

Découvrez un ensemble de documents, scientifiques ou techniques,
dans la base Archimer : <http://www.ifremer.fr/docelec/>

ifremer

Michel MERCERON

DERO - 87 . 14 – EL

Juillet 1987

**Mortalités de poissons en
baie de Vilaine (Juillet 1982)
Causes - Mécanismes -
Propositions d'action**

25722
2001

Fluoo
MER
M

IFREMER
Centre de BREST
S.D.P.
B.P. 70
29263 PLOUZANE
Tél. : 98.22.40.40
Télex 940 627

DIRECTION ENVIRONNEMENT
ET RECHERCHES OCEANIQUES

DEPARTEMENT ENVIRONNEMENT LITTORAL

AUTEUR(S) : MERCERON M.		CODE : N° <u>DERO-87-14-EL</u>
TITRE MORTALITES DE POISSONS EN BAIE DE VILAINE (juillet 1982) CAUSES - MECANISMES - PROPOSITIONS D'ACTION		Date : Juillet 1987 Tirage nb : 150 Nb pages : 100 Nb figures : 58 Nb photos :
CONTRAT (intitulé) N° _____		DIFFUSION Libre <input checked="" type="checkbox"/> Restreinte <input type="checkbox"/> Confidentielle <input type="checkbox"/>

RESUME : La mortalité massive de poissons survenue en juillet 1982 en baie de Vilaine est due à un déficit en oxygène très prononcé des eaux de fond de la baie. Ce déficit fut provoqué par la fragilité chronique de cette zone, associée à une séquence météorologique exceptionnelle. L'endémisme de déficits partiels d'oxygène a été mis en évidence. Ceux-ci pourraient être économiquement plus importants que l'anoxie de 1982. Des actions de prévention et d'alerte sont proposées.

ABSTRACT : The massive fish kill which occurred in July 1982 in the bay of Vilaine was caused by a pronounced oxygen deficit in the bottom waters of the bay. This deficit was due to the chronic fragility of the bay associated with an uncommon meteorological sequence. The endemic character of partial oxygen deficits was proved. From an economic point of view, these deficits could be more important than the 1982 event. Preventive and monitory actions are proposed.

Mots-clés : Mortalité de poisson, eaux côtières, déficit en oxygène, prolifération planctonique, stratification, facteurs météorologiques, estuaire, barrage, Bretagne.

Key words : Fish kill, coastal waters, oxygen depletion, phytoplankton, stratification, meteorological factors, estuary, dam, Brittany (France).



Ifremer Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

40207

IFREMER-SDP
Centre de BREST
Bibliothèque
B.P 70-29263 PLOUZANE

SOMMAIRE

Page

ABREGE (pages 1 à 10)

<u>AVANT PROPOS</u>	11
<u>INTRODUCTION</u>	12
I - <u>CADRE PHYSIQUE ET BIOLOGIQUE</u>	14
a) Bassin versant	
b) Estuaire et barrage	
c) Baie	
II - <u>EVENEMENT ANOXIQUE DE JUILLET 1982</u>	18
a) Description	
b) Cause directe	
c) Mesures contemporaines de l'événement	
III - <u>PRINCIPALES ETUDES SECTORIELLES</u>	22
IV - <u>SCHEMA CAUSAL</u>	24
A) <u>GENERALITES</u>	24
B) <u>CONSOMMATION D'OXYGENE</u>	25
a) <u>Facteurs de consommation d'oxygène</u>	25
1) Comparaison des consommations "constantes" de l'eau et du sédiment	
2) A propos de la consommation de type exponentiel par le sédiment	
b) <u>Facteurs de consommation par l'eau</u>	27
1) Influence comparée de la matière organique provenant de la Vilaine et de celle produite sur place ...	27
1.1. Etat eutrophe de la Vilaine	
1.2. Comparaison des flux d'azote minéral et d'azote organique de la Vilaine	
1.3. Comparaison du flux d'azote organique de Vilaine avec le stock de matière organique (phytoplancton) <u>in situ</u>	
1.4. Comparaison du flux de matière organique de la Vilaine avec le stock de matière organique inerte sous la pycnocline.	
2) Influence comparée de la dégradation de la matière organique produite sur place et de la respiration du phytoplancton et du zooplancton.	32

c) <u>Facteurs de respiration du phytoplancton</u>	34
1) Facteurs d'abondance du phytoplancton	34
1.1. Destratification après un bloom	
1.2. Développement de phytoplancton localisé au fond	
2) Facteurs de diminution de l'éclairement au fond .	37
2.1. Observations visuelles	
2.2. Généralités	
2.3. Observations au luxmètre et au disque de Secchi	
2.4. Influence des positions relatives de la pycnocline et de la profondeur de compensation sur l'oxygène dissous.	38
2.5. Rôle possible des matières en suspension	
2.6. Rôle possible de l'auto ombrage du phytoplancton	41
2.6.1. Aspect théorique	
2.6.2. Mesures de chlorophylle (1985) - Teneurs potentielles	
2.6.3. Estimation des teneurs de chlorophylle potentiellement atteintes en juillet 1982	
2.6.4. Aspect cinétique (juillet 1982)	
2.6.5. Illustration de notre hypothèse - enregistrement d'avril 1984	
d) <u>Blooms phytoplanctoniques et nutriments</u>	48
1) Evolution des apports d'azote	49
2) Evolution des apports de phosphore	51
3) Facteurs limitant la production primaire	51
3.1. Rapport N/P	
3.2. Etude spécifique	
C) <u>STRATIFICATION</u>	52
a) <u>Facteurs générant la stratification (échauffement- dessalure)</u>	52
b) <u>Facteurs de dessalure (Loire et/ou Vilaine)</u>	54
1) Evolution comparée des débits de l'époque	54
2) Traçage des eaux de la Loire et de la Vilaine par flotteurs	55
3) Modalités d'une influence possible des eaux de Loire en baie de Vilaine	56
3.1. Données bibliographiques	
3.2. Observations de terrain	
3.2.1. Devant la Loire	
3.2.2. A l'île de Houat	
3.3. Télédétection	
c) <u>Facteurs de débits élevés de la Vilaine</u>	58
1) Estimation de la dessalure de juillet 1982	58
2) Précipitations	58
3) Gestion du barrage d'Arzal	59
4) Modernisation de l'agriculture	59

d) <u>Facteurs de diminution du mélange estuarien</u>	60
e) <u>Facteurs de destratification (courant-agitation)</u> ...	61
1) Courants	62
2) Agitation de l'eau	62
2.1. Nos observations	
2.2. En juillet 1982	
2.3. Facteurs de l'agitation	
V - <u>SCENARIO</u>	64
a) <u>Baie de Vilaine - Juillet 1982</u>	64
b) <u>Autres exemples</u>	65
1) New-York Bight	
2) Louisiane	
3) Autres sites	
VI - <u>CAUSES PREMIERES</u>	68
a) <u>Causes d'ordre structurel</u>	68
1) Origine naturelle	
1.1. Baie de Vilaine	
1.2. Bassin versant	
2) Origine anthropique	
2.1. Modernisation de l'agriculture	
2.2. Existence du barrage d'Arzal	
2.3. Augmentation de l'urbanisation	
b) <u>Causes d'ordre aléatoire</u>	69
Origine météorologique	
VII - <u>PROBABILITE DE L'EVENEMENT - SON IMPORTANCE RELATIVE</u> ..	70
a) <u>Probabilité</u>	70
b) <u>Impact sur le zoobenthos</u>	71
c) <u>Importance relative de l'anoxie de juillet 1982</u> ...	71
VIII - <u>PROPOSITIONS D'ACTIONS TECHNIQUES</u>	74
a) <u>Actions de prévention</u>	74
1) Lutter contre la stratification	74
2) Lutter contre la production de phytoplancton	76
2.1. Diminution des flux d'azote de la Vilaine	
2.2. Diminution des flux de phosphore de la Vilaine	78
2.2.1. Estimation de l'importance relative des	
origines	
2.2.2. Avantages du modèle d'eutrophisation de la	
Vilaine	
2.2.3. Phosphore des lessives	
2.2.4. Relargage sédimentaire	
2.2.5. Estimation de l'impact d'une	
déphosphatation des effluents urbains.	82
2.2.6. Lacunes	

moment des déficits partiels d'oxygène dissous, nous donne un degré de confiance élevé dans la détermination des causes et des processus à laquelle nous sommes parvenus. L'argumentation des choix successifs constitue la majeure partie de ce rapport.

Les résultats de cette démarche sont résumés dans le scénario des événements ayant la probabilité maximum (fig. 54).

Les premières mortalités ont été constatées le 27 juillet 1982. Douze jours auparavant (le 15.7), le débit de la Vilaine était passé de 3 à $73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à la suite d'importantes précipitations sur le bassin versant (débit moyen annuel : $68 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Le débit s'est ensuite stabilisé à $25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ durant quelques jours. Au cours de cet épisode la mer est restée très faiblement agitée durant deux jours, et une stratification verticale de densité a dû alors s'instaurer. L'éclairement important et la température de surface de cette époque, ainsi que la stratification et les apports nutritifs dus à ces débits ont probablement provoqué un développement phytoplanctonique intense ("bloom") en surface. L'augmentation de l'agitation de la mer qui a suivi aura provoqué un mélange vertical de la masse d'eau, augmentant sans doute la teneur en phytoplancton du fond. Puis le débit de la Vilaine a repris une valeur d'étiage ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) tandis que la mer est redevenue très faiblement agitée (état 2 à Belle-Ile).

Puis, le 22.7, le débit de la Vilaine augmente considérablement, à la suite de précipitations orageuses particulièrement intenses. Ces débits très élevés pour la saison persisteront durant cinq jours ($77 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en moyenne). La mer était très faiblement agitée et cet état, qui a persisté jusqu'au 4 août, a dû permettre l'instauration et la persistance d'une stratification très marquée. Celle-ci aura empêché la réoxygénation des eaux de fond à partir de la surface. Les conditions étaient à nouveau réunies pour qu'un "bloom" phytoplanctonique superficiel se déclenche, mais cette fois avec une ampleur et une intensité supérieures, vu la quantité d'apports nutritifs en jeu et la présence d'un inoculum important de cellules phytoplanctoniques. L'observation visuelle d'eau colorée en baie de Vilaine le 25.7 conforte cette hypothèse.

Cette deuxième prolifération superficielle particulièrement intense et brutale aurait fortement limité l'éclairement de la colonne d'eau, au point de faire remonter le niveau de compensation* au-dessus de la pycnocline **. De ce fait, le phytoplancton issu du premier bloom et situé au fond se serait trouvé dans l'incapacité de produire de l'oxygène par photosynthèse et aurait au contraire consommé très rapidement l'oxygène par sa respiration. Il est également possible que la consommation d'oxygène au fond ait été due en partie à un début de dégradation des cellules phytoplanctoniques d'origine superficielle ou locale. La consommation d'oxygène au niveau du sédiment, quant à elle, n'aurait été que marginale. Ce processus se serait déroulé durant plusieurs jours, et aurait été amplifié par la décomposition des premiers organismes morts. Le 4 août, le forcissement de l'état de la mer a dû détruire la stratification et permettre le réapprovisionnement en oxygène du fond à partir de la surface.

En 1984, nous avons pu enregistrer dans la baie le déroulement de ce processus qui heureusement n'atteint pas l'intensité de 1982 (fig. 27). Il se caractérise par une évolution contraire des teneurs en oxygène dissous de part et d'autre de la pycnocline. Selon le sens d'évolution, ceci traduit une abondance plus ou moins grande de phytoplancton en surface, et un éclairement suffisant ou non du phytoplancton présent au fond.

* Niveau de compensation : celui où l'éclairement est diminué au point que l'oxygène produit par la photosynthèse ne fait que "compenser" l'oxygène consommé par la respiration.

** Pycnocline : couche assez mince ayant un gradient de densité important et qui marque la séparation entre la couche supérieure en relation avec l'atmosphère et la couche inférieure ainsi isolée.

L'examen des causes premières de cette anoxie et des déficits partiels d'oxygène que nous avons pu constater postérieurement fait ressortir plusieurs points. Le premier est une fragilité naturelle du milieu. Celle-ci est due au confinement trop important du milieu récepteur et à ses trop faibles capacités dispersives, par rapport à l'importance du bassin versant. Dans la baie de Vilaine, la vitesse des courants est faible ($0,5 \text{ m.s}^{-1}$ au maximum) ; leur résiduelle est également faible et dépend principalement du vent. Ceci induit des temps de séjour minimum de quelques jours, qui peuvent être beaucoup plus longs. De plus, les îles et les hauts fonds situés au large constituent des écrans hydrodynamiques qui contribuent à allonger la durée de vie des situations stratifiées générées par les apports d'eau douce. La nature schisteuse du sous-sol du bassin versant tend à augmenter la brutalité des crues et par conséquent la stratification en estuaire et en baie.

Cette fragilité intrinsèque du milieu a été accrue par des modifications induites par l'homme. L'intensification des apports azotés et l'augmentation de l'écoulement superficiel due aux drainages de prairies humides, aux suppressions de talus et à différentes compactations lors des labours, contribuent à l'augmentation de la production primaire et à la stratification en mer. Par ailleurs, il est indéniable que l'existence même du barrage d'Arzal est un facteur de fragilisation. En réduisant l'estuaire au cinquième de sa longueur primitive, ce barrage a provoqué le déplacement en baie des fonctions estuariennes consommatrices d'oxygène (minéralisation de la matière organique et nitrification) ; il a également contribué à renforcer le caractère naturellement stratifié de l'estuaire, et à favoriser le confinement en surface des blooms de phytoplancton dans la baie. Enfin, il est probable que l'augmentation de l'urbanisation depuis plusieurs décennies a contribué à accroître les apports de phosphore (évolution des habitudes d'hygiène, augmentation du nombre de machines à laver, augmentation des raccordements au réseau de collecte des eaux usées, etc).

A ces facteurs d'ordre structurel, s'ajoute l'impact de facteurs météorologiques, dont l'importance est déterminante : fortes précipitations estivales, faiblesse des vents et, plus accessoirement, faiblesse des coefficients de marée. Le déclenchement du phénomène d'anoxie de juillet 1982 a été très probablement provoqué par une séquence météorologique très inhabituelle, c'est-à-dire des précipitations orageuses très importantes associées à - et suivies de - une période de très faible agitation de la mer.

L'éventualité de l'influence de deux autres facteurs a été fréquemment évoquée peu après l'anoxie de 1982, respectivement, par des professionnels de la pêche et par des élus. Il s'agissait du barrage d'Arzal en général (un terme impliquant à la fois son existence et son mode de fonctionnement), et d'autre part des intrusions possibles en baie de Vilaine d'eau douce en provenance de la Loire.

En ce qui concerne le barrage d'Arzal, nous venons de voir que sa présence constitue indubitablement un des facteurs de fragilisation du système. En revanche, sa gestion lors des événements ne nous semble pas devoir être mise en cause. Les contraintes techniques de la gestion de la retenue et des vannes ne laissent qu'une liberté de manoeuvre très restreinte lors des débits soutenus. La très faible capacité de rétention de l'ouvrage implique la nécessité de lâcher rapidement, en cas de débits naturels élevés, pour éviter les inondations de certains quartiers de Redon et des marais de la région, récemment récupérés par l'agriculture. Une modulation optimisée des lâchers, à supposer qu'elle eût été possible à l'époque, n'aurait sans doute apporté qu'un bénéfice très limité à la situation du moment, en comparaison de l'impact des autres facteurs.

La question de l'intrusion des eaux de la Loire en baie de Vilaine a fait également l'objet d'investigations. Il en ressort les points suivants :

- des eaux déssalées par les apports de la Loire ont été observées à plusieurs reprises en baie de Vilaine, mais seulement à l'ouest du méridien passant par Pénérf ;

- différentes observations incitent à penser que les eaux de la Loire concernées sortent de l'estuaire en direction du nord-ouest vers le large, puis qu'à partir de la zone des îles d'Houat et d'Hoëdic elles sont susceptibles de s'orienter vers l'est et le nord-est pour rentrer en baie de Vilaine ;

- le chenal de l'estuaire de la Loire où transitent ces eaux n'est alimenté de façon significative que pour des débits naturels de la Loire de plus de $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$;

- de tels débits sont habituels en dehors de la période d'étiage (débit annuel moyen = $915 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ;

- en juillet 1982, les débits de la Loire ont été inférieurs à $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ($< 200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ lors de la période critique).

En bref, l'occurrence d'une pénétration des eaux de Loire en baie de Vilaine peut être considérée comme fréquente sur un cycle annuel, même s'il n'est pas sûr que ces eaux atteignent le fond de baie. Cependant, il est pour ainsi dire certain que cette pénétration n'a pas eu lieu lors de l'évènement anoxique de juillet 1982.

C'est la première fois de mémoire d'homme qu'une mortalité massive de poissons par anoxie se produit en baie de Vilaine. Des désoxygénations partielles ont été observées à plusieurs reprises depuis 1983 dans les eaux de fond de la baie. Leur amplitude a été très diverse, et des séquences potentiellement critiques ont pu être enregistrées (fig. 4). La baie est en fait le lieu de déficits récurrents en oxygène dissous. L'examen de la littérature scientifique montre que de tels déficits partiels ont un effet négatif réel sur tous les stades de la vie des poissons. Nous sommes donc conduits à penser que les populations locales de poissons subissent une diminution chronique de leur recrutement. Ainsi, la question est posée de savoir ce qui, d'une mortalité spectaculaire mais à faible

probabilité ou d'une réduction des taux de recrutement de type chronique, représente le préjudice économique le plus important pour le monde de la pêche.

Les hypoxies étant dues à des causes structurelles associées à des facteurs déclenchants météorologiques, les actions de prévention envisageables ne sont pas très nombreuses.

Une réduction significative de la stratification en baie semble relativement difficile à atteindre : efficacité réduite d'un aménagement de la gestion du barrage d'Arzal, difficulté d'envisager son déplacement vers l'amont ou sa suppression, difficulté d'envisager le rétablissement des talus sur le bassin versant, etc .

En revanche, la réduction de la quantité de phytoplancton superficiel présent dans la baie offre des possibilités. L'utilisation de la forte production planctonique par des élevages de mollusques filtreurs commerciaux nous paraît a priori intéressante. Paradoxalement, la moule dont la consommation est actuellement souvent entravée par le phytoplancton toxique Dinophysis sp., pourrait constituer une espèce intéressante. L'élevage en suspension semble le mieux adapté pour extraire le phytoplancton de surface. Il induirait sans doute une croissance plus rapide, permettant de commercialiser avant la période critique. La bonne qualité des produits obtenus faciliterait leur écoulement. C'est en tout cas ce que semblent indiquer les essais menés dans la baie depuis plusieurs années par des particuliers.

Néanmoins, l'extension à très grande échelle de ce type d'élevage, si elle était mal maîtrisée, pourrait éventuellement générer autant d'inconvénients qu'elle n'est censée en supprimer. La multiplication excessive des structures d'élevage pourrait constituer un frein aux courants naturellement faibles et favoriser la stratification. Elle pourrait également, par l'ombre produite, contribuer à faire remonter la profondeur de compensation, et donc diminuer l'oxygène au fond. Par ailleurs, la biomasse en élevage tendrait à augmenter l'éclairement du fond en consommant le phytoplancton superficiel, mais également à concentrer la matière

organique des fèces et des pseudofèces sur le fond, etc. Cette proposition devrait, à notre avis, faire l'objet d'une étude approfondie, si elle recueillait un accord de principe.

La multiplication par 2,5 des flux de nitrates délivrés par la Vilaine depuis une dizaine d'année est un facteur d'accroissement de la production de phytoplancton marin. Cette augmentation est en relation avec l'utilisation croissante de fertilisants azotés par l'agriculture. Elle constitue un problème à l'échelle nationale. Les pertes de nitrates qui en résultent créent un problème majeur pour la potabilité des eaux. Les élevages agricoles en subissent eux-mêmes les effets sous la forme d'une plus grande sensibilité des animaux aux maladies. L'abaissement des flux de nitrates de la Vilaine suppose une modification des pratiques agricoles sur le bassin versant.

Depuis plusieurs décennies, la très grande majorité des exploitants cherche à obtenir les rendements pondéraux les plus élevés possibles. Cependant, un petit nombre d'exploitants se tourne vers une forme d'agriculture moins consommatrice de biens intermédiaires (d'engrais minéraux, en particulier), fut-ce au prix de rendements pondéraux inférieurs. Une telle orientation va, a priori, dans le sens d'une diminution des pertes azotées dans l'environnement.

Localement, et à plus court terme, l'attention du CORPEN * et de la Mission "Eaux-Nitrates" devrait être attirée sur les problèmes rencontrés sur le bassin versant de la Vilaine. Des recommandations à ce propos ont été définies à l'échelon national par ceux-ci en 1986. Pour les faire appliquer dans la zone concernée, il sera probablement nécessaire de réaliser un effort beaucoup plus important que ce qui est consacré actuellement à la mise en place des périmètres de

* Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates (organe dépendant des Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement).

protection des captages d'eau. Une action de sensibilisation et d'information sur les inconvénients d'une fertilisation excessive des terres agricoles pourrait être lancée auprès du monde agricole, à l'image de ce qu'il est proposé de réaliser sur les bassins versants de la baie de Saint-Brieuc (DDA 22), c'est-à-dire avec des moyens humains et financiers significatifs.

La très forte augmentation des flux d'azote contribue à faire du phosphore l'élément dont la disponibilité limite la production phytoplanctonique dans la baie. Sa teneur disponible dans l'eau présente la particularité d'être régulée par un processus réversible d'adsorption sur les particules sédimentaires fines.

Le cours du fleuve Vilaine est en situation chronique d'eutrophie. Une réduction des apports de phosphore au cours d'eau irait dans le sens d'une restauration de la qualité de ses eaux. Les apports proviennent environ pour moitié de l'agriculture et pour moitié des effluents urbains. Il est envisagé d'opérer une déphosphatation des effluents de certaines stations d'épuration. Cette action irait assurément dans le bon sens. Mais son impact sur la production primaire de la baie serait-il significatif ? C'est loin d'être prouvé dans l'état actuel des données disponibles. En effet, les réserves mobilisables de phosphore des sédiments fluviatiles et marins semblent considérables. Elles sont susceptibles de compenser le déficit des flux de la Vilaine durant une période forcément longue, et dont le terme reste à déterminer. Pour conclure sur ce point, un bilan du phosphore dans le système fleuve-baie serait nécessaire, et il reste à faire.

A côté des actions de prévention, des systèmes d'alerte pourraient éventuellement être nécessaires. Dans cette optique, la surveillance des débits de la Vilaine à la belle saison constitue un moyen simple et efficace. Une alerte pourrait être déclenchée automatiquement par le dépassement d'un débit prédéterminé. Il conviendrait alors de surveiller les conditions de vent et d'agitation de la mer.

D'autre part, une surveillance de la teneur en oxygène dissous au fond, en temps réel et à terre pourrait être envisagée. Elle permettrait d'évaluer les déficits moyens auxquels la baie est soumise, et éventuellement d'estimer le déficit de recrutement subi par les espèces commerciales de poissons. Par ailleurs, la surveillance des teneurs élevées de chlorophylle superficielle par des capteurs satellisés constitue sans doute une solution du futur. Cette solution permettrait d'élargir le champ spatial des investigations, mais son développement n'est pas prévisible à court terme.

En ce qui concerne les différents systèmes d'alerte, la détermination de leur utilité devrait prendre en compte une analyse de type coût-bénéfice.

A partir de 1988, l'IFREMER entreprendra la modélisation de la production primaire, puisque la plupart des problèmes écologiques posés se rapportent à ce paramètre. Par ailleurs, il est envisagé de réaliser un modèle numérique de la circulation des masses d'eaux de la région comprenant le Mor-Bras et la zone au large de la Loire.

La baie de Vilaine est le siège d'un certain nombre de conflits, et la réalisation d'un Schéma de Mise en Valeur de la Mer pourrait se révéler opportune.

AVANT - PROPOS

Suite à des mortalités massives de poissons survenues dans la baie de Vilaine durant l'été 1982, il a été lancé en 1983 une série de travaux scientifiques destinés à comprendre les mécanismes et déterminer les causes du phénomène et, dans la mesure du possible, à proposer des mesures visant à en prévenir le retour.

Les études ont été financées, dans une première phase, par le Secrétariat d'Etat à la Mer, auquel d'autres partenaires se sont joints depuis lors (Secrétariat d'Etat à l'Environnement, Agence Financière de Bassin Loire-Bretagne, Etablissements Publics Régionaux de Bretagne et des Pays de Loire, Conseils Généraux du Morbihan et de Loire-Atlantique). La coordination des travaux a été confiée à l'Association Halieutique du Mor Bras qui a été créée à cette occasion.

De par sa mission, l'IFREMER était directement concerné par l'évènement précité, et il a été amené à autofinancer la plus grande partie des travaux qu'il a effectués. Le présent travail constitue la synthèse des travaux réalisés à propos de la qualité des eaux en baie de Vilaine depuis 1983.

Par ailleurs, l'IFREMER poursuit ses recherches à propos des espèces de phytoplancton toxiques (Dinophysis spp.), et celles concernant la gestion des ressources halieutiques du Mor-Bras.

INTRODUCTION

A la fin du mois de juillet et au début du mois d'août 1982, plusieurs tonnes de poissons marins se sont échouées sur le littoral de la baie de la Vilaine et de la rade du Croisic. Il s'agissait de poissons de fond, des congres en grande majorité. En même temps, des invertébrés benthiques étaient pêchés morts ou moribonds.

Il a pu être rapidement établi que la cause directe du phénomène était une asphyxie de la faune, elle-même provoquée par un déficit très prononcé en oxygène dissous dans les eaux proches du fond. Ce déficit (hypoxie) a pu aller jusqu'à l'absence complète d'oxygène (anoxie).

Face à cet accident, la communauté attend des propositions de mesures visant à éviter son renouvellement. Pour cela, il est nécessaire de connaître au préalable les causes premières et les mécanismes en jeu.

En 1983, un problème de nature différente s'est révélé avec le développement estival d'espèces phytoplanctoniques toxiques pour l'homme (Dinophysis spp.). Il s'agit d'un problème qui n'est pas spécifique de la baie de Vilaine, mais il semble s'y reproduire plus fréquemment qu'ailleurs. C'est un problème complexe, à propos duquel les études sont toujours en cours. Il ne sera pas abordé dans le présent travail.

Le phénomène d'hypoxie/anoxie s'est révélé brutalement en 1982. De ce fait, il n'a pas pu être effectué de mesures de l'oxygène dissous en milieu marin, ni des paramètres susceptibles d'influencer celui-ci durant la période intéressante. Ceci explique qu'en toute rigueur, il ne peut pas exister de certitude absolue concernant le déroulement des événements. Il n'existe d'ailleurs pas non plus de mesures antérieures, hormis quelques observations de matières en suspension et de salinité effectuées dans l'estuaire de la Vilaine par le Laboratoire Central d'Hydraulique de France, à l'occasion de l'étude technique du barrage d'Arzal. Nous avons cependant pu utiliser les observations météorologiques de Belle-Ile (vent, état de la mer),

ainsi que les débits de la Vilaine et de la Loire. Par ailleurs, depuis 1983, de très nombreuses observations, notamment hydrologiques, ont été effectuées par l'IFREMER dans la baie de Vilaine et devant la rade du Croisic.

L'absence d'observations hydrologiques contemporaines de l'évènement nous a conduit à adopter une démarche de type inductif. A partir de l'hypothèse du déficit en oxygène dissous des eaux marines de fond, nous avons recherché les causes directes possibles. Puis, pour expliquer celles-ci, nous avons recherché les facteurs pouvant être invoqués, et ainsi de suite. Nous avons ainsi construit un arbre causal remontant jusqu'au niveau des causes premières. A chaque ramification, nous avons dégagé parmi les facteurs possibles celui ou ceux dont l'influence a vraisemblablement été prépondérante.

Ce choix a été effectué en s'appuyant sur :

- les débits et les données météorologiques contemporaines de l'évènement ;

- les données hydrologiques recueillies en mer depuis 1983, et notamment celles qui coïncident avec les déficits en oxygène dissous que l'on a pu observer ;

- les données de la littérature scientifique.

Il se dégage finalement un scénario qui nous semble correspondre le plus probablement à ce qui s'est déroulé durant l'été 1982.

Le présent rapport commence par une série de rappels : cadre physique, description de l'évènement de 1982, et études sectorielles réalisées. Puis le schéma causal argumenté est exposé, ainsi que le scénario le plus probable. Les causes premières sont ensuite résumées. Enfin, après une incipiente sur la probabilité de cet accident, des mesures préventives sont proposées.

I - CADRE PHYSIQUE ET BIOLOGIQUE (cf. figures 1 à 3)

a) Bassin versant

Le bassin versant de la Vilaine a une superficie de 10 800 km² environ, soit le tiers de la Bretagne. Il s'étend sur le Morbihan, les Côtes du Nord, l'Ille et Vilaine, la Loire Atlantique et même la Mayenne. Les activités sont essentiellement de nature agricole. La population agglomérée y est de 500 000 personnes environ, dont Rennes (200 000 h).

Le substratum est constitué principalement de schistes briovériens, et ne comporte pas d'aquifères profonds. Cela contribue à donner aux débits de la Vilaine et de ses affluents un caractère irrégulier, et une réponse assez rapide aux précipitations.

La Vilaine reçoit les apports de l'Oust, son affluent principal, très en aval, à la hauteur de Redon. Le débit moyen interannuel de la Vilaine est de 68 m³/s.

Pour plus de détails, on peut se reporter aux rapports suivants :

- SRAE, 1984 ;
- SAUNIER Eau et Environnement, 1985 ;
- CLEMENT et BOUSQUET, 1985.

b) Estuaire et barrage

L'estuaire s'étendait initialement sur une longueur de 50 km entre Redon et l'embouchure. Mais depuis 1970, il a été amputé des 4/5 par la construction du barrage d'Arzal.

Fig 1 SITUATION DE LA BAIE DE VILAINE

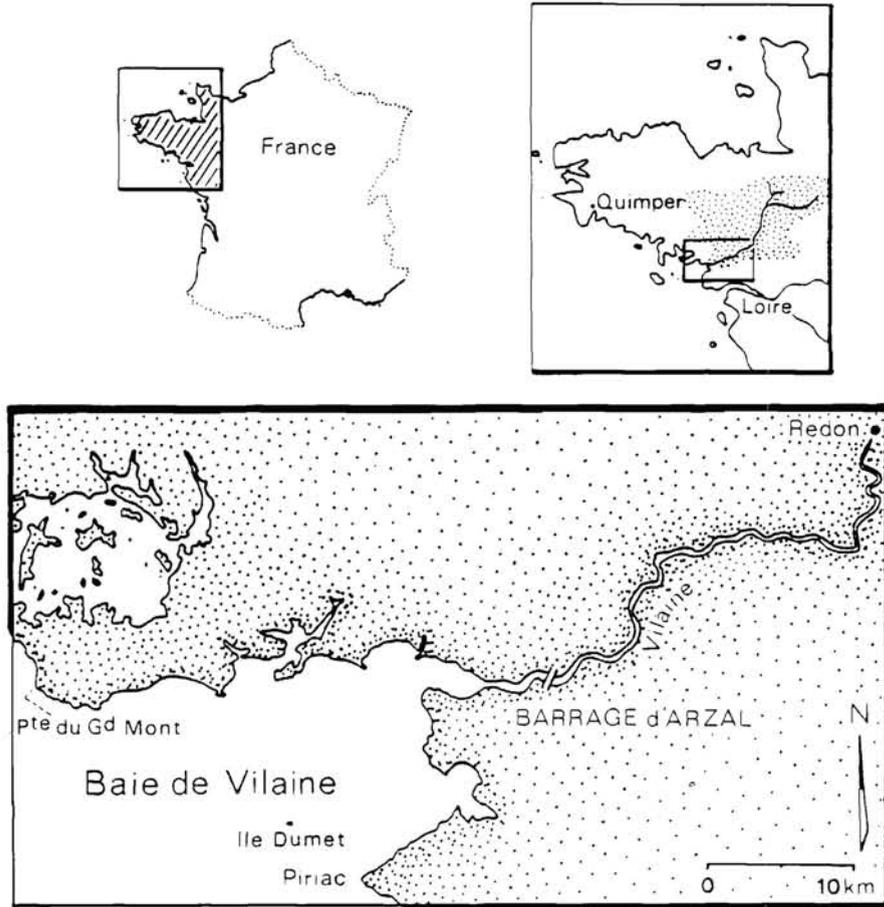


Fig 2 BASSIN VERSANT DE LA VILAINE

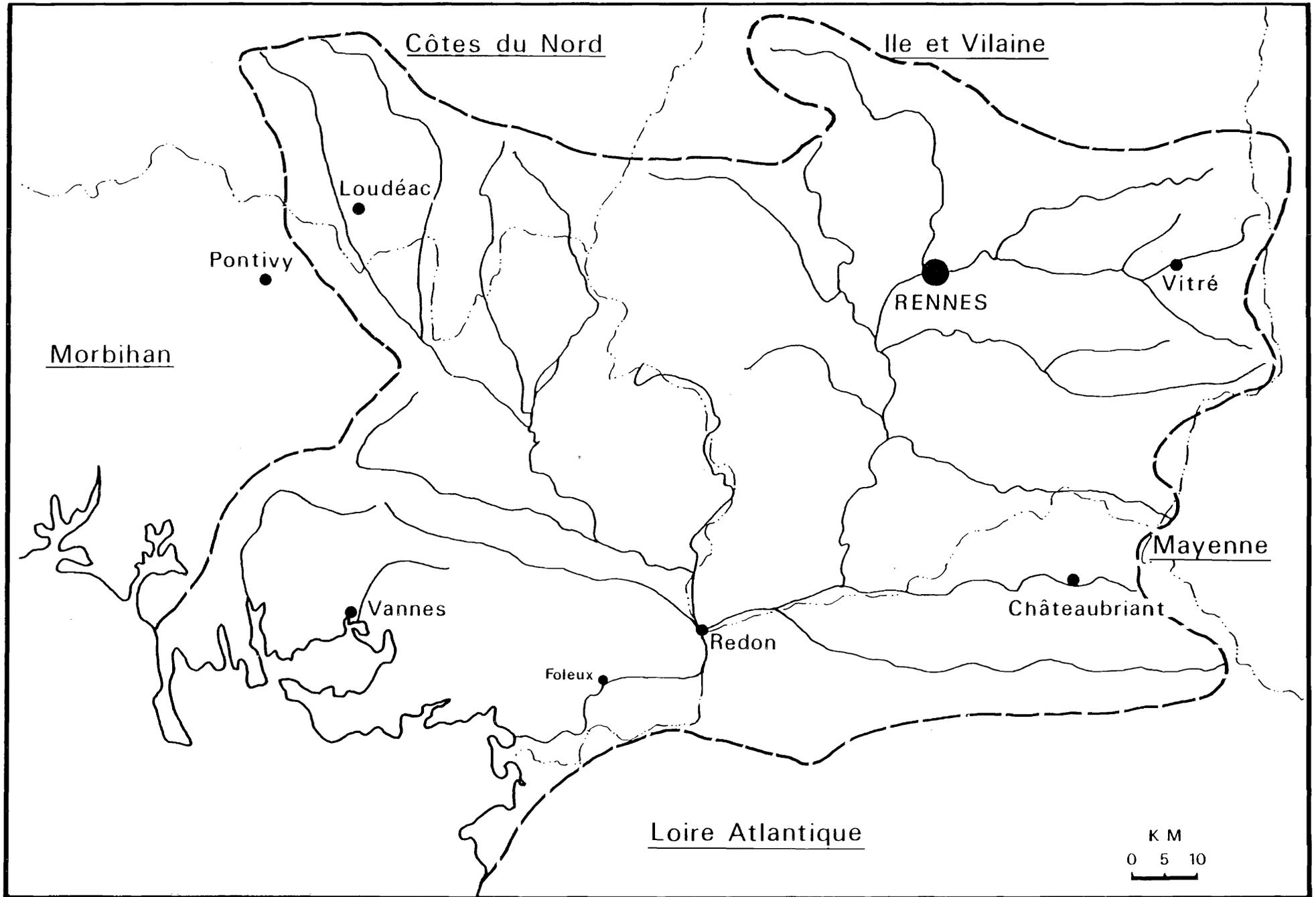
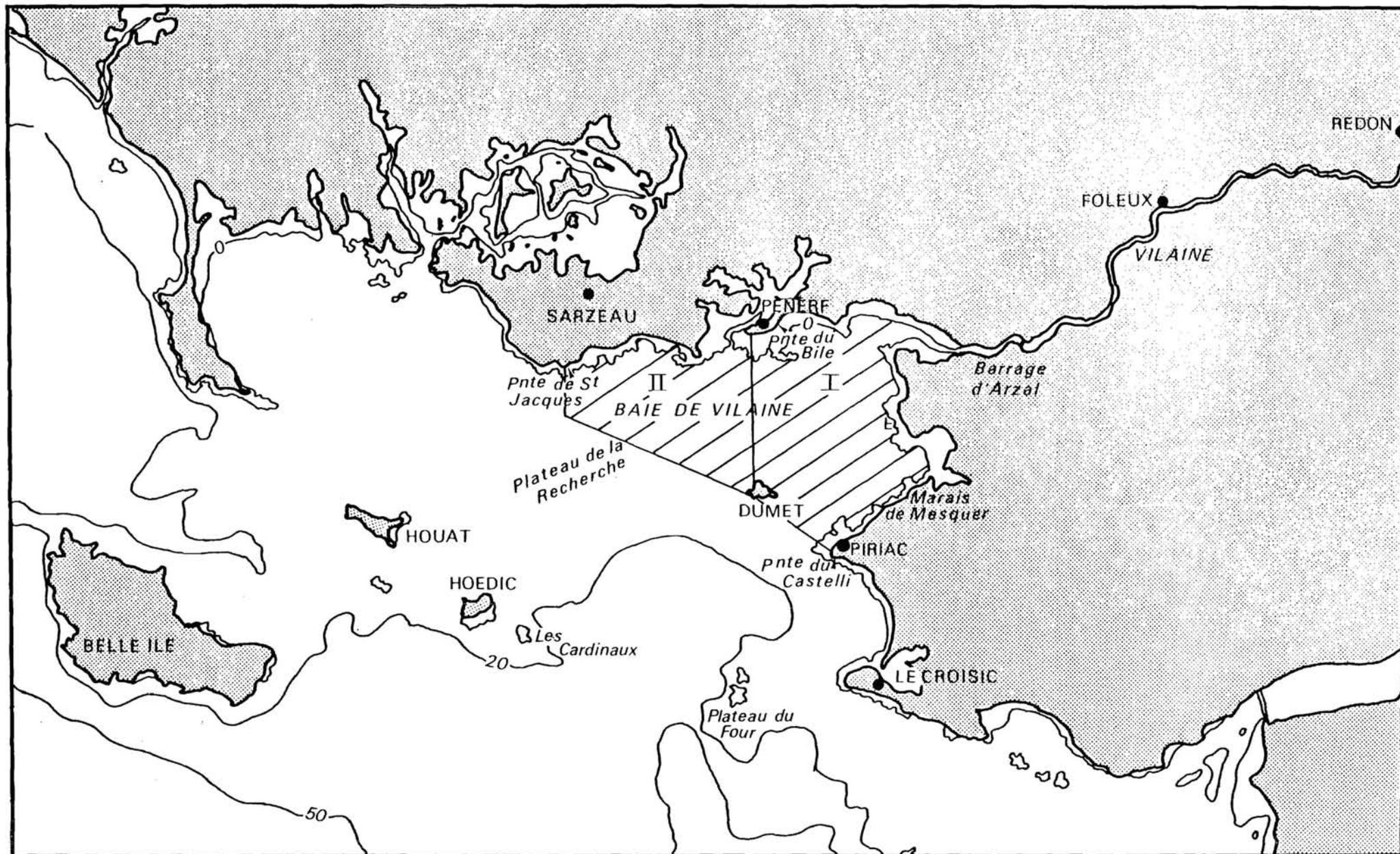


Fig 3 BAIE DE VILAINE



Le barrage est constitué d'une digue, d'un ouvrage en béton comportant 5 vannes, et d'une écluse. Schématiquement, son fonctionnement habituel est le suivant :

- fermeture des vannes à pleine mer (P.M.) ;
- dès que la différence des cotes amont et aval atteint 30 cm, début du lâcher qui augmente au cours du jusant ;
- fermeture progressive lors du flot.

Diverses contraintes dues au cabotage, au port de plaisance, aux forts débits naturels, etc. obligent à moduler ce schéma. Une automatisation programmable de la manoeuvre des vannages a été récemment mise en place. Elle permet une modulation des lâchers, dans la limite des contraintes techniques inhérentes à l'ouvrage. Le programme, actuellement appliqué vise à délivrer un débit aussi constant que possible. Contrairement à ce qui avait cours jusqu'en 1982, les manoeuvres sont maintenant identiques le jour et la nuit.

La retenue a une capacité d'écrêtement minime, et par forts débits, l'évacuation au barrage est maximisée.

L'objectif initial de l'ouvrage était principalement d'empêcher la remontée des eaux marines pour protéger des inondations les bas quartiers de Redon et les marais de la région . Celles-ci se produisaient lors de la conjonction d'une crue de la Vilaine avec des marées de vives eaux. Cet objectif a été atteint. De plus, le barrage a permis :

- la création d'une réserve d'eau douce importante, *
- la création d'un tourisme de plaisance,
- le rétablissement du cabotage jusqu'à Redon,
- etc.

* Une usine de potabilisation d'eau a été construite à 2 km en amont du barrage, au lieu-dit "Le Drezet" (Commune de Férel).

Néanmoins, les répercussions que cet ouvrage pouvait avoir à l'aval n'ont pas été étudiées avec suffisamment d'attention. Les études ont concerné uniquement la proximité immédiate du barrage. Seul un envasement de l'estuaire résiduel avait été prévu ; mais son ampleur et sa rapidité ont surpris. La décision d'implanter cet ouvrage n'a pas été préparée par une étude d'impact sur l'environnement, car la loi concernant cette procédure n'existait pas à l'époque de sa construction. De plus, les connaissances scientifiques sur l'environnement marin ne permettaient pas, à l'époque, de prévoir de telles perturbations.

Pour de plus amples renseignements sur l'estuaire et le barrage, on pourra consulter :

- DEBAYLES et PERVYCHINE, 1985,
- MERCERON, 1985,
- LE HIR et al., 1986
- MAILLOCHEAU, 1980

c) Baie

Du point de vue morphologique, la baie de Vilaine constitue une encoche ouverte du sud à l'ouest. Elle est abritée vis-à-vis du large par une série d'îles et de hauts-fonds : Belle-Ile, Houat, Hoëdic, Plateau du Four. Sa superficie est de 227 km² à l'est d'une ligne joignant la Pointe de St Jacques, le Plateau de la Recherche, l'île Dumet et la Pointe du Castelli. Sa profondeur moyenne est de 7,1 m sous le zéro des cartes marines. Plus au large, les fonds sont compris entre 15 et 20 m.

Dans l'ensemble de la zone, les sédiments sont, le plus souvent, vaseux ou sablo-vaseux. Des sables fins sont néanmoins rencontrés devant l'embouchure de la Vilaine et l'exutoire des marais de Mesquer ; des fonds graveleux entourent l'île Dumet.

Du point de vue hydrologique, une stratification de densité est fréquemment observée en baie de Vilaine. Elle est due à une dessalure et à un réchauffement estival des eaux de surface en période de faible agitation. Elle se situe très souvent à une profondeur proche de 6 m.

Des proliférations phytoplanctoniques très importantes s'y déroulent parfois (principalement de diatomées), et donnent à l'eau une coloration brune.

Les courants sont faibles en baie de Vilaine ; courants de marée et courants résiduels sont du même ordre de grandeur (0,4 et 0,2 m.s⁻¹ respectivement). La circulation résiduelle est essentiellement dominée par le vent, et ceci contribue à une certaine irrégularité des courants. En situation stratifiée, les circulations sont généralement inverses en surface et au fond. Les temps de résidence sont généralement au minimum de quelques jours, et peuvent être plus longs dans certaines conditions météorologiques.

Une étude de la macrofaune benthique réalisée en 1985 décrit les unités de peuplement présentes dans la baie.

La pêche pratiquée dans la zone est surtout une petite pêche axée sur la palangre, le chalut de fond et le casier (crevette grise et rose, crabe, étrille, seiche). Il existe également un chalutage pélagique (sardine) qui peut entrer en conflit avec la pêche au casier. A noter également la pêche à la civelle sous le barrage d'Arzal. La mytiliculture sur bouchots qui se pratiquait dans le bas estuaire de la Vilaine a dû déplacer ses parcs sur le littoral de la baie, suite à l'envasement très important de l'estuaire constaté après la construction du barrage d'Arzal.

Pour de plus amples renseignements sur la baie de Vilaine, on peut consulter :

- BOUYSSSE et VANNEY, 1966 ;
- MERCERON, 1986 ;
- KERDREUX et al, 1986 ;
- NADAILLAC et BRETON, 1986a et 1986b ;
- LE BRIS, 1986 ;
- GIRARD, 1984 ;
- GIRARD, 1986 ;
- BERTIGNAC, 1986 ;
- FLORES HERNANDES, 1986.

II - EVENEMENT ANOXIQUE DE JUILLET 1982

a) Description

Quelques jours avant le 26.7.82, l'eau de la baie de Vilaine était colorée en rouge-brun, très vraisemblablement par une prolifération phytoplanctonique (diatomées ?)

26.7.82 : échouage de poissons mourants, susceptibles d'être réanimés en bassin oxygéné ; capture de crevettes moribondes.

27.7.82 : capture de crevettes mortes ; premiers échouages de poissons morts. Ils dureront jusqu'au 10 août et concerneront la côte située entre Sarzeau et le Croisic. L'espèce la plus touchée fut le congre, accompagnée de soles, de plies et de bars. Il s'agissait exclusivement de poissons benthiques adultes de grande taille, donc fréquentant des profondeurs d'au moins quelques mètres. Les chalutiers ramenèrent en surface des poissons et des invertébrés benthiques morts (couteaux, bulots, etc.).

Dans la nuit du 27 au 28.7.82 : des pêches exceptionnelles de soles furent réalisées à la périphérie sud-ouest de la baie de Vilaine, entre les Cardinaux et le Phare du Four.

Le 30.7.82 : environ 300 kg de bars et de mulets moribonds de grande taille, furent pêchés à la seine de plage près de la pointe du Bile. Après stabulation dans un bassin oxygéné, les trois quarts retrouvèrent un comportement actif et un quart environ mourut.

La quantité totale de poissons morts a été estimée de façon empirique à 30-50 tonnes. De mémoire d'homme, un tel phénomène ne s'était pas encore produit en baie de Vilaine.

b) Cause directe

Des comportements de fuite analogues ont été souvent observés lors de phénomènes de déficit en oxygène d'eaux marines (New-York Bight, Golfe du Mexique) (SWANSON et SINDERMAN, 1979 ; LEMING et STUNTZ, 1984). A Mobile Bay au Mexique, l'apparition régulière de grandes quantités de poissons et de crustacés dans quelques décimètres d'eau en été est localement appelée "jubilée" (May, 1973).

