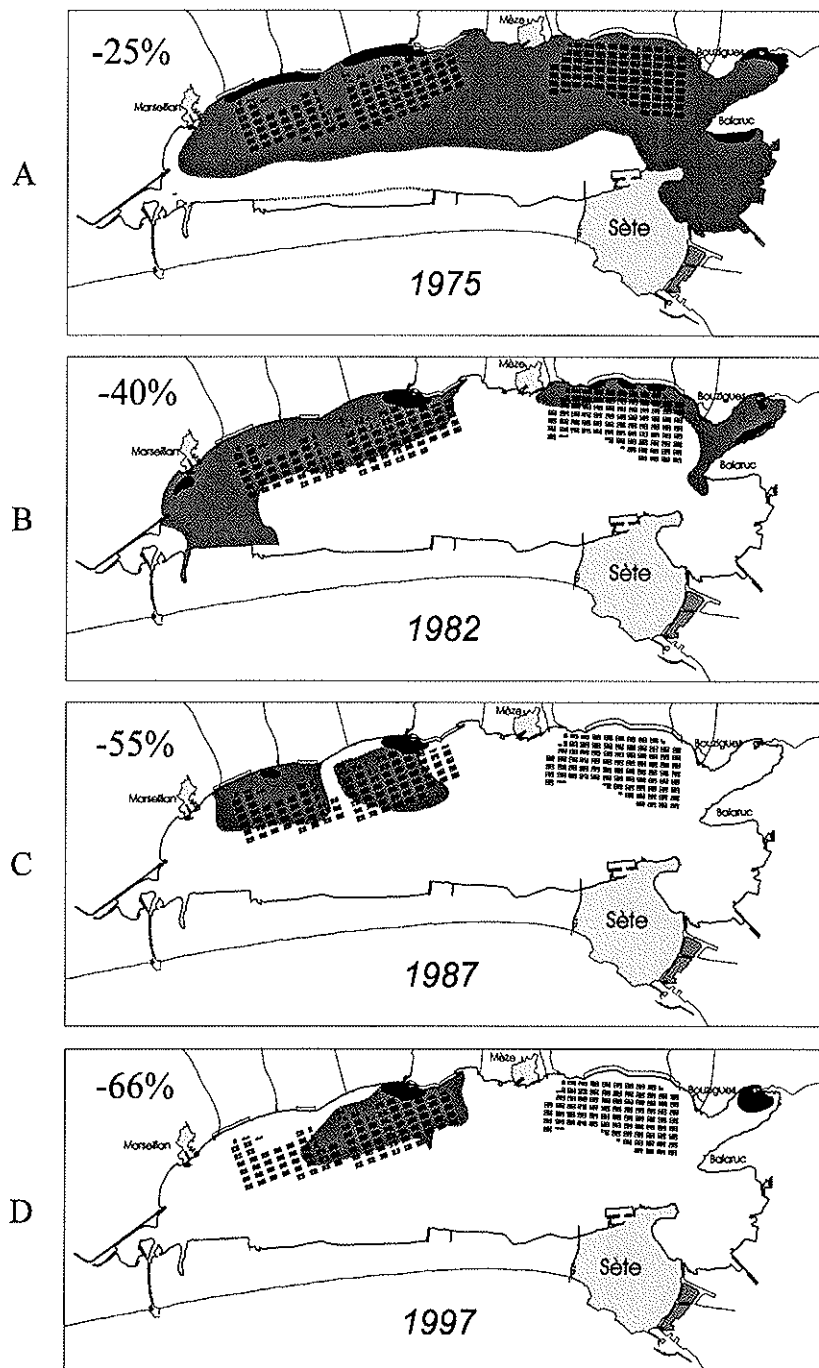
L'expertise des pertes a été faite table par table conjointement par les Affaires Maritimes et l'IFREMER (figure 10). Elle fait état de 489 tables touchées par la mortalité sur les 692 tables exploitées à cette date dont 472 subissent une perte de 100 %, essentiellement en huîtres creuses. Le tonnage perdu s'élève à environ 3 500 tonnes soit près du tiers de la production annuelle du bassin de Thau (12 000 tonnes).



**Figure 10** : Inventaire des mortalités sur la zone touchée par l'anoxie de l'été 1997. Chaque petit rectangle représente une table d'élevage (50 m x 12 m).

