

UNIVERSITE D'AIX-MARSEILLE 2
CENTRE D'OCEANOLOGIE DE MARSEILLE
STATION MARINE D'ENDOUME

THESE

pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences
de l'Université d'AIX-MARSEILLE 2

Spécialité : OCEANOLOGIE

présentée par : **Christian GRENZ**

**QUANTIFICATION ET DESTINEE DE LA BIODEPOSITION
EN ZONES DE PRODUCTION CONCHYLICOLE INTENSIVE
EN MEDITERRANEE**

Soutenue le 7 novembre 1989 devant le jury composé de :

Messieurs : M. Amanieu
F. Blanc
D. Bonin
P. Chardy
F. Madelin
H. Massé

RESUME

L'étude des processus de transferts de matière et d'énergie dans les écosystèmes côtiers a été abordée par le biais de l'analyse du fonctionnement des écosystèmes conchylicoles où ces transferts sont amplifiés en raison d'une très forte biomasse monospécifique, concentrée dans un espace restreint.

La biodéposition représente le vecteur principal de transfert entre le compartiment pélagique ou benthique "suspendu" et le compartiment benthique *sensu stricto*.

Dans les conditions typiquement méditerranéennes, les études concernant l'émission des fèces et pseudo-fèces sont rares. Pour combler cette lacune et apporter un élément supplémentaire à la connaissance du fonctionnement de tels écosystèmes, une étude *in situ* de la biodéposition a été entreprise dans deux sites type : une baie largement ouverte : l'Anse de Carteau (Golfe de Fos) et une lagune semi-fermée : l'Etang de Thau. Les mollusques élevés sur cordes suspendues sont de deux types : *Crassostrea gigas* et *Mytilus galloprovincialis* à Thau et *M. galloprovincialis* à Carteau.

Cette étude comprend deux volets qui sont, d'une part, la quantification de la biodéposition et celle de ses inter-relations avec les paramètres environnementaux et, d'autre part, le devenir des biodépôts dans le milieu en terme d'évolution biochimique et d'exportation.

Le suivi saisonnier de l'évolution de la biodéposition entre fin 1985 et 1987, a permis de définir une relation linéaire à deux facteurs valable pour *M. galloprovincialis*, élevée sur corde en condition méditerranéenne :

$$BO \text{ (mgOrg.g}^{-1}\text{.d}^{-1}\text{)} = 6.35 [\text{MOP (mg.l}^{-1}\text{)}] + 0.97 [\text{VIT (cm.s}^{-1}\text{)}] + 1.91$$

où BO, MOP et VIT représentent respectivement la biodéposition organique par g de chair sèche de moule et par jour, la matière organique particulaire et la vitesse du courant.

La comparaison des mesures de biodéposition d'huître et de moule permet de signaler une différence dans le comportement trophique de ces deux mollusques. Pour les plus fortes charges sestoniques rencontrées dans l'étang de Thau, un g de chair d'huître émet plus de fèces et pseudo-fèces dans le milieu que son équivalent moule.

A partir des relations linéaires entre BO et la Chlorophylle a, définies respectivement pour les moules et les huîtres, une carte représentant l'impact de la biodéposition organique sur le taux de sédimentation organique a été tracée pour l'étang de Thau. Une amplification d'un facteur 3 à 4 de ce taux de sédimentation, dans les zones conchylicoles, est la conséquence de l'élevage de ces mollusques.

Dans le cadre d'un bilan de production portant sur un cycle d'élevage de la moule sur une période de 480 jours pour un cube de 5x5x3 m (soit 75 m³), la biodéposition représente 11.4 t de matière sèche correspondant à 1.86 t de matière organique contenant 10.20 10⁹ J, sédimentant sur une surface de 25 m² environ.

L'évolution des biodépôts a été suivie *in situ*, d'une part, en mesurant la variation qualitative d'un sédiment enrichi en biodépôts de moules pendant une période de 60 jours, et d'autre part, en estimant les flux à l'interface eau-sédiment dans les zones conchylicoles.

Le premier point permet de définir que les processus de minéralisation de la fraction soluble des biodépôts semblent se dérouler en 15 jours en faisant intervenir, pour une grande part, le compartiment bactérien. Le second point, en agrément avec le premier, démontre que les flux de nutriments (NH₄, Si(OH)₄ et PO₄) sont amplifiés sous les installations conchylicoles de Carteau.

Globalement, l'examen des échanges azotés à l'interface eau-sédiment fait apparaître un déficit aux dépens de la colonne d'eau. En effet, le sédiment piège la matière organique sédimentée qui peut être l'objet d'un remaniement à plus long terme.

L'hydrodynamisme de l'Anse de Carteau, décrit par une modélisation numérique bidimensionnelle, démontre l'existence d'un régime de circulation cellulaire s'établissant dans des conditions de vents de mistral et de SE établies, situations très fréquentes dans ces régions. Les conséquences au niveau du fonctionnement de l'écosystème sont, d'une part, une faible probabilité des phénomènes d'exportation de matière et d'énergie vers la mer ouverte, et d'autre part, la nécessité de considérer dans l'ensemble des bilans, la production régénérée pour expliquer le caractère eutrophe de cette zone, la rapprochant des conditions lagunaires.

MOTS CLES : écosystème conchylicole, biodéposition, *Mytilus galloprovincialis*, *Crassostrea gigas*, Etang de Thau, Golfe de Fos, recyclage de la matière organique,

Avant propos

Avant d'aborder l'exposé de ce travail, je tiens à remercier l'ensemble des personnes ayant contribué à l'aboutissement de ces quatre années de recherches et tout particulièrement :

Monsieur le Professeur F. Blanc, Directeur de l'OSU qui m'a accueilli dans son laboratoire,

Monsieur H. Massé, Directeur adjoint de l'OSU, qui a bien voulu assurer la direction de mon travail de thèse, et m'a constamment aidé par ses conseils et encouragements,

Monsieur F. Madelin, Directeur du département Environnement de l'IFREMER (DERO), qui, par son soutien financier, a permis de poursuivre et d'achever ce travail,

Monsieur le Professeur M. Amanieu, qui m'a permis de collaborer au programme pluridisciplinaire ECOTHAU, pour ses conseils et sa présence dans ce jury,

Monsieur le Professeur D. Bonin, qui a bien voulu accepter de juger ce manuscrit en tant que rapporteur,

ainsi que Monsieur P. Chardy de l'IFREMER, à qui je suis reconnaissant d'avoir bien voulu se pencher sur ce travail et de s'être déplacé pour ce jury.

Ma profonde reconnaissance s'adresse également à Mesdames E. Alliot, A. Fiala-Médioni, V. Outin et M. Hermin ainsi qu'à Messieurs D. Baudinet et A. Morchid, sans oublier Monsieur B. Millet de l'ORSTOM, sans qui une grande partie de ce travail n'aurait pu être réalisée et notamment le lourd dossier de l'hydrodynamique

De même, je tiens à remercier les équipes de l'IFREMER La Tremblade et Sète, du CEA Toulon ainsi que du Laboratoire de Microbiologie Marine (UPR 223) et bien entendu le groupe "Réseau trophique et Production secondaire benthique" du COM.

Je ne saurais oublier dans mes remerciements Mesdames E. Alivon et M.F. Fontaine et Messieurs J. Millet et C. Jalong pour l'aide efficace qu'ils ont su m'apporter à tout moment ainsi que les équipages des N.O. Antédon, Georges Petit et Korotneff.

Ce travail n'aurait pu être fait sans la compréhension et la collaboration des pêcheurs de la Coopérative de Port-St-Louis du Rhône qui nous ont laissé l'accès à leurs installations et notamment Messieurs Villevieille, De Haro, Agnello et Papacristou.

Enfin, j'exprime ma gratitude envers mes proches dont le soutien moral et financier ont été déterminants dans l'accomplissement de ce travail.

SOMMAIRE

AVANT PROPOS	
INTRODUCTION	1
MATERIEL ET METHODES	4
1.1. - PRESENTATION DES SITES	4
1.1.1.- Anse de Carteau	4
1.1.2.- Etang de Thau.....	4
1.2. - Mesure des facteurs du milieu.....	8
1.2.1. - Facteurs physicochimiques.....	8
1.2.2. - Facteurs hydrodynamiques.....	9
1.2.2.1. - Mesures <i>in situ</i>	9
1.2.2.2. - Modélisation hydrodynamique	9
1.2.3. - Facteurs hydrobiologiques	12
1.3. - Biosédimentation.....	12
1.3.1. - Biodéposition	12
1.3.1.1. - Dispositif expérimental <i>in situ</i>	12
1.3.1.2. - Analyses quantitative et qualitative.....	14
1.3.2. - Sédimentation générale.....	14
1.3.2.1. - Dispositif expérimental	14
1.3.2.2. - Analyses quantitatives	17
1.4. - Evolution qualitative des biodépôts.....	17
1.4.1. - Expériences d'enrichissement.....	17
1.4.1.1. - Calendrier des sorties et conditionnement d'échantillons.....	17
1.4.1.2. - Analyses biochimiques	19
1.4.2. - Mesures des flux à l'interface eau-sédiment.....	21
1.5. - Traitement des données	21
HYDRODYNAMIQUE - COURANTOLOGIE.....	23
2.1.- Bassin de Thau.....	25
2.1.1.- Mesures <i>in situ</i>	25
2.1.2.- Comparaison courants mesurés et simulés.	28
2.2.- Anse de Carteau.....	30
2.2.1.- Mesures <i>in situ</i>	30

2.2.2.- Comparaison courants mesurés et simulés.....	34
2.2.2.1.- Situation sous conditions de vent de NO établi.....	35
2.2.2.2.- Situation sous conditions de vent de SE établi	39
2.2.3. - Conclusion	40
HYDROBIOLOGIE	41
3.1.- Anse de Carteau.....	41
3.1.1.- Salinité et température.....	41
3.1.2.- Matériel particulaire	47
3.1.2.1.- Echelles intra et interannuelle.....	47
3.1.2.2.- Echelle journalière	54
3.2.- Etang de Thau.....	59
3.3.- Conclusion	59
BIOSEDIMENTATION.....	60
4.1.- Sédimentation générale.....	60
4.2.- Biodéposition	73
4.2.1.- Variations inter-saisonnieres	73
4.2.2. - Inter-relations Biodéposition-Facteurs du milieu	83
4.3.- Impact quantitatif de la biodéposition à Thau.....	86
EVOLUTION DES BIODEPOTS.....	93
5.1. - Evolution à court terme.....	93
5.2. - Evolution à long terme	95
5.3. - Estimation des flux à l'interface eau-sédiment.....	98
ESSAI DE BILAN AU NIVEAU DE L'ECOSYSTEME DE CARTEAU.....	102
6.1 - Conséquences de l'hydrodynamisme.....	102
6.1.1. - Temps de résidence et flux dans la zone conchylicole.....	102
6.1.2. - Trajectoires des masses d'eau.....	108
6.2. - Impact de la biomasse en élevage sur l'écosystème au travers des résultats sur la biodéposition	109
6.2.1. - Déplétion du seston au niveau des zones conchylicoles.....	109
6.2.2. - Bilan d'azote à l'interface eau-sédiment et production régénérée	112
6.2.3. - Part de la biodéposition dans le bilan énergétique	115
6.3. - Conclusion.....	116
CONCLUSION GENERALE.....	117
BIBLIOGRAPHIE.....	121
ANNEXE.....	134

INTRODUCTION

Il n'est pas utile de rappeler l'importance de la zone côtière, d'une part, du point de vue de sa productivité, d'autre part, de celui de sa vulnérabilité aux facteurs climatiques et anthropiques.

Sa position d'interface entre le continent et l'océan, en particulier celle des estuaires et lagunes, offre un intérêt majeur pour l'étude des transferts de la terre vers l'océan.

Parmi les problèmes fondamentaux que pose le littoral celui de l'interaction entre la production de matière organique et la qualité de l'environnement est particulièrement important. En effet, l'accumulation de matière organique en excès en milieu littoral pose le problème de sa destinée à court et à moyen terme (Wilde et Beukema, 1984 ; Hopkinson, 1987). Il s'agit de savoir si la zone côtière se comporte comme un piège ou comme une source pour l'océan. Il s'agit également de prédire si cette accumulation de matière organique peut être génératrice de pollution au sens large, accumulation de composés xénobiotiques liés à la matière organique ou déclenchement de crises dystrophiques liés à l'excès de nutriments, pour le compartiment pélagique (Klose, 1980).

De plus en plus, les études sur les écosystèmes côtiers, montrent l'interaction étroite entre le compartiment benthique et le compartiment pélagique (Smetacek, 1984 ; Jansson *et al.*, 1984), en raison même de la forte activité photosynthétique benthique qui interfère avec l'activité photosynthétique pélagique, à un point tel que l'on peut dire que la compréhension de tous les processus biogéochimiques dans cette zone nécessite une étude du couplage entre les compartiments benthiques et pélagiques. L'étude de ce couplage est indissociable de celle de l'hydrodynamisme qui est le vecteur et le régulateur de tous les flux particuliers et dissous (Muschenheim, 1987).

L'étude des processus à l'échelle de l'écosystème est complexe en raison de la multiplicité des producteurs et des consommateurs et de celle des interactions. Aussi, nous avons choisi pour modèle un écosystème conchylicole dont le fonctionnement est dominé par la production des espèces cultivées et où les phénomènes de transferts sont amplifiés en raison de l'importance de la biomasse présente.

Dans un tel écosystème de production intensive, les problèmes de relations entre biomasse et milieu sont de deux ordres :

- un aspect environnemental où le problème se pose en terme de dégradation du milieu ;
- un aspect de production où l'on recoupe le problème de la capacité biotique d'un écosystème conchylicole.

La plus grande partie des travaux élaborés dans ces écosystèmes, a été entreprise dans des zones à marée de régimes méso ou macrotidal (cf. revue par Héral, 1987). Les modèles de transfert d'énergie élaborés dans ces zones sont difficilement transposables sur la façade méditerranéenne où le contexte hydrodynamique est complètement différent, à savoir :

- l'absence de marées importantes en Méditerranée nord occidentale entraînant :
 - des vitesses de courants nettement plus faibles, donc une remise en suspension non systématique de l'interface eau - sédiment ;
 - une immersion permanente des mollusques en élevage, donc une augmentation des durées d'activités biologiques essentielles (filtration, respiration, excrétion, etc...) ainsi que des écarts thermiques saisonniers moins marqués (températures extrêmes de l'air en été et en hiver dans les sites émergés) ;
- une circulation hydraulique erratique, sous le contrôle des vents dont le régime et la force constituent des variables forçantes majeures.
- un renouvellement des masses d'eau irrégulier entraînant, surtout dans les lagunes du type étang de Thau des risques de crises dystrophiques (e.g. été 1987) en période estivale par vents modérés de mer créant une stratification.
- des conditions trophiques et une charge particulière beaucoup plus modestes qu'en conditions estuariennes atlantiques, notamment une production primaire fluctuante sans caractère saisonnier marqué (e.g. bloom printanier faible et irrégulier).

Notre démarche s'inscrit dans la perspective de l'estimation d'un bilan énergétique spécifique des conditions méditerranéennes dont le but peut se résumer en deux points :

- le rôle des bivalves filtreurs en élevage dans la destinée du flux particulaire et la part de la biodéposition liée à leur activité métabolique ;
- l'évolution et l'impact des biodépôts sur le fond.

C'est dans ce cadre qu'a été abordée l'étude de la **QUANTIFICATION DE LA BIODEPOSITION ET DE SA DESTINEE**. Compte tenu des réflexions précédentes et de la particularité de fonctionnement des sites méditerranéens, les points suivants ont attirés notre attention, du fait de leur importance primordiale :

- analyse des facteurs déterminant le flux de biodéposition dans ces systèmes (hydrodynamisme et hydrobiologie),
- les variations spatio-temporelles de cette biodéposition (comparaisons sites / saisons),
- l'évolution des biodépôts à diverses échelles de temps (recyclage, flux eau-sédiment).

La comparaison de deux sites conchylicoles (Etang de Thau et Anse de Carteau) est particulièrement intéressante en raison des différences observées au niveau des caractéristiques hydrobiologiques et hydrodynamiques qui contrôlent la production de matériel particulaire phytoplanctonique. Par ailleurs, la nature des espèces cultivées diffère dans les deux sites :

dominance des huîtres dans l'étang de Thau et exclusivement des moules dans l'anse de Carteau.

Le choix de ces deux sites permet de généraliser la portée des conclusions car ils sont représentatifs des deux grands types de conditions dans lesquelles se développent les écosystèmes conchylicoles en Méditerranée, mis à part les filières en eaux profondes.

En raison de la proximité et de la facilité d'accès, le site de Carteau a donné lieu à une étude plus approfondie que celui de Thau, en particulier au niveau de l'évolution des biodépôts sur le fond.

Cette étude a été confortée par l'acquis de connaissances du groupe "Réseau Trophique" du C.O.M. dans le cadre des contrats de recherche du GIS.ARM.IFREMER : "Etude de l'écosystème conchylicole de l'Anse de Carteau".

Notre démarche a pu être élargie aux conditions de l'Etang de Thau grâce à notre intégration au Programme ECOTHAU au titre du sous-programme traitant de la biomasse des mollusques en élevage.

Par ailleurs, l'intérêt d'IFREMER / DERO pour ce type de préoccupations a assuré le financement de ce travail.

Enfin, la partie traitant de l'évolution des biodépôts sur le fond a bénéficié, d'une part, des opérations sur le terrain du GS.SNEA / PIREN : "Cycles biogéochimiques : Devenir de la matière organique en milieu littoral", d'autre part, d'une collaboration avec le laboratoire de microbiologie marine (UPR.223).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1.1. - PRÉSENTATION DES SITES

1.1.1.- Anse de Carteau

Le golfe de Fos est largement ouvert sur la mer (3km) et reçoit des eaux rhodaniennes ou duranciennes, ces dernières transitant par l'étang de Berre. Les apports d'eaux douces sont fonction des régimes de vents, de la gestion de diverses écluses, et, pour les eaux duranciennes, du fonctionnement saisonnier de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas.

Depuis les grands aménagements du golfe de Fos marqués à partir de 1966 par le creusement de trois darses, celui d'un chenal de navigation profond (-20 m) donnant accès à deux quais (pétrolier et minéralier) jouant un rôle de déflecteur sur les courants et les trains de houle, on peut dire que l'évènement majeur a été constitué par l'implantation de tables conchylicoles destinées au captage et à la croissance de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Fig. 1 a).

A partir de 1984, 68 tables ont été plantées sur deux rangées alternées de part et d'autre de l'isobathe - 5 m. Ces tables de 15 m sur 50 m peuvent porter entre 1000 et 1500 cordes à moules. Ces cordes sont longues de 3 m en moyenne. On a pu en dénombrer 80 000 fin 1988 (A. Parache, comm. pers.) (Fig. 2).

Ces installations constituent, à partir d'un captage en fin d'hiver, d'une part, un obstacle important à la circulation hydraulique, d'autre part, un filtre biologique extrêmement efficace qui retient une grande partie du flux particulaire pour produire de la biomasse et rejeter sur le fond, sous forme de biodépôts, du matériel inorganique et organique non assimilé par les mollusques et souvent enrichi en bactéries et en polluants chimiques (A. Arnoux, comm. pers.).

Les mesures de biodéposition ont été effectuées respectivement au centre de la première tranche de tables (table 6) et à celui de la seconde tranche (table 40). Le tableau 1 regroupe le calendrier des dix missions d'une semaine réparties entre Décembre 1985 et Décembre 1987, à raison d'une par saison. Les prélèvements hydrobiologiques mensuels sont effectués à la station de référence L (Fig. 1 a).

1.1.2.- Etang de Thau

L'étang de Thau, d'une superficie de 7500 ha est en communication avec la mer par les chenaux de Sète et plus modestement, par le grau de Pisse-Saumes au sud-ouest. (Fig. 1 b).

L'ensemble de la zone conchylicole occupe sensiblement 1/5 de sa surface. Depuis 1970, l'implantation des tables entre les zones A, B et C a été remodelé et actuellement, 96% de la surface concédée est effectivement exploitée par les conchyliculteurs (Hamon et Tournier, 1981).

Tableau 1 : Calendrier des sorties. H = prélèvement mensuel ; BC = mesures de biosédimentation et courantologie (MT = sortie annulée par le mauvais temps).

Mois	Anse de Carteau		Bassin de Thau
	H	BC	BC
Décembre 85	2 et 16	2-4	
Janvier 86		21	
Février	19	MT	
Mars	6 et 17	3-6	
Avril	14		MT
Mai	13	13-16	
Juin	MT		9-12
Juillet	2 et 21	2-5	
Août	19		
Septembre		9	
Octobre	9	6-10	20-24
Novembre		17	
Décembre		2	1-4
Janvier 87		26	
Février	18 et 26	16-20	
Mars	MT		
Avril	22		6-10
Mai	21	18-22	
Juin	23		15-19
Juillet	20	20-24	
Août	18		
Septembre		30	
Octobre	7	5-9	26-30
Novembre		19	
Décembre		21	

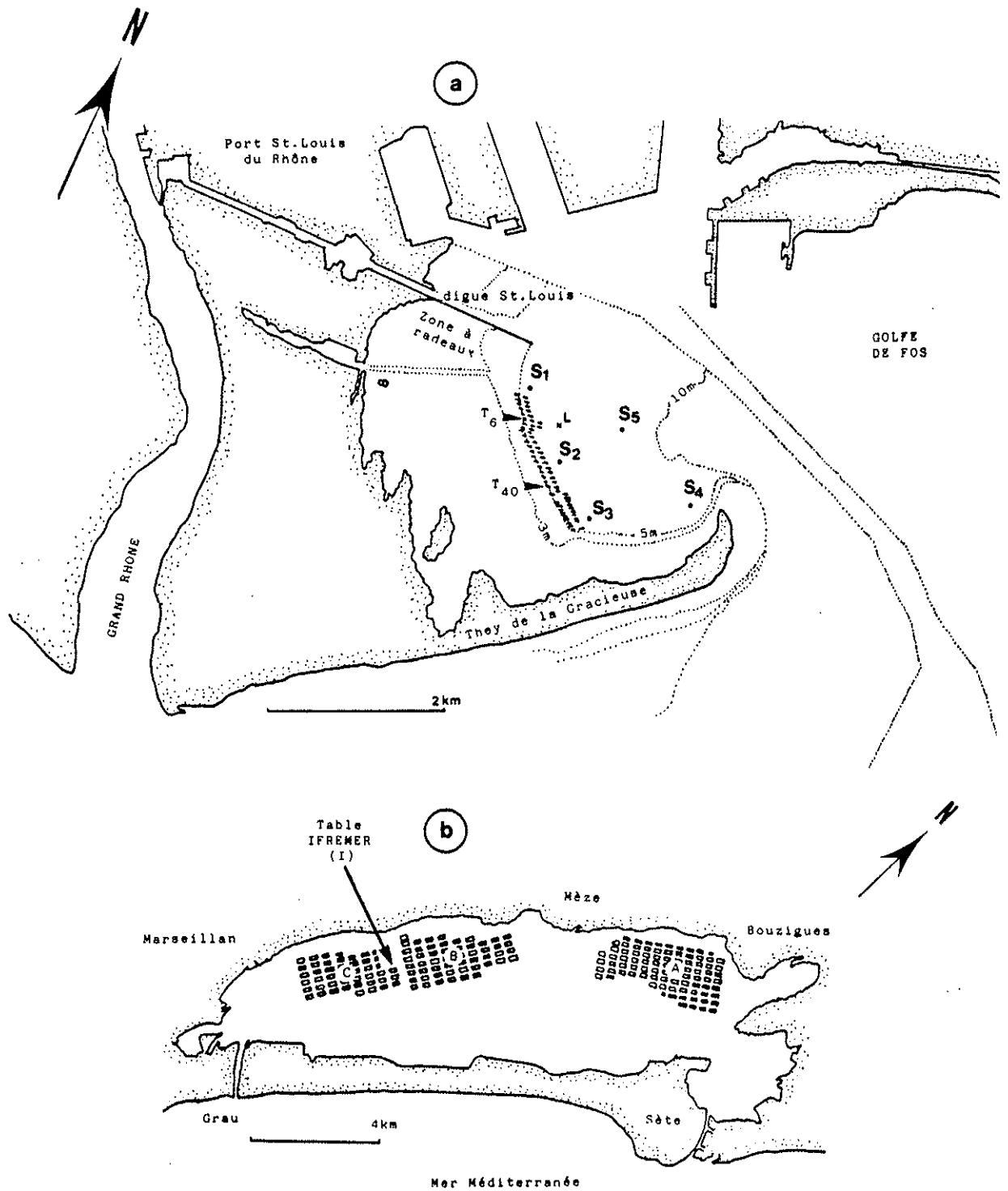


Figure 1: Localisation des sites d'expérimentation:

a - Anse de Carteau:

- T 6 et T 40 : tables à moules où sont situées les stations de mesure de la biosédimentation
- S 1 à S 5 : stations courantométriques
- L : station de prélèvement hydrobiologique (mensuel)

b - Etang de Thau:

- Zones conchylicoles A, B et C
- I : station expérimentale IFREMER

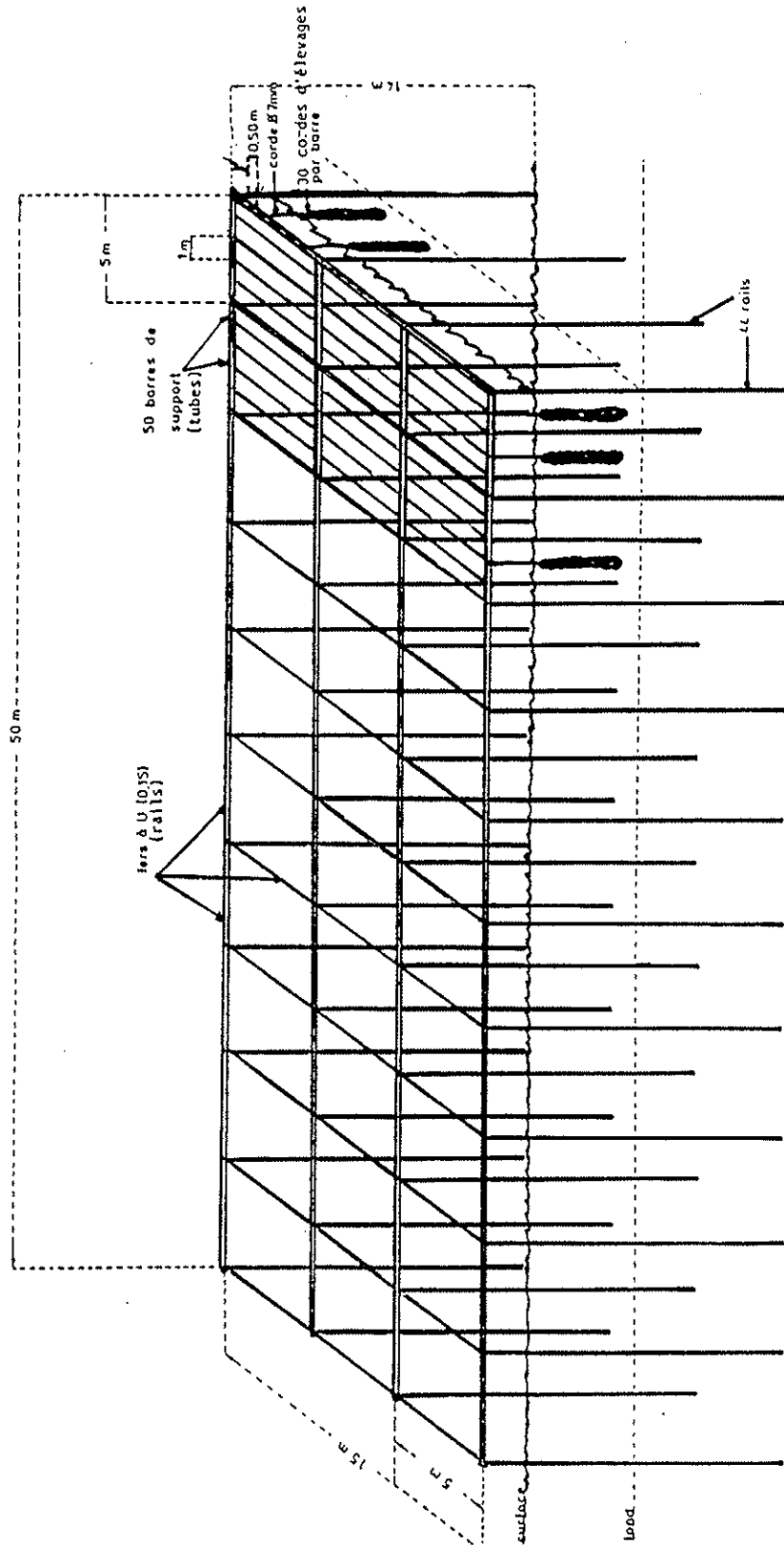


Figure 2 : Schéma d'une table d'élevage (1500 capteurs); échelle = 1/200.

Selon ces auteurs, la biomasse en élevage en 1987 est évaluée aux environs de 42 000 tonnes, constituée principalement par l'huître *Crassostrea gigas* (32 000 t) et le reste par la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'huître plate *Ostrea edulis*.

Le caractère lagunaire du site et son relatif isolement de la mer font que les problèmes liés à l'accumulation des biodépôts se posent avec une plus grande acuité que dans la zone ouverte de Carteau. Il existe sur ce site une diversité plus grande des modes de culture (Hamon et Tournier, 1981) et une rotation rapide des stocks, notamment celui des moules.

Cette diversité est liée en partie au fait que le recrutement des jeunes n'a pas lieu sur place et que les semences des différentes espèces sont traitées selon des procédés divers (Raimbault et Tournier 1973).

Les tables mesurent 50 sur 10 m et sont implantées de telle manière qu'un couloir principal sépare des blocs de 16 tables, eux-mêmes séparés en 4 par des couloirs secondaires. Dans l'esprit des responsables du remodellement, cette disposition devait permettre la circulation des masses d'eau et donc, le renouvellement de la nourriture pour les mollusques.

IFREMER possédant une table en zone C, une base d'observation a été implantée sur celle-ci qui a été aménagée dans le cadre du programme ECOTHAU. Les aménagements comprennent un plancher sur lequel un abri fait office de laboratoire de terrain équipé d'une station météorologique. C'est aux abords de cette base d'observation que les mesures de biosédimentation ont eu lieu en 1986 et 1987.

Le calendrier des sorties (tableau 1) a été établi en commun avec l'équipe du Laboratoire Arago (A. Fiala-Médioni, V. Outin, J.C. Colomines et J..Mabit) travaillant sur l'écophysiologie de *Crassostrea gigas* (Programme ECOTHAU).

Cinq missions, de 5 jours chacune, ont été couronnées de succès; elles correspondent aux phases majeures du cycle biologique de l'huître (croissance et reproduction).

1.2. - Mesure des facteurs du milieu

Les facteurs du milieu sont regroupés en 3 classes d'importance égale : les facteurs physicochimiques, hydrodynamiques et hydrobiologiques.

1.2.1. - Facteurs physicochimiques

• Anse de Carteau

Salinité et température ont été mesurées à la sonde multiparamètre Horiba, pendant le suivi mensuel. Pour aborder le problème de la variabilité de ces mesures deux thermographes permettant l'enregistrement en continu des températures de l'eau ont été installés sur un des rails porteur de la Table n°6 en février 1986. Le premier à une profondeur de - 2 m et l'autre au niveau du fond soit à une profondeur de - 5 m. Des prélèvements d'eau ont été effectués de manière à pouvoir recalibrer les mesures de salinité obtenues à la sonde.

- Bassin de Thau

Les mesures de salinité et température ont été effectuées à la sonde multiparamètre Horiba. Une station climatique à enregistrement continu CIMEL a été installée aux abords de la table IFREMER. La gestion de cette station a été assurée par M.M. J.Lemoalle et B.Millet (ORSTOM Montpellier) d'octobre 1986 à juin 1988. Outre les conditions climatiques, cette station enregistre les fluctuations de température de l'eau (responsable à partir de juin 1988, B.Bibent ; USTL Montpellier).

1.2.2. - Facteurs hydrodynamiques

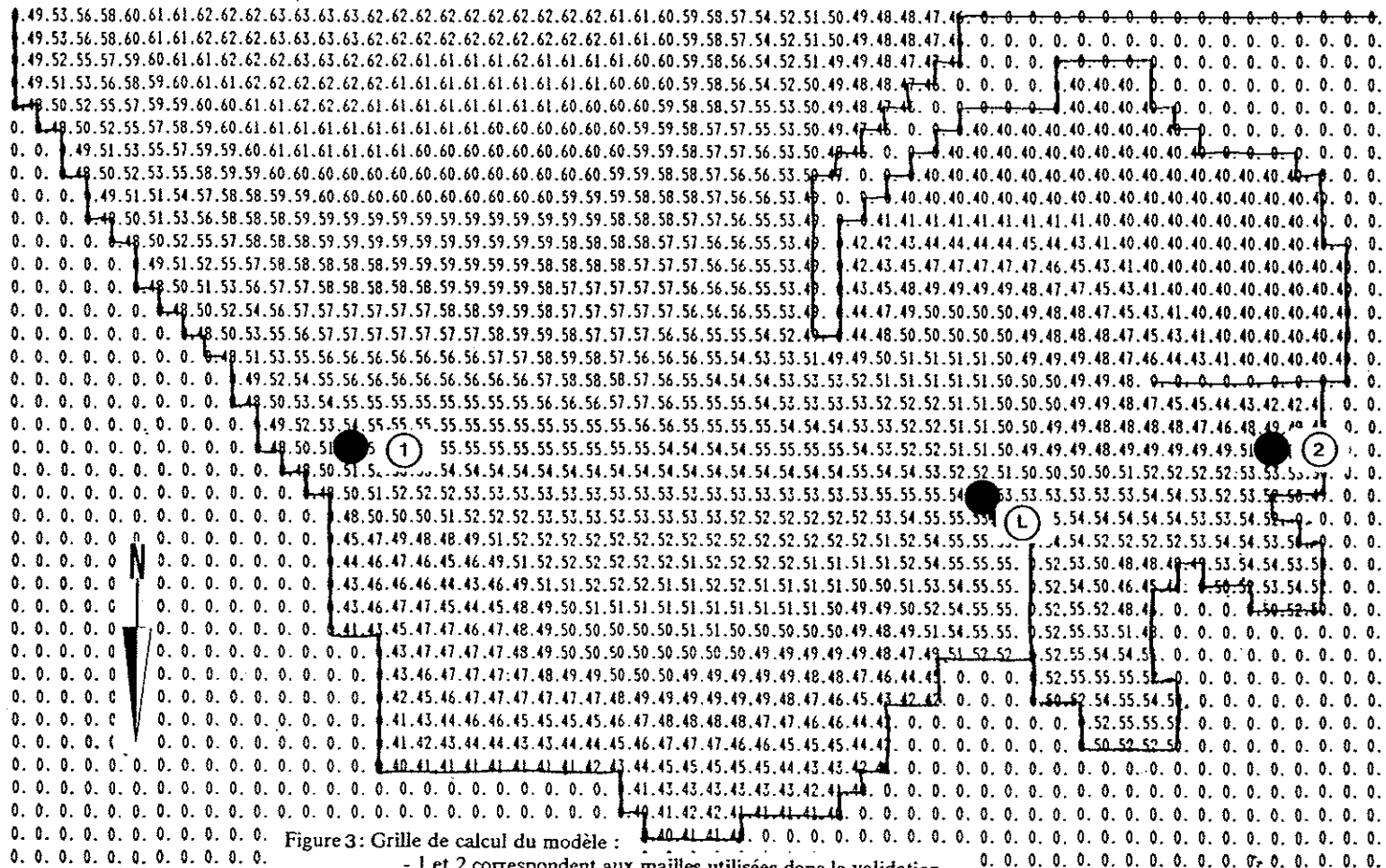
1.2.2.1. - Mesures *in situ*

Les mesures de courants ont été effectuées ponctuellement à l'aide d'un courantomètre à lecture directe Markdan et d'un courantomètre enregistreur Aanderaa RCM4 puis RCM7. En plus des périodes ponctuelles de mesures à Carteau pour l'estimation de vitesses moyennes, plusieurs séries d'enregistrements de courants ont été effectuées à quatre stations (Fig. 1 a). Outre le fait de rentrer dans le traitement des données biologiques concernant la biodéposition, ces mesures de courants serviront d'une part au calage du modèle de circulation de Thau (responsable B. Millet) ainsi qu'au calage du modèle 2D de circulation du Golfe de Fos (responsables B. Millet et C. Grenz).