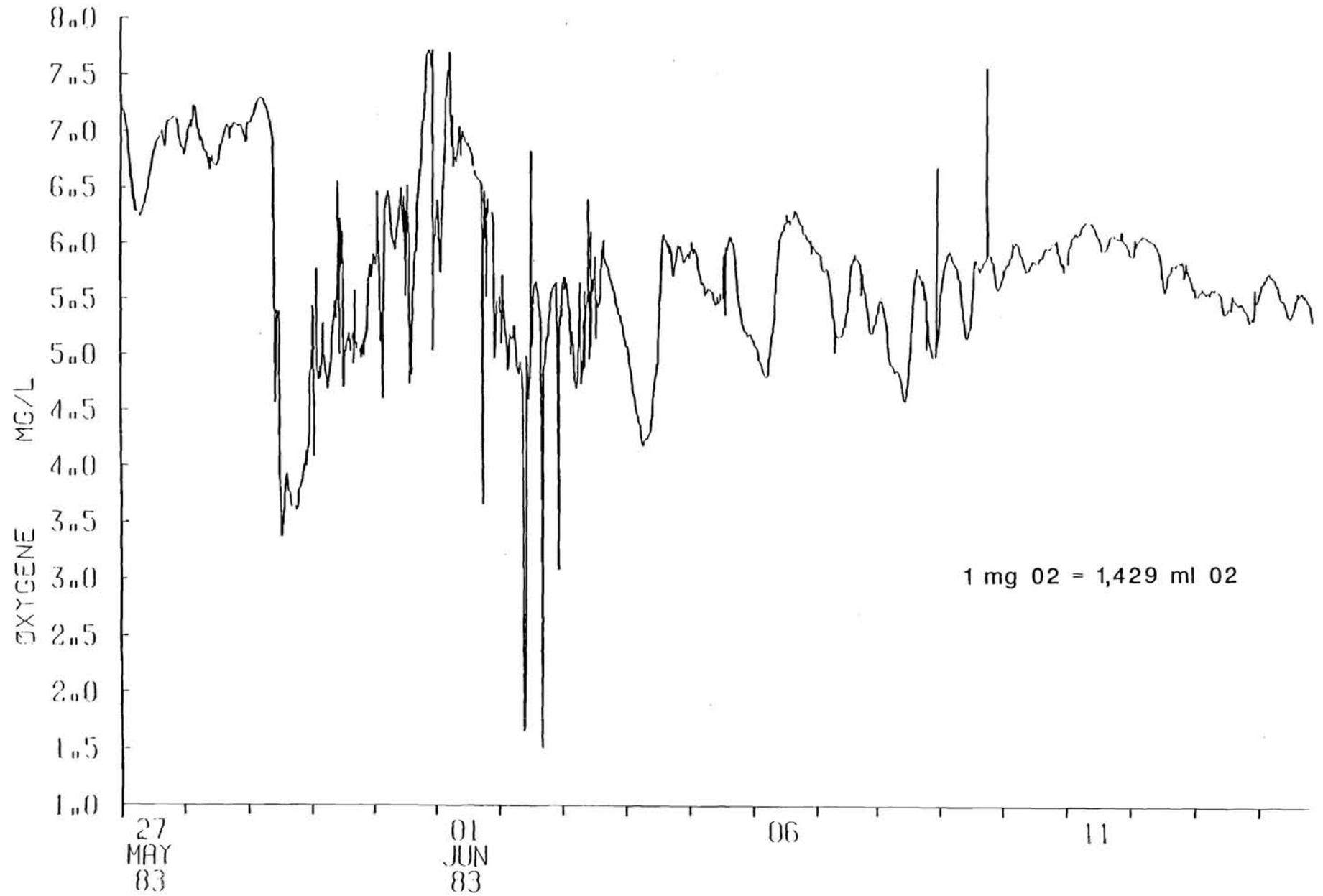
D'autres éléments confortent l'hypothèse d'un déficit en oxygène dissous des eaux de fond :

- l'extension géographique relativement grande du phénomène ;
- le fait que tous les groupes taxonomiques semblent avoir été touchés ;
- la récupération très rapide de la majorité des poissons placés en stabulation oxygénée ;
- les enregistrements en continu de l'oxygène dissous au fond réalisés en 1983 en baie de Vilaine ont montré durant une semaine des chutes brutales et fugaces de ce paramètre. C'était en période de bloom phytoplanctonique superficiel. Les concentrations en oxygène au fond sont alors descendues jusqu'à $1,50 \text{ mg.l}^{-1}$ (soit $1,05 \text{ ml.l}^{-1}$) * (fig. 4). Dans sa revue du sujet PERSON-LE RUYET (1986) situe le seuil létal pour les poissons marins vers $0,3-0,6 \text{ ml.l}^{-1}$; WESTERNHAGEN et al (1983) signalent des mortalités en mer du Nord pour des concentrations inférieures à 1 ml.l^{-1} ;
- ces mortalités ne sont pas imputables à une toxicité du phytoplancton, car l'I.S.T.P.M. a recherché la présence de telles espèces en baie de Vilaine au même moment, sans succès.

<p>Il semble donc bien que les mortalités de poissons en Vilaine soient redevables à un déficit prononcé en oxygène au fond.</p>

* 1 ml d'oxygène = 1,429 mg d'oxygène.

Fig 4 OXYMOR 1 (1983) Concentration d'oxygene dissous de l'eau de fond (mg l⁻¹)



Ce type de phénomène est d'ailleurs assez répandu dans le monde, comme l'indique la revue de ROSSIGNOL-STRICK (1985). C'est l'hypothèse que nous adoptons comme point de départ de notre recherche des causes et des mécanismes.

c) Mesures contemporaines de l'événement

<p>Les seules données objectives sur les conditions de milieu à cette période concernent les débits de la Vilaine et de la Loire, la météorologie (précipitations et vent), l'état de la mer, et le coefficient des marées.</p>

Elles sont présentées dans les figures 5 à 12 et le tableau I.

Les précipitations cumulées du 20 au 23.7.82 sur le bassin versant sont à comparer aux 35 à 40 mm qui représentent les précipitations moyennes en juillet pour la même zone. On observe que les mortalités ont débuté quelques temps après que des précipitations abondantes soient tombées sur le bassin versant de la Vilaine. Celles-ci se sont répercutées très rapidement dans les débits, juste avant les mortalités. Une séquence de débits importants avait également eu lieu 8 à 12 jours auparavant. Durant toute cette période la Loire a débité faiblement (200 à 300 m³/s). Dans les jours précédant les mortalités, les vents ont été faibles à modérés, généralement orientés de l'ouest au nord-est, donc relativement peu efficaces sur le plan d'eau de la baie. L'état de la mer observé à Belle-Ile a été de 2 (mer belle). Enfin, les mortalités sont apparues en période de morte-eau moyenne.

Documents à consulter :

- ROSSIGNOL-STRICK, 1982, 1985 ;
- MAGGI, 1982 ;
- Comité Scientifique, 1983.

Fig 5 DEBIT DE LA VILAINE A ARZAL
du 1.7.82 au 8.8.82 (m³/s)

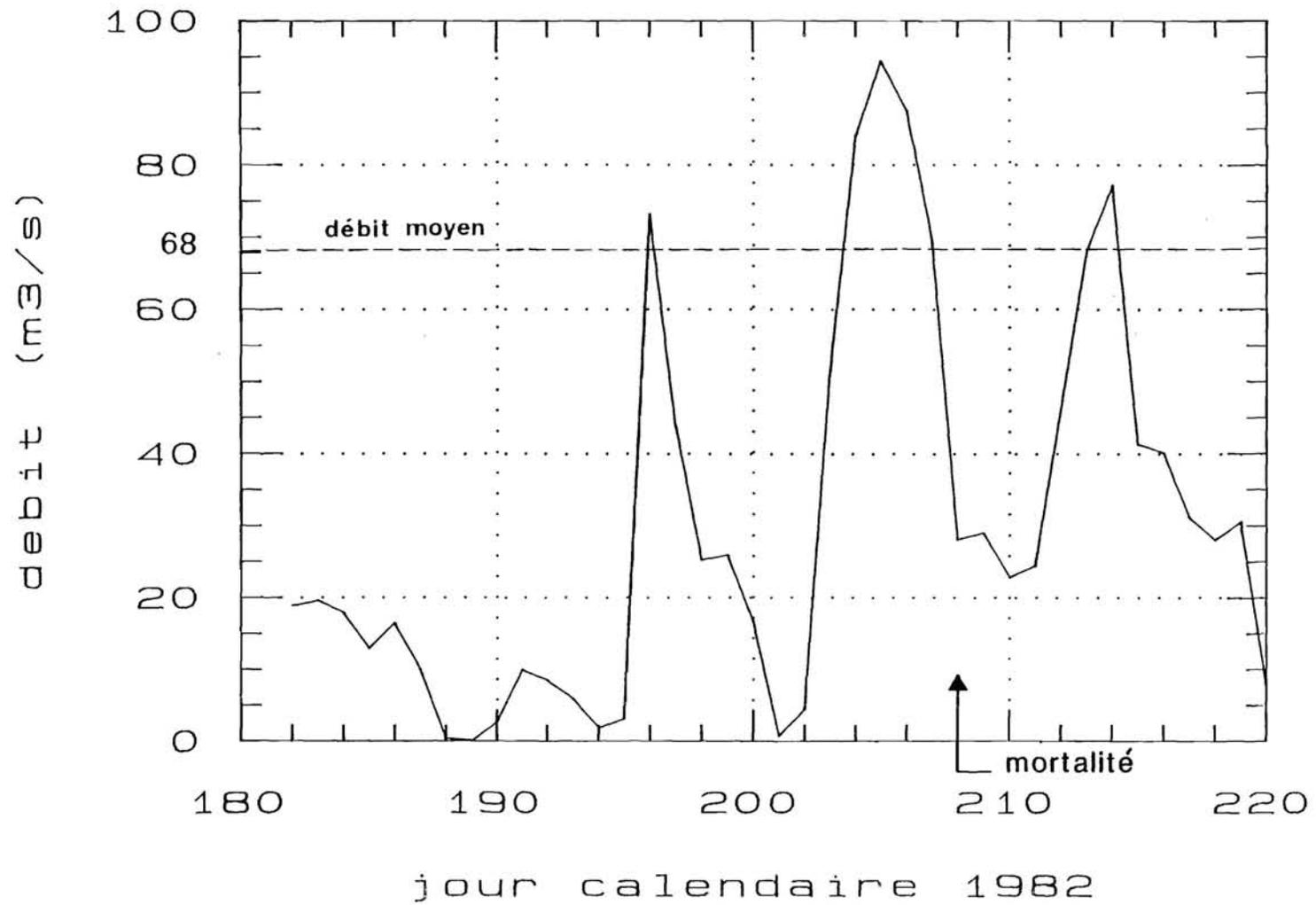


Fig 6 DEBIT DE LA LOIRE A MONTJEAN
du 1.7.82 au 8.8.82 (m³/s)

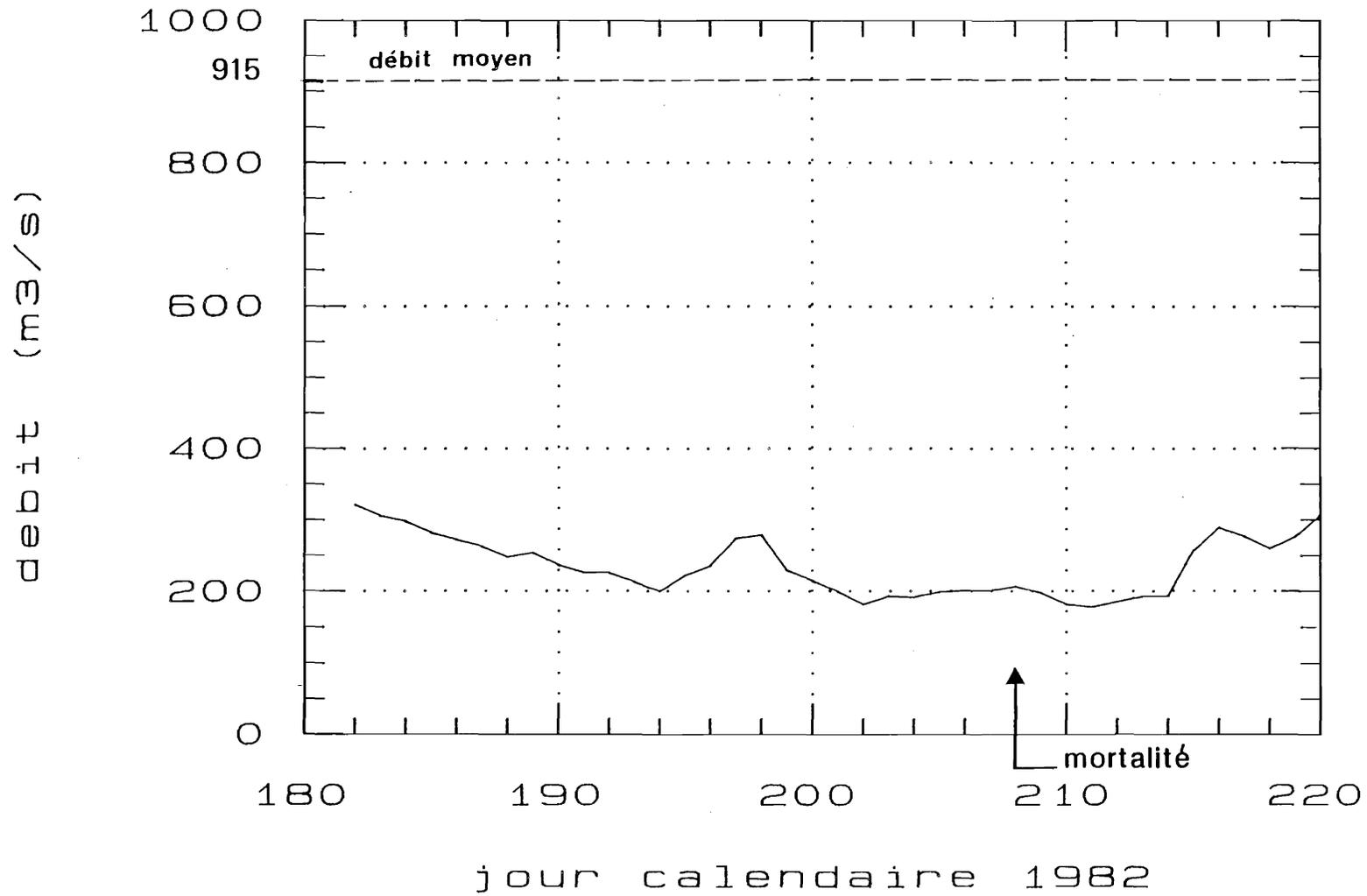


Fig 7 PRECIPITATIONS

Nantes du 1.7.82 au 8.8.82 (mm)

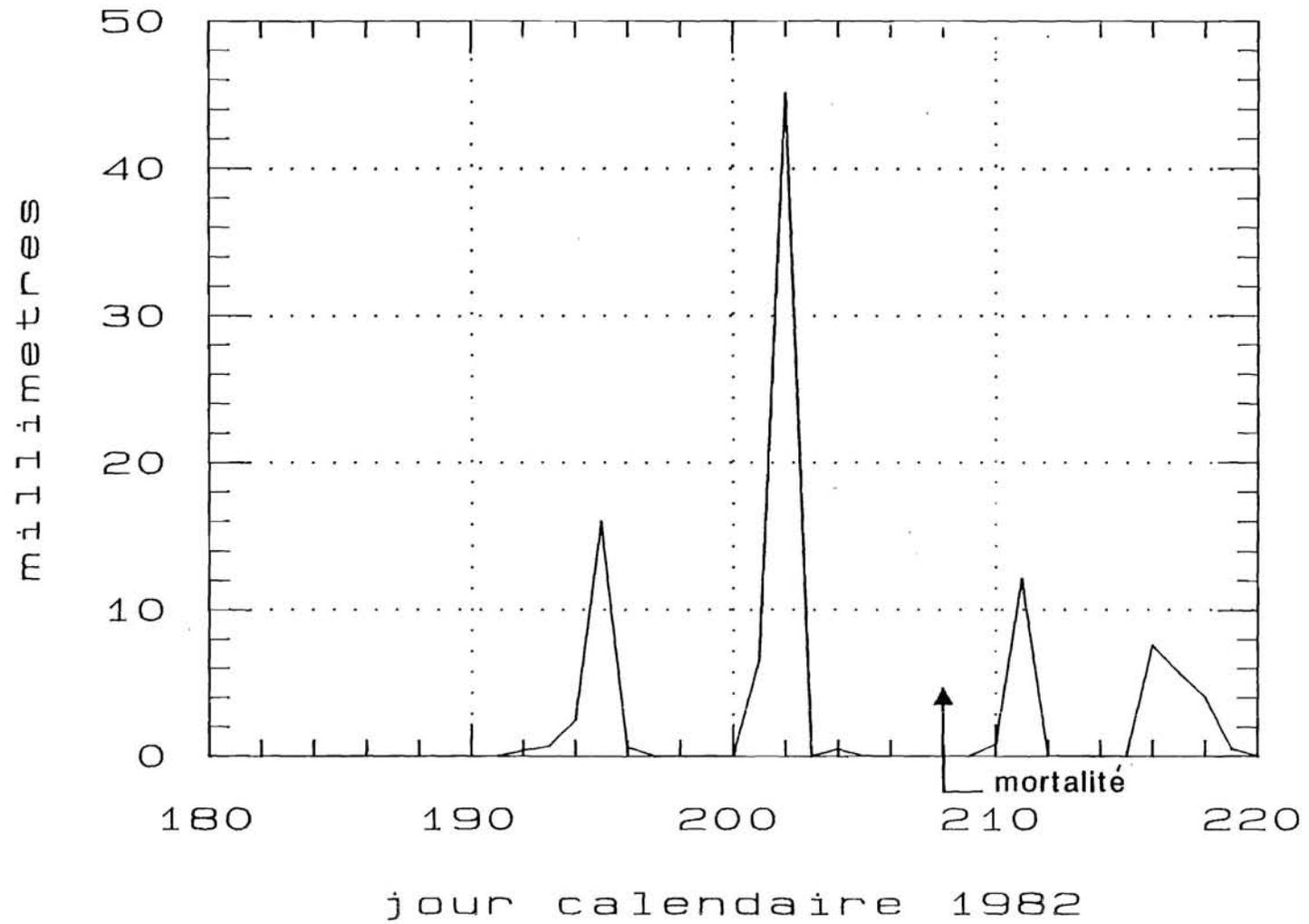


Fig 8 PRECIPITATIONS CUMULEES DU 20 AU 23 JUILLET 1982 SUR LE BASSIN VERSANT DE LA VILAINE

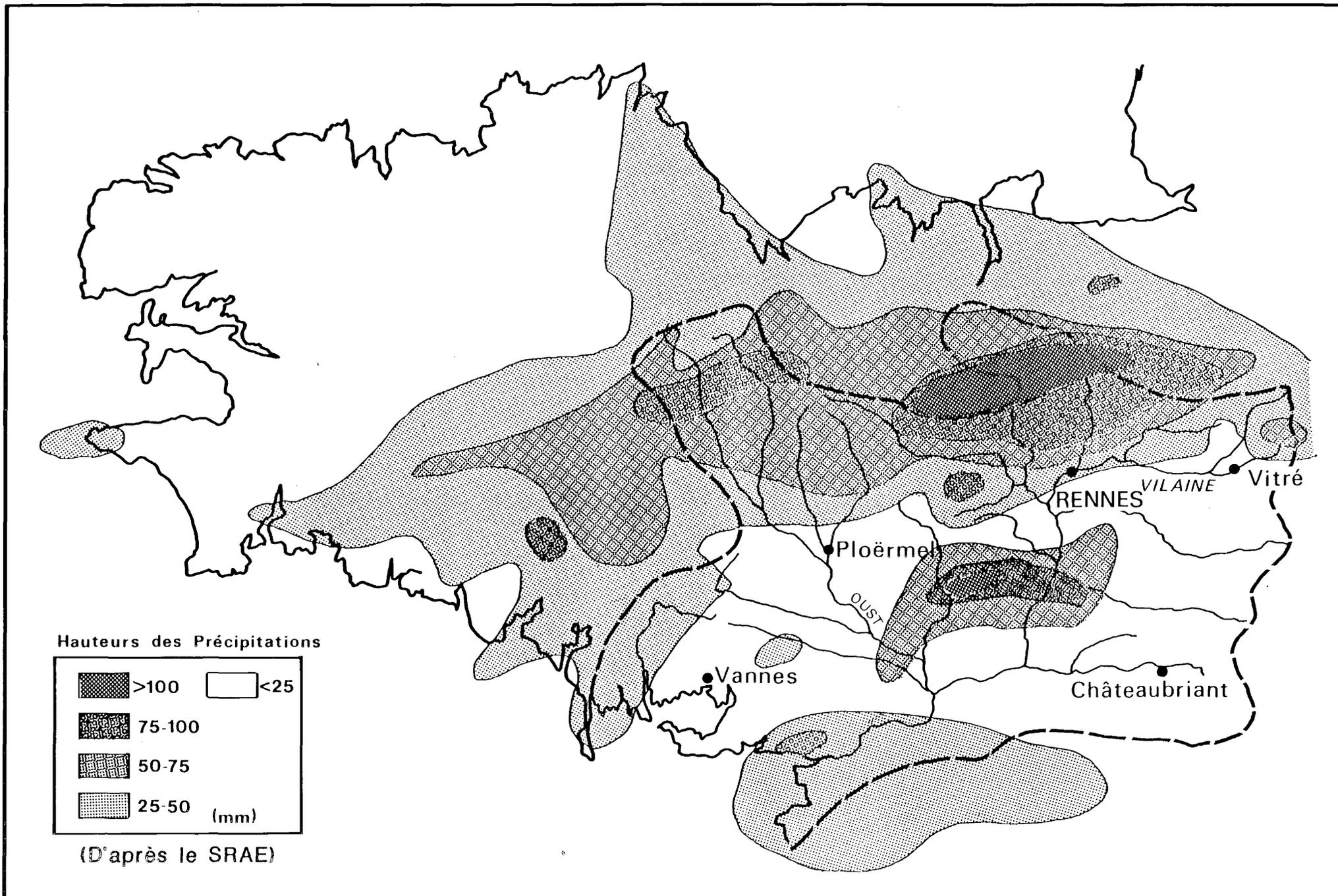


Fig 9

DIRECTION MOYENNE DU VENT MAXIMUM
Belle-Ile du 1.7.82 au 8.8.82 (degres)

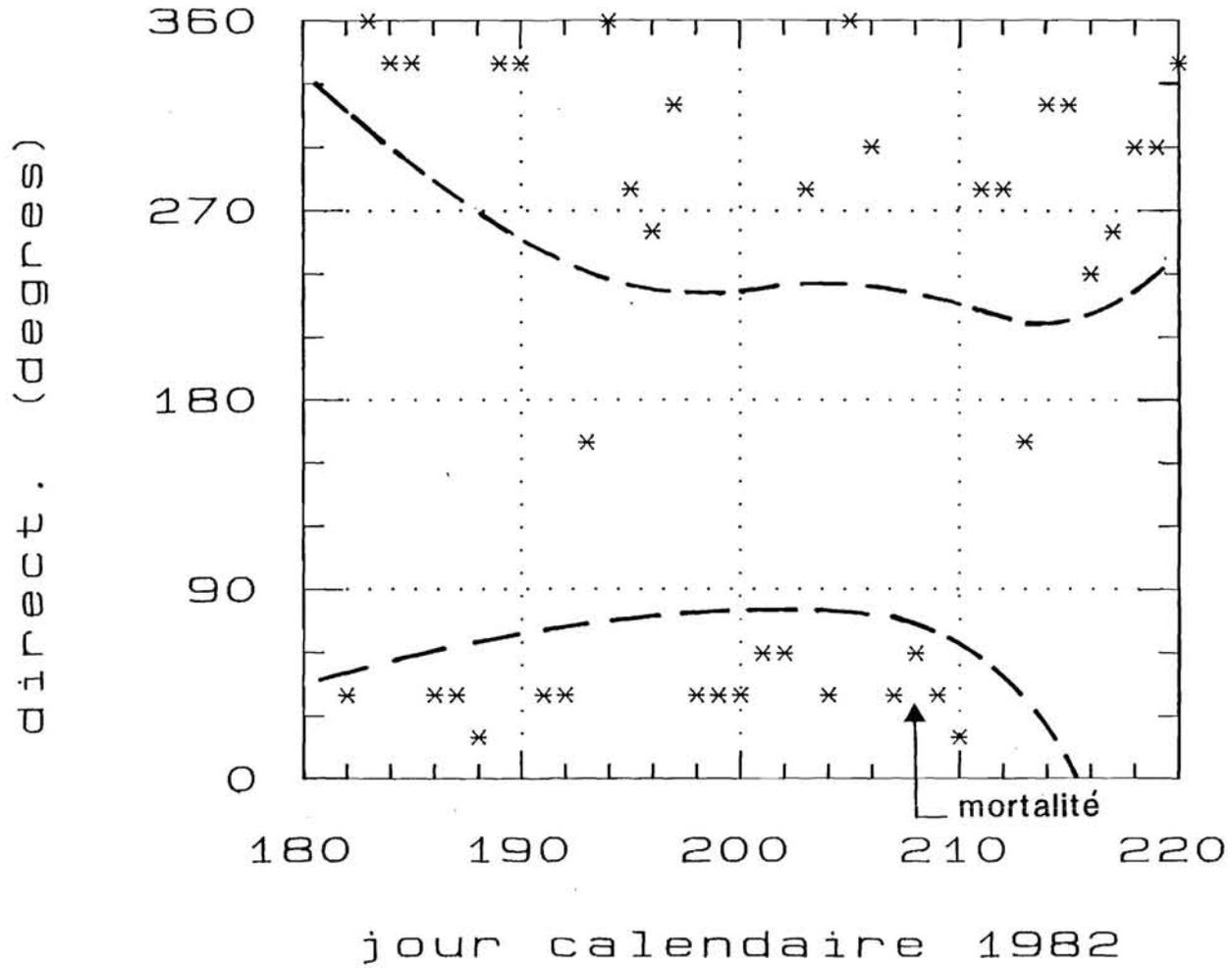


Fig 10 FORCE MOYENNE DU VENT MAXIMUM
Belle-Ile du 1.7.82 au 8.8.82 (m/s)

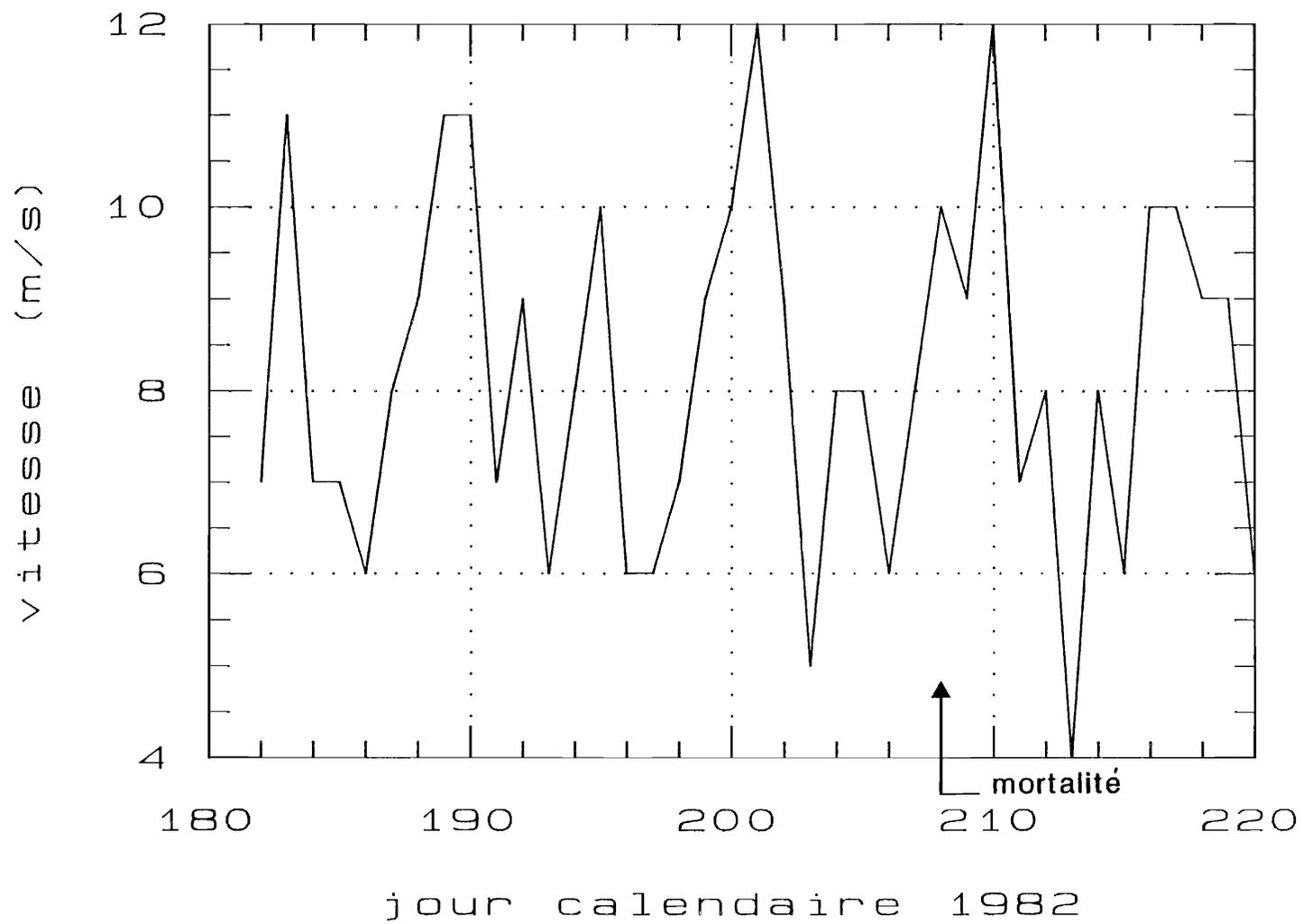
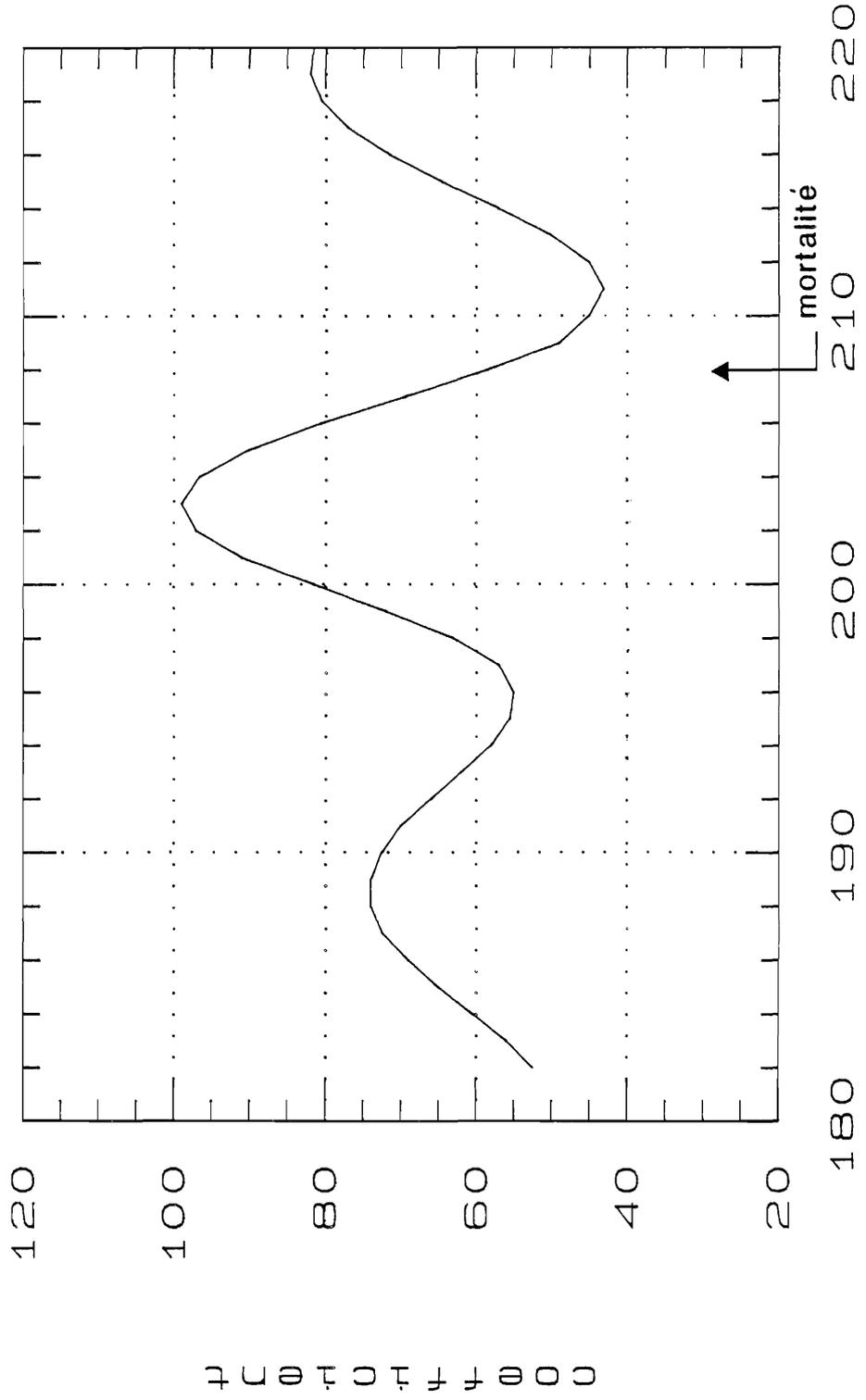


Fig 12

COEFFICIENT DE MAREE
du 1.7.82 au 8.8.82



jour calendaire 1982

TABLEAU I

- ETAT DE LA MER - DEBITS DE LA VILAINE
 ET DE LA LOIRE AU MOMENT DES MORTALITES DE POISSONS EN BAIE DE VILAINE

Date	Jour calendaire 1982	Débit moyen journalier de la Vilaine ($m^3 \cdot s^{-1}$)	Débit journalier de la Vilaine ($m^3 \cdot s^{-1}$)	Etat moyen de la mer à Belle-Ile (code 0 à 9; 8 obs./j)
07/01/82	182	18.76	321.00	2.00
07/02/82	183	19.62	305.00	2.00
07/03/82	184	17.79	297.00	2.63
07/04/82	185	12.92	281.00	2.13
07/05/82	186	16.47	271.00	2.00
07/06/82	187	10.03	262.00	2.00
07/07/82	188	0.39	247.00	2.13
07/08/82	189	0.00	254.00	2.00
07/09/82	190	2.67	236.00	2.88
07/10/82	191	10.00	225.00	2.63
07/11/82	192	8.38	225.00	2.38
07/12/82	193	5.91	212.00	2.13
07/13/82	194	1.74	199.00	1.88
07/14/82	195	3.20	222.00	2.75
07/15/82	196	73.25	236.00	3.00
07/16/82	197	43.79	274.00	2.13
07/17/82	198	25.16	279.00	2.00
07/18/82	199	25.96	229.00	2.75
07/19/82	200	16.60	214.00	2.75
07/20/82	201	0.70	199.00	2.50
07/21/82	202	4.40	181.00	2.00
07/22/82	203	51.35	193.00	2.00
07/23/82	204	84.02	191.00	2.00
07/24/82	205	94.38	199.00	2.00
07/25/82	206	87.41	201.00	2.00
07/26/82	207	69.52	201.00	1.88
début des mortalités				
07/27/82	208	28.00	207.00	2.00
07/28/82	209	28.99	197.00	2.00
07/29/82	210	22.78	181.00	2.50
07/30/82	211	24.49	177.00	2.25
08/01/82	213	68.23	193.00	2.00
08/02/82	214	77.13	193.00	2.00
08/03/82	215	41.20	257.00	2.00
08/04/82	216	39.88	289.00	3.13
08/05/82	217	31.05	276.00	3.38
08/06/82	218	27.90	259.00	2.63
08/07/82	219	30.47	276.00	3.00
08/08/87	220	7.75	307.00	2.13

III - PRINCIPALES ETUDES SECTORIELLES

Les principales études sectorielles réalisées sur l'estuaire et la baie de Vilaine sont listées dans le tableau II. D'autres études ont été réalisées sur le bassin versant, la retenue d'Arzal et les flux délivrés par la Vilaine, par d'autres organismes : Service Regional de l'Aménagement des Eaux (SRAE), Association Halieutique du Mor-Bras (AHMB), SAUNIER Eau et Environnement. D'autres encore, comme la modélisation de l'eutrophisation de la Vilaine par BETURE-SETAME, sont en cours.

La position des stations d'hydrologie auxquelles nous ferons référence par la suite sont indiquées sur la figure 13.

TABLEAU II - ETUDES SECTORIELLES SUR LA BAIE DE VILAINE

ORGANISME	AUTEUR - DATE	TITRE
IFREMER	THOUVENIN B. - 1984	Evolution de l'oxygène dissous au fond - Modèle mathématique vertical - OXYMOR juillet 1983 - Baie de Vilaine.
IFREMER	MAGGI P. et <u>al</u> - 1985	Analyse des facteurs climatiques susceptibles de jouer un rôle dans les apparitions d'eaux colorées en baie de Vilaine, durant l'année 1982.
AHMB *	CLEMENT J.C. - 1985	Etude de la qualité des eaux du Mor-Bras - Synthèse des données acquises en 1983.
IFREMER	MERCERON M. - 1985	Impact du barrage d'Arzal sur la qualité des eaux de l'estuaire et de la baie de la Vilaine.

* Etude réalisée à partir des données hydrologiques acquises par l'IFREMER.

23
TABLEAU II (suite)

ORGANISME	AUTEUR - DATE	TITRE
IFREMER **	NADAILLAC G. de et BRETON M. - 1985	Les courants en baie de Vilaine - Présentation et interprétation des données.
IFREMER **	NADAILLAC G. de et BRETON M. - 1986	Les courants en baie de Vilaine - Synthèse des résultats.
AHMB *	CLEMENT J.C. - 1986	Hydrologie et production primaire en baie de Vilaine en 1984 : conditions nutrition- nelles et évolution de la productivité de l'écosystème.
IFREMER	MERCERON M. - 1986	Etude de la matière organique et demande en oxygène des sédiments en baie de Vilaine.
IFREMER	MAGGI P. et <u>al</u> - 1986	Facteurs hydroclimatiques et apparitions d'eaux colorées, en baie de Vilaine, durant l'année 1984.
IFREMER	MAGGI P. et <u>al</u> - 1986	Suivi des facteurs climatiques, susceptibles de jouer un rôle dans les apparitions d'eaux colorées, en baie de Vilaine, durant l'année 1985.
IFREMER	KERDREUX M. et <u>al</u> - 1986	Suivi de flotteurs dans la zone Loire- Vilaine
UBO ***	LE BRIS H. - 1986	Evolution de la macrofaune benthique en baie de Vilaine et en rade du Croisic.
UBO ***	QUEGUINER B. et <u>al</u> - 1986	Mise en évidence des facteurs limitant la la production de phytoplancton dans le Mor-Bras.
IFREMER	LE HIR P. et <u>al</u> - 1986	Impact du régime du barrage d'Arzal sur la stratification à l'embouchure de la Vilaine. Etude par modélisation numérique.
IFREMER	PERSON-LE RUYET J. - 1986	Les besoins en oxygène des poissons marins et leur comportement en conditions hypoxiques - Revue bibliographique.
IFREMER ****	JEGOU A.M.	(Etude par télédétection de la zone maritime Loire-Vilaine).

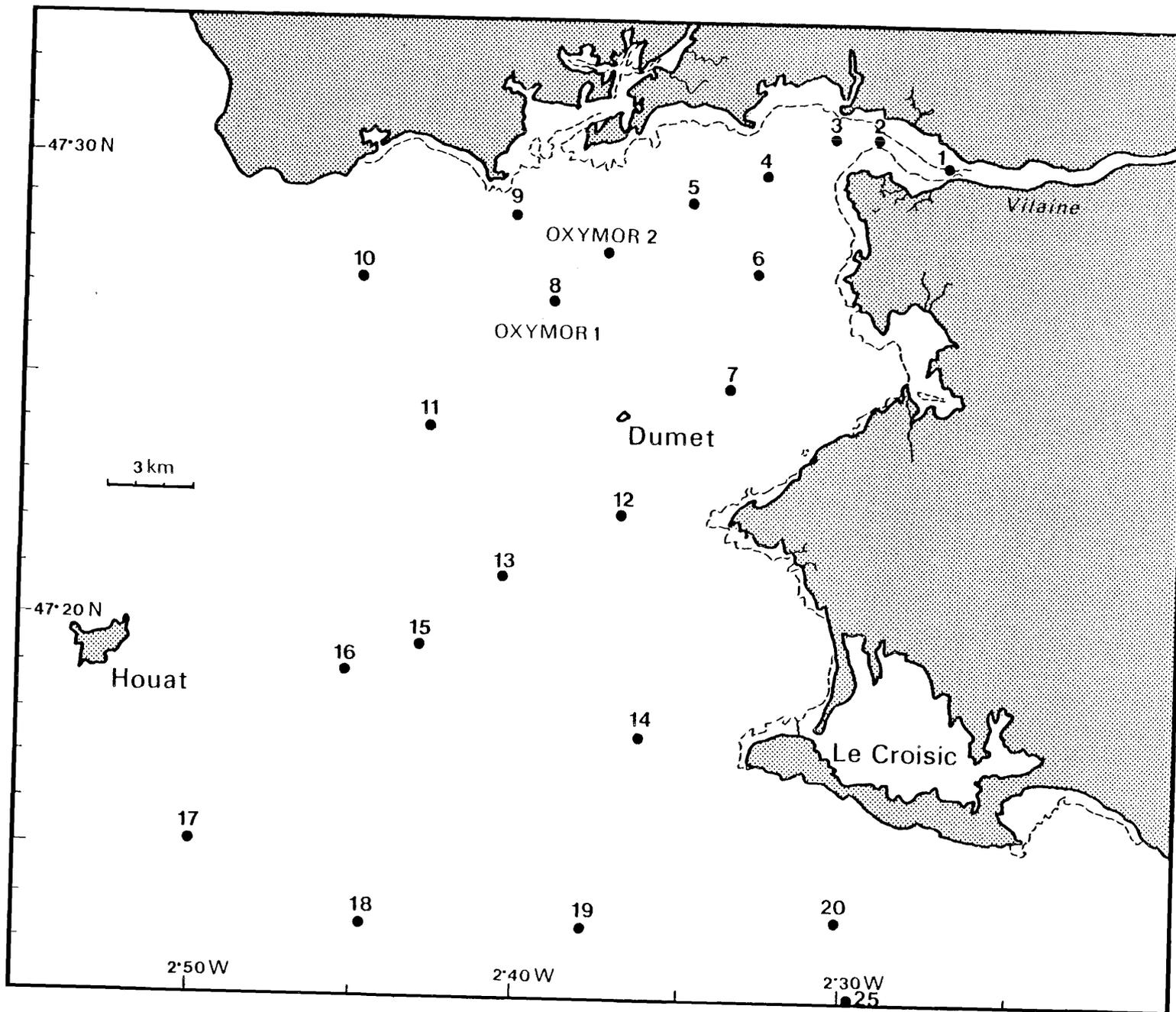
* Etude réalisée à partir des données hydrologiques acquises par l'IFREMER.

** Etude réalisée à partir des données courantologiques acquises par le Service hydrographique et océanographique de la Marine (SHOM).

*** Université de Bretagne Occidentale (Brest).

**** Etude à paraître en 1987.

Fig 13 STATIONS D'HYDROLOGIE - BAIE DE VILAINE ET EXTERIEUR LOIRE (1984)



IV - SCHEMA CAUSAL

A) Généralités

.....

D'une façon générale, rappelons que la concentration d'oxygène dissous dans l'eau tend à se rapprocher de sa valeur de saturation. La valeur de saturation des eaux marines dépend de la température et de la salinité ; pour définir la valeur de saturation, on adopte généralement la formule de WEISS (1970). En simplifiant, on peut dire que les augmentations de température et de salinité tendent à abaisser la valeur de saturation.

Dans un milieu naturel, supposé sans advection horizontale, différents facteurs tendent à déplacer les concentrations d'oxygène des eaux de fond de leurs valeurs d'équilibre :

- facteurs de baisse : consommation du sédiment et de l'eau sus-jacente ; dans chaque compartiment (eau, sédiment, matière vivante), respiration de la flore et de la faune associées, dégradation de la matière organique exogène ou endogène, demande chimique ;
- facteurs de hausse : dans l'eau et à la surface du sédiment, production d'oxygène par photosynthèse si l'éclairement et les substances nutritives le permettent.

De la combinaison de ces différents facteurs il ressort une tendance globale. Une augmentation de température amplifiera cette tendance résultante.

Les facteurs de régulation sont constitués par le brassage vertical de la masse d'eau et par la diffusion de l'oxygène dissous dans la colonne d'eau. Les gradients de densité et la présence d'une discontinuité (pycnocline) peuvent freiner ou empêcher cette régulation.

D'une façon générale, pour qu'il y ait un déficit en oxygène dissous par rapport à la saturation, il faut donc qu'il y ait à la fois une consommation nette d'oxygène dans le milieu, et une régulation insuffisante pour la compenser.

Dans le schéma causal, qui est développé ci-après, ces deux volets (consommation et stratification) sont traités successivement (fig. 14 à 18). Ce schéma correspond à notre démarche inductive (cf. Introduction).

Dans la première partie (fig. 14, 15, 16), le plan est le suivant :

- a) facteurs de consommation de l'oxygène au fond (sédiment-eau),
- b) facteurs de consommation par l'eau,
- c) facteurs de respiration du phytoplancton,
 - 1) paramètres d'abondance du phytoplancton
 - 2) paramètres de diminution de l'éclairement au fond
- d) blooms phytoplanctoniques.