## 4. DISCUSSION

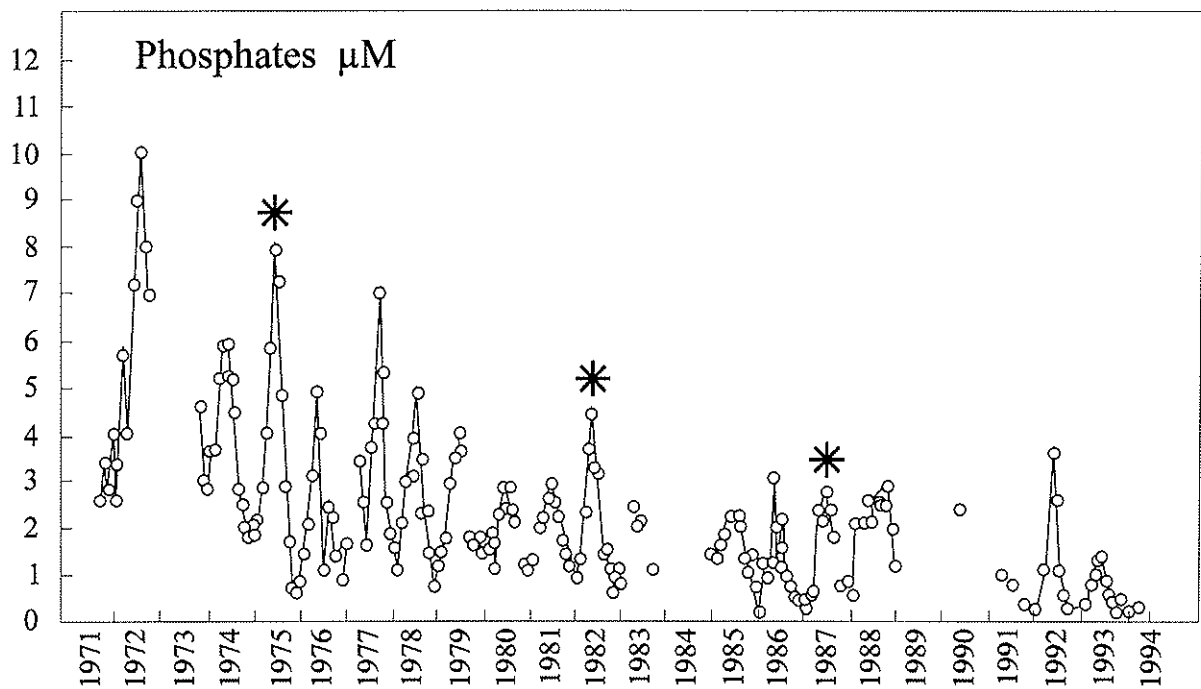
### 4.1 *Comparaison avec d'autres anoxies majeures*



**Figure 11** : Etendue des principales anoxies depuis 1975 (d'après FRISONI et CEJPA, 1989) et comparaison avec celle de 1997. Les secteurs en noir représentent les principaux foyers de départ et les zones critiques à forte accumulation d'algues. Les pourcentages indiquent le déficit de jours où les vents avaient une vitesse moyenne suffisante pour assurer la réoxygénation ( $>5 \text{ m s}^{-1}$ , voir page 15).



La première grande crise anoxique de 1975 a touché toutes les lagunes du Languedoc dont le bassin de Thau dans sa quasi totalité (figure 11 A). Les anoxies sont parties des fonds (HAMON, communication personnelle), en dépit d'un déficit en vent très inférieur à ceux enregistrés par la suite. A cette époque l'écosystème était largement eutrophisé (FRISONI et CEJPA, 1989) avec des sédiments très chargés en matière organique, que ce soit en dehors ou à l'intérieur des zones conchylicoles (KURC, 1960). L'anoxie de 1982 montre une régression des anoxies partant du fond. Les bords restent cependant des foyers importants, en particulier ceux influencés par les activités conchylicoles (figure 11 B). La crise anoxique de 1987 marque encore une diminution des zones atteintes qui partent du bord des zones de Mèze et Marseillan (figure 11 C). L'été 1997 constitue le record absolu en terme de déficit de vent mais la crise anoxique ne s'est propagée qu'à partir d'un seul foyer (figure 11 D). Il apparaît (à travers cette description) que le bassin de Thau montre une tendance décroissante à la crise anoxique en dépit de conditions météorologiques extrêmes. Cette tendance est à mettre en parallèle avec la diminution des concentrations en phosphates des eaux du bassin depuis 25 ans (figure 12). Les phosphates constituent un bon traceur de l'eutrophisation (SOUCHU et *al.*, sous presse) car leur libération dans l'eau par les sédiments est en relation directe avec la charge en matière organique reminéralisable (JENSEN et *al.*, 1995). Les aménagements entrepris sur le pourtour du bassin de Thau à partir de 1975, afin de diminuer les apports anthropiques (raccordement progressif des eaux usées aux stations d'épuration, développement des lagunages) ont significativement amélioré les conditions trophiques de la lagune. Au travers de cette description, il apparaît donc que le bassin de Thau montre globalement une sensibilité décroissante à la crise anoxique.