1.2.2.2. - Modélisation hydrodynamique

Dans le cadre du programme ECOTHAU, B.Millet a élaboré un modèle de circulation pour l'ensemble du bassin de Thau. C'est un modèle numérique bi-dimensionnel horizontal de type ADI (Alternate Direction Implicit) qui permet de décrire les structures de courant, soit en temps réel, de façon synchrone des mesures de terrain, soit selon une typologie probabiliste rattachée à une analyse fréquentielle des vents dominants (Millet, 1989). Ce modèle mathématique bidimensionnel permet de simuler les courants moyens sur la profondeur, en supposant l'homogénéité verticale des masses d'eau.

En ce qui concerne la modélisation du golfe de Fos, non encore publiée mais en cours de rédaction, la mise en mouvement des masses d'eau dépend non seulement du cisaillement dû au vent (cas du modèle de Thau) mais également de la marée (système ouvert sur la mer). La morphologie du golfe est décrite par 38 x 57 mailles carrées de 250 m de côté. Les conditions aux limites ouvertes sont définies par les conditions de niveau extraites des résultats d'enregistrements limnigraphiques (Sources : Port Autonome de Marseille). Un exemple de grille de calcul est donné dans la figure 3. Le calage est effectué en considérant les élévations simulées et observées au limnigraphe de Fos (Fig. 3). La validation des résultats de modélisation peut être vérifiée en utilisant les formulations analytiques de la mise en charge suivante :



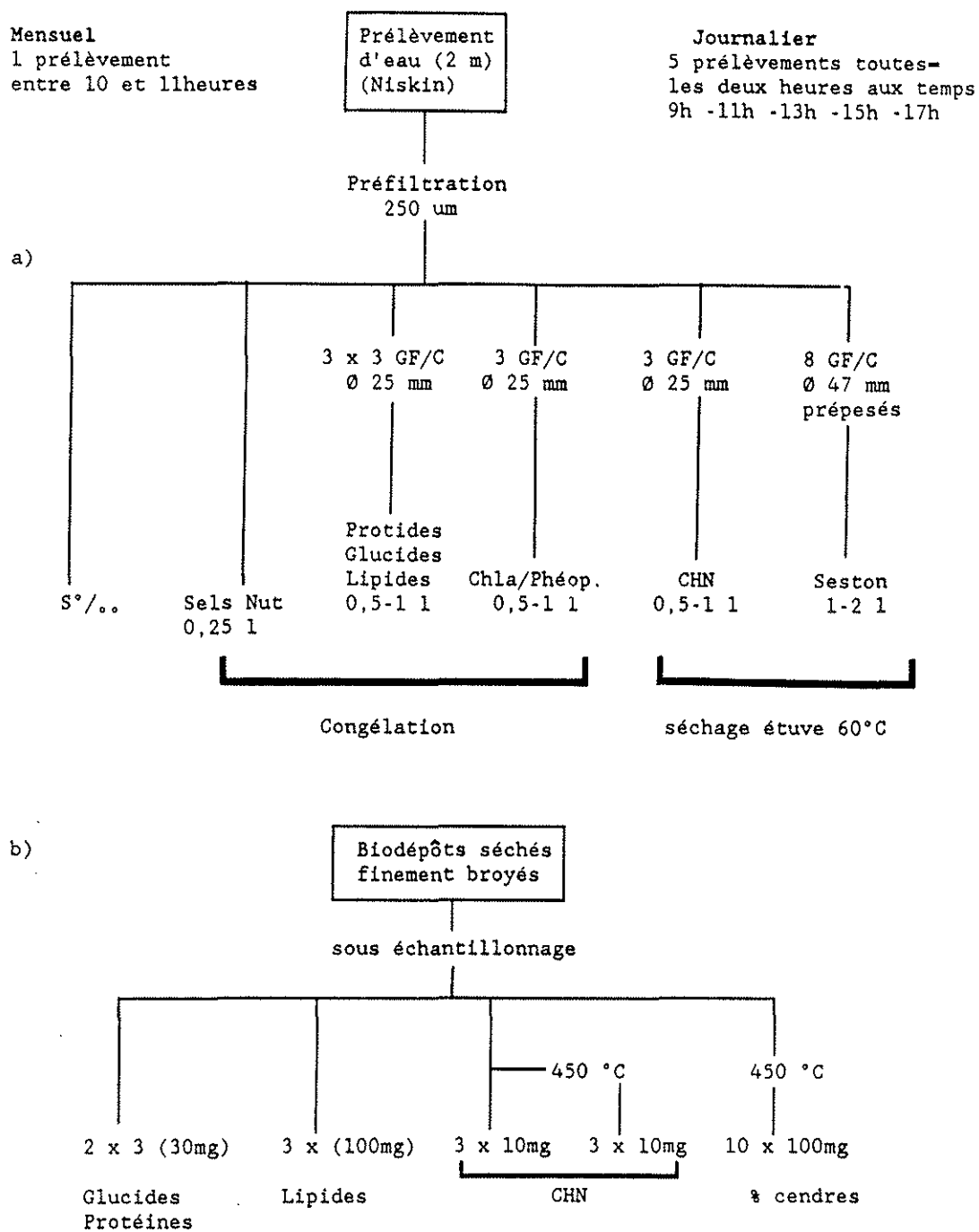


Figure 4: Protocole de traitement et de conditionnement des échantillons
a - hydrobiologiques
b - de biosédiments

$$\Delta \xi = \frac{L \cdot \text{densité air}}{\text{densité eau}} \cdot \frac{CD \cdot W^2}{g \cdot H}$$

Les constantes de validations suivantes ont été utilisées :

W = Vent constant : 90° à 12 m s⁻¹

CD = 2.5 10⁻³ (coefficient de trainée du vent)

H = 11.5 m (profondeur moyenne effective du golfe discrétisé)

L = distance entre stations de calage.

La décote simulée entre les stations 1 et 2 en régime stationnaire ($\Delta \xi$) vaut 3.75 cm et la décote analytique théorique vaut 3.68 cm, la distance L séparant les 2 stations étant de 9.25 km.

Des exemples de champs de courants simulés sont donnés en annexe (Figs. 9A à 22A) correspondant à des circulations typologiques sous diverses conditions de vent et de marée dans le Golfe de Fos.

1.2.3. - Facteurs hydrobiologiques

La figure 4 résume l'ensemble des traitements et conditionnements des échantillons. Le volume filtré dépend des concentrations rencontrées. Pour la salinité, des échantillons sont prélevés et analysés ultérieurement au salinomètre Beckman. Pour ce qui concerne les sels nutritifs, NO₂, NO₃, PO₄ et Si(OH)₄ sont dosés sur autoanalyseur Technicon selon les protocoles décrits par Strickland et Parsons (1972).

En ce qui concerne le matériel particulaire en suspension :

- Matières en suspension (MES), Matière Organique Particulaire (MOP) et Matière Inorganique Particulaire (MIP): (méthode de Krey, 1950)

- Carbone Organique (CO) et azote (N) particulaire (analyseur CHN), fraction organique par différence entre teneurs en carbone total et carbone après combustion à 450°C (Kristensen et Anderson, 1987)

- Glucides (G) (méthode de Dubois et al., 1956)

- Protéines (P) (méthode de Lowry et al., 1951)

- Lipides totaux (L) (méthode de Marsch et Weinstein, 1956)

- Chlorophylle a (Chl a) et phéopigments (Pheo) : extraction à l'acétone 90% (6ml) puis mesures spectrophotométriques à 665 nm avant et après acidification (formules de Lorenzen, 1967).

1.3. - Biosédimentation

1.3.1. - Biodéposition

1.3.1.1. - Dispositif expérimental *in situ* (Fig. 5)

Il se présente sous la forme de cônes suspendus dans les tables et munis à la base d'un bocal à vis pour les prélèvements des biodépôts.

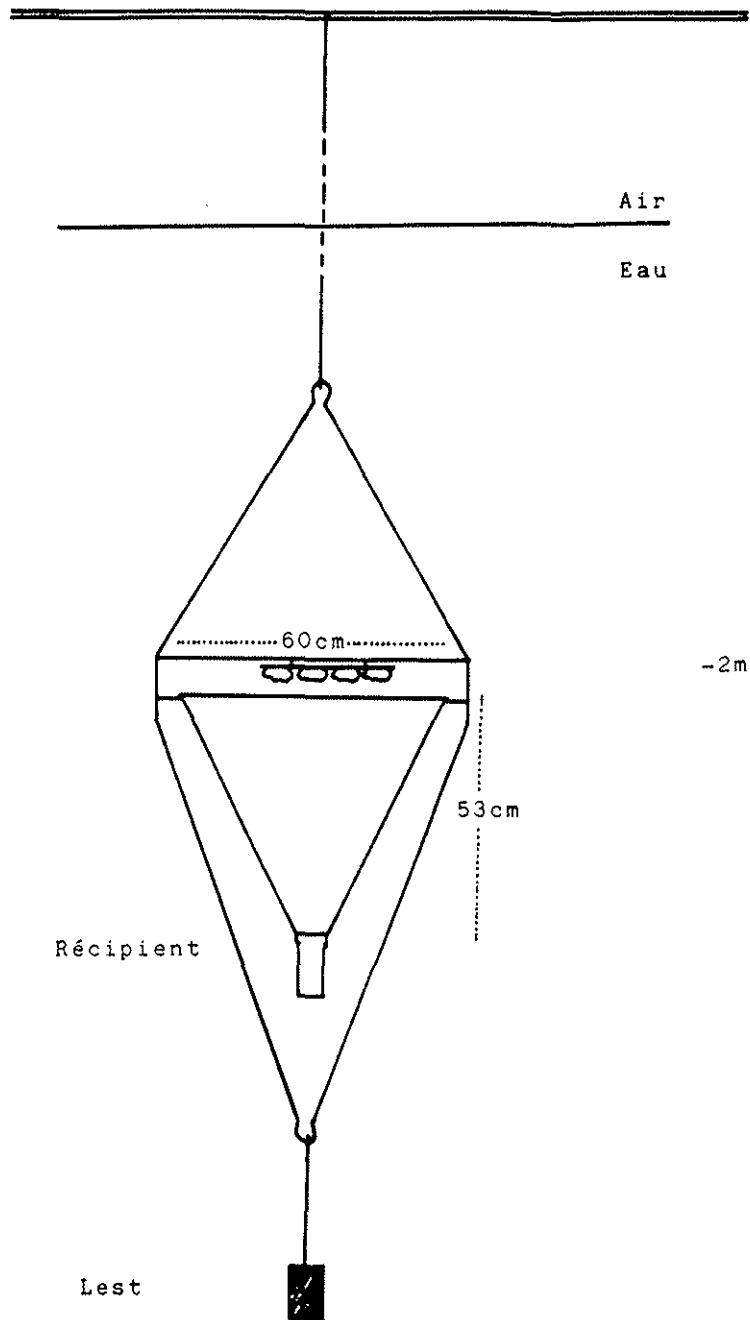


Figure 5: Schéma du collecteur de biodépôts, d'après le modèle réalisé par C. Alias (COM et IFREMER Sète).

Les mollusques (environ 50 moules ou 10 huîtres) sont fixés sous un plateau (\varnothing 25 cm) au niveau de l'ouverture du cône (\varnothing 60 cm). Des témoins sans coquillages permettent d'effectuer des corrections dues à la sédimentation générale. Les cônes sont immergés à la profondeur de 2 m. Les bocaux sont recueillis en plongée au bout de 24 heures.

Le nombre de cycles de 24 heures ainsi obtenu varie de 1 à 5 par mission, en fonction des conditions météorologiques.

1.3.1.2. - Analyses quantitative et qualitative

Le contenu de chaque flacon est renversé dans des grandes boîtes de Pétri, débarrassé des éléments étrangers à la biodéposition. Après élimination de l'eau surnageante, les échantillons sont séchés à 60° C, pesés puis broyés.

Le protocole d'analyse correspond à celui représenté dans le schéma 2b. Les techniques de dosage sont identiques à celles du paragraphe 2.3, à part que les filtres à analyser sont remplacés par des quantités connues de biosédiments. Les résultats sont exprimés en mg.g^{-1} de poids sec de biodépôts.

Les moules et huîtres correspondantes sont mesurées au moyen d'un pied à coulisse. La longueur moyenne des moules utilisées pour les mesures de la biodéposition dans les deux sites est de 47.7 mm (CV=16.8 %). Celle des huîtres utilisées dans l'étang de Thau varie de 72 à 82 mm. La chair isolée de la coquille est desséchée à 60°C, puis pesée. En ce qui concerne les moules de Carteau, des indices de conditions sont donnés et discutés en Annexe (Publication 6). Les résultats de la biodéposition sont exprimés en mg.g^{-1} chair sèche. d^{-1} et mg Org.g^{-1} chair sèche. d^{-1} (après combustion 450°C).

1.3.2. - Sédimentation générale

Les mesures de sédimentation générale ont été effectuées pendant les périodes de mesures de biodéposition avec des pièges à sédiment cylindrique d'un type particulier.

1.3.2.1. - Dispositif expérimental

L'appareillage mis au point prétend intégrer le flux vertical et horizontal de particules en sédimentation par son orientation à 45° (Fig. 6). Une dérive permet l'orientation du piège dans le courant dominant, l'ensemble pouvant pivoter librement autour d'un axe de mouillage.

Les dimensions du cylindre récepteur sont les suivantes : hauteur (H) 50 cm et diamètre (D) de 10 cm. Elles sont choisies de manière à respecter le rapport $H/D > 3$, pour éviter la remise en suspension dans les pièges (Gardner, 1980). Le volume est de 5 l et l'ouverture est de $1/125 \text{ m}^2$. Quatre pièges à sédiment sont immergés à - 2 m pour une durée de quatre jours, à chaque sortie. En fin de période, le piège est obturé en plongée et remonté à la surface. Nous n'avons à aucun moment employé de poison bloquant une éventuelle dégradation du matériel piégé.

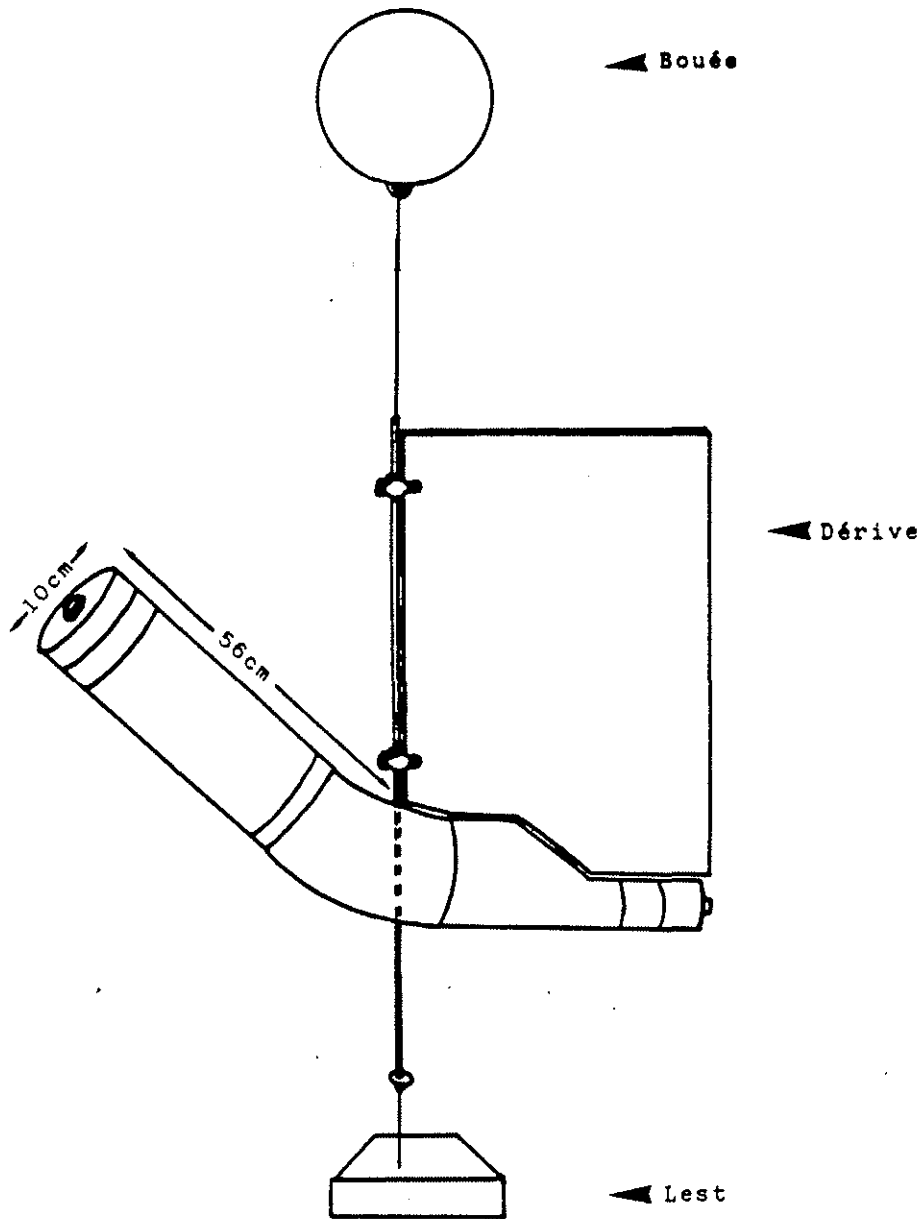


Figure 6: Schéma du piège à sédimentation orientable. Système adapté du modèle réalisé par B. Thomassin (COM). Il est présenté ici avec le bouchon d'obturation utilisé lors de la manipulation du piège (mise en place et remontée).

1.3.2.2. - Analyses quantitatives

L'ensemble du contenu du piège est filtré sur filtres GF/C prépesés, par sous-échantillons de 250 ml. Les filtres sont séchés à l'étuve (50° C pendant 12 h) puis pesés. Les résultats sont exprimés en mg de matière sèche .m⁻².d⁻¹ et en mg Org.m⁻².d⁻¹ en considérant le poids de matière sèche sans cendre (combustion 450° C).

1.4. - Evolution qualitative des biodépôts

Ce chapitre concerne la partie "Destinée de la biodéposition" avec deux séries d'expériences distinctes.

1.4.1. - Expériences d'enrichissement

1.4.1.1. - Calendrier des sorties et conditionnement d'échantillons

Un sédiment non contaminé par les biodépôts a été enrichi massivement en biodépôts fraîchement récoltés, et son évolution qualitative a été suivie sur une période de 49 jours (7 semaines) en fin de printemps 1988 à Carteau.

Le site retenu pour cette étude se trouve localisé sous la Table 40. A cette époque cette table n'était que partiellement occupée (1/5 de la surface) et le secteur choisi se trouvait éloigné de toute possibilité de contamination par biodéposition de moule. Ce secteur correspond à un carré de 5 m x 5 m dans lequel sont plantés huit carrés de PVC de 30 x 30 cm. C'est dans ces petits carrés qu'ont été déposés sur une hauteur de 1 cm environ les biodépôts.

Le calendrier des sorties correspond à celui du tableau 2 :

Tableau 2 : Calendrier des sorties "expérience d'enrichissement".

date	durée(d)	temps écoulé(d)	remarques
21/04/88	0	-4	point zéro
25/04	4	0	enrichissement
27/04	6	2	
03/05	12	8	
09/05	18	14	
24/05	33	29	
30/05	38	35	
13/06	53	49	

Lors de chaque sortie, trois carottes sont prélevées dans les carrés enrichis ainsi que trois carottes témoins à l'extérieur de ceux-ci. Les carottes sont découpées en tronçons de 1 cm de hauteur, congelés puis lyophilisés avant analyse. Les échantillons de même origine (hauteur, date et lieu de prélèvement) sont mélangés en un seul exemplaire, après broyage et tamisage 63 µm.

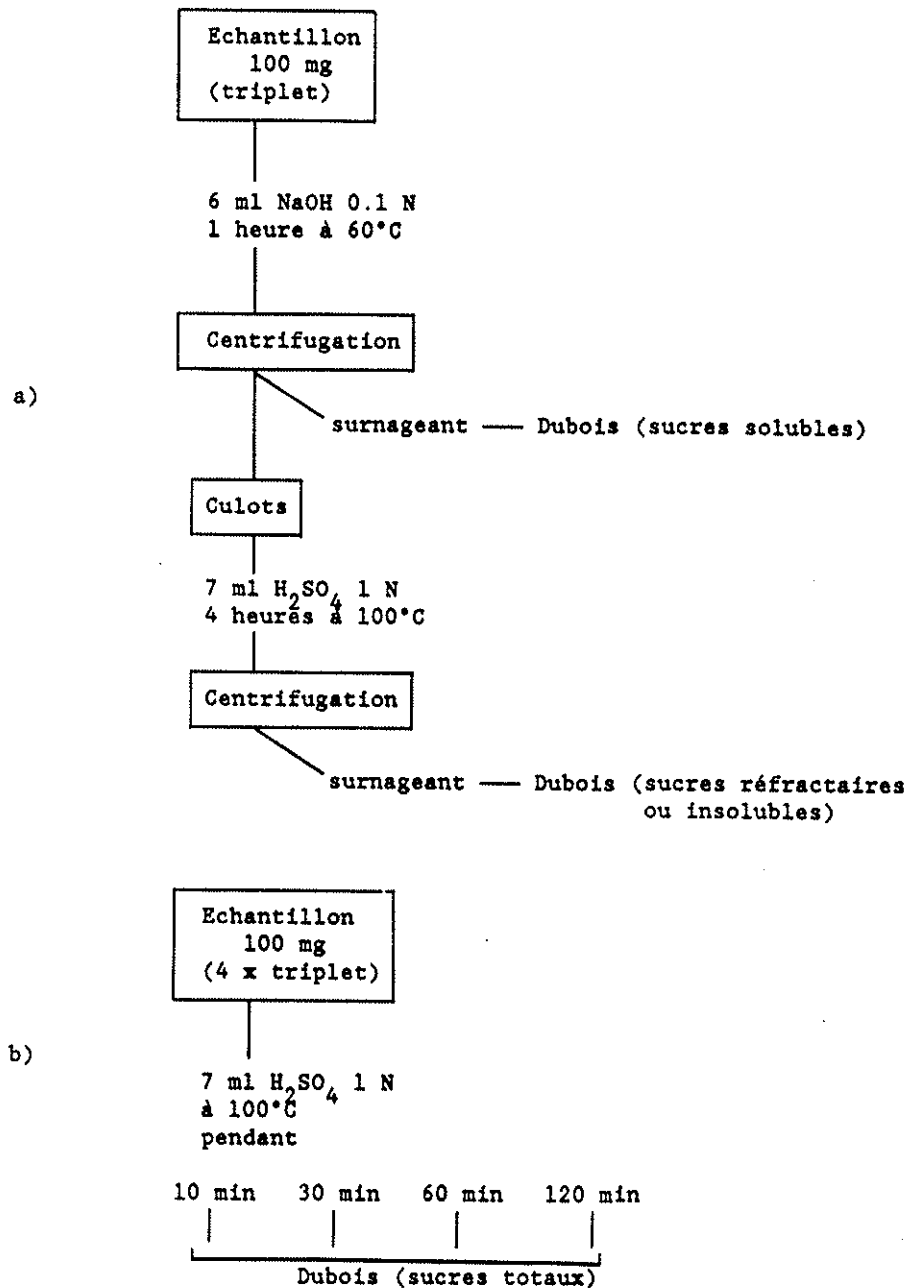


Figure 7: Protocole d'analyse des sucres:
 a - sucres "solubles" et insolubles.
 b - cinétique de résistance des sucres à l'hydrolyse.

1.4.1.2. - Analyses biochimiques

- Dosage de l'azote et du carbone organique

Les échantillons sont analysés sur CHN analyser Leco. Le carbone organique est obtenu par différence entre le carbone total et le carbone dosé après combustion à 450°C suivant le protocole de Kristensen et Anderson (1987). Les résultats sont exprimés en % du poids de matière sèche.

- Dosage des sucres solubles et insolubles

Le protocole d'analyse est résumé dans la figure 7 a. La technique d'extraction élaborée par Khripounoff (1979) a été adaptée à notre matériel, notamment en ce qui concerne l'hydrolyse acide des échantillons. En effet, les échantillons contiennent beaucoup de carbonate et il a fallu vérifier et ajuster le pH en fonction de chaque échantillon. Le dosage des sucres extraits est effectué selon la méthode de Dubois et al. (1956). Le résultat est exprimé en ug G/mg.

- Cinétique de résistance à l'hydrolyse

Récemment utilisée par Jocteur-Monrozier et Jeanson (1979) qui ont travaillé sur l'hydrolyse de l'azote organique des sédiments, cette technique d'analyse a été adaptée pour l'hydrolyse des sucres par Delmas (1981).

Après une série de tests préliminaires, le protocole retenu correspond à celui de la figure 7 b. Le paramètre représentatif de chaque cinétique correspond au temps nécessaire à la libération de 75% des glucides (noté T75). Plus le T75 est grand, plus le matériel étudié est réfractaire. Les cinétiques sont de type hyperboliques et décrites par l'équation (1) :

$$(1) \quad C = C_{\max} \times [T / (T75 + T)].$$

Par transformation linéarisante (1) s'écrit :

$$(2) \quad C = (T75/C_{\max}) T + (1/C_{\max})$$

qui est de la forme

$$C = aT + b$$

avec C : concentration en sucres totaux aux temps d'extraction T

C_{max} : concentration finale en sucres

T : temps d'extraction.

Les droites de régression estimées (p<0.01) sont calculées pour chaque cinétique obtenue et l'estimation des coefficients a et b permettent le calcul du T75 correspondant.

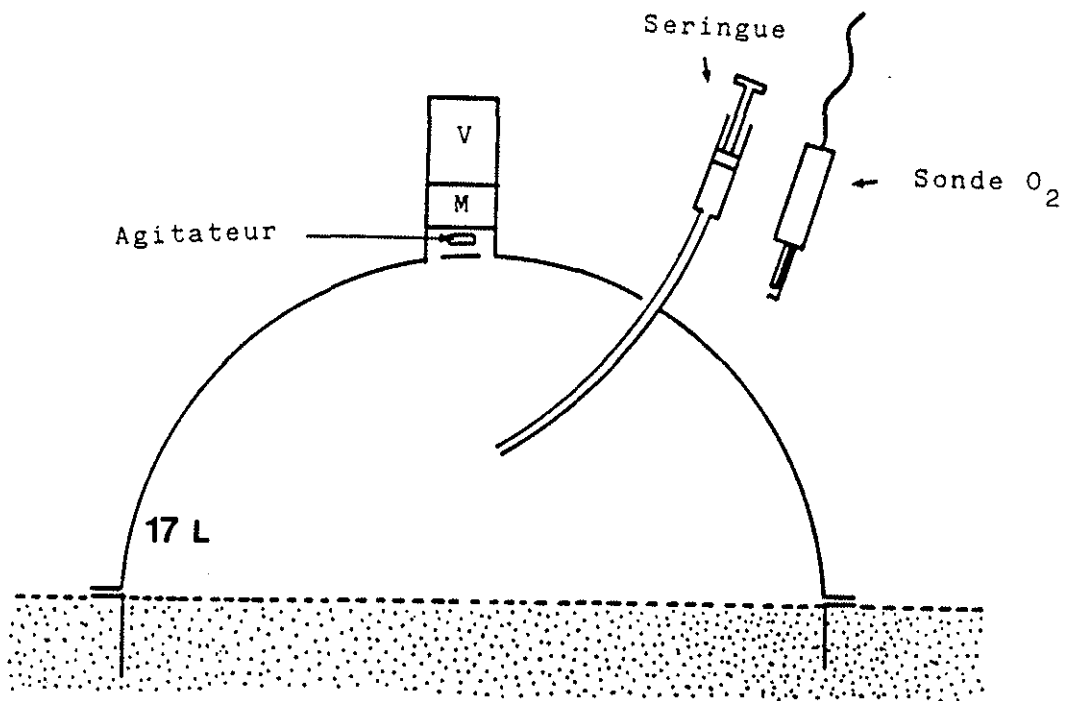


Figure 8: Schéma de l'appareillage de mesure de flux à l'interface eau-sédiment.
V: batterie; M: moteur rotatif.

1.4.2. - Mesures des flux à l'interface eau-sédiment.

Les mesures de flux ont fait l'objet de deux publications (Annexe, publication 1 et 4). La première concerne la partie méthodologique et de stratégie d'échantillonnage que nous avons mise au point et la seconde correspond aux résultats acquis lors des campagnes saisonnières de mesures de flux, reprecisant la partie analyse biochimique.

En résumé, nous pouvons retenir les points suivants :

L'appareillage mis au point pour la mesure des flux dérive de ceux utilisés par de nombreux auteurs (Propp et al., 1980 ; Hall, 1984 ; Boucher et Boucher-Rodoni, 1988). Il se présente sous la forme d'enceinte hémisphérique en polyacrylate transparent d'un diamètre de 39,5 cm (volume réel mesuré 17 l) (Fig. 8).

Un agitateur autonome permet l'homogénéisation du milieu intérieur.

L'introduction d'une sonde oxymétrique permet de mesurer l'évolution de la concentration en oxygène. Par le même orifice, des prélèvements à la seringue (4 x 100 ml) sont réalisés à intervalles de temps réguliers. Parallèlement, des mesures sont effectuées à l'extérieur des enceintes.

Le protocole se schématise de la façon suivante :

- intervalles de temps de 2 h (t₀, t₂, t₄, t₆ en cycle diurne)
 - dosages sur les échantillons prélevés : NH₄, NO₃, NO₂, Si(OH)₄ et PO₄ (NH₄ méthode de Koroleff, 1969 ; autres sels, cf. Chap. 2.3.).
 - 6 enceintes placées sur un fond à biodépôts, station SSM (Table 40) puis le jour suivant sur un fond témoin, station SHM (hors Table 40).

1.5. - Traitement des données.

Les résultats obtenus au cours de ce travail ont été traités statistiquement par des méthodes paramétriques (analyses de régression et corrélation, régressions simples et multilinéaires, analyses de variances, comparaisons de moyennes). Les conditions d'applications des diverses régressions doivent être, en règle générale, scrupuleusement suivies et notamment en ce qui concerne la nature des variables Y (dépendante) et X (indépendante). Ricker (1973) propose dans un tableau récapitulatif, les usages des diverses régressions en fonction de la nature et de la variabilité (naturelle intrinsèque et/ou liée à l'erreur de mesures). Il y est dit en substance que dans le cas de variables Y et X affectées d'une double variabilité (naturelle et de mesure), si X la variable indépendante couvre à peu près l'ensemble de l'étendue des valeurs observables et si les populations parentales sont normales, alors la régression prédictive peut s'évaluer par la technique des moindres carrées dans la mesure où régression prédictive et régression fonctionnelle sont confondues. Nous avons employés cette technique pour l'ensemble des mesures tout en gardant à l'esprit que les propos de Ricker sont controversés.

Dans l'ensemble des tests le degré de significativité est indiqué comme suit :

*** : 1 % ; ** : 2.5 % ; * : 5 %.

Pour plus de clarté dans l'exposé qui suit, l'ensemble des abréviations utilisées dans ce mémoire, et leur signification, ont été regroupés ci après :

• Abréviations courantes :

BO : Biodéposition Organique : quantité de matière organique particulaire émise par les mollusques, exprimée en mg de poids de matière sans cendres par g de chair sèche de mollusque et par jour ($\text{mgOrg.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$).

BT : Biodéposition Totale : quantité de matière particulaire émise par les mollusques, exprimée en mg de poids de matière sèche par g de chair sèche de mollusque et par jour ($\text{mg.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$).

Chl a : Chlorophylle a : teneur chlorophyllienne d'un échantillon d'eau (en suspension) exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$.

CO : Carbone Organique : teneur en carbone organique en suspension exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$.

CD : coefficient de digestibilité.

F : flux ou taux de sédimentation : quantité de matière totale ou organique sédimentant par unité de surface et par unité de temps, exprimée respectivement en $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ et en $\text{gOrg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

N : Azote : teneur en azote en suspension exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$.

G : Glucide : teneur en glucides en suspension exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$.

L : Lipides : teneur en lipides en suspension exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$.

MES : Matière En Suspension : teneur en matière particulaire sèche en suspension exprimée en mg.l^{-1} .

MIP : Matière Inorganique Particulaire : teneur en matière particulaire minérale sèche en suspension exprimée en mg.l^{-1} .

MOP : Matière Organique Particulaire : teneur en matière organique particulaire sèche en suspension exprimée en mg.l^{-1} .

P : Protéines : teneur en protéines en suspension exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Phéo. : Phéopigment : teneur en phéopigment en suspension exprimée en $\mu\text{g.l}^{-1}$.

VIT : vitesse : vitesse horizontale du courant exprimée en cm.s^{-1} .

• Abréviations des stations de références :

I : Table IFREMER dans la zone C de l'étang de Thau.

OM : station hors influence directe des biodépôts de moules en élevage (Outside Mussel table).

Si : Stations de référence de mesures courantologiques (i de 1 à 5) dans l'anse de Carteau (Golfe de Fos).

T6 : table conchylicole n° 6 dans l'anse de Carteau (Golfe de Fos).

T40 : table conchylicole n° 40 dans l'anse de Carteau (Golfe de Fos).

UM : station sous influence directe des biodépôts de moules (Under Mussel table).

• Abréviations statistiques :

m : moyenne.

s : écart-type.

Cv : coefficient de variation : $Cv = m / s$.

IC : intervalle de confiance au risque de 5 %.

ns : non significatif, dans le cas des tests statistiques.

p : probabilité d'erreur au sens statistique.

tobs. ou Fobs. : valeur du paramètre t ou F, calculés sur la base des données.

tthéo. ou Fthéo. : valeur donnée par les tables.

HYDRODYNAMIQUE - COURANTOLOGIE

La caractéristique très générale des écosystèmes conchylicoles méditerranéens est de se situer dans une zone côtière dont la profondeur est relativement faible. Cette situation se conçoit aisément dans la mesure où l'élevage des coquillages se pratique sur des cordes, suspendues à des structures aériennes ou "tables conchylicoles" dont les traverses verticales ou "pieds" sont profondément enfoncées dans le sédiment (cf. chapitre. 1, Fig. 2). Dans le cas d'un élevage sur cordes en suspension sur des filières en mer ouverte ou sur des radeaux, tel qu'il est pratiqué en Galice par exemple (côte atlantique espagnole), la profondeur ne limite pas l'extension des zones d'élevage puisqu'il ne s'agit plus là d'un problème de solidité ou de robustesse des structures mais simplement d'ancrage pour éviter la dérive horizontale.

Dès lors qu'une forte biomasse se trouve concentrée dans un volume relativement réduit, se pose le problème du renouvellement des masses d'eau au sein de ces zones conchylicoles à faibles profondeurs.

En effet des études expérimentales menées en laboratoire portant sur les réponses physiologiques de moules en enceintes sous débits contrôlés ont montré le rôle prépondérant du renouvellement de l'eau, tant au niveau de la filtration qu'à celui de la production de biodépôts (Bayne *et al.*, 1976 ; Widdows *et al.*, 1979 ; Tsuchiya, 1980 ; Wildish et Kristmanson, 1985). De même, les études *in situ* portant sur les bilans d'échange entre mollusques et milieu prennent en compte les phénomènes de circulation sous la forme de vitesses moyennes des courants (Héral *et al.*, 1980 ; Rosenberg et Loo, 1983 ; Incze et Lutz, 1980).

L'exposé des résultats courantologiques concernera pour les deux zones d'étude (Thau et Carteau) une partie mesures *in situ* à proximité des installations d'élevage où se sont effectuées les mesures de biodéposition ainsi qu'une partie résultats issus de la modélisation hydrodynamique à savoir une succession de simulation soit typologiques soit synchrones des mesures sur le terrain. Une comparaison entre les deux voies d'approche est entreprise mais il faut garder à l'esprit qu'elles ne représentent chacune qu'une image imparfaite de la réalité.

L'intérêt primordial de la modélisation hydrodynamique est de pouvoir proposer une typologie descriptive puis prédictive de la circulation si l'on connaît par une analyse statistique par exemple les fréquences journalières, hebdomadaires ou mensuelles des vents.