Dans la deuxième partie (fig. 14, 17, 18), le plan de l'argumentation est le suivant :

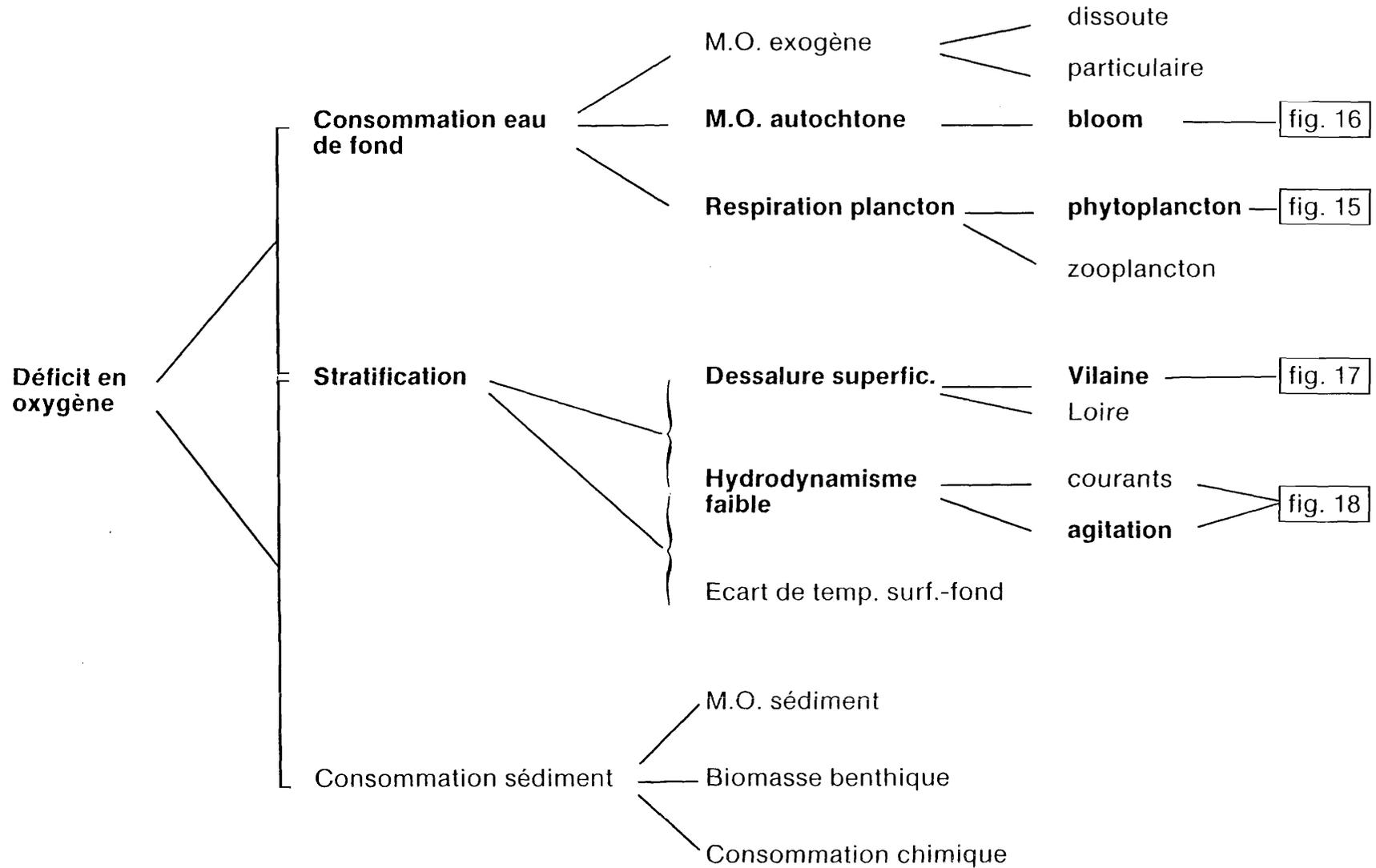
- a) facteurs générant la stratification,
- b) facteurs de dessalure (Loire et/ou Vilaine),
- c) facteurs des débits élevés de la Vilaine,
- d) facteurs de faible mélange estuarien,
- e) facteurs de déstratification (courants-agitation).

B) Consommation d'oxygène

- a) Facteurs de consommation d'oxygène (fig. 14)

La question posée est de savoir dans quel compartiment du fond, sédiment ou eau, a lieu l'essentiel de la consommation d'oxygène.

Fig. 14 - ANOXIE DE LA BAIE DE VILAINE (Juillet 1982)
SCHEMA CAUSAL (1^{re} partie)



**Fig. 15 - ANOXIE DE LA BAIE DE VILAINE (Juillet 1982)
SCHEMA CAUSAL (2^e partie)**

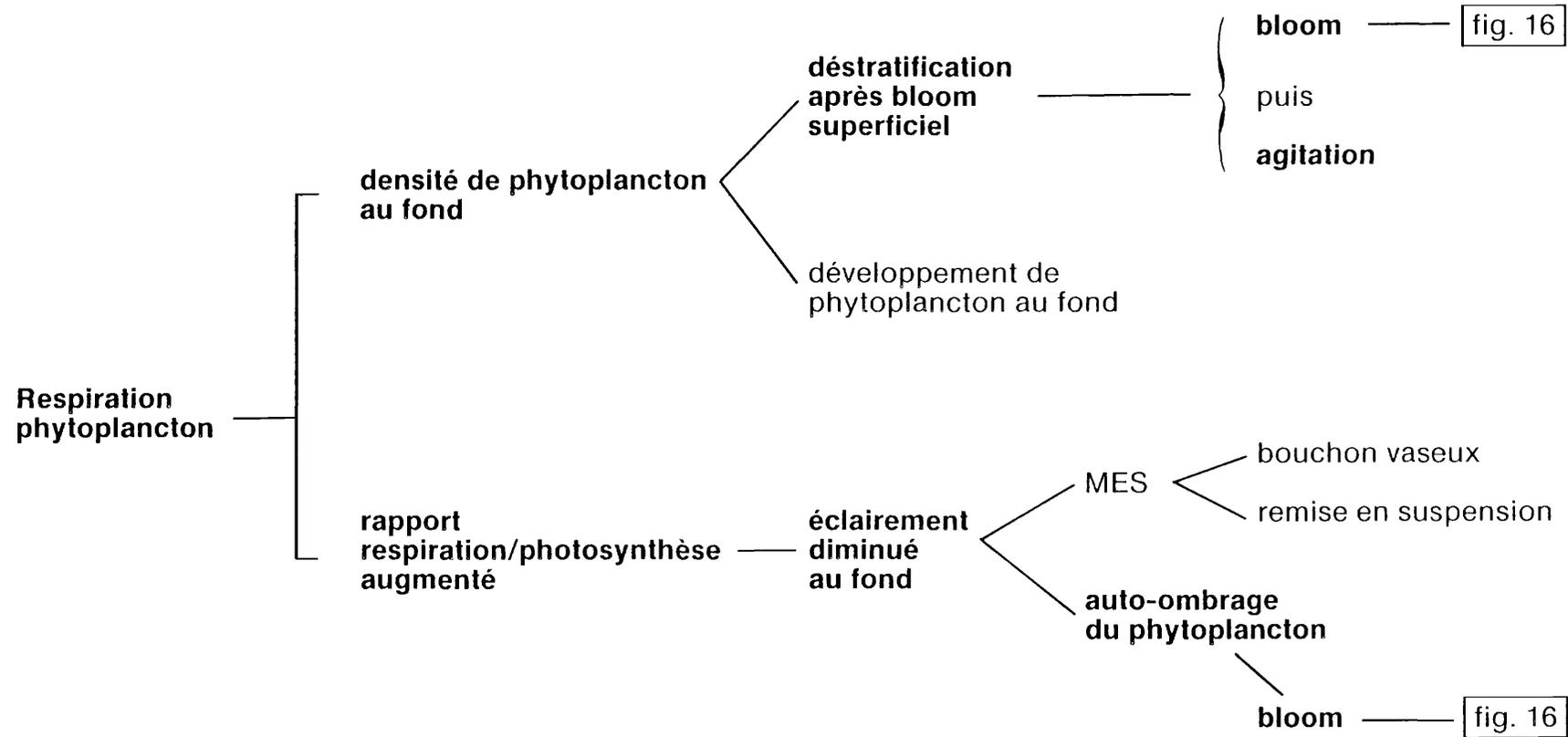


Fig. 16 - ANOXIE DE LA BAIE DE VILAINE (Juillet 1982)
SCHEMA CAUSAL (3^e partie)

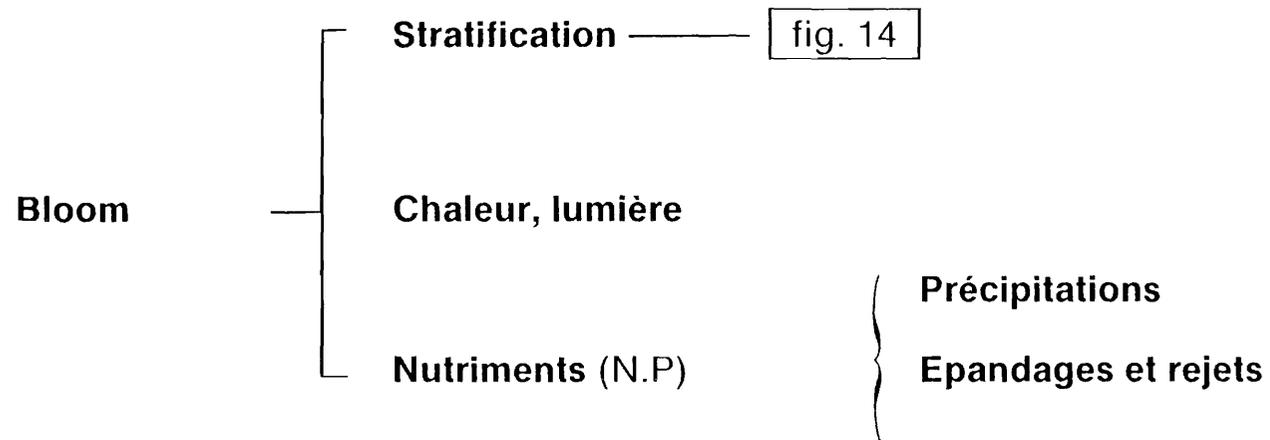


Fig. 17 - ANOXIE DE LA BAIE DE VILAINE (Juillet 1982)
SCHEMA CAUSAL (4^e partie)

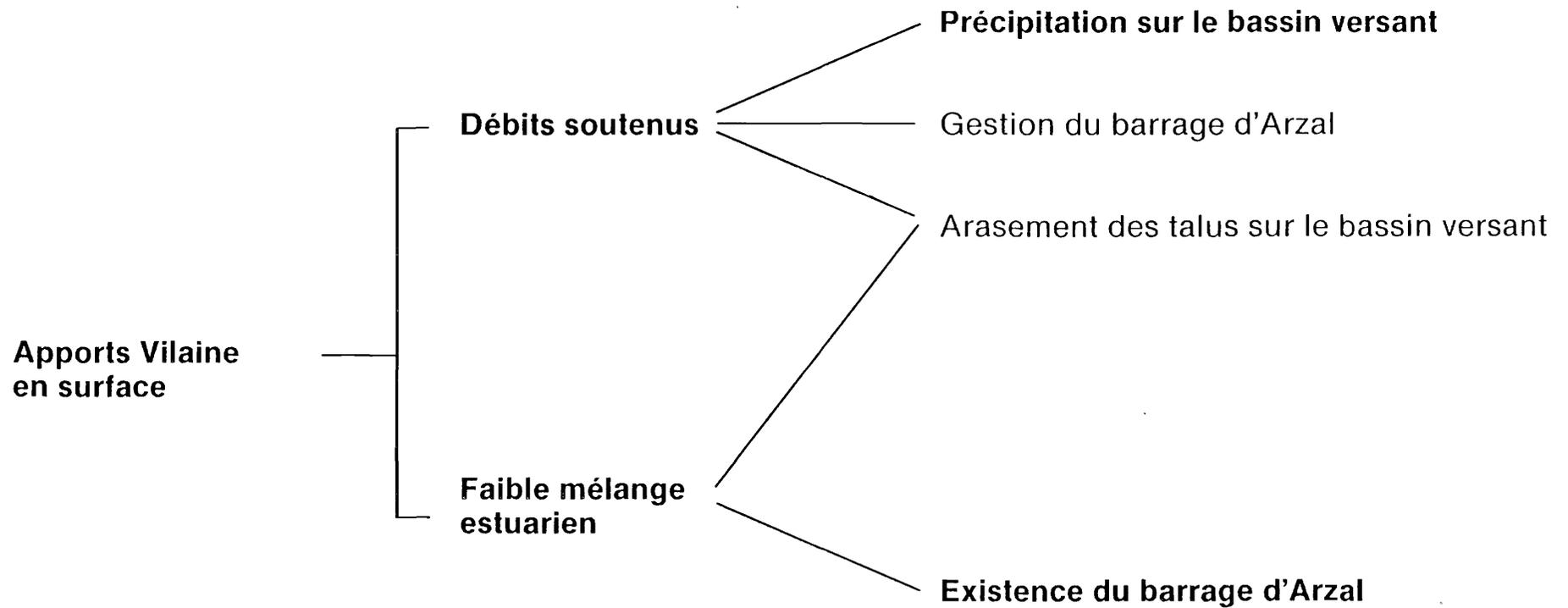
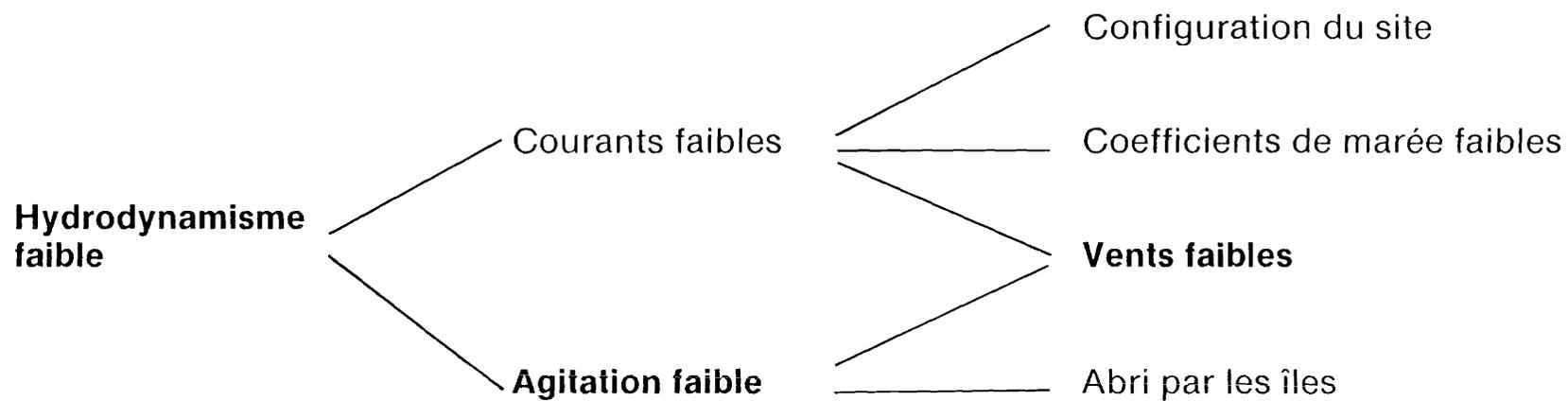


Fig. 18 - ANOXIE DE LA BAIE DE VILAINE (Juillet 1982)
SCHEMA CAUSAL (5^e partie)



Les mesures réalisées à ce sujet ont montré que la consommation des deux compartiments était différente (MERCERON, 1986).

La consommation d'oxygène est une fonction directe de la teneur ambiante. De fait, dans les enceintes d'incubation du sédiment, l'évolution des teneurs a été de type exponentiel. Mais durant les premières heures d'incubation, les teneurs sont restées assez élevées pour que la consommation puisse être assimilée à une constante (fig. 19). Lors des incubations d'eau, l'évolution des teneurs est restée faible et la consommation peut toujours être assimilée à une constante.

1) Comparaison des consommations "constantes" de l'eau et du sédiment

(fig. 20)

La gamme de variation de la consommation semble plus étendue pour l'eau que pour le sédiment, notamment en 1985 aux stations réparties dans la baie. Dans ce cas, la moyenne des consommations du sédiment est de $43,4 \text{ ml.m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($e = 7,5$). Compte tenu de la surface située sous la pycnocline la plus fréquente, cela correspond à une demande globale moyenne du sédiment de près de $7\,000 \text{ m}^3$ d'oxygène par heure.

Une demande équivalente de la part du volume d'eau situé sous la pycnocline correspond à une consommation moyenne de $6,5 \text{ ml.m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Nos observations ont été fréquemment supérieures à cette valeur (d'un facteur 15 au maximum). Nos mesures de la consommation de l'eau n'ont jamais été effectuées durant des périodes de bloom intense, au cours desquelles il aurait été logique d'observer des consommations encore supérieures.

— FIG 19 —

EVOLUTION de l'OXYGENE DISSOUS
Station OXYMOR 2 — du 08/10 au 10/10/1984 —

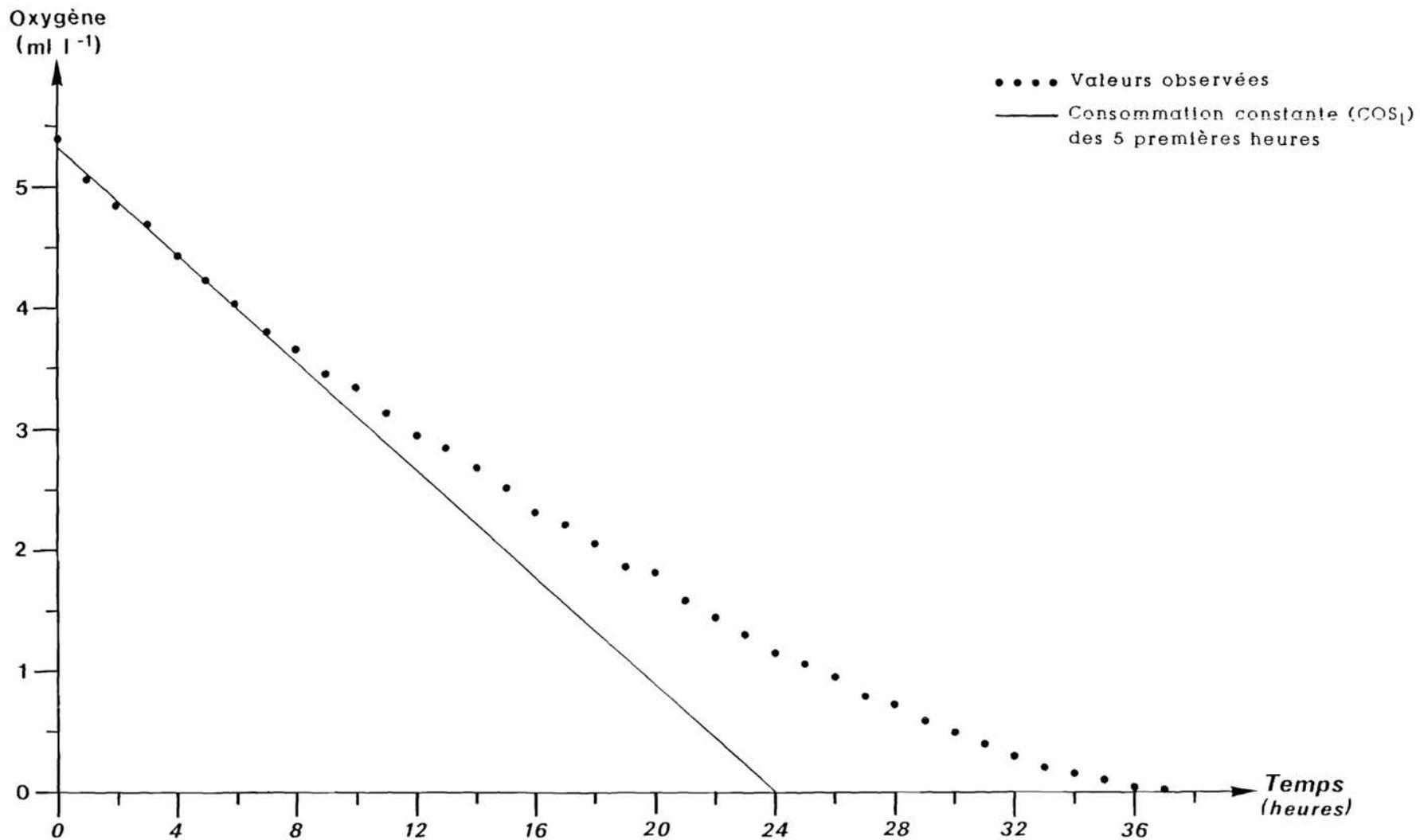
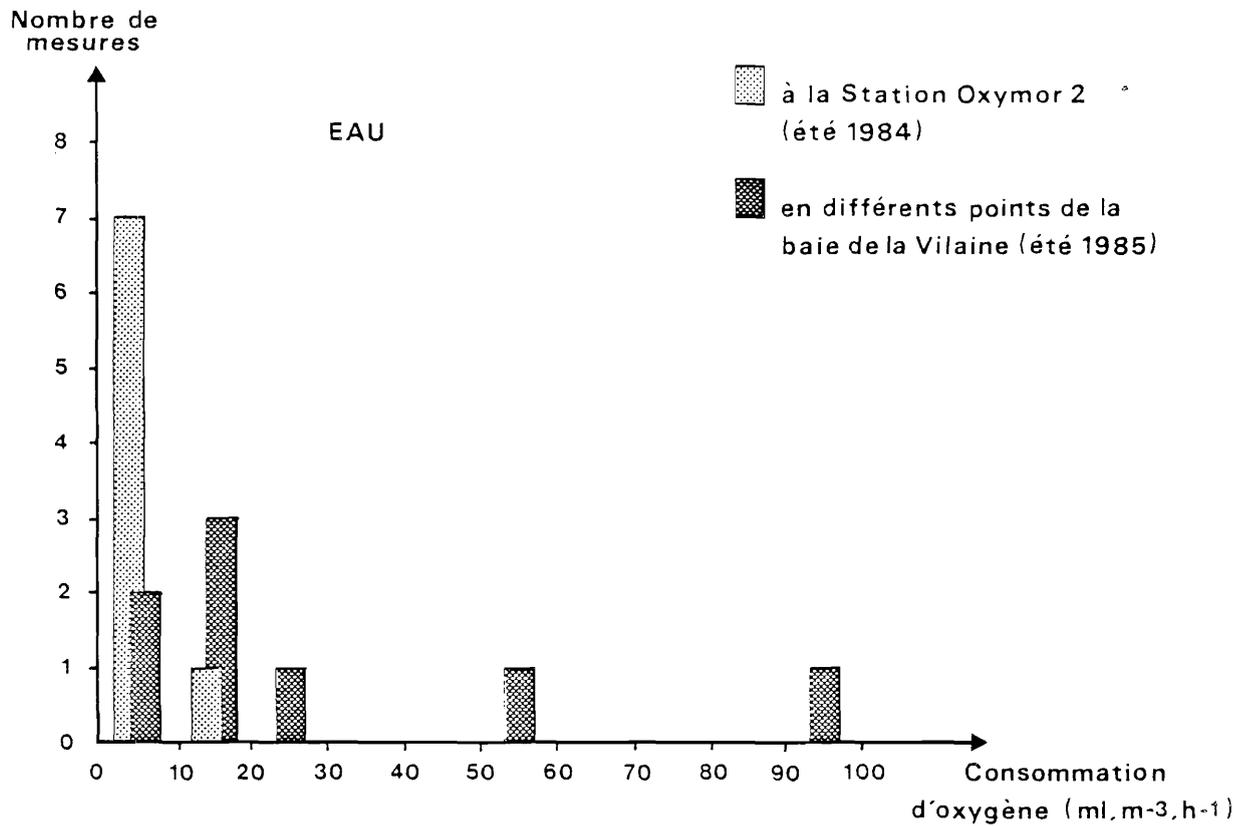
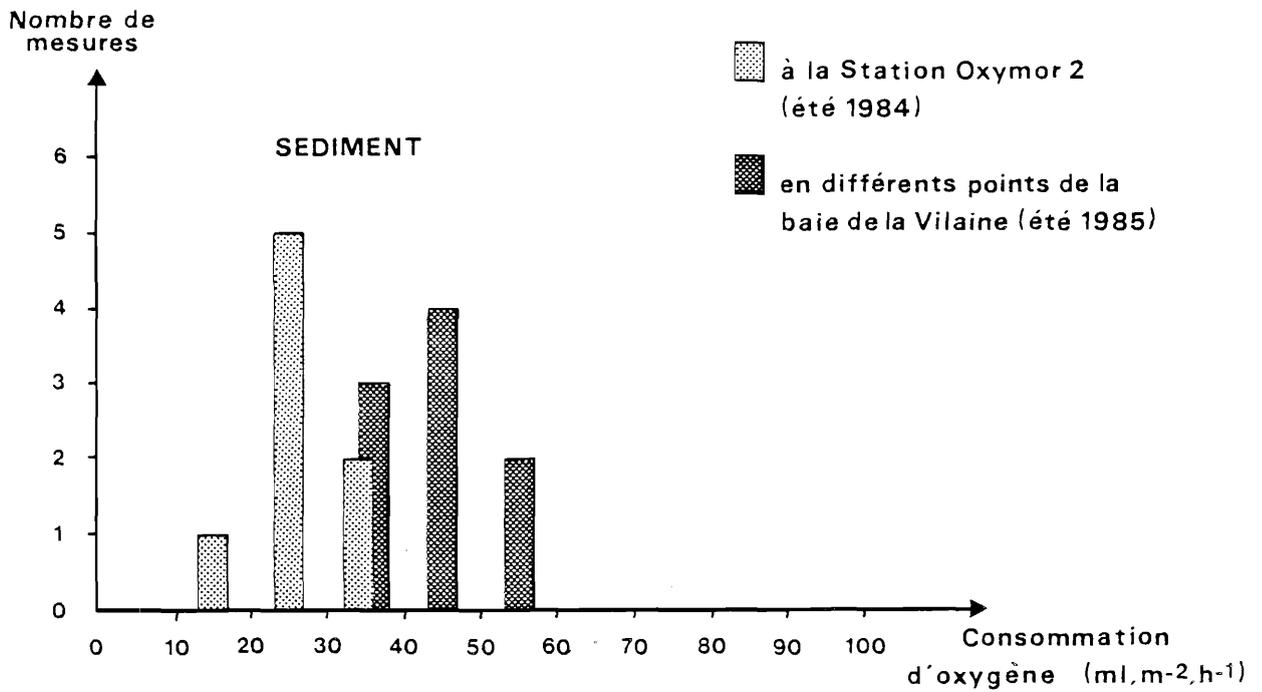


FIG.20 - CONSOMMATION D'OXYGENE EN BAIE DE VILAINE
MODELE LINEAIRE



2) A propos de la consommation du sédiment de type exponentiel

En simulant la consommation en oxygène du sédiment de la baie de Vilaine selon un modèle exponentiel (et en supposant que la réoxygénation et la consommation de l'eau elle-même soient nulles), on observe qu'une durée de 44 jours est nécessaire pour que le sédiment abaisse la teneur en oxygène de l'eau de fond de la saturation (choisie à $5,4 \text{ ml.l}^{-1}$) à 1 ml.l^{-1} . Pour atteindre le seuil létal des juvéniles de mulets, de bars et de turbots qui est de $0,55 \text{ ml.l}^{-1}$ (PERSON-LE RUYET, 1986), 60 jours sont nécessaires.

Ces durées sont incompatibles avec les chutes d'oxygène que nous avons observées, et qui sont beaucoup plus rapides. Elles s'accordent mal également avec l'anoxie de juillet 1982 qui n'a pu s'installer qu'en quelques jours au plus (pour des raisons météorologiques que nous verrons plus loin).

La consommation d'oxygène par le compartiment sédimentaire constituerait une sorte de "bruit de fond" dans la consommation globale au niveau du fond. Elle augmenterait progressivement au cours de la belle saison par suite de l'accroissement de la biomasse benthique, et de la quantité de particules organiques sédimentées. Ceci contribuerait donc à abaisser, en fin de saison, le niveau de la consommation d'oxygène par l'eau, qui est susceptible de provoquer une anoxie.

<p>En baie de Vilaine, lors des périodes de forte baisse d'oxygène dissous au fond, il est très probable que la consommation par l'eau elle-même joue un rôle beaucoup plus important que celle induite par la consommation sédimentaire.</p>

b) Facteurs de consommation par l'eau

Les facteurs influençant la consommation de l'eau de fond sont :

- la dégradation de la matière organique exogène, provenant de la Vilaine,

- la dégradation de la matière organique produite sur place (celle d'un bloom phytoplanctonique dans la baie),

- la respiration du plancton marin (phyto- et zooplancton).

1) Influence comparée de la matière organique provenant de la Vilaine

et de celle produite sur place

1.1. Etat eutrophe de la Vilaine

Le SRAE (1984) a estimé rétrospectivement l'état trophique du fleuve -Vilaine- et de la retenue d'Arzal depuis 1976 ; ceci a été réalisé selon différents modèles basés sur les charges en phosphore. Il en ressort que le fleuve est eutrophe, et que la courte stabulation dans la retenue d'Arzal ne modifie pas cet état (fig. 21 à titre d'exemple). Les observations en nature de la chlorophylle dans la retenue, effectuées en 1983 par le SRAE, et le suivi très serré de la qualité de l'eau de cette retenue réalisé en 1984 par l'AHMB, confirment ce diagnostic (fig. 22).

<p>On peut donc considérer <u>a priori</u> que les flux de matière organique délivrés par la Vilaine sont susceptibles de contribuer, par leur dégradation, à un déficit en oxygène dans la baie.</p>

Pour apprécier l'importance de ces apports relativement à la matière organique produite in situ dans la baie, nous avons procédé à trois comparaisons :

- le flux d'azote organique avec celui d'azote minéral, tous deux issus de la Vilaine, en faisant l'hypothèse que l'azote minéral est en majeure partie utilisé pour la création de matière organique dans la baie,

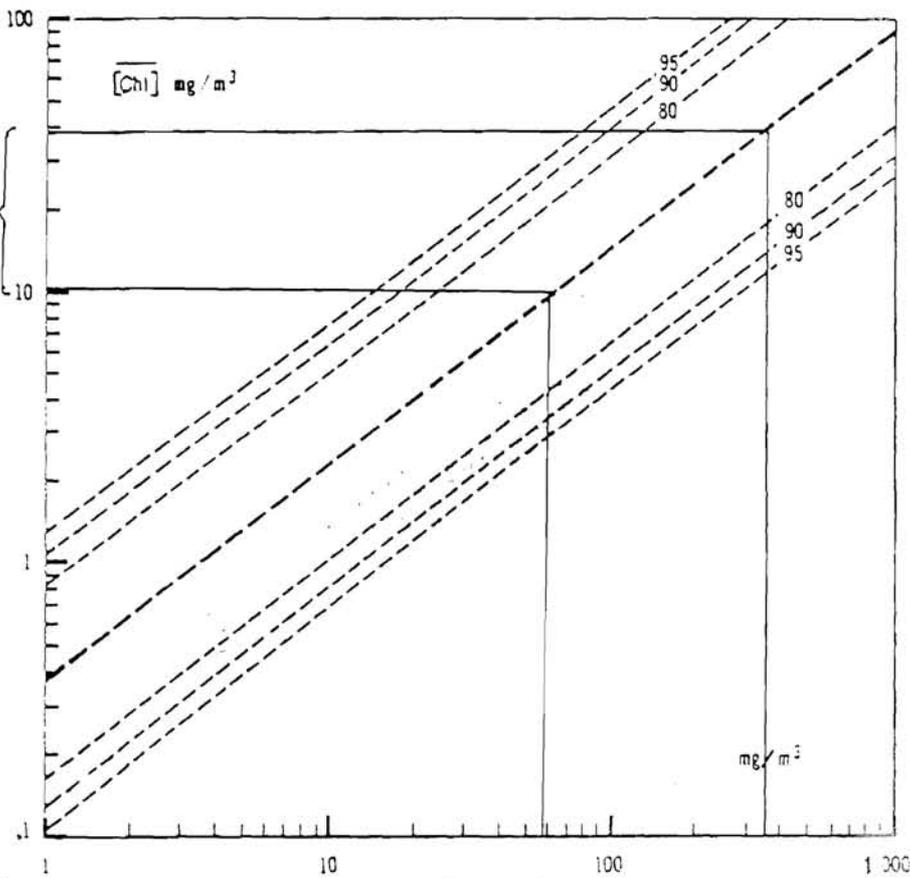
- le flux de matière organique de la Vilaine avec le stock de matière organique vivante (de phytoplancton) in situ,

Fig 21 EVALUATION DE LA TENEUR MOYENNE (ANNUELLE) EN CHLOROPHYLLE
 ET DU NIVEAU D'EUTROPHISATION (modele de VOLLENWEIDER, OCDE)

D'après SRAE, 1984

1 Evaluation du taux
 moyen (annuel)
 de chlorophylle
 d'après les
 apports (P_j)
 en phosphates

AREAL de
 1976 à 1982



$T(w)$ = temps de résidence

$$[chl] = 0,37 \left([P]_j / (1 + \sqrt{T(w)}) \right)^{0,79}$$

2 Evaluation du niveau d'eutrophisation le plus probable

Fréquence
 relative des
 observations

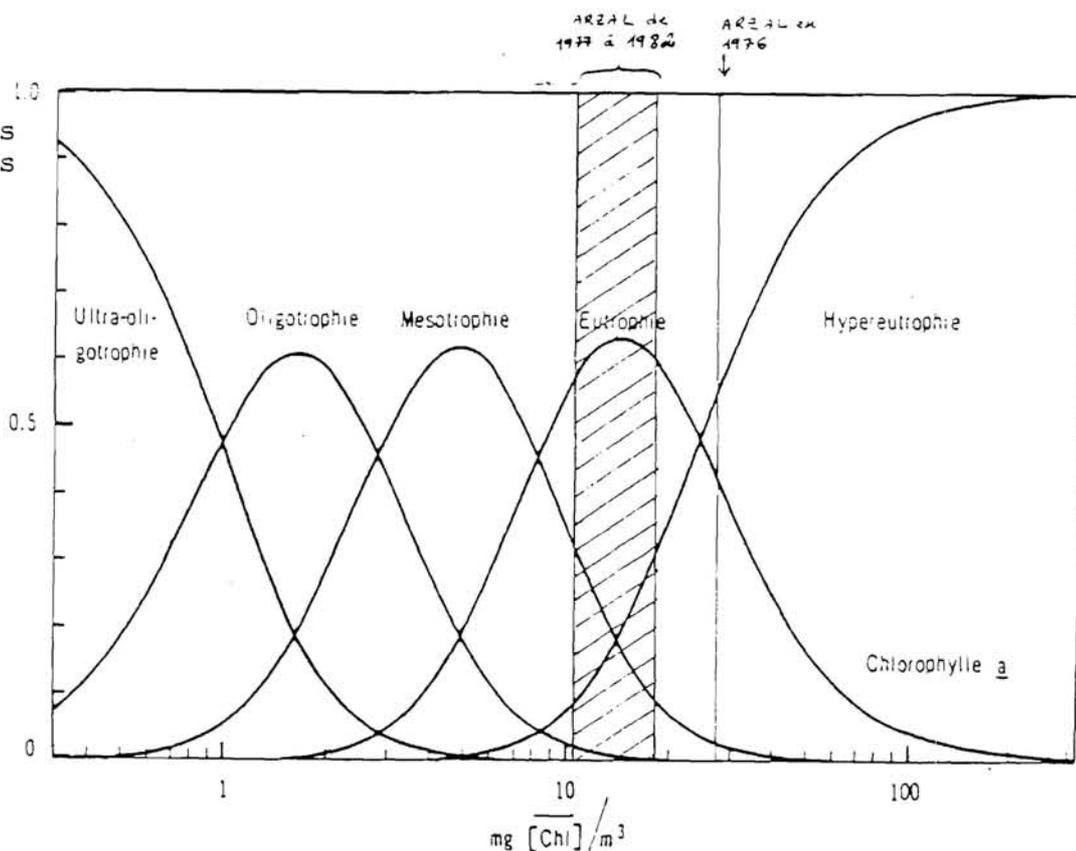
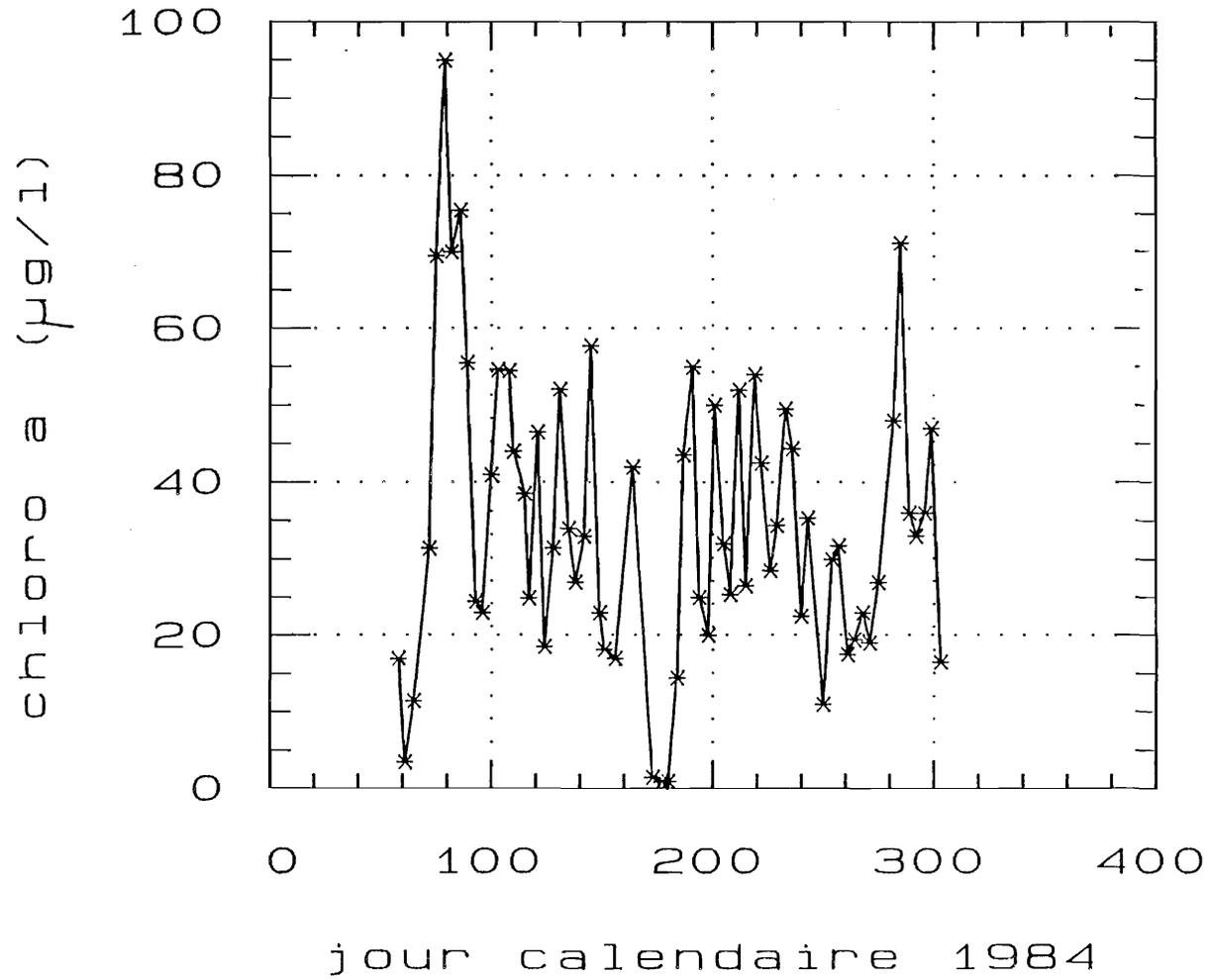


Fig 22

TENEURS EN CHLOROPHYLLE A
A ARZAL EN 1984 ($\mu\text{g/l}$)



- le flux de matière organique de la Vilaine avec le stock de matière organique inerte in situ.

1.2. Comparaison des flux d'azote minéral et d'azote organique de la Vilaine.

Ces flux sont représentés sur la figure 23 (2 mesures par semaine de mars à octobre 1984). On observe que dès que les flux d'azote s'élèvent au dessus des valeurs minimum, le flux d'azote minéral est très nettement supérieur à celui d'azote organique. La figure 24 permet de préciser que, dès que les débits dépassent $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, il y a prédominance du flux minéral qui est alors en moyenne 3 fois plus élevé que le flux organique.

Cependant, pour le phytoplancton de la baie, l'azote minéral de la Vilaine ne représente pas nécessairement l'unique source d'azote. Inversement, tout l'azote minéral issu du cours d'eau n'est pas nécessairement transformé en matière organique dans la baie.

1.3. Comparaison du flux d'azote organique de la Vilaine avec le stock de matière organique (de phytoplancton) in situ.

Pour répondre à l'objection précédente, on a substitué à l'azote minéral de la Vilaine le stock de phytoplancton effectivement présent en surface dans la baie.

Nous avons estimé le stock de chlorophylle des 6 mètres superficiels en baie de Vilaine à partir des données de 1984 (tableau III). L'estimation n'a pas pris en compte les zones où la profondeur était inférieure à 6 mètres. A chaque station (n° 5-7-8-9-10) et pour chaque mission, les teneurs des niveaux 0 m, 1 m, 3 m et 5 m ont été sommées avec une pondération par l'épaisseur. L'aire affectée à chaque station a été déterminée à partir d'un polygone construit autour d'elle, et dont les côtés sont situés à mi-distance des stations voisines. L'évolution temporelle du stock instantané de chlorophylle superficielle de la majeure partie de la baie est observable sur la figure 25. La valeur maximum estimée en 1984 est de 86 t.

Fig 23

FLUX D'AZOTE ORGANIQUE ET MINERAL
A ARZAL EN 1984 (t/j)* ORGA

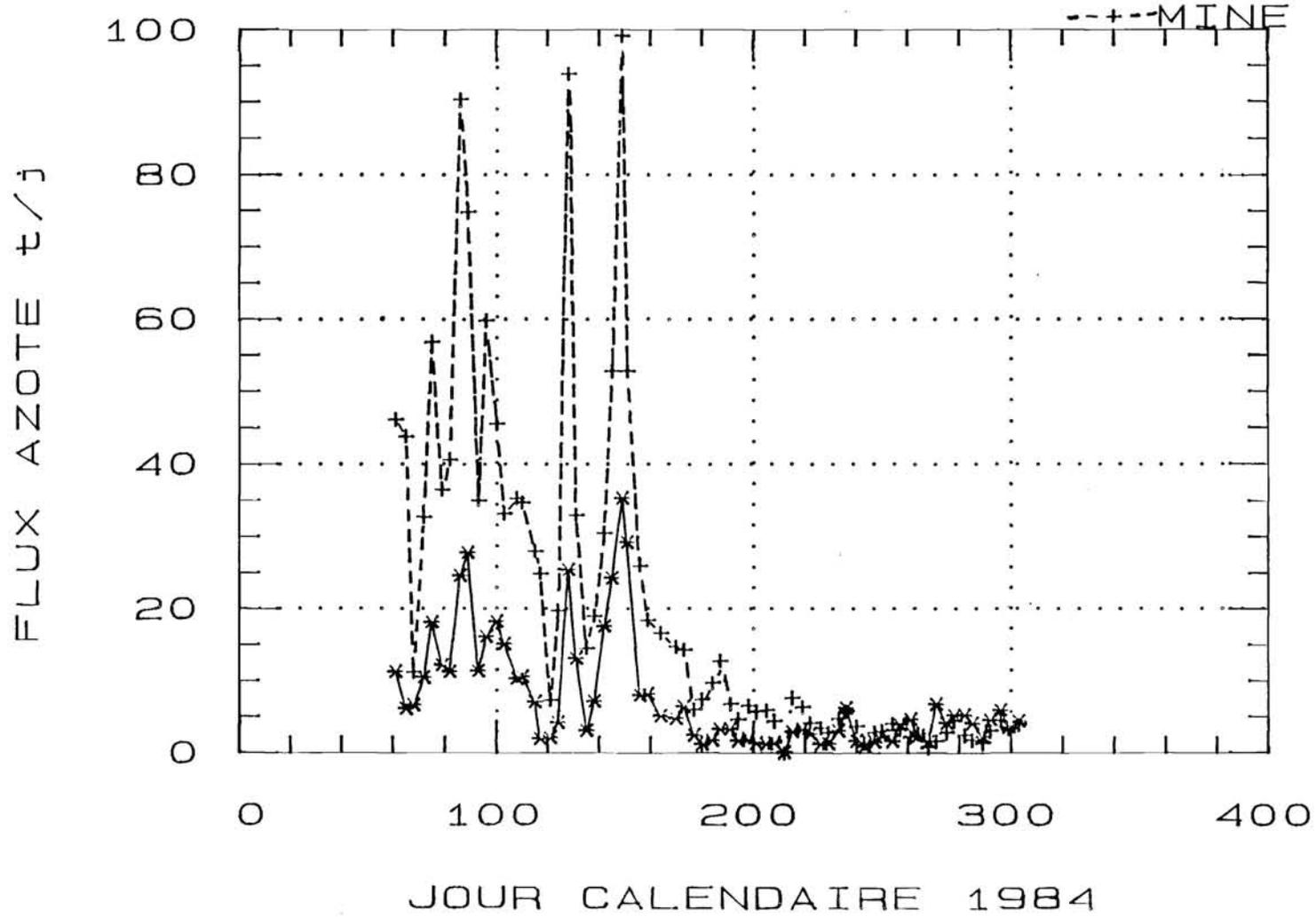
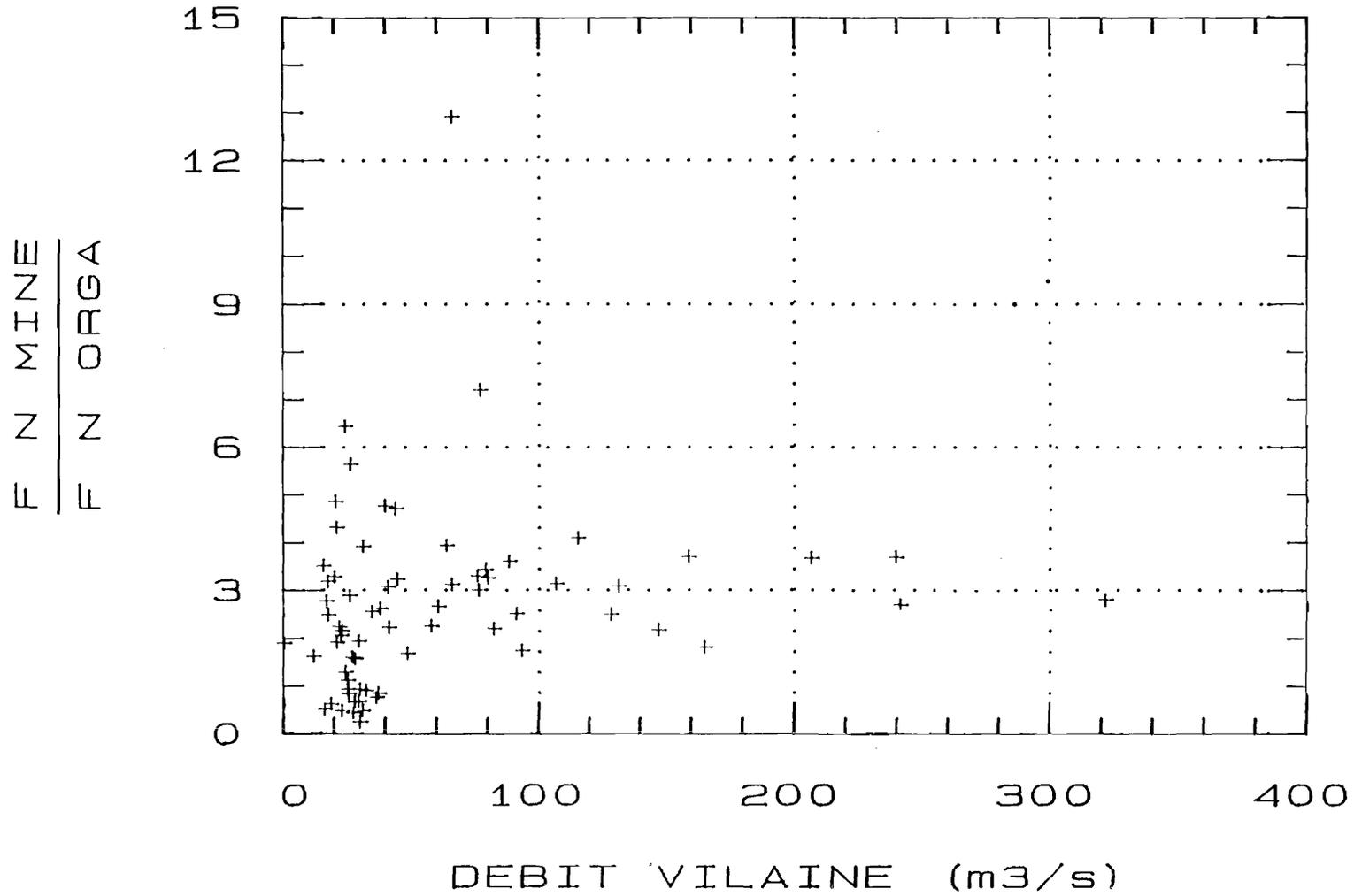


Fig 24

DEBIT / - / (FLUX N MINE / FLUX N ORGA)
VILAINE 1984



**TABLEAU III - QUANTITES DE CHLOROPHYLLE a SUPERFICIELLE
EN BAIE DE VILAINE EN 1984 (de 0 à 6 m)**

Date	Jour calendaire	Quantité moyenne de chlorophylle (t)	Ecart-type approché (t)	Intervalle de confiance approché à 95 % (t)
10.1	10	5,6	0,24	[5,1 - 6,1]
15.2	46	2,0	0,23	[1,6 - 2,5]
3.4	63	13,3	1,05	[11,2 - 15,4]
10.4	101	82,7	6,55	[69,6 - 95,8]
10.5	131	48,5	1,35	[45,9 - 51,2]
15.6	167	47,4	3,07	[41,2 - 53,5]
20.6	172	31,3	2,73	[25,9 - 36,8]
5.7	187	18,7	1,47	[15,8 - 21,6]
19.7	201	86,3	10,76	[64,8 - 107,8]
6.8	219	26,5	1,72	[23,1 - 30,0]
20.8	233	5,1	0,34	[4,4 - 5,8]
19.9	263	11,0	0,59	[9,8 - 12,2]
30.10	304	11,2	0,65	[9,9 - 12,5]

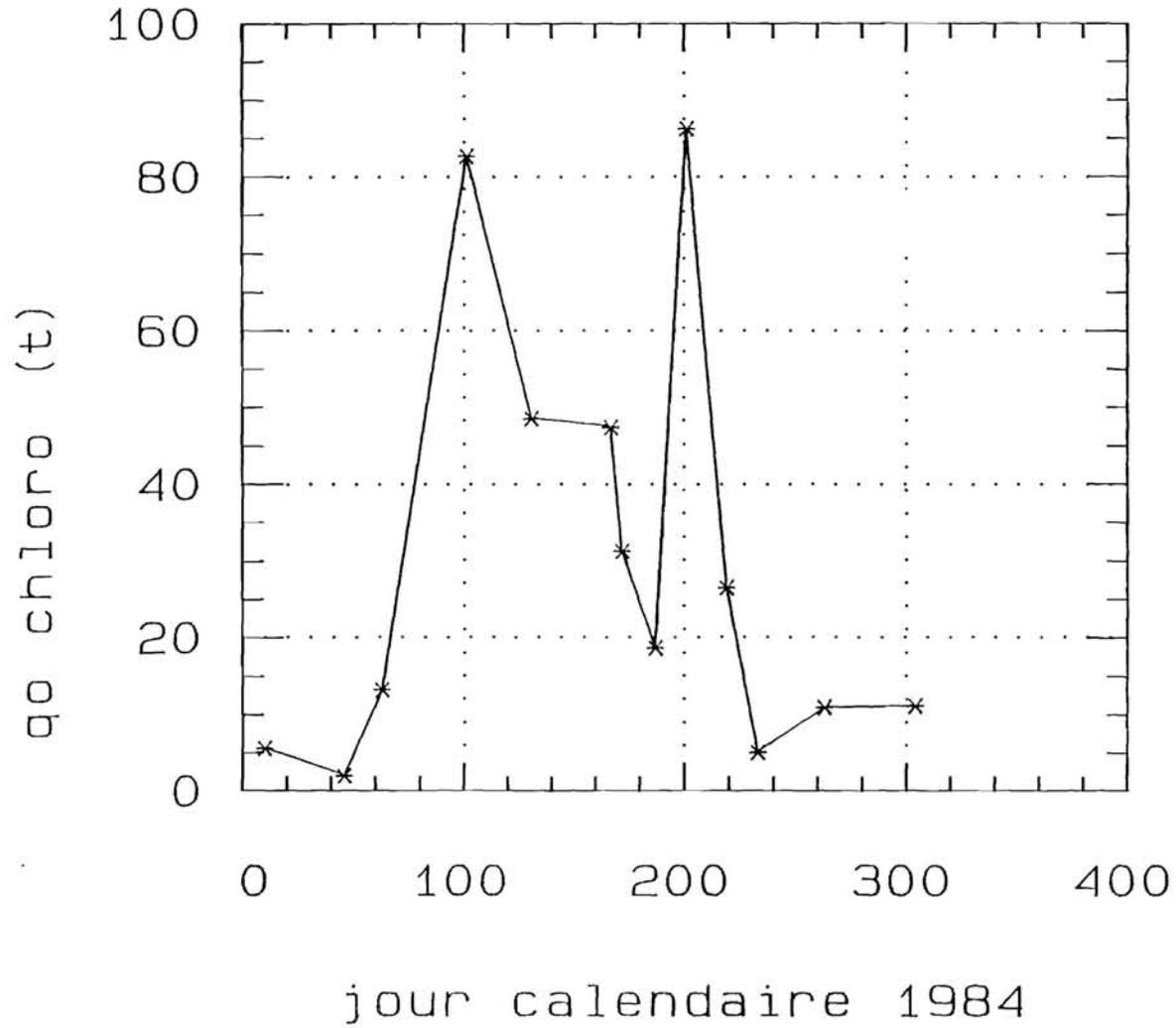
Les zones dont les profondeurs sont inférieures à 6 m ont été exclues.