**Figure 12 :** Evolution mensuelle des concentrations de phosphates dans le bassin de Thau de 1975 à 1994. Les grandes crises anoxiques sont indiquées par des astérisques. (d'après SOUCHU *et al.*, 1998).

#### **4.2 Etat trophique du bassin de Thau en 1997**

A la différence des élevages de poissons, l'introduction d'activités conchylicoles n'est pas un facteur d'eutrophisation car aucun aliment n'est introduit dans l'écosystème et la récolte de grandes quantités de matière organique par le biais de la récolte constitue plutôt une perte de matière pour l'écosystème (FOLKE et KAUTSKY, 1989). Les structures conchylicoles du bassin de Thau ont cependant tendance à accroître la matière organique dans leur environnement sédimentaire (GILBERT *et al.*, 1997). Mais les zones conchylicoles en elles-mêmes n'ont jamais été des foyers de démarrage pour les anoxies (figure 11). De même, le tableau 2 confirme qu'en 1994 l'anoxie de fond dans la zone Est n'a pas simplement concerné la zone conchylicole de Bouzigues. Il n'en demeure pas moins que dans des conditions très exceptionnelles, comme celles de l'été 1997, les risques d'anoxie de bord existent toujours. Les observations sur le pourtour du bassin de Thau pendant la crise anoxique ont montré un certain nombre de foyers potentiels dans les secteurs situés à l'arrivée des principaux cours d'eau alimentés notamment par des eaux de lagunages. La dissémination de ces apports demeure donc insuffisante.

Le port conchylicole du Mourre blanc, qui draine 40% des activités de traitement de la récolte (Anonyme 1995), se comporte de façon récurrente comme un point de démarrage des anoxies (figure 11). Si l'on peut considérer que le bassin de Thau n'est plus eutrophisé et que les structures conchylicoles ne constituent pas un foyer d'anoxie en elles-mêmes, les activités liées à l'exploitation de la récolte sont quant à elles impliquées dans le démarrage des anoxies de bord. Dès leur extraction de l'eau, les huîtres et leurs nombreux épibiontes (ascidies, éponges, algues etc) perdent rapidement de grandes quantités d'eau. Ce jus de lessivage est chargé de matières en suspension qui viennent enrichir les fonds correspondant au trajet entre les tables d'exploitation et le port de rattachement. A ces micro-déchets, viennent s'ajouter d'autres plus gros provenant de la chute directe des épibiontes. La zone sédimentaire située entre les mas conchylicoles et les tables renferme un excès de matière organique dont la reminéralisation constitue un facteur de propagation de l'anoxie.

La récolte d'huîtres sur la côte Ouest du bassin de Thau comprend la collecte des déchets conchylicoles dans des bennes (20 000 tonnes par an au port du Mourre Blanc). Le traitement des déchets conchylicoles a été imparfait ces dernières années (Anonyme, 1995). Le premier système de ramassage dans des bennes n'évitait pas le ruissellement et le stockage de plusieurs milliers de tonnes de déchets derrière le port du Mourre Blanc posait et pose encore le problème du retour progressif d'eaux résiduaires dans la lagune par lessivage.

## **5. EVALUATION DE DIVERSES SOLUTIONS PROPOSEES**

### **5.1 Etablissement d'une « ceinture verte » autour du bassin conchylicole.**

On entend par « ceinture verte » la mise en oeuvre de procédés conduisant au rejet zéro de toute substance d'origine anthropique. La diminution des apports anthropiques dans le bassin de Thau depuis les années 70 peut être lue au travers des figures 11 et 12. Le programme OXYTHAU a notamment permis l'élaboration d'un bilan des stocks et des transferts d'azote dans le bassin de Thau. Les résultats montrent que la quantité de matières azotées extraites par la récolte (pêche, moules, huîtres, déchets de détrocage) représente plus de 60% des apports du bassin versant tels qu'ils sont estimés à l'heure actuelle (PICHOT et al., 1994). Les apports par le bassin versant sont donc nécessaires au maintien de la capacité de support du bassin de Thau pour la conchyliculture. Il n'y a donc pas lieu d'évoluer vers le rejet zéro.