Dans notre cas, son intérêt est au niveau spatial puisque le modèle pour une situation climatique stable, permet de calculer des trajectoires de masses d'eau, des flux, des débits, des temps de transit soit une série de paramètres dont l'estimation par les mesures ponctuelles *in situ* n'est pas très évidente. Un traitement de ce type sera exposé dans le chapitre 6. Ne seront présentés dans ce qui suit que les résultats bruts de vitesse et de direction au moments des

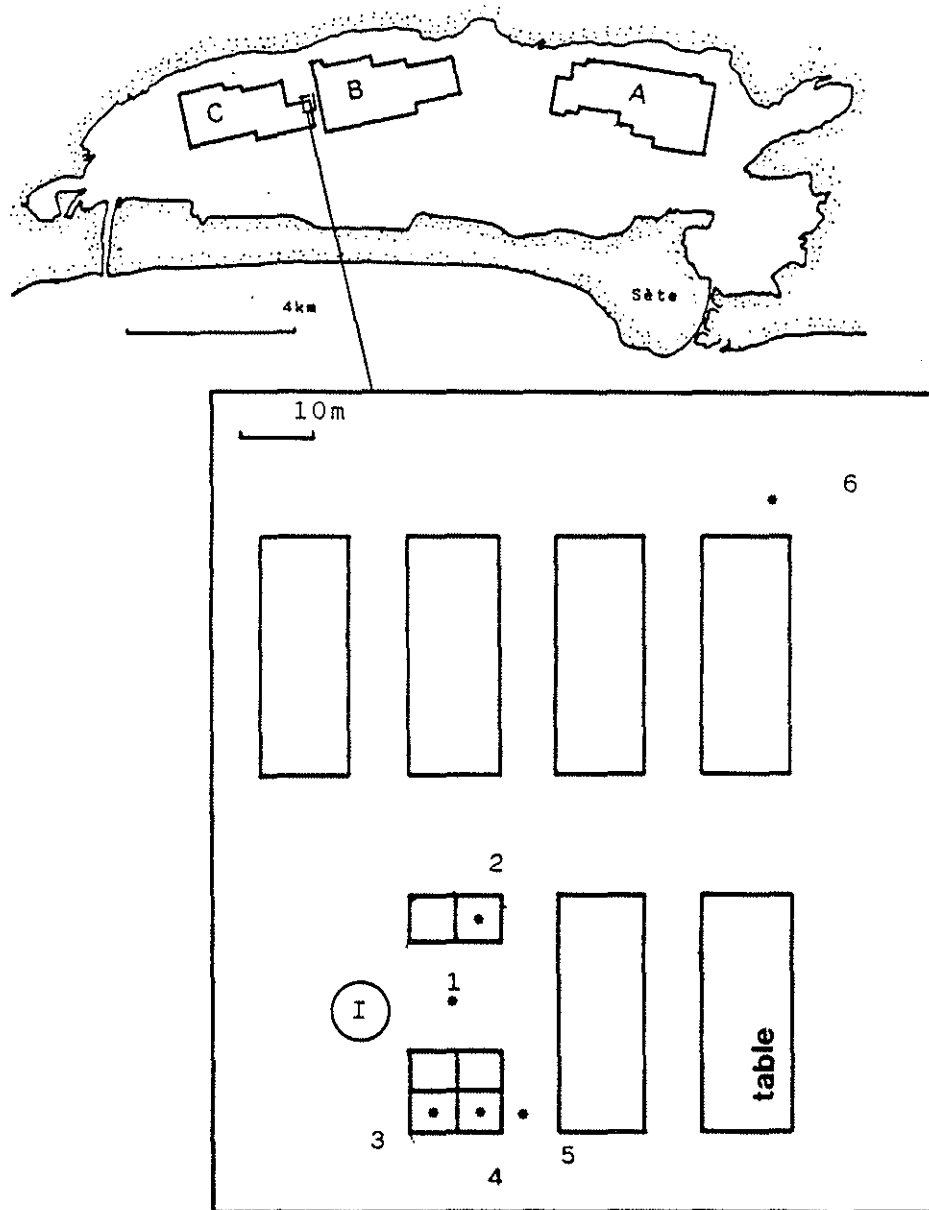


Figure 9: Localisation des stations courantométriques à proximité de la table IFREMER (I) dans l'étang de Thau.

mesures de la biodéposition. Ces données seront reprises dans le chapitre 3 en tant que facteur du milieu.

2.1.- Bassin de Thau

2.1.1.- Mesures *in situ*

Les résultats des mesures sont consignés dans le tableau 3. Ils correspondent à des enregistrements effectués à l'aide des appareils indiqués aux stations situées sur la figure 9.

Tableau 3 : Mesures de courants effectuées dans l'étang de Thau. (n : nombre de mesures, V : vitesse, s : écart-type, déplacement en km, vent moyen en $m.s^{-1}$ / direction °Mag).

Station (n)	date d'enr..	V (s)	V max.	Déplacement virtuel journalier		direction virtuelle	Vent moyen par jour
1 (581)	20/10/86						6/280 le 20
	22/10/86	8.40	21.9	4.3	2.13	339.4	4/290 le 21
	2d00h20m	(13.39)					4/280 le 22
2 (561)	06/04/87						1/140 le 6
	08/04/87	9.63	44.9	8.4	4.39	037.9	8/110 le 7
	1d22h40m	(26.04)					5/110 le 8
4 (1121)	26/10/87						4/060 le 26
	30/10/87	2.609.8	6.9	1.78	073.7	5/100 le 28	5/080 le 27
	3d21h20m	(4.80)					2/060 le 29
3 (6)	17/6 à 11h pdt 1h30	2.173.0 (4.5)	-	-	270	6/300 le 17 330	
6 (287)	06/04/88						2/160 le 6
	08/04/88 1d18h00m	2.01 (30.49)	6.9	-	-	240	3/160 le 7

Pour chaque période, nous disposons d'une vitesse moyenne calculée sur la base de plus de 200 mesures pour les enregistrements Aanderaa, couvrant en moyenne 50% de la mission.

Les vitesses moyennes se situent entre 2.01 et 9.63 cm.s^{-1} en Avril 87, correspondant à des vents de NE de 5 à 6 m.s^{-1} , atteignant parfois 10 m.s^{-1} .

A partir de ces enregistrements, il est possible de calculer un déplacement virtuel correspondant approximativement à la distance que parcourt une particule d'eau soumise au courant depuis son point d'origine. Ce déplacement, rapporté à l'échelle journalière varie en vitesse de 1.78 à 5.39 km , et en direction. Celles-ci sont fluctuantes ou constantes comme le montrent les hodographes intégrés (Fig. 10).

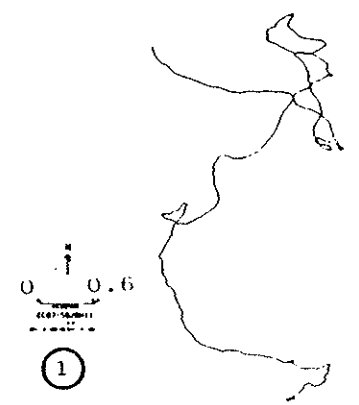
Avril 87



Oct. 87



Oct. 86



Oct. 87

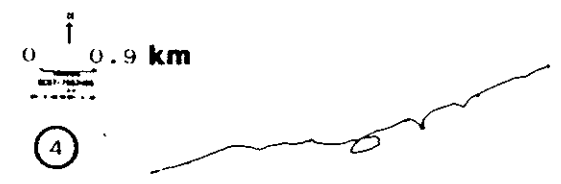


Figure 10 : Hodographes intégrés tracés à partir des enregistrements de courants présents lors des mesures de la biosédimentation dans l'étang de Thau. (dates et N° de stations en référence).

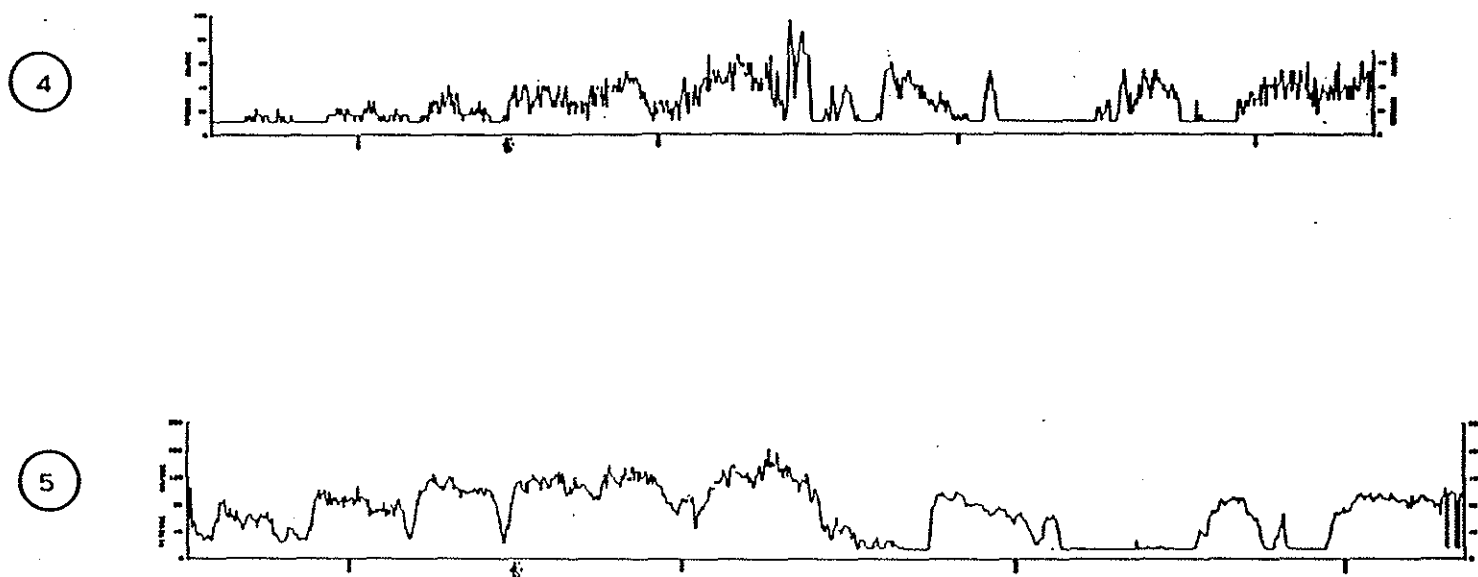


Figure 11 : Enregistrements de la vitesse du courant hors (5) et sous (4) la table IFREMER à l'étang de Thau en Octobre 1987.

Il existe donc un déplacement des masses d'eau au sein des installations d'élevage, déplacement pouvant atteindre les dimensions de l'étang en l'espace de quelques jours (20 km en 3 jours) si les trajectoires sont constantes.

Pour estimer l'impact des tables sur le courant, nous avons placé en Octobre 1987 un appareil sous la table IFREMER et un autre au centre du couloir voisin (cf. stations 4 et 5, Fig. 9). Les hodographes correspondant (Fig. 10) montrent une direction commune (directions virtuelles sous table : 73.7° et hors table : 75.8°) alors que la vitesse est sensiblement différente (Tab. 3). En effet, la vitesse moyenne enregistrée sous la table est diminuée d'un facteur de 2 à 3 par rapport à l'extérieur et ceci, tout au long de la période d'enregistrement comme le montre la figure 11.

Tout se passe comme si nous avions une atténuation du courant sous la table, sans influence sur la direction.

La table IFREMER à l'époque de ces mesures, était garnie de cordes d'élevage. Ce rideau joue probablement un rôle non négligeable dans la circulation des masses d'eau au sein des tables, pouvant entraîner des réductions de vitesse de courant de l'ordre de 60 % (expérience d'Octobre 1987).

Les mesures de biodéposition à l'aide de notre dispositif se sont effectuées sous la partie non pourvue de cordes d'élevage de la table IFREMER, à la station courantologique 2 (Fig. 9) pour éviter ces biais de freinage.

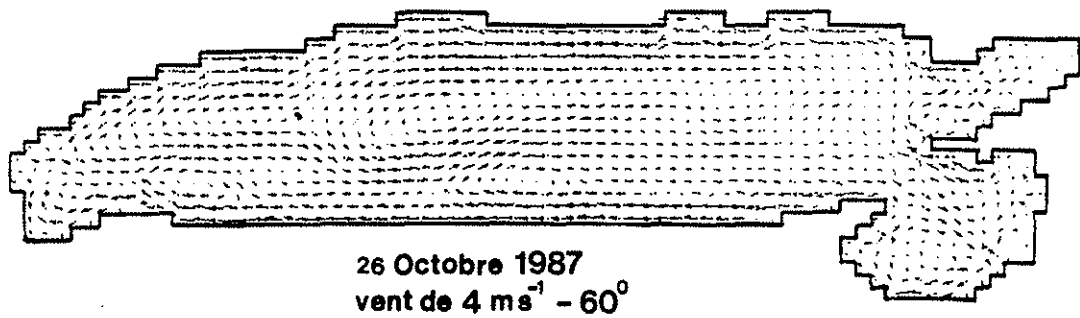
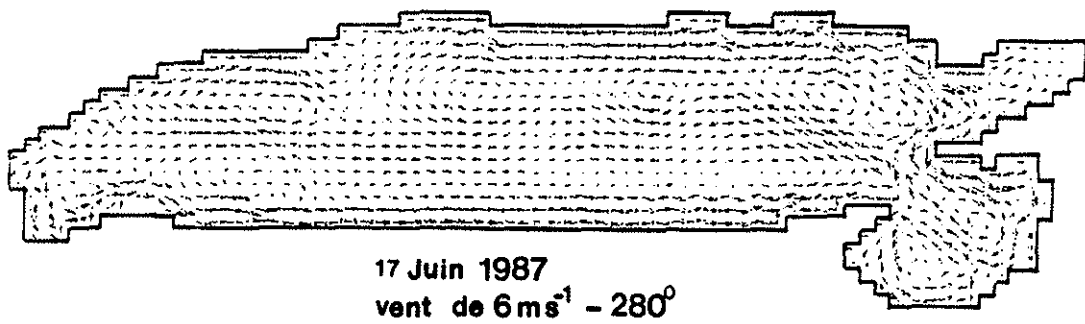
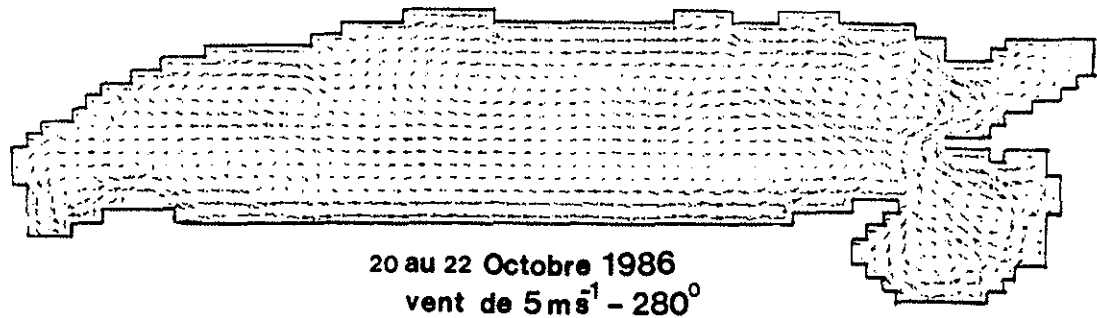
2.1.2.- Comparaison courants mesurés et simulés.

La figure 12 présente les structures d'écoulement dans le bassin de Thau, simulées par le modèle bi-dimensionnel de façon synchrone des mesures de terrain pour des conditions climatiques identiques. Nous avons extrait les vitesses et directions à la station IFREMER et regroupé l'ensemble des données dans le tableau 4.

Tableau 4 : Comparaison entre mesures (*in situ*) et simulations de courant (modèle 2D) à la station IFREMER (Bassin de Thau).

date	Vitesse (cm.s^{-1})		Direction ($^\circ\text{Mag}$)	
	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.
20-22 Oct 86	8.4	3.4	339	358
17 Juin 87	2.0	2.9	330-0	15
26 Oct 87	7.0	4.6	76	187

En ce qui concerne les vitesses, on remarque une assez bonne similitude entre valeurs simulées et observées compte tenu du fait que les mesures courantométriques Aanderaa sont généralement surestimées. En effet il faut noter que d'une part, le rotor permettant la mesure de la vitesse peut être influencé par des mouvements autres qu'horizontaux et que d'autre part, la gamme de précision est de $\pm 1 \text{ cm s}^{-1}$ pour une vitesse de démarrage de 2 cm s^{-1} .



→ 20 cm s^{-1}

Figure 12 : Champs de courants simulés (modèle numérique 2D type ADI ; B.Millet) pour des conditions de vents observées à l'étang de Thau.

En ce qui concerne la direction de courants correspondant aux périodes d'octobre 86 et de juin 87, les valeurs simulées et observées sont identiques. En revanche, pour ce qui est de la période d'octobre 87, on observe un écart de 90° entre directions simulée et mesurée. Sur la figure 12, correspondant à cette période, on distingue très nettement une veine d'eau longeant la côte en direction de Marseillan et qui s'incurve au niveau du début de la zone C en direction du centre du bassin. En admettant un déplacement vers le nord de cette gyre de circulation, on retrouve une orientation du courant équivalente à la valeur mesurée.

Toute tentative de généralisation pour ce qui est de la comparaison entre simulations et mesures est à éviter dans le contexte actuel. Il faut néanmoins signaler qu'à quelques exceptions près, la logique simulée n'est pas en contradiction avec les quelques mesures effectuées (ou l'inverse). En prenant les résultats de la modélisation dans le contexte de la globalisation spatiale des structures d'écoulement, le modèle nous renseigne quant à la provenance des masses d'eau. En effet sur les champs de vitesses de la figure 12, on distingue très nettement l'origine des masses d'eau : à savoir une origine du fond de l'étang (SW) près de Marseillan (octobre et juin 86) soit une provenance de Sète (NE) (octobre 87) tout en longeant le côté nord de l'étang. Ce type de résultats est à prendre en considération puisqu'il permet d'expliquer une partie de la variabilité des réponses du compartiment filtreur vis à vis de son environnement lorsque l'environnement lui-même est sujet à une variabilité temporelle et spatiale importante.

2.2.- Anse de Carteau.

2.2.1.- Mesures *in situ*

Les résultats des enregistrements effectués dans l'Anse de Carteau sont regroupés dans le tableau 5. Les hodographes intégrés correspondants se trouvent en annexe (Annexe, Figs. 1A à 7A).

Le tableau 5 représente les mesures ponctuelles de courant effectuées aux stations de référence repérables sur la figure 1a (cf. chapitre 1). Le nombre de mesures varie en fonction de l'appareillage utilisé et va de 10 (intervalle de temps 1 min.) à 7765 (intervalle de temps 1 h.). Les vitesses moyennes mesurées varient de 1.50 à 13.25 cm.s^{-1} avec des coefficients de variation ($s/m \cdot 100$) de l'ordre de 100%, ce qui dénote une forte hétérogénéité des intensités de courant à Carteau.

Le déplacement virtuel correspondant à la distance que parcourt une particule d'eau sous l'influence du courant de son point d'origine. Ce déplacement virtuel, rapporté à une durée de 24 heures est également extrêmement variable et peut atteindre 11 km soit environ deux fois la distance entre l'extrémité de la digue de Port Saint Louis et le They de la Gracieuse. En d'autres termes, si le courant était homogène en tout point de l'Anse, et sous certaines conditions météorologiques, il suffirait d'une demi-journée pour qu'une masse d'eau traverse l'anse du nord au sud. Il est évident qu'une telle situation ne peut exister, comme le montrent les valeurs de directions virtuelles pour des stations différentes.

Tableau 5 : Mesures ponctuelles de courants effectuées dans l'Anse de Carteau (Golfe de Fos).
(n : nombre de mesures ; V : vitesse en cm s⁻¹ ; s : écart-type ; déplacement virtuel en km ; direction en °Mag ; * : Aanderaa RCM4 ; ** : RCM7 ; *** : Markdan SD4).

date	durée	station	n	V moyen (s)	V max	Déplacement virtuel total	Déplacement virtuel journalier	Direction virtuelle
14-16 mai 86	1d13h47m	T6	38	13.25 (10.69)	68.7	18.02	11.45	180
* 2 juillet 86	15m	F	14	2.29 (1.68)	11.1	0.02	1.98	255-285
*** 6-10 oct. 86	3d22h30m	S1	1135	3.83 (10.54)	16.3	5.00	1.27	280
* 2-4 déc.86	3d17h05m	S1	1070	2.33 (5.54)	12.1	4.30	1.16	286
* 2 mars 87	15m	S1	15	2.87 (1.55)	6.0	0.03	2.48	120-165
*** 20-23 juil.87	3d00h50m	S1	438	-	-	-	-	320
* 7-10 oct. 87	1d18h20m	T40	255	6.88 (14.57)	18.8	5.60	3.23	317
* 29-3 fév. 88	5d22h45m	S1	7765	7.39 (5.08)	36.3	34.42	6.38	155
** 24-2 mai 88	8d23h00m	S1	215	3.24 (3.01)	18.0	25.06	2.80	125
**								

Pour ce même paramètre, on distingue également une forte variabilité temporelle puisque pour une même station mais à des périodes différentes on n'observe que rarement une direction virtuelle constante. Ceci n'a rien de surprenant dans la mesure où la variabilité en intensité et direction du vent est importante dans ce secteur.

Ces premiers éléments soulignent l'importance des phénomènes hydrodynamiques rencontrés et confirment l'hypothèse selon laquelle le système hydrodynamique est directement lié à l'action conjointe du vent et de la marée.

Dès lors était-il intéressant d'effectuer un certain nombre de mesures de courant simultanément à différentes stations pendant des périodes de vent établi.

Trois campagnes de mesures (juillet 87, février et mai 88) ont été effectuées dans l'anse de Carteau pendant des périodes allant de 2 à 8 jours. Les résultats de ces campagnes sont regroupés dans le tableau 6.

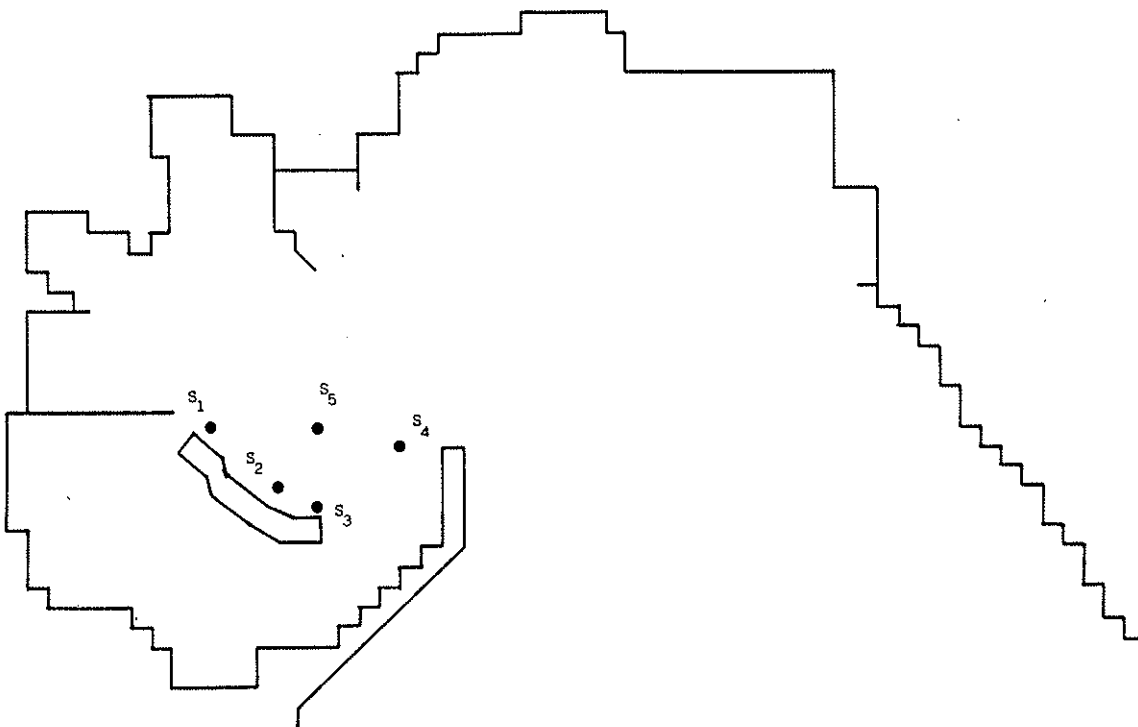


Figure 13 : Localisation des stations courantométriques dans l'anse de Carteau (Golfe de Fos)
(Campagnes spatiales de Juillet 1987, Février et Mai 1988).

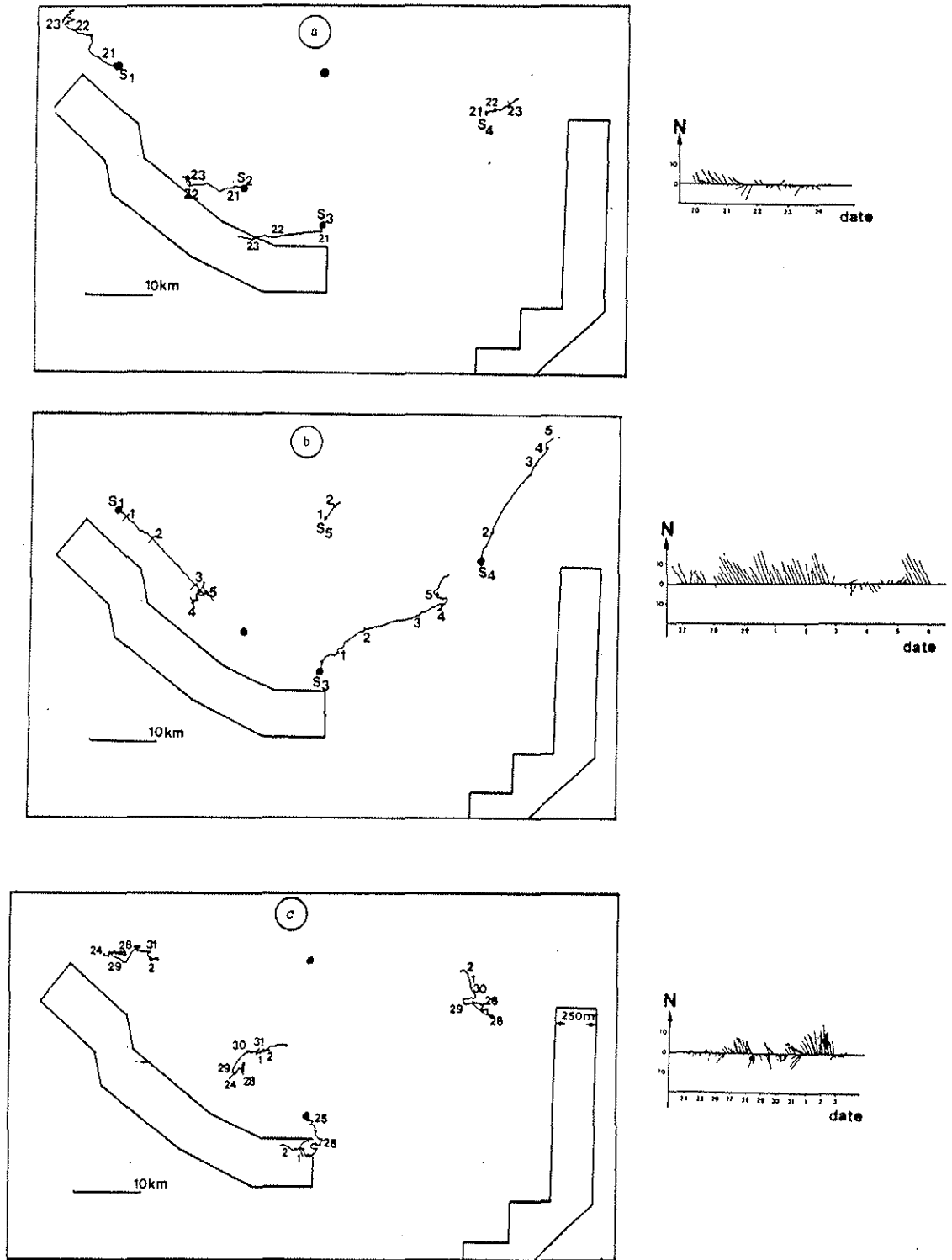


Figure 14 : Hodographes intégrés, tracés à partir des enregistrements de courants : campagnes spatiales de : juillet 1987 (a), février 1988 (b) et mai 1988 (c) ; (l'échelle indiquée à gauche de chaque cartouche correspond au déplacement virtuel ; à droite sont indiquées les vitesses ($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$) et les directions du vent).

Tableau 6 : Campagnes de mesures courantométriques spatiales dans l'Anse de Carteau (* : Aanderaa RCM4, ** : RCM7 ; St : station ; s : écart-type ; V : vitesse en cm s^{-1} ; déplacement virtuel en km ; direction en $^{\circ}\text{Mag}$).

date	durée	St	n	Vmoy (s)	Vmax	Déplacement virtuel		Direction virtuelle
						total	journalier	
juillet 87 *								
20-23	3d00h50m	S1	438	-	-	-	-	320
20-23	2d23h50m	S2	432	6.12(12.44)	18.60	8.7	2.95	277
20-23	2d23h35m	S3	860	7.01(12.00)	19.40	16.2	5.48	261
20-23	2d23h50m	S4	426	3.40(1.84)	11.70	5.0	1.71	062
février 88 **								
29-5m	5d22h45m	S1	7765	7.39(5.08)	36.26	34.4	6.38	155
27-5m	7d13h33m	S3	10893	5.71(4.05)	20.57	37.3	4.93	025
1m-5m	4d12h06m	S4	6546	7.63(6.50)	26.96	30.0	6.59	018
1m-2m	0d20h13m	S5	1213	5.24(3.29)	26.21	3.8	4.54	030
mai 88 **								
24-2j	8d23h00m	S1	215	3.24(3.01)	17.96	25.1	2.80	125
24-2j	8d23h00m	S2	215	4.14(3.92)	14.35	32.0	3.57	004
24-2j	8d23h00m	S3	215	4.49(3.43)	18.24	34.7	3.88	197
24-2j	8d17h00m	S4	209	3.41(3.77)	25.80	25.7	2.95	360

La figure 13 représente la localisation géographique des stations courantométriques lors des campagnes de mesures spatiales de juillet 1987, février et mai 1988 dans l'Anse de Carteau (Golfe de Fos).

Les vitesses moyennes sont du même ordre de grandeur que celles observées lors des campagnes de mesures ponctuelles. Les plus fortes valeurs s'observent en février 87, toutes stations confondues. Les plus faibles coefficients de variation ($s/m \cdot 100 < 85\%$) s'observent également pendant cette période. En effet, contrairement aux deux autres, cette période est caractérisée par un vent de NO établi (Mistral) et ceci pendant l'essentiel de la durée de la campagne, d'où la dispersion plus réduite des mesures autour de leur moyenne. Un phénomène identique s'observe si l'on consulte les hodographes intégrés correspondant aux divers enregistrements de courant (Figs. 14 a, b et c). Les directions les plus stables, toutes stations confondues, s'observent en février 88. Pour cette période on dénote une tendance générale de circulation nord-sud parallèlement à la côte, sorte de veine de courant en demi cercle (Fig. 14 b).

En ce qui concerne les autres périodes, on remarque une forte hétérogénéité des directions et des vitesses (Figs. 14 a et c).

2.2.2. - Comparaison courants mesurés et simulés.

Diverses simulations typologiques des structures d'écoulement dans le Golfe de Fos ont été entreprises en fonction des fréquences annuelles de vent. Les situations suivantes ont été considérées et correspondent à un total de 36 % du temps annuel :

- NO 330° (8 m s ⁻¹)+ marée	20%	Temps annuel		
- NO 330° (12 m s ⁻¹)+ --	9%	--	--	--
- SE 140° (8 m s ⁻¹)+ --	7%	--	--	--

2.2.2.1. - Situation sous conditions de vent de NO établi

Le tableau 7 résume les résultats des mesures pendant des périodes de mistral établi ainsi que les simulations pour des conditions identiques de vent.

Dans la figure 15, nous retrouvons les données du tableau 7, les vecteurs représentant les courants moyens mesurés pour chaque station dans Carteau ainsi que la simulation sous condition de vent de NO 12 m.s⁻¹ uniquement. Chaque vecteur est accompagné en son sommet d'un arc de cercle représentant l'écart-type de la direction.

La comparaison des courants mesurés permet d'ores et déjà de distinguer 2 groupes de données en se basant sur la direction moyenne : un premier groupe réunissant les données de juillet 1987 et de mai 1988, et un second groupe correspondant aux mesures effectuées en février 1988. Les directions des deux groupes sont inversées dans la plupart des cas.

Si l'on compare les résultats des mesures à ceux de la simulation, il faut signaler une bonne adéquation entre les mesures de février 1988 et la simulation pour l'ensemble des stations ce qui n'est pas le cas pour les périodes du 1er groupe.

En se référant aux conditions de vent pendant et surtout avant les périodes de mesures (Tab. 7), il s'avère que la période de février 1988 se rapproche le plus des conditions d'utilisation du modèle à savoir des états stationnaires par vent établi. En effet la vitesse moyenne du vent avant et pendant les mesures est du même ordre de grandeur que celle imposée au modèle. En revanche les périodes du 1er groupe présentent soit des vitesses moyennes fluctuantes ou non, mais dans tous les cas inférieures à la vitesse du vent utilisée dans la simulation.

Or pour des vents faibles en moyenne nous avons généralement une instabilité en direction qui engendre une oscillation libre du bassin après des coups de vent, provoquant des perturbations dans les courants. En effet les écart-type en direction sont généralement plus grands dans le cas des mesures du 1er groupe que ceux du second.

Compte tenu de ces remarques, il faut donc souligner les limitations du modèle, qui s'avère être un outil performant dans des condition de stabilité de vent en intensité et direction. Ces conditions ne sont remplies que par vent fort dans nos régions et plus particulièrement lorsque le mistral souffle à plus de 7 m.s⁻¹.

Dans ces conditions la circulation dans l'Anse de Carteau, prédite par le modèle hydrodynamique s'effectue suivant une cellule dont le sens est à l'inverse de celui des aiguilles d'une montre, situation décrite par les champs de courants simulés (Fig. 16).

Tableau 7 : Comparaison entre courants simulés sous conditions de vent de mistral établi, et les mesures effectuées à différentes stations (notées S1) dans l'Anse de Carteau. Les simulations correspondent, respectivement à un vent de NO 12 m.s^{-1} pour sim 1 et à un vent de NO de 8 m.s^{-1} pour sim 2. Les conditions de vents régnant pendant et avant les mesures ou simulations sont données à titre indicatif (Dir : direction en ° Mag. ; V : vitesse en m.s^{-1}) (D : durée des enregistrement ou de la simulation en heures; n : nombre de mesures ; écart-type entre parenthèses).