Le même calcul pour 1985 aboutit à une valeur moyenne maximum de 166 t de chlorophylle (21.5.85).

Pour obtenir le stock total de chlorophylle en baie, il faudrait inclure les quantités correspondant aux faibles profondeurs et celles situées sous le niveau des 6 mètres. En s'en tenant aux valeurs ci-dessus, nous estimons les quantités équivalentes d'azote. Avec un ratio N/chlorophylle de 7 à 10, généralement adopté pour les diatomées (nous choisirons 8,5), on aboutit à un stock d'azote phytoplanctonique maximum de 734 t en 1984 (et 1410 t en 1985).

Fig 25

QUANTITE DE CHLOROPHYLLE SUPERFICIELLE
EN BAIE DE VILAINE (0 à 6m) 1984



Les flux d'azote organique délivrés par le fleuve au printemps 1984 sont montés à 35 t.j^{-1} . Il aurait donc fallu au moins 20 jours d'un tel flux pour aboutir au même montant d'azote organique à dégrader en baie (40 jours en 1985), ce qui ne fut pas le cas.

Mais, en fait, un bloom ne meurt pas nécessairement de façon quasi-instantanée, et sa matière ne se retrouve pas forcément très rapidement sous la pycnocline, comme nous le supposons implicitement dans l'approche ci-dessus.

1.4. Comparaison du flux de matière organique de la Vilaine avec le stock de matière organique inerte sous la pycnocline.

La matière organique inerte située sous la pycnocline est estimée à l'aide du carbone organique (CO). Dans la Vilaine, en 1984, les fractions dissoutes (COD) et particulaires (COP) ont été dosées. Le flux de COD est en moyenne 2,6 fois plus important que celui du COP. Mais en baie, le COP seul a été analysé. Compte tenu du fait que le phytoplancton marin, comme celui d'eau douce, relargue des quantités importantes de COD, et que le flux de COD d'eau douce a toutes chances d'affecter la couche superficielle de la baie, nous avons cependant jugé possible de nous contenter d'un rapprochement des COP.

Des valeurs de COP de fond, on déduit la fraction imputable au phytoplancton vivant qui, lui, produit de l'oxygène. COP inerte = COP - [(chloro + phaeo) x 40] (d'après LORENZEN, 1968). La moyenne arithmétique du COP inerte entre stations est multipliée par le volume liquide moyen situé sous la pycnocline ($1\ 082.10^6 \text{ m}^3$). Le stock de carbone organique particulaire inerte ainsi obtenu varie de 669 à 3 256 t (1 578 t en moyenne).

Les flux de COP issus de la Vilaine sont moyennés avec ceux des 7 jours précédant la mesure en mer. On remarque que, selon les périodes, c'est, théoriquement, 18,5 à 453 jours de ces flux qu'il faudrait cumuler pour obtenir le stock en place.

Le même calcul réalisé avec les volumes d'eau douce donne des résultats inférieurs de plus d'un ordre de grandeur. Un tel décalage signifie que le temps de résidence ne peut expliquer les durées ci-dessus, et que la matière organique (MO) inerte a comme principale origine la matière vivante produite sur place.

2) Influence comparée de la dégradation de la matière organique

 produite sur place et de la respiration du phyto- et du

 zooplancton

Comme nous ne disposions pas de mesures locales de ces trois vitesses de consommation, nous avons dû rechercher ces valeurs dans la littérature (à hydroclimat comparable) (tableau IV). Nous avons appliqué ces valeurs nominales aux teneurs élevées de phytoplancton que nous avons pu constater, soit en chlorophylle, soit en densité cellulaire pour la respiration. Pour le zooplancton, en l'absence d'observations, nous avons choisi arbitrairement une biomasse de 50 µg de poids sec par litre, généralement considérée comme une forte densité. La consommation par dégradation de la MO phytoplanctonique ne concerne que le carbone. Néanmoins, il constitue l'élément participant majoritairement à la consommation la plus intense, qui se produit durant les deux ou trois premiers jours d'incubation, et à laquelle nous nous référons ici.

En observant les consommations d'oxygène résultantes (bas du tableau IV), on constate que la respiration du zooplancton est beaucoup moins importante, ce qui permet d'exclure ce facteur. Les estimations correspondant aux deux autres facteurs sont d'un ordre de grandeur comparable, et peuvent être considérées comme potentiellement efficaces.

TABLEAU IV

CONSOMMATION D'OXYGENE DE L'EAU

	Dégradation M.O. phytoplancton	Respiration phytoplancton		Respiration zooplancton
Références	NEWELL <u>et al</u> , 1981 ITURRIAGA, 1979	PACKARD et WILLIAMS, 1981 TATF <u>et al</u> , 1980 EPPLEY et SLOAN, 1965 HOLLIGAN <u>et al</u> , 1984	RIVKIN, 1979	NIVAL <u>et al</u> , 1982 NIVAL, 1976 BOUGIS et NIVAL, 1973 DAGG <u>et al</u> , 1982
Consommations nominales	0,31 à 1 * ml (h.mg chlo a) ⁻¹	0,4 à 12 ml (h.mg chlo a) ⁻¹	0,39-10 ⁻⁶ ** µl (h.c) ⁻¹	2,5 µl (h.mg sec) ⁻¹
Valeurs constatées	30 µg chlo a l ⁻¹	30 µg chlo a l ⁻¹	15.10 ⁶ c.l ⁻¹	50 µg secs l ⁻¹ (choisie)
Consommation d'oxygène	> 30 ml.h ⁻¹ m ⁻³	12 à 360 ml.h ⁻¹ .m ⁻³	5,8 ml.h ⁻¹ .m ⁻³	125 nl.h ⁻¹ m ⁻³

* Dégradation du carbone seulement

** Pour Skeletonema costatum

Nous retiendrons donc comme la plus plausible, l'hypothèse selon laquelle la consommation d'oxygène par l'eau de fond est due majoritairement à la respiration du phytoplancton et/ou à la dégradation de la matière organique correspondante. Le rôle de la matière organique provenant de la Vilaine paraît, en fait, accessoire.

c) Facteurs de respiration du phytoplancton (fig. 15)

Pour que la respiration du phytoplancton au fond soit importante par rapport à la production d'oxygène, il est nécessaire qu'il y ait à la fois une forte densité de phytoplancton au fond, et un rapport

$\frac{\text{consommation d'oxygène par respiration}}{\text{production d'oxygène par photosynthèse}}$ élevé (tout au moins > 1).

1) Facteurs d'abondance du phytoplancton

D'une façon générale, les fortes densités de phytoplancton se trouvent à la surface ou quelques mètres en dessous. Une forte densité au fond peut provenir a priori de deux situations :

- soit une déstratification de la colonne d'eau survenant après un bloom superficiel très intense, et induisant une homogénéisation verticale des valeurs,

- soit un développement de phytoplancton localisé au fond tel qu'il s'en produit en période d'étiage lorsque l'essentiel des apports de substances nutritives provient des relargages sédimentaires.

1.1. Destratification après un bloom

En examinant nos données d'hydrologie à travers cette alternative on constate que le premier cas de figure a été observé à trois reprises (tableau V). On remarque qu'à chaque fois, l'état de la mer est monté à 3 à Belle-Ile durant au moins 24 heures au cours des

TABLEAU V

**OCCURRENCE DE VALEURS DE CHLOROPHYLLE CONSEQUENTES
ET HOMOGENES SUR LA VERTICALE - BAIE DE VILAINE**

Date	Station	Chloro moy. de surface ($\mu\text{g.l}^{-1}$) *	Chloro de fond ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Hydrométéorologie de la semaine précédant la mesure en mer		
				Etat mer à Belle-Ile (code 0-9)	Débit moyen de la Vilaine ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	Débit moyen de la Loire ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)
10.5.84	4	11,5	11,2	de 3 à partir de 48 h auparavant	70	523
	6	4,4	4,3			
	7	6,3	6,2			
6.8.84	5	5,4	6,6	de 3 à partir de 36 h auparavant	75	245
	6	5,2	4,8			
	9	4,9	6,5			
	10	6,5	5,3			
4.6.85	5	8,0	8,0	de 3 durant 1 jour 36 h auparavant	23,1	1 221
	6	6,5	6,7			
	7	2,3	2,1			
	8	2,9	2,8			

* Moyenne effectuée sur les niveaux 0, 1, 3 et 5 m.

quelques jours précédant la mesure ; on note également qu'à deux reprises sur trois, les débits de la Vilaine ont été notables pour la saison, et que les débits de la Loire ont été supérieurs à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Ce cas de figure s'est d'ailleurs reproduit parfois plus ponctuellement, notamment dans certaines stations peu profondes, où la chlorophylle de fond a atteint $25 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$.

1.2. Développement de phytoplancton localisé au fond

Le cas d'un développement de phytoplancton limité au fond est en fait la situation la plus fréquente durant la belle saison. Cela a été observé couramment en 1984 et en 1985, avec des niveaux de chlorophylle plafonnés à $5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Les teneurs superficielles pouvaient être inférieures à ceci, comme en 1984 ; les phosphates étaient alors absents des eaux superficielles, alors que les nitrates étaient encore présents en quantité significative. Cela correspondait à de faibles apports d'eau douce par la Vilaine. Lorsque ceux-ci furent un peu plus soutenus, comme en 1985, les teneurs en chlorophylle superficielle égalèrent ou dépassèrent celles du fond.

<p>En fait, il s'avère que les valeurs de chlorophylle au fond n'atteignent des niveaux élevés que lors d'un mélange vertical survenant après un bloom superficiel.</p>
--

En réexaminant l'hydrométéorologie de la période antérieure aux mortalités de juillet 1982 (figures 4, 10 et tableau I), on observe une première pointe de débit de $73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ le 15.7, faisant suite à une période de débits faibles. Elle est suivie de deux jours de mer calme favorisant un développement phytoplanctonique (état moyen : 2,13 et 2,00), puis de trois jours d'agitation suffisante pour homogénéiser la colonne d'eau (état moyen : 2,75 - 2,75 - 2,50).

<p>Il semble donc plausible que suite à cette séquence hydro-météorologique, de fortes densités de phytoplancton aient existé au fond une semaine environ avant le début des mortalités.</p>

2) Facteurs de diminution de l'éclairement au fond

Dans les conditions naturelles, la consommation d'oxygène par la respiration du phytoplancton compense et au-delà la production par photosynthèse, lorsque l'éclairement est fortement diminué ou absent. Cela se produit en phase nocturne, mais sur un cycle nycthéméral au cours de la belle saison, la phase diurne prédomine, et le bilan global est généralement producteur d'oxygène (et de matière organique phytoplanctonique).

2.1. Observations visuelles

L'obscurité au fond a été spontanément soulignée par la plupart des plongeurs sous-marins qui ont participé aux travaux scientifiques en baie de Vilaine. Les faibles profondeurs reconstrées (de quelques mètres à 17 mètres environ) leur faisaient prévoir une luminosité nettement plus importante que celle constatée.

2.2. Généralités

D'une façon générale, l'éclairement dans l'eau décroît avec la profondeur selon la loi exponentielle suivante :

$$E(z) = E(o) \cdot e^{-KZ},$$

où $E(Z)$ = éclairement à la profondeur Z ,

$E(o)$ = éclairement en surface,

K = coefficient d'extinction (m^{-1}),

Z = profondeur (m).

Il est classiquement admis que l'éclairement auquel la production photosynthétique d'oxygène du phytoplancton équilibre sa respiration est celle pour laquelle il reste 1 % de l'éclairement de surface. Ce niveau est appelé "profondeur de compensation" ($Z_{1\%}$) ;

$$Z_{1\%} = - \frac{\ln 0,01}{K}$$

En général, le coefficient K est calculé à partir de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Zs) * :

$$K = \frac{1,7}{Zs}$$

2.3. Observations au luxmètre et au disque de Secchi

En 1984, nous avons mesuré l'éclairement à deux reprises sur la verticale avec un luxmètre, à la station OXYMOR 2 (profondeur : 12 m). Les résultats sont figurés dans le tableau VI. Les coefficients d'extinction calculés à partir des profondeurs de Secchi sont assez proches de ceux issus des observations au luxmètre.

Des observations du disque de Secchi ont été effectuées à de nombreuses reprises en baie de Vilaine. Les valeurs de Zs furent comprises entre 2 et 8 m (tableau VII). On constate que la profondeur de compensation correspondant au minimum se situe à 5,4 m, soit sensiblement au niveau habituel de la pycnocline.

2.4. Influence des positions relatives de la pycnocline et de la profondeur de compensation sur l'oxygène dissous

On conçoit facilement l'importance primordiale que revêt la position de la profondeur de compensation par rapport à celle de la pycnocline. La pycnocline limite les échanges entre les deux couches qu'elle sépare (fig. 26). Dans ce qui suit, nous distinguerons de plus deux horizons dans la couche où se trouve la profondeur de compensation (horizons a et b dans la couche supérieure, horizons c et d dans la couche inférieure). Lorsque la profondeur de compensation est située sous la pycnocline (cas 1), la couche supérieure et l'horizon c sont le siège d'une production d'oxygène, tandis que l'horizon d n'est que consommateur. L'oxygène produit en c peut diffuser librement et/ou

* disque blanc de 30 cm de diamètre.

TABLEAU VI

ECLAIREMENT EN BAIE DE VILAINE

Station OXYMOR 2 - 1984

Date	LUXMETRE		DISQUE DE SECCHI		
	K observé (m^{-1})	Z 1 % observé (m)	Z(s) (m)	K calculé (m^{-1})	Z 1% calculé (m)
24.07.84	0,26	> 12	6	0,28	16,5
10.10.84	0,59	8	2,5	0,68	6,8

K = Coefficient d'extinction

Z 1 % = profondeur de compensation

Zs = profondeur de disparition du disque de Secchi.

TABLEAU VII

MINIMUM ET MAXIMUM EN MATIERE DE

- PROFONDEUR DE SECCHI

- COEFFICIENT D'EXTINCTION

- PROFONDEUR DE COMPENSATION

OBSERVES EN BAIE DE VILAINE (1983 - 1985)

Zs (m)	K (m^{-1})	Z 1 % (m)
2	0,85	5,4
8	0,21	21,9

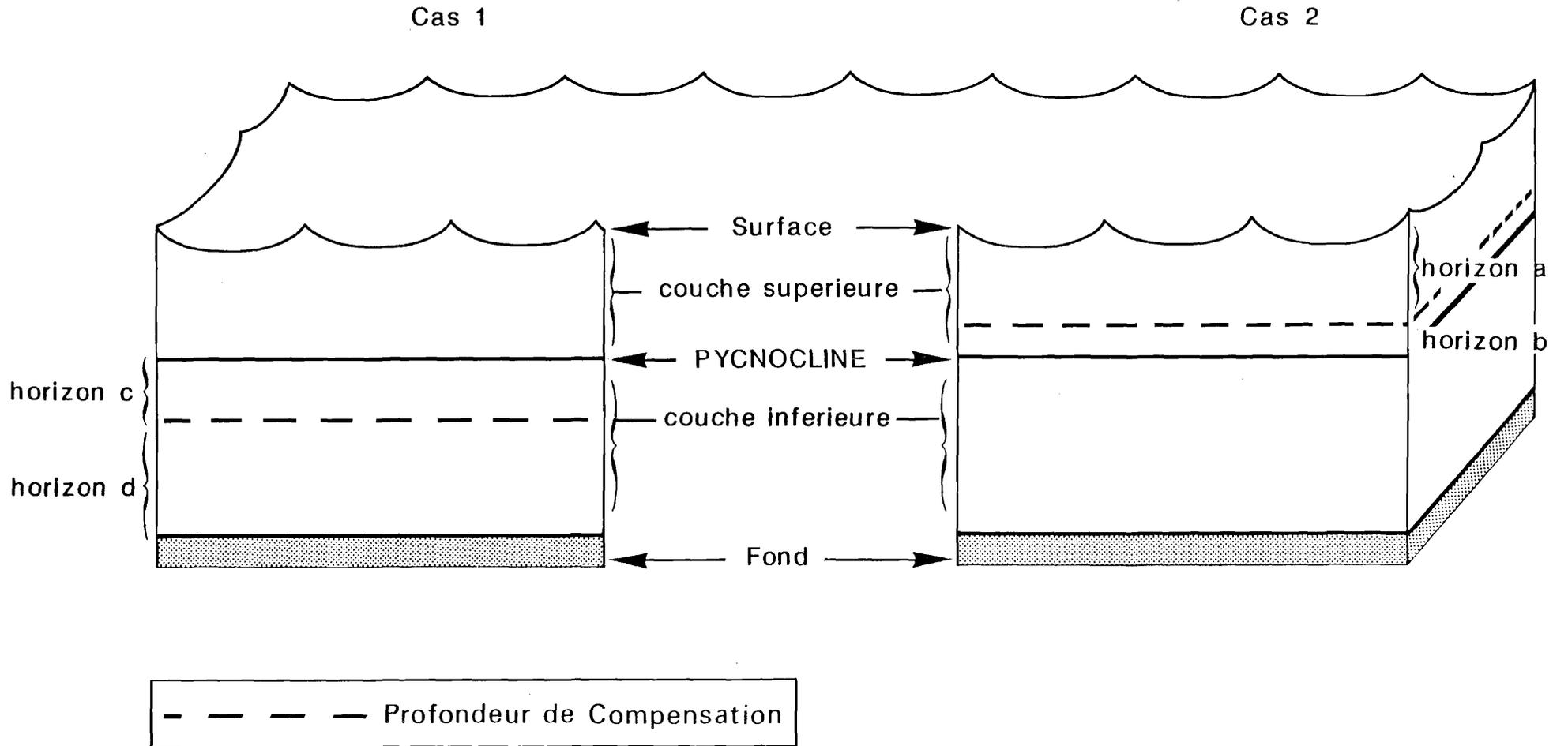
K = Coefficient d'extinction

Z 1 % = profondeur de compensation

Zs = profondeur de disparition du disque de Secchi.

Fig 26 PROFONDEUR DE COMPENSATION ET PYCNOCLINE

PROFONDEURS RELATIVES



être advecté vers l'horizon d. L'évolution résultante de l'oxygène dans la couche inférieure (production ou consommation) sera, entre autres facteurs, fonction de l'épaisseur relative des deux horizons.

Dans le cas inverse (cas 2), la production d'oxygène est limitée à l'horizon a. La couche inférieure est alors entièrement et strictement consommatrice, avec une possibilité de réoxygénation à partir de la surface restreinte par la pycnocline (ou même supprimée). La vitesse de consommation de l'oxygène y est réglée en grande partie par la quantité de phytoplancton présente.

Pour revenir à la baie de Vilaine, une diminution rapide de l'éclairement sur la colonne d'eau en période estivale peut être imputée soit à des concentrations élevées de matières en suspension (MES), soit à un auto-ombrage du phytoplancton (fig. 15).

2.5. Rôle possible des MES

Les MES mesurées dans la baie ont généralement des valeurs voisines de 5 mg.l^{-1} en surface avec des valeurs maximum proches de 10 mg.l^{-1} (15 mg.l^{-1} au fond). Ces valeurs, non négligeables, ne suffisent cependant pas à expliquer la forte extinction.

L'hypothèse selon laquelle les forts débits ayant précédé les mortalités auraient pu recréer un bouchon vaseux dans l'estuaire résiduel et l'expulser dans la baie, était envisageable. Cette masse importante de MES aurait pu y provoquer une forte augmentation de l'extinction.

Néanmoins, nous pensons que, même au cas où l'expulsion d'un bouchon vaseux se serait effectivement produite, la faible vitesse des courants dans la baie aurait permis le dépôt très rapide de ces MES sur le fond, surtout lors de cette période de mortes-eaux et de vents faibles à modérés (NADAILLAC et BRETON, 1985 et 1986).

Par ailleurs, nos observations au point fixe sur un cycle de marée de 13 heures ont montré que les remises en suspension des sédiments de la baie au moment des pics de courant étaient très limitées, même lors des vives-eaux et à des niveaux très proches du fond (10 cm).

Il ne semble donc pas que les MES exercent une influence majeure sur l'éclairement au fond en baie de Vilaine, notamment en période de mortes-eaux et de faible agitation.

2.6. Rôle possible de l'auto-ombrage du phytoplancton

2.6.1. Aspect théorique

Un certain nombre d'auteurs ont exprimé une relation entre le coefficient d'extinction K et la chlorophylle ; AGOUMI (1985) a fait une revue de ces relations. Il a bâti sa propre équation à partir de ses observations en Manche :

$$K = 0,134 + 0,003 \text{ MES} + 0,0189 C, \text{ où}$$

- les MES sont exprimées en mg.l^{-1} ,
- C est la chlorophylle exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Le premier terme (0,134) correspond à l'extinction attribuable à la couleur de l'eau et à son agitation. AGOUMI signale que la corrélation entre K et la chlorophylle est très bonne, mais qu'elle est médiocre entre K et les MES. L'estimation des K ainsi calculée fait apparaître une minoration de 20 % environ par rapport aux K observés.

En ce qui nous concerne, nous sommes partis de l'équation de RILEY (1956), applicable à une gamme de chlorophylle couvrant trois ordres de grandeur (RILEY, 1975) :

$$K = 0,04 + 0,054 C^{2/3} + 0,0088 C.$$

Le premier terme recouvre dans ce cas tous les facteurs d'extinction autres que la chlorophylle. La valeur donnée par RILEY (0,04) correspond à une eau pure. Pour la baie de Vilaine, nous

l'avons estimée par différence entre K obtenu à partir des observations du disque de Secchi, et l'extinction due à la chlorophylle, calculée à l'aide des deux derniers termes de l'équation de RILEY. Sur 24 observations, la valeur moyenne obtenue est de $0,323 \text{ m}^{-1}$ ($e = 0,121 \text{ m}^{-1}$). La corrélation avec les turbidités est significative ($r = 0,83$). Ce terme pourrait s'écrire :

$$K_{nc} = 0,125 \text{ Turb (NTU)} + 0,094,$$

où K_{nc} = Coefficient d'extinction non chlorophyllien.

La formule de RILEY ainsi adaptée au contexte local,

$$K = 0,323 + 0,054 C^{2/3} + 0,0088 C$$

est appliquée à quelques scénarios de concentration élevée de chlorophylle (tableau VIII).

On constate que les profondeurs de compensation deviennent rapidement faibles lorsque la quantité de phytoplancton augmente.

La question est maintenant de savoir si des concentrations de 30 à $80 \mu\text{g.l}^{-1}$ de chlorophylle superficielle en baie ont pu être atteintes en juillet 1982, et ceci sur une épaisseur et une superficie telles que sur l'ensemble de la zone la profondeur de compensation soit montée nettement au dessus de la pycnocline.

2.6.2. Mesures de chlorophylle (1985) - Teneurs potentielles

Nous avons recherché en baie les teneurs élevées en chlorophylle de 1985 et les concentrations résiduelles d'azote et de phosphore correspondantes (tableau IX). Pour les concentrations de chlorophylle superficielle assez élevées qui ont été sélectionnées, on observe des concentrations résiduelles de sels nutritifs encore importantes

($N = N\text{-NO}_3 + N\text{-NO}_2$, et $P = P\text{-PO}_4$). Le rapport molaire N/P est en général supérieur à 10-16, ce qui indique une limitation de la croissance du phytoplancton par le phosphore. En transformant le phosphore résiduel en son équivalent chlorophylle

($1 \mu\text{mol P} = 25 \mu\text{g chlorophylle}$), et en additionnant cet équivalent à la chlorophylle présente, on obtient une estimation de la

TABLEAU VIII

AUTO-OMBRAJE DU PHYTOPLANCTON

Valeurs types de chlorophylle (C) ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	d'après RILEY adapté (1)		d'après AGOUMI simplifié (2)	
	Coeff. extinction (K) (m^{-1})	Prof. (3) compensation (Z 1 %) (m)	Coeff. extinction (K) (m^{-1})	Prof. (3) compensation (Z 1 %) (m)
30	1,11	4,1	0,70	6,6
50	1,50	3,1	1,08	4,3
80	2,03	2,3	1,65	2,8

$$(1) \quad K = 0,323 + 0,054 C^{2/3} + 0,088 C$$

$$(2) \quad K = 0,134 + 0,0189 C$$

$$(3) \quad Z \ 1 \ \% = \frac{4,605}{K}$$

TABLEAU IX

**ESTIMATION DE TENEURS POTENTIELLES
EN CHLOROPHYLLE - BAIE DE VILAINE - 1985**

DATE	STATION	MOYENNE DES VALEURS à 1 m, 3 m, 5 m			Rapport N/P	CHLOROPHYLLE POTENTIELLE ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
		Chlorophylle ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Azote ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	Phosphore ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)		
05/21/85	5	25.11	46.21	0.42	110.02	35.61
05/21/85	6	20.91	46.31	0.62	75.09	36.33
05/21/85	7	25.57	28.86	0.84	34.36	46.57
05/21/85	8	23.70	27.02	0.42	64.34	34.20
05/21/85	9	22.08	27.58	0.66	41.78	38.58
05/21/85	12	16.81	34.08	0.26	132.79	23.23
06/18/85	5	20.36	4.14	0.41	10.11	30.61
06/18/85	6	20.19	0.87	0.60	1.45	35.11

* Azote = $\text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2$

** Phosphore = P-PO_4

*** Chlorophylle potentielle = Chlorophylle observée + ($\text{P-PO}_4 \times 25$)

concentration potentiellement atteinte, si les autres facteurs le permettent. Les chlorophylles potentielles se situent en général entre 30 et 40 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (maximum = 46 $\mu\text{g.l}^{-1}$).

Ceci contribue à rendre plausible l'hypothèse selon laquelle les apports nutritifs importants et les conditions météorologiques favorisant un bloom très superficiel qui ont eu lieu juste avant les mortalités de 1982, peuvent avoir induit des valeurs de chlorophylle très élevées sur une zone étendue.

En 1984, la chlorophylle superficielle et les teneurs concomitantes de sels nutritifs n'ont pas atteint les niveaux de 1985 ; cela a correspondu à des apports moindres de la Vilaine.

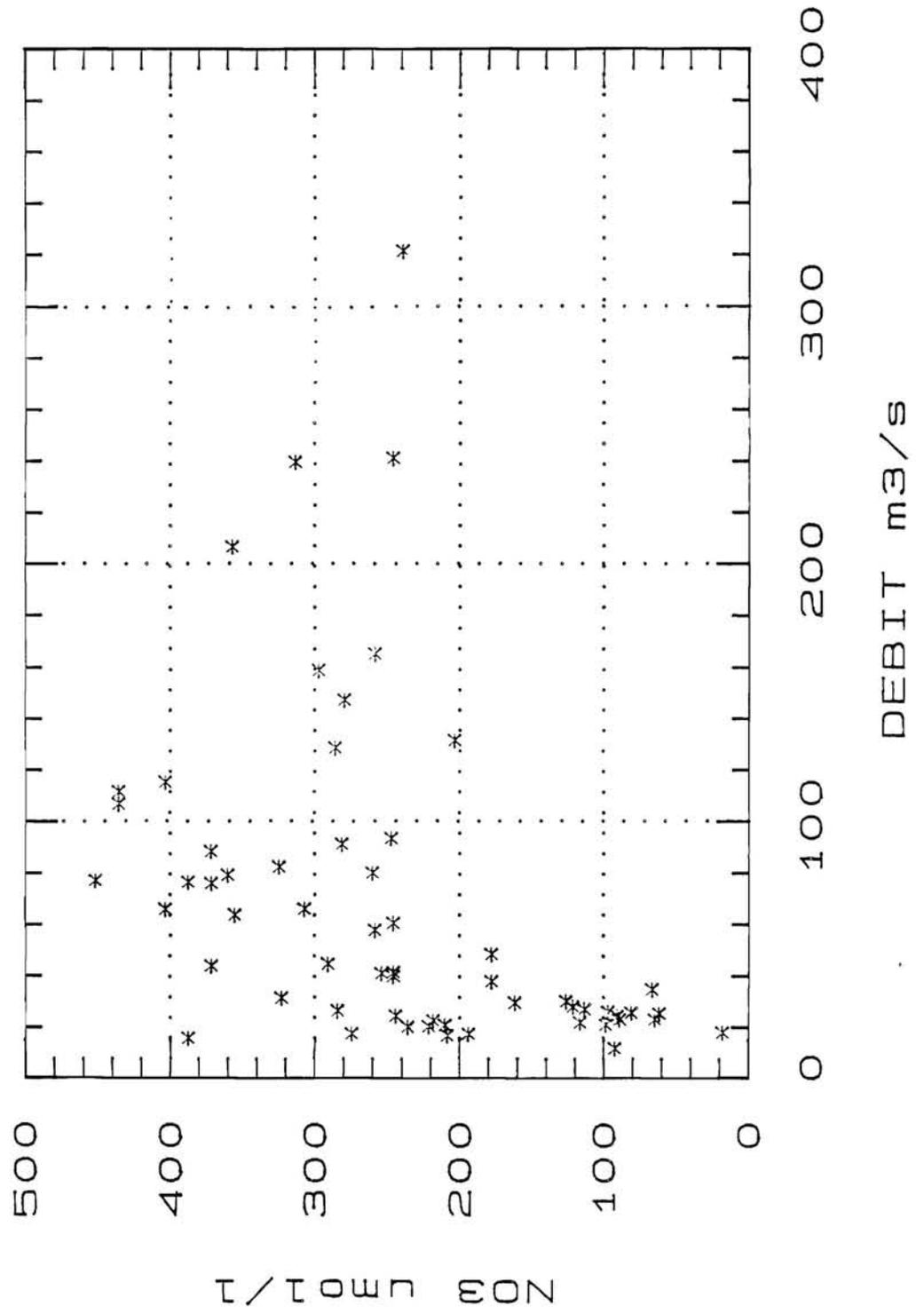
2.6.3. Estimation des teneurs de chlorophylle potentiellement atteintes en juillet 1982

En juillet 1982, durant la période de mer calme qui a précédé les mortalités (fig. 11), un deuxième épisode de forts débits a commencé 5 jours avant les mortalités (fig. 5 et 8). Au cours des quatre premiers jours de cet épisode, la Vilaine a débité $24,7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ d'eau douce. A partir des données de l'AHMB concernant la qualité de l'eau de la retenue en 1984, nous avons estimé la concentration d'azote-nitrates de l'époque. Sur la figure 27, les concentrations de N-NO₃ ont été portées en correspondance avec les débits. Aucune relation très nette ne se dégage, mais on constate que pour les débits supérieurs à $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ les teneurs en N-NO₃ sont comprises entre 250 et 450 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Compte tenu du fait que le jeu de débits dont nous disposons a tendance à minorer les fortes valeurs, nous choisissons une concentration de N-NO₃ un peu élevée ($400 \mu\text{mol.l}^{-1}$) pour calculer le flux. Celui-ci est de 153,4 tonnes pour 4 jours.

En choisissant un volume d'accueil correspondant à la zone 1 (figure 3) sur 3 mètres d'épaisseur, soit $340,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, et en supposant une dilution uniforme, la concentration résultante est de 456,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Fig 27

RELATION DEBIT-N03
ARZAL 1984



Le ratio pondéral N/chlorophylle varie entre 7 et 10 pour la diatomée Skeletonema costatum (DI TORO et al, 1977), espèce retrouvée majoritaire dans les blooms des années suivantes. En faisant l'hypothèse que tout cet azote (et seulement lui) est utilisé pour la croissance du phytoplancton, on aboutit à une teneur moyenne en chlorophylle comprise entre 46 et 65 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

<p style="text-align: center;">Ces estimations se situent dans la gamme de celles susceptibles de faire monter la profondeur de compensation au-dessus de la pycnocline.</p>

Il aurait été intéressant de faire le même genre d'estimation avec le phosphore. Cependant, l'évolution très particulière du phosphore total dans la retenue d'Arzal (comme celle des orthophosphates, d'ailleurs) nous en a dissuadé (figure 28). Les oscillations des concentrations sont amples et semblent presque périodiques ; elles n'ont pas pu être reliées à un paramètre explicatif : débit, MES, chlorophylle, coefficient de marée.

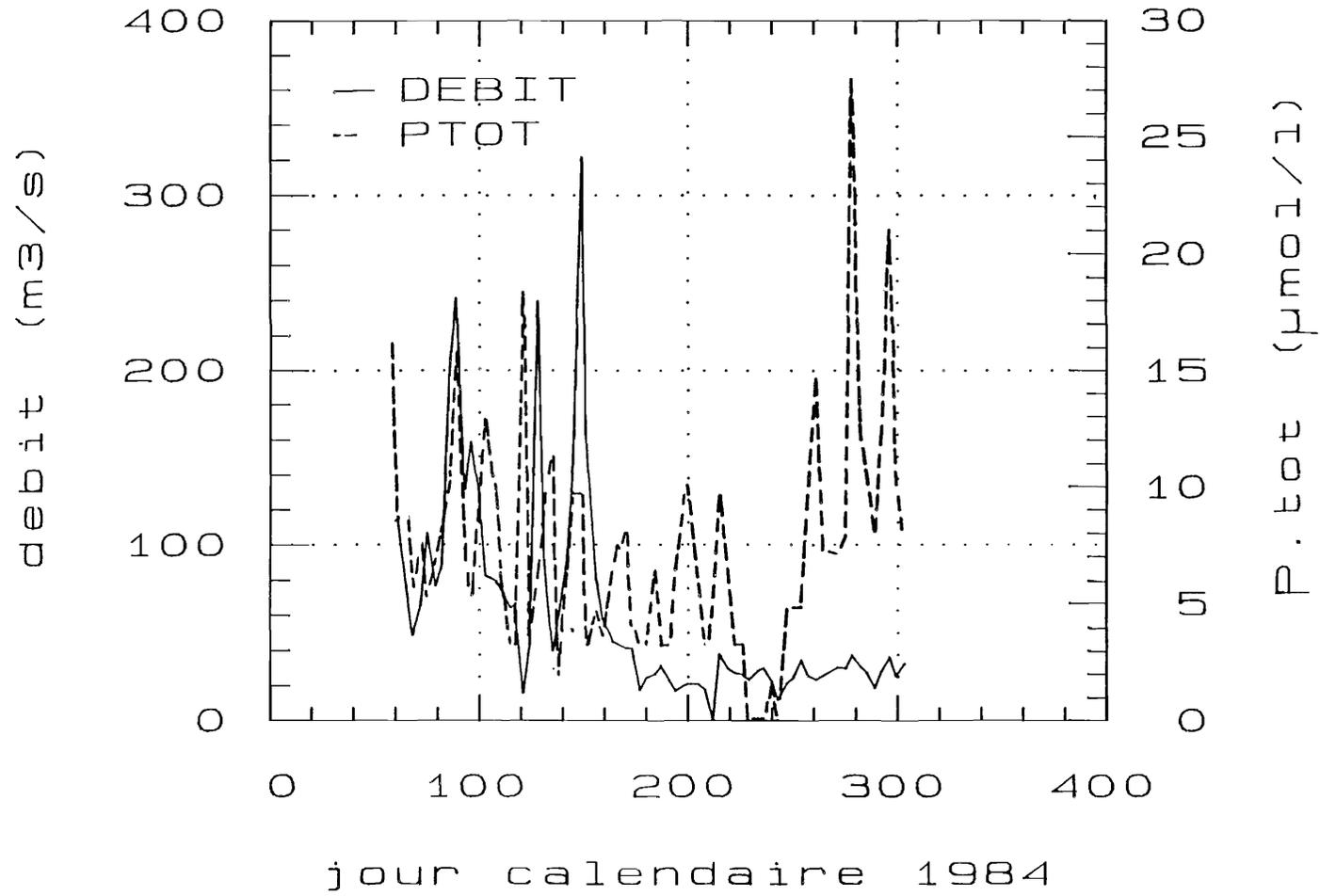
2.6.4. Aspect cinétique (juillet 1982)

Pour qu'un bloom exceptionnellement intense ait pu avoir lieu au moment des mortalités, il faut que, outre des disponibilités nutritives suffisantes, il y ait eu un laps de temps suffisant pour son développement.

A la fin du mois de juillet, l'éclairement solaire est encore proche de son maximum annuel. Dans la baie, les températures moyennées sur 8 stations et pondérées sur les 6 premiers mètres ont été en juillet 1984 de 18,2 °C, puis de 18,6°C, et en 1985 de 16,8°C, puis de 18,2°C. En juillet 1982, du fait des dessalures importantes comme nous le verrons plus loin, elles ont très probablement été supérieures à ces chiffres.

Fig 28

DEBIT-C/PHOSPHORE TOTAL VILAINE
ARZAL 1984 (m³/s) (μmol/l)



Vu la brièveté de la période située entre le deuxième épisode pluvieux et le début des mortalités, nous ne prendrons en compte que les deux premiers jours de croissance ; de ce fait on peut assimiler la loi de croissance de cette période à une exponentielle ($C_t = C_0 \cdot e^{rt}$). Les conditions de milieu très favorables que nous venons d'évoquer peuvent être traduites par un coefficient r de $1,5 \text{ jour}^{-1}$. Une concentration initiale modérée de $5 \mu\text{g}$ de chlorophylle par litre étant choisie (C_0), la teneur obtenue (C_t) après 1 journée est de $7 \mu\text{g.l}^{-1}$, et après 2 jours de $50 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Les estimations qui précèdent montrent que le bloom superficiel qui a été observé par les pêcheurs et les plaisanciers peu avant les mortalités, a pu vraisemblablement être assez intense pour obscurcir la couche d'eau située sous la pycnocline, et y provoquer par respiration du phytoplancton une chute drastique de l'oxygène dissous.

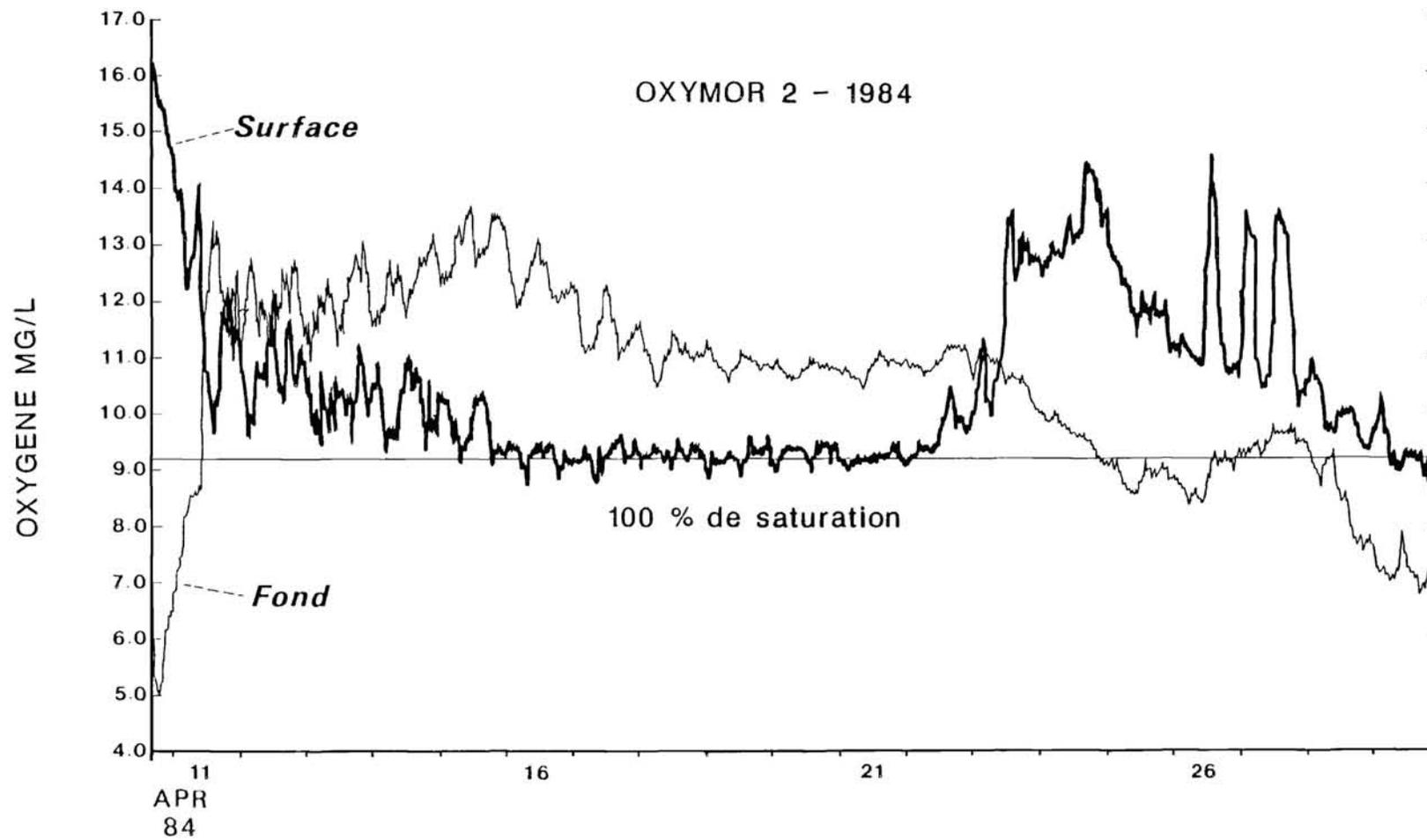
2.6.5. Illustration de notre hypothèse - Enregistrement d'avril 1984 (fig. 29)

Le 10.4.84, au tout début de notre enregistrement (mais après stabilisation des capteurs), on observe au niveau du fond une chute de l'oxygène de $7,5$ à 5 mg.l^{-1} en quelques heures (100 % de saturation = $9,29 \text{ mg.l}^{-1}$ au fond et $9,32 \text{ mg.l}^{-1}$ en surface)*. Au même moment, la teneur en surface était de 16 mg.l^{-1} (170 % de saturation). On

* Rappel : $1 \text{ ml d'oxygène} = 1,429 \text{ mg d'oxygène}$.

Fig 29 OXYGENE DISSOUS EN SURFACE ET AU FOND BAIE DE VILAINE

- EVOLUTION COMPAREE -



peut en induire la présence d'un bloom superficiel dont la production d'oxygène par photosynthèse ne peut pas être totalement évacuée vers l'atmosphère. Nous étions sur place à ce moment, et l'eau de surface était effectivement colorée par un bloom de diatomées de 15.10^6 cellules par litre (Skeletonema costatum en forte majorité).