## 5.2 Augmentation et/ou création d'ouvertures vers la mer

Depuis le XVII<sup>ème</sup> siècle, les lagunes de la côte languedocienne font l'objet d'aménagements sans lesquels elles se seraient comblées et n'existeraient plus. L'ouverture de passes vers la mer à travers les cordons dunaires (ou graus) sont nécessaires pour assurer le renouvellement des eaux marines. L'aménagement de ces ouvertures est délicate car il entraîne une situation hydrologique nouvelle qui se traduit par un changement dans les équilibres écologiques de ces écosystèmes. La lagune de Salses-Leucate constitue un exemple de « marinsation » ayant conduit à une baisse du potentiel biologique (production planctonique et halieutique) de l'espace lagunaire (BOURQUARD et QUIGNARD, 1984).

Les eaux du bassin de Thau ont des caractéristiques biogéochimiques différentes de celles rencontrées dans les eaux méditerranéennes extérieures (SOUCHU et *al.*, 1997). Le phosphore est le premier facteur limitant de la production primaire dans les eaux méditerranéennes extérieures (THINGSTAD et RASSOULZADEGAN, 1995), alors que dans le bassin de Thau c'est l'azote qui contrôle cette production (PICOT et *al.*, 1990). Les eaux du bassin de Thau produisent des espèces phytoplanctoniques non rencontrées en mer (COURTIES et *al.*, 1996) et ne permettent pas le développement de cyanobactéries (VAQUER et *al.*, 1997) ou de dinoflagellés toxiques présents en mer et qui peuvent empêcher la consommation momentanée d'huîtres. Le bassin de Thau n'est donc pas « un milieu marin, très proche des eaux littorales » (BARNABE, 1990) mais un écosystème original possédant un fonctionnement écologique propre qui permet l'élevage d'huîtres à des taux de croissance élevés (réseau REMORA). Cette forte productivité tient aux caractéristiques des lagunes méditerranéennes qui reçoivent de grandes quantités de lumière. Le phytoplancton peut se développer toute l'année au rythme des apports d'eaux douces riches en sel nutritifs. Du fait de la faiblesse de ses fonds et de son hydrodynamisme, le bassin de Thau se comporte comme un piège à sels nutritifs ; ces sels peuvent être exploités plusieurs fois de suite par le recyclage efficace de la matière organique à l'interface eau-sédiment. L'augmentation des échanges avec le milieu extérieur par l'augmentation et/ou la création d'ouvertures vers la mer proposées par BARNABE (1990) a pour objectif une diminution du temps de résidence de la masse d'eau du bassin de Thau. Cet aménagement induirait de façon inéluctable une baisse de la production planctonique avec pour conséquence probable celle de la production conchylicole. La forte volonté politique de donner une vocation conchylicole au bassin de Thau (conclusion du Schéma de Mise en Valeur de la Mer) fait considérer l'ouverture de

graus comme une « expérimentation hasardeuse ». Enfin, les modèles de circulation de l'IFREMER (DEL, Brest) montrent qu'une simple ouverture supplémentaire vers l'extérieur ne suffirait pas à la réoxygénation des eaux de fond. Le problème des anoxies de bord ne serait pas non plus résolu.

### **5.3 Oxygénation des eaux**

L'oxygénation des eaux par un simple bullage d'air dans la colonne d'eau est une des premières solutions qui vient à l'esprit. L'injection d'air dans la colonne d'eau est proposée par des entreprises qui interviennent dans des milieux fermés comme les lagunages et quelquefois dans des mares et des petits étangs. L'application de cette technique aux eaux du bassin de Thau entraînerait le mélange entre les eaux riches en sulfures et celles contenant de l'oxygène. La dispersion des sulfures dans les zones conchylicoles conduirait à des empoisonnements supplémentaires dans les élevages jusque là préservés de l'anoxie. Ce problème se poserait moins en agissant, dès le départ, sur des petits foyers de démarrage des anoxies mais les risques de dispersion des sulfures dans des secteurs non atteints demeureraient. De plus, cette solution coûteuse ne réglerait pas le problème à son origine.