Périodes de mesures	D	n	Vitesse (cm.s^{-1})					Direction (°Mag.)					Conditions de vent				
			S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S ₅	S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S ₅	Dir pendant	V pendant	Dir 16 h avant	V 16 h avant	
Juil.87	20-07 à 20h	16	96	-	9.22	7.11	2.40	-	333	274	257	171	-	300	6.2	304	5.4
	21-07 à 12h				(3.89)	(2.59)	(2.15)		(49)	(27)	(25)	(118)		(23)	(1.6)	(17)	(3.1)
Fév.88	01-03 à 9h	20	1213	7.98	-	7.98	11.01	5.24	135	-	59	21	35	330	10.5	310	11.0
	02-03 à 5 h			(4.02)		(2.99)	(4.74)	(3.29)	(28)		(15)	(11)	(30)	(21)	(1.8)	(20)	(4.1)
Mai 88	28-05 à 09h	8	8	7.04	3.36	7.98	10.92	-	271	150	282	304	-	315	6.8	324	7.4
	28-05 à 10h			(3.63)	(1.87)	(2.59)	(2.71)		(29)	(89)	(22)	(17)		(10)	(1.7)	(22)	(0.6)
	31-05 à 00h	24	24	1.83	4.07	2.54	1.11	-	154	118	322	345	-	295	6.5	264	3.6
	31-05 à 24h			(1.15)	(2.54)	(1.38)	(0.06)		(59)	(83)	(63)	(59)		(38)	(1.3)	(26)	(1.1)
Modèle	sim 1	21	8	13.99	8.39	14.73	13.89	6.01	190	159	72	10	76	330	12.0	330	12.0
				(2.77)	(1.22)	(3.02)	(4.68)	(2.99)	(10)	(19)	(9)	(6)	(19)				
	sim 2	21	8	8.65	5.65	10.26	10.11	4.46	186	159	72	345	103	330	8.0	330	8.0
				(2.76)	(1.11)	(2.29)	(4.03)	(1.83)	(17)	(25)	(9)	(53)	(69)				

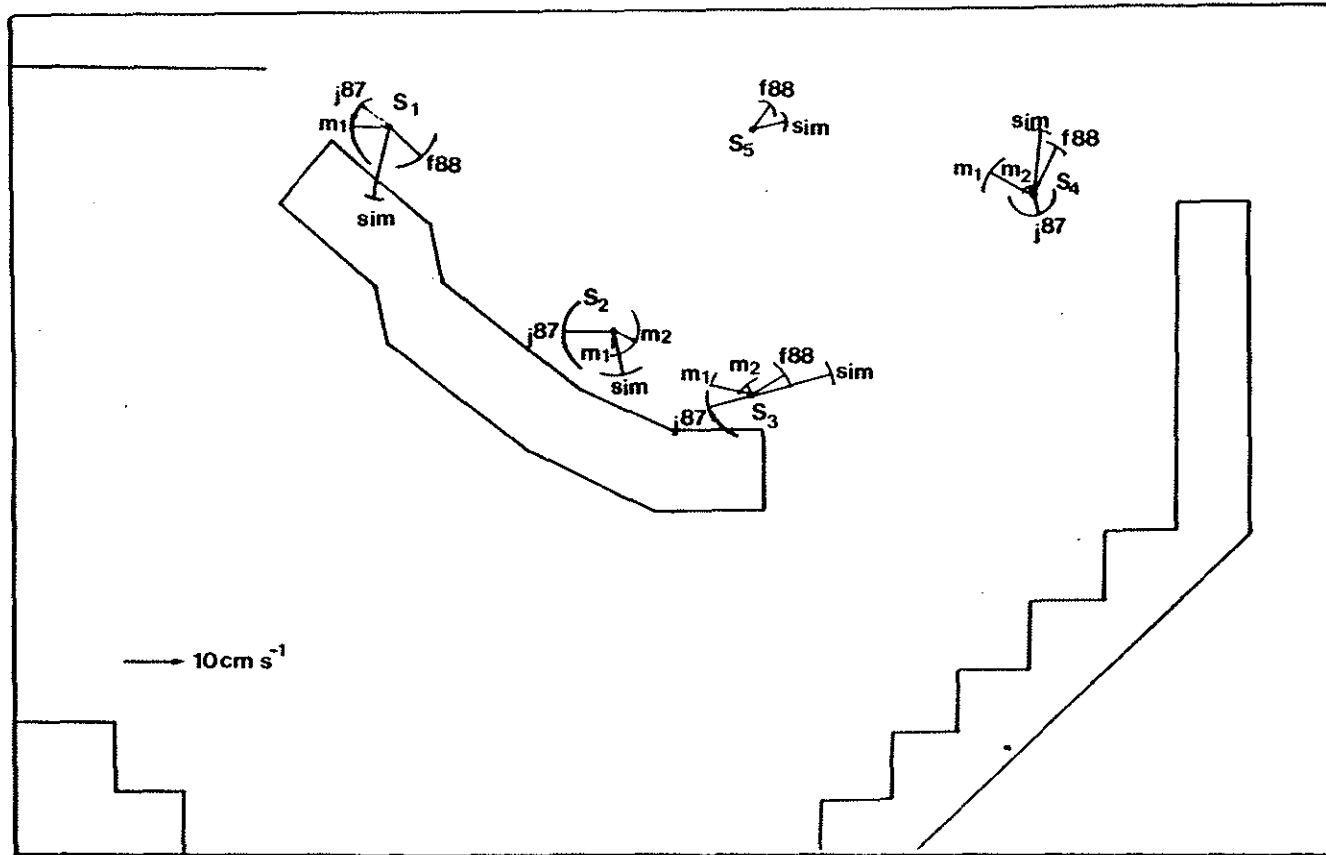


Figure 15 : Report des vecteurs courants moyens simulés par vent de NO (12 m s-1), notés sim. et des vecteurs correspondant aux observations effectuées aux stations de références S1 à S5 dans l'Anse de Carteau (arc de cercle : écart-type de direction ; j-f-m : abréviations des mois ; m1 et m2 : 1ère et 2ème périodes de mai).

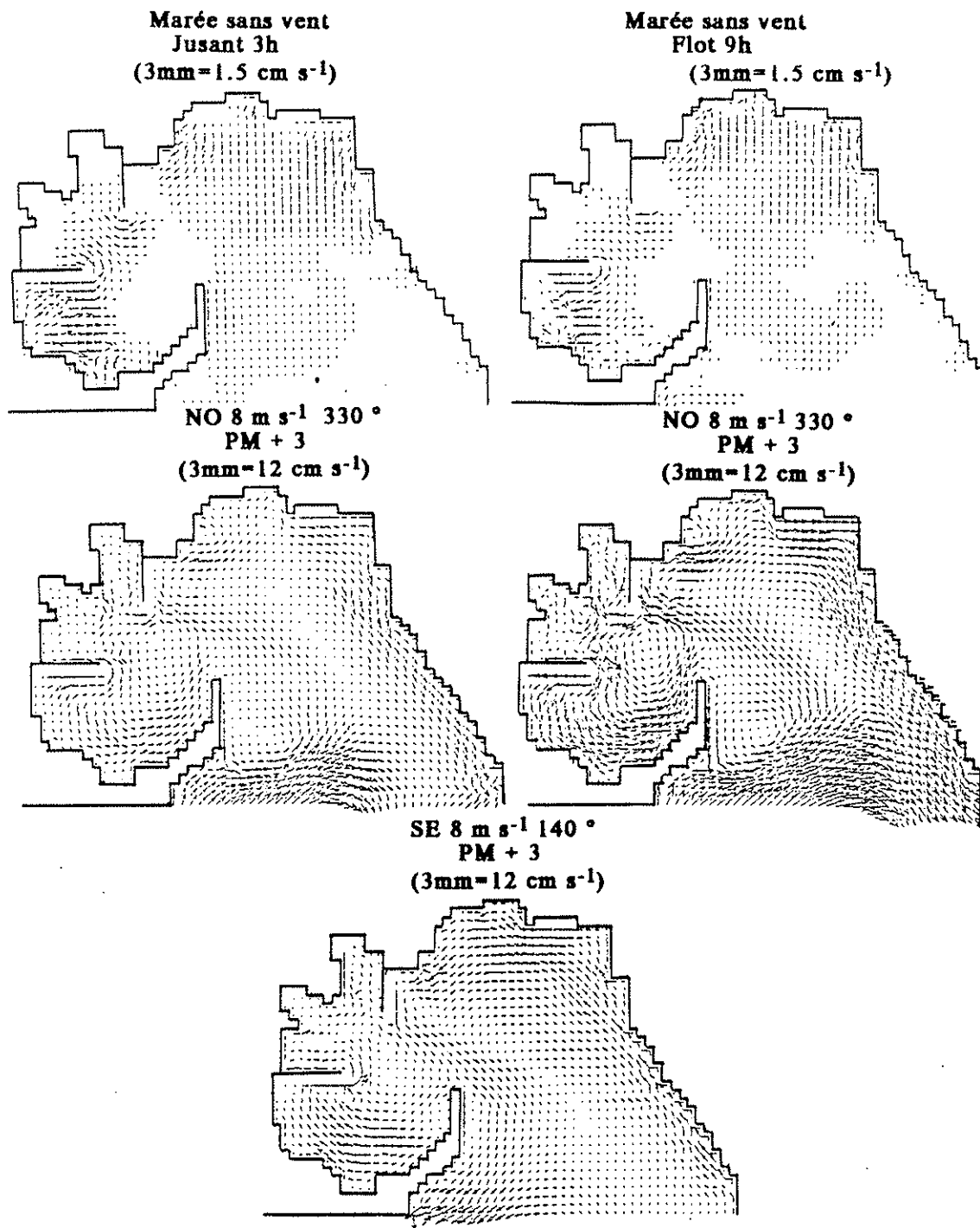


Figure 16 : Champs de courants simulés sous diverses conditions de vent dans le Golfe de Fos (modèle 2D type ADI ; B.Millet) (PM + 3 : étale de pleine mer + 3 heures).

2.2.2.2 - Situation sous conditions de vent de SE établi;

Comme signalé précédemment, le vent de SE représente après le mistral, le vent le plus fréquent dans la zone du delta du Rhône. Nous avons donc recherché dans l'ensemble des enregistrements de courant, des périodes correspondant à des situations de vent de SE établi. Aucune des campagnes spatiales ne présentaient cette caractéristique. En revanche un enregistrement effectué en octobre 86 à la station S1 semblait satisfaisant. Les résultats des mesures sont consignés dans le tableau 8.

Tableau 8 : Comparaison entre mesures de courant à la station S1 et la simulation par vent de SE établi dans l'anse de Carteau (n:nombre de données; V : vitesse ; Dir : direction ; () : écart-type).

Périodes	n	durée	Courant		Vent pdt mesures.		Vent 16h avant	
			V(cm.s ⁻¹)	Dir(°)	V(m.s ⁻¹)	Dir(°)	V(m.s ⁻¹)	Dir(°)
8/10/86	69	5h45	9.10	322.9	12.4	160	2.0	210
			(4.51)	(42.9)	(3.2)	(7)	(1.1)	(95)
modèle 2D	8	21h	7.32	307.9	8.0	140	8.0	14
			(1.95)	(27.9)	(0.0)	(0)	(0.0)	(0)

La simulation sous condition de vent de SE (140°) à 8 m.s⁻¹ donne des résultats d'un même ordre de grandeur, à savoir une direction N-NO avec une vitesse moyenne exprimée en cm.s⁻¹ de 7.32±1.63, (simulée) par rapport à une vitesse de 9.10 ±1.09 (observée).

Il faut préciser que la vitesse du vent, considérée dans la simulation, est constante et égale à 8 m s⁻¹ et que la vitesse du vent avant et pendant les mesures a variée de 2.0 à 12.4 m s⁻¹ en moyenne. De même en ce qui concerne la direction pendant la période précédant la mesure, nous nous trouvons dans des conditions de grande instabilité.

Les champs de courant simulés (Fig. 16) sous l'effet conjugué marée + vent de SE indique la présence d'une cellule de circulation dont le sens de rotation est celui des aiguilles d'une montre, soit un sens inverse par rapport à celui présent sous condition de mistral.

L'observation à la station S1 d'octobre 86 semble confirmer cette situation. Une nouvelle fois, il est à signaler que toute généralisation serait délicate d'autant plus que nous nous basons sur une seule observation. Néanmoins, il faut noter l'adéquation entre mesures et simulations.

En ce qui concerne les courants générés par le seul effet de la marée, aucune donnée enregistrée n'est disponible, les situations sans vent étant très rares dans cette zone. La simulation permet néanmoins de tracer un champ de courant représentant les vecteurs vitesses généralement de faible intensité aux abords de la zone conchylicole, par rapport aux vitesses simulées sous conditions de vent plus marée (Fig. 16) et de restituer l'ordre de grandeur des courants engendrés par la marée sensu stricto.

2.2.3. - Conclusion

En guise de conclusion quant à l'analyse des données courantologiques, nous retiendrons les remarques suivantes :

* L'ampleur des phénomènes hydrodynamiques n'est nullement négligeable dès lors qu'il s'agit de quantifier des flux dans un écosystème conchylicole méditerranéen.

* Les courants simulés et observés sont cohérents à quelques exceptions près et permettent ainsi d'accorder une certaine confiance aux résultats présentés en ce qui concerne les structures d'écoulement notamment. Au niveau très local, les atténuations des vitesses sous les tables par rapport à l'extérieur ("effet table") ne sont pas pour l'instant prises en compte dans le modèle hydrodynamique. Sur la côte atlantique, certains auteurs ont trouvé des solutions numériques applicables dans le cas d'un "effet bouchots" (Fig. 8A, Annexe ; Usséglio-Polatera et Sauvaget, 1988). Une solution de ce type doit être envisagée dans l'avenir.

* L'analyse des séries d'enregistrements, ainsi que le résultat des simulations 2D, soulignent la présence à Carreau d'une circulation cellulaire sous certaines conditions de vents (mistral et SE), couvrant 36% du temps annuel. Au regard des conséquences écologiques que cela entraîne, cette constatation est des plus importantes tant du point de vue du bilan des masses d'eau transitant dans la zone conchylicole que de celui du temps de transit ou du renouvellement de la nourriture. En effet la circulation cellulaire entraîne un retour des masses d'eau vers leur point de départ, ce qui entraîne la possibilité d'un fonctionnement en système plus ou moins fermé de l'écosystème de Carreau. Profitant de l'information procurée par le modèle, ces réflexions seront reprises dans le chapitre 6 dans le cadre d'un bilan plus global. En ce qui concerne l'étang de Thau, système lagunaire semi-fermé, l'implication de l'hydrodynamisme dans les processus biologiques sera prise en considération tant du point de vue circulation de la nourriture que de celui plus restreint des interrelations milieu-mollusques. Il faut noter que dans le cadre de la modélisation de l'écosystème de Thau (programme ECOTHAU), l'hydrodynamisme joue un rôle prépondérant en tant que variable explicative (sous la forme du terme H^2V^2 notamment (Millet, 1989)) et ceci dans l'ensemble des sous-modèles ou compartiments. Nous espérons contribuer positivement par ces quelques résultats concernant l'hydrodynamisme, à une partie de la mise au point du modèle.

HYDROBIOLOGIE

3.1.- Anse de Carteau

Les tableaux 9 et 10 résument l'ensemble des résultats obtenus à Carteau concernant l'évolution des facteurs hydrobiologiques de décembre 1985 à décembre 1987.

3.1.1.- Salinité et température

La salinité mesurée à 2 m de profondeur varie de 30 ‰ (août 1986) à 37 ‰ (mai 1987). Elle se situe dans une gamme de valeurs similaires à celles observées précédemment (Arfi, 1984 ; Folack, 1986). Massé *et al.* (1985) par des prélèvements séquentiels sur 24 heures démontrent le caractère instable et bien souvent hétérogène de ce milieu. Comme tout milieu estuarien, l'anse de Carteau est sous l'influence combinée des apports d'eau douce continentale et des régimes de vents.

Pour appréhender au mieux l'évolution thermohaline de l'anse de Carteau, il est nécessaire d'avoir recours à un enregistrement en continu.

La figure 17 a représente un enregistrement de la température de février 1986 à février 1987 réalisé à la Table 6 à deux profondeurs : -2 m et au niveau du fond à -5 m. L'allure générale des 2 courbes correspond à un schéma classique de fluctuations saisonnières, mais fait apparaître dans le détail des variations de courtes périodes extrêmement nombreuses et importantes en amplitude. Fin mars début avril nous observons un réchauffement progressif de l'ensemble de la masse d'eau. La température passe de 12 °C en moyenne à 17.5 °C en l'espace de deux à trois semaines. A partir de la mi-avril une série de coup de vent de mistral (Figs. 17 b et c) entraîne une chute brutale de la température de 5 à 6 °C environ et ceci en l'espace de un à deux jour. Une séquence identique est observable entre fin mai et début juin avec un phénomène identique de refroidissement de l'ensemble de la colonne d'eau lié à une période de mistral fort. Inversement, au printemps, les variations de température de l'eau sont directement liées aux périodes d'accalmie qui ne s'opposent pas au réchauffement classique printanier. A l'automne la situation est identique. En revanche, en hiver, des températures de l'ordre de 4 à 5 °C peuvent être enregistrées. Ces basses températures peuvent être reliées à la température de l'air souvent inférieure à 10 °C sinon proche de zéro à cette époque de l'année. Un coup de vent de mistral entraîne une augmentation de la température de quelques degrés (fin janvier, début février 1987, Figs.17 a et b). Ce phénomène classique de remontée d'eau subsuperficielle lorsque le mistral chasse les eaux de surface vers le large entraîne donc un réchauffement en hiver et le reste du temps, un refroidissement de la température de l'eau lorsque celle-ci est supérieure à la température de l'eau plus profonde du large.

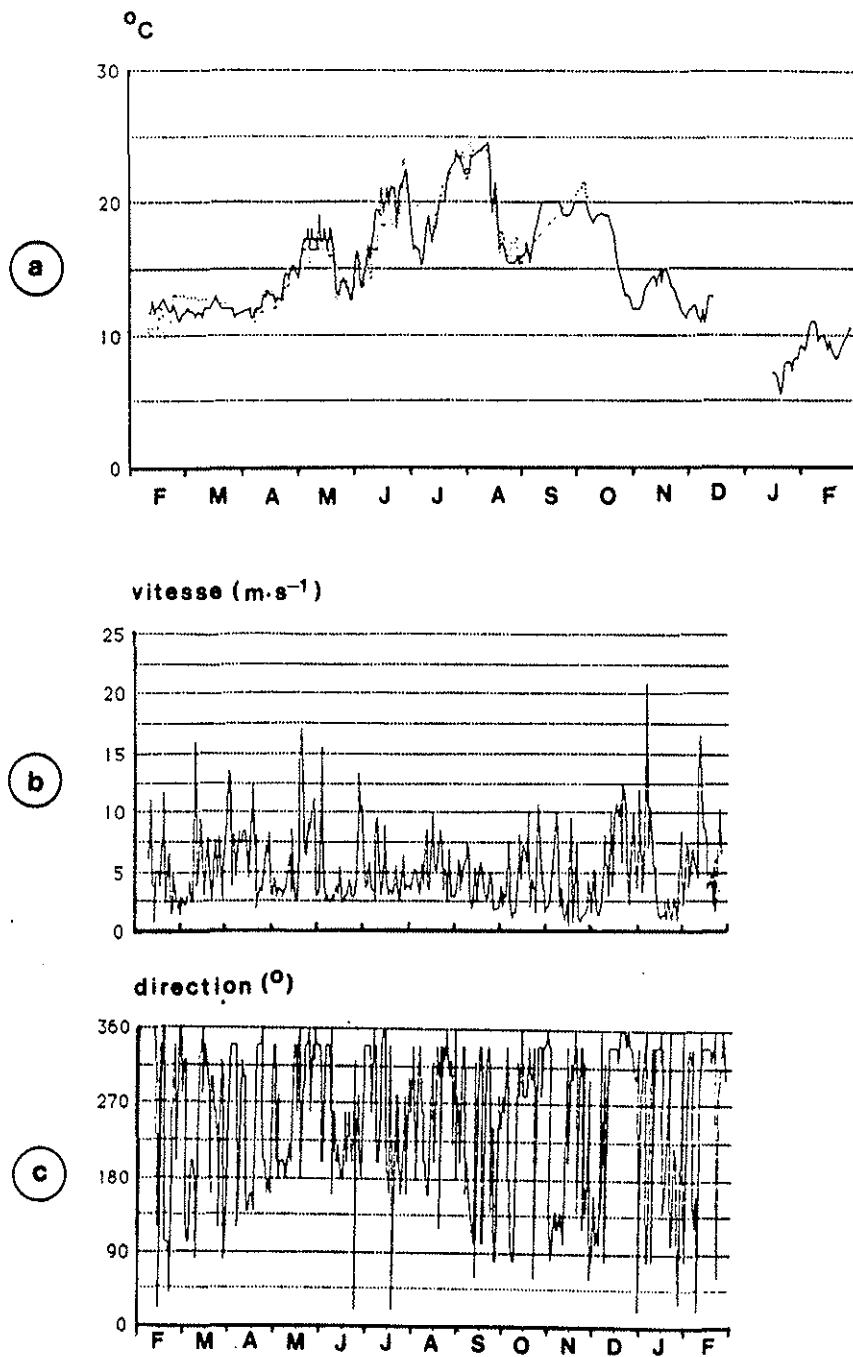


Figure 17 : Evolution entre février 1986 et février 1987, dans l'Anse de Carteau (Golfe de Fos) de :
 a) : température à -2 m (—) et - 5 m (---) de profondeur (table 6) ;
 b) : la vitesse du vent (station météorologique de Marignane) ;
 c) : la direction du vent (station météorologique de Marignane).

PERIODE DU 1. 1. 1986 AU 31. 12. 1986
 FREQUENCES DES OBSERVATIONS DE VENT (EN %) SUR 2920 OBSERVATIONS TRIHORAIRES A MARIGNANE

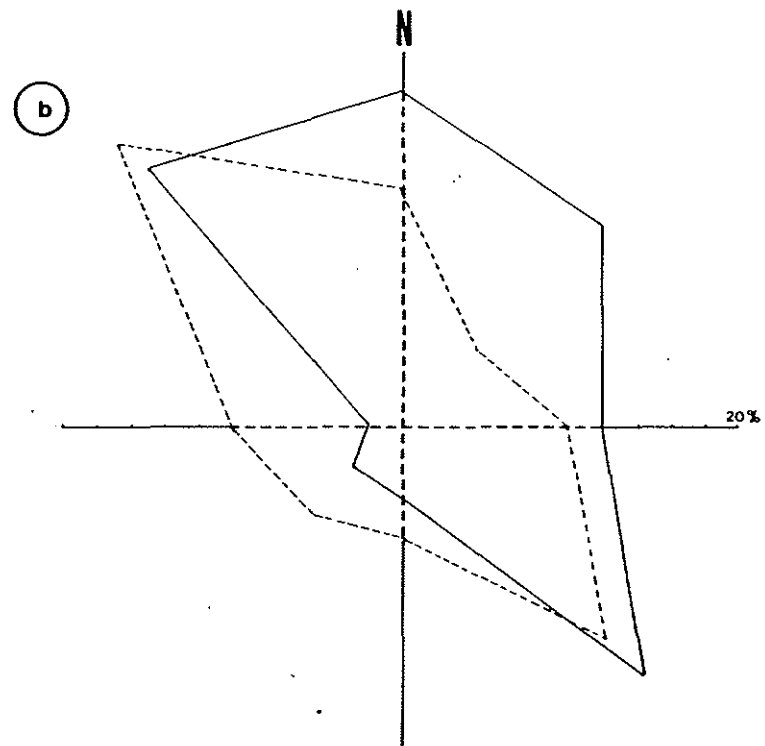
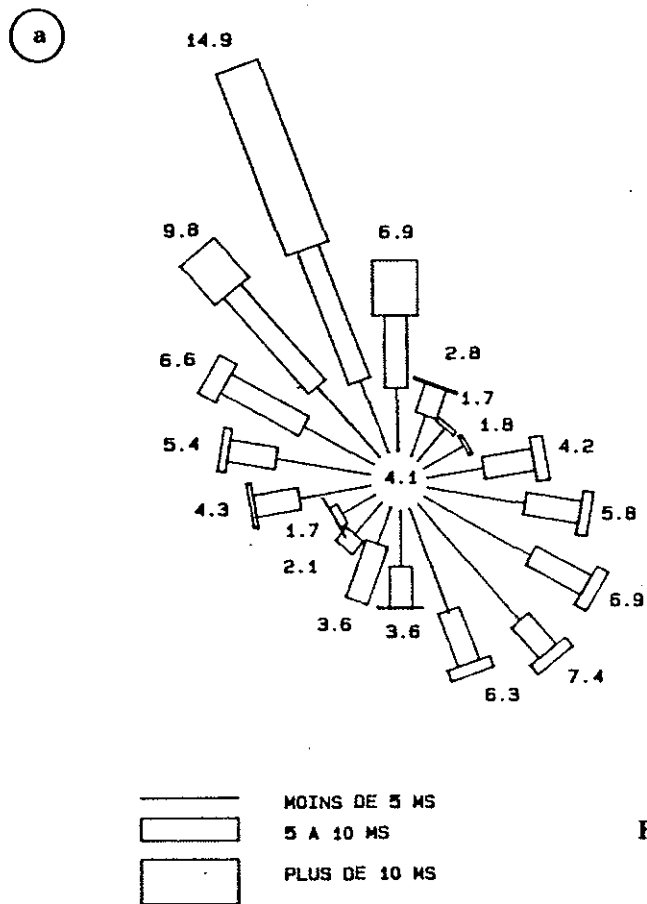


Figure 18 : Roses des vents pour l'année 1986 enregistrées à :
 a) : Station Météorologique de Marignane ;
 b) : Port St Louis (—) comparativement à Marignane (---).

Ces phénomènes d'échange entre l'Anse de Carteau et la mer ne se produisent qu'en cas de coups de vent, à savoir le passage d'un vent de force nulle à un vent fort. En cas de régime stationnaire, l'Anse se met en oscillation propre et apparaissent alors les cellules de circulation décrites au chapitre 1.

En règle générale, lors de ces remontées d'eau du large, on observe des augmentations de salinité se rapprochant des caractéristiques marines de l'eau de renouvellement. Etant donné la fréquence des coups de vent dans cette région, le système hydrologique de l'Anse de Carteau se caractérise par son extrême instabilité.

Les conséquences de cette instabilité sont nombreuses au niveau de l'écosystème. En ce qui concerne la biodéposition, la chute de la charge particulaire et les fluctuations du métabolisme des mollusques liées à cette instabilité, ont certainement des effets conjugués sur son intensité.

Le régime des vents joue donc un rôle prépondérant au niveau hydrologique, notamment sur la structure verticale de la masse d'eau. Ainsi, Folack (1986) remarque la présence d'une discontinuité entre 1 et 2 m de profondeur dans des conditions d'hydrodynamisme faible. En surface, l'eau est relativement dessalée (20 - 25 ‰) alors qu'au fond elle est franchement marine (35 - 38 ‰). Ces constatations sont tirées d'observations mensuelles ayant lieu généralement pendant des périodes relativement calmes.

Si l'on calcule la différence entre les moyennes des températures enregistrées sur la base de 139 observations appariées (-2 m et -5 m), cette différence est de 0.297 °C, ce qui est négligeable par rapport à l'erreur de mesures des thermographes, située aux environs de 1 °C. Un test t (méthode des couples) ne ferait que confirmer cette hypothèse si l'on considère l'incertitude sur les mesures. Par conséquent, sur l'ensemble de l'année 1986, la couche d'eau allant de -2 m jusqu'au fond est relativement homogène du point de vue température. En extrapolant à la salinité, on peut postuler que la couche d'eau dessalée est, en générale, d'une épaisseur inférieure à 2 m.

Cette structure bi-couche ne s'observe que par temps calme, elle est rapidement remplacée par une couche d'eau généralement homogène sur toute la hauteur d'eau probablement, lors des périodes à forts coups de vent. La figure 18 représente les roses des vents 1986 issues des enregistrements météorologiques faites, d'une part à Port Saint Louis par le responsable des écluses et d'autre part à Marignane à la station météorologique. Dans l'ensemble, les fréquences concernant les vents dominants (N-NO et SE) sont semblables (Fig. 18 b). Les relevés de la station météorologique de Marignane étant plus réguliers et bien plus complets (tri-horaire en vitesse et direction), nous ne considérerons plus que cette source d'information. D'une manière générale, les périodes de vents forts sont nombreuses dans le golfe de Fos puisque l'on dénombre une fréquence de seulement 4.1% de jours sans vent, en 1986 (Fig. 18 a).

Tableau 9 : Evolution mensuelle des paramètres hydrobiologiques 1986 dans l'Anse de Carteau (golfe de Fos) (MES : Matière en suspension (mg.l⁻¹) ; MOP : Matière organique particulaire (mg.l⁻¹) ; MIP : Matière inorganique particulaire (mg.l⁻¹) ; % MO: pourcentage de la fraction organique du seston ; Sal : Salinité en ‰ ; T : Température en degrés C ; G : glucide en µg.l⁻¹ ; L : lipide en µg.l⁻¹ ; P : protéine en µg.l⁻¹ ; SGLP : somme des G+L+P en µg.l⁻¹ ; C : carbone en µg.l⁻¹ ; N : azote en µg.l⁻¹ ; Chla : Chlorophylle a en µg.l⁻¹ ; Phéo : Phéopigments en µg.l⁻¹).

1986	MES	MOP	MIP	%MO	Sal	T	G	L	P	SGLP	C	N	C/N	Chla	Phéo	%SGLP/MES	%SGLP/MOP	SChla+Phéo	Chla/SChla+Phéo
dec85	15.44 (1.39)	5.11 (0.87)	9.41 (0.58)	35.27 (4.05)	35.27	11.25	85.5 (n1)	85.9 (n1)	124.3 (n1)	295.7	420.4 (41.5)	107.8 (11.8)	4.03 (0.43)	0.81 (n1)	4.38 (n1)	1.92	5.79	5.19	16.0
jan86	6.11 (2.68)	1.96 (0.19)	4.16 (0.42)	32.00 (5.12)	30.90	10.50	84.0 (53.5)	70.1 (6.3)	36.0 (8.1)	190.1	-	-	-	0.84 (0.14)	0.53 (0.18)	3.11	9.70	1.37	61.3
fev.	4.78 (0.24)	1.37 (0.30)	3.41 (1.00)	18.63 (4.84)	30.79	9.50	160.1 (n1)	81.1 (5.3)	127.6 (n1)	368.8	652.0 (n1)	84.0 (n1)	7.76 (n1)	-	-	7.72	26.92	-	-
mars	3.72 (0.35)	1.13 (0.15)	2.59 (0.23)	30.45 (1.66)	35.65	10.85	27.0 (4.2)	39.9 (6.1)	74.4 (n1)	141.3	452.7 (94.1)	63.3 (20.7)	7.32 (6.33)	1.60 (0.11)	0.66 (0.27)	3.80	12.50	2.66	60.15
avril											-	-	-	0.65 (0.25)	0.37 (0.06)	-	-	-	-
mai	18.02 (1.02)	5.49 (0.40)	12.52 (1.07)	30.49 (2.76)	25.98	19.50	1949.2 (164.8)	205.2 (56.3)	532.6 (132.3)	2687.0	-	-	-	6.88 (1.58)	3.31 (2.06)	14.91	48.94	10.19	67.52
juil.	4.31 (0.91)	1.55 (0.38)	2.76 (0.55)	35.67 (2.17)	34.56	23.00	259.8 (57.1)	99.7 (12.4)	163.0 (49.3)	522.5	500.0 (n1)	54.0 (n1)	9.26 (n1)	1.67 (0.44)	0.70 (0.31)	12.12	33.71	2.37	70.46
août	3.30 (0.45)	1.67 (0.26)	1.63 (0.24)	50.54 (0.81)	30.21	25.50	248.9 (n1)	171.9 (n1)	163.6 (n1)	584.4	810.0 (223.3)	112.0 (35.1)	7.25 (5.21)	1.38 (0.49)	1.15 (0.38)	17.71	34.99	2.53	54.55
sept.	5.49 (0.55)	2.70 (0.21)	2.79 (0.38)	49.36 (2.51)	33.06	19.40	199.7 (n1)	62.9 (n1)	201.1 (n1)	463.7	642.7 (175.6)	76.7 (57.2)	8.76 (5.00)	1.78 (0.14)	1.93 (0.05)	8.45	17.17	3.71	47.98
oct.	6.05 (1.06)	2.09 (0.37)	3.96 (0.68)	34.58 (1.21)	35.29	21.10	217.8 (129.3)	128.1 (58.3)	232.2 (48.5)	578.1	508.0 (55.3)	74.7 (15.2)	6.82 (0.70)	2.23 (0.53)	3.67 (0.60)	9.56	27.66	5.90	37.80
nov.	3.12 (0.21)	1.29 (0.15)	1.82 (0.13)	41.48 (3.14)	31.63	14.50	161.6 (43.9)	81.1 (3.4)	68.2 (38.8)	310.9	329.0 (114.4)	62.0 (76.2)	5.38 (8.45)	2.43 (0.19)	6.11 (0.05)	9.97	24.10	8.54	28.45
dec.	5.32 (0.99)	1.26 (0.43)	4.05 (0.59)	23.75 (3.68)	34.61	12.50	64.5 (12.0)	37.7 (7.4)	28.1 (10.9)	130.3	254.0 (25.4)	27.0 (12.7)	9.43 (5.40)	0.99 (0.03)	0.18 (0.09)	2.45	10.33	1.17	84.62

Tableau 10 : Evolution mensuelle des paramètres hydrobiologiques 1987 dans l'Anse de Carteau (golfe de Fos) (MES : Matière en suspension (mg.l⁻¹) ; MOP : Matière organique particulaire (mg.l⁻¹) ; MIP : Matière inorganique particulaire (mg.l⁻¹) ; % MO: pourcentage de la fraction organique du seston ; Sal : Salinité en ‰ ; T : Température en degrés C ; G : glucide en µg.l⁻¹ ; L : lipide en µg.l⁻¹ ; P : protéine en µg.l⁻¹ ; SGLP : somme des G+L+P en µg.l⁻¹ ; C : carbone en µg.l⁻¹ ; N : azote en µg.l⁻¹ ; Chla : Chlorophylle a en µg.l⁻¹ ; Phéo : Phéopigments en µg.l⁻¹).

1987	MES	MOP	MIP	%MO	Sal	T	G	L	P	SGLP	C	N	C/N	Chla	Phéo	%GLP/MES	%GLP/MOP	SChla+Phéo	Chla/SChla+Phéo
jan.	4.26 (0.99)	1.44 (0.37)	2.82 (0.64)	33.75	34.31	9.00	71.8 (3.8)	36.4 (13.20)	90.8 (6.3)	199.9	220.0 (65.7)	32.7 (5.7)	6.74 (1.91)	0.49 (0.07)	0.54 (0.19)	4.67	13.82	1.03	47.6
fev.	5.86 (0.12)	3.06 (0.41)	2.80 (0.38)	52.17	35.92	10.30	98.1 (3.3)	89.3 (54.3)	226.8 (14.8)	414.2	505.0 (106.6)	25.0 (12.7)	20.20 (2.86)	1.28 (0.01)	3.82 (0.08)	7.07	13.54	5.10	25.1
avril	5.73 (1.29)	1.59 (1.02)	4.14 (0.78)	27.70	33.35		389.1 (3.9)	150.46 (24.4)	446.3 (41.5)	985.9	823.0 (n1)	103.3 (n1)	7.97 (n1)	1.87 (0.38)	7.66 (1.17)	17.21	62.00	9.53	19.6
mai	18.32 (6.75)	4.07 (1.36)	14.26 (5.08)	22.21	36.97		198.9 (15.1)	99.9 (7.0)	139.6 (6.6)	438.4	589.3 (78.8)	141.1 (26.6)	4.17 (-)	2.79 (0.08)	0.88 (0.21)	2.39	10.77	3.67	76.0
juin	4.74 (1.00)	1.61 (0.15)	3.13 (0.71)	33.94	37.50		84.9 (3.4)	74.4 (22.9)	93.7 (23.9)	253.0	410.0 (40.6)	85.4 (5.4)	6.35 (2.85)	2.05 (n1)	0.53 (n1)	5.34	15.71	2.58	79.5
juil.	4.94 (0.47)	0.90 (0.25)	4.04 (0.28)	18.17	36.35	21.70	74.8 (8.3)	95.1 (10.6)	145.6 (9.6)	315.5	542.5 (10.6)	88.3 (4.0)	6.14 (0.90)	1.10 (0.10)	0.14 (0.05)	6.39	35.06	1.24	88.7
août	7.87 (1.55)	2.76 (0.49)	4.60 (0.84)	37.51	35.38	23.50	78.2 (7.5)	49.4 (5.9)	219.0 (22.5)	346.6	316.9 (32.1)	95.5 (33.1)	3.37 (1.31)	0.12 (0.06)	nd	4.40	12.56	-	-
sept.	6.84 (2.08)	1.41 (0.48)	5.43 (1.84)	20.61	34.50	19.40	67.3 (9.4)	67.5 (16.9)	180.6 (13.1)	315.4	538.7 (24.5)	33.3 (2.9)	16.17 (1.29)	2.42 (n1)	nd (n1)	4.61	22.37	-	-
oct.	10.26 (2.81)	2.32 (1.18)	7.94 (2.39)	22.61	35.35	22.00	96.0 (13.0)	74.0 (4.0)	80.0 (19.0)	250.0	329.3 (99.5)	21.3 (23.0)	16.75 (9.9)	-	-	2.44	10.78	-	-
nov.	21.03 (1.72)	3.31 (0.67)	17.72 (1.20)	15.73	36.69	16.20	102.4 (3.3)	111.0 (34.7)	141.8 (16.8)	355.2	354.7 (n1)	32.0 (n1)	11.40 (n1)	0.43 (0.07)	0.92 (0.42)	1.69	10.73	1.35	31.9
dec.	6.27 (1.14)	0.82 (0.30)	5.45 (0.96)	13.06	31.94	13.20	118.6 (3.3)	72.8 (22.5)	71.9 (6.1)	263.3	-	-	-	1.15 (0.09)	0.12 (0.03)	4.20	32.11	1.27	90.6

3.1.2.- Matériel particulaire

De manière à resituer nos observations saisonnières dans un contexte plus global de fonctionnement de l'écosystème, la partie analyse des variations des paramètres hydrobiologiques s'est effectuée à deux échelles de temps : une échelle interannuelle de manière à décrire les fluctuations à long terme au cours des deux années d'observations mensuelles 1986 et 1987, ainsi qu'une échelle plus réduite de type journalier en accord avec l'échelle d'observation de la biodéposition.