Puis, en 24 heures, l'oxygène dissous en surface a chuté à 11 mg.l^{-1} environ ; nos observations directes du lendemain confirment que la couleur rouge-brun avait disparu. Le bloom s'est donc évanoui, ou du moins a largement diminué. Dans le même temps, l'oxygène au fond est monté à 12 mg.l^{-1} , donc bien au-delà de la saturation, et à une teneur supérieure à celle de la surface.

Ceci prouve qu'il existait dans la couche de fond, une quantité de phytoplancton susceptible, soit de produire de l'oxygène en quantité importante lorsque l'éclairement est suffisant, soit de le consommer rapidement si l'éclairement est insuffisant. Jusqu'au 26 avril, on peut ainsi observer des tendances d'évolution de l'oxygène opposées en surface et au fond.

Tout se passe donc comme si l'évolution de l'oxygène au fond était réglée par l'évolution du phytoplancton de surface, elle-même sous la dépendance des apports nutritifs, de la stratification, etc. La stratification en isolant les deux couches tend par ailleurs à exacerber les écarts entre les teneurs superficielle et profonde d'oxygène dissous.

d) Blooms phytoplanctoniques (fig. 16) et nutriments

Nous avons supposé précédemment l'existence de deux blooms phytoplanctoniques superficiels séparés par un mélange vertical de la colonne d'eau. Les facteurs nécessaires à l'apparition de ces blooms, viennent en fait d'être analysés de façon détaillée pour le second. La même analyse pourrait être faite pour le premier et concluerait à l'existence très probable ou constatée des facteurs en jeu : éclairement important, température élevée, nutriments.

A propos des nutriments, l'évolution historique de leurs apports par la Vilaine est intéressante à observer. Nous disposons à cet égard des dosages bimensuels effectués depuis 1972 dans la retenue d'Arzal par l'usine d'eau potable de Férel. Leur interprétation a été réalisée par CLEMENT et BOUSQUET (1985), auxquels nous empruntons plusieurs des figures suivantes.

L'évolution des flux d'azote et de phosphore depuis une dizaine d'années est représentée au tableau X et sur les figures 30 et 31. Au cours de cette période, on constate que par rapport aux valeurs moyennes, les flux d'azote et de phosphore ont été déficitaires durant la première moitié du temps, et sont devenus ensuite excédentaires.

Les débits montrent la même évolution et contribuent largement à expliquer celle des flux (fig. 32).

1) Evolution des apports d'azote

En ce qui concerne spécifiquement l'azote, le lessivage des terres agricoles par les précipitations induit une liaison apparente entre les débits et les concentrations en azote nitrique du cours d'eau (fig. 33). Dans ce cas, l'influence des débits sur les flux est donc double (concentrations et débit).

En outre, CLEMENT et BOUSQUET signalent qu'à débit égal, les concentrations récentes sont supérieures à celles observées au début de la décennie ; ils attribuent cette tendance de fond à l'intensification de l'agriculture. Effectivement, l'évolution de la consommation d'azote sous forme d'engrais dans le bassin versant, telle qu'elle ressort des annuaires statistiques agricoles, est éloquent (fig. 34). Par ailleurs, les déjections animales issues des élevages constituent actuellement une source d'azote d'importance vraisemblablement comparable à celle des engrais. Les données du Service Régional de Statistique Agricole Bretagne font état pour la Bretagne entière d'une quasi stagnation du cheptel bovin, et d'une augmentation du cheptel porcin de 24 % pour cette période.

TABLEAU X

ESTIMATION DES FLUX ANNUELS D'AZOTE MINERAL DISSOUS
ET DE PHOSPHORE (P-PO4) EN SORTIE DE LA RETENUE D'ARZAL (1973 à 1984)

	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	MOYENNE
Flux d'azote minéral dissous (t de N/an)	-	12 230	4 090	5 150	9 530	10 700	13 470	12 210	16 950	16 920	12 580	14 730	11 690
Flux de P-PO4 (t de P/an)	127	235	119	170	191	303	256	159	500	358	316	283	251
Rapport molaire N minéral dissous/P-PO4	-	115	76	67	111	78	116	170	75	104	88	115	103

(D'après CLEMENT ET BOUSQUET, 1985)

Fig 30 EVOLUTION DES FLUX DE N-NO3 (FEREL 1974-1984)

(d'apres CLEMENT ET BOUSQUET)

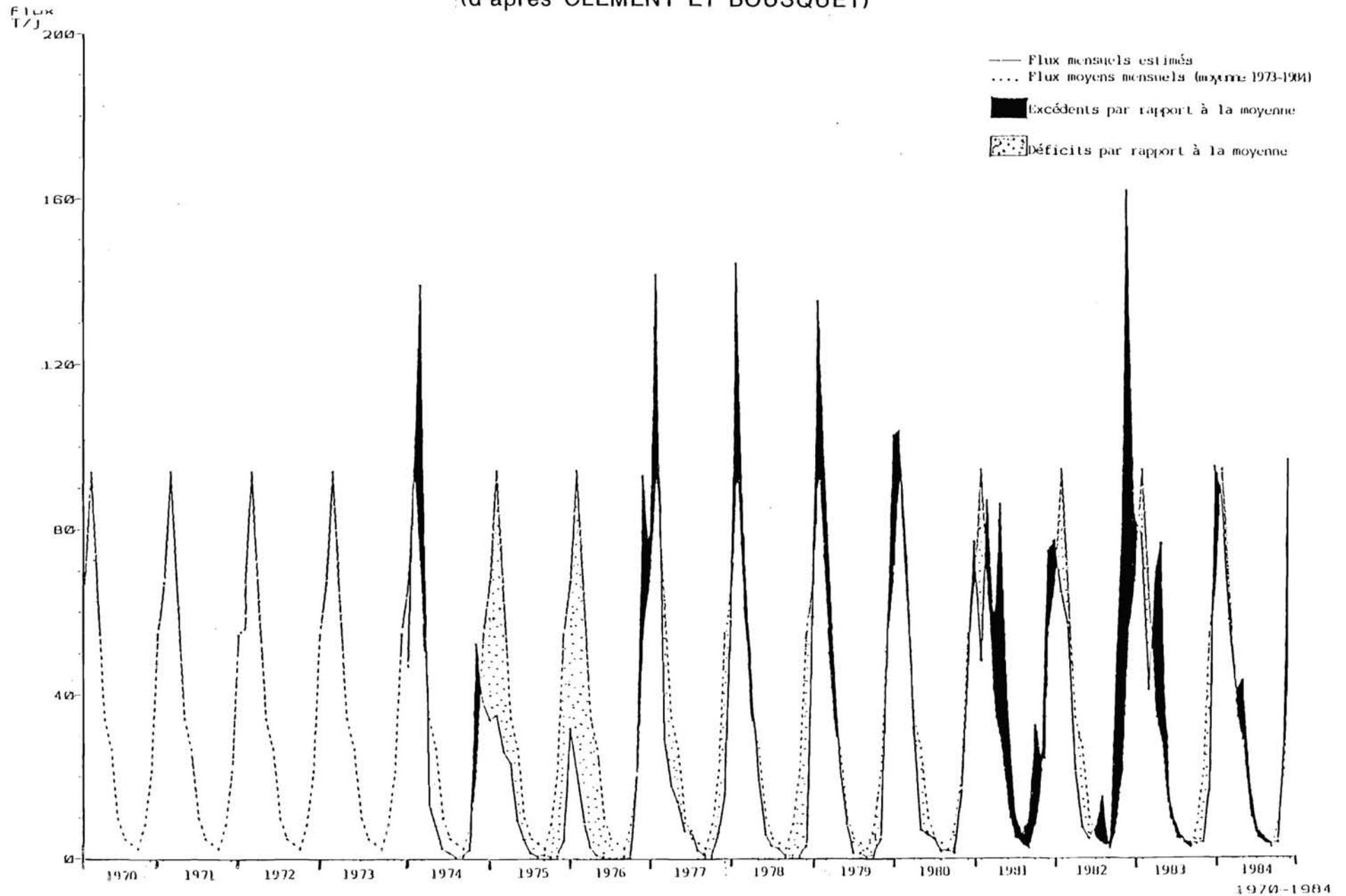


Fig 31 EVOLUTION DES FLUX DE P-PO4

FEREL 1972-1984 (d'apres CLEMENT et BOUSQUET)

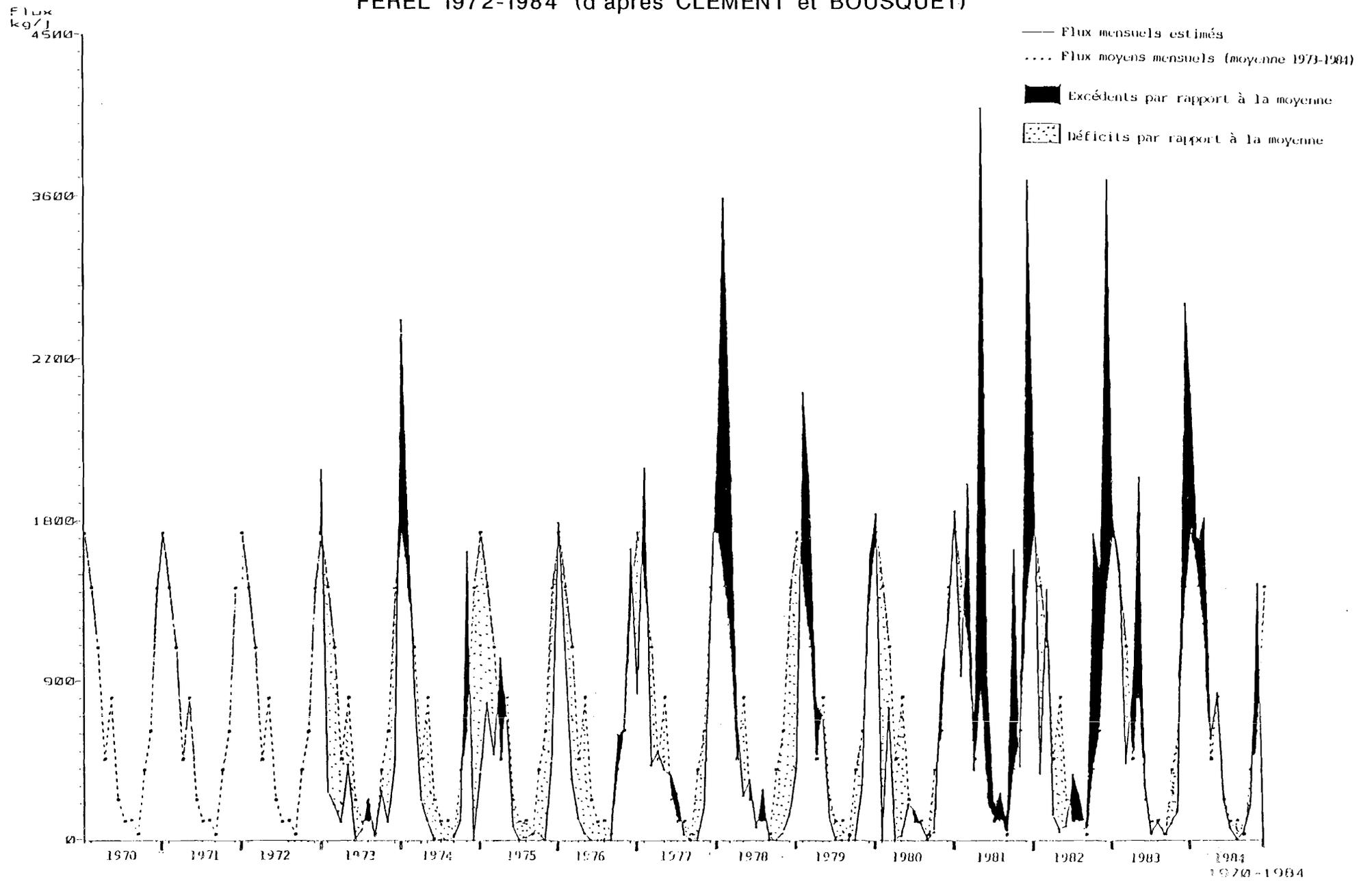


Fig. 32 EVOLUTION DES DEBITS MENSUELS - VILAINE 1970-1984

(d'après CLEMENT et BOUSQUET)

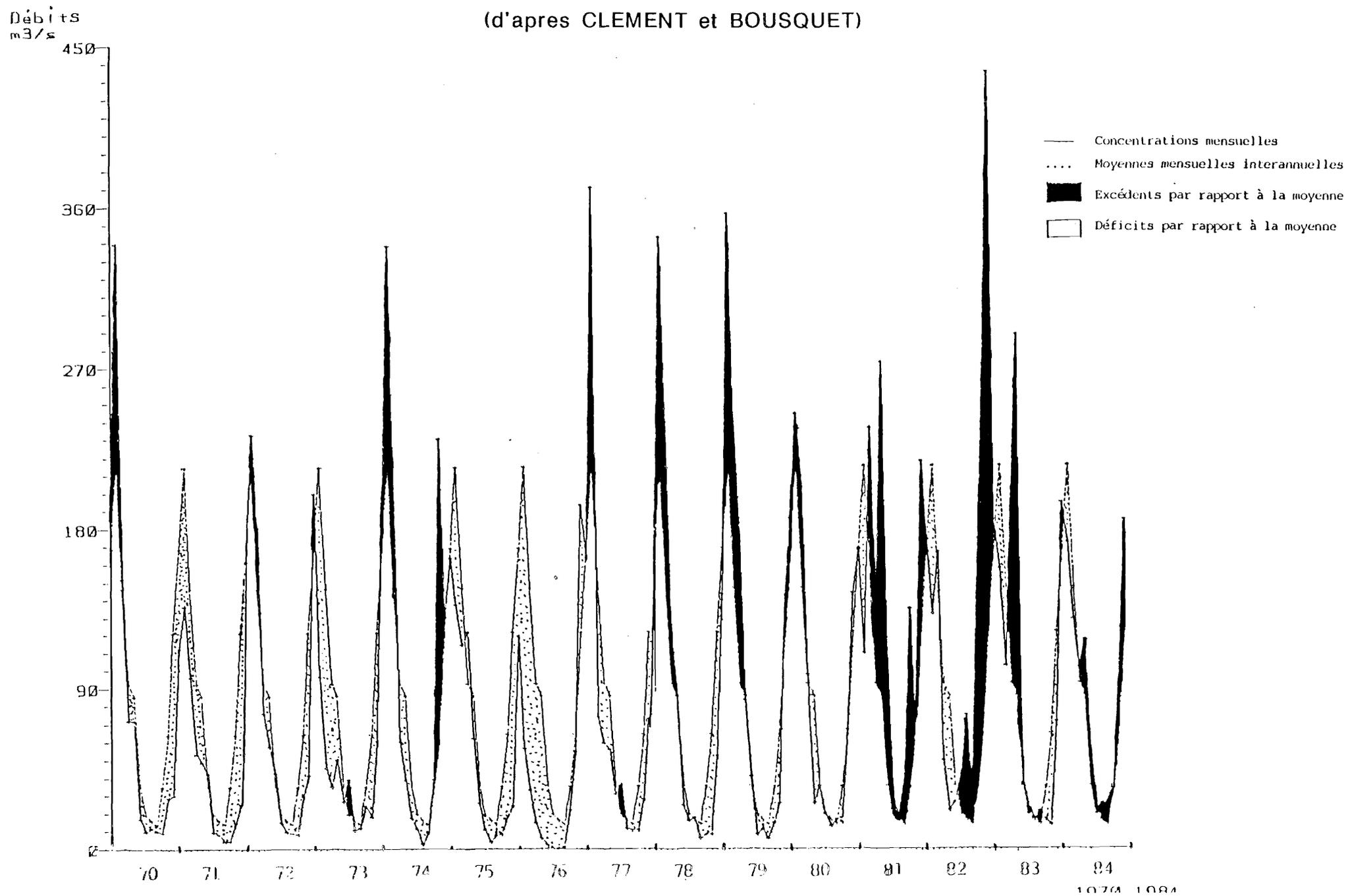


Fig 33 RELATION ENTRE NITRATES ET LOGARITHME DES DEBITS

FEREL 1974-1984 (D'apres CLEMENT ET BOUSQUET)

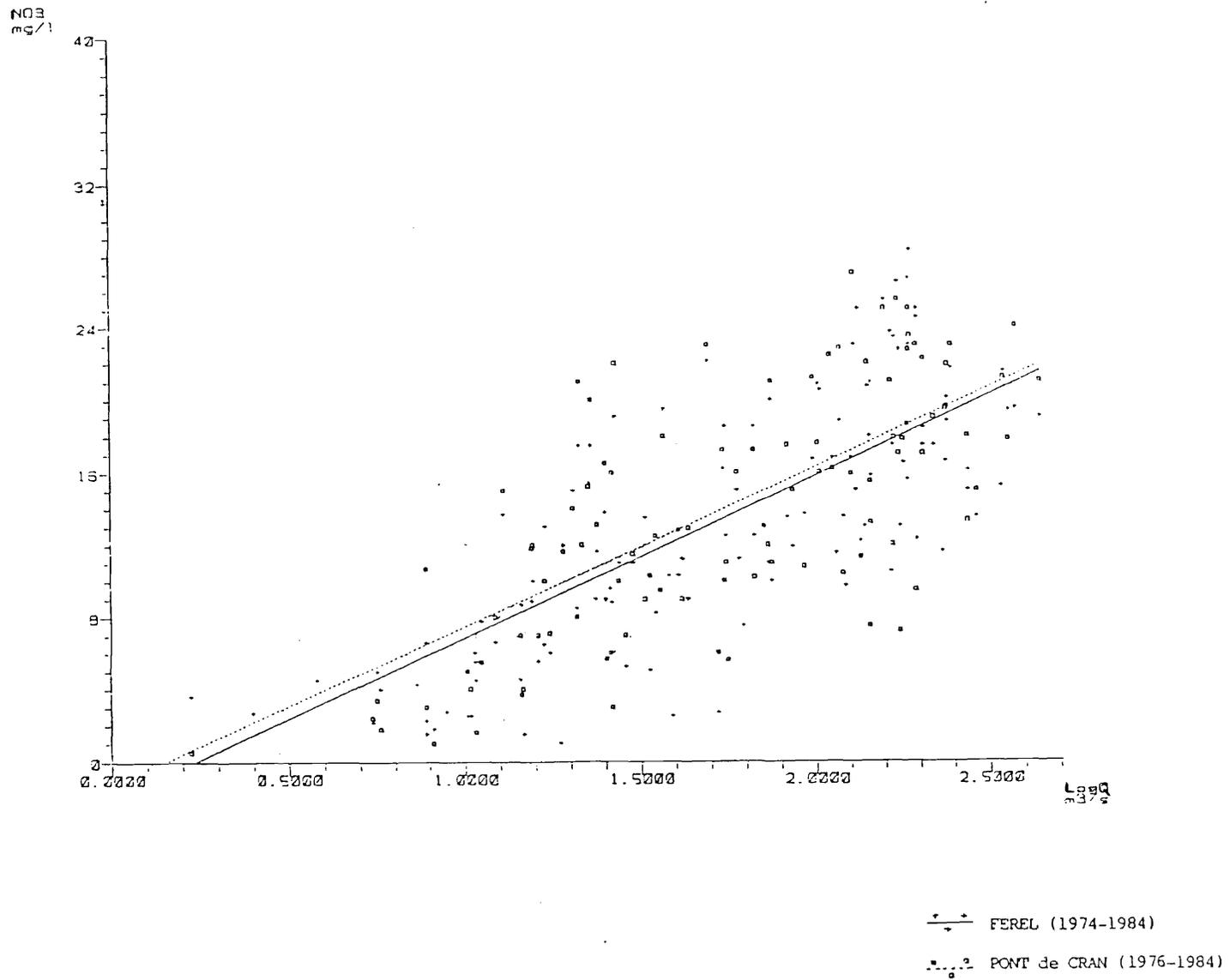
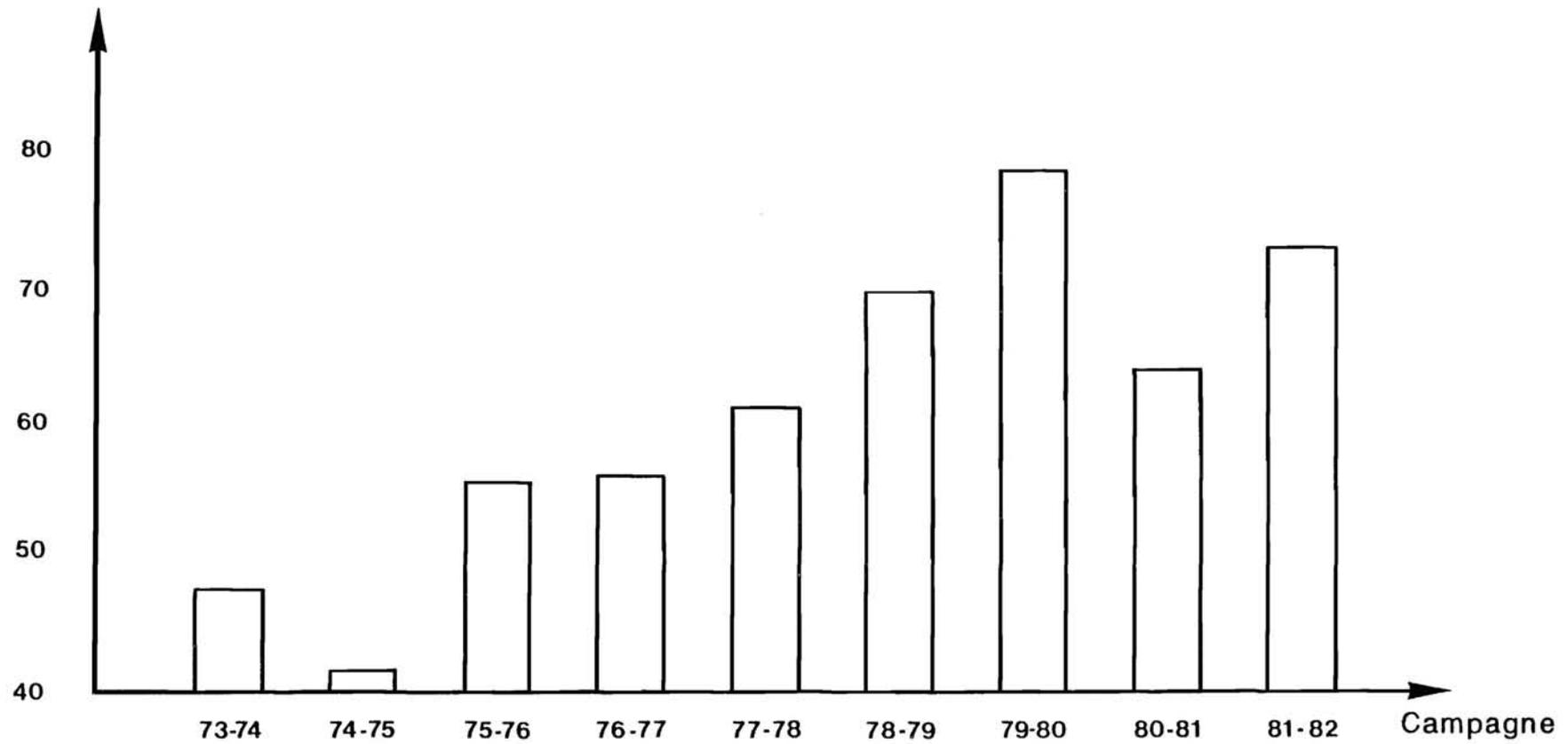


Fig 34 TONNAGES D'AZOTE EPANDUS SOUS FORME D'ENGRAIS
SUR LE BASSIN VERSANT DE LA VILAINE

(d'après le service régional de statistique agricole-Bretagne)

t N-engrais
(X 1000)



2) Evolution des apports de phosphore

Les orthophosphates (P-PO₄), qui sont assimilables par les producteurs primaires, ont un comportement différent de celui des nitrates. Ils sont susceptibles de s'adsorber et de se désorber sur les particules en suspension en fonction des conditions du milieu. Le phosphore particulaire comporte donc une fraction mobilisable sous forme dissoute, ainsi qu'une autre fraction, non mobilisable. Une autre part du phosphore se trouve liée à la matière organique.

A la sortie de la retenue d'Arzal, les teneurs en orthophosphates observées de 1973 à 1984 ne sont pas corrélées avec les débits (fig. 35). Il est vraisemblable que les formes du phosphore autres que les orthophosphates ont subi une certaine augmentation. Les lessives en poudre contiennent, pour la plupart, une proportion de tripolyphosphate de sodium proche de 30 % en poids, et la consommation annuelle de lessive augmente régulièrement (5 % environ). Par ailleurs, les émissions de phosphates par l'agriculture tendent à accroître les teneurs de phosphore particulaire des terres cultivées. A ce sujet, une évaluation des flux de phosphore particulaire d'origine érosive vers le Mor-Bras est en cours de réalisation par le CEMAGREF de Rennes.

Il est donc probable qu'il y a eu un certain enrichissement en phosphore, même si l'évolution des teneurs en orthophosphates de la Vilaine est incapable de le refléter (fig. 36).

3) Facteurs limitant la production primaire

3.1. Rapport N/P

Le rapport molaire N/P des formes mobilisables (N minéral/P-PO₄) est toujours très largement supérieur à 14, valeur souvent admise pour la composition du phytoplancton d'eau douce (tableau X). La production de phytoplancton semble donc a priori limitée du point de vue des sels nutritifs par la disponibilité en orthophosphates.

Fig 35 RELATION ENTRE TENEURS EN PHOSPHATES ET DEBITS
FEREL 1973-1984 (d'après CLEMENT et BOUSQUET)

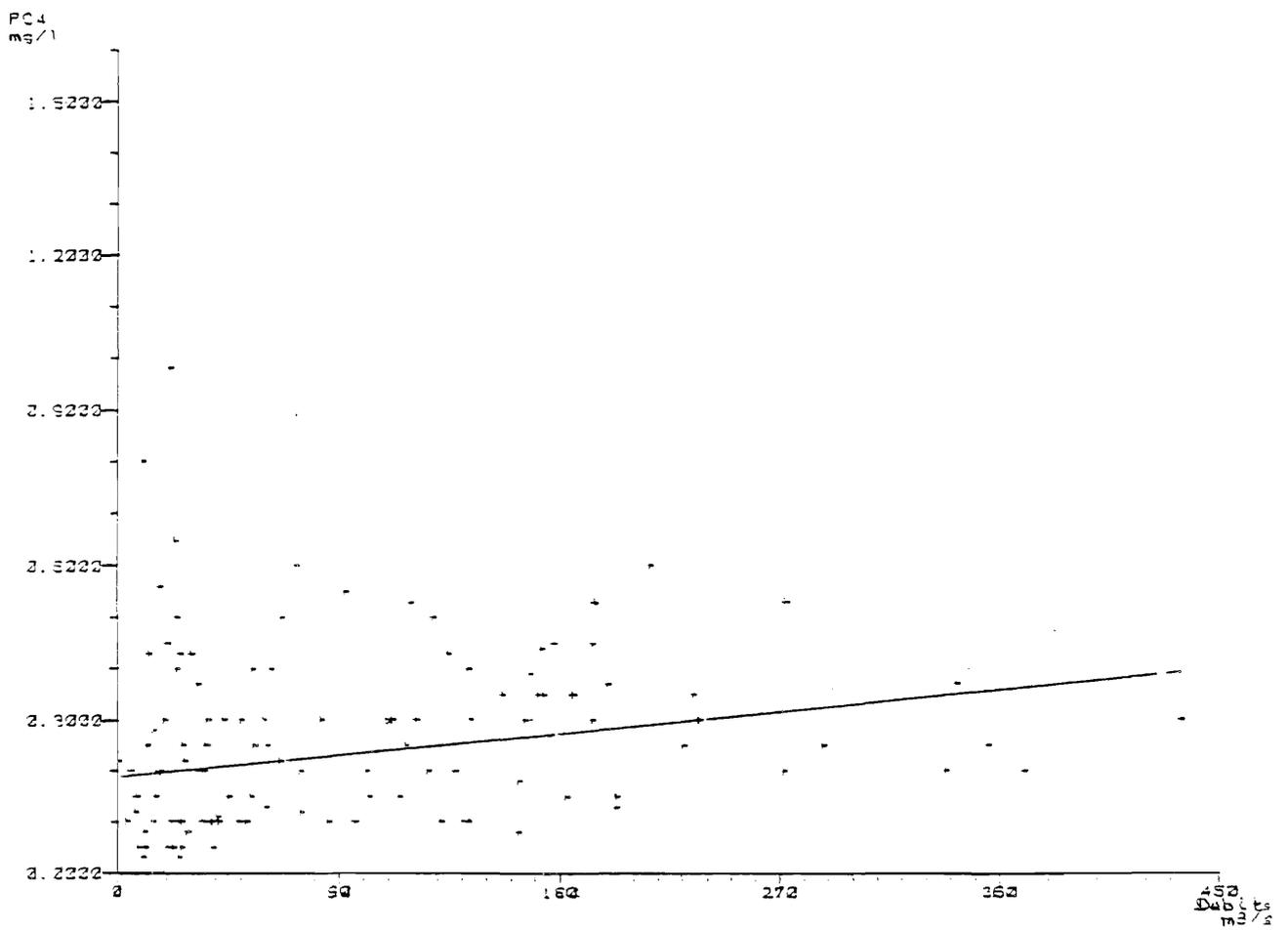
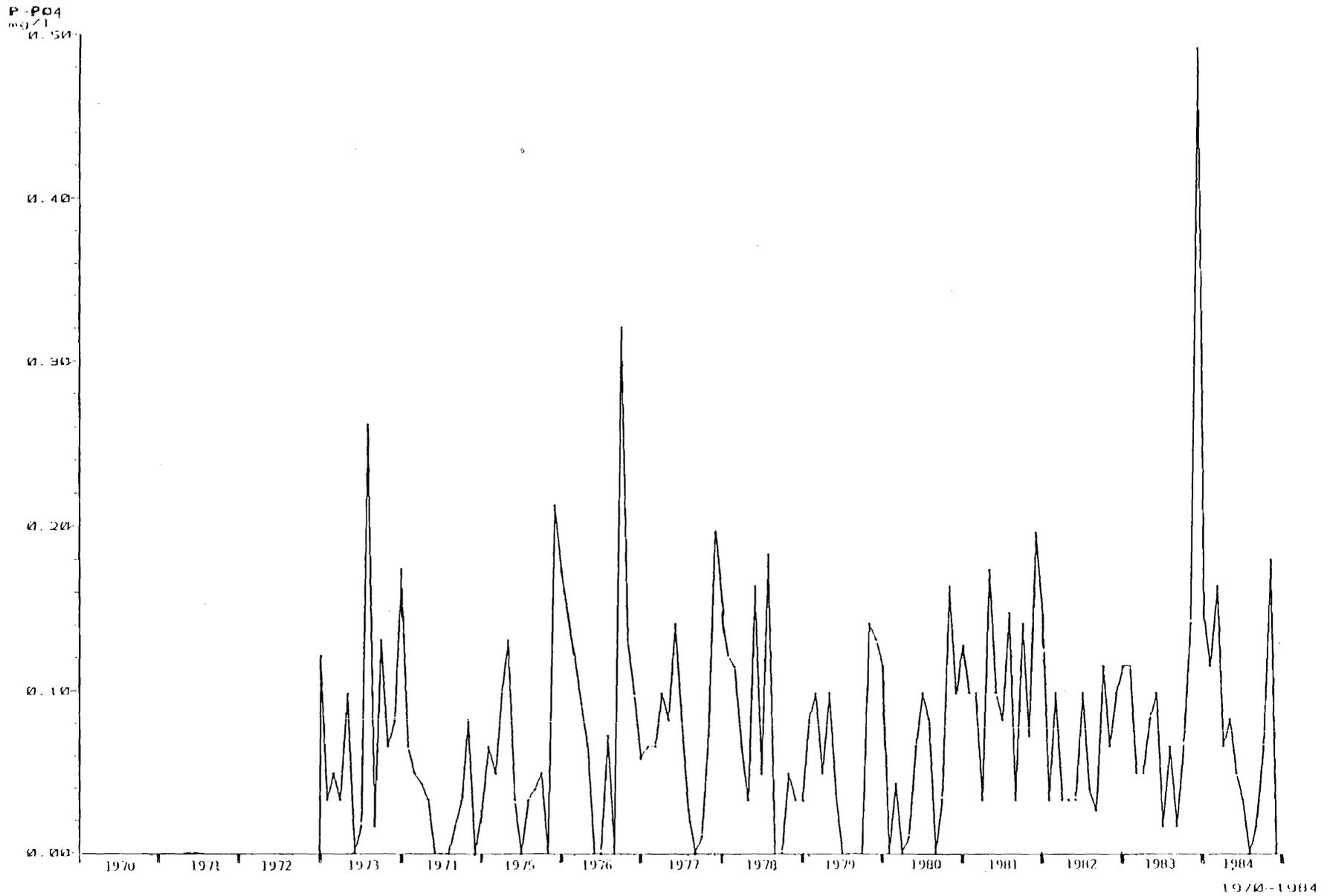


Fig 36 EVOLUTION DES PHOSPHATES

FEREL 1973-1984 (d'apres CLEMENT et BOUSQUET)



Dans les eaux superficielles de la baie, en période de fortes teneurs en phytoplancton, le même phénomène est observable (tableau IX).

3.2. Etude spécifique

Une étude spécifique des facteurs limitant la production primaire dans le Mor-Bras a été réalisée par QUEGUINER et al (1986) (fig. 37, 38, 39, 40, 41). Elle conclut sans équivoque à une limitation par le phosphore dans les périodes printanières et estivales, tandis qu'à l'automne, la limitation tient à la fois au phosphore, à l'azote et à la silice .

<p>Globalement, on peut dire que, depuis une dizaine d'années, les apports d'azote de la Vilaine ont considérablement augmenté, que ceux de phosphore ont probablement augmenté (quoique l'évolution n'ait pas pu être estimée), et qu'en eau douce comme en baie, c'est la disponibilité en phosphore qui limite la production primaire.</p>

C) Stratification

.....

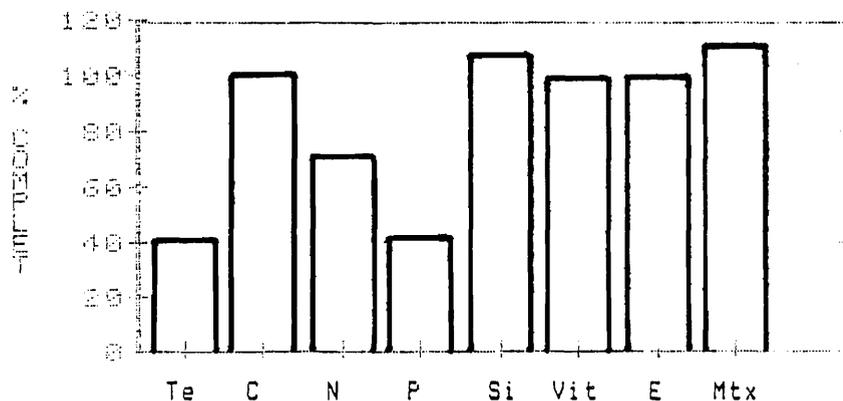
Pour qu'une stratification de la colonne d'eau existe, il faut qu'une différence de densité soit générée entre la surface et le fond, et que, de plus, un hydrodynamisme suffisamment faible lui autorise une certaine durée.

a) Facteurs générant la stratification (échauffement-dessalure) (fig. 14)

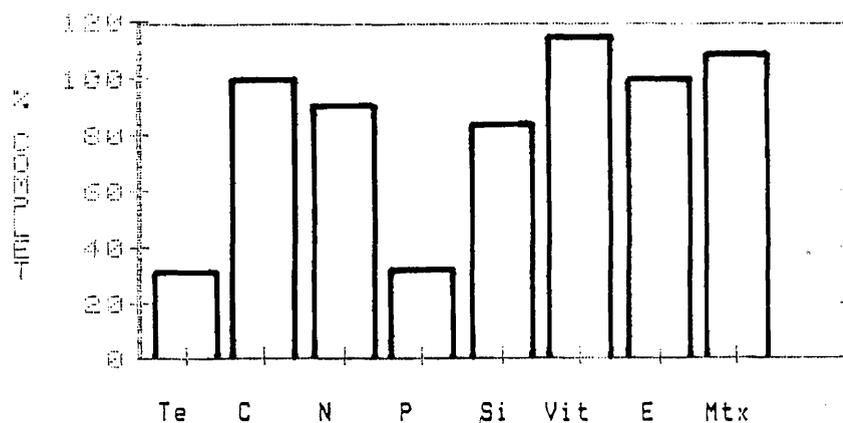
Pour déterminer qui, de la dessalure ou de l'échauffement, a été le facteur prépondérant de l'établissement d'une stratification de densité en 1982, nous devons nous contenter des observations hydrologiques des années postérieures.

Fig 37

PRODUCTION INTEGREE SURFACE 03-85



PRODUCTION INTEGREE FOND 03-85



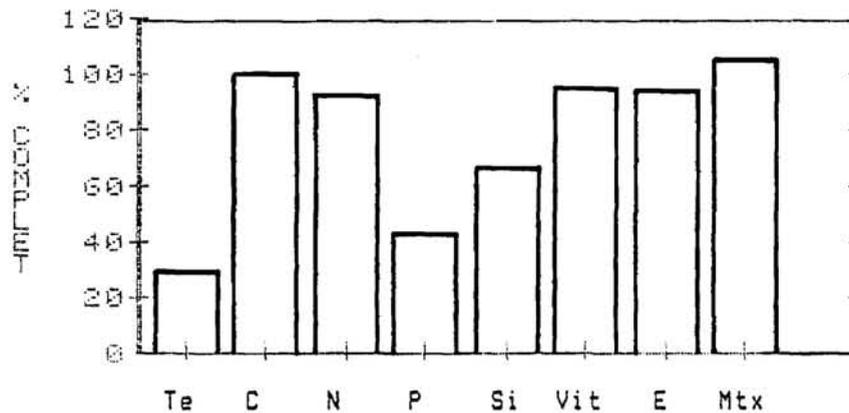
(D'après QUEGUINER et al.,1986)

Production primaire intégrée mesurée au cours des expériences d'enrichissement du mois de mars (PROBRAS I). Les résultats sont exprimés en % du milieu complet :

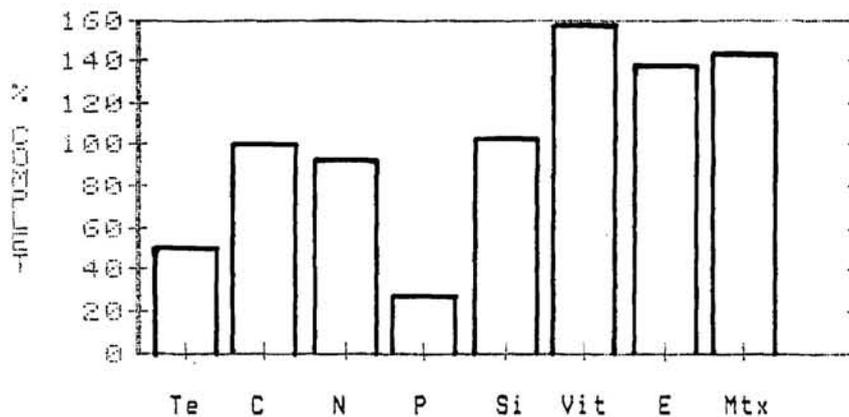
- Te : témoin
- C : complet (milieu enrichi de tous les éléments)
- N : complet moins azote
- P : complet moins phosphates
- Si : complet moins silicates
- Vit : complet moins vitamines
- E : complet moins EDTA
- Mtx : complet moins métaux-traces

Fig 38

CHLOROPHYLLE A MAXIMUM SURFACE 03-85



CHLOROPHYLLE A MAXIMUM FOND 03-85



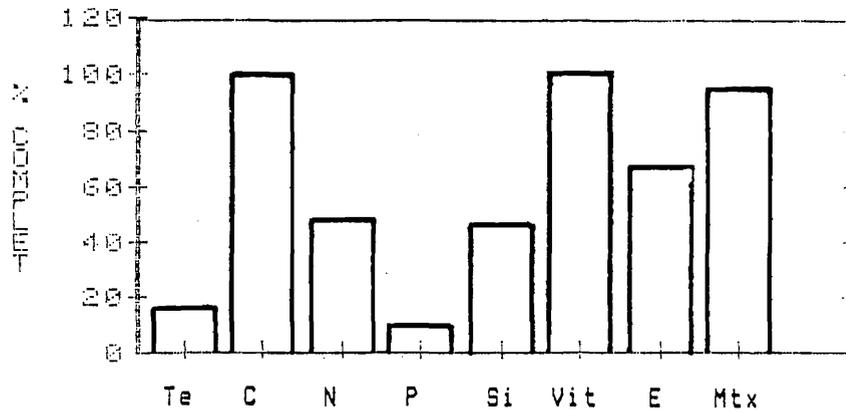
(D'après QUEGUINER et al.,1986)

Concentrations maximales en chlorophylle a au cours des expériences d'enrichissement du mois de mars (PROBRAS I). Les résultats sont exprimés en % du milieu complet :

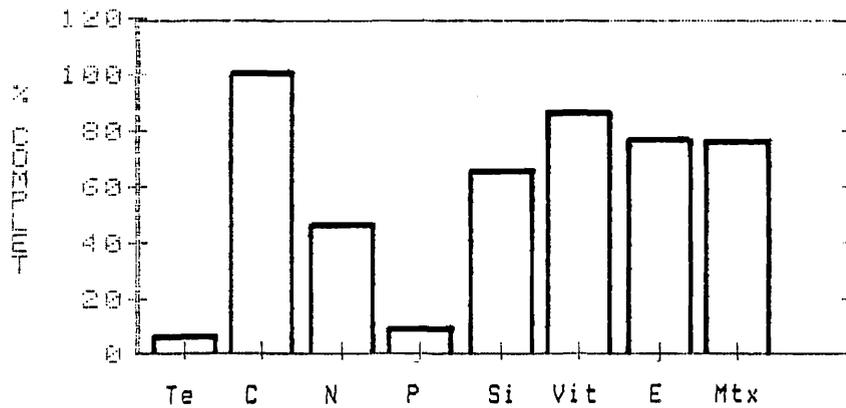
- Te : témoin
- C : complet (milieu enrichi de tous les éléments)
- N : complet moins azote
- P : complet moins phosphates
- Si : complet moins silicates
- Vit : complet moins vitamines
- E : complet moins EDTA
- Mtx : complet moins métaux-traces

Fig 39

PRODUCTION INTEGREE SURFACE 07 85



PRODUCTION INTEGREE FOND 07 85



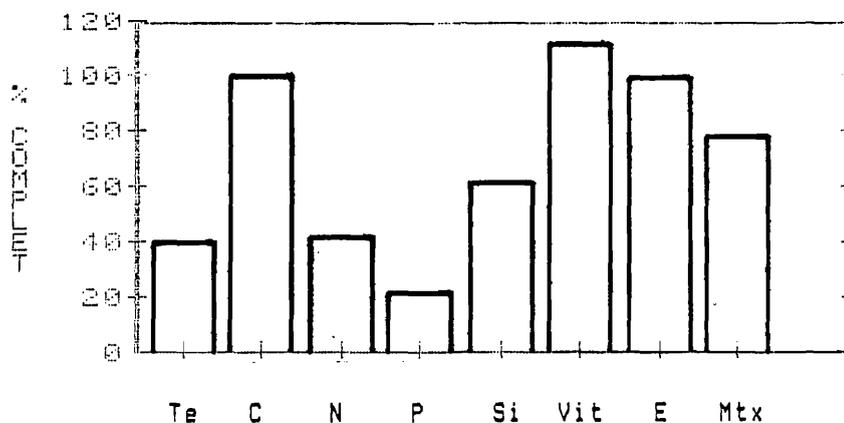
(D'apres QUEGUINER et al.,1986)

Production primaire intégrée mesurée au cours des expériences d'enrichissement du mois de juillet (PROBRAS II). Les résultats sont exprimés en % de milieu complet :

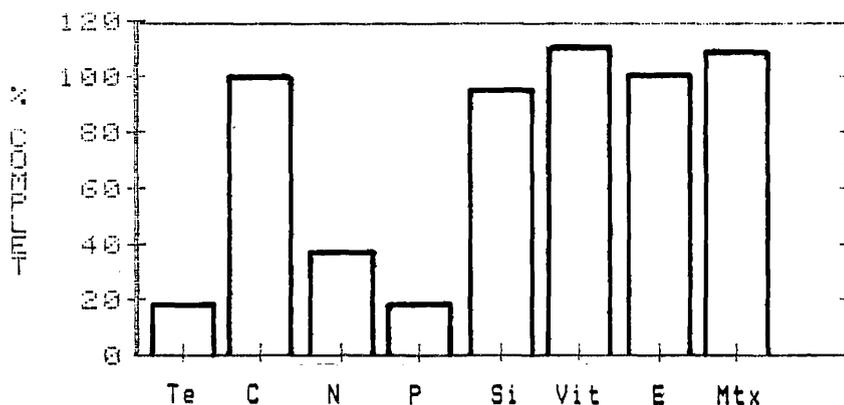
- Te : témoin
- C : complet (milieu enrichi de tous les éléments)
- N : complet moins azote
- P : complet moins phosphates
- Si : complet moins silicates
- Vit : complet moins vitamines
- E : complet moins EDTA
- Mtx : complet moins métaux-traces

Fig 40

CHLOROPHYLLE A MAXIMUM SURFACE 07-85



CHLOROPHYLLE A MAXIMUM FOND 07-85



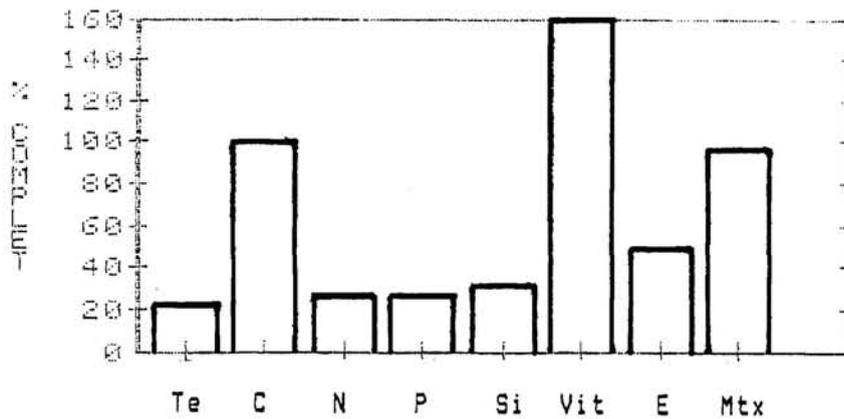
(D'après QUEGUINER et al.,1986)

Concentrations maximales en chlorophylle a au cours des expériences d'enrichissement du mois de juillet (PROBRAS II). Les résultats sont exprimés en % du milieu complet :

- Te : témoin
- C : complet (milieu enrichi de tous les éléments)
- N : complet moins azote
- P : complet moins phosphates
- Si : complet moins silicates
- Vit : complet moins vitamines
- E : complet moins EDTA
- Mtx : complet moins métaux-traces

Fig 41

CHLOROPHYLLE A MAXIMUM SURFACE 09-85



(D'après QUEGUINER et al.,1986)

Concentrations maximales en chlorophylle a au cours des expériences d'enrichissement du mois de septembre (PROBRAS III). Les résultats sont exprimés en % du milieu complet :

- Te : témoin
- C : complet (milieu enrichi de tous les éléments)
- N : complet moins azote
- P : complet moins phosphates
- Si : complet moins silicates
- Vit : complet moins vitamines
- E : complet moins EDTA
- Mtx : complet moins métaux-traces

La densité de l'eau de mer est une fonction de la température et de la salinité (COX et al, 1970). Dans le tableau XI, nous comparons les écarts de densité moyens (entre la surface et le fond) dûs à la température avec ceux dûs à la salinité.