## **6. RECOMMANDATIONS**

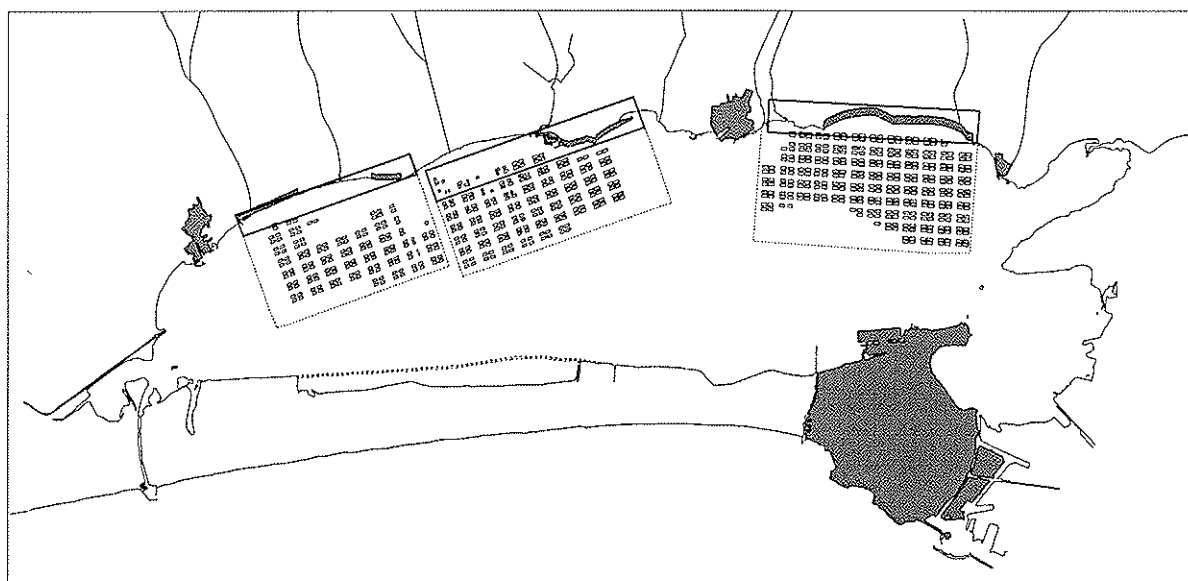
### **6.1 Réseau de surveillance**

S'il est difficile de prévoir de façon précise où et quand peut se déclencher une crise anoxique, les périodes de l'été, caractérisées par une absence prolongée de vent, doivent entraîner la vigilance de toutes les parties concernées. Dans cet objectif, le traitement en temps réel par acquisition journalière des données météorologiques et leur compilation par un programme informatique serait possible pour faire apparaître les périodes critiques pour la lagune. Cette action n'est envisageable qu'avec les modélisateurs car elle doit prendre en compte à la fois les paramètres du milieu (profondeur, concentration en matière organique dans les sédiments), les paramètres météorologiques (ensoleillement, vent) et les paramètres hydrodynamiques. Cette veille automatique des conditions climatiques pourrait donner l'alerte, entraînant le suivi accru des concentrations d'oxygène dissous dans les secteurs à risque et une surveillance aérienne.

## 6.2 Actions à entreprendre au niveau des zones conchylicoles

### 6.2.1 Modification de la répartition des tables

Les pertes massives d'huîtres dans le bassin de Thau proviennent d'une anoxie de bord qui se propage ensuite vers les zones conchylicoles. Ce phénomène de propagation pourrait être réduit en élargissant la zone comprise entre les tables et les bords du bassin (zone encadrée en trait plein de la figure 13). Ce recul des zones conchylicoles devrait être accompagné du retrait de toutes les structures « sauvages » non répertoriées sur le cadastre (tables de retrempage, tables antérieures au remembrement, portiques de bois etc) qui constituent autant de relais pour l'anoxie entre les bords et les tables conchylicoles. La portion de lagune comprise entre les tables et les bords du bassin, ainsi que celle comprenant les tables (zone encadrée en pointillés de la figure 13) devraient être considérées par les professionnels comme une zone sanctuaire où le rejet direct de tout déchet conchylicole serait proscrit. La séparation des zones de Mèze et de Marseillan par un secteur « pare feu » limiterait les risques de propagation dans les secteurs conchylicoles.



**Figure 13 : Localisation des zones à réaménager dans le bassin de Thau.**

### 6.2.2 Réduction des densités en élevage

D'une manière générale, tout confinement est un facteur favorable pour la naissance et l'extension des anoxies. Sans pouvoir le quantifier, on peut concevoir que les fortes densités d'élevage peuvent être un facteur aggravant. En effet, les cordes suspendues forment de véritables rideaux qui diminuent la pénétration de l'eau au sein des tables et une charge