3.1.2.1.- Echelles intra et interannuelle

Les tableaux 9 et 10 cités précédemment relatent l'évolution du matériel particulaire dans l'Anse de Carteau entre décembre 1985 et décembre 1987. Sur les figures 19 à 23 s'y rapportant on distingue très nettement (Fig. 19 a) un pic printanier correspondant à un bloom phytoplanctonique suivi en automne d'une seconde poussée moins importante et ceci pour les deux années consécutives. Ce pic automnal de 1987 présente une fraction minérale très importante (Fig. 19 b).

Les valeurs minimales observées sont de 3.12 mg.l^{-1} de M.E.S. et de 0.90 mg.l^{-1} de M.O.P. Les valeurs maximales sont respectivement pour les années 1986 et 1987 de 18.32 et 21.03 mg.l^{-1} de M.E.S. et de 5.49 et 4.07 mg.l^{-1} de M.O.P. Ces maxima sont nettement inférieurs à ceux observés par Folack (1986) sur le même site en juillet 1984 (37 mg.l^{-1} de M.E.S. et 15.5 mg.l^{-1} de M.O.P.). Héral *et al.* (1980) trouvent des valeurs de M.E.S. de 100 à 200 mg.l^{-1} dont la fraction inorganique peut atteindre 90%, dans le bassin de Marennes-Oléron.

Dans l'anse de Carteau, la fraction inorganique ne représente en moyenne, sur deux ans, que 68,7% de la M.E.S.

Les figures 20 a, b et c, représentent l'évolution des composantes biochimiques du seston pendant les années 86-87. On retrouve les figures classiques des maxima de printemps et d'automne avec une nette dominance de celui de printemps.

Alors que l'évolution des concentrations en protéines (P) et en lipides (L) est similaire en 1986 et 1987, celle des sucres (G) ne l'est pas. En effet alors qu'en mai 1986 ils représentent 72.5% de la somme P+G+L, soit 35.5% de la M.O.P. et 10.8% de la M.E.S., en mai 1987, il ne sont respectivement que de 45.3, 4.8 et 1% (Tab. 11 et 12).

Les figures 21 a et b représentent les teneurs en chlorophylle a et en phéopigments observées en 1986 et 1987. On distingue nettement les périodes de fortes concentrations en chlorophylle a correspondant aux maxima mentionnés pour le seston, respectivement : $6.88 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ en mai 1986 et $2.43 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ en automne. En 1987, la poussée phytoplanctonique est moins importante au printemps avec une teneur en chlorophylle a de $2.79 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ et équivalente en automne ($2.42 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$).

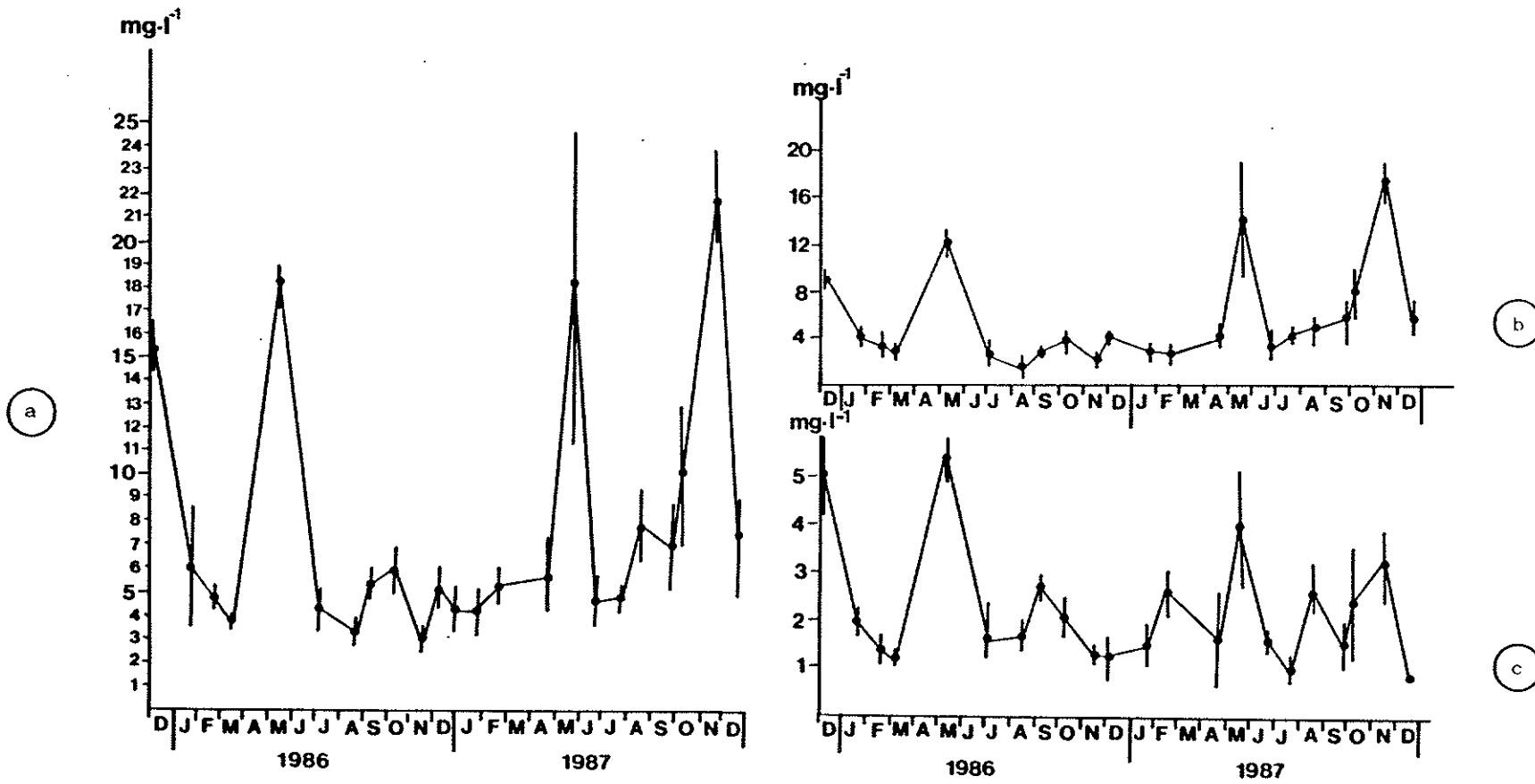


Figure 19 : Evolution mensuelle dans l'anse de Carteau de la matière en suspension (MES) : a ; de la matière inorganique particulaire (MIP) : b ; de la matière organique particulaire (MOP) : c.

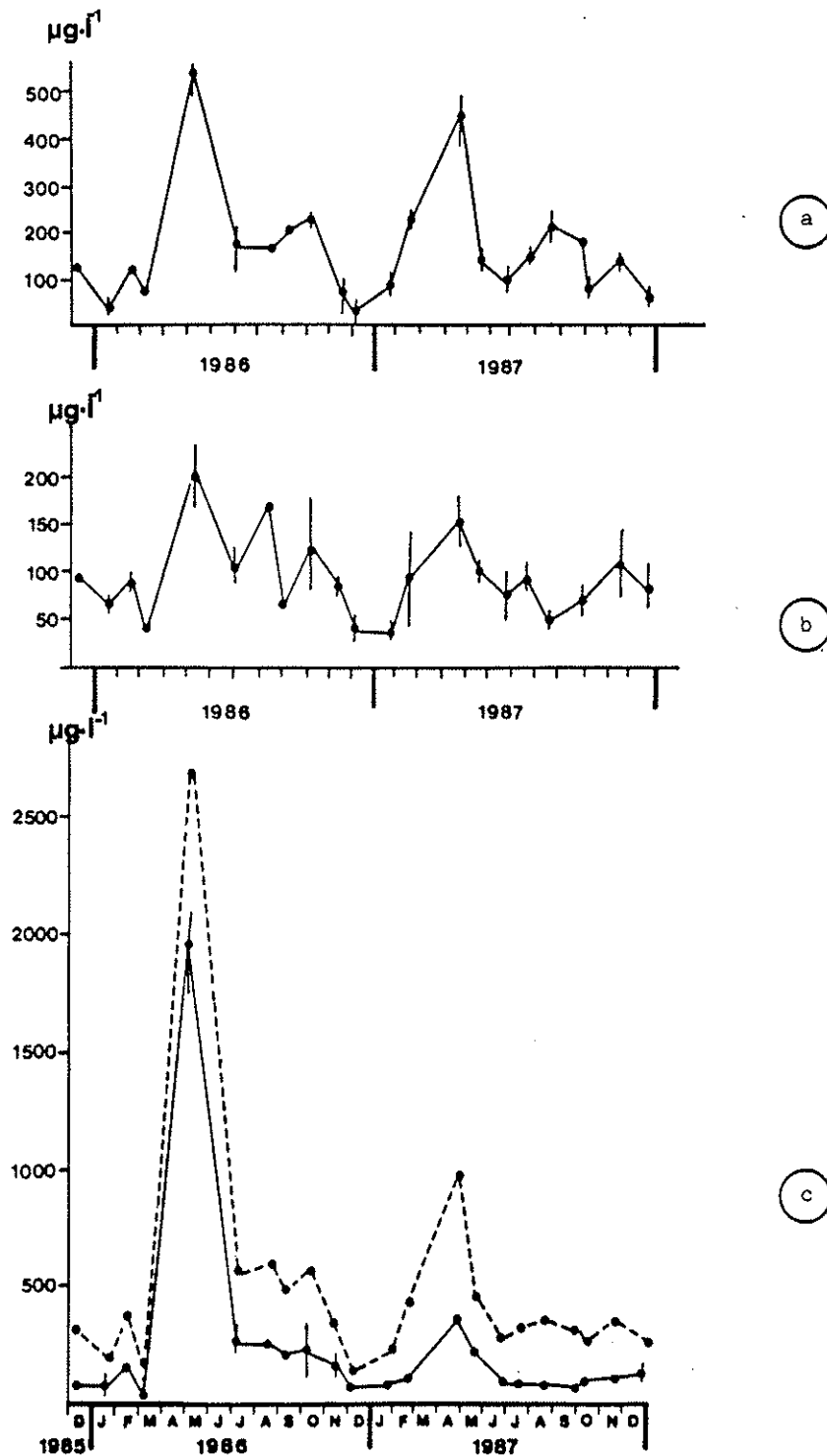


Figure 20 : Evolution mensuelle dans l'anse de Carteau des teneurs en protéines (a), en lipides (b) et en glucides (---) et de la somme Glucides+Lipides+Protéines (GLP: ---) en c.

Une rapide comparaison avec les données sur le bassin de Marennes-Oléron (Héral *et al.*, 1980) montre des valeurs moyennes sensiblement identiques pour ce qui est de la chlorophylle a, avec toutefois un pic printanier plus marqué.

Par contre les teneurs en phéopigments sont nettement plus élevées à Marennes-Oléron où des valeurs de 2 à 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et même 18 $\mu\text{g.l}^{-1}$ après le bloom phytoplanctonique sont observées alors qu'à Carteau, les valeurs sont rarement supérieures à 4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et ne dépassent pas 8 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Le rapport P / G est considéré comme caractéristique de l'état physiologique du phytoplancton (Mac Allister *et al.*, 1961 ; Miklestad *et al.*, 1972 ; Martin *et al.*, 1977). Pour des cultures de phytoplancton, ce rapport serait voisin de 2. Au cours des deux années d'observations, ce rapport varie entre 0.42 et 2.80 (Tab. 11 et 12) et est généralement compris entre 1 et 2 au moment des poussées phytoplanctoniques printanières et automnales (Fig. 23 a). Antia *et al.* (1963) estime que le rapport P / Chla varie entre 45 et 90 pour diverses espèces phytoplanctoniques. Dans notre cas ce rapport varie entre 28 et 1825, mais reste inférieur à 90 au moment des blooms (figures 23 b). En dehors des périodes de poussées phytoplanctoniques, les protéines ont donc une origine détritique. Le rapport G / Chla, autre indice d'états physiologiques du phytoplancton est compris entre 10 et 57 d'après Parsons *et al.* (1967) pour des cellules vivantes. Sur la figure 23 c, on constate que ce rapport évolue entre 17 et 651 au cours des deux années d'observations. Une nouvelle fois, les valeurs les plus faibles de ce rapport sont observées pendant les périodes de forte activité phytoplanctonique sauf en ce concerne la période de mai 1986. En effet le rapport G / Chla pendant cette période est de 283, ce qui indiquerait que les sucres proviennent d'un phytoplancton en état de dégénérescence.

Les figures 22 a, b et c représentent les teneurs en carbone et azote ainsi que l'évolution du rapport C/N. Nous ne disposons malheureusement pas des échantillons de la période printanière de 1986. Les teneurs en carbone total varient de 220 à 810 $\mu\text{g.l}^{-1}$ alors que pour l'azote nous observons des valeurs allant de 21 à 141 $\mu\text{g.l}^{-1}$, d'où des rapports C/N variant de 3.37 à 20.20.

Deux remarques s'imposent à ce niveau :

* Dans un domaine estuarien tel le Golfe de Fos, la fraction inorganique du seston est très variable (cf., Fig. 19 b), soit par le fait d'apport d'eau du continent, soit par la remise en suspension de particules du fond. Par conséquent, une fraction de carbone inorganique, sous forme de carbonaté par exemple, peut masquer l'évolution saisonnière du carbone lié au phytoplancton, en interférant sur les dosages.

* Certaines valeurs d'azote mesurées sont à la limite de détection de notre appareillage d'où la très grande variabilité dans nos mesures.

Compte tenu de ces remarques, la signification du rapport C/N, pour certaines de ces valeurs en l'occurrence, est difficilement appréciable. En dehors de ces fortes et faibles valeurs, le rapport C/N varie de 6 à 10. Il en est de même en ce qui concerne le rapport C / Chla .

Tableau 11: Evolution annuelle dans l'anse de Carteau des rapports entre les constituants biochimiques du seston (1986).

1986	C/Chla	P/Chla	G/Chla	P/G	L/MES	L/MOP	L/GLP	P/MES	P/MOP	P/GLP	G/MES	G/MOP	G/GLP
déc 85	519.01	153.48	105.59	1.45	0.56	1.68	29.04	0.81	2.43	42.04	0.55	1.67	28.92
jan 86	-	42.86	99.96	0.43	1.15	3.58	36.88	0.59	1.84	18.95	1.37	4.2	44.18
fév.	-	-	-	0.80	1.69	5.92	22.00	2.67	9.31	34.59	3.35	11.69	43.41
mars	282.94	46.91	16.89	2.75	1.07	3.33	28.20	2.00	6.39	52.67	0.73	2.39	19.12
mai	-	77.41	283.31	0.27	1.14	3.74	7.64	2.96	9.70	19.82	10.82	33.50	72.54
juillet	299.40	97.61	155.54	0.63	2.31	6.43	19.09	3.78	10.52	31.20	6.03	16.76	49.70
août	586.96	118.52	180.34	0.66	5.21	10.29	29.42	4.96	9.79	27.99	7.54	14.90	42.59
sept.	361.07	112.99	112.17	1.01	1.14	2.33	13.56	3.66	7.45	43.38	3.64	7.40	43.07
oct.	277.00	104.13	97.65	1.07	2.12	6.13	22.16	3.84	11.11	40.17	3.6	10.42	37.67
nov.	135.39	28.07	66.50	0.42	2.60	6.29	26.09	2.19	5.29	21.94	5.18	12.53	51.97
déc.	256.57	28.36	65.11	0.44	0.71	2.99	28.96	0.53	2.23	21.56	1.21	5.12	49.49

Tableau 12: Evolution annuelle dans l'anse de Carteau des rapports entre les constituants biochimiques du seston (1987).

1987	C/Chla	P/Chla	G/Chla	P/G	L/MES	L/MOP	L/GLP	P/MES	P/MOP	P/GLP	G/MES	G/MOP	G/GLP
jan.	449.04	185.31	146.52	1.25	0.85	2.58	18.29	2.13	6.31	45.63	1.69	4.99	36.08
fév.	394.51	177.25	76.62	2.31	1.52	2.92	21.56	3.87	7.41	54.76	1.67	3.21	23.68
avril	440.11	238.72	208.11	1.15	2.63	9.46	15.26	7.79	28.07	45.27	6.79	24.47	39.47
mai	211.22	50.04	71.29	0.70	0.55	2.45	22.79	0.76	3.43	31.84	1.09	4.89	45.37
juin	199.98	45.71	41.41	1.10	1.57	4.62	29.41	1.98	5.82	37.04	1.79	5.27	33.56
juil.	493.18	132.36	68.00	1.95	1.93	10.57	30.14	2.95	16.18	46.15	1.51	8.31	23.71
août	2641.00	1825.00	651.67	2.80	0.63	1.79	14.25	2.78	7.93	63.19	0.99	2.83	22.56
sept.	222.59	74.63	27.81	2.68	0.99	4.79	21.40	2.64	12.81	57.26	0.98	4.78	21.34
oct.	-	-	-	0.83	0.72	3.19	29.60	0.78	3.45	32.00	0.94	4.14	38.4
nov.	824.79	329.76	238.14	1.38	0.53	3.35	31.26	0.67	4.28	39.92	0.49	3.59	28.81
déc.	-	62.49	103.13	0.61	1.16	8.88	27.66	1.15	8.76	27.29	1.89	14.46	45.04

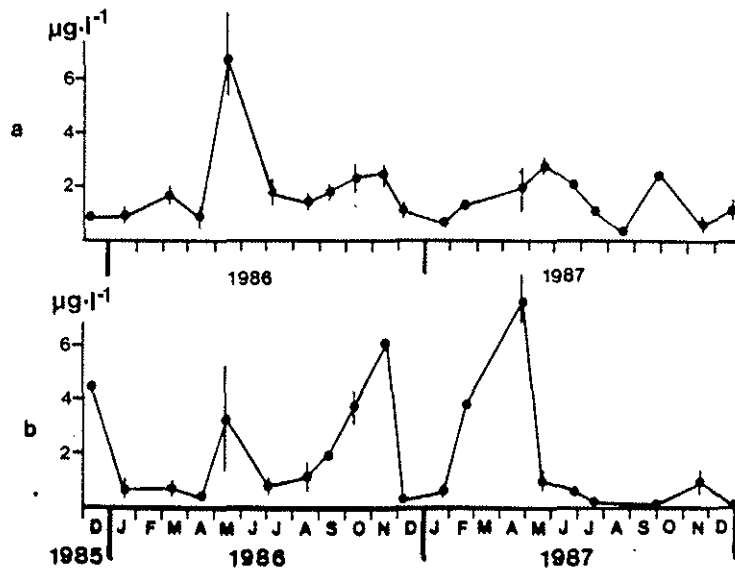


Figure 21 : Evolution mensuelle dans l'anse de Carteau des teneurs en chlorophylle a (a) et en phéopigments (b).

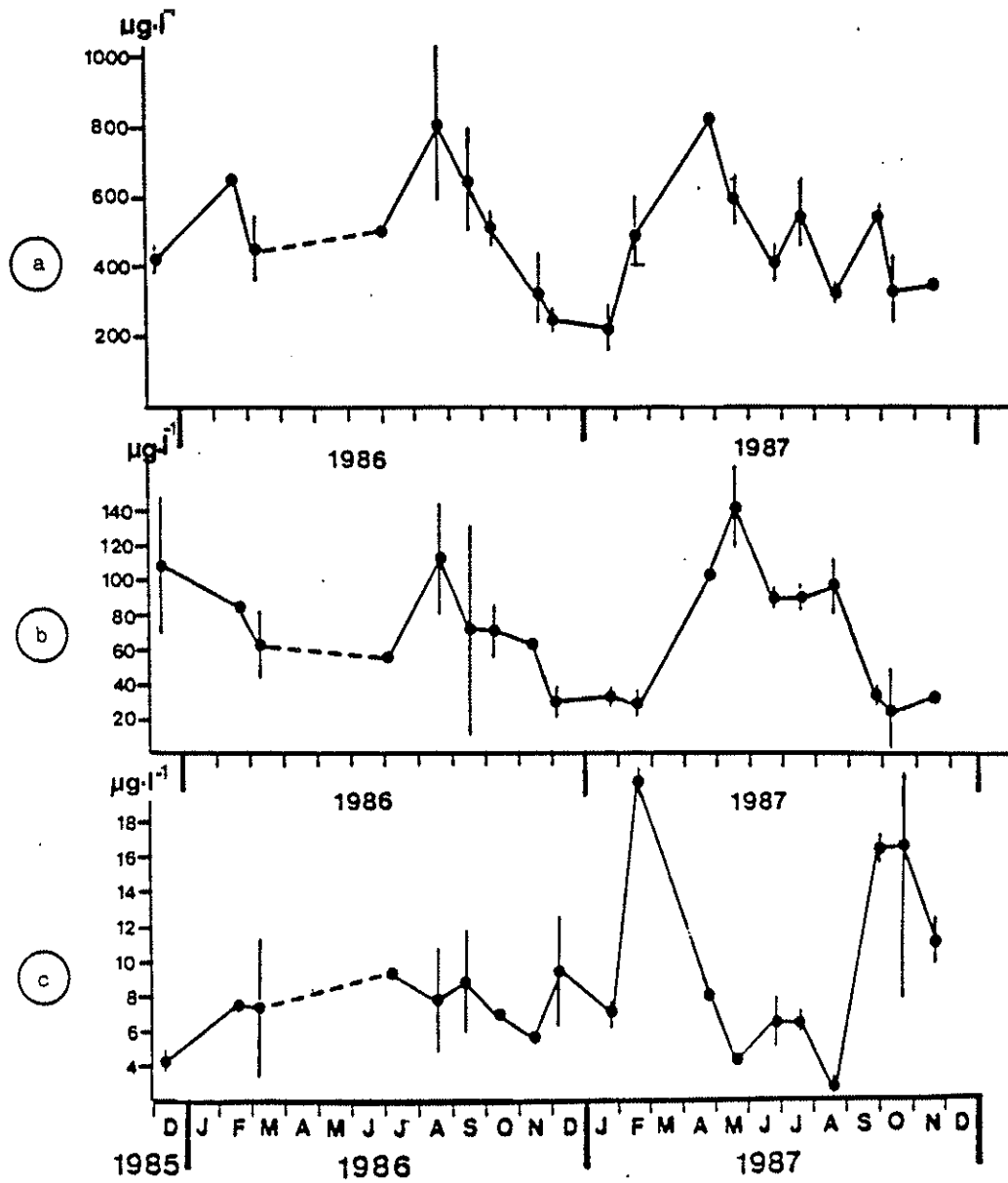


Figure 22 : Evolution mensuelle dans l'anse de Carteau des teneurs en carbone (a), en azote (b) et du rapport C/N (c).

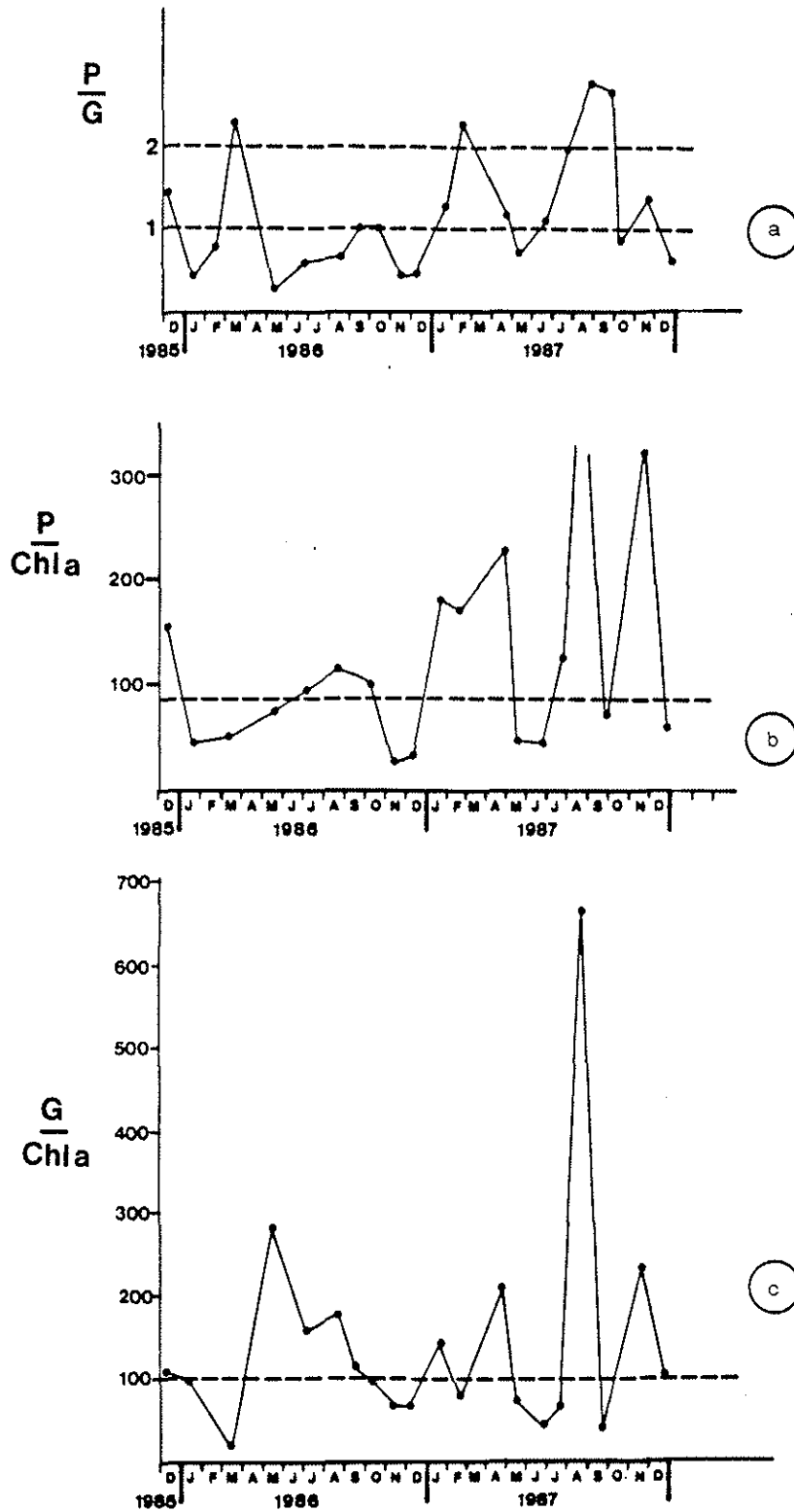


Figure 23 : Evolution mensuelle dans l'anse de Carteau
 - du rapport Protéine/glycogène (a),
 - du rapport Protéine/chlorophylle a (b)
 - du rapport Glycogène/chlorophylle a (c).

Un certain nombre de faits sont à retenir en ce qui concerne l'évolution annuelle du matériel particulaire.

- Le domaine estuarien est reconnu très instable, mais l'observation mensuelle de la composition particulaire de la masse d'eau démontre très nettement la présence de deux poussées phytoplanctoniques par an, l'une au printemps et l'autre en automne. Les conditions climatiques influent sur la date d'apparition de ces phénomènes. Alors qu'en 1986-87, la première poussée a lieu en avril-mai, il faut attendre le mois de juillet en 1984 pour observer ce phénomène (Folack, 1986).

- Les analyses proximales (G-L-P) et de teneurs en pigments démontrent, d'une part le caractère eutrophe de l'anse de Carteau, et d'autre part, qu'en dehors des périodes de poussées phytoplanctoniques, les protéines et glucides sont principalement d'origine détritique.

Les teneurs en sucres observées lors de la poussée de mai 86 sont exceptionnellement élevées et n'apparaissent pas dans les prélèvements de 87 et, d'après le rapport G/Chla, ils proviendraient d'une population de phytoplancton en état de dégénérescence, de toute manière de nature différente de celle observée lors de la poussée de mai 1987.

En ce qui concerne la biodéposition, il est nécessaire de définir des ordres de grandeur des variations de quantité et qualité de la nourriture à une échelle plus restreinte. Nous avons pu constater l'évolution saisonnière de cette nourriture, mais il faut également tenir compte des évolutions journalières notamment pendant les périodes de mesure de la biodéposition.

3.1.2.2.- Echelle journalière

Le premier semestre 1986 a été pleinement voué à l'élaboration d'une stratégie d'échantillonnage pour estimer au mieux la quantité de nourriture présente dans le milieu pendant les mesures de biodéposition. Un certain nombre d'essais se sont avérés infructueux, notamment la stratégie qui consistait à effectuer un prélèvement par jour à heure fixe tout au long de la semaine était impossible à mettre en oeuvre pour des raisons techniques de disponibilité mais aussi des raisons météorologiques.

A partir du second semestre 86, nous avons opté pour des prélèvements effectués le même jour, avec un intervalle de temps de 2 heures pendant un cycle diurne.

Les résultats de trois périodes de mesures en octobre 86, décembre 86 et enfin février 87 sont consignés dans le tableau 13. Les figures 24 à 26 s'y rapportent. On constate en se référant aux figures 24 à 26, une certaine constance dans l'évolution diurne de la M.E.S. et de la M.O.P. ainsi que dans celle de la Chla, bien que les conditions climatiques soient très différentes d'une période à l'autre (Tab. 13, ligne W).

La période d'octobre 86 est dominée par un vent de NO à NE de force moyenne (entre 2 et 5 m.s⁻¹). Celle de décembre 86 correspond à une période assez calme (vitesse de vent maximale de 3 m.s⁻¹) tandis que la période de février 87 correspond à une période de mistral

Tableau 13 : Evolution journalière des paramètres hydrobiologiques en automne-hiver 86/87 dans l'Anse de Carteau (golfe de Fos) :
 MES : Matière en suspension (mg.l⁻¹) ; MOP : Matière organique particulaire (mg.l⁻¹) ; S : Salinité en ‰ ; T : Température en degrés
 C ; W : vent exprimé en v : vitesse (m.s⁻¹) / d : direction (°Mag.x10) ; Chla : Chlorophylle a en µg.l⁻¹ ; Phéo : Phéopigments en µg.l⁻¹
 ; C : µg carbone .l⁻¹ ; N : µg azote .l⁻¹ ; G : µg glucide .l⁻¹ ; P : µg protéine .l⁻¹.

heures	octobre 86					décembre 86					février 87					
	9					2					3					
	900	1100	1300	1500	1700	900	1100	1300	1500	1700	1100	1100	1300	1500	1700	1900
MES	5.10 (0.67)	6.05 (0.98)	4.66 (0.94)	5.49 (1.02)	5.64 (0.59)	4.73 (0.92)	5.32 (0.99)	4.30 (0.88)	5.92 (1.67)	5.42 (1.27)	4.58 (0.82)	6.16 (0.65)	5.86 (0.19)	6.09 (1.68)	7.13 (1.22)	8.49 (1.42)
MOP	2.09 (0.26)	2.09 (0.35)	1.52 (0.35)	1.84 (1.15)	2.41 (0.25)	1.03 (0.33)	1.26 (0.43)	0.91 (0.24)	1.58 (0.56)	1.61 (0.39)	1.22 (0.23)	3.17 (0.40)	3.06 (0.65)	3.35 (0.92)	3.54 (0.83)	3.78 (0.71)
S‰	35.84	35.85	35.32	35.29	36.07	34.76	34.61	35.05	35.15	35.14	35.06	33.16	35.92	36.21	35.72	36.72
T	21.50	21.10	21.30	21.40	21.60	14.10	12.60	11.50	11.40	11.20	11.50	9.70	10.30	9.70	10.50	9.80
W v/d	5/34	4/02	3/04	3/34	2/33	0/00	0/00	1/30	3/28	2/18	3/10	7/32	10/34	11/34	10/34	8/34
Chla	2.36 (0.38)	2.28 (0.53)	2.16 (0.41)	1.33 (0.17)	2.88 (0.64)	0.99 (0.03)	0.48 (0.03)	0.69 (0.25)	0.73 (0.24)	0.54 (0.06)	0.88 (0.56)	0.81 (0.35)	0.48 (0.01)	0.57 (0.01)	0.55 (0.03)	0.83 (0.38)
Phéo	1.92 (0.64)	3.67 (0.60)	2.52 (0.88)	2.26 (0.68)	4.64 (0.49)	0.18 (0.09)	0.29 (0.03)	0.40 (0.28)	0.37 (0.28)	0.21 (0.04)	0.42 (0.09)	0.26 (0.17)	0.25 (0.03)	0.22 (0.08)	0.30 (0.03)	nd -
C	673 (73)	508 (55)	433 (55)	531 (35)	653 (42)	-	254 (25)	208 (25)	151 (10)	201 (13)	245 (13)	440 (133)	646 (n1)	530 (105)	374 (116)	687 (35)
N	115 (51)	75 (15)	69 (21)	68 (26)	81 (29)	-	27 (13)	27 (14)	26 (6)	66 (11)	33 (1)	35 (7)	28 (n1)	37 (13)	41 (7)	25 (1)
C/N	6.89	6.82	6.29	7.92	8.10	-	9.41	7.70	6.30	3.05	7.42	13.21	23.12	14.71	9.01	27.61
G	36.3 (n1)	72.2 (n1)	125.9 (n1)	222.8 (n1)	322.7 (n1)	72.8 (22.9)	66.1 (25.2)	75.1 (21.7)	51.2 (3.5)	61.4 -	115.6 -	69.3 (12.8)	49.7 (10.6)	82.7 (13.4)	59.3 (5.7)	45.8 (5.1)
P	188.1 (n1)	264.9 (n1)	253.5 (n1)	191.4 (n1)	263.3 (n1)	nm	nm	nm	nm	nm	nm	142.3 (6.2)	114.1 (46.6)	133.2 (36.5)	88.1 (3.9)	77.9 (3.2)
G/Chla	15.4	31.7	58.3	167.5	112.0	73.5	137.6	108.9	70.2	113.8	131.3	85.5	104.2	144.6	108.2	55.1
P/Chla	79.7	116.2	117.4	143.9	91.4	-	-	-	-	-	-	175.7	239.2	232.9	160.8	93.6

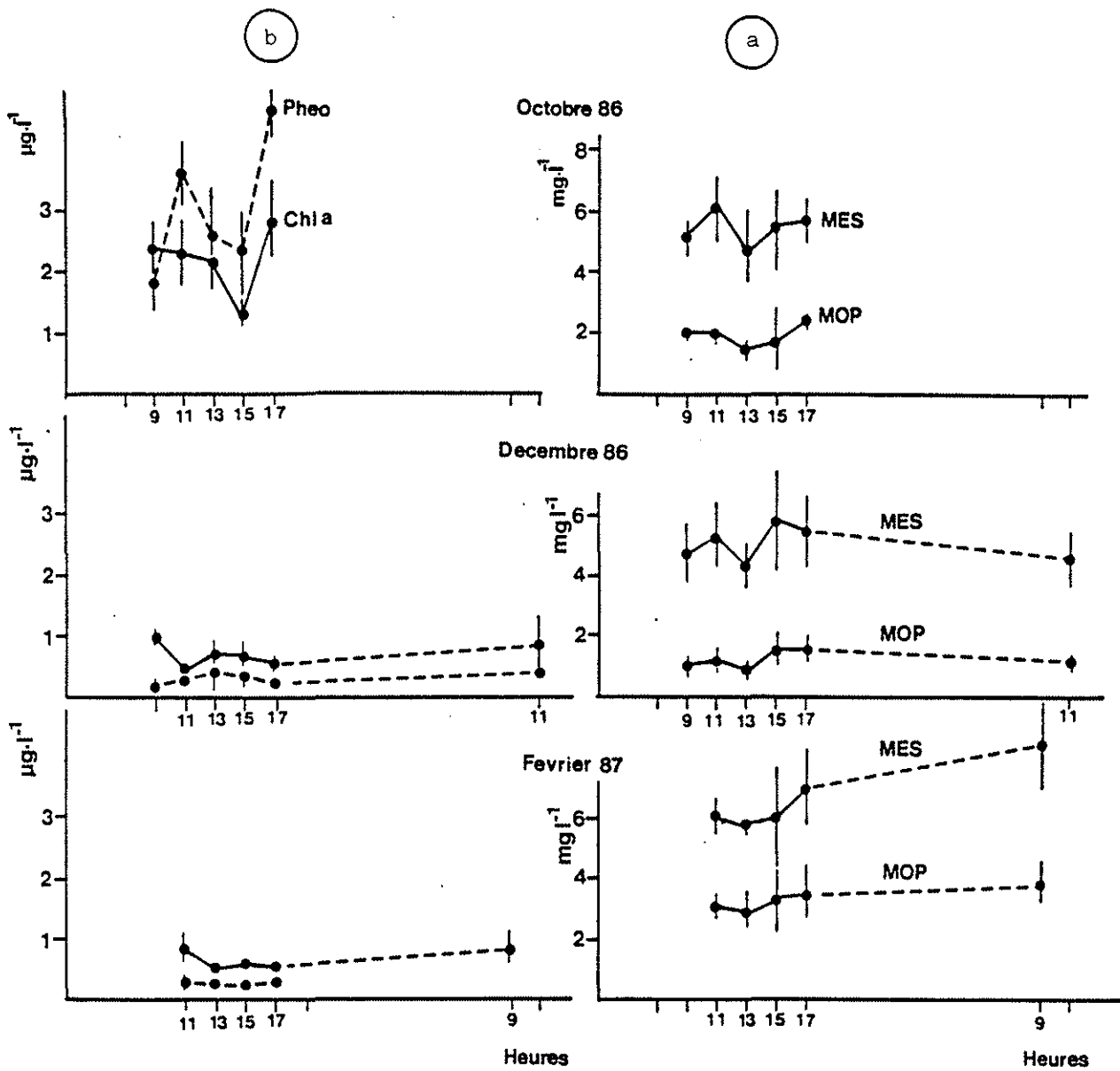


Figure 24 : Evolution journalière dans l'anse de Carteau

a : de la matière en suspension (MES) et de la matière organique particulaire (MOP)

b : de la chlorophylle a et des phéopigments

au cours des 3 cycles de prélèvements (Octobre et Décembre 1986 ; Février 1987).