TABLEAU XI - ECARTS DE DENSITE MOYENS ENTRE LA SURFACE ET LE FOND
DUS A LA TEMPERATURE ET A LA SALINITE - BAIE DE VILAINE
(de mai à septembre) (σ_t)

Année	n	Nb. de stations	Ecart de densité dûs à température (σ_t)	Ecart de densité dûs à la salinité (σ_t)	Ecart de densité total (σ_t)
1983	107	9	0,592 (25 %)	1,812 (75 %)	2,404 (100 %)
1984	83	11	0,567 (36 %)	1,026 (64 %)	1,593 (100 %)

n = taille de l'échantillon

On constate qu'en 1983 et 1984, l'influence de la salinité sur la stratification est deux à trois fois supérieure à celle de la température (de mai à septembre, estuaire exclu). La plus grande influence de la salinité en 1983 qu'en 1984 reflète la différence des débits de la Vilaine lors des deux belles saisons. L'année 1985, ne comportant de données que jusqu'en juillet, n'a pas été prise en compte.

Nous avons représenté l'évolution temporelle des écarts de densité, dûs à la température et à la salinité, pour 1983 et 1984 (fig. 42 et 43). Il s'agit de valeurs moyennes par mission. On peut observer que :

- lorsque l'écart de densité est important, c'est la salinité qui exerce l'influence la plus importante ; en revanche, en période de faible stratification, l'effet de la température l'emporte assez souvent ;

Fig 42

ECARTS DE DENSITE (Fond - Surf.)
Baie de Vilaine - 1983 (Sigma c)

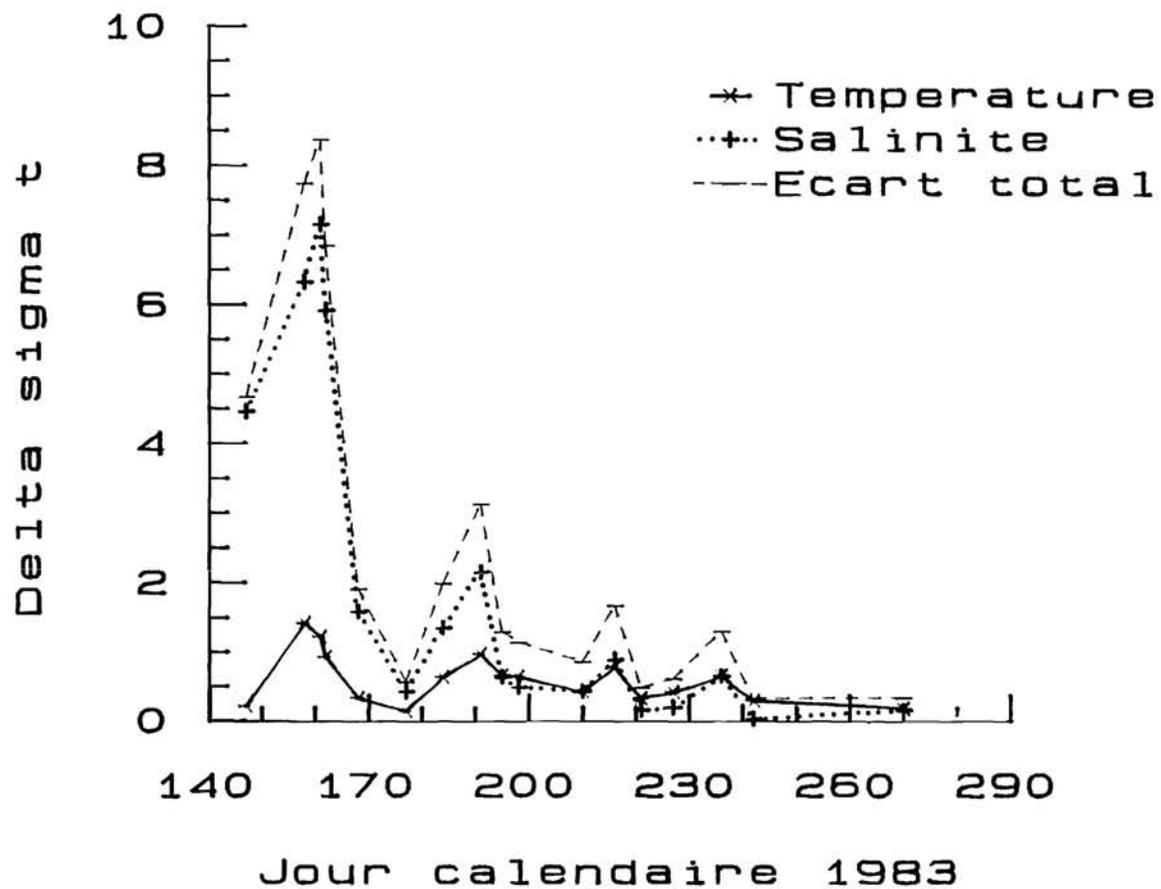
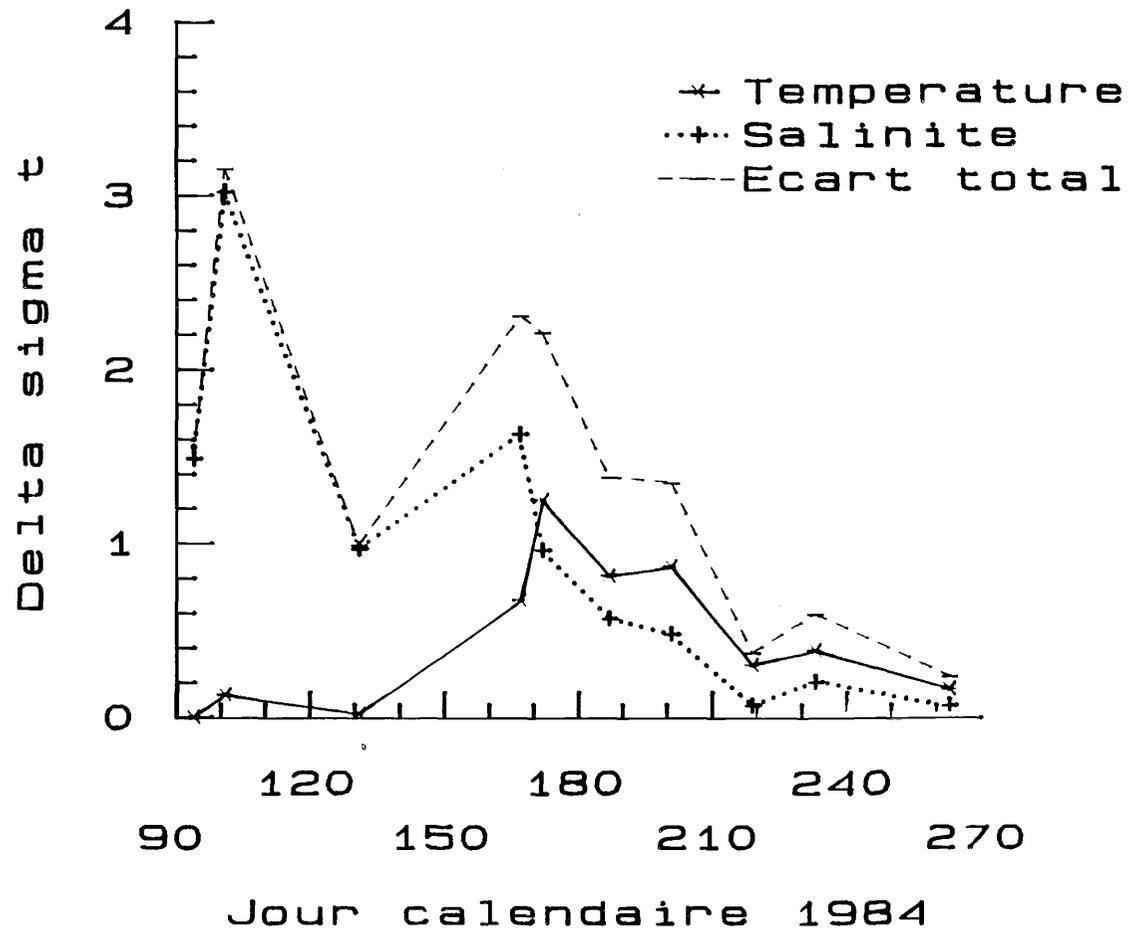


Fig 43

ECARTS DE DENSITE (Fond - Surf.)
Baie de Vilaine - 1984 (Sigma t)



- l'influence de la température et celle de la salinité montrent une certaine similitude d'évolution, notamment à partir du mois de juin (J = 180). Ceci s'observe encore plus nettement lorsqu'on s'adresse aux écarts par station et non à leur moyenne par mission (fig. 44).

Cette similitude d'influence est due au fait qu'à partir de cette époque de l'année, les eaux douces deviennent plus chaudes que les eaux marines côtières. Dans la retenue d'Arzal, le SRAE a observé entre juin et septembre 1983 des températures de 17 à 23°C, supérieures à celles de l'eau superficielle de la baie au même moment. Une corrélation entre la salinité et la température des eaux superficielles de la baie pour la période considérée montre qu'environ 50 % des variations de température peuvent s'expliquer ainsi.

La stratification verticale de la densité en baie de Vilaine durant la belle saison est générée préférentiellement par les apports d'eau douce en surface. Ils exercent leur influence principalement par l'effet de la dessalure, et accessoirement par l'augmentation de température qu'ils induisent.

b) Facteurs de dessalure (Loire et/ou Vilaine)

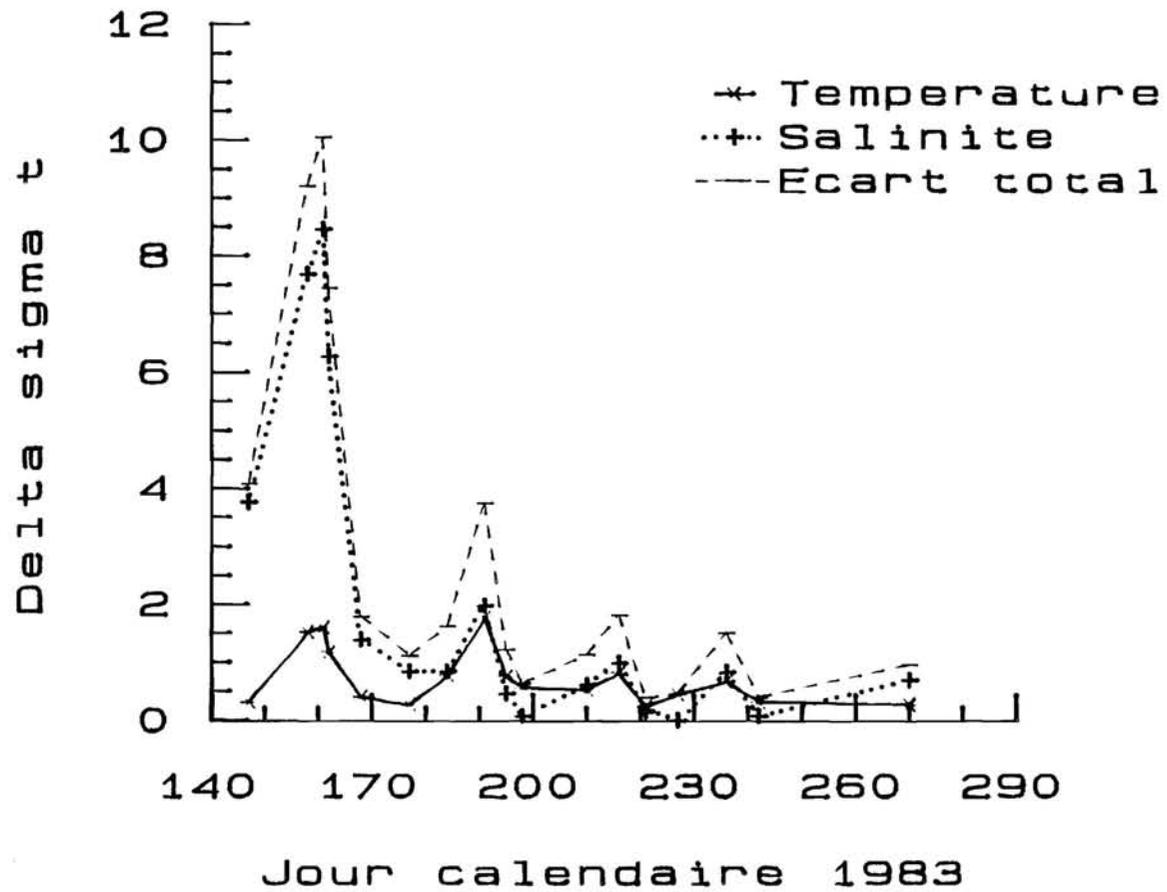
D'une façon générale, l'influence des apports du fleuve Vilaine en baie de Vilaine ne peut pas raisonnablement faire de doute. Néanmoins, la proximité de la Loire qui délivre des débits environ treize fois supérieurs oblige à se poser la question de savoir quelle a été l'influence des eaux de Loire dans la dessalure de la baie au moment des mortalités.

1) Evolution comparée des débits de l'époque

En observant la figure 5, nous avons eu l'occasion de noter que, juste avant le début des mortalités, les débits de la Vilaine avaient subi deux augmentations brusques et importantes culminant au-dessus du débit moyen annuel. Pendant la même période, les débits de la Loire étaient restés à des niveaux d'étiage (fig. 6). En

Fig 44

ECARTS DE DENSITE (Fond - Surf.)
Station 4 - 1983 (Sigma t)



analysant les débits durant les 3 mois précédant l'évènement (fig. 45 et 46), on constate l'existence d'un pic de débit de la Vilaine un mois avant l'accident, et d'autre part la régularité de la décroissance des débits de la Loire, qui sont toujours restés largement en deçà du débit moyen annuel.

2) Traçage des eaux de la Loire et de la Vilaine par flotteurs

Par ailleurs, pour éclairer cette question de la pénétration des eaux de Loire en baie de Vilaine, des flotteurs munis de balises Argos localisables automatiquement, ont été utilisés comme traceurs des masses d'eau. Des lâchers ont été effectués dans l'estuaire externe de la Loire, en baie de Vilaine, et entre ces deux zones, de la mi-juin à la mi-juillet 1985. Les résultats ont fait l'objet d'un rapport spécifique (KERDREUX et al., 1986).

Les trajectoires observées n'ont pas permis de mettre en évidence une pénétration directe des eaux de Loire en baie de Vilaine, en remontant le long de la côte par exemple. Cependant, le rapprochement de plusieurs trajectoires évoque la possibilité d'une pénétration par une montée des eaux de Loire vers le nord-ouest dans la région des îles d'Houat et de Hoëdic, suivie d'un déplacement vers le nord-est ou l'est.

Les trois flotteurs de surface lâchés dans la baie de Vilaine y sont restés, et se sont échoués entre Mesquer et Piriac, bien que les vents eussent soufflé du nord-est durant trois jours consécutifs.

Il faut remarquer qu'à l'époque du suivi des flotteurs les conditions hydrométéorologiques étaient a priori plus favorables à une pénétration des eaux de Loire qu'en juillet 1982 :

- débits de la Loire plus élevés (évoluant entre 1100 et $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$),
- débits de la Vilaine plus faibles (de 45 à $0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$),
- vents de sud plus fréquents.

Fig 45

DEBIT DE LA VILAINE (m³/s)
(de mai juillet 1982)

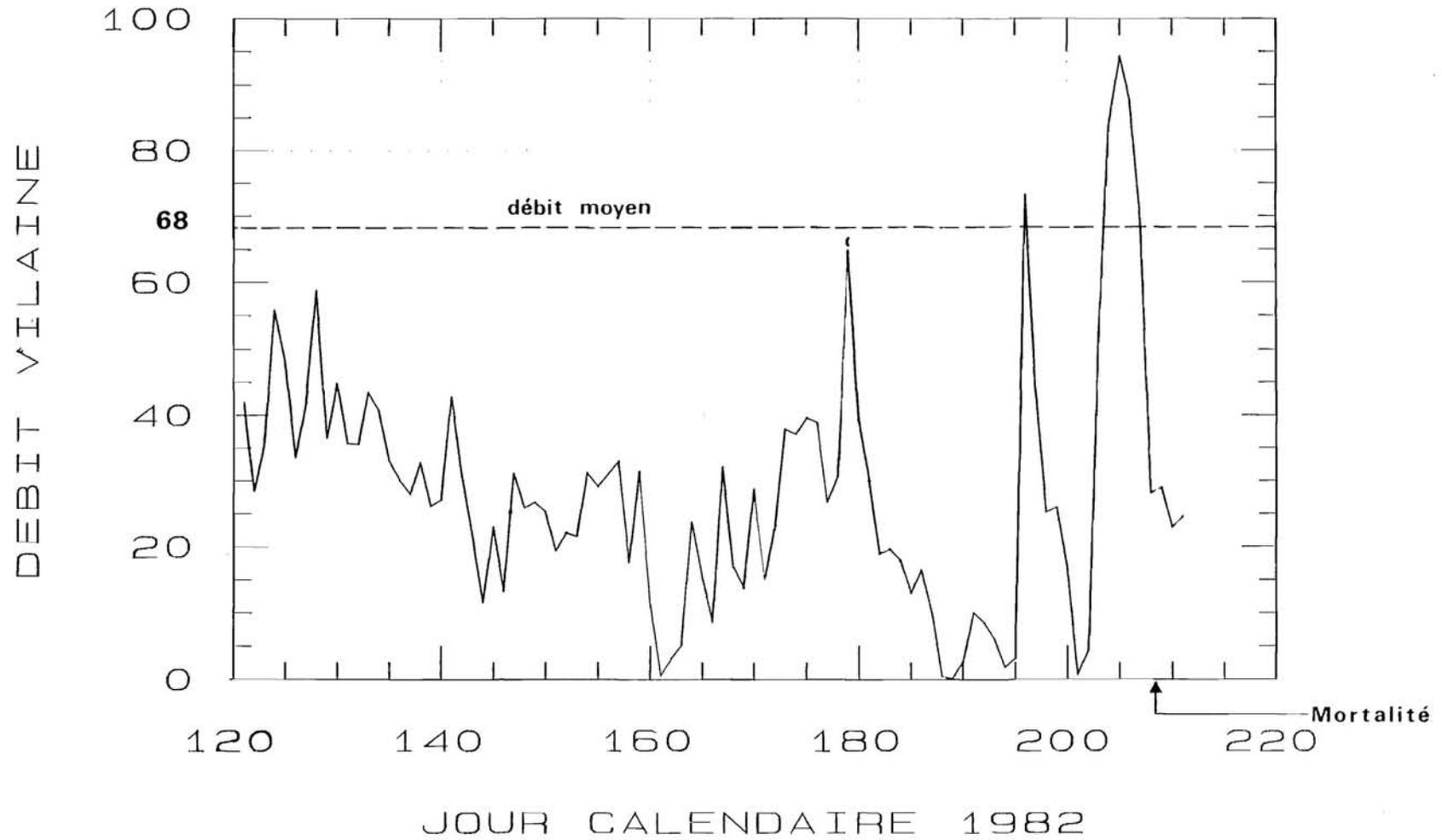
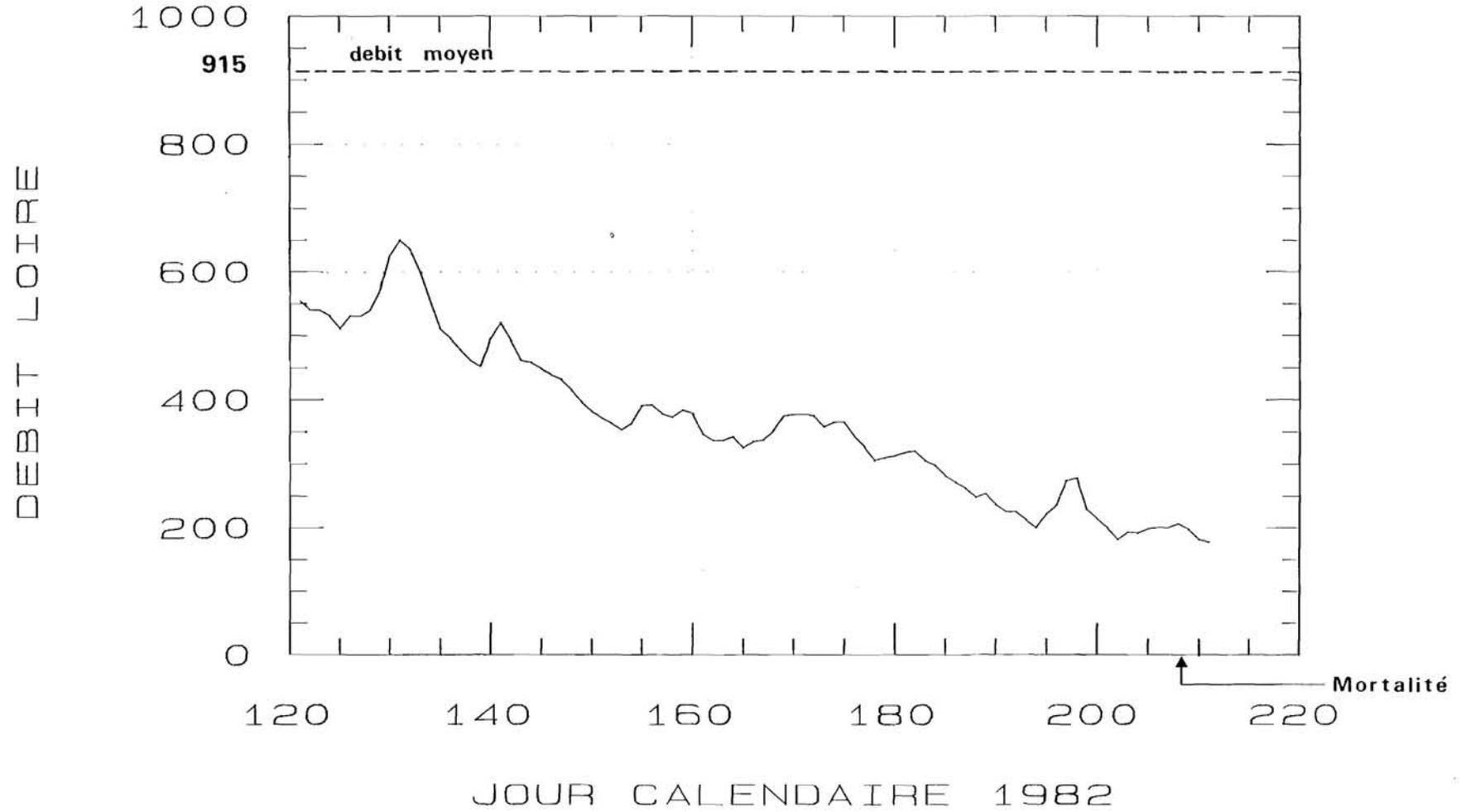


Fig 46

DEBIT DE LA LOIRE (m³/s)
(de mai juillet 1982)



3) Modalités d'une influence possible des eaux de Loire en ----- baie de Vilaine -----

3.1. Données bibliographiques

La trajectoire des eaux de la Loire au large dépend en grande partie de leur situation dans l'estuaire externe. Celles passant au jusant près de la rive nord de l'estuaire jusqu'à sa limite externe emprunteront préférentiellement le chenal du Nord, et sortiront en direction des îles de Houat et d'Hoëdic. Les eaux longeant le rivage sud de l'estuaire auront tendance à s'écouler ensuite dans le secteur sud. Or, la répartition des débits de jusant dans l'estuaire dépend de l'importance des débits de la Loire. FRENEL (1978) a proposé un schéma général de circulation des eaux dans l'estuaire externe de la Loire en fonction des débits, en s'appuyant sur ses propres observations et sur les travaux de différents auteurs (LCHF, 1977 ; SALOMON, 1976 ; MAUVAIS, 1971). Selon FRENEL, la proportion des débits transitant vers le nord-ouest est d'autant plus élevée que les débits de la Loire sont importants. En étiage ($< 350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), les eaux proches de la rive nord sont marines, et elles remontent dans l'estuaire interne, provoquant un déplacement très net des eaux douces vers le sud.

3.2. Observations de terrain

3.2.1. Devant la Loire

Nos mesures d'hydrologie effectuées dans l'axe du chenal du nord, c'est-à-dire du sud et à l'ouest du Croisic, nous permettent d'être un peu plus précis. Nous avons considéré que, pour que la stratification observée en baie de Vilaine ait son origine dans les eaux de Loire, il fallait qu'elle soit établie devant la Loire sur une épaisseur inférieure ou égale à celle habituelle dans la baie (6 mètres), puisque lors de son advection, elle ne pouvait que s'approfondir sous l'effet des agents hydrodynamiques. Dans les stations concernées, nous avons donc observé dans quelles conditions une couche d'eau dessalée peu épaisse était présente en 1984 et en 1985.

L'épaisseur de la couche mélangée superficielle a été obtenue en recherchant la tranche d'eau dans laquelle se situait le gradient vertical maximum de salinité ($0,1 \text{ ‰} \cdot \text{m}^{-1}$ au minimum). Lorsqu'il était significatif, ce gradient maximum de salinité se trouvait très fréquemment dans la couche de 3 à 5 m ou dans celle de 5 à 10 m, donc à un niveau suffisamment superficiel. Le rapprochement entre l'occurrence de ces gradients et les débits de la Loire (moyennés entre J-10 et J-5 pour tenir compte du délai d'arrivée sur zone) nous a montré que des gradients significatifs n'étaient atteints que lorsque ces débits sont supérieurs à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Pour la Loire, ceci correspond à un faible débit, qui n'est atteint qu'autour de la période d'étiage. A titre d'exemple, la figure 47 présente les débits de 1984, où des valeurs inférieures à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ furent observées durant les trois mois d'été.

3.2.2. A l'île de Houat

L'écloserie de l'APASUB* à Houat pratique très fréquemment des estimations de salinité de surface au densimètre (fig. 48). En 1984, on a constaté à Houat une dessalure chronique, puisque ces salinités ont été comprises entre 30 et 34 ‰, sauf pendant une période estivale de 4 mois. On note un certain parallélisme (avec décalage) entre l'évolution des débits de la Loire et celle des salinités à Houat. Cependant, les irrégularités de l'advection en mer contribuent à brouiller un peu la relation.

3.3. Télédétection

Une étude de la zone Loire-Vilaine par télédétection est actuellement en cours à l'IFREMER ; les premiers éléments disponibles montrent l'existence assez fréquente d'un panache d'influence de la Loire remontant vers le nord-ouest en direction des îles de Houat et Hoëdic.

* Association Pêche Aquaculture Sud-Bretagne.

Fig 47

DEBIT DE LA LOIRE

(X 1000)

1984 (m³/s)

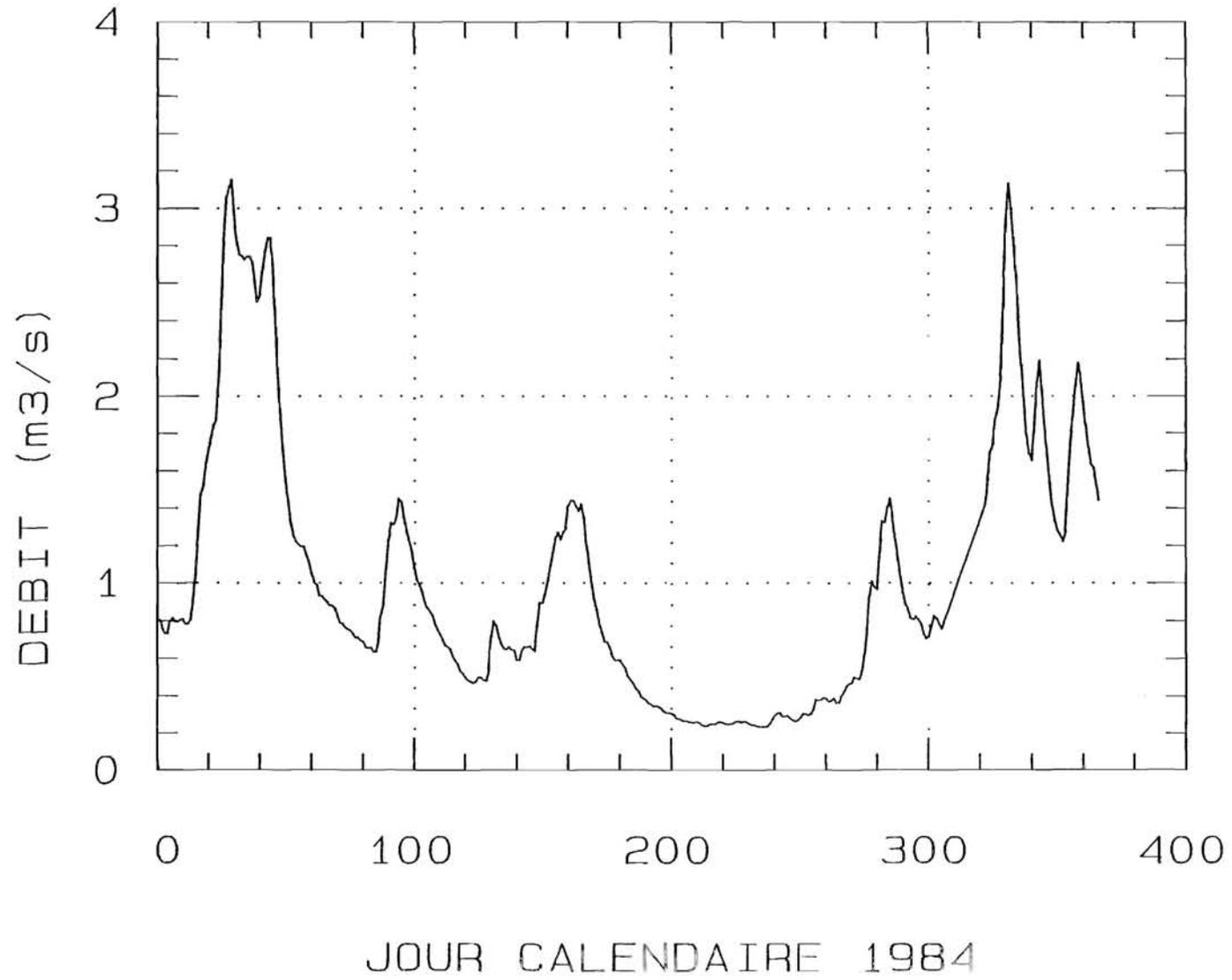
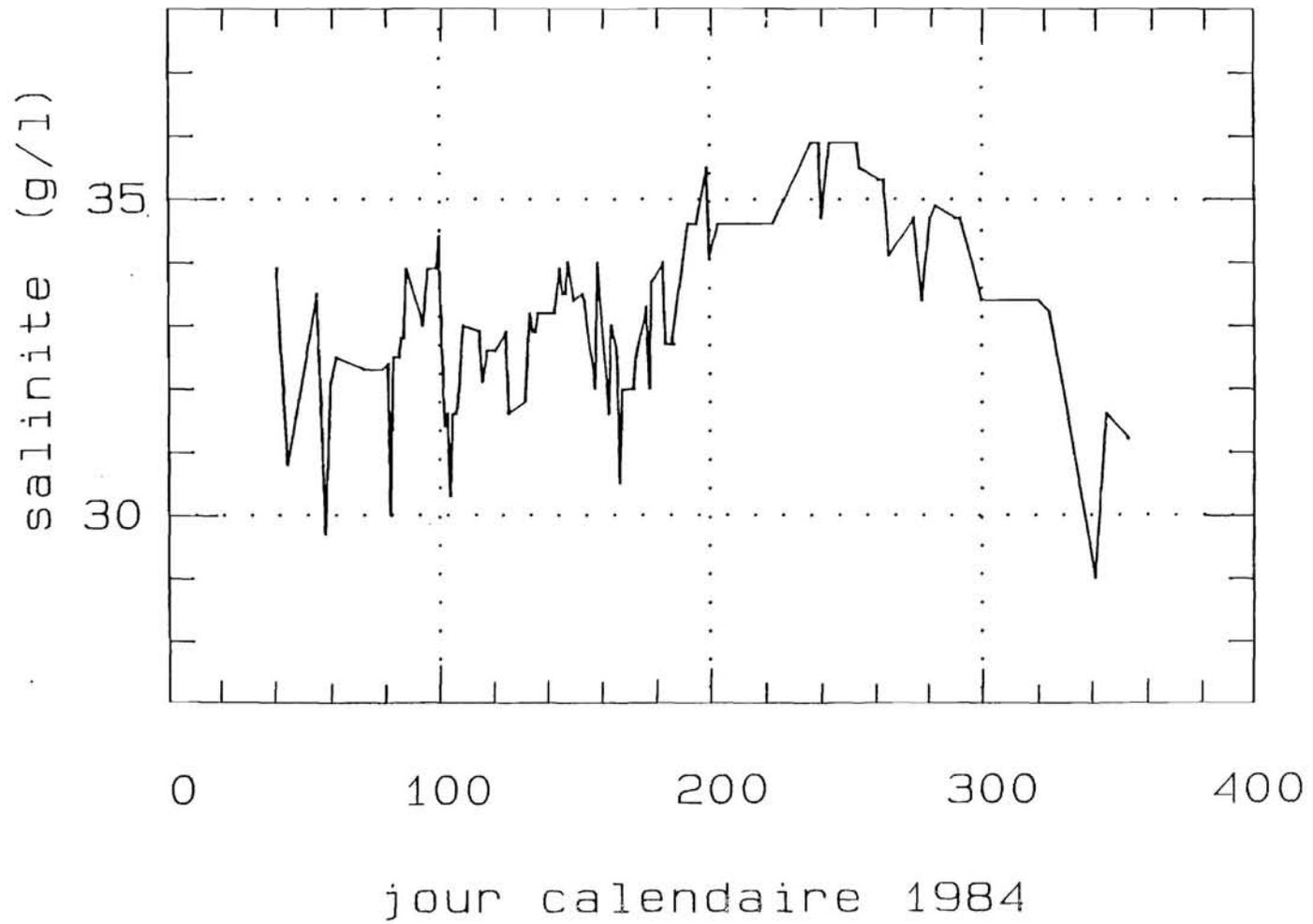


Fig 48

SALINITES DE SURFACE A HOUAT 1984
(g/l) (d'apres APASUB)



La possibilité pour les eaux de Loire d'alimenter au moins la partie externe de la baie de Vilaine existe bien, en général via la zone de Houat et Hoëdic. Ceci est susceptible de se produire fréquemment, c'est-à-dire lorsque les débits de la Loire sont supérieurs à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Pour des débits inférieurs, les eaux de Loire sont advectées vers le sud-ouest. C'était précisément le cas en juillet 1982. A cette époque, ce sont les débits élevés de la Vilaine qui ont très probablement créé une stratification de densité dans la baie.

c) Facteurs de débits élevés de la Vilaine (fig. 17)

1) Estimation de la dessalure de juillet 1982

Nous avons vu que, durant le mois de juillet 1982, un volume de $24,7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ d'eau douce a été débité par la Vilaine en quatre jours (SRAE) (fig. 5 et 45). En simulant une dispersion de cette eau douce analogue à celle proposée précédemment pour l'azote des nitrates (Zone I sur 3 mètres d'épaisseur), et en prenant une salinité de référence en mer de $34,5 \text{ ‰}$, on obtient une dessalure moyenne de ce volume de $2,5 \text{ ‰}$. Une telle dessalure est importante mais elle est sans doute inférieure à ce qu'elle doit être en réalité, car la série des débits à notre disposition minore les fortes valeurs. En utilisant la série de débits fournie par la DDE de Redon à ROSSIGNOL-STRICK (1982), la dessalure obtenue est de $4,1 \text{ ‰}$ (apports de la Pénérf et précipitations en zone marine exclus).

2) Précipitations

L'importance des précipitations sur le bassin versant de la Vilaine en juillet 1982 a déjà été signalée (fig. 7 et 8), et il semble impossible de ne pas leur imputer un rôle tout à fait primordial dans les débits de l'époque.

De telles précipitations estivales n'ont pas été observées depuis.

3) Gestion du barrage d'Arzal

Au cours de chaque période estivale, une certaine quantité d'eau salée remonte dans la retenue d'Arzal, à l'occasion des ouvertures de l'écluse. Cette eau salée s'accumule dans les fosses situées à l'aval de la retenue, et notamment dans celle de Férel, au-dessus de laquelle est située la prise d'eau de l'usine de traitement d'eau potable. Pour diminuer la contamination saline de l'eau à traiter en évacuant les lentilles salées des fosses, il est procédé parfois à des manoeuvres de chasse au niveau du barrage. Ce type d'opération a été effectué le 23 juillet 1982, lors de la deuxième séquence de débits importants, et a contribué à renforcer la valeur du débit instantané (ROSSIGNOL-STRICK, 1982).

Néanmoins la capacité de rétention de la retenue est très faible, de l'ordre d'une douzaine d'heures en cas de débit élevé. La régularisation des débits ne faisait d'ailleurs pas partie des objectifs du barrage d'Arzal. En fait, les contraintes techniques de gestion du barrage et du plan d'eau amont obligent dans ce type de situation à délivrer le maximum d'eau douce dès que la marée le permet.

<p>A notre avis, il y aurait donc une rythmicité des débits induite par la gestion du barrage, mais pas d'influence sensible sur la quantité d'eau relâchée en quatre ou cinq jours. Et l'aggravation qui a pu être causée par une chasse dans la situation de l'époque ne nous semble pas significative au regard des autres facteurs.</p>
--

4) Modernisation de l'agriculture

Il semble que la réponse du bassin versant de la Vilaine à des précipitations ait été intensifiée du fait de certains aspects de la modernisation de l'agriculture. En effet, les riverains ont constaté qu'à la suite d'une séquence pluvieuse, les débits augmentent actuellement - plus, plus vite, et moins longtemps - qu'il y a une quinzaine ou une vingtaine d'années. La durée pendant laquelle les

débits sont renforcés serait maintenant de 3 ou 4 jours au lieu de 8 à 10 jours, par exemple. Cette concentration des écoulements sur une période brève peut être rapprochée de certaines modifications des terres agricoles :

- arasement de talus effectué lors des remembrements,
- compaction de certains niveaux du sol (semelle de labour, poinçonnage par tracteurs lourds, compactage du noyau de labour),
- drainage des prairies humides.

L'augmentation de la brutalité des crues qui en résulte contrarie le mélange avec l'eau marine, et ce facteur, de type chronique, a pu jouer un rôle non négligeable en juillet 1982, dans l'établissement d'une stratification et le déclenchement de blooms phytoplanctoniques intenses.

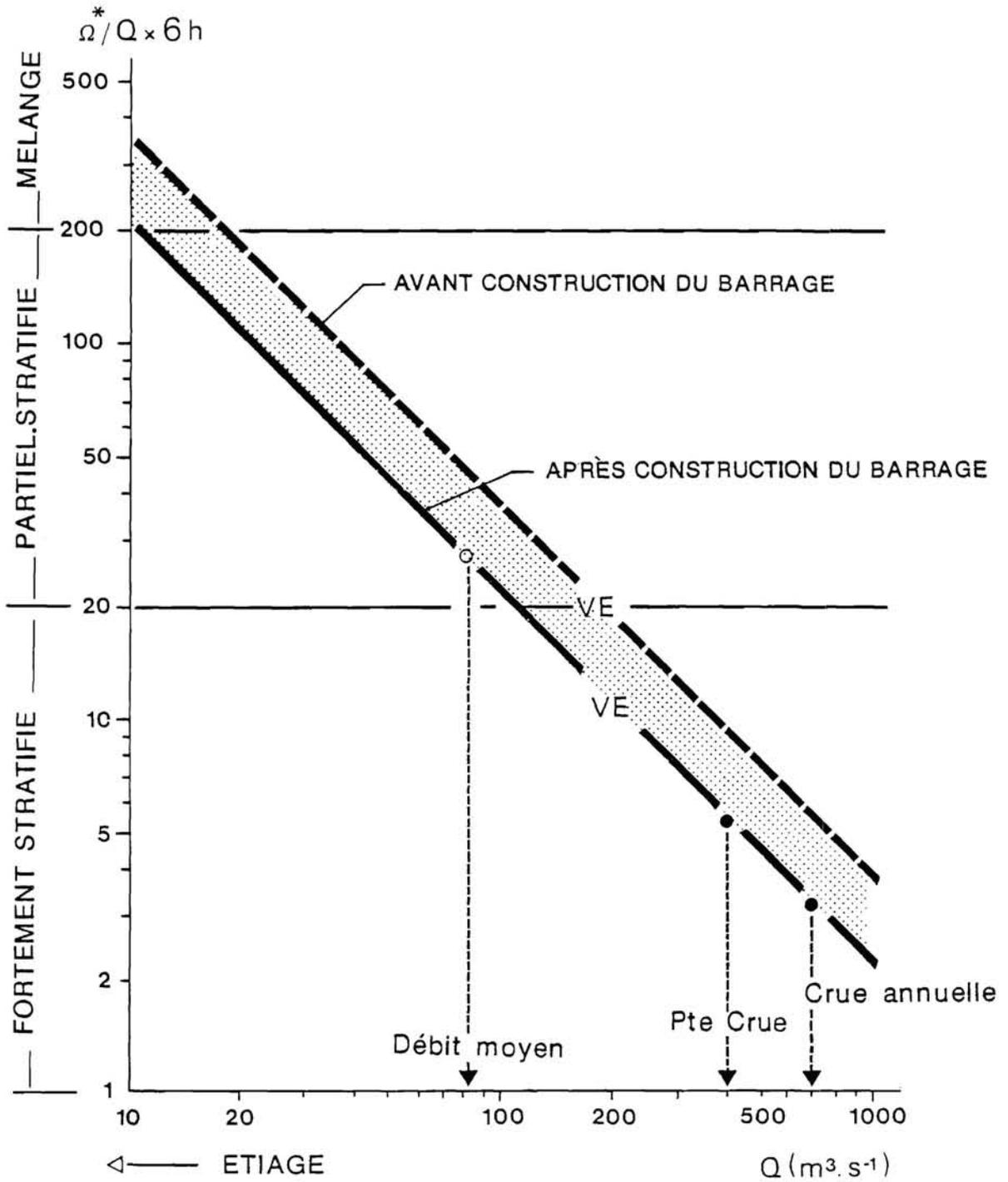
d) Facteurs de diminution du mélange estuarien

Les apports de Vilaine sont d'autant plus susceptibles d'induire une stratification dans la baie qu'ils sont soutenus, mais aussi que leur mélange avec l'eau marine dans l'estuaire est faible (fig. 17). Ce mélange estuarien est diminué par la brutalité des crues, dont nous venons de voir les causes ; il est également réduit par le barrage d'Arzal dont l'implantation a profondément modifié l'estuaire.

L'étude spécifique qui a été menée à propos de l'impact du barrage d'Arzal (MERCERON, 1985) a permis de mettre en évidence un certain nombre de points :

- avant la construction du barrage, l'estuaire était du type partiellement stratifié, et l'implantation du barrage a provoqué une augmentation de la stratification de l'estuaire par rapport à l'état antérieur (fig. 49) ;

Fig 49 STRATIFICATION DE L'ESTUAIRE DE LA VILAINE
ÉVOLUTION DUE A LA PRÉSENCE DU BARRAGE D'ARZAL



* Ω : Volume liquide oscillant dans l'estuaire avec la marée

- le barrage a provoqué une diminution très importante du temps de résidence moyen de l'eau douce en estuaire. Ce temps est passé de 1-2 semaines à quelques cycles de marée (moins en cas de débits importants (fig. 50) ;

- du fait de la diminution de la vitesse des courants, il s'est produit une réduction drastique du bouchon vaseux, et par conséquent des fonctions de minéralisation et de nitrification qu'il assurait. Ces fonctions sont transférées en baie en même temps que la consommation d'oxygène inhérente à ces processus (fig. 51).

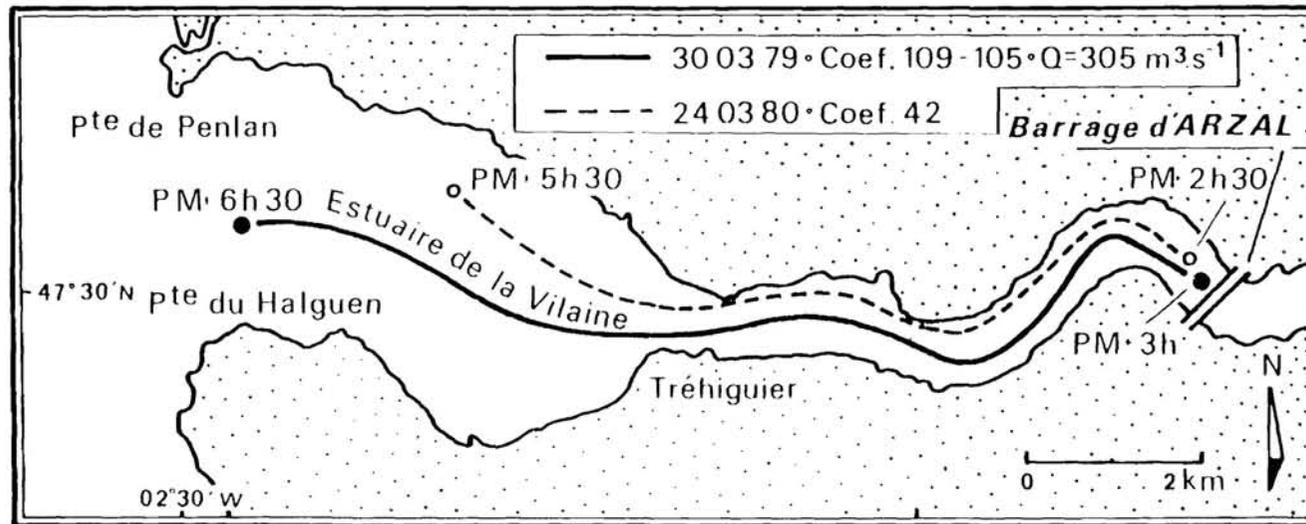
Dans la baie, une augmentation de la stratification, créée par une déssalure superficielle, tend à confiner en surface les apports de sels nutritifs. De ce fait, la production de phytoplancton tend à se concentrer dans les eaux superficielles, ce qui implique une moins grande densité de phytoplancton au fond qu'en situation de mélange vertical. D'autre part, le phytoplancton de surface étant plus abondant tend à augmenter l'ombrage au niveau du fond et à y abaisser la photosynthèse, donc la production d'oxygène.

<p>Les fortes précipitations de juillet 1982 sur le bassin versant, certains aspects de l'évolution des terres agricoles, ainsi que l'existence même du barrage estuarien d'Arzal ont constitué les principaux facteurs ayant provoqué des apports hydriques élevés en baie à cette époque.</p>

e) Facteurs de déstratification (courants - agitation) (fig. 18)

Une stratification de densité étant générée par les apports d'eau douce, elle doit, pour avoir une influence, se maintenir pendant un certain temps avant d'être détruite.