excessive à ce niveau est certainement préjudiciable. Cela rejoint le problème de la croissance et de la qualité des huîtres qui doit également varier sensiblement en fonction des densités en élevage, aussi bien au niveau local, à l'intérieur d'une table, qu'à un niveau plus large sur une zone entière. Il existe peu de données précises pour quantifier cette influence de la densité et le laboratoire de Palavas doit s'investir sur ces questions dans les deux ou trois prochaines années. En attendant, les professionnels, forts des recommandations de l'IFREMER, ont préconisé la pratique d'un nombre raisonnable de cordes par perches qui leur semble concilier les impératifs biologiques et économiques. Le nombre de 10 cordes par perche a été avancé, ce qui implique de ne pas dépasser 1000 cordes par table. L'échantillonnage des stocks réalisé en été 1997 indique que le nombre de 1000 cordes par table est bien souvent dépassé dans les trois zones d'élevage (BUESTEL et al., non publié). Une diminution des charges en élevage aurait l'avantage de diminuer les causes d'extension de l'anoxie tout en améliorant la qualité des produits.

Au regard des anoxies partant du fond, la longueur des cordes doit être limitée afin d'assurer un espace libre entre le bas de la corde et le fond, spécialement en zone de Bouzigues. Cette politique d'éloignement du fond permettrait également de lutter contre la prédation des bigorneaux perceurs.

Les propositions servant de point de départ à cette réflexion sont les suivantes :

- Limitation du nombre maximum de cordes par perche variant de 8 à 12 selon la richesse des zones concernées.
- Limitation de la hauteur des cordes pour laisser un espace libre au-dessus du fond, variable selon la bathymétrie des différentes zones, avec un minimum de 50 cm sur les petits fonds et de 3 m sur les plus grands fonds.

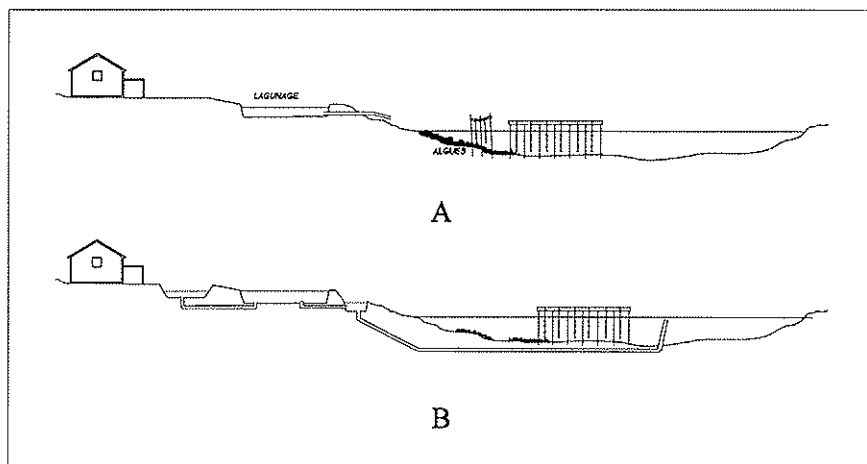
### 6.2.3 Entretien des fonds sous les tables et autour des zones conchylicoles

Comme il a été vu précédemment, les zones conchylicoles ne constituent pas en elles-mêmes des points de départ des crises anoxiques. De plus, les sédiments sous-jacents constituent une interface indispensable pour le recyclage des biodépôts. Les flux benthiques de sels nutritifs sont à leur maximum en été et peuvent supporter plus de 80% de la production primaire (MAZOUNI et al. 1996) à une période où les apports par les pluies sont faibles (lessivage du bassin versant). Dans l'évolution actuelle de l'écosystème, le prélèvement entier ou partiel des vases conchylicoles induirait l'abaissement de sa capacité à produire du plancton. En revanche l'étude de TOURNIER et al. (1989) sur le dévasement des tables conchylicoles a mis en évidence la présence de matériel lourd coulé (épaves, parpaings,

perches, poches, amas de coquilles reliées par une corde ou un filet tubulaire, etc...). Ces objets constituent autant de substrats durs pour les épibiontes (dont les bigorneaux perceurs) qui viennent accroître le stock de matières organiques brutalement reminéralisables dans les fonds.