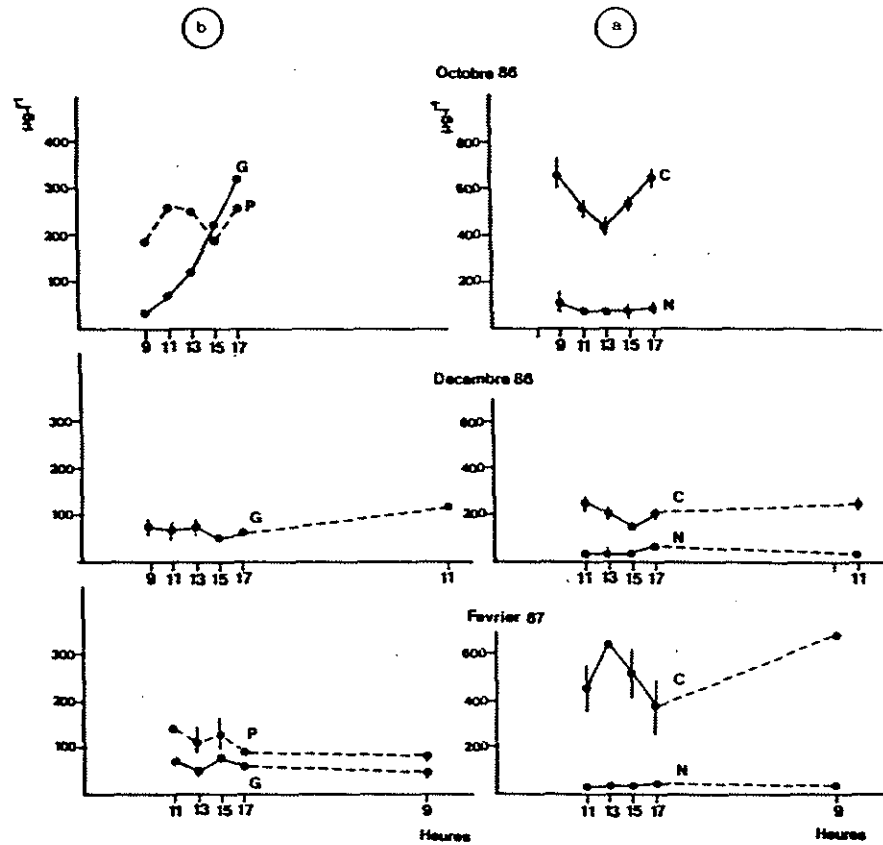


Figure 25 : Evolution journalière dans l'anse de Carteau des teneurs en carbone et azote (a), des glucides et protéines (b) au cours des 3 cycles de prélèvement (Octobre et décembre 1986, Février 1987).

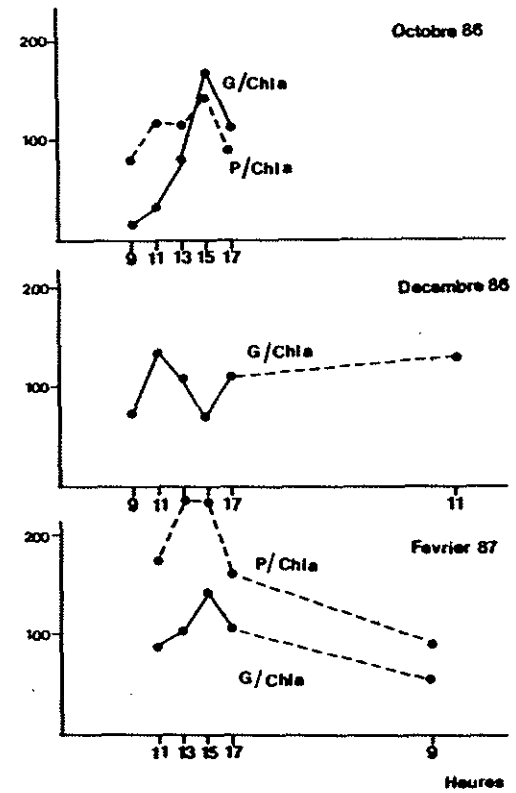


Figure 26 : Evolution journalière dans l'anse de Carteau des rapports Glucide/chlorophylle a et Protéine/chlorophylle a au cours des 3 cycles de prélèvement (Octobre et Décembre 1986, Février 1987).

établi avec des vitesses allant de 8 à 11 m.s⁻¹. La salinité ne semble guère varier (Tab. 13, ligne S ‰).

Compte tenu des variations de chacun des prélèvements, on peut estimer une valeur moyenne en M.E.S., M.O.P. ou Chia, comme étant représentative de la période toute entière.

En ce qui concerne l'évolution des teneurs en carbone (Fig. 25 a), on peut déceler pour la période d'octobre 86 une certaine variation au cours des prélèvements alors que les teneurs en azote ne varient que très peu. Il est fort probable qu'il s'agisse là d'une interférence avec des carbonates (phénomène déjà cité précédemment).

Les résultats concernant les glucides et les protéines sont représentés sur la figure 25 b. A nouveau on remarque une tendance à l'évolution croissante des sucres pour la période d'octobre 86 alors que les protéines ne varient pas excessivement. Il faut noter qu'un seul et unique échantillon par prélèvement était disponible pour cette période.

On observe sur la figure 25 en octobre 86 une inversion du rapport P/G (croisement des tracés) alors que pendant la période de février 87 les teneurs en P et G suivent des évolutions parallèles. Même conclusion quant aux variations des rapports G/Chla et P/Chla (Fig. 26).

Il est fort probable qu'il y ait eu un biais dans l'estimation des sucres d'octobre 86.

Il apparaît donc clairement qu'une valeur moyenne pendant ces périodes est caractéristique de celle-ci et ceci pour l'ensemble des paramètres étudiés.

Ce sont donc ces valeurs moyennes journalières qui seront considérées lors de l'estimation des relations biodépôts-milieu.

Tableau 14 : Paramètres hydrobiologiques mesurés pendant les périodes de mesures de la biodéposition dans le Bassin de Thau (intervalle de confiance entre parenthèses).

Date	MES	MOP	%MOP	‰	T	G	L	P	ΣGLP	C	N	C/N	Chla	Pheo
juin 86	5.21 (n1)	1.72 (n1)	33.0 (n1)	33.7	19.9	123.9 (n1)	90.7 (n1)	147.2 (n1)	361.8 (n1)	nd	nd	nd	1.16 (0.24)	nm
oct. 86	5.03 (.99)	1.72 (.61)	33.7 (5.9)	36.3	19.0	64.2 (n1)	19.6 (n1)	56.0 (n1)	139.8	346 (28)	30 (6)	11.6 (1.3)	0.98 (0.13)	0.36 (0.13)
avril 87	1.63 (.34)	0.90 (.08)	55.8 (6.2)	32.3	13.7	69.9 (1.2)	60.0 (36.6)	107.1 (17.4)	237.0	213 (23)	43 (13)	5.3 (1.2)	1.01 (0.17)	0.29 (0.49)
juin 87	1.74 (.27)	0.75 (.06)	43.3 (7.3)	33.6	20.2	58.9 (n1)	43.1 (n1)	105.7 (n1)	207.7	188 (57)	30 (6)	6.4 (2.0)	0.28 (0.09)	2.02 (0.82)
oct. 87	7.45 (.85)	1.37 (.61)	18.4 (5.5)	37.5	17.9	131.6 (22.0)	67.9 (30.3)	139.2 (27.9)	338.7	439 (41)	58 (19)	8.4 (4.0)	1.10 (n1)	0.66 (n1)

3.2.- Etang de Thau

Comme il a été indiqué précédemment les observations personnelles sont beaucoup moins nombreuses. Le dépouillement des mesures faites dans le cadre d'Ecothau devrait combler cette lacune. Des informations précieuses peuvent être tirées de Hénard (1976), Tournier *et al.* (1982), Pichot (1987).

Enfin, les observations de Outin peuvent être consultées dans le second compte-rendu d'activité du programme Ecothau (Responsable M. Amanieu) et une publication en rapport est en préparation (Outin *et al.* (1989)).

Le tableau 14 représente l'ensemble des mesures concernant le milieu, faites lors des missions à Thau.

En ce qui concerne les salinités et températures observées elles varient dans une plage sensiblement équivalente à celles enregistrées à Carteau.

La composition du matériel particulaire varie en fonction de la saison de prélèvement et montre des caractéristiques moyennes en accord avec les observations de Pichot (1987) et Outin *et al.* (1989).

Ces valeurs minimales observées se situent en avril et juin 1987, que ce soit en termes de M.E.S., de M.O.P. ou de carbone particulaire.

En ce qui concerne la chlorophylle a, on observe des teneurs élevées en avril 87, d'un même ordre de grandeur que celles observées en juin et octobre 1986, ainsi qu'en octobre 1987. A noter toutefois que les analyses sur les prélèvements d'octobre 1986 donnent des teneurs faibles en protéines, glucides et lipides.

Il est donc difficile de situer ces périodes d'expérimentation hors du contexte d'évolution saisonnière, par contre il est possible de se faire une idée de la nourriture disponible pour les filtreurs simultanément aux mesures de biodéposition. Par ailleurs, il est toujours possible d'établir une comparaison avec les valeurs observées dans l'anse de Carteau.

3.3.- Conclusion

L'analyse en détail des composantes particulières du milieu nous a permis, d'une part de quantifier la nourriture présente dans le milieu lors des périodes d'échantillonnage de la biodéposition et d'autre part d'estimer l'étendue des variations à différentes échelles de temps.

A l'échelle interannuelle, il faut retenir qu'il existe une variation dans la composition qualitative et quantitative du seston en postulant qu'avec un prélèvement mensuel, on a une bonne représentativité des conditions du milieu.

A l'échelle annuelle, il existe une variation saisonnière avec deux poussées phytoplanctoniques principales dont les dates d'apparition et les durées sont à mettre en rapport avec les conditions climatiques.

Enfin à l'échelle des périodes de mesure de la biodéposition (semaine et jour), il apparaît que pour des conditions météorologiques stables, nous observons de faibles variations en qualité ou quantité du matériel particulaire.

En revanche lorsque les conditions météorologiques sont très instables, situations fréquentes en Méditerranée, les variations biophysicochimiques sont importantes comme en témoigne l'enregistrement de température par exemple.



BIOSÉDIMENTATION

Une des caractéristiques fondamentales d'un écosystème conchylicole est de concentrer, dans un espace restreint, une forte biomasse ce qui accentue l'importance des échanges entre le milieu et cette biomasse.

Dans le milieu naturel, la biosédimentation au sens large du terme est complexe et représente la somme des atterrissements de matériel minéral et de matériel issu de l'activité biologique, fèces et cadavres, contenant eux-mêmes du matériel inorganique. Dans notre démarche nous chercherons à séparer la sédimentation générale de la biodéposition propre à l'activité des bivalves en élevage.

Donc, pour bien cerner la part de la biodéposition liée aux mollusques il est nécessaire avant tout d'estimer l'ordre de grandeur et les variations spatiales et temporelles de la sédimentation générale.

4.1. - Sédimentation générale.

Les grands programmes sur les flux de matière et d'énergie dans l'océan font appel à des techniques diverses, dont l'utilisation de trappes ou pièges à sédiment, mouillés dans la colonne d'eau à différentes profondeurs. Ces trappes sont de formes et de complexité variée. Reynolds *et al.* (1980) retracent une bibliographie très complète sur l'ensemble des pièges employés dans le cadre des études de sédimentation. Cette revue très exhaustive a été reprise et complétée par Butman (1986) et Butman *et al.* (1986) qui, suite à des calibrations effectuées au laboratoire, définissent un ensemble de paramètres représentatifs de l'efficacité des différents engins.

Baker *et al.* (1988) comparent eux l'efficacité de pièges dérivant par rapport à des pièges fixes selon différentes conditions de courant.

Compte tenu de l'ensemble des remarques de ces auteurs, nous avons utilisé des pièges fixes de type cylindrique (cf. chapitre 1, Fig. 6).

Les mesures de la biodéposition se font avec des pièges de type conique par comparaison de deux séries de pièges, les uns supportant à leur ouverture des mollusques et les autres non, ces derniers sont qualifiés de pièges "témoin".

Nous pouvons donc comparer les résultats obtenus simultanément avec des pièges cylindriques et les pièges coniques de la série témoin. Le tableau 15 représente les résultats de cette comparaison.

Un test de comparaison de moyennes pour les mesures d'octobre 1986 et d'avril et juin 1987, met en évidence la similitude des résultats de sédimentation générale. En effet nous ne

Tableau 15 : Taux de sédimentation mesurés par deux types de pièges dans l'étang de Thau et dans l'Anse de Carteau (décembre 86). (A : sédimentation générale en $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$; B : sédimentation organique en $\text{g Org.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$; C : % de la fraction organique ; () : intervalle de confiance à 95 % ; n : nombre de mesures).

Dates	cônes				cylindres			
	n	A	B	C	n	A	B	C
juin 86	7	2.81 (1.26)	0.53 (0.21)	18.9	0	-	-	-
oct. 86	4	2.46 (2.34)	0.42 (0.45)	17.1	4	8.57 (6.31)	1.44 (1.10)	16.8
avril 87	12	1.19 (0.81)	0.14 (0.08)	11.8	4	2.07 (0.69)	0.63 (0.10)	30.4
juin 87	10	2.35 (0.94)	0.25 (0.12)	9.4	3	5.41 (4.44)	1.37 (0.92)	25.3
déc. 86	1	11.81 (n1)	1.42 (n1)	12.1	4	13.77 (4.85)	0.87 (0.87)	6.3

Tableau 16 : Taux de sédimentation générale mesurés à -2m de profondeur par des pièges de type conique dans l'Anse de Carteau. (n : nombre de mesures ; () : intervalle de confiance à 95%).

Dates	n	$\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	$\text{g Org.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	% Org
déc. 85	1	24.16	3.93	16.27
mars 86	3	7.64(0.65)	0.78(0.07)	10.21
juil. 86	4	14.65(9.37)	3.05(2.27)	20.82
oct. 86	9	46.58(9.67)	7.60(1.07)	16.32
déc. 86	1	11.81	1.42	12.06
fév. 87	2	pb	pb	6.94
mai 87	17	3.84(1.34)	0.39(0.13)	10.02
juil. 87	3	1.53(0.99)	0.12(0.08)	7.84
oct. 87	5	9.83(4.14)	0.73(0.31)	7.41

Tableau 17 : Exemples de taux de sédimentation mesurés dans diverses conditions.
($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)

	g	%org	Auteurs	profondeurs des pièges
St Margaret's Bay (CDN)	2-6	15-20	Webster <i>et al.</i> (1975)	60 - 100 m
South Californian Basin (USA)	0.3-2	-	Soutar <i>et al.</i> (1977)	100 - 150 m
Baie de Banyuls(F)	55	5	DeBovée et Deille(1980)	17 - 31.5 m
Océan Atlantique Tropical	0.0694	20	Honjo <i>et al.</i> (1980)	389 m
	0.0550	17		988 m
	0.0464	10		3755 m
	0.0470	11		5068 m
Fjord (N)	2.3-2.4	30	Wassman (1984)	60 - 90 m
Mer du Nord	0.2	-	Cadée (1986)	40 - 70 m
Puget Sound(USA)	1.9-18.7	-	Baker <i>et al.</i> (1988)	30 m

Tableau 18 : Flux de carbone et d'azote et fractions analytiques mesurés par les pièges coniques dans le bassin de Thau (n : nombres de mesures ; C/N calculé à partir des pourcentages ; () : intervalle de confiance à 95 %).

Dates	n	mg C m ⁻² .d ⁻¹	mg N m ⁻² .d ⁻¹	%C	%N	C/N
juin 86	9	38.72(10.93)	6.51(1.89)	1.36(0.36)	0.21(0.02)	6.48
oct. 86	4	51.01(45.22)	8.64(7.00)	2.43(0.58)	0.40(0.25)	6.08
avr. 87	11	52.37(33.55)	6.51(3.85)	6.02(6.66)	0.69(0.70)	8.72
juin 87	6	42.63(16.45)	4.38(1.23)	1.58(0.38)	0.18(0.10)	8.78

Tableau 19 : Exemples de flux de carbone (flux entre parenthèses : déduit des flux annuels)

Lieu	g C.m ⁻² .y ⁻¹	mg C.m ⁻² .d ⁻¹	remarques	Auteurs
St Margaret's Bay	118-134	(323-367)	60-100 m	Webster <i>et al.</i> (1975)
New Zealand	76	(208)	estimation	Probert (1986)
Long Island Sound	60-70	(164-192)	--	Riley (1956)
Mer Sargasse	2-3	(6-8)	--	Riley (1970)
Vancouver Island	200	(548)	30 m	Stéphens <i>et al.</i> (1967)
Mer Baltique	40	(110)	20 m	Zeitschel (1965)
Loch écossais	30	(82)	--	Steele et Baird (1972)
Bay of Fundy	20-40	(55-110)	25 m	Emerson et Roff (1987)
Mer du Nord	--	20	40-70 m	Cadée (1986)
Mer du Nord	--	50-185	2-100 m	Davies et Payne (1984)
South Califor. Basin	--	200	100-150 m	Soutar <i>et al.</i> (1977)
Baie de Banyuls	210	(575)	17-31.5 m	De Bovée et Delille (1980)
Fjord	96-107	(263-293)	60-90 m	Wassman (1984)
Côte Ouest Suède	--	1000-1700	7.5-12.5 m	Dahlbäck et Gunnarsson (1981)

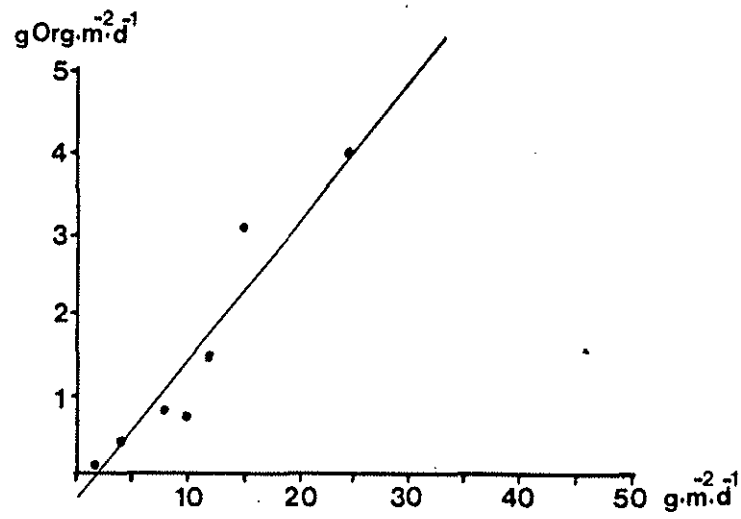


Figure 27 : Droite de régression liant le taux de sédimentation organique au taux de sédimentation totale.

pouvons rejeter l'hypothèse nulle ($p > 0.05$) selon laquelle ces moyennes sont identiques compte tenu de la variance relativement élevée de chacune des mesures. Bien entendu les variances par couples de comparaison sont identiques ($F_{obs} < F_{th} .05\%$).

Etant données les fortes variations ($IC/m > 50\%$), il paraît difficile de conclure quant à l'efficacité des engins. Tout au plus pouvons nous dire que les résultats obtenus par l'une ou l'autre méthode sont très voisins en ce qui concerne la valeur globale de sédimentation. En ce qui concerne les teneurs en matière organique, nous formulerons les mêmes remarques. Il faut noter toutefois que le conditionnement des échantillons varie en fonction de la nature du piège utilisé (cf. chapitre I), à savoir:

- filtration GF/C pour les pièges cylindriques,
- récupération après sédimentation dans une boîte de Pétri pour les cônes.

Lorsque les sédiments piégés sont en faible quantité, il vaut mieux avoir recours à la filtration sur GF/C, ce qui évite le biais de la surestimation de la fraction inorganique due à la présence de cristaux de sels. Il convient donc d'être prudent quant à l'exploitation des mesures de sédimentation organique faites avec les cônes lorsque les taux de sédimentation sont inférieurs à 2 ou 3 $g.m^{-2}.d^{-1}$ de matière totale.

Les mesures de sédimentation effectuées dans l'anse de Carteau ont toutes été effectuées à l'aide des pièges coniques. Les résultats figurent dans le tableau 16.

Compte tenu des remarques précédentes, on peut estimer qu'en dehors de la période de juillet 87, où nous trouvons une valeur de $1.53 \pm 0.99 g.m^{-2}.d^{-1}$, donc inférieure à la limite fixée plus haut (2 à 3 $g.m^{-2}.d^{-1}$), l'ensemble de nos résultats reflètent convenablement le flux de matière traversant l'horizon -2 m. En moyenne, ce flux varie de 1 à 15 $g.m^{-2}.d^{-1}$, atteignant 46-58 $g.m^{-2}.d^{-1}$ (Octobre 86), pour des teneurs en matière organique de 7 à 21 %.

Par rapport à ce que l'on trouve dans la littérature (Tab. 17), nous nous situons dans les gammes de valeurs observées dans les fjords norvégiens (Wassman, 1984) et dans les estuaires canadiens (Webster *et al.*, 1975). DeBovée et Delille (1980) observent en baie de Banyuls des taux de sédimentation de l'ordre de 55 $g.m^{-2}.d^{-1}$ et dont la fraction inorganique est prépondérante (95%); l'explication donnée par ces auteurs se situe au niveau du remaniement littoral.

La relation liant le taux de sédimentation totale au taux de sédimentation organique est de type linéaire (Fig. 27), ce qui conduit à dire qu'aucune de nos observations à -2 m de profondeur, n'est biaisée par une remise en suspension éventuelle des sédiments, même en ce qui concerne la mesure d'Octobre 86 où nous avons un taux de sédimentation élevé, proche de 50 $g.m^{-2}.d^{-1}$, et d'une fraction organique de 16.32%

La composition en carbone total et azote a été évaluée sur le matériel piégé par les cônes. Les résultats sont dans le tableau 18.

Les valeurs sont comprises entre 1.36 et 6.02 % pour le carbone, et entre 0.18 et 0.90 % pour l'azote. Les rapports C/N calculés à partir des pourcentages sont dans un intervalle compris entre 6 et 9. On peut penser que l'influence des carbonates est négligeable et donc convertir le carbone total en carbone organique, ce qui permet la comparaison avec d'autres auteurs. En général, nos mesures de flux moyen à Carteau sont compris entre 38 et 52 mg. C.m⁻².d⁻¹, valeurs couramment observées dans les lacs écossais et baies à faible profondeur (Tab. 19).

Nous avons donc effectué deux expériences complémentaires visant à définir dans quelles conditions il pouvait y avoir des phénomènes de remise en suspension. Pour ce faire, nous avons choisi une période à fort taux de sédimentation, soit Octobre 87, d'après les données de 86. A Carteau, (7-9 octobre 87), puis à Thau (26-29 Octobre 87), nous avons immergé, à des profondeurs variables, les trappes à sédiments de type cylindrique aux stations de référence I pour le bassin de Thau et T 40 dans l'anse de Carteau. Les résultats sont consignés dans le tableau 20 ; les profondeurs du fond aux stations de référence sont de 4 m pour I et 6 m pour T 40.

Les teneurs en carbone et azote sont indépendantes de la profondeur et représentent en moyenne 11.50 ± 0.51 % de C et de 1.28 ± 0.06 % de N, valeurs supérieures à celles rencontrées en Avril et en Juin 1987 alors que les rapports C/N sont identiques (cf. Tab. 18).

Les figures 28 a et b représentent les taux de sédimentation totale et organique en fonction de la profondeur. On remarque une augmentation régulière des dépôts de la surface vers le fond, de façon identique en ce qui concerne les niveaux les plus superficiels. Un fait remarquable concerne la brusque augmentation des dépôts au niveau du fond à Carteau (Fig. 28 a).

Ce phénomène peut être dû à la remise en suspension de matériel. En termes de matière organique, ce phénomène est moins évident (Fig. 28 a).

Nous considérons donc qu'il existe une relation linéaire ($S = a \cdot z + b$) entre le taux de sédimentation (S) et la profondeur (z) lors de nos observations à Thau ainsi qu'à Carteau si l'on retire la valeur de sédimentation totale mesurée près du fond. Les équations estimées sont de la forme :

$$\begin{aligned} \text{- Carteau : } \quad S \quad (\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}) &= 8.20 \cdot z \text{ (m)} + 16.78 \quad r = 0.99 \quad F \quad 94.3 * \\ S \text{ Org } (\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}) &= 1.42 \cdot z \text{ (m)} + 0.06 \quad r = 0.91 \quad F \quad 9.4 \text{ ns} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{- Thau : } \quad S \quad (\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}) &= 8.73 \cdot z \text{ (m)} + 50.60 \quad r = 0.99 \quad F \quad 218.9 ** \\ S \text{ Org } (\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}) &= 2.03 \cdot z \text{ (m)} + 11.76 \quad r = 0.99 \quad F \quad 214.9 ** \end{aligned}$$

Si l'on effectue le test de signification du coefficient de régression (Dagnélie, 1984), on rejette l'hypothèse d'une pente nulle, avec un risque inférieur à 2.5 %, sauf en ce qui concerne

Tableau 20 : Evolution des taux de sédimentations totales et organiques en fonction de la profondeur (z en m). (mesures faites en oct.87 à Thau (T) et à Carteau (C)).

	z	g	g Org	% C	% N	C/N
T	0.5	54.8	12.74	10.74	1.23	8.73
	2.0	67.9	15.78	10.99	1.26	8.72
	3.0	78.3	18.20	11.23	1.28	8.77
	3.5	80.0	18.59	11.81	1.35	8.75
C	0.5	20.2	1.51			
	2.0	34.7	2.60			
	3.5	44.8	3.36			
	5.0	111.2	8.34			

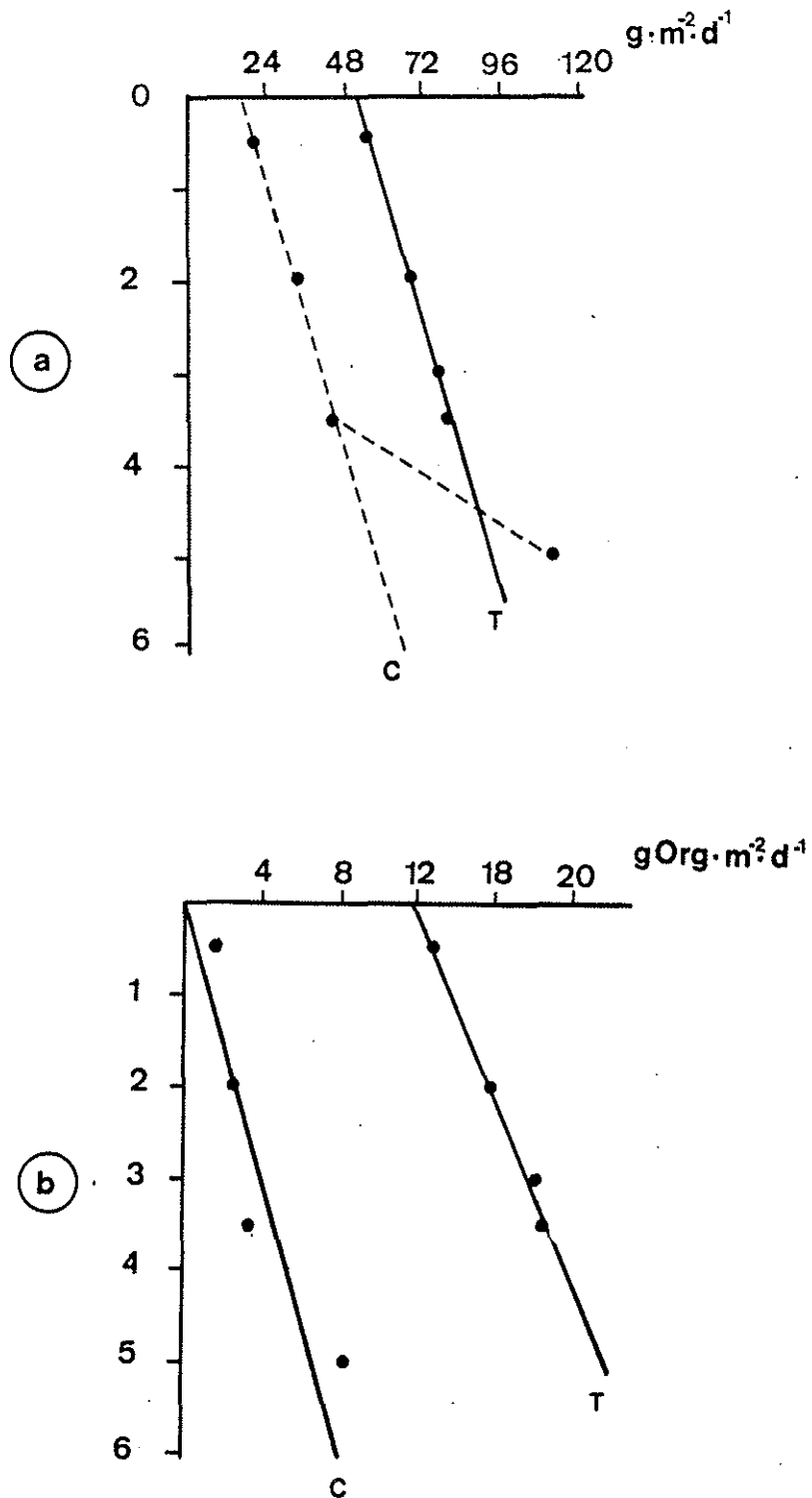


Figure 28 : Taux de sédimentation :
 a) totale
 b) organique
 en fonction de la profondeur (T : Thau ; C : Carteau).

Tableau 21 : Exemples de travaux récents sur la biodéposition.

PC-PN : Populations Cultivées - Naturelles
 IS - IL : *In situ* - au laboratoire
 Bi : Biodéposition
 In : Ingestion
 Fi : Filtration
 Bn : Bilan

Espèces	Travaux			Auteurs
<i>Mytilus edulis</i>	PN-In	IL		Jensen et Sakshaug (1970)
	PN-Fi-Bi	IL		Foster-Smith (1975 a)
	PN-Fi-Bi	IL		Widdows <i>et al.</i> (1979)
	PC-Bn	--	Atlantique	Incze et Lutz (1980)
	PN-Bi	IL		Hildreth (1980)
	PN-Bi	IL		Tsuchiya (1980)
	PC-Bi	IS	Baltique	Dahlbäck et Gunnarsson (1981)
	PN-Bn	--	Baltique	Kautsky (1981)
	PN-Fi	IL		Kiorboe et Mohlenberg (1981)
	PC-Bn	IS	Mer du Nord	Rosenberg et Loo (1983)
	PN-Fi	--		Hawkins <i>et al.</i> (1985)
	PN-Bn	IL		Hawkins et Bayne (1985)
	PC-Bi-In	IS	Atlantique	Deslous-Paoli <i>et al.</i> (1986)
	PN-Fi	IL		Wildish et Kristmanson (1985)
	PN-Bn	IL		Hawkins <i>et al.</i> (1986)
	PN-In-Bi	--	Atlantique	Bayne <i>et al.</i> (1987)
	PN-Bn-Bi	--	Baltique	Kautsky et Evans (1987)
	PC-Bn	IS	Atlantique	Rodhouse et Roden (1987)
	PN-Bn	IS	Wadden See	Dame et Dankers (1988)
<i>Perna californicus</i>	PC-Bn	--	Pacifique	Kaspar <i>et al.</i> (1985)
<i>Modiolus demissus</i>	PN-Bn-Bi	--	Atlantique	Jordan et Valiela (1982)
<i>Crassostrea gigas</i>	PN-Bn-Bi	IS		Bernard (1974)
	PN-Fi	IL		Mann (1977)
	PN-Bi	IS	Méditerranée	Chassany de Casabianca (1979)
	PC	--	Atlantique	Deslous-Paoli (1980)
	PC-Fi	IL		Kiorboe et Mohlenberg (1981)
	PC-Bi	IS		Sornin <i>et al.</i> (1983)
	PC-Bn-Bi	IS	Méditerranée	Outin <i>et al.</i> (1989)
<i>Ostrea edulis</i>	PN-Fi	IL		Walne et Spencer (1974)
	PN-Fi	IL		Mann (1977)
<i>Crassostrea virginica</i>	Bi	IL		Haven et Morales Alamo (1966)
	PN-Fi-Bi	IL		Tenore et Dunstan (1973)
	PC-Bn	--	Atlantique	Epifanio <i>et al.</i> (1975)

la relation $S_{Org} = f(z)$ à Carreau. Le fait de considérer la valeur observée au voisinage du fond rend la relation insignifiante.

Connaissant la relation liant la sédimentation à la profondeur, il est possible de définir l'évolution spatiale du flux de matière en direction du fond. Cette répartition spatiale a été effectuée en ce qui concerne le bassin de Thau. L'intérêt d'une telle démarche est de pouvoir surimposer la biodéposition due aux mollusques en élevage pour visualiser l'impact des exploitations conchylicoles sur le flux colonne d'eau-sédiment.

Dans ce modèle, nous négligeons:

- toute variation temporelle de la sédimentation puisque nous considérons une valeur moyennée sur l'ensemble des données;
- la remise en suspension dont l'importance est cruciale notamment dans les faibles profondeurs;
- les phénomènes de transferts latéraux liés à l'hydrodynamisme.

L'équation que nous avons utilisée, dérive de l'équation linéaire estimée plus haut, à savoir :

$$S = a \cdot z + b \quad (1)$$

d'où

$$S_{2m} = a \cdot 2 + b \quad \text{pour } z=2 \text{ m} \quad (2)$$

(1) moins (2) donne l'équation:

$$S = S_{2m} + a \cdot (z - 2) \quad (3)$$

Soit un changement de l'ordonnée à l'origine.

Les constantes du modèle calculées à partir des taux de sédimentation organique mesurés dans le bassin de Thau par les cylindres (tableau 15) ont pour valeur :

$$\begin{aligned} S_{2m} &= 1.15 \pm 0.60 \text{ g Org.m}^{-2}.\text{d}^{-1} \\ a &= 2.03 \end{aligned}$$

avec a : estimé par la relation linéaire définie en Octobre 87 à Thau (voir plus haut).