Fig 50 _ SUIVI DE FLOTTEURS LACHES A L'AVAL DU BARRAGE D'ARZAL



d'après le Service maritime de Lorient

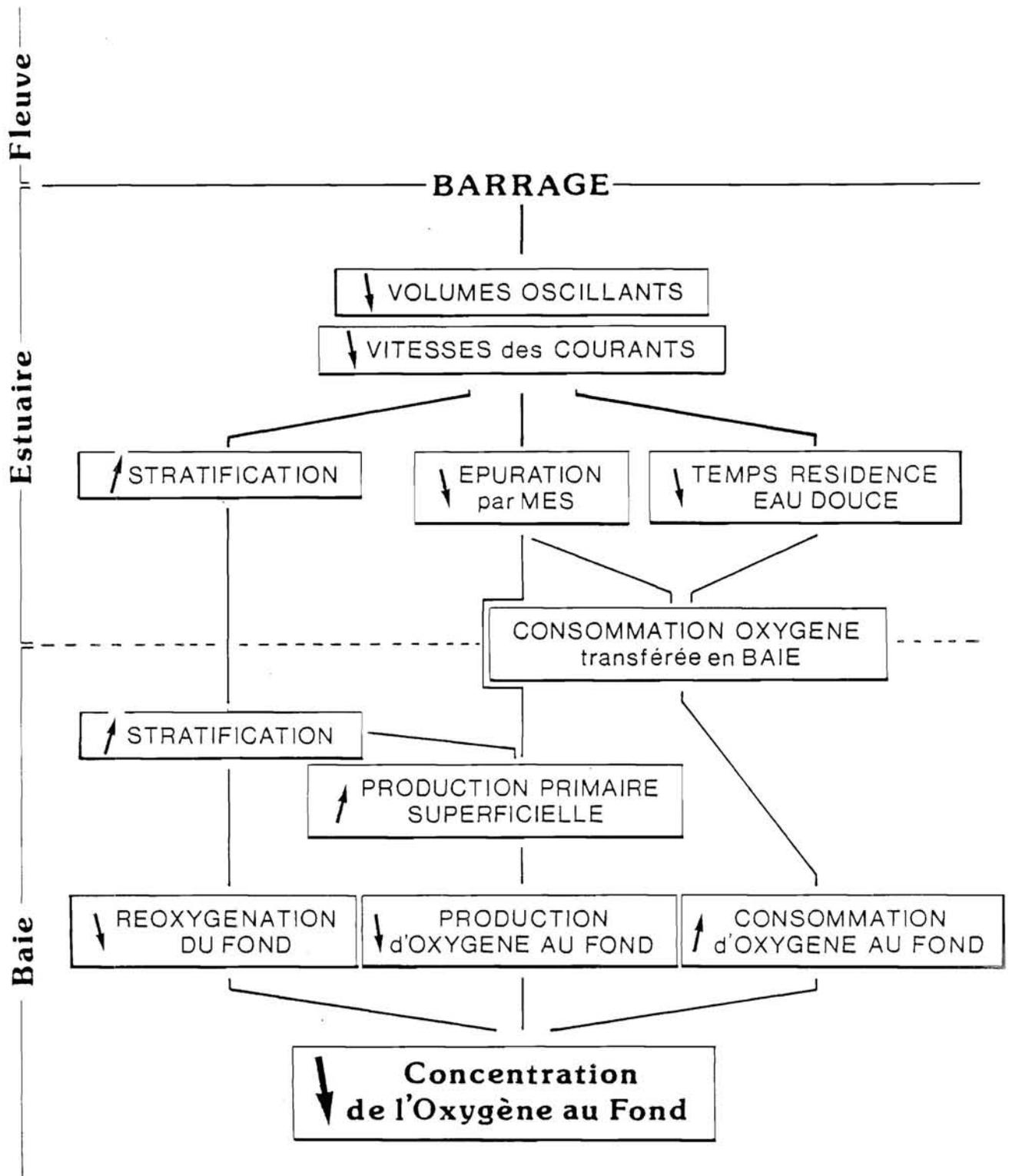


Fig 51 - IMPACT DU BARRAGE D'ARZAL SUR LA QUALITE DES EAUX DU SYSTEME ESTUAIRE - BAIE DE VILAINE (schéma)

1) Courants

D'une façon générale, les courants instantanés maximum enregistrés dans la baie sont modérés ($0,5 \text{ m.s}^{-1}$ en surface et $0,45 \text{ m.s}^{-1}$ au fond) (NADAILLAC et BRETON, 1985 et 1986). Au cours de nos travaux de terrain, nous avons pu observer à plusieurs reprises en milieu de baie des situations stratifiées en période de vive-eau ; ceci semble indiquer l'influence relativement mineure des courants dans la déstratification. Il faut noter qu'en juillet 1982 les mortalités ont eu lieu au cours d'une période encadrant une morte eau (fig. 12), alors que les vitesses maximum atteintes étaient probablement nettement moindres (fig. 52 et 53).

2) Agitation de l'eau

2.1. Nos observations

Sur place, nous avons pu constater la disparition de situations stratifiées d'un jour sur l'autre, en même temps que l'apparition de vagues d'une hauteur d'au moins 0,8 à 1 m. Cela se produit en général pour des vents soufflant du secteur ouvert sur le large. Nos observations nous ont permis de noter également que cela correspondait à un état de la mer coté 3 au sémaphore du Talut à Belle-Ile, alors qu'un état stratifié était conservé pour un état 2 (échelle de 0 à 9).

C'est la hauteur des vagues plus que les courants qui, en général, est susceptible de mettre fin à un état stratifié en baie de Vilaine.

2.2. En juillet 1982

Un examen des données hydrométéorologiques antérieures aux mortalités a été effectuée plus haut à propos de l'abondance du phytoplancton au fond (fig. 5 et 11, et tableau I). Il nous a montré qu'une période de calme avait suivi chaque épisode de forts débits, et qu'ainsi, à deux reprises, une situation stratifiée a très probablement existé. La première période a duré deux jours seulement, et la deuxième du 22/7 au 29/7 (état moyen de la mer de 2,5 ce jour), et peut-être même jusqu'au 3/8.

Fig 52 COURANTS DE MAREE Morte Eau - Coefficient 45

..... Fond
—— Surface
└ 1m.s ─┘

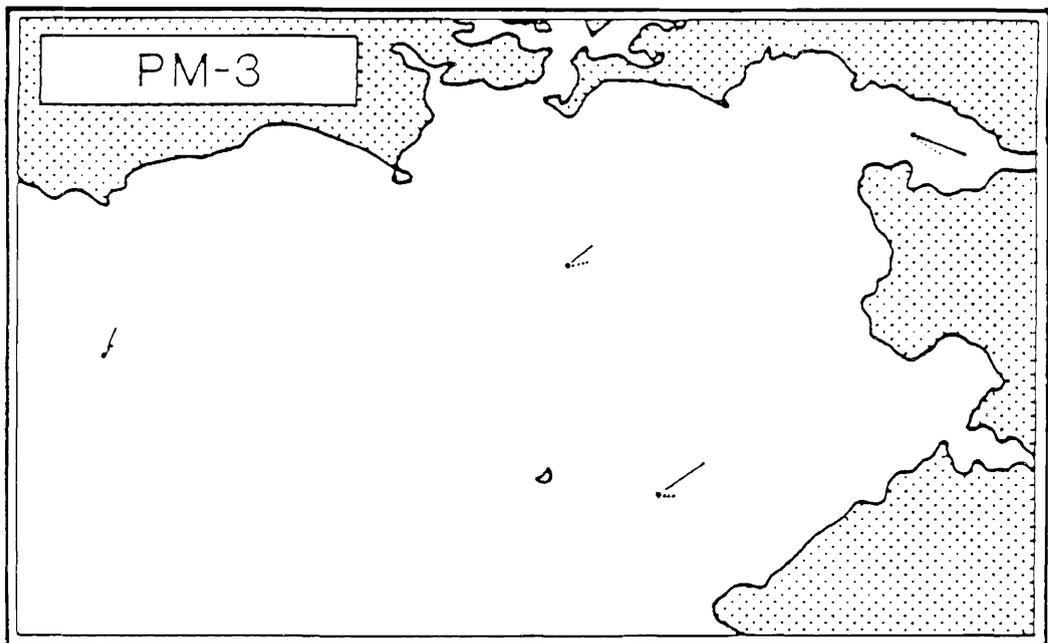
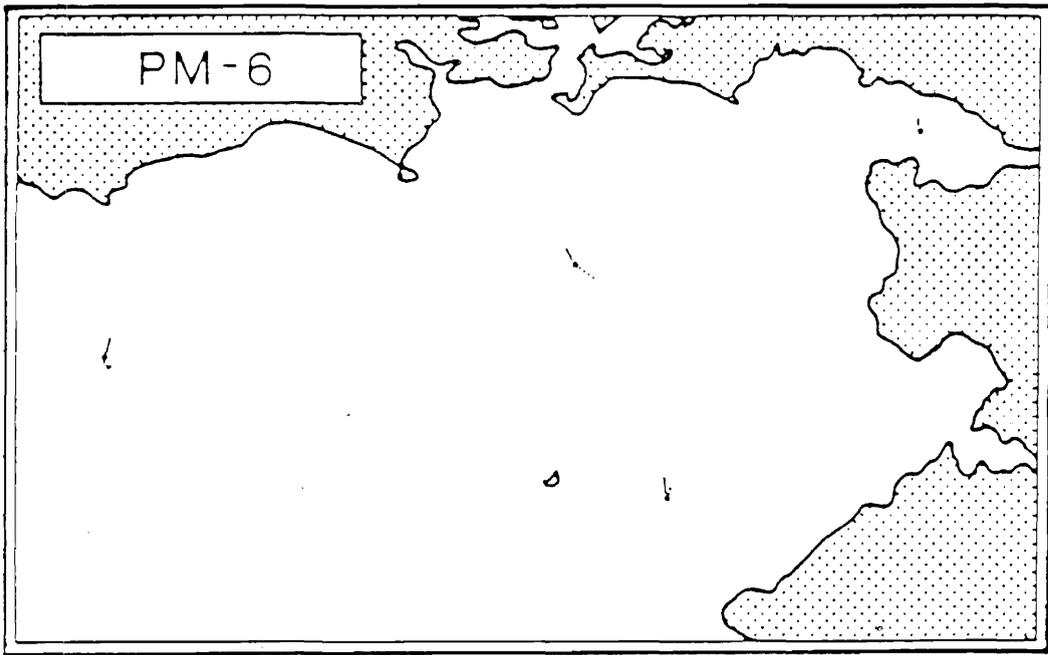
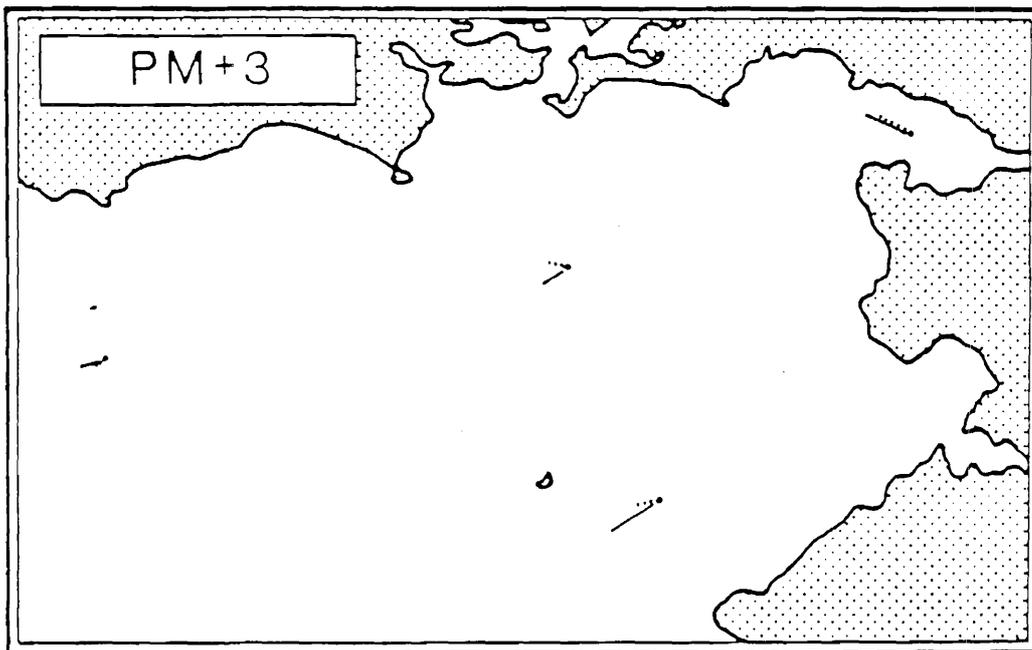
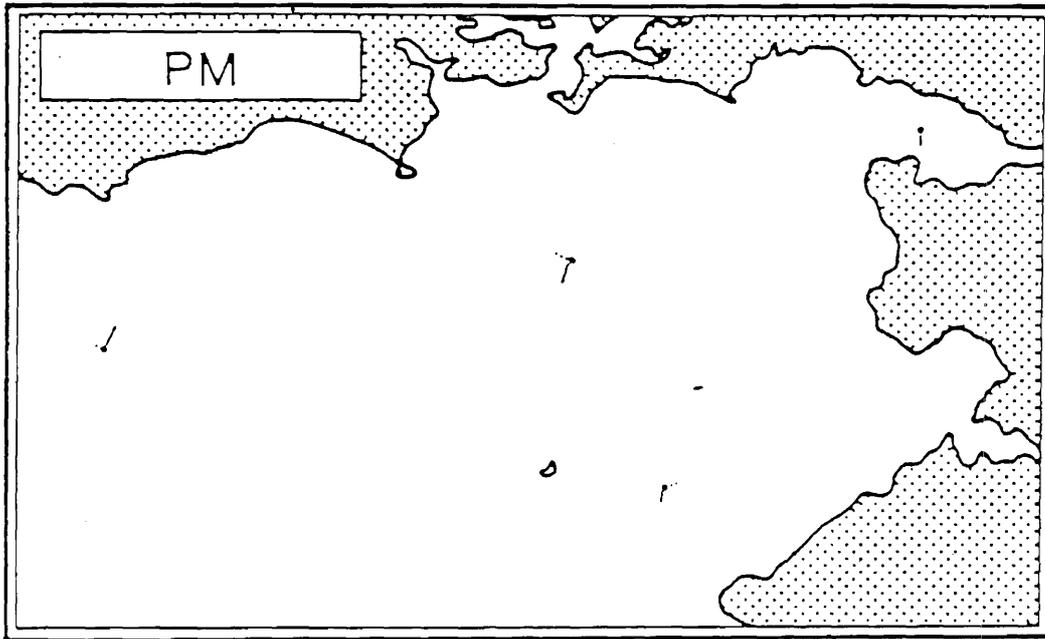


Fig 53 COURANTS DE MAREE Morte Eau - Coefficient 45

..... Fond
—— Surface
└ 1m.s ┘



2.3. Facteurs de l'agitation

Les îles et les hauts-fonds situés au large de la baie de Vilaine assurent à celle-ci une protection vis-à-vis de la houle du large. Les vagues générées localement par le vent y constituent donc la cause principale de l'agitation. La figure 9 montre qu'à la période des mortalités, les directions moyennes des vents maximum au Talut ont été le plus souvent comprises entre l'Ouest et le Nord-est, et ne disposaient donc que d'un fetch * limité.

La vitesse moyenne des vents maximum de l'époque (fig. 10) a évolué entre 4 et 12 m.s⁻¹, et s'est située le plus souvent entre 6 et 10 m. s⁻¹. Les vitesses moyennes journalières ont été évidemment moins élevées. MAGGI et al. (1985), s'appuyant sur les données de Nantes et de l'île d'Yeu, signalent des vents calmes à faibles durant la troisième décennie de juillet 1982.

<p>En conclusion, les conditions d'une situation stratifiée se sont trouvées réunies à deux reprises en juillet 1982 : des apports d'eau douce importants associés à (et/ou suivis de) une période de vents de terre faibles, induisant une faible agitation de l'eau.</p>

* fetch : distance que le vent peut parcourir sans obstacle sur la mer, et qui constitue un paramètre explicatif majeur de la hauteur des vagues créées par un vent de vitesse donnée.

V - SCENARIO

a) Baie de Vilaine - juillet 1982

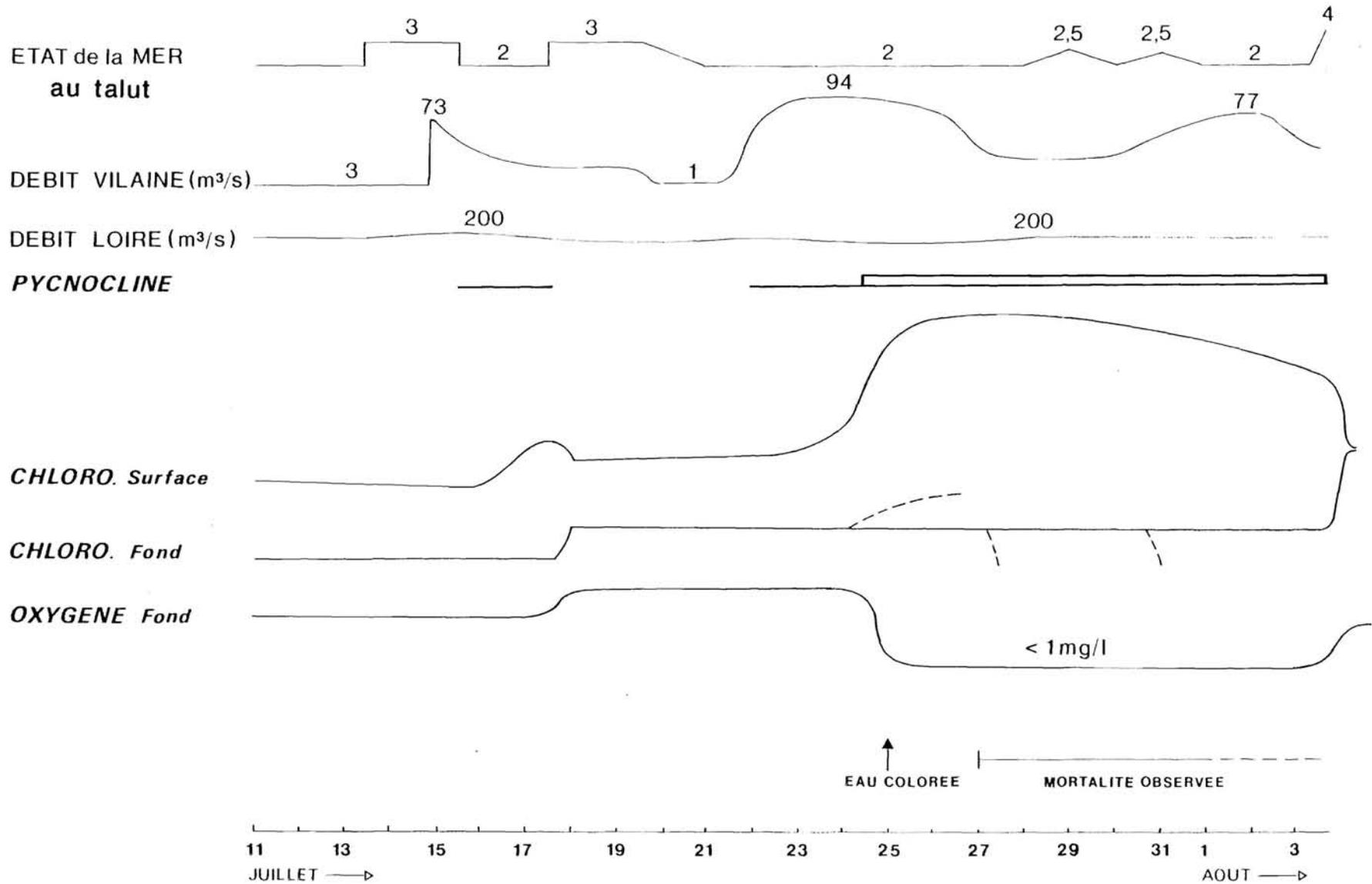
Le scénario de l'évènement anoxique de juillet 1982 présenté ci-après est celui que nous estimons le plus probable. Son déroulement sur 3 semaines est représenté sur la figure 54. Les observations visuelles de l'époque sont reprises en bas de figure (eau colorée et mortalités de poissons). Les observations chiffrées sont regroupées en haut de figure (état de la mer au Talut, débits de la Vilaine et de la Loire). Les paramètres sur lesquels nous faisons des hypothèses sont libellés en caractères italiques (pycnocline, chlorophylle en surface et au fond, oxygène dissous au fond).

Durant toute la période, les débits de la Loire sont restés faibles et sans modulation notable. Le 15/7, le débit de la Vilaine est passé de 3 à $73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, puis s'est stabilisé durant quelques jours à $25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. L'état de la mer restant au niveau 2 durant deux jours au cours de cet épisode, une pycnocline a dû exister pendant cette période. Cette stratification et les apports nutritifs correspondants auraient généré un bloom phytoplanctonique superficiel durant deux jours. Le passage de l'état de la mer à 3 aurait ensuite provoqué un mélange vertical de la masse d'eau, équilibrant ainsi les teneurs en chlorophylle de la surface avec celles du fond en rehaussant ces dernières. Il a pu en résulter un accroissement de la teneur en oxygène dissous au fond par augmentation de la production sur place. Puis, on observe une période de transition durant laquelle le débit de la Vilaine est redescendu à une valeur d'étiage ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), tandis que l'état de la mer est revenu à 2.

Le 22/7, le débit de la Vilaine a fortement augmenté, et durant quelques jours il s'est maintenu à un niveau très élevé ; pendant cette période l'état de la mer s'est conservé au niveau 2. Il s'en serait suivi une stratification de densité très marquée. Cette stratification, jointe aux apports considérables de substances nutritives et à un inoculum de phytoplancton substantiel provenant du

Fig 54 ANOXIE EN BAIE DE VILAINE - JUILLET 1982

Scenario le plus probable



bloom précédent, aurait provoqué un second bloom superficiel particulièrement brutal et dense. L'observation directe d'eau colorée le 25/7 conforte cette hypothèse. Cette prolifération planctonique superficielle aurait augmenté considérablement le coefficient d'extinction de la couche superficielle, faisant remonter la profondeur de compensation au-dessus de la pycnocline. Ainsi, le phytoplancton de la couche inférieure issu du premier bloom aurait été dans l'impossibilité de produire de l'oxygène par photosynthèse. Par sa respiration, il aurait rapidement déprimé la teneur en oxygène dissous de la couche de fond. Il est également possible que l'augmentation de la consommation d'oxygène de l'eau de fond ait été au moins partiellement le fait de la première dégradation de cellules phytoplanctoniques locales ou provenant de la couche superficielle. Ainsi, alors que la teneur superficielle d'oxygène dissous était probablement en sursaturation, au fond, la teneur en oxygène aurait subi une diminution rapide, et se serait maintenue à des valeurs très basses jusqu'au 4/8. A cette date, l'état de la mer en passant à 4 aurait provoqué un mélange vertical et une réoxygénation du fond à partir de la surface. Le bloom superficiel aurait alors subi un abattement, et la profondeur de compensation serait redescendue.

Les organismes vertébrés et invertébrés qui sont morts au début de la période anoxique ont pu contribuer par leur dégradation à entretenir une consommation d'oxygène élevée au niveau du sédiment.

Ce scénario s'est probablement déroulé avec une intensité différente selon les zones de la baie, et selon les divers moments de cette période de mortalité. Il reste que globalement les phénomènes auraient été suffisamment accentués pour provoquer des mortalités massives de poissons et de certains groupes d'invertébrés.

b) Autres exemples

Des processus comparables ont été décrits à propos d'autres sites, également sujets à des déficits d'oxygène dissous au fond.

1) New-York Bight

Le New-York Bight est affecté par des désoxygénations estivales endémiques. En 1976, le phénomène fut particulièrement accentué devant la côte du New-Jersey, et conduisit à des mortalités massives de poissons et d'invertébrés benthiques. Le dinoflagellé Ceratium tripos y était alors très abondant sous la pycnocline et sous le niveau de compensation. Les auteurs (MALONE et al, 1979) n'ont pas pu déterminer la cause de ces fortes concentrations : accumulation passive à partir d'une floraison antérieure effectivement observée sur une aire plus étendue, ou développement in situ d'une population vivant en hétérotrophie sur les débris d'un bloom superficiel de diatomées.

Un modèle simple simulant l'action combinée de la respiration du sédiment et de celle de l'eau de fond dans la diminution de la concentration d'oxygène dissous au fond a été réalisé et a donné les résultats suivants :

- teneur en oxygène au fond stabilisée à 45 % de la teneur initiale,
- teneur en oxygène au fond extrêmement sensible au coefficient de diffusion turbulente verticale,
- demande en oxygène du phytoplancton intégrée sur la colonne d'eau vingt fois plus élevée que la demande du sédiment.

On retrouve ici la conjonction d'une forte demande en oxygène de la part du phytoplancton de la couche de fond et d'une stratification. Néanmoins, l'influence d'une forte production primaire semble ici indirecte.

2) Louisiane

En Louisiane, les deux baies formées par l'avancée du delta du Mississipi sont également sujettes à de fréquentes désoxygénations estivales de leurs eaux de fond. TURNER et ALLEN (1982 a et b) les ont

décrites et les imputent aux apports du fleuve qui induisent là encore une stratification et de fortes teneurs superficielles en chlorophylle. Selon ces auteurs, c'est la dégradation des débris venant de la surface qui consommerait l'oxygène dissous dans les eaux de fond.

Dans cette zone, LEMING et STUNTZ (1984) ont d'ailleurs réussi à diagnostiquer les zones déficitaires en oxygène au niveau du fond, en détectant sur des clichés satellitaires CZCS * les fortes teneurs superficielles de chlorophylle.

Le phénomène peut s'étendre de façon plus ou moins continue vers l'ouest jusqu'à la côte du Texas. BOESCH (1983) y a constaté durant deux années consécutives une évolution presque systématiquement opposée des teneurs en oxygène dissous en surface et au fond, ce qui renforce l'hypothèse du rôle majeur joué par le phytoplancton (fig. 55). Celui-ci, selon sa position par rapport à la profondeur de compensation et à la pycnocline, peut sursaturer l'eau en oxygène ou produire l'effet inverse.

3) Autres sites

Dans de vastes régions où la stratification est constante ou presque, comme la Mer Noire ou le sud-est de la Baltique, l'anoxie des eaux de fond est permanente. Elle l'est également dans certains fjords scandinaves. Elle peut être très fréquente et très étendue aussi dans les aires des grands upwellings situés le long des côtes est de l'Amérique du Sud (baie de Concepcion et au large du Pérou) et de l'Afrique du Sud (Walvis Bay). Les mortalités massives de poissons sont liées dans ces cas à des eaux colorées par des blooms phytoplanctoniques très intenses (BRONGERSMA-SANDERS, 1957 ; DEUSER, 1975 ; SINDERMAN et SWANSON, 1979).

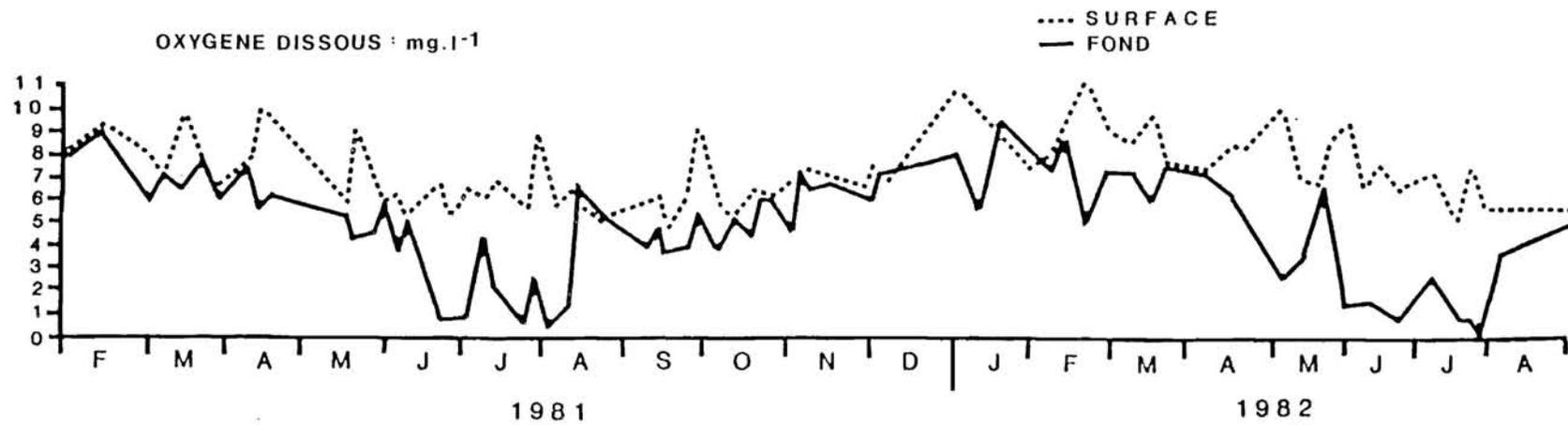
* CZCS : Colour Zone Coastal Scanner, porté par le satellite NIMBUS 7

Fig 55

EXEMPLE D'EVOLUTION OPPOSEE DE L'OXYGENE DISSOUS

EN SURFACE ET AU FOND (10m) AU LARGE DE CAMERON (Texas)

d'après BOESCH.source:Mc Neese State University



VI - CAUSES PREMIERES

Les causes premières de l'anoxie peuvent être scindées en plusieurs catégories :

a) Causes d'ordre structurel

1) Origine naturelle

1.1. Baie de Vilaine

- morphologie de baie,
- faible intensité des courants,
- temps de séjour des eaux potentiellement long,
- abri hydrodynamique constitué par les îles (Belle-Ile, Houat, Hoëdic) ;

1.2. Bassin versant

- superficie importante en regard du milieu récepteur, ce qui implique des apports d'eau douce et de nutriments importants,
- sous-sol schisteux induisant une certaine brutalité naturelle des crues ;

2) Origine anthropique

2.1. Modernisation de l'agriculture

- forte augmentation des apports d'azote (engrais et déjections animales), et probablement de phosphore,
- augmentation des écoulements superficiels (drainage, suppression de talus, compactations dues au labour) ;

2.2. Existence du barrage d'Arzal

- augmentation de la stratification haline en estuaire et en baie,
- transfert de processus consommateurs d'oxygène de l'estuaire en baie (oxydation du matériel organique et nitrification),
- augmentation du caractère superficiel des blooms phytoplanctoniques dans la baie ;

2.3. Augmentation de l'urbanisation

Augmentation probable des apports de phosphore ;

b) Causes d'ordre aléatoire

-> Origine météorologique

- précipitations estivales fortes,
- vents faibles induisant une faible agitation,
- mortes-eaux.

<p>En bref, il s'agit d'un milieu dont la fragilité naturelle a été aggravée par certaines actions humaines ; de ce fait, il est devenu encore plus favorable à des déficits partiels d'oxygène dissous. En juillet 1982, la survenue d'une succession de conditions météorologiques pénalisantes a exacerbé les processus de désoxygénation, menant jusqu'à l'anoxie.</p>
--

VII - PROBABILITE DE L'EVENEMENT - SON IMPORTANCE RELATIVE

a) Probabilité

Les différentes régions où surviennent des anoxies présentent des fréquences d'apparition et des extensions de celles-ci très différentes. Ainsi, à Mobile Bay en Alabama, ces évènements se produisent en général plusieurs fois par an (MAY, 1973) ; dans le New-York Bight, les mortalités de poissons répertoriées jusqu'en 1979 concernent les années 1951, 1968, 1971, 1974 et, avec une ampleur spéciale, 1976. Sur les côtes de la Louisiane et du Texas, elles apparurent en 1973, 1978 et 1979, en relation avec des débits particulièrement importants des grands fleuves de la région.

<p>En baie de Vilaine, de mémoire d'homme, c'est la première fois qu'une mortalité de poissons est observée.</p>

Les deux séquences de forts débits observés à l'époque ont augmenté le débit mensuel moyen de juillet 1982 ($43,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ contre $13,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en moyenne). Le SRAE a estimé la probabilité d'occurrence d'un tel débit mensuel en juillet à 1/30, en ajustant les débits de ce mois lors des quinze dernières années à une distribution gaussienne. Cependant, cette méthode ne prend pas en compte l'autre condition nécessaire à l'apparition du phénomène, c'est-à-dire un état de la mer calme. Par ailleurs, le risque n'est pas limité au mois de juillet, mais concerne la période allant de juin à septembre.

La brièveté de la chronique des débits journaliers à notre disposition ne permet pas d'effectuer une véritable estimation du risque.

b) Impact sur le zoobenthos

On pouvait s'attendre à un impact important de l'anoxie sur les peuplements zoobenthiques. Des observations réalisées à l'étranger sur des zones temporairement anoxiques (JORGENSEN dans le Limfjord (1980), GARLO et al. sur la côte du New-Jersey, 1979) semblent indiquer une séquence de mortalités assez typique.

Les crustacés et les échinodermes meurent d'abord, suivis des gastéropodes. Les polychètes sédentaires résistent plusieurs jours à l'asphyxie dans leurs tubes, puis elles en sortent et gisent inertes sur le substrat ; elles survivent dans cette position durant une semaine environ. Les mollusques lamelibranches endogés commencent par allonger au maximum leur siphon au-dessus du sédiment, et dans un deuxième temps sortent à la surface, où ils gisent comme les polychètes ; ils peuvent y survivre une semaine ou plus. D'une façon générale, si une réoxygénation se produit avant leur mort, polychètes et mollusques retrouvent très rapidement une activité normale et s'enfouissent à nouveau.

En ce qui concerne la baie de Vilaine, les auteurs qui ont décrit les mortalités d'invertébrés citent la crevette grise, le crabe, le bulot (gastéropode), les échinodermes et les couteaux (MAGGI, 1982 ; ROSSIGNOL-STRICK, 1982 et 1985). Il est donc plausible que les polychètes et la majorité des bivalves aient survécu à l'anoxie, celle-ci ayant été relativement brève par rapport à ce qui se déroule ailleurs.

<p>Le constat de l'état de santé des peuplements benthiques de la baie a été réalisé en 1985 (LE BRIS, 1986). Il s'est avéré globalement satisfaisant.</p>

c) Importance relative de l'anoxie de juillet 1982

Depuis 1983, nous avons pu constater en baie de Vilaine, l'existence endémique de déficits d'oxygène dissous au fond. Ceux-ci

peuvent être d'importance très diverse. Des déficits potentiellement dangereux furent enregistrés en 1983, atteignant des teneurs de $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$ ($1,05 \text{ ml.l}^{-1}$), mais ils furent trop fugaces au point fixe, c'est à dire trop limités dans l'espace, pour provoquer des mortalités (fig. 4). Au mois d'août 1983, la teneur est descendue assez souvent au-dessous de 4 mg.l^{-1} (fig. 56). Des mesures discrètes ont permis de relever des valeurs comparables à d'autres reprises.

De telles teneurs ne peuvent pas véritablement provoquer des mortalités visibles. Selon PERSON-LE RUYET (1986), qui a effectué une revue de l'influence des conditions hypoxiques sur les poissons, les poissons marins adultes et juvéniles font preuve d'une assez grande résistance à l'asphyxie du point de vue de leur survie. Généralement, une exposition à 1 mg.l^{-1} est tolérée durant quelques minutes, voire plus pour les espèces résistantes. Au-dessus de 3 mg.l^{-1} , aucune mortalité d'adultes ne pourrait survenir, même pour des espèces sensibles.

En revanche, l'impact sur la croissance et sur l'état général est souvent négligé. Or, toutes les fonctions métaboliques sont perturbées, même en cas d'hypoxie légère. Le seuil d'impact se situerait vers 5 mg.l^{-1} .

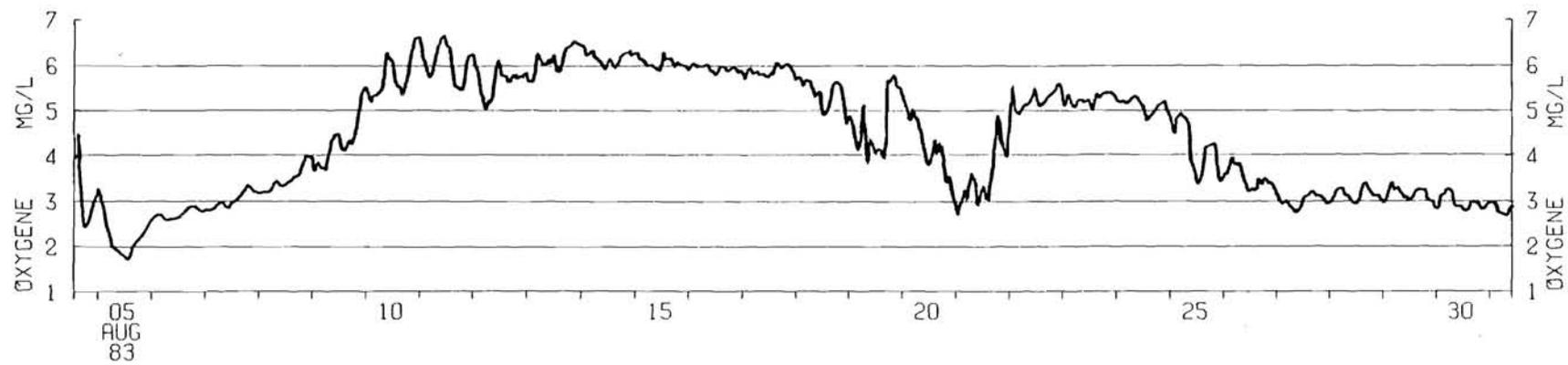
Les oscillations biquotidiennes des concentrations d'oxygène que nous avons très fréquemment observées sont liées à la marée. A ce sujet, PERSON-LE RUYET signale que des "variations nyctémérales fréquentes atteignant des niveaux de $2-3 \text{ mg.l}^{-1}$ d'oxygène affectent autant la croissance que de bas niveaux d'oxygène stables".

D'autre part, la capturabilité des espèces grégaires diminue ou s'annule en cas d'hypoxie : les bancs d'anchois se dispersent à 2 mg.l^{-1} , et ceux d'aloise vers 4 mg.l^{-1} .

En ce qui concerne la reproduction, le développement embryonnaire et la survie des larves, la sensibilité des poissons est plus importante quoique variable selon l'espèce et le stade de développement. La dose létale larvaire pour 50 % des individus (24 heures d'exposition) semble se situer entre $2,2$ et $3,5 \text{ mg.l}^{-1}$.

Fig 56 EXEMPLES DE DEFICIT PARTIEL EN OXYGENE DISSOUS AU FOND

Baie de Vilaine_Station OXYMOR 1 (profondeur = 12 m) Aout 1983



Le recrutement de certaines espèces commerciales de poissons est donc susceptible d'être affecté à différents stades par des déficits même partiels en oxygène dissous.

On est finalement conduit à se poser la question de savoir si un évènement anoxique spectaculaire mais à faible probabilité représente une nuisance économique plus importante que des hypoxies discrètes, mais endémiques. La réponse ne semble pas évidente. En tous cas, l'impact économique des déficits partiels n'est sans doute pas négligeable, bien que difficilement quantifiable

En fait, du point de vue des causes, il n'y a qu'une différence d'ampleur entre les deux cas, et les remèdes à envisager ne sont pas a priori différents.

VIII - PROPOSITIONS D'ACTIONS TECHNIQUES

a) Actions de prévention

Les causes premières des déficits en oxygène que nous avons énoncées plus haut agissent par l'intermédiaire de processus que l'on peut résumer par les deux points suivants:

- stratification de densité de la masse d'eau,
- augmentation de la consommation d'oxygène de l'eau par accroissement de la teneur en phytoplancton (respiration et/ou dégradation).

Nous allons suivre ce plan pour examiner les actions de prévention que l'on peut envisager :

1) Lutter contre la stratification

Sur les paramètres météorologiques induisant une stratification, il est naturellement impossible d'agir (précipitations, vitesse et direction du vent, coefficient de marée). En revanche, on pourrait a priori envisager d'influer sur la stratification par la gestion du barrage.

La forme habituelle de lâcher consiste à assurer un débit quasi-constant tant que le niveau de l'eau à l'aval du barrage permet ce lâcher. Si le barrage d'Arzal n'a pas été conçu pour écrêter les crues, une certaine modulation des lâchers bi-quotidiens pourrait éventuellement améliorer l'état de stratification de l'estuaire et de la baie.

Dans cette optique d'optimisation, LE HIR et al (1986) ont modélisé numériquement la répartition des courants et des salinités dans un plan vertical suivant l'axe longitudinal de l'estuaire. Les effets sur la stratification de plusieurs formes de lâchers (en bloc par exemple), effectués à différents moments de la marée, dans diverses

conditions de débit naturel et de coefficient de marée, ont été simulées. Ce modèle, bien que schématique, prend un intérêt supplémentaire du fait que les manoeuvres des vannes ont été récemment automatisées, et que l'automate est piloté par un programme facilement modifiable.

Dans la réalité, un certain nombre de contraintes limitent la marge de manoeuvre du fonctionnement du barrage et notamment :

- un plan d'eau qui doit être maintenu à un niveau permettant le cabotage, tout en prévenant les inondations dans la région de Redon,

- un dénivelé maximum de 2,5 m au niveau du barrage lors de l'ouverture des vannes, donc une impossibilité technique actuelle de lâcher brusquement à basse mer.

Le modèle ne prend pas en compte ces contraintes. Les résultats montrent que, même ainsi, "la marge de manoeuvre est faible, et que le choix du régime de lâcher n'a pas d'effet important". Néanmoins, par rapport à la procédure actuellement programmée qui vise à maintenir un débit constant durant la période où un lâcher est possible, un meilleur mélange à l'embouchure pourrait être obtenu :

- en morte eau et en crue, par un rejet massif autour de la basse mer,

- en vive eau et en crue, par la procédure actuelle de lâcher à débit constant, sauf si un effet de chasse est désiré, auquel cas un rejet massif autour de la basse mer est préconisé (attention cependant aux fortes remises en suspension et à leurs conséquences sur l'oxygène dissous).

Ces propositions seraient à vérifier par des essais accompagnés de mesures sur le terrain.

<p>Il semble que les progrès à attendre d'une modification de la gestion du barrage dans l'état actuel des installations soient limités.</p>
--

2) Lutter contre la production de phytoplancton

Pour diminuer la production primaire dans la baie, une limitation des apports de nutriments par la Vilaine constitue a priori une voie intéressante.

2.1. Diminution des flux d'azote de la Vilaine

A propos de l'azote, rappelons brièvement que :

- les flux d'azote de la Vilaine ont fortement augmenté durant la dernière décade,

- ils sont représentés majoritairement par les nitrates,

- ils sont délivrés principalement par les activités agricoles réparties de manière très diffuse sur le bassin versant (engrais et déjections animales).

L'augmentation des nitrates constatée depuis dix ou quinze ans dans les eaux douces de plusieurs régions de France et en Bretagne en particulier, pose le problème de la potabilité de l'eau pour l'homme et pour les animaux d'élevage. En fait, ces apports excessifs de nitrates représentent une perte d'éléments fertilisants par les agriculteurs ; la perte serait due en grande partie à un manque de rationalisation de leur stockage et de leur utilisation.

La prise de conscience du problème au niveau national s'est traduite par le démarrage en 1985 d'un "programme d'action pour la réduction de la pollution des eaux par les nitrates et les phosphates provenant des activités agricoles". Ce programme a été initié par le Comité d'orientation créé à cet effet (CORPEN) et par la mission "Eaux - Nitrates". Il est orienté actuellement vers la réduction des nitrates, par le biais de formations et d'informations à destination des divers agents concernés par le phénomène (agriculteurs, conseillers agricoles, responsables administratifs, etc .).

Sur le bassin versant de la Vilaine, à l'occasion de la mise en place des périmètres de protection des captages d'eau, la Direction Départementale de l'Agriculture du Morbihan conseille et sensibilise les agriculteurs à la pollution d'origine agricole, à l'importance des pratiques culturales et de la fertilisation. En plusieurs points du département, des bilans de gestion de fertilisants sont effectués chez des exploitants volontaires. Les conseillers agricoles et les journaux professionnels contribuent également à informer le milieu agricole de l'importance de la qualité de l'eau, et de la valeur fertilisante du lisier.

Mais ces actions de sensibilisation et d'information restent géographiquement limitées, et il serait nécessaire d'aller beaucoup plus loin. Une opération dans ce sens devrait faire l'objet d'un programme individualisé, s'étendant sur plusieurs années, et doté de moyens financiers suffisants. Le programme d'action pour la restauration de la qualité bactériologique du Gouessant, proposé au Conseil Général des Côtes du Nord, inclut une partie sensibilisation-information du milieu agricole, qui est dotée de moyens humains et financiers lui permettant d'être potentiellement efficace. Ceci devrait constituer un exemple (DDA 22).

La volonté affichée au niveau national d'agir dans ce sens (CORPEN ; mission Eaux-Nitrates) constitue d'ailleurs un élément favorable à prendre en compte. Pour réduire les pertes d'azote agricole, le CORPEN (1986) conseille un certain nombre de pratiques :

- maintien d'une bonne structure des sols,
- limitation des lessivages par couverture du sol,
- raisonnement des apports d'azote en fonction d'un objectif réaliste de rendement,
- rationalisation de la collecte, de la conservation et de l'épandage des effluents d'élevage,
- retournement réfléchi des prairies.

Depuis l'après-guerre, l'agriculture française suit un modèle de développement de type productiviste. Il nécessite une consommation importante de biens intermédiaires (engrais de synthèse, pesticides, matériel lourd, etc .). Son adéquation aux tendances de fond des marchés agricoles internationaux semble présenter des difficultés croissantes. Face à cette situation, quelques agriculteurs optent pour un modèle différent, comportant une réduction importante des coûts intermédiaires, même au prix d'une réduction des rendements pondéraux. Il semble, a priori, que dans ce cas, les pertes de fertilisants dans l'environnement puissent être moins élevées.

<p>Un abaissement significatif des flux azotés de la Vilaine passe par une diminution des apports d'origine agricole du bassin versant. A cet égard, une modification des pratiques agricoles est nécessaire. Des recommandations <u>ad hoc</u> ont été définies par le CORPEN. Il reste à les faire appliquer.</p>

2.2. Diminution des flux de phosphore de la Vilaine

En ce qui concerne le phosphore, nous avons vu précédemment qu'il constituait l'élément limitant la production primaire dans la baie de Vilaine durant toute la belle saison, et qu'il partageait ce rôle avec l'azote et le silicium en fin de saison. L'augmentation des apports d'azote tend d'ailleurs à renforcer cette situation. En eau douce, nous avons également noté que l'état d'eutrophisation de la Vilaine était déterminé par les teneurs élevées de phosphore qui sont observées.

2.2.1. Estimation de l'importance relative des origines

Les plus fortes quantités de phosphore qui sont émises dans le bassin versant le sont par l'agriculture ; mais, du fait de la forte proportion de cet élément qui se fixe sur les particules de terre, les quantités restituées aux cours d'eau sont du même ordre de grandeur que celles rejetées par les habitations et les industries (tableau XII, d'après SAUNIER - Eau et Environnement, 1985). A partir de la mesure des flux des stations d'épuration et des industries, et d'un choix de coefficients de restitution, on aboutit à une estimation totale des apports hors agriculture de $601,2 \text{ t.an}^{-1}$ pour le bassin versant ($407 + 55 + 22 + 0,2 + 117$) (tableau XII). La fourchette de restitution proposée pour l'agriculture étant très large, nous lui préférons le chiffre moyen de $0,8 \text{ kg (ha.an)}^{-1}$ proposé par le CEMAGREF de Rennes (PIEL, communication personnelle) *, soit 864 t.an^{-1} pour le bassin versant. Une moitié est sous forme d'orthophosphates solubles, et l'autre moitié sous forme particulaire. Nous obtenons donc 600 t.an^{-1} d'origine urbaine et industrielle et 860 t.an^{-1} d'origine agricole. Or, le flux moyen de phosphore total à Férel calculé par CLEMENT et BOUSQUET (1985) à partir de la dernière décennie d'observations est de $1\ 030 \text{ t.an}^{-1}$. Nous estimons finalement qu'en moyenne approximative les apports de l'agriculture et les autres sont équivalents, et peuvent être évalués à 515 t.an^{-1} chacun.