### **6.3 Aménagement des apports du bassin versant**

Comme il a été vu précédemment, une partie des apports du bassin versant est nécessaire au maintien de la conchyliculture dans le bassin de Thau. Depuis les années 70, les eaux usées sont progressivement raccordées à des stations de lagunage. Les eaux épurées sont ensuite rejetées dans les ruisseaux ou directement dans le bassin de Thau (figure 3). Durant les années 90, les équipements sont insuffisants et les bassins de lagunage souvent saturés (Anonyme, 1992). Il est cependant raisonnable d'espérer une amélioration de la situation dans les années à venir comme la connection des bâtiments conchylicoles au réseau de lagunage. Il n'en demeure pas moins que ces rejets, même lorsqu'ils proviennent de lagunages, sont mal disséminés et insuffisamment épurés. Le concept de rejeter en mer les effluents du bassin versant s'applique aux « étangs Palavasiens » parce qu'ils sont destinés à une exploitation restreinte de par leur profondeur. Pour les lagunes plus profondes possédant un potentiel conchylicole, un schéma différent doit être envisagé (figure 14). Le passage des effluents anthropiques par les lagunes exploitées exige une épuration efficace (abattement maximum de la matière organique). La dissémination des effluents dans des secteurs privilégiant leur dispersion favoriserait la production planctonique au détriment de la production primaire benthique. Cet aménagement contribuerait à la diminution des développements de macroalgues sur les bords du bassin et donc au risque d'anoxie.



**Figure 14** : Schéma de principe pour une dissémination efficace des apports issus du bassin versant. A : situation actuelle ; B : principe envisageable.



## 7. CONCLUSION

La crise anoxique de 1997 observée dans le bassin de Thau a eu pour cause un processus d'eutrophisation localisé sur une partie des bords occupés par des activités de lagunage et de traitement de la récolte conchylicole. Les conditions climatiques exceptionnelles qui ont régné pendant l'été ont entraîné des anoxies de bord se propageant dans les zones conchylicoles et provoquant des pertes importantes dans le cheptel. Elles ont cependant permis de mettre en évidence la nécessité d'éloigner les tables conchylicoles des bords eutrophisés, d'assurer l'entretien des secteurs exploités et de respecter des densités d'élevages. Il est aussi apparu un certain nombre de dysfonctionnements dans la chaîne de traitement de la récolte. Le recyclage des déchets conchylicoles doit encore être optimisé.

Le bassin de Thau ne peut plus être considéré comme eutrophisé dans son ensemble. Les apports du bassin versant ne sont pas uniquement une source d'eutrophisation mais une composante essentielle au maintien de la production conchylicole du bassin de Thau. Un couplage efficace entre lagunage et conchyliculture implique une épuration optimale et la dissémination des rejets dans l'ensemble du bassin. Ces aménagements doivent faire l'objet d'une réflexion approfondie au niveau des différentes instances concernées de façon à proposer le plus rapidement possible une politique simple, compréhensible et applicable.

## Références

- AMINOT A. 1983. Dosage de l'oxygène dissous. In: AMINOT A, CHAUSSEPIED M eds  
Manuel des analyses chimiques en milieu marin CNEXO, France, 5:75-92.
- ANONYME. 1992. Bassin de Thau - Inventaire des foyers de pollution. *Rapport SIEE* pour  
*CEMAGREF* pp. 110.
- ANONYME. 1994. Port conchylicole du Mourre Blanc. Evaluation du traitement des  
effluents conchylicoles sur un installation expérimentale. *Rapport SIEE pour la*  
*Préfecture de Région Languedoc-Rousillon* pp. 51.
- ANONYME. 1995. Etude sur la collecte des déchets conchylicoles dans l'étang de Thau.  
*Rapport TECHNORGA Ingénierie pour CEPRALMAR*. 2 tomes : 35 et 55 pp.
- AMANIEU M., BALEUX B., GUELORGET O., MICHEL P. 1975. Étude biologique et  
hydrologique d'une crise dystrophique (Malaïgue) dans l'étang du Prévost à Palavas  
(Hérault). *Vie Milieu* 25:175-204.
- BARNABE G. 1990. Proposition d'aménagement de l'étang de Thau. *Aqua Revue*. 29:27-32.
- BOURQUARD C., QUIGNARD JP. 1984. Le complexe de pêche de Salses-Leucate :  
bordigue et barrages de poissons. *La pêche Maritime*. 1272:151-159.
- CAUMETTE P. 1978. Participation des bactéries phototrophes sulfo-oxydantes dans le  
métabolisme du soufre en milieu lagunaire méditerranéen (Etang du Prévost). Etude  
des crises dystrophiques (Malaïgues). *Thèse Univ. Montpellier* pp. 171.
- CAUMETTE P., BALEUX B. 1980. Etude des eaux rouges dues à la prolifération des  
bactéries photosynthétiques sulfo-oxydantes dans l'étang du Prévost, lagune saumâtre  
méditerranéenne. *Mar. Biol.* 56:183-194.
- COURTIES C., VAQUER A., TROUSSELLIER M., LAUTIER J., CHRETIENNOT-DINET  
MJ., NEVEUX J., MACHADO C., CLAUSTRE H. 1994. Smallest eukaryotic  
organism. *Nature* 370:255.
- FOLKE C., KAUTSKY N. 1989. The role of ecosystems for a sustainable development of  
aquaculture. *Ambio* 18:234-243.
- FRISONI GF., CEJPA AM. 1989. La malaïgue dans les étangs littoraux du Languedoc-  
Roussillon. *Rapport Cevalmar* pp. 48.