D'où (3) devient :

$$S = 1.15 + 2.03 \cdot (z - 2)$$

Cette équation sera reprise lors de la spatialisation de la biodéposition (cf. chapitre 4.3.)

Tableau 22 : Mesure de la biodéposition de l'huître et de la moule dans le bassin de Thau, exprimée en quantité de matière sèche par g. de chair de mollusque et par jour (d^{-1}) (Org : organique ; C : carbone ; N : azote ; G : glucide ; P : protéine ; L : lipide ; intervalle de confiance à 95 % entre parenthèses ; m : moyenne ; s : écart-type ; Cv : coefficient de variation).

	Date	n	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgOrg.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgC.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgN.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgG.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgP.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgL.g ⁻¹ .d ⁻¹
H	jui.86	4	232.3(113.6)	44.6(25.9)	4.76(0.97)	0.52(0.17)	2.05(0.52)	0.88(0.47)	1.00(0.33)
U	oct.86	2	273.9(-)	44.3(-)	5.23(-)	0.80(-)	1.31(-)	0.94(-)	0.33(-)
I	avr.87	4	121.2(105.8)	23.1(20.2)	5.30(3.47)	0.52(0.88)	1.36(1.09)	0.45(0.36)	0.49(0.17)
T	jui.87	4	83.1(31.7)	13.7(8.7)	2.69(1.58)	0.29(0.07)	0.09(0.03)	0.29(0.11)	0.03(0.10)
R	oct.87	5	470.3(156.9)	53.3(22.1)	37.10(7.62)	4.37(1.39)	3.26(0.74)	3.72(0.97)	0.29(0.16)
E	m(s)	5	236.2(152.4)	35.8(16.6)	11.02(14.6)	1.30(1.73)	1.61(1.16)	1.26(1.40)	1.43(0.36)
S	Cv		64.5	46.3	132.5	133.1	72.0	111.1	83.7
M	jui.86	2	116.6(57.3)	21.3(10.4)	4.17(0.31)	0.62(0.03)	1.58(0.16)	0.69(0.48)	0.92(0.38)
D	oct.86	2	110.1(83.4)	18.3(12.4)	3.17(2.57)	0.47(0.51)	1.02(0.59)	0.49(0.36)	0.03(0.01)
U	avr.87	4	83.5(93.5)	13.2(13.4)	3.35(0.35)	0.45(0.50)	1.81(2.25)	0.79(0.89)	0.75(0.92)
L	jui.87	4	52.4(25.6)	6.8(1.7)	2.86(1.21)	0.29(0.10)	0.16(0.07)	0.25(0.12)	0.02(0.01)
E	oct.87	5	158.5(67.1)	21.0(6.8)	6.01(2.05)	0.63(0.22)	1.97(1.12)	1.31(0.05)	0.54(0.18)
S	m(s)	5	104.2(39.5)	16.1(6.1)	3.91(1.27)	0.49(0.14)	1.31(0.74)	0.71(0.40)	0.45(0.41)
	Cv		37.9	37.8	32.5	28.6	56.5	56.3	91.1

4.2.- Biodéposition

L'estimation quantitative et qualitative de la biodéposition, donnée essentielle dans l'établissement des bilans d'énergie dans les écosystèmes côtiers est un problème relativement bien étudié dans les mers à marées. Notamment, il existe un assez grand nombre de travaux en ce qui concerne la moule *Mytilus edulis*. En revanche, on trouve peu de travaux relatifs à la biodéposition de *Mytilus galloprovincialis* en zone méditerranéenne.

Le tableau 21 retrace une bibliographie non exhaustive de travaux récents concernant de près ou de loin la biodéposition des bivalves filtreurs. La plupart des études sont menées au laboratoire aux dépens de l'approche *in situ*. Côté Méditerranée, les rares études portant sur la biodéposition concernent l'huître japonaise *Crassostrea gigas* en élevage dans l'étang de Thau (Outin *et al.*, 1989) et dans les étangs corses (Chassany de Casabianca, 1979).

Notre étude porte essentiellement sur l'estimation *in situ* de la variation quantitative et qualitative de la biodéposition, inter et intra-saisonnière.

4.2.1.- Variations inter-saisonnières

Le tableau 22 regroupe l'ensemble des résultats concernant l'aspect qualitatif et quantitatif de la biodéposition des huîtres et moules dans le bassin de Thau.

• Comparaison entre les huîtres et les moules à Thau.

Les valeurs s'échelonnent entre un minimum de biodéposition en juin 87 de $83.1 \text{ mg.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ($13.66 \text{ mg Org.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$) et un maximum observé en octobre 87 de $470.3 \text{ mg.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ($53.3 \text{ mg Org.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$) pour les huîtres. Il en est de même pour les moules avec des valeurs allant de $52.4 \text{ mg.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ($6.8 \text{ mg Org.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$) à $158.5 \text{ mg.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ($21.0 \text{ mg Org.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$).

Tableau 23 : Exemples de mesures *in situ* de biodéposition (* poids de matière sèche sans cendres)

	Biodéposition	Auteurs
Mytilus (g.ind ⁻¹ .d ⁻¹)	42 - 76	Arakawa (1979)
	300 - 500	Bordovskiy (1965)
	288 - 3696	Sornin (1981)
	66 - 83 *	Boromthanarat (1986a)
	35 - 92	cette étude
Crassostrea (mg.g ⁻¹ .d ⁻¹)	24	Bernard (1974)
	100 - 300	Haven et Morales-Alamo (1966)
	1200 - 10200	Sornin <i>et al.</i> (1983)
	4 - 240	Kusuki (1981)
	83 - 470	cette étude

Ces valeurs sont proches de celles observées par divers auteurs (Tab. 23), notamment Haven et Morales Alamo (1966), Bernard (1974) et Kusuki (1981). En revanche, elles sont nettement inférieures à celles observables dans les zones conchylicoles de Marennes-Oléron pour les huîtres (Sornin *et al.*, 1983) ainsi que pour les moules (Sornin, 1981 et Boromthanasarat, 1986a).

Cette différence est essentiellement liée aux fortes turbidités observées dans ce milieu. En effet, dans ces zones la M.E.S. atteint des valeurs de 200 à 250 mg.l⁻¹ contenant jusqu'à 90% de matière minérale (Héral *et al.*, 1980), ce qui engendre le rejet sous forme de pseudo-fèces d'une très grande partie de la nourriture.

L'ensemble de nos données présente une très forte variabilité, ce qui rend difficile la comparaison des résultats obtenus pour les moules et les huîtres.

Néanmoins, en comparant les valeurs moyennes calculées sur l'ensemble des mesures, il s'avère que la biodéposition des moules est environ deux fois plus faible que celle des huîtres en terme de biodéposition totale et organique. Si l'on calcule les coefficients de variation ($Cv = m/s \times 100$) pour les moyennes huîtres et moules on obtient respectivement des valeurs de 64.5 et 37.9 pour la biodéposition totale et 46.3 et 37.8 pour la biodéposition organique (Tab. 22). Ceci laisse penser que les huîtres sont plus sensibles aux variations inter-saisonnières que ne le sont les moules.

En ce qui concerne les données qualitatives sur la biodéposition, les taux de carbone, azote, glucides, lipides et protides nécessaires pour le calcul des valeurs énergétiques (Annexe, publication 1), ont été estimés à partir des analyses de ces mêmes éléments au laboratoire. Ces teneurs sont regroupées dans le tableau 24 et correspondent à des valeurs corrigées de la sédimentation générale.

Les pourcentages de carbone varient entre 1.96 et 7.89% pour l'huître et entre 2.43 et 5.95% pour les moules. La teneur en azote varie entre 0.25 et 0.89% pour l'huître et 0.40 et 0.65% pour les moules, avec un rapport C/N variant de 6.08 à 9.48. Ces valeurs sont proches de celles obtenues par différents auteurs (voir tableau 25).

Tableau 25 : Exemples de teneurs en carbone et azote de biodépôts d'huîtres et de moules mesurées par divers auteurs (intervalle de confiance entre parenthèses).

	Auteurs	C %	N %	C/N
Huîtres	Sornin <i>et al.</i> (1983)	1.20-1.80	0.12-0.28	6.0-8.7
	Kusuki (1981)	2.60-20.0	0.40-1.50	
	Haven et	4.12		
	Morales-Alamo (1966)			
Moules	Kautsky et Evans (1987)	12.9 (2.2)	1.54 (0.2)	8.4-8.6
	Dahlbäck et Gunnarsson (1981)	13.0-15.0	1.10-1.20	12.0-14.0

Tableau 24 : Teneurs en carbone (C), azote (N), glucide (G), lipide (L) et protide (P) des biodépôts exprimées en % de matière sèche, corrigées de la sédimentation générale (Bassin de Thau).
(Bi : Biodépôts ; MES : matière en suspension).

	C	N	G	P	L	SGPL	C:N	%MO(Bi)	%MO(MES)
Moule									
Juin 86	3,06(0,56)	0,47(0,12)	1,36	0,59	0,70	2,65	6,51	18,27	33,01
Octobre 86	2,43(0,58)	0,40(0,16)	0,93	0,45	0,03	1,40	6,08	16,62	33,70
Avril 87	4,01(0,36)	0,54(0,13)	2,17	0,95	0,90	4,01	7,43	15,81	55,80
Juin 87	5,95(1,44)	0,65(0,21)	0,31	0,48	0,04	0,83	9,15	12,98	43,47
Octobre 87	3,79(0,18)	0,40(0,04)	0,48	0,08	0,34	0,90	0,48	13,25	18,39
Huitre									
Juin 86	2,13(0,72)	0,26(0,06)	0,88	0,38	0,43	1,69	80,52	19,19	33,01
Octobre 86	1,96(0,39)	0,31(0,07)	0,48	0,34	0,12	0,94	6,32	16,17	33,70
Avril 87	3,34(0,70)	0,31(0,07)	0,48	0,34	0,12	0,94	6,32	16,17	33,70
Juin 87	3,04(0,85)	0,34(0,09)	0,10	0,35	0,04	0,49	80,94	16,44	43,47
Octobre 87	7,89(0,45)	0,89(0,05)	0,07	0,08	0,06	0,21	8,87	11,33	18,39

En ce qui concerne la composition biochimique des biodépôts, la somme glucides + lipides + protéines n'excède que rarement 4% du poids sec total pour un minimum de 0.21%. L'élément majoritaire dans la composition correspond aux glucides, suivi des protides puis enfin des lipides. Ce schéma correspond aux observations de Deslous-Paoli *et al.* (1986). Les sucres composant les structures de soutien des algues ne seraient pratiquement pas digérés. La comparaison huîtres - moules semble indiquer que les biodépôts de moules sont plus riches en composés biochimiques que les biodépôts d'huîtres. Ce qui tendrait à prouver que les huîtres ont un meilleur rendement de conversion que les moules (tableau 24).

Le calcul des coefficients digestibilité (CD) a été effectué :

- d'après la formule de Conover (1966) pour la matière organique

$$CD = [(F-E) / F] \times 100$$

avec : F = % de MO dans aliment

E = % de MO dans fèces

- d'après la formule de Maynard et Loosli (1956) adaptée aux nutriments étudiés (G.L.P.C.N et S(G+L+P)) :

$$CD = (1 - [(E/F) \times (F'/E')]) \times 100$$

avec : E et F = nutriments dans fèces et aliments

E' et F' = % matière minérale dans fèces et aliments

Les résultats sont consignés dans le tableau 26

• En ce qui concerne le CD de la matière organique, on trouve des valeurs comprises entre 32 et 81% pour les moules et entre 43 et 82% pour les huîtres.

Il est fort probable que le CD de la matière organique dépende de la qualité et de la quantité de nourriture ingérée par les mollusques filtreurs.

Selon Widdows et Bayne (1971) et Thompson et Bayne (1972), le CD est inversement proportionnel à la quantité de nourriture chez *Mytilus edulis* pour des concentrations inférieures à la limite d'apparition des pseudo-fèces. Gerdes (1983) estime que l'efficacité d'assimilation de la fraction ingérée par *Crassostrea gigas* est relativement constante pour des concentrations algales comprises entre 1.25 et 2.50 mg Org.l⁻¹. D'après Widdows *et al.* (1979), la production de pseudo-fèces chez la moule apparaît pour des concentrations de 4.5 à 5 mg.l⁻¹ de M.E.S.

De même, chez *Crassostrea gigas* cette limite est de 4 mg.l⁻¹ (Haven et Morales-Alamo, 1966).

Dans le cas des concentrations de seston supérieures ou égales à cette limite, nous obtenons, en octobre 1987, les plus faibles coefficients de digestibilité : 43 et 32%

Tableau 26 : Coefficients de digestibilité (CD) chez la moule et l'huître, calculés pour divers constituants biochimiques et rappel des paramètres concernant le seston (Bassin de Thau).

	MO	C	N	CD				Seston				
				G	P	L	SGLP	MES	MOP	MIP	%MIP	
Moule												
Juin 86	55	nm	nm	53	83	67	69	5,21	1,72	3,49	67	
Octobre 86	61	71	45	42	68	94	60	5,02	1,72	3,31	66	
Avril 87	85	84	89	74	92	87	86	1,63	0,90	0,73	44	
Juin 87	81	64	75	94	95	99	96	1,74	0,75	0,99	57	
Octobre 87	32	39	52	75	96	65	81	7,45	1,37	6,08	82	
Huître												
Juin 86	51	nm	nm	69	89	80	80	5,21	1,72	3,49	67	
Octobre 86	62	77	59	70	76	76	73	5,02	1,72	3,31	66	
Avril 87	82	86	93	86	97	86	91	1,63	0,90	0,73	44	
Juin 87	74	81	87	98	96	99	97	1,74	0,75	0,99	57	
Octobre 87	43	-23	-07	94	96	94	96	7,45	1,37	6,88	82	

Tableau 27 : Mesure de la biodéposition de la moule dans l'Anse de Carteau (Golfe de Fos), exprimée en quantité de matière sèche par g. de chair de mollusque et par jour (d^{-1}) (Org : organique ; C : carbone ; N : azote ; G : glucide ; P : protéine ; L : lipide ; intervalle de confiance à 95 % entre parenthèses ; m : moyenne ; s : écart-type ; Cv m: coefficient de variation calculé sur la moyenne ; m Cv : moyenne des coefficients de variation).

Date	n	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgOrg.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgC.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgN.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgG.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgP.g ⁻¹ .d ⁻¹	mgL.g ⁻¹ .d ⁻¹
déc. 85	1	308.0(-)	48.7(-)	22.48(-)	2.65(-)	7.54(-)	0.80(-)	0.06(-)
mars 86	4	234.0(150.5)	19.9(12.3)	nd	nd	nd	nd	nd
mai 86	2	65.6(47.0)	31.0(1.8)	9.05(6.50)	0.94(0.67)	9.80(2.3)	0.38(0.01)	0.21(0.01)
juil.86	4	68.7(46.1)	9.7(6.5)	3.71(2.49)	0.29(0.02)	1.51(1.64)	0.30(0.18)	0.04(0.01)
oct. 86	6	183.4(71.5)	26.6(10.4)	11.68(4.55)	1.16(0.45)	2.90(1.90)	0.43(0.43)	0.06(0.00)
déc. 86	2	171.3(13.9)	22.8(1.9)	7.59(0.62)	0.38(0.03)	1.48(0.13)	0.06(0.01)	0.06(0.01)
mai 87	2	101.6(38.9)	10.2(3.9)	4.58(1.04)	0.33(0.08)	1.43(0.57)	0.37(0.16)	0.69(0.10)
juil.87	2	110.7(4.6)	8.5(0.4)	5.97(0.25)	0.44(0.02)	nd	nd	nd
oct. 87	4	319.7(126.2)	23.7(5.9)	16.34(6.45)	1.34(0.53)	nd	nd	nd
m	9	172.9(97.5)	22.3(12.8)	10.18(6.44)	0.94(0.80)	4.11(3.65)	0.39(0.24)	0.19(0.25)
Cv m		56.4	57.5	63.3	85.1	88.8	61.5	131.6
m Cv	9	39.6	29.4	36.1	39.6	49.3 ¹	44.5	15.5

respectivement pour les huîtres et les moules. A cette date, la fraction minérale du seston représente 82%. Bayne *et al.* (1987) observent au laboratoire, avec des cultures d'algues + argiles, les coefficients CD les plus faibles lorsque la fraction minérale est forte.

Boromthanasarat (1986a) estime que le coefficient de digestibilité est négativement corrélé avec le pourcentage de minéral dans la nourriture de *Mytilus edulis*, ce qui correspond à nos observations aussi bien pour *Mytilus galloprovincialis* que pour l'huître *Crassostrea gigas*. Les coefficients les plus faibles correspondent aux périodes à forte teneur en MES et surtout en MIP.

- En ce qui concerne les teneurs en carbone et azote, le CD varie de 93 à 39% jusqu'à des valeurs négatives en octobre 87 pour l'huître. Ce phénomène également observé par Bayne *et al.* (1987) peut être expliqué par un enrichissement en mucus des biodépôts lors de l'émission des pseudo-fèces (Foster-Smith, 1975 b).

Pour les autres périodes, le sens de variation du coefficient de digestibilité du carbone et de l'azote correspond à celui décrit à propos de la matière organique.

- En ce qui concerne le coefficient de digestibilité des glucides, protéides et lipides, l'évolution est la même, sauf durant la période d'octobre 87 pour l'huître où nous avons trouvé des valeurs supérieures ou égales à 94%. Ce phénomène en contradiction avec les résultats concernant la matière organique et la composition proximale, peut s'expliquer par le fait que les glucides, lipides et protéines dosés dans les échantillons correspondent à la partie mobilisable de la matière organique. Cette matière, par rapport à des composés réfractaires, serait très bien assimilée par des filtreurs dans une certaine limite comme nous le verrons plus loin.

- Comparaison entre les moules de Carteau et celles de Thau

Le tableau 27 représente les résultats des mesures de biodéposition de moules dans l'anse de Carteau effectuées en 1986 et 1987. En terme de biodéposition totale, les valeurs mesurées sont comprises entre 65.6 et 319.7 mg.g⁻¹.d⁻¹, soit en moyenne 172.9 mg.g⁻¹.d⁻¹ et entre 8.5 et 148.7 mg Org.g⁻¹.d⁻¹, avec une moyenne annuelle de 22.3 mg Org.g⁻¹.d⁻¹. Ces valeurs sont proches de celles observées dans le bassin de Thau, compte tenu de leur variabilité. En effet, le coefficient de variation (CVm) calculé à partir des moyennes de chaque période varie de 56.4 à 131.6%. En revanche, les moyennes des CV calculées pour chaque période sont régulièrement plus faibles, ce qui tend à prouver le caractère saisonnier de la biodéposition quel que soit le paramètre considéré. Une analyse de variance effectuée sur l'ensemble des résultats concernant la biodéposition totale donne les résultats suivants :

Tableau 28 : Teneurs en carbone (C), azote (N), glucide (G), lipide (L) et protide (P) des biodépôts exprimées en % de matière sèche, corrigées de la sédimentation générale (Anse de Carteau).
(Bi : Biodépôts ; MES : matière en suspension).

	C	N	G	P	L	SGPL	C:N	%MO(Bi)	%MO(MES)
déc. 85	7.30(0.25)	0.86(0.35)	2.45	2.26	0.02	2.73	8.49	15.80	35.27
mai 86	13.80(1.34)	1.43(0.09)	14.94	0.60	0.10	15.64	9.65	47.26	30.49
juil.86	5.40(0.35)	0.43(0.08)	2.20	0.44	0.06	2.70	12.56	14.12	35.67
oct.86	6.37(0.92)	0.63(0.24)	1.58	0.23	0.04	1.85	10.11	14.50	34.57
déc.86	4.43(0.30)	0.22(0.09)	0.86	0.04	0.04	0.94	20.14	13.30	23.68
mai87	4.85(0.31)	0.35(0.01)	1.32	0.53	0.73	2.59	13.86	10.02	22.22
juil.87	5.39(0.34)	0.40(0.09)	nd	nd	nd	nd	13.48	7.72	18.22
oct.87	5.11(0.24)	0.42(0.06)	nd	nd	nd	nd	12.17	7.41	22.61

Tableau 29 : Coefficients de digestibilité (CD) chez la moule, calculés pour divers constituants biochimiques et rappel des paramètres concernant le seston (Anse de Carteau).

	CD							Seston			
	MO	C	N	G	P	L	SGLP	MES	MOP	MIP	%MIP
Décembre 85	66	-106	6	-240	75	97	-10	15.44	6.03	9.41	65
Mars 86	79	nm	nm	nm	nm	nm	nm	3.72	1.13	2.59	70
Mai 86	-104	nm	nm	-5	74	88	-38	18.02	5.50	12.52	70
Juillet 86	70	65	74	73	91	98	83	4.31	1.55	2.76	64
Octobre 86	68	42	61	66	95	99	85	6.05	2.09	3.96	65
Décembre 86	51	18	62	37	94	95	66	5,21	1,72	3,49	67
Mai 87	61	-30	61	-6	40	-17	7	18.32	4.06	14.26	77
Juillet 87	63	57	80	nm	nm	nm	nm	4.94	0,90	4.04	82
Octobre 87	73	-33	-67	nm	nm	nm	nm	10.26	2,32	7,94	77

En supposant la normalité des distributions, nous avons tout d'abord testé l'hypothèse d'homoscédasticité ou d'homogénéité des variance par le test de Bartlett (Dagnélie, 1984). Nous ne pouvons rejeter H_0 ($X^2_{\text{obs}} = 11.77 < X^2_{0,95}$ pour 23 DDL).

Source des variations	DF	SCE	CM	F
inter-campagne	8	174197.494	21774.687	4.665
intra-campagne	15	70017.563	4667.838	.005 < p < .01
total	23	244215.057		

Il existe donc une variation significative au sens statistique du terme, dans la production de biodépôts dans l'ensemble de nos observations. Une rapide comparaison avec les données hydrobiologiques permet de voir que les plus fortes valeurs de biodéposition totale et organique se rencontrent lorsque les teneurs en seston total et organique sont élevées.

Le tableau 28 résume les résultats d'analyses. Les teneurs en carbone et azote sont en moyenne légèrement supérieures à celles observées pour le bassin de Thau, avec une valeur maximale en mai 1987 de 13.80 ± 1.34 % C et 1.43 ± 0.09 % N. Les teneurs en glucides sont également élevées pendant cette période alors que l'ensemble des autres paramètres biochimiques sont compris dans une gamme de valeurs identiques à celle rencontrée dans le bassin de Thau. En ce qui concerne le rapport C/N, il varie de 8.49 à 20.14, avec des valeurs généralement supérieures à 10. Ce supplément de carbone dans les biodépôts récoltés dans l'anse de Carteau par rapport à ceux récoltés dans le bassin de Thau, est probablement dû à la présence d'une fraction de carbone inorganique plus importante dans le seston.

Les coefficients de digestibilité (CD, définition au paragraphe précédent) des constituants organiques, proximaux et biochimiques sont regroupés dans le tableau 29. Pour la matière organique le coefficient CD ne dépasse pas 80 %. Compte tenu des remarques précédentes et sachant que les teneurs en seston sont supérieures à $3-4 \text{ mg.l}^{-1}$ aux périodes de mesures, nous trouvons des valeurs comprises entre 51 et 79 %, soit assez faibles par rapport aux observations faites dans le bassin de Thau. En mai 87, le coefficient CD devient négatif. En effet, pendant cette période, la fraction organique des biodépôts est supérieure à celle du seston, respectivement 47.26 % et 30.49 %. Ce phénomène correspond à celui discuté au paragraphe précédent et concerne l'émission sous forme de pseudo-fèces d'une partie du matériel ingéré, dans le cas d'une trop forte charge en M.E.S

A cette période, la M.E.S. était de 18.02 mg.l^{-1} , soit entre 3 et 4 fois celle rencontrée dans le bassin de Thau. La production de pseudo-fèces engendre la fabrication d'un mucus riche en glucides d'où des coefficients CD négatifs dans le cas des sucres. Ce phénomène est identique en décembre 85 et mai 87 où les teneurs en M.E.S. sont de 15.44 et 18.32 mg.l^{-1} respectivement. En revanche, au niveau qualitatif, la M.E.S pendant la période de mai 86 présente une très forte valeur de glucides par rapport aux autres périodes (cf. chapitre 3.1.2.),

ce qui expliquerait partiellement les différences dans les coefficients de digestibilité de la matière organique.

En conclusion, nous retiendrons un certain nombre de faits caractéristiques :

- Des CD négatifs apparaissent lorsque les charges en M.E.S. sont supérieures à 6.05 mg.l^{-1} , ainsi qu'un enrichissement des biodépôts en sucre et en carbone lorsque ces valeurs de M.E.S. sont très élevées.
- Les lipides et les protéines présentent les CD les plus grands, régulièrement voisins de 90-99 %, d'où la part prépondérante des sucres dans les biodépôts.
- Au niveau quantitatif, la biodéposition est liée à la charge de matériel particulaire dans l'eau avec apparition d'une fraction non digérée correspondant à des pseudo-fèces dans le cas de forte teneur en M.E.S..

4.2.2. Interrelations Biodéposition-Facteurs du milieu.

A partir de l'ensemble des données concernant la biodéposition et les facteurs du milieu, il est possible de définir les relations liant la quantité de biodépôts émis en fonction d'un certain nombre de facteurs biotiques et/ou abiotiques caractéristiques du milieu.

Haven et Morales-Alamo (1966) considèrent la production de biodépôts d'huître comme proportionnelle à la quantité de MES et de MIP, si l'on prend en compte la somme fèces plus pseudo-fèces. Rosenberg et Loo (1983) puis Wildish et Kristmanson (1984, 1985) démontrent l'influence, d'une part, de la qualité de la nourriture, et d'autre part, de la vitesse de courant véhiculant cette nourriture, sur la production de *Mytilus edulis*. La "déplétion", au sens utilisé par Fréchette et Bourget (1985) représente la réduction de la quantité de seston liée à l'activité de filtration d'un stock de mollusques. Cette déplétion, observée entre autre par Dame et Dankers (1988), entraîne une diminution de la production de biodépôts s'il n'y a pas de renouvellement de la nourriture. Tsuchiya (1980) observe une corrélation positive entre la biodéposition de *M. edulis* et les débits d'entrée des enceintes à flux contrôlé, corrélation linéaire pour les faibles charges sestoniques (2 mg.l^{-1}) et saturante pour les fortes charges (90 mg.l^{-1}).

Les facteurs du milieu retenus pour l'études des inter-relations entre biodéposition et milieu seront la charge sestonique moyenne et la vitesse moyenne du courant (VIT).

Le tableau 30 correspond aux équations des droites de régression entre les biodépositions (Y) totale (BT) et organique (BO) et les charges sestoniques (X) totale (MES) et organique (MOP) successivement pour les mesures effectuées à Thau et à Carteau.

Tableau 30 : Droites de régression biodéposition (Y) en fonction du seston (X).

($Y = A(X) + B$ avec BT : biodéposition totale en $\text{mg.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$; BO : biodéposition organique en $\text{mg Org.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$; MES : matière en suspension en mg.l^{-1} ; MOP : matière organique particulaire en mg Org.l^{-1}).

		Y	X	A	B	r	F	p	
M O U L E	Carteau	BT	MES	0.82	157.65	0.05	0.02	0.91	ns
		BT	MOP	-0.45	167.46	-0.01	0.00	0.99	ns
		BO	MES	1.88	7.14	0.77	7.19	0.04	*
		BO	MOP	5.49	8.80	0.72	5.50	0.07	ns
H U I T R E	Thau	BT	MES	15.03	40.94	0.95	27.15	0.01	**
		BT	MOP	58.86	28.17	0.67	2.50	0.21	ns
		BO	MES	2.14	7.11	0.87	9.33	0.05	*
		BO	MOP	11.86	0.79	0.87	9.78	0.05	*
		BT	MES	58.58	-10.60	0.96	34.92	0.01	***
		BT	MOP	196.11	-17.21	0.58	1.54	0.30	ns
		BO	MES	6.42	8.77	0.96	37.30	0.01	***
		BO	MOP	31.40	-4.78	0.85	8.12	0.01	ns

• Comparaison entre les moules de Thau et celles de Carteau:

Les équations significatives et comparables sont celles liant la quantité de biodépôts organique émise en fonction du seston total:

$$\text{- Carteau } BO = 1.88 \cdot (\text{MES}) + 7.14$$

$$\text{- Thau } BO = 2.14 \cdot (\text{MES}) + 7.11$$

Les pentes et ordonnées à l'origine sont très voisines, ce qui nous amène à considérer que la biodéposition des moules est indépendante du site estuarien ou lagunaire dans la limite des conditions environnementales rencontrées dans cette étude. En supposant la linéarité des régression dans la gamme de nos observations, il faut, avant de comparer statistiquement les pentes, tester l'hypothèse d'égalité des variances résiduelles par un test F.

Comparaisons Huître / Moule	Comparaisons Carteau / Thau
BT / MES : $F_{\text{obs}} = 10.12$ ns	BO / MES : $F_{\text{obs}} = 11.16$ ns
BO / MES : $F_{\text{obs}} = 2.21$ ns	

$$F_{\text{obs}} < F_{0.975} (15.40)$$

On ne rejette pas l'hypothèse d'égalité des variances résiduelles.

• Comparaison à Thau des moules et des huîtres :

Les équations significatives et comparables concernent la biodéposition totale et organique entre fonction de la MES:

$$\text{- Moule } \quad \text{BT} = 15.03 (\text{MES}) + 40.94 \quad \text{BO} = 2.14 (\text{MES}) + 7.11$$

$$\text{- Huître } \quad \text{BT} = 58.58 (\text{MES}) - 10.60 \quad \text{BO} = 6.42 (\text{MES}) + 8.77$$

Y-X	a1-a2	SCE _x	CMrés ₁	CMrés ₂	n	t _{obs}	
BT-MES	43.55	24.927	207.252	1085.174	5	3.492	**
BO-MES	4.28	24.927	12.227	27.076	5	1.968	*

Les pentes sont significativement différentes d'un rapport 3 à 4. Il existe donc fondamentalement des différences dans l'activité trophique de ces deux mollusques dont l'action combinée agit sur la biodéposition. Ces différences peuvent être d'ordres variés, par exemple :

- régulation du taux de filtration
- tri particulaire de la nourriture
- seuil de production des pseudo-fèces
- efficacité d'assimilation.

Les ordonnées à l'origine des modèles BT moules et huître valent respectivement 40.94 et -10.60.

Ceci entraîne que l'écart entre la biodéposition des moules et celle des huîtres sera d'autant plus grand que la teneur en MES sera élevée. Dans les faibles valeurs de MES, les BT calculées pour les deux mollusques seront voisines alors que pour les fortes valeurs de seston, la quantité de biodépôts émise par l'huître sera nettement supérieure à celle émise par les moules.

En ce qui concerne le modèle biodéposition organique ce n'est pas le cas : les ordonnées à l'origine sont voisines.

Ce dernier résultat suggère l'hypothèse d'une différence dans les réactions trophiques respectives des huîtres et des moules vis à vis de la quantité de nourriture.

Etant donné que le site n'influe pas sur le modèle biodéposition des moules, nous avons recalculé les équations des droites de régression, en considérant cette fois-ci, l'ensemble des données obtenues pour *Mytilus* sur les deux sites ; dans un second temps, nous y avons intégré une variable supplémentaire, considérée comme indépendante de la variable seston : la vitesse moyenne du courant (VIT).

Les coefficients des modèles sont consignés dans les tableaux 31 .

Tableau 31 : Droites de régression ($Y = A X + B Z + C$) calculées pour les moules sur l'ensemble des observations tous sites confondus (légende voir tableau 30, VIT : vitesse du courant en cm.s^{-1}).

Y	X	Z	A	B	C	r	R ²	F	p
BO	MES	-	2.67	-	3.36	0.89	79.69	31.39	0.0051 ***
BO	MOP	-	7.68	-	5.20	0.82	66.84	16.12	0.0039 ***
BO	MES	VIT	2.41	0.47	2.12	0.90	81.00	15.06	0.0029 ***
BO	MOP	VIT	6.35	0.97	1.91	0.86	73.96	10.00	0.0089 ***

L'introduction de la vitesse moyenne du courant mesurée entraîne les gains (ΔR^2) suivants dans l'explication de la variance :

$$\text{BO} = 2.67 (\text{MES}) + 3.36 \quad R^2 = 79.69$$

$$\text{BO} = 2.41 (\text{MES}) + 0.47 (\text{VIT}) + 2.12 \quad R^2 = 81.00$$

 $\Delta R^2 = 1.31$

$$\text{BO} = 7.68 (\text{MOP}) + 5.20 \quad R^2 = 66.84$$

$$\text{BO} = 6.35 (\text{MOP}) + 0.97 (\text{VIT}) + 1.91 \quad R^2 = 73.96$$

 $\Delta R^2 = 7.12$

L'introduction d'une variable supplémentaire contribue donc à un gain sensible d'explication de la variance dans le modèle $\text{BO} = f(\text{MOP})$, ce qui n'est pas le cas pour le modèle $\text{BO} = f(\text{MES})$.

Ces équations fondamentales ont été reprises dans le cadre d'un bilan global annuel de production (Annexe, publication 1).

Si l'on remplace le paramètre VIT par une valeur correspondante issue de la simulation bidimensionnelle (chapitre 2) nous avons d'une part une réduction du F observé ce qui rend la signification statistique du modèle moins évidente et d'autre part compte tenu du R^2 calculé, il n'apparaît pas de gain supplémentaire par rapport à l'emploi des vitesses mesurées.

4.3.- Impact quantitatif de la biodéposition à Thau.

Comme précédemment, l'équation reliant la biodéposition organique à la chlorophylle a (Chl a), a été estimée à partir des mesures effectuées à Thau. La répartition spatiale moyenne de la Chl a, dans l'étang de Thau est issue d'une étude IFREMER portant sur un réseau de 14 stations prospectées 36 fois au cours de l'année 1986 (Tournier et Pichot, 1987) (Fig. 29 a).

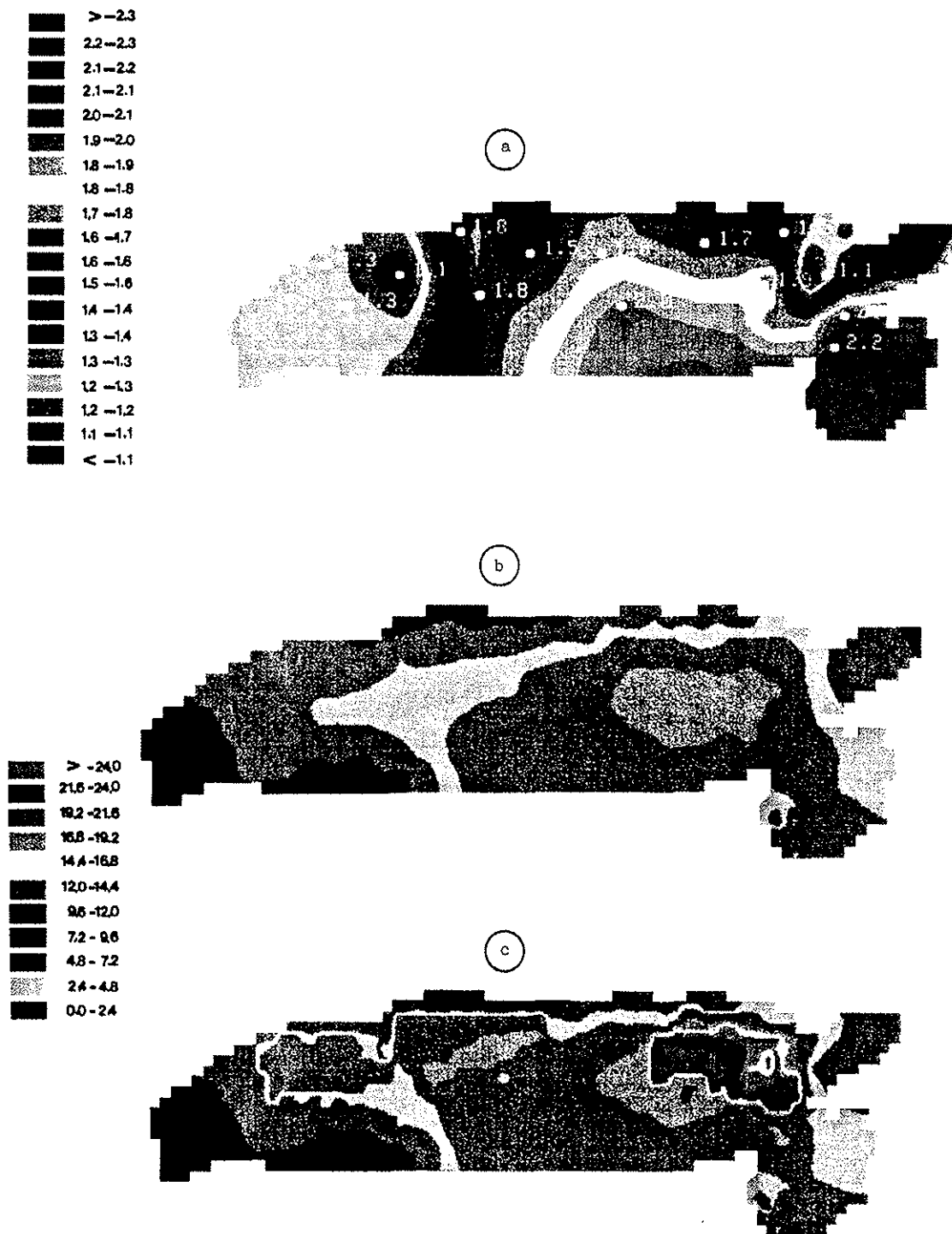


Figure 29 : Représentation de la variation spatiale dans le bassin de Thau de :
 a) chlorophylle a ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
 b) sédimentation organique ($\text{g Org. m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)
 c) sédimentation + Biодéposition ($\text{g Org. m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)

Dans un premier temps, étant donné les techniques de prélèvement et de dosage différentes de la Chl a, nous avons calculé un facteur de correction applicable à nos mesures de teneurs en Chl a et ceci par une régression linéaire dont l'équation est donnée ci-dessous :

$$\text{Chl a (IFREMER)} = 0.499 \cdot \text{Chl a (SME)} - 0.018 \quad (r = 0.94, p = 0.01)$$

Nous avons donc réduit de moitié l'ensemble des données pour calculer l'équation de la droite de régression liant BO à Chl a (IFREMER).