* Le CEMAGREF effectue actuellement une étude spécifique des flux de phosphore particulaire d'origine agricole vers le milieu marin.

Tableau XII

**BILAN THEORIQUE DES APPORTS DE PHOSPHORE TOTAL
SUR LE BASSIN VERSANT DE LA VILAINE (= 10 800 km²)
(d'après SAUNIER - Eau et Environnement, 1985)**

	Agriculture			Popul. sédent. aggro. raccordée			Popul. sédent. aggro. n. racc.		Population dispersée			Popul. saisonnière		Ind.	Total
Emissions (t.an ⁻¹)	15 526			555					220			4,2		227	16 532
Coefficient de restitution	0,02	0,1	0,2		0,5	0,9	0,5	0,9	0,02	0,1	0,2	0,5	0,9		
Apports théoriques (t.an ⁻¹)	310	1 553	3 105	**	407	222	400	55	100	4,4	22	44	0,2	0,4	**

* Choix de coefficients de restitution (cf. texte).

** Valeurs mesurées.

2.2.2. Avantages du modèle d'eutrophisation de la Vilaine

Pour réduire les apports de phosphore dans le fleuve et en baie, des techniques de déphosphatation sont susceptibles d'être appliquées aux effluents de station d'épuration. Le plan d'équipement d'une partie des sources de pollution du bassin versant est en cours d'étude. A cette fin, un modèle numérique de l'eutrophisation du réseau fluvial est construit par le cabinet BETURE-SETAME, modèle issu de celui réalisé sur la Loire (= POLUPA) à l'instigation de l'Agence de Bassin Loire-Bretagne. En effet, les rejets de phosphore d'une grande agglomération auront une destinée très différente dans le cours d'eau, selon qu'ils peuvent être incorporés rapidement dans les cellules d'un phytoplancton suffisamment abondant et être ainsi véhiculés sans délai vers l'embouchure, ou que, faute d'une telle possibilité, le phosphore est adsorbé sur les particules sédimentaires. Dans ce cas, la plus grande partie ne sera transportée vers la mer que lors des débits importants intervenant plutôt en période hivernale. On conçoit donc qu'un même effort financier de déphosphatation puisse avoir un impact très différent selon son point d'application.

2.2.3. Phosphore des lessives

Dans les flux domestiques de phosphore, il est généralement admis qu'environ la moitié provient du métabolisme humain et de déchets divers et que l'autre moitié provient du tripolyphosphate de sodium, qui est un adjuvant des lessives en poudre classiques (environ 30 % de leur poids). Les fonctions du tripolyphosphate est de séquestrer le calcium, d'empêcher son redépôt, et de maintenir l'alcalinité de l'eau de lavage. Or, en Bretagne, la dureté de l'eau est faible à très faible. Si certains produits de remplacement actuels du tripolyphosphate (zéolite, acide trinitriloacétique) ne sont pas aussi performants, il reste qu'il est peu cohérent de devoir, à la fois, acheter le phosphore des produits de lessive et payer la déphosphatation des effluents de station d'épuration.

2.2.4. Relargage sédimentaire

Il serait de peu d'intérêt de réduire les apports extérieurs de phosphore au fleuve, s'il s'avérait que le potentiel relargable à partir des sédiments fluviatiles et marins était facilement mobilisable en quantités importantes. On sait que cette mobilisation est fortement augmentée lorsque les teneurs en oxygène diminuent à proximité du sédiment. On peut d'ailleurs regretter que le modèle d'eutrophisation de la Vilaine, tel qu'il est prévu, ne prenne pas en compte le relargage sédimentaire comme source de phosphore.

Le rapport d'avancement de SAUNIER-Eau et environnement sur cette question (1987) indique des possibilités de mobilisation relativement importantes en eau douce et en estuaire. Mais la nature statique des résultats (après 28 jours d'incubation) les rend difficilement exploitables. En zones marine et estuarienne, OTTMAN et BERTRU (1987) concluent de façon générale à un niveau très élevé de la charge interne des sédiments en phosphore, et à sa facilité de mobilisation.

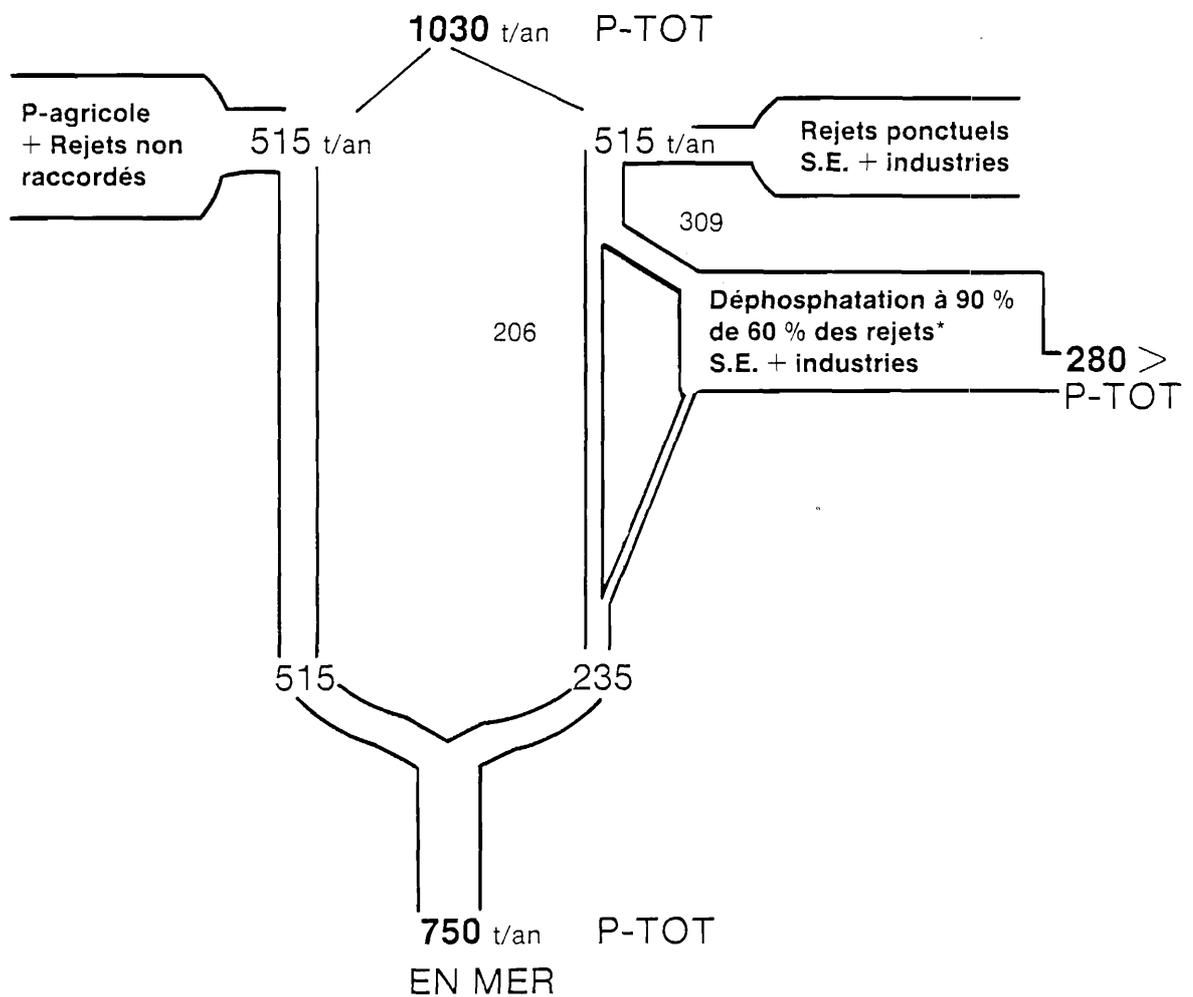
2.2.5. Estimation de l'impact d'une déphosphatation des effluents urbains

Si le phosphore est sans équivoque possible le principal facteur limitant de la production de phytoplancton en baie de Vilaine à la belle saison, il ne s'ensuit pas nécessairement qu'une déphosphatation comme celle envisagée plus haut ait un impact significatif. Nous avons tenté d'estimer schématiquement le niveau de cet impact (figures 57 et 58).

Parmi les 515 t.an⁻¹ provenant de rejets individualisés (stations d'épuration et industries), une fraction de 60 % est supposée être déphosphatée (soit l'équivalent des 6 villes les plus importantes du bassin versant totalisant 240 000 habitants). Le rendement de déphosphatation choisi est le maximum (90 %). Ce sont ainsi 280 t.an⁻¹ de phosphore total qui seraient retirés de la voie conduisant à la baie ; nous négligeons le retour probable d'une partie de ce tonnage au cours d'eau, suite à l'épandage des boues de déphosphatation sur les terres agricoles.

Fig. 57

**ESTIMATION DE L'IMPACT D'UNE DEPHOSPHATATION
DES EFFLUENTS URBAINS DU BASSIN VERSANT
DE LA VILAINE SUR LA CHLOROPHYLLE SUPERFICIELLE
DE LA BAIE DE LA VILAINE (1)**



* Rennes - Loudéac - Vitré - Cesson - Redon - Châteaubriand.

Fig. 58

**ESTIMATION DE L'IMPACT D'UNE DEPHOSPHATATION
DES EFFLUENTS URBAINS DU BASSIN VERSANT
DE LA VILAINE SUR LA CHLOROPHYLLE SUPERFICIELLE
DE LA BAIE DE LA VILAINE (2)**

Déphosphatation = Déficit en mer de 280 t/an P-TOT ou 787 kg/jour

Temps séjour (j)	3	10	21
Déficit en masse (t P-TOT)	2,3	7,9	16,1
Volume diluant (6 m ép.) (x 10 ⁶ m ³)	1365	1365	1365
Déficit en concentration ($\mu\text{mol.l}^{-1}$ P-TOT)	0,054	0,186	0,381
Déficit en concentration* ($\mu\text{mol.l}^{-1}$ P-mob)	0,027	0,093	0,190
Déficit en chlorophylle** ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	0,43	1,49	3,04

Teneurs minimum en chlorophylle des blooms nocifs = 30 à 80 $\mu\text{g.l}^{-1}$

Ces déficits seraient théoriquement observables une fois le régime permanent atteint.

* En prenant 1 mole de P-mob pour 2 moles de P-TOT.

** Suivant la correspondance 1 $\mu\text{mol P} \rightleftharpoons 16 \mu\text{g chlorophylle}$. (d'après QUEGUINER, communication personnelle)

Ce déficit de 280 t.an^{-1} (ou de 787 kg.jour^{-1}) se répercutera en baie de Vilaine en proportion du temps de résidence moyen de l'eau douce. Cette durée est principalement sous l'influence du vent, et trois scénarios sont représentés ici (de 3 à 21 jours). Le volume accepteur est la baie de Vilaine telle que précédemment délimitée sur une épaisseur de 6 mètres (couche superficielle la plus fréquente, zones I et II). Le déficit de concentration en phosphore total ainsi obtenu est transformé en déficit de phosphore mobilisable par le phytoplancton (orthophosphates surtout). Le rapport a été évalué à 2, compte tenu de ce que CLEMENT et BOUSQUET indiquent un ratio moyen de phosphore total/orthophosphate de 4,1 sur l'année 1984 dans la retenue, et du fait qu'une partie du phosphore particulaire issu de la Vilaine passe probablement sous forme d'orthophosphate soluble lors du mélange de l'eau douce avec l'eau marine (POMEROY et al., 1985).

Finalement, une telle déphosphatation abaisserait la teneur en chlorophylle superficielle de la baie de Vilaine de 0,4 à $3,0 \mu\text{g.l}^{-1}$ en moyenne. On constate que ces valeurs sont très faibles en comparaison des teneurs atteintes par les blooms susceptibles de provoquer des anoxies (30 à $80 \mu\text{g.l}^{-1}$ environ). Cette estimation tend donc à prouver qu'une telle déphosphatation des effluents ne produirait pas d'effets significatifs sur la production primaire en baie, du moins pas avant un terme long ou très long.

Cependant, cette estimation est basée sur des flux quotidiens moyennés sur l'année, et la réalité est différente. Les concentrations de phosphore total dans la retenue (fig. 28) montrent des variations amples dont l'origine n'a pas pu être élucidée. Logiquement on peut néanmoins supposer que le phosphore issu des stations d'épuration, en très grande partie sous forme dissoute, a deux destinées. A son arrivée dans le cours d'eau il serait partiellement assimilé et véhiculé par le phytoplancton, et partiellement adsorbé sur l'argile des sédiments fluviatiles situés en aval. Lors d'une augmentation du débit du fleuve, ces dépôts (et le phosphore adsorbé) iraient au moins partiellement jusqu'à la mer, où une certaine désorption serait provoquée par l'augmentation de la salinité. Le flux de phosphore en baie, en intégrant une fraction des quantités issues des stations

d'épuration et adsorbées depuis la dernière "crue", serait alors supérieur à la moyenne journalière et pourrait constituer une fraction significative du phosphore phytoplanctonique de surface.

Cette critique doit être tempérée par le fait que le phosphore adsorbé par les sédiments du cours d'eau provient pour une partie de l'agriculture, soit par érosion de particules chargées initialement en phosphore, soit par adsorption in situ du phosphore soluble d'origine agricole. Il conviendrait donc de déterminer dans le phosphore adsorbé sur les argiles du fleuve le pourcentage qui revient à l'agriculture et celui redevable aux apports déphosphatables.

2.2.6. Lacunes

Finalement, plusieurs lacunes importantes empêchent de dresser un bilan du phosphore et de prévoir convenablement quel sera le véritable impact d'une déphosphatation sur la production primaire dans la baie :

- forte variabilité inexpliquée des teneurs en phosphore total de la retenue,
- partition de l'origine du phosphore adsorbé dans le cours d'eau (agriculture/stations d'épuration) inconnue,
- connaissances insuffisantes sur les capacités et la cinétique du relargage du phosphore sédimentaire en eau douce et en mer,
- modèle d'eutrophisation de la Vilaine négligeant le relargage sédimentaire comme source de phosphore.

En ce qui concerne le milieu marin, il ressort que :

- une déphosphatation des effluents urbains et industriels du bassin versant de la Vilaine irait incontestablement dans le sens d'une réduction de la production primaire en baie,
- il est très probable qu'à court terme une telle déphosphatation n'aura aucun impact significatif à ce sujet,
- à moyen et long termes, nous manquons d'éléments pour déterminer si cet impact sera ou non significatif.

Ceci ne préjuge évidemment pas de la pertinence d'une telle opération pour restaurer la qualité de l'eau du fleuve lui-même.

3) Favoriser la consommation de phytoplancton par des élevages

marins

Le principe de cette action consiste à soutirer du milieu le phytoplancton existant en surabondance, et cela dans un contexte de rentabilité, si possible. Dans cette perspective, les mollusques filtreurs peuvent constituer une solution envisageable.

3.1. Type d'élevage

La texture vaseuse de la majorité des fonds de la baie, et l'utilisation préférentielle du phytoplancton de la couche superficielle qui est souhaitable, impliquent a priori l'adoption de techniques d'élevage en suspension.

3.2. Intérêt de l'élevage de moules

Plusieurs espèces de bivalves filtreurs peuvent être envisagées. Parmi celles-ci la moule présente l'avantage de posséder un taux de filtration nominal relativement important (WINTER, 1976-1978), de pouvoir être élevée à des densités importantes, et d'offrir une

bonne résistance aux dessalures. Les ventes sont depuis quelques années l'objet d'interdictions temporaires s'échelonnant de la fin de printemps à la fin de l'été, interdictions dues à leur contamination par Dinophysis spp. Cette contrainte actuellement très gênante pourrait ne pas être rédhibitoire vis-à-vis d'un développement de l'élevage de cette espèce, comme nous allons le voir.

Actuellement, la mytiliculture existant dans la zone produit plusieurs milliers de tonnes par an, soit à plat sur le sol en rivièrre de Pénerf, soit sur bouchots en estuaire de la Vilaine et en baie de Pen-Bé principalement. Par ailleurs, des essais d'élevage en suspension ont lieu depuis quelques années dans la baie à proximité de l'île Dumet. Les problèmes techniques de tenue à la mer des structures, qui ont été initialement rencontrés lors de ces essais, sont en passe d'être résolus. La croissance plus rapide inhérente à la technique en suspension permet de vendre la production de Mytilus edulis au début du printemps, donc avant l'apparition de Dinophysis spp. D'autre part, la bonne qualité du produit obtenu le rend commercialement attractif (absence de salissure des coquilles, qualité de la chair, salubrité bactériologique assurée due à l'éloignement de la côte).

3.3. Ecueils à éviter

Le développement à grande échelle de ce type d'élevage présente néanmoins un certain nombre de risques pour l'environnement, et devrait, de ce fait, être précédée d'une étude soigneuse. Ainsi, les moules ne font pas disparaître le phytoplancton, mais le transforment soit en fèces et/ou pseudofèces qui tombent sur le fond, soit en chair de mollusque. On peut penser que la transformation en fèces et pseudofèces augmentera la demande en oxygène du sédiment, tout en diminuant celle de l'eau (moins quantité de phytoplancton à dégrader, augmentation de l'éclairement au fond) ; le bilan net reste à faire. Le surcroît de consommation d'oxygène dû aux mollusques eux-mêmes, ne devrait avoir qu'un impact limité, dans la mesure où seule la couche supérieure serait mise en culture. L'utilisation de la couche inférieure aggraverait le risque d'anoxie, et serait de ce fait défavorable au rendement de l'élevage. Par ailleurs, des installations en suspension trop nombreuses et mal disposées seraient susceptibles

de constituer un frein aux courants de la baie dont la faiblesse naturelle constitue déjà un handicap ; elles contribueraient de plus à assombrir le milieu situé sous elles et à proximité. Enfin, un développement important des élevages en suspension constituerait une utilisation supplémentaire de l'espace marin qui pourrait entrer en conflit avec les activités existantes, notamment le chalutage.

<p>La solution consistant à développer dans la baie l'élevage en suspension de mollusques filtreurs (moules) présente l'intérêt de transformer éventuellement un inconvénient en avantage. Une étude soigneuse des modalités possibles de cette action serait nécessaire pour éviter d'aggraver la fragilité actuelle du milieu.</p>
--

b) Actions de surveillance

Par principe, la prévision d'une anoxie est a priori d'un intérêt plus limité que sa prévention. Une autre raison du moindre intérêt d'une prévision est qu'il ne semble pas exister de moyens réalistes d'intervenir immédiatement sur le déroulement des processus menant à une désoxygénation lorsque ceux-ci sont initiés. Néanmoins, au cas où le besoin d'une prévision apparaîtrait, trois types d'action pourraient retenir l'attention :

1) Télémesure de l'oxygène dissous

Il s'agit de la lecture à terre et en temps réel de la teneur en oxygène dissous des eaux de fond de la baie de Vilaine, et ceci en continu, durant la belle saison. Le délai de prévision serait alors très court, et cela s'apparenterait à un simple constat.

En revanche, les chroniques ainsi obtenues permettraient d'établir des statistiques de désoxygénation partielle. Ces statistiques pourraient servir de base à la quantification des déficits de recrutement en poissons d'intérêt commercial.

De plus, cela permettrait de connaître le "danger réel" d'anoxie, et pourrait conditionner une politique plus ou moins volontariste de restauration de la qualité de l'eau du bassin versant.

L'expérience nous a prouvé qu'une telle opération nécessiterait la mise au point d'un dispositif technique de transfert des données du fond vers la surface sans câble (transmission acoustique ?).

2) Télédétection des très fortes teneurs de chlorophylle

superficielle

Le délai de préavis serait dans ce cas plus long que précédemment.

Cependant, à l'heure actuelle la possibilité d'une telle action appartient encore au domaine des hypothèses. Les clichés CZCS, à partir desquels ce type d'interprétation peut être effectué au large, ne permettent pas de discriminer avec précision la chlorophylle des matières en suspension ou des substances jaunes dans les eaux très côtières. A court ou à moyen terme, le lancement d'un capteur permettant la résolution de ce problème n'est pas prévu.

La fiabilité d'un tel système reste dépendante de la présence ou de l'absence de couverture nuageuse. En revanche, le champ d'investigation est incomparablement plus étendu et d'autres zones sujettes à des désoxygénations partielles pourraient être décelées par cette approche.

3) Surveillance des débits d'Arzal

Il s'agit de la surveillance des débits au barrage d'Arzal et de la mise en alerte automatique printanière et estivale. Elles procureraient un délai de préavis encore plus long, de l'ordre de quelques jours. Si besoin était, la surveillance des débits pourrait être repoussée au niveau des stations de jaugeage du bassin versant, ou éventuellement concerner les précipitations au lieu des débits.

Au barrage d'Arzal, l'automatisation actuelle de la gestion inclut le calcul automatique des débits avec un pas de temps de 15 minutes, et leur impression sur listings. Il serait a priori aisé

d'adapter à ce système une procédure informatique provoquant le déclenchement d'un signal d'alerte lorsque les volumes délivrés en quelques jours dépassent un seuil fixé.

Cette alerte initiale permettrait de déclencher une surveillance des conditions météorologiques et hydrologiques en baie ; l'existence d'un certain niveau d'agitation de la mer permettrait par exemple d'annuler l'alerte.

Par ailleurs, et en tout état de cause, il nous semble indispensable d'adjoindre à la sortie des débits sur listings leur enregistrement sur un support magnétique de type courant (disquette compatible IBM). Cette opération simple permettra une exploitation informatique accélérée des données dès que le besoin apparaîtra.

Il ressort de cet examen des actions techniques que :

. parmi les actions de prévention,

- le retour à des flux d'azote de la Vilaine moins élevés passe par une sensibilisation du milieu agricole ; c'est une action dont les effets sont à attendre à long terme,

- la limitation de la production primaire superficielle dans la baie par le phosphore est prouvée ; cependant, la possibilité de réduire significativement cette production par une déphosphatation des effluents collectés reste encore à démontrer,

- le développement d'élevages de bivalves filtreurs en suspension dans la baie est susceptible de constituer une solution, intéressante ; mais une telle action demande à être examinée dans le détail avant d'être lancée.

. parmi les actions de surveillance,

la mise en place d'une alerte automatique lorsque les débits de la Vilaine dépassent un certain seuil à la belle saison constitue une action facile à mettre en oeuvre.

CONCLUSION

Les buts que nous nous étions fixés au début de ce travail ont pu être atteints :

- compréhension des causes premières et des mécanismes des mortalités massives de poissons de juillet 1982,
- propositions de mesures visant à éviter la répétition du phénomène.

De plus, nous avons pu montrer le caractère récurrent des déficits en oxygène dissous de la baie de Vilaine.

Ces déficits induisent vraisemblablement une diminution du recrutement des poissons d'intérêt commercial. La question est posée de savoir si ces déficits répétés n'ont pas, sur la pêche, un impact économique supérieur à celui des mortalités de juillet 1982.

En baie de Vilaine, ils ont été décelés à la suite d'une crise anoxique spectaculaire. On peut supposer que de tels déficits existent également dans d'autres zones côtières ouvertes. Il pourrait être intéressant de les rechercher.

Au cours de nos travaux, nous avons pu noter également que la baie et plus généralement le Mor-Bras sont le siège d'un certain nombre de conflits.

Par exemple :

- entre les différents types de pêche qu'on y pratique (chalutiers en opposition avec les ligneurs et les caseyeurs),

- entre certaines formes des activités du bassin versant (agriculture) et les aménagements du cours d'eau (barrage) d'une part, et la qualité de l'eau de la baie et les usages économiques qui en dépendent d'autre part.

Face à cette situation, un Schéma de Mise en Valeur de la Mer (S.M.V.M.) pourrait se révéler opportun.

L'expérience de ce type de travaux, acquise par l'IFREMER à l'occasion des SAUM*, montre qu'il est nécessaire de disposer dès le démarrage d'un modèle numérique de la circulation des masses d'eaux. Cette raison, jointe à un souci plus général de gestion du littoral, amène l'IFREMER à envisager pour l'avenir la réalisation d'un tel modèle. Dans le même esprit, l'IFREMER entreprendra, à partir de 1988, la modélisation de la production primaire planctonique de la baie, puisque la plupart des interrogations actuelles ou futures s'y rapportent : déficits en oxygène, apparition de Dinophysis, capacité d'élevage de moules en suspension, etc.

Nous n'avons, volontairement, pas abordé les aspects économiques. Il est évident que ceux-ci devraient prendre une place importante dans l'éventualité d'un S.M.V.M.

* Schémas d'Aménagement et d'Utilisation de la Mer, qui furent les précurseurs des SMVM.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGOUMI A., 1985.
Modélisation de l'écosystème pélagique en Manche. Etude de l'influence des phénomènes physiques sur le système planctonique. Doctorat d'état, Paris VI, pagination multiple.
- ALLEN G.P., SALOMON J.C., BASSOULLET P., DU PENHOAT Y., DE GRANDPRE C., 1980.
Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. Sedimentary Geology, **26**, pp. 69-90.
- BALZER W., 1984.
Organic matter degradation and biogenic element cycling in a nearshore sediment (Kiel Bight). Limnology and Oceanography, **29** (6), pp. 1231-1246.
- BALZER W., GRASSHOFF K., DIECKMANN P., HAARDT H., PETERSOHN U., 1983.
Redox-turnover at the sediment/water interface studied in a large bell jar system. Oceanologica acta, **6** (4), pp. 337-344.
- BAUER T., 1988.
Une entreprise tout bio. Entreprises agricoles, **209**, pp. 27-33.
- BERTIGNAC M., 1986.
Etude de la pêcherie de bar dans le Mor-Bras. Rapport d'avancement n° 2. Cahiers du Mor-Bras, **18**, 10 p. + annexes.
- BOESCH D.F., 1985.
Implications of oxygen depletion on the continental shelf of the northern gulf of Mexico. Coastal Ocean Pollution Assessment News, **2** (3), pp. 25-28.
- BOUGIS P., NIVAL P., 1973.
Evaluation des transferts énergétiques dans les premiers échelons de la production marine planctonique. Contrat CNEOX n° 72/509, 144 p.
- BOUYSSSE P., VANNEY J.R., 1966.
La baie de la Vilaine. Etude sédimentologique et morphologique. Cahiers océanographiques, 18ème année, **4**, pp. 319-341.
- BOWMAN G.T., DELFINO J.J., 1980.
Sediment oxygen demand techniques : a review and comparison of laboratory and in situ systems. Water research, **14**, pp. 491-499.
- BOYNTON W.R., KEMP W.M., 1985.
Nutrient regeneration and oxygen consumption by sediments along an estuarine salinity gradient. Mar. Ecol., Progr. Ser., **23**, pp. 45-55.
- BRONGERSMA-SANDERS M., 1957.
Mass mortalities in the sea. In : J.W. HEDGEPEETH (ed.), Treatise on marine ecology and paleoecology, vol. 1, Geological Society of America, Mem. 67, pp. 941-1010.

- CHIARO P.S., BURKE D.E., 1980.
Sediment oxygen demand and nutrient release. Journal of the Environmental Engineering Division, **106/EE1**, pp. 177-195.
- CHRISTENSEN J.P., PACKARD T.T., 1976.
Oxygen utilisation on plankton metalolism in a Washington fjord. Estuarine and Coastal Marine Science, **4**, pp. 339-347.
- CLEMENT J.C., 1985.
Etude de la qualité des eaux du Mor-Bras. Synthèse des données acquises en 1983. Cahiers du Mor-Bras, **7**, 104 p. + annexes.
- CLEMENT J.C., 1986.
Hydrologie et production primaire en baie de Vilaine en 1984 : conditions nutritionnelles et évolution de la productivité de l'écosystème. Cahiers du Mor-Bras, **12**, 135 p.
- CLEMENT J.C., BOUSQUET F., 1985.
Régime hydrologique de la Vilaine et qualité des eaux de la retenue d'Arzal. Cahiers du Mor-Bras, **9**, 79 p. + annexes.
- COMITE SCIENTIFIQUE, 1983.
Procès-verbal du séminaire scientifique de l'Ile Bailleron (11 et 12 janvier 1983), 16 p. + annexes.
- C.O.R.P.E.N., 1986.
Amélioration des pratiques agricoles pour réduire les pertes des nitrates vers les eaux . Documents ronéotypé, 39 p.
- COX R.A. (the late), Mc CARTNEY M.J., CULKIN F., 1970.
The specific gravity/salinity/temperature relationship in natural sea water. Deep-Sea Research, **17**, p. 679-689.
- DAGG M.J., VIDAL J., WHITLEDGE T.E., IVERSON R.L., GOERING J.J., 1982.
The feeding, respiration, and excretion of zooplankton in the Bering Sea during a spring bloom. Deep Sea Research, **29** (1A), pp. 45-63.
- DDA 22, 1987.
Analyse descriptive visant à déterminer les mesures pour restaurer la qualité d'eaux conchylicoles (baie de St Brieuc). Rapport final, 72 p.
- DEBAYLES P., PERVYCHINE R., 1985.
Rapport au Ministre de l'Environnement concernant les conditions de fonctionnement du barrage d'Arzal (Morbihan) et les relations éventuelles avec la qualité des eaux dans la baie de la Vilaine. Rapport dactyl., 21 p. + annexes.
- DELMAS R., 1981.
Etude de l'évolution saisonnière des sels nutritifs dans la rade de Brest en fonction des apports fluviaux et des échanges avec l'Iroise. Thèse de doctorat de 3ème cycle, Université de Bretagne Occidentale, 163 p.
- DEUSER W.G., 1975.
Reducing environments, in J.P. RILEY and G. SKIRROW (ed.), Chemical oceanography, vol 3, 2nd edition, Academic Press, N.Y., pp. 1-37.

- DI TORO D.M., THOMANN R.V., O'CONNOR D.J., MANCINI J.L., 1977.
Estuarine phytoplankton biomass models-verification analyses and preliminary applications. In : GOLDBERG E.D. - Mc CAVE I.N. O'BRIEN J.J. - STEELE J.H. : "The sea : ideas and observations on progress in the study of the seas", 6, pp. 969-1020.
- DONNEL A.J. Mc, HALL S.D., 1969.
Effect of environmental factors of benthal oxygen uptake. Journal of the Water Pollution Control Federation, 41 (8), pp. 353-363.
- EDBERG N., HOFSTEN B.V., 1973.
Oxygen uptake of bottom sediments studied in situ and in the laboratory. Water Research, 7, pp. 1285-1294.
- EPPLEY R.W., SLOAN P.R., 1965.
Carbon balance experiments with marine phytoplankton. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 22 (4), pp. 1083-1097.
- ES F.B. Van, RUARDIJ P., 1982.
The use of a model to assess factors affecting the oxygen balance in the water of the Dollard. Netherland Journal of Sea Research, 15 (3/4), pp. 313-330.
- FALKOWSKI P.G., HOPKINS T.S., WALSH J.J., 1980.
An analysis of factors affecting oxygen depletion in the New York Bight. Journal of Marine Research, 38 (3), pp. 479-506.
- FLORES HERNANDES D., 1986.
Les pêcheries du congre. (Conger conger L.) dans le Mor-Bras. Rapport final. 1985. Cahiers du Mor-Bras, 18, 11 p. + annexes.
- FOTHERINGHAM N., WEISSBERG G.H., DAMES, MOORE, 1979.
Some causes, consequences and potential environmental impacts of oxygen depletion in the Northern gulf of Mexico. Offshore Technology Conference, Houston. 30 april - 3 may 1979, pp. 2205-2208.
- FRENEL P., 1978.
Relations entre l'hydrologie et les bactéries témoins de contamination fécale dans l'estuaire externe de la Loire. Thèse de 3ème cycle (Nantes), 213 p.
- GARLO E.V., MILSTEIN C.B., JAHN A.E., 1979.
Impact of hypoxic conditions in the vicinity of Little Egg Inlet, New Jersey in summer 1976. Estuarine and Coastal Marine Science, 8, pp. 421-432.
- GARLIDE C., MALONE T.C., 1978.
Monthly oxygen and carbon budgets of the New York Bight Apex. Estuarine and Coastal Marine Science, 6, pp. 93-104.
- GIRARD S., 1984.
Impact socio-économique de la petite pêche dans l'estuaire et la baie de Vilaine. DEA-ENSA-Rennes. Cahiers du Mor-Bras, 3, 51 p. + annexes.

- GIRARD S., 1986.
Analyse économique d'une pêcherie artisanale. Le cas du Mor-Bras. Cahiers du Mor-Bras, **19**, 210 p.
- HARGRAVE B.T., 1969.
Similarity of oxygen uptake by benthic communities. Limnology and Oceanography, **14** (5), pp. 801-805.
- HARGRAVE B.T., PHILLIPS G.A., 1981.
Annual in situ carbon dioxide and oxygen flux accross a subtidal marine sediment. Estuarine Coastal and Shelf Science, **12**, pp. 725-737.
- HOLLIGAN P.M., WILLIAMS P.J. le B., PURDIE D., HARRIS R.P., 1984.
Photosynthesis, respiration and nitrogen supply of plankton population in stratified, frontal and tidally mixed shelf waters. Marine Ecology, Progress series, **17**, pp. 201-213.
- HORSTMANN U., VAN DER PIPEN H., BARROT K.W., 1986.
The influence of river water on the southeastern baltic sea as observed by Nimbus 7/CZCS imagery. Ambio, **15** (5), pp. 286-289.
- ITURRIAGA R., 1979.
Bacterial activity related to sedimenting particulate matter. Marine Biology, **55**, pp. 157-169.
- JØRGENSEN B.B., 1980.
Seasonal oxygen depletion in the bottom waters of a Danish fjord and its effect on the benthic community. Oikos, **34**, pp. 68-76.
- KEMP W.M. et BOYNTON W.R., 1981.
External and internal factors regulating metabolic rates of an estuarine benthic community. Oecologia, **51**, pp. 19-27.
- KERDREUX M., MERCERON M., LE HIR P., BRETON M., 1986.
Suivi de flotteurs dans la zone Loire-Vilaine. Rapport IFREMER/DERO-86-30-EL, 29 p.
- L.C.H.F., 1977.
Loire maritime-Aménagements de l'estuaire. Rapport de synthèse au Port autonome de Nantes-St Nazaire (synthèse hydraulique), pp. 27-109.
- LE BRIS H., 1986.
Evolution de la macrofaune benthique en baie de Vilaine et en rade du Croisic. Cahiers du Mor-Bras, **13**, 48 p. + annexe.
- LE HIR P., DUCHENE C., MEREL A., de NADAILLAC G., MERCERON M., BRETON M., 1986.
Impact du régime du barrage d'Arzal sur la stratification à l'embouchure de la Vilaine. Etude par modélisation numérique. Rapport IFREMER/DERO-86-36-EL, 35 p. + annexes.
- LEMING T.D., STUNTZ W.E., 1984.
Zones of coastal hypoxia revealed by satellite scanning have implications for strategic fishing. Nature, **310** (5973), pp. 136-138.

- LORENZEN C.J., 1968.
Carbon/chlorophyll relationship in an upwelling area.
Limnology and Oceanography, **13** (1), pp. 202-204.
- MAGGI P., 1982.
Note. Les mortalités massives de poissons en baie de Vilaine.
Cahiers du Mor-Bras, **1**, p. 1-19.
- MAGGI P., MASTOURI A., LASSUS P., SOULARD L., CADIOU Y., LE PAUL C., 1986.
Suivi des facteurs climatiques, susceptibles de jouer un rôle dans les apparitions d'eaux colorées, en baie de Vilaine, durant l'année 1985. Rapport IFREMER/DERO-86-03-MR, 20 p.
- MAGGI P., MASTOURI A., SOULARD L., 1985.
Analyse des facteurs climatiques susceptibles de jouer un rôle dans les apparitions d'eaux colorées en baie de Vilaine, durant l'année 1982. Rapport IFREMER/DERO-85-01-MR, 29 p.
- MAGGI P., MASTOURI A., TRUQUET I., SOULARD L., CADIOU Y., LE PAUL C., GIBOIRE L., 1986.
Facteurs hydroclimatiques et apparition d'eaux colorées, en baie de Vilaine, durant l'année 1984. Rapport IFREMER/DERO-86-06-MR, 65 p.
- MAILLOCHEAU F., 1980.
L'envasement de l'estuaire de la Vilaine en aval du barrage d'Arzal. Mémoire de DEA, Nantes, 64 pp.
- MALONE T.C., ESAIAS W., FALKOWSKI P., 1979.
Plankton dynamics and nutrient cycling. Parts 1 and 2. In "Oxygen depletion and associated benthic mortalities in New-Bight, 1976", (SWANSON R.L., SINDERMAN C.J., ed.), NOAA - Professional Papers n° 11, chap. 9, pp. 193-229.
- MANGUM C., VAN WINKLE W., 1973.
Responses of aquatic invertebrates to declining oxygen conditions. American Zoologist, **13**, pp. 529-541.
- MARRA J., 1978.
Effect of short term variations in light intensity on photosynthesis of a marine phytoplankter : a laboratory simulation study. Marine Biology, **46**, pp. 191-202.
- MARRA J., 1980.
Vertical mixing and primary production in : Primary productivity in the sea edited by P.G. Falkowski, Environmental Science Research, 19, pp. 121-137.
- MAUVAIS J.L., 1971.
Calculs des vitesses moyennes instantanées en Loire Maritime.
Cahiers océanographiques, **3**, pp. 251-266.
- MAY E.B., 1973.
Extensive oxygen depletion in Mobile Bay, Alabama. Limnology and Oceanography, **18**(3), pp. 353-366.

- MERCERON M., 1985.
Impact du barrage d'Arzal sur la qualité des eaux de l'estuaire et de la baie de la Vilaine. Rapport IFREMER-DERO-85.06-EL, 31 p.
- MERCERON M., 1986.
Etude de la matière organique et demande en oxygène des sédiments en baie de Vilaine. Rapport final. Rapport IFREMER/DERO-86-20-EL, 40 p.
- MINAS M., 1976.
Oxygène dissous et saturation dans un milieu de forte production organique (Etang de Berre). Rôle d'une halocline sur leur distribution et sur les rapports oxygène-phosphate. Notion de bilan. Hydrobiologia, **51** (2), pp. 149-162.
- MORRIS A.W., LORING D.H., BALE A.J., HOWLAND R.J.M., MANTOURA R.F.C., WOODWARD E.M.S., 1982.
Particle dynamics, particulate carbon and the oxygen minimum in an estuary. Oceanologica Acta, **5** (3), pp. 349-353.
- NADAILLAC G. de, BRETON M., 1985.
Les courants en baie de Vilaine. Présentation et interprétation des données. Rapport IFREMER/DERO-85-08-EL, 73 p.
- NADAILLAC G. de, BRETON M., 1986.
Les courants en baie de Vilaine. Synthèse des résultats. Rapport IFREMER/DERO-86-02-EL, 34 p.
- NEWELL R.C., LUCAS M.I., LINLEY E.A.S., 1981.
Rate of degradation and efficiency of conversion of phytoplankton debris by marine microorganisms, Marine Ecology, Progress Series, **6**, pp. 123-136.
- NIVAL S., 1976.
La respiration du zooplancton. Méthodes de mesure et intérêt pour l'étude du métabolisme. Oceanis, **3** (7), pp. 279-307.
- OFFICER C.B., BIGGS R.B., TAFT J.L., CRONIN L.E., TYLER M.A., BOYNTON W.R., 1984.
Chesapeake Bay anoxia : origin, development and significance. Science, **223**, pp. 22-27.
- ORGERON C., 1968.
Etude sur modèle réduit de la sédimentation dans l'estuaire de la Vilaine après construction du barrage d'Arzal. La Houille Blanche, **7**, pp. 621-630.
- OTTMANN F., BERTRU G., 1987.
La charge nutritive des sédiments de la baie de Vilaine. Rapport à l'Association Halieutique du Mor-Bras, 30 p.
- PACKARD T.T., WILLIAMS P.J. le B., 1981.
Rates of respiratory oxygen consumption and electron transport in surface seawater from northwest Atlantic. Oceanologica Acta, **4** (3), pp. 351-358.

- PAMATMAT M.M., 1971.
Oxygen consumption by the seabed. IV. Shipboard and laboratory experiments. Limnology and Oceanography, **16** (3), pp. 536-550.
- PERSON-LE RUYET J., 1986.
Les besoins en oxygène des poissons marins et leurs comportements en conditions hypoxiques - Revue bibliographique. Rapport IFREMER/DRV-86-04, 22 p.
- PHOEL W.C., WEBB K.L., D'ELIA C.F., 1981.
Inorganic nitrogen regeneration and total oxygen consumption by the sediments at the mouth of the York River, Virginia. In : NEILSON B.J., CRONIN L.E. (ed.). "Estuaries and nutrients", Humana Press, Clifton N.J., pp. 607-618.
- POMEROY L.R., SMITH E.E., GRANT C.M., 1965.
The exchange of phosphate between estuarine water and sediments. Limnology and Oceanography, **10** (2), pp. 167-172.
- QUEGUINER B., TREGUER P., CONDE N., HAFSAOUI M., MARTEL P., MASSON A., PERROT F., QUEMENEUR R., 1986.
Mise en évidence des facteurs limitant la production de phytoplancton dans le Mor-Bras. Cahiers du Mor-Bras, **17**, 39 p. + annexes.
- QUEGUINER B., TREGUER P., HAFSAOUI M., MASSON A., 1985.
Mise en évidence des facteurs limitant la production de phytoplancton dans le Mor-Bras (Bretagne Méridionale). Rapport Scientifique IEM-UBO, 23 p. dactyl.
- RILEY G.A., 1956.
Oceanography of Long Island Sound, 1952-1954. II. Physical oceanography. Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection, **15**, pp. 15-46.
- RILEY G.A., 1975.
Transparency-chlorophyll relations. Limnology and Oceanography, **20**, pp. 150-152.
- RIVKIN R.B., 1979.
Effects of lead on growth of the marine diatom Skeletonema costatum. Marine Biology, **50**, pp. 239-247.
- ROSSIGNOL-STRICK M., 1982.
Un évènement anoxique se déroule sous nos yeux. Cahiers du Mor-Bras, **1**, 3 pp.
- ROSSIGNOL-STRICK M., 1985.
A marine anoxic event on the Brittany coast, July 1982. Journal of Coastal Research, **1** (1), pp. 11-20.
- ROWE G.T., SMITH K.L. Jr. et CLIFFORD C.H., 1977.
Benthic pelagic coupling in the New York Bight. American Society of Limnology and Oceanography, Spec. Symp. 2, pp. 370-376.

- 99
- SALOMON J.C., 1976.
Modèle mathématique de la propagation de la marée en estuaire et des transports sableux associés. Application aux estuaires de la Loire et de la Seine. Thèse d'état (UBO), 257 p.
- SAUNIER Eau et Environnement, 1985.
Préétude des bassins versants ayant le Mor-Bras comme exutoire. Cahiers du Mor-Bras, 6, 125 p. + annexes.
- SAUNIER Eau et Environnement, 1987.
Etude des phénomènes sédimentologiques le long de l'Oust et de la Vilaine et dans la retenue d'Arzal. Rapport de phase intermédiaire à l'Association Halieutique du Mor Bras, 24 p.
- SELIGER H.H., BOGGS J.A., BIGGLEY W.H., 1985.
Catastrophic anoxia in the Chesapeake Bay in 1984. Science, 228, pp. 70-73.
- SERVICE REGIONAL DE STATISTIQUE AGRICOLE-BRETAGNE, 1974 à 1983.
Annuaire statistique agricole. Années 1973 à 1982, paginations diverses.
- SIMMONS H.B., 1955.
Some effects of upland discharge on estuarine hydraulics. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 81, pp. 1-20.
- SINDERMANN C.J., SWANSON R.L., 1979.
Historical and regional perspective. In "Oxygen depletion and associated benthic mortalities in New York Bight, 1976". (SWANSON R.L., SINDERMANN C.J., ed.), NOAA - Professional Papers n° 11, chap. 1, pp. 1-16.
- SLUIS J.W. Van, LIJKLEMA L., 1984.
Water quality aspects of the Nakdong estuary barrage. Water Science Technology, 16 (1-2), pp. 243-252.
- SMITH K.L. Jr., 1978.
Benthic community respiration in the N.W. Atlantic ocean : in situ measurements from 40 to 5 200 m. Marine Biology, 47, pp. 337-347.
- SMITH K.L., ROWE G.T., CLIFFORD C.H., 1974.
Sediment oxygen demand in an outwelling and upwelling area. Tethys, 6 (1-2), pp. 223-230.
- SØRENSEN J., JØRGENSEN B.B., REVSBECH N.P., 1979.
A comparison of oxygen, nitrate, and sulfate respiration in coastal marine sediments. Microbial Ecology, 5, pp. 105-115.
- S.R.A.E., 1984.
Qualité des eaux dans la retenue d'Arzal en 1983. Rapport dactyl., 2 vol., 34 p. et 73 p.
- SUBRAHMANYAM C.B., 1980.
Oxygen consumption of estuarine fish in relation to external oxygen tension. Comparative Biochemistry and Physiology, 67 A, pp. 129-133.

- SWANSON R.L., SINDERMAN C.J., (ed.), 1979.
Oxygen depletion and associated benthic mortalities in New-York Bight, 1976. NOAA Professional Papers n° 11, 345 p.
- TAFT J.L., TAYLOR W.R., HARTWIG E.O., LOFTUS R., 1980.
Seasonal oxygen depletion in Chesapeake Bay. Estuaries, 3 (4), p. 242-247.
- TEAL J.M., KANWISHER J., 1961.
Gas exchange in a Georgia salt marsh. Limnology and Oceanography, 6 pp. 388-399.
- THOMAS J.P., PHOEL W.C., STEIMLE F.W., O'REILLY J.R., EVANS C.A., 1977.
Sea bed oxygen consumption-New York Bight apex. American Society of Limnology and Oceanography, Spec. Symp. 2, pp. 354-369.
- THOUVENIN B., 1984.
Evolution de l'oxygène dissous au fond. Modèle mathématique vertical. OXYMOR juillet 1983. Baie de Vilaine. CNEOX. Rapport interne, 57 p.
- TURNER R.E., ALLEN R.L., 1982a.
Bottom water oxygen concentration in the Mississippi river delta bight. Contributions in Marine Science, 25, pp. 161-172.
- TURNER R.E., ALLEN R.L., 1982b.
Plancton respiration rates in the bottom waters of the Mississippi river delta bight. Contributions in Marine Science, 25, pp. 173-179.
- WASSMANN P., 1984.
Sedimentation and benthic mineralization of organic detritus in a Norwegian fjord. Marine Biology, 83, pp. 83-94.
- WEISS R.F., 1970.
The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. Deep-sea Research, 17, p. 721-735.
- WESTERNHAGEN H.V., DETHLEFSEN V., 1983.
North Sea oxygen deficiency 1982 and its effects on the bottom fauna. Ambio, 12 (5), pp. 264-266.
- WINTER J.E., 1976-1978.
A critical review of some aspects of filter feeding in lamellibranchiate bivalves. Haliotis, 7, pp. 71-87.