- GARRABE M. 1990. Evaluation des effets d'une pollution lagunaire. Le cas de la malaïgue de l'été 1987 sur l'étang de Thau en Languedoc-Roussillon. *Revue de l'Economie Méridionale* 151:3-25.
- GERBAL M., VERLAQUE M. 1995. Macrophytobenthos de substrat meuble de l'étang de Thau (France, Méditerranée) et facteurs environnementaux associés. *Oceanol. Acta* 18:557-571.
- GILBERT F., SOUCHU P., BIANCHI M., BONIN P. 1997. Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonium and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, France. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 151:143-153.
- JENSEN HS., MORTENSEN PB., ANDERSEN FØ., RASMUSSEN E, JENSEN A. 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnol. Oceanogr.* 40:908-917.
- KURC G. 1961. Foraminifères et ostracodes de l'étang de Thau. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.* 25(2) 133-247.
- LEMOALLE J., MILLET B. 1987. Programme Ecothau. Observations météorologiques sur l'étang (1986, 1987). *Rapport Ronéo Ecothau*.
- MAZOUNI N., GAERTNER JC., DESLOUS-PAOLI JM., LANDREIN S., GERINGER D'OEDENBERG M. 1996. Nutrient and oxygen exchanges at the water-sediment interface in a shellfish farming lagoon (Thau, France). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 205:91-113.
- MILLET B. 1989. Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau). *Oceanol. Acta* 12:37-46.
- PICHOT P., XIMENES MC., DESLOUS-PAOLI JM., JUGE C. 1994. Bilan de l'azote et du phosphore dans le système bassin versant-lagune de Thau. Rapport Int. DEL/94.11/Sète pp. 84.
- PICOT B., PENA G., CASELLAS C., BONDON D., BONTOUX J. 1990. Interpretation of the seasonal variations of nutrients in a Mediterranean lagoon: étang de Thau. *Hydrobiologia* 207:105-114.
- RODEN EE., TUTTLE JH. 1992. Sulfide release from estuarine sediments underlying anoxic bottom water. *Limnol. Oceanogr.* 37:725-738.

- SOUCHU P., GASC A., CAHET G., VAQUER A., COLLOS Y., DESLOUS-PAOLI J.-M. 1997. Biogeochemical composition of Mediterranean waters outside Thau lagoon. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44:275-284.
- SOUCHU P., GASC A., VAQUER A., COLLOS Y., TOURNIER H., BIBENT B., DESLOUS-PAOLI J.M. 1998 . Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France). *Mar. Ecol Prog. Ser.* 164 : 135-146.
- THINGSTAD, TF., RASSOULZADEGAN F. 1995. Nutrient limitation, microbial food webs, and "biological C-pumps": suggested interactions in a P-limited Mediterranean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 117:229-306.
- TOURNIER H., HAMON PY., ARNAUD P. 1979. Développement de la malaïgue en 1975 dans l'étang de Thau. *Rapport. Comm. Int. Mer Médit.* 25-26./03 pp. 103-104.
- TOURNIER H., LASRAM A., PICHOT Y. 1989. Dévasement expérimental des tables conchylicoles dans l'étang de Thau. *Rapport Int. IFREMER. DRV* pp. 63.
- TOURNIER H., AUDABRAM D., LANDREIN S., DESLOUS-PAOLI JM. 1990. L'oxygène dans l'étang de Thau. Contribution à l'étude du risque de « malaïgue ». *Rapport Int. IFREMER DRO. 90.02.LEM/Sète* pp. 27.
- TUTTLE JH., JONAS RB., MALONE TC. 1987. Origin, development and significance of Chesapeake Bay anoxia. *in* Contaminant problems and management of living Chesapeake Bay resources. S.K. Majumbar et al. Eds. Pennsylvania Academic Sci. pp. 442-472.
- VAQUER A., TROUSSELLIER M., COURTIES C., BIBENT B. 1997. Standing stock and dynamics of picophytoplankton in the Thau lagoon (northwest Mediterranean coast). *Limnol. Oceanogr.* 41:1821-1828.
- WEISS RF. 1970. The saturation of nitrogen, oxygen, and argon in water and sea water. *Deep Sea Research* 17:721-735.