Dans un second temps, nous avons calculé cette droite de régression, respectivement pour les huîtres (H) et pour les moules (M) :

$$\text{BO (H)} = 70.269 \cdot \text{Chl a (IFREMER)} + 4.317 \quad (r = 0.86, p = 0.05)$$

$$\text{BO (M)} = 16.888 \cdot \text{Chl a (IFREMER)} + 6.243 \quad (r = 0.81, p < 0.01)$$

Dans un troisième temps, nous avons réalisé un maillage de 250 m de côté, identique à celui de B. Millet (cf. chapitre 1) puis reproduit une carte d'isoplèthes de taux de sédimentation à partir des équations liant le taux de sédimentation générale et la profondeur (cf. chapitre 4.1.). Cette carte de fond est la réplique d'une carte bathymétrique puisque basée sur une relation de type linéaire entre profondeurs et taux de sédimentation. (Fig. 29 b).

Dans un quatrième temps, nous avons considéré les zones d'élevage A, B et C et repéré les codes de maillage correspondants, où s'effectue la biodéposition due aux huîtres et aux moules. A partir de la BO (mg Org. g⁻¹.d⁻¹) estimée par les données spatiales de Chl a (IFREMER), nous avons recalculé une variable BO (g Org. maille⁻¹.d⁻¹) en multipliant par la biomasse moyenne de coquillages, estimée pour 1986 par Hamon (en prép.).

Enfin, nous avons divisé chacune des variables BO par la superficie d'une maille pour obtenir une variable BO par unité de surface (g Org. m⁻².d⁻¹). Cette façon de procéder entraîne une dilution des quantités biodéposées car la superficie des tables est nettement inférieure à celle d'une maille de notre modèle. En effet le rapport de la surface totale de la maille sur la surface de la somme des tables dans une maille est de 62500 m² / 8000 m² d'où une dilution d'un facteur 7 à 8.

Le résultat final correspond à la figure 29 c où l'on distingue très nettement les contours des zones A, B et C.

Cette carte représente la zone privilégiée de biodéposition des mollusques en élevage dans l'étang de Thau, soit une localisation des points de chutes les plus probables si nous négligeons turbulence et remise en suspension. En effet, dans l'établissement de cette carte, nous n'avons tenu compte ni de la tendance à la distribution des biodépôts par transferts advectifs latéraux pendant leurs chutes, ni des phénomènes de remise en suspension après atterrissage sur le fond.

• En ce qui concerne le premier point, Kusuki (1981) estime que le cône de sédimentation des biodépôts d'huîtres élevés sur cordes suspendues verticalement sur des radeaux est d'un diamètre voisin de 40 m à partir du centre du radeau pour des vitesses de courant de 5 cm.s^{-1} . Son calcul est basé à partir de la mesure de la vitesse de chute des biodépôts variant de 0.4 à 1.7 cm.s^{-1} . Une estimation grossière du même type que nous avons effectuée en plongée dans les installations conchylicoles donne des résultats plus élevés (de l'ordre de 1 à 3 cm.s^{-1}). En nous basant sur une équation théorique de vitesse de chute d'une particule, définie de la façon suivante (Partheniades, 1986) :

$$t_s = H / U_{sf} \quad (1)$$

avec t_s : temps de chute (s)
 H : Hauteur d'eau (m)
 U_{sf} : vitesse de sédimentation (m.s^{-1})

nous évaluons les temps de chute compris entre 6 et 25 minutes en considérant une profondeur de 6 m et les U_{sf} de Kusuki.

A partir de l'équation (1), nous avons défini l'équation suivante :

$$D_s = H \cdot u / U_{sf} \quad (2)$$

avec D_s : distance horizontale parcourue pendant la chute (m)
 H : Hauteur d'eau (m)
 U_{sf} : vitesse de sédimentation (m.s^{-1})
 u : vitesse horizontale (m.s^{-1})

En remplaçant u par la valeur correspondant à la plus grande des vitesses moyennes enregistrées à Thau à savoir $u = 0.0963 \text{ m.s}^{-1}$, nous obtenons un déplacement horizontal maximum de 145 m (en tenant compte des constantes utilisées dans le calcul (1)).

Il faut signaler également que nous avons observé des réductions de l'ordre 50 % de la vitesse sous les tables conchylicoles ce qui réduit d'autant plus la distance d'atterrissement.

Compte tenu de ces remarques, l'atterrissement de la majeure partie des biodépôts se fera obligatoirement au sein même de la maille telle qu'elle est définie dans notre modèle (250 m de coté).

• En ce qui concerne le second point à savoir les problèmes liés aux phénomènes de remise en suspension, les études sont rares et concernent presque exclusivement les mers à marées. Signalons toutefois, les travaux de Gabrielson et Lukatlich (1985) qui ont démontré pour des sédiments de 2 à 2.5 m de profondeur, une relation entre taux de remise en suspension et l'intensité du vent pour une zone estuarienne ouest australienne où les conditions tidales se rapprochent des conditions méditerranéenne. De même, Jonge et Van den Berg (1987) ont montré lors d'une expérience au laboratoire, que des phénomènes de remise en suspension pouvait avoir lieu dans des zones très peu profondes et pour un seuil de 10 cm.s^{-1} de vitesse de courant horizontal.

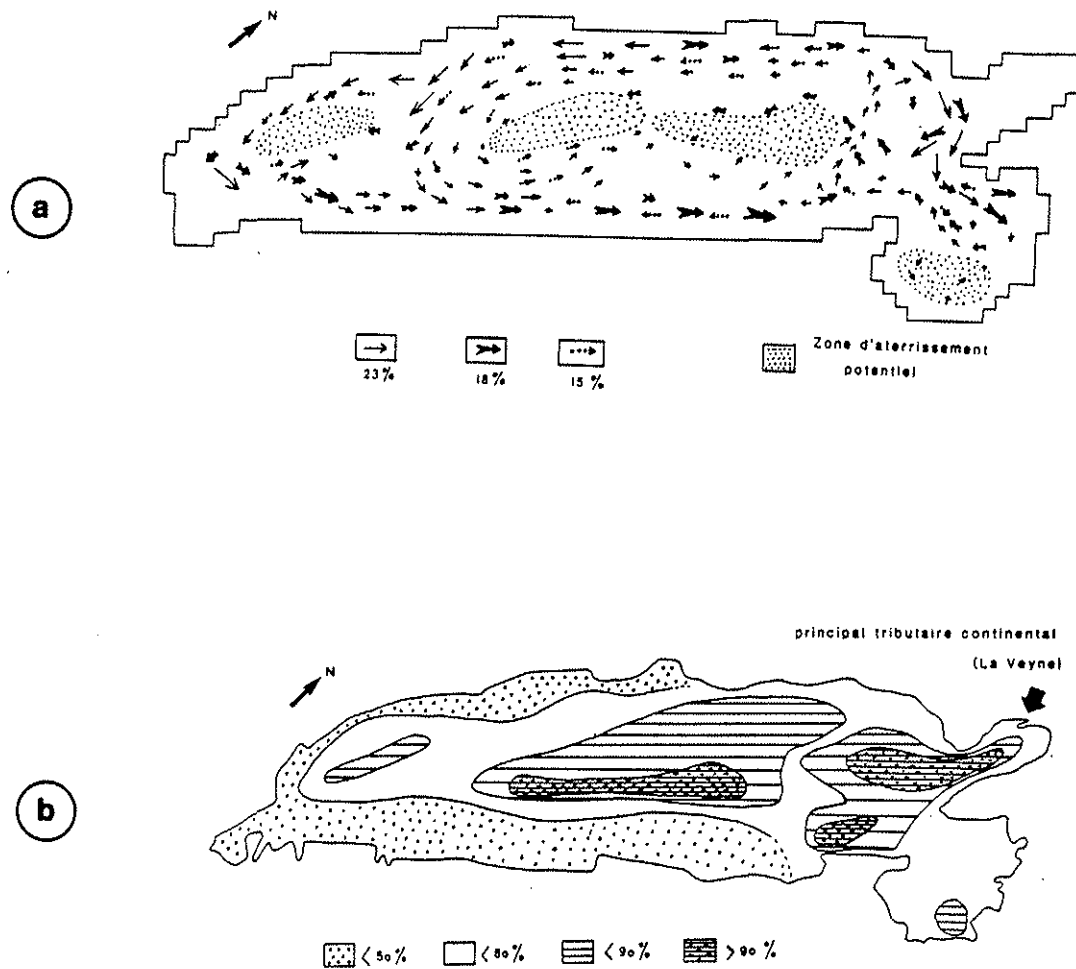


Figure 30 : Etang de Thau (d'après Millet, 1989) :

- a) : Répartition spatiale fréquentielle des valeurs des tensions de fond (1 cm = 0.1 SI)
 b) : Granulométrie du sédiment superficiel ; rapport (%) de la fraction inférieure à 63 μ m ramenée à la fraction totale de l'échantillon.

Les lois théoriques de remises en suspension sont rares et pour la plupart d'un usage limité aux problèmes de turbidité de zones à marées importantes. Dans ces conditions les courants avoisinent les 20 à 60 cm.s^{-1} à 6 cm du fond ou encore 40 à 70 cm.s^{-1} à moins d'1 m du fond, engendrant des élévations de turbidité de 20 à 500 mg.l^{-1} (Nichols, 1986). Les quelques travaux de synthèses signalent comme seuil de vitesse critique (U_c) de remise en suspension des ordres de grandeurs de 15 à 35 cm.s^{-1} pour des sédiments de 45 à 90 % de teneur en eau (Rhoads et Boyer, 1981). Avoine (1981) estime qu'il y a érosion dans le cas de sédiments fins lorsque $U_{100} > 100 \text{ cm.s}^{-1}$ (U_{100} étant la vitesse du courant à 1 m du fond). Nous sommes très éloignés de ces conditions de forts courants très proches du fond. Le problème de la reprise des biodépôts par le courant de cisaillement qui redistribue spatialement le sédiment sur tout le milieu peut être abordé par la mesure du terme de tension de fond directionnel tel que Millet (1989) l'a défini et représenté pour l'étang de Thau. La figure 30 représente la répartition spatiale fréquentielle des valeurs des tensions de fond dans l'étang de Thau. Des zones de fortes valeurs de tensions de fond se trouvent localisées dans les parties NW (côté terre) des zones conchylicoles, alors que les parties les plus proches du côté mer seraient caractérisées comme zone d'atterrissement potentiel. La superposition de la figure 30 a et de la figure 29 c révèle qu'au niveau de la zone A, nous aurions les plus fortes probabilités de remise en suspension alors que les zones B et C en seraient préservées. Une autre superposition peut être faite, celle d'une carte granulométrique de l'étang (Fig. 30 b) toujours avec la figure 29 c. Dans ce cas, on remarque une assez bonne adéquation entre la carte "source" (Fig. 29 c) et la carte granulométrique qui, elle, intègre l'ensemble des processus sédimentaires. En effet, seule une zone étroite localisée au centre de la zone conchylicole A montre un pourcentage de fraction fine moins élevé que le restant de la zone. Une remarque supplémentaire concerne la cohésion des vases et leur influence sur la remise en suspension. En effet il est reconnu que la vitesse de cisaillement peut être diminuée par la présence d'un mucus enrobant les pelote fécales (Nowell *et al.*, 1981 in Montague, 1986). De même la présence d'une forte biomasse de polychètes qui par le biais de leurs tubes et des sécrétions de mucus stabilisent le sédiment, entraîne une réduction de l'érosion potentielle de ces fonds (Rhoads et Boyer, 1981). Or des populations extrêmement denses de polychètes se trouvent localisées sous les installations conchylicoles (Annexe, publication 4).

Compte tenu de ces remarques, la répartition spatiale de la biodéposition dans l'étang de Thau telle que nous l'avons définie peut représenter fidèlement les zones à forte probabilité d'envasement.

Nous retiendront donc du modèle spatial de répartition de la biodéposition les quelques points suivants :

- Les flux de matière organique sont amplifiés d'un facteur 2 à 4 dans les zones conchylicoles.

- La zone A, plus profonde et contenant à elle seule la moitié de la biomasse de coquillages du bassin de Thau présente les plus forts taux de biosédimentation, estimés entre 16 et 24 g Org. m⁻².d⁻¹.

- Les zones d'élevage représentant 1/5 de la superficie du bassin, il est évident que cet enrichissement permanent du fond va considérablement influencer l'ensemble des phénomènes biogéochimiques et probablement les caractéristiques hydrobiologiques de la colonne d'eau par l'intermédiaire des flux sédiment-eau.

EVOLUTION DES BIODEPOTS

De nombreux travaux concernant le fonctionnement des écosystèmes côtiers mettent en évidence le rôle prépondérant que jouent les filtreurs dans les processus de biosédimentation de la matière organique ainsi que dans les processus de recyclage des éléments nutritifs par l'intermédiaire de la minéralisation des biodépôts (Kuenzler, 1961; Dame *et al.*, 1984 ; Kautsky et Evans, 1987).

Compte tenu des quantités énormes de matière organique émises dans les zones d'élevage sous forme de fèces et pseudo-fèces, il semble primordial d'évaluer les possibilités de biodégradation de cette matière afin de mieux comprendre le rôle des biodépôts dans les transferts de matière et d'énergie dans les systèmes conchylicoles.

Deux approches complémentaires peuvent être envisagées:

- la première, directe, consiste à mesurer l'évolution des composés biochimiques après émission,
- la seconde, indirecte, consiste à mesurer les flux d'éléments nutritifs à partir d'un sédiment enrichi en biodépôts.

5.1. - Evolution à court terme.

Pour estimer grossièrement l'ampleur des phénomènes de biodégradation des fèces et pseudo-fèces, nous avons récolté successivement des biodépôts émis pendant des périodes de 24 heures et des périodes de 6 à 7 jours et ceci entre le 18 mai et le 10 juin 1987. Les résultats concernant les teneurs en glucides, protéines et lipides sont exprimés en $\text{mg.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$, et sont consignés dans le tableau 32.

Compte tenu de la variabilité des résultats ($t_{\text{obs}} < t_{0.95}$, tests t par paires), on ne distingue pas de différence dans la composition (G,L,P) entre les biodépôts d'un jour par rapport à ceux cumulés au bout d'une semaine. En revanche, en ce qui concerne les teneurs en carbone exprimées en pourcentage du poids de matière sèche, on note une valeur plus forte pour les biodépôts "vieillis" par rapport aux biodépôts frais ($t_{\text{obs}} = 3.703 > t_{0.95}$, 6 ddl), alors que les teneurs en azote semblent stables ($t_{\text{obs}} < t_{\text{théo}}$). Le rapport C/N moyen passe de 13.41 pour les biodépôts d'un jour à 23.00 pour les biodépôts "vieillis" ce qui indiquerait une dégradation probable dans la première semaine après émission.

Les lipides sont considérés comme étant des constituants hautement énergétiques et préférentiellement consommés. Il nous a semblé intéressant d'analyser plus finement les constituants des lipides pour éventuellement distinguer une évolution entre les deux lots de

Tableau 32 : Composition des biodépôts de *Mytilus galloprovincialis* récoltés pendant des cycles longs (une semaine) et courts (un jour) exprimée en mg X.g⁻¹.d⁻¹ pour X = glucide, protéine ou lipide ; et en % de matière sèche pour le carbone (C) et l'azote (N) () : écart type ou intervalle de confiance à 95 % pour les %).

date	G	P	L	%C	%N	C/N
cycle court						
18-19 mai	1.43(0.57)	0.37(0.16)	0.69(0.10)	4.85(0.31)	0.35(0.01)	13.86
25-26 mai	0.83(0.35)	0.63(0.17)	0.46(0.09)	2.42(0.22)	0.26(0.02)	9.31
02-03 juin	1.40(0.20)	0.57(0.10)	2.31(0.00)	5.41(0.47)	0.30(0.09)	18.03
09-10 juin	1.92(0.64)	0.76(0.39)	0.92(0.56)	5.93(0.17)	0.48(0.06)	12.35
moyenne	1.40(0.45)	0.58(0.16)	1.10(0.83)	4.65(0.89)	0.35(0.06)	13.41
cycle long						
11-18 mai	0.95(0.34)	0.47(0.11)	0.57(0.01)	5.74(0.13)	0.20(0.06)	28.70
19-25 mai	1.10(0.09)	0.65(0.06)	nm	6.45(0.20)	0.26(0.06)	24.81
26-02 juin	1.45(0.03)	0.73(0.10)	0.37(0.00)	6.60(0.61)	0.28(0.06)	23.57
03-09 juin	1.15(0.05)	0.33(0.06)	0.41(0.11)	6.07(0.65)	0.35(0.03)	17.34
moyenne	1.16(0.21)	0.55(0.18)	0.45(0.11)	6.21(0.24)	0.27(0.04)	23.00

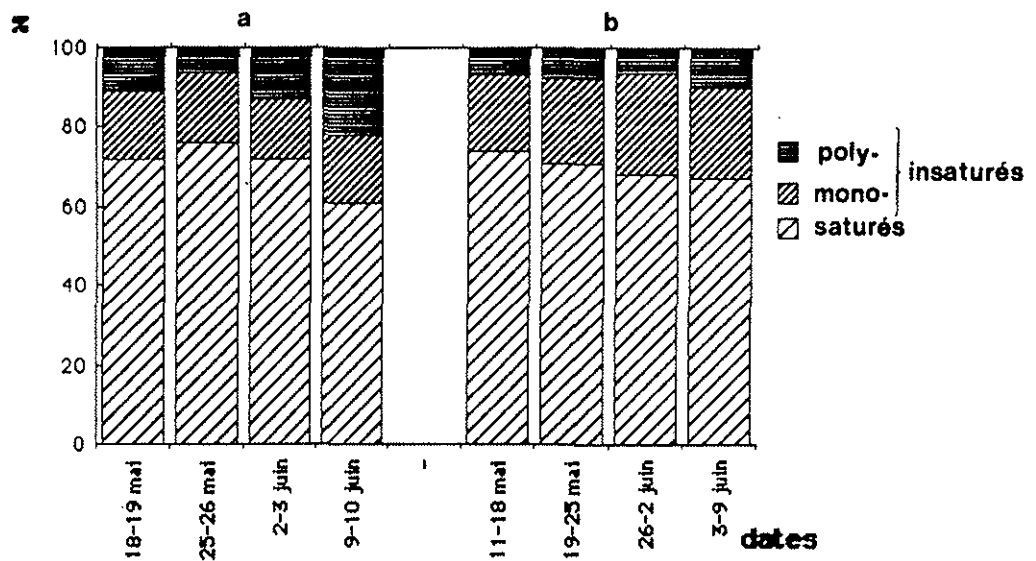


Figure 31 : Pourcentage des sommes des acides gras saturés, monoinsaturés et polyinsaturés par rapport aux acides gras totaux, composant :
a) les biodépôts récoltés au bout de 24 heures ;
b) les biodépôts récoltés au bout de 6 à 7 jours.

biodépôts. Les analyses fines portent sur les acides gras : marqueurs biogéochimiques par excellence (Saliot *et al.*, 1984).

La figure 31 montre la variation pour les deux lots de biodépôts, des sommes des pourcentages calculées pour trois groupes d'acides gras (AG) : les AG saturés, les AG monoinsaturés et les AG polyinsaturés. La fraction majoritaire correspond aux AG saturés ce qui est normal puisque dans le phytoplancton composant la nourriture des filtreurs, la fraction saturée est prédominante (Goutx, 1987). Les AG polyinsaturés généralement d'importance non négligeable dans les échelons supérieurs des réseaux trophiques, sont les moins représentés dans les biodépôts (Annexe, publication 5). Si l'on compare les teneur en AG polyinsaturés, une différence apparait dans les deux lots analysés. La fraction d'AG polyinsaturés du lot correspondant aux biodépôts "vieillis" est inférieure à celle que l'on peut trouver dans l'autre lot. Les acides gras insaturés sont des composés de haut pouvoir nutritionnel, préférentiellement métabolisés ainsi que chimiquement moins stables par rapport aux acides gras saturés (photo-oxydation, auto-oxydation) (Saliot *et al.*, 1984). Une diminution de ces composés indique donc que la matière organique constituant les biodépôts a subi une première dégradation.

On peut donc vraisemblablement penser que même si au niveau composition biochimique, il n'y a pas de différence significative dans l'estimation des quantités de G, L et P biodéposées, des processus de dégradation rapides se produisent au cours des premiers jours et même dès les premières heures après l'émission selon Deslous-Paoli et Jousset (1987), et qu'ensuite, il s'agit de phénomènes de beaucoup plus longue durée et donc difficilement quantifiables à l'échelle d'une semaine.

5.2. - Evolution à long terme

Les processus de transformation ou de dégradation de la matière organique sédimentée sont complexes et font appel à toute une série de mécanismes faisant intervenir des facteurs physiques (brassage), chimiques (dissolution) et biologiques (attaques bactériennes, action des détritivores, bioturbation). Il est certain que c'est l'intervention conjointe de ces trois facteurs qui va entraîner la biodégradation de la matière organique dans le milieu naturel. Le paragraphe précédent correspondait à l'étude de l'évolution qualitative d'un biodépôt isolé du sédiment. Or la chute en direction du fond est relativement rapide (cf. chapitre 4) et c'est au niveau du sédiment que l'on trouve les densités de bactéries les plus importantes (Novitsky, 1983 a, b). Il semble donc intéressant de suivre cette évolution après atterrissage sur le fond, dans des conditions naturelles et à une échelle de temps plus grande.

Stuart *et al.* (1982), ont comparé la dégradation en mer de débris de laminaires et de biodépôts de la moule *Aulocomya ater*. Les résultats montrent qu'à 10° C, les biodépôts sont minéralisés en 33 jours, avec une vitesse maximum dans les 3 premiers jours. Ils observent une augmentation de la biomasse bactérienne dans ces 3 premiers jours, biomasse qui ensuite tend à

retrouver son niveau initial. Tsuchiya (comm.pers.) observe le même phénomène pour des biodépôts de *Mytilus edulis*, avec un arrêt de développement de la biomasse bactérienne au bout de 6 jours. De même, des études concernant la décomposition de pelotes fécales d'autres espèces ou familles démontrent des évolutions très rapides des produits de défécations par exemple du gastéropode *Gibbula umbilicaris* (Peduzzi et Herndl, 1986) ou encore des pelotes fécales de crustacés *Palaemonetes pugio* (Johannes et Satomi, 1966).

Les conclusions de ces auteurs, travaillant au laboratoire sous conditions contrôlées, sont que les vitesses de décomposition se situent dans une échelle de temps de 3 à 60 jours.

Nous avons donc entrepris de suivre *in situ*, l'état de dégradation d'un sédiment enrichi artificiellement en biodépôts par rapport à un témoin pendant une période de 60 jours.

L'essentiel des résultats concernant ce paragraphe a fait le sujet d'une communication au congrès AFL-UOF de Marseille en juin 1989. Une publication en rapport a été soumise à *Hydrobiologia* et l'on trouvera une copie de cette publication en annexe (publication 3).

Ne seront reprises dans ce qui suit, que les discussions et conclusions de la note.

Les prélèvements sont effectués par carottage en plongée suivant le calendrier décrit dans le tableau 2 (chapitre 1).

Les résultats portent essentiellement sur l'évolution de 2 classes de composés biochimiques qui seront repris et commentés :

- le carbone et l'azote organiques, très bons estimateurs de la matière organique et de son état de décomposition,
- les glucides, représentant les composés biochimiques prédominants des biodépôts.

• Evolution du carbone et de l'azote organique

Au moment du jour 4, c'est à dire quelques heures après avoir déposé les biodépôts sur le sédiment on observe des augmentations dans nos prélèvements des teneurs en carbone et en azote, phénomène absent en zone témoin. En considérant les valeurs de 1 % (pour le carbone) et de 0.14 % (pour l'azote) comme "signal d'enrichissement", on s'aperçoit que ce signal disparaît au jour 25 pour le carbone et au jour 10 pour l'azote.

En ce qui concerne la période au delà du jour 30, nous observons un second "signal", présent dans l'ensemble des stations.

• Evolution des teneurs en glucides

En ce qui concerne les glucides totaux, on n'observe pas de différences marquées entre les deux zones. Tout au plus, pouvons nous dire que les plus fortes teneurs en glucides totaux sont mesurées au jour 33 dans le 1er cm, correspondant à ce que nous avons déjà observé précédemment. En revanche, on remarque que le rapport glucides insolubles / solubles (I/S) tend vers l'infini au moment de l'enrichissement et ceci dans les 2 premiers cm de sédiment. Ce même rapport revient à son niveau initial au jour 12 pour le 2ème cm et au jour 18 pour le 1er

cm soit respectivement 8 et 14 jours après l'enrichissement. En d'autres termes, les glucides des biodépôts servant à l'enrichissement, sont essentiellement composés de sucres insolubles, ce qui tend à augmenter le rapport I/S du sédiment d'un facteur 10 à 100.

Au bout de quelques jours, étant donné que les teneurs en glucides totaux ne semblent guère varier, il est probable qu'il y ait eu une attaque des polysaccharides insolubles au profit de la fraction soluble, entraînant la diminution du rapport I/S.

Benner *et al.* (1986 a) ont étudié plus précisément la dégradation des composés lignocellulosiques et attribuent en grande partie, la dégradation de ces composés aux bactéries, surtout en milieu marin.

Les phénomènes de minéralisation de la fraction insoluble des glucides du sédiment enrichi peut donc être la conséquence d'une activité bactérienne stimulée par cette apport artificiel, considéré par les bactéries comme substrat acceptable.

En ce qui concerne l'évolution du coefficient T₇₅¹⁾, nous observons une augmentation de ce coefficient au moment de l'enrichissement et un retour à des valeurs initiales au bout de 14 jours.

L'augmentation du T₇₅ au niveau du sédiment signifie que l'enrichissement s'est fait avec du matériel organique plus réfractaire que celui qui était en place avant. Les valeurs de T₇₅ estimées passent de 20 environ à une valeur proche de 50. A titre de comparaison, on trouve un T₇₅ de 84 pour un sédiment subsuperficiel, prélevé sous une table d'élevage en activité et à la même époque. En ce qui concerne l'évaluation du T₇₅ pour des biodépôts "frais", on peut observer des valeurs généralement supérieures à 50 atteignant 93 pour les biodépôts récoltés en mai 86 qui présentait de très fortes teneurs organiques (cf. chapitre 4.2.1.).

Le fait que ce coefficient T₇₅, au niveau de la zone enrichie, retombe vers une valeur voisine de celle observée dans la zone témoin, indique qu'il existe un remaniement biochimique des biodépôts posés sur le fond, s'effectuant en 14 jours à peine.

A travers ces quelques résultats concernant les glucides, ainsi que ceux traitant de l'évolution des teneurs en carbone et azote organiques, on peut raisonnablement admettre que les phénomènes de biodégradation des fèces et pseudo-fèces de filtreurs, déposées sur le fond sont appréciables à l'échelle de deux à trois semaines environ.

Ces conclusion rejoignent celles des auteurs cités précédemment, mais également celles de Graf (1987) concernant l'évolution rapide de la matière sédimentée après un bloom simulé, ou encore celles de Carpenter *et al.* (1986) et de Hansen *et al.* (1986) concernant la décomposition de débris d'algues ou de phytoplancton arrivés sur le fond.

Néanmoins, il faut noter que cette expérimentation et les conclusions en découlant concernent l'évolution d'un sédiment sans apport continu de biodépôts. Toute tentative d'extrapolation spatiale et temporelle doit donc être envisagée avec prudence, notamment en ce

1) T₇₅ correspond au temps nécessaire pour hydrolyser 75 % des sucres totaux et par conséquent caractérise la nature réfractaire de la matière organique.

qui concerne l'évolution des sédiments sous les tables conchyliques exploitées. En outre, nos observations ont eu lieu pendant une période printanière durant laquelle les températures variaient de 14.6 à 17.8° C. Or Benner *et al.* (1986 b) note une influence prépondérante de la température dans la variation saisonnière des taux de dégradation de la lignocellulose.

Compte tenu de ces remarques, nous pouvons néanmoins dire que les biodépôts évoluent de façon significative au niveau du fond et que sous certaines conditions, les vitesses de dégradation varient de 10 à 30 jours, faisant intervenir des processus chimiques probablement de nature bactériologique. En effet des mesures parallèles portant, d'une part, sur l'activité bactérienne exoenzymatique et, d'autre part, sur la production bactérienne démontrent l'impact du compartiment bactérien sur les processus de dégradation (publication 3). L'origine autochtone ou allochtone (provenance du tractus digestif des mollusques filtreurs) n'a pu être mise en évidence. D'après Moriarty (comm.pers.) il est commun de voir s'installer des communautés bactériennes dans des sites semblables, bactéries de types coliformes fécaux, capables de survivre si l'apport en substrat est suffisant. Sur le plan global du fonctionnement de l'écosystème conchylicole, cette hypothèse est importante puisqu'elle entraîne aussi bien des phénomènes d'autopollution en cas de forte remise en suspension de ces sédiments, que des possibilités de recyclage rapide de la matière organique biodéposée.

5.3. - Estimation des flux à l'interface eau-sédiment

La reminéralisation de la matière organique au niveau du fond, est un processus très complexe dépendant d'une multitude de facteurs, aussi bien d'ordre physicochimique que microbiologique comme nous venons de le voir (Annexe, publication 3 ; Raaphorst *et al.*, 1988).

Un des facteurs correspond notamment à l'intensité des apports de matière en provenance de la colonne d'eau.

Nous avons vu que dans les zones conchyliques de Thau, les flux de matière organique en direction du sédiment sont vraisemblablement amplifiés d'un facteur 2 à 4, ceci étant dû essentiellement à la très forte production de biodépôts (cf. chapitre 4.3.).

Nous avons vu également que ces biodépôts sont potentiellement capables d'évoluer et ceci dans un temps assez court (cf. chapitre 5.1.).

Comme au paragraphe précédent, les résultats concernant les mesures de flux à l'interface eau-sédiment ont fait l'objet d'une communication au congrès AFL-UOF de Marseille en juin 1989 (Annexe, publication 4). Les grandes lignes de discussions et de conclusions seront exposées ci-dessous, en prenant comme exemples, 2 périodes caractéristiques des conditions printanières et hivernales.

Les mesures de flux de sels nutritifs à l'interface eau-sédiment ont été effectuées successivement dans une zone présentant des accumulations de biodépôts et une zone témoin.

Les résultats des calculs de flux pour les 2 périodes sont consignés dans le tableau 33.

Tableau 33 : Flux de sels nutritifs ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) pour 2 sédiments différents. (UM: enrichi en biodépôts ; OM: témoin).

dates	station	NH ₄	PO ₄	Si(OH) ₄
mai 88	OM	70.5	40.7	386.4
	UM	289.5	109.6	1180.2
nov. 88	OM	3.5	ns	15.5
	UM	96.2	16.2	163.5

Les flux significatifs au sens statistique du terme sont ceux correspondant à l'ammonium (NH₄), aux silicates (Si(OH)₄) et aux phosphates (PO₄). Les nitrites et nitrates en concentrations faibles dans l'eau extérieure (entre 0.5 et 1.0 $\mu\text{g.l}^{-1}$) ne semblent guère varier.

Ce phénomène peut avoir deux explications:

- l'existence d'un état d'équilibre entre production et consommation immédiate, non perceptible par la technique que nous employons.

- les flux de nitrites et nitrates sont effectivement inexistantes, du fait des conditions probables d'anaérobiose à l'interface (pas de nitrification) (Wollast, 1980).

En ce qui concerne l'ammonium, nous observons des flux positifs de 100 à 300 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ sous les installations conchyloles et de l'ordre de 5 à 70 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ hors de ces mêmes installations. Si l'on calcule les rapports entre les flux d'une même station aux deux saisons différentes [$F_{\text{mai}} / F_{\text{nov.}}$], on remarque un phénomène d'amplification des flux de 20 fois hors tables alors que sous les tables ce rapport est voisin de 3 fois seulement. Ce résultat met en évidence un effet saisonnier régulant l'ampleur des flux dans les stations témoins alors qu'il semble que ce soit un effet de quantité de matériel apporté au niveau de l'interface des stations sous tables.

Les processus d'ammonification résultent de la dégradation de la matière organique azotée, principalement liée à l'action des micro-organismes. Boucher et Boucher-Rodoni (1988) observent des flux de NH₄ très voisins et variant de 51 à 369 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ dans les parcs ostréicoles. Esteves (1984) mesure des flux positifs plus importants à l'obscurité, de l'ordre de 750 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour des sédiments pollués en hydrocarbures. Or d'après Nowicki et Nixon (1985), le flux d'NH₄ dans les vases côtières est diminué sous l'effet de l'éclaircissement, suggérant une consommation de 25 % du NH₄ émis, par la microflore benthique. Si le flux que nous avons mesuré, qui est directement liée à la reminéralisation des biodépôts, est probablement sous-estimé, il n'en est pas de même en ce qui concerne l'incidence au niveau écosystème puisque nos observations portent sur la résultante de l'interaction entre production et consommation *in situ*. Il existe donc une voie métabolique de dégradation des biodépôts sous la forme de l'ammonification permettant la libération de NH₄ vers la colonne d'eau.

En ce qui concerne les flux de silicates, l'amplification des flux liée à la présence des biodépôts est du même ordre de grandeur. Le calcul des rapports définis précédemment met en évidence les mêmes conclusions quant à l'aspect du quantitatif dans les flux à l'interface.

Cette amplification des flux de silice peut avoir une double origine:

- les argiles terrigènes sont amenées à sédimenter par l'intermédiaire de la biodéposition ou tout simplement par l'effet des structures des tables occasionnant un ralentissement des vitesses de courant (Sornin 1981, et cf. chapitre 2). Ces argiles peuvent fournir des silicates par dissolution chimique.

- les biodépôts sont riches en frustules de diatomées plus ou moins bien dégradées lors du transit intestinal, ce qui entraîne un relargage éventuel de silicates à partir des sédiments riches en fèces et pseudo-fèces, phénomène décrit par Kamatani et Amano (1984) pour des pelotes fécales récoltées sur le fond, pelotes provenant d'organismes benthiques.

Enfin le dernier flux quantifiable dans l'ensemble des sels nutritifs que nous dosons, correspond à celui des phosphates. Le flux de phosphate est pratiquement indécélable en zone témoin en novembre 1988 alors qu'il est de $40.7 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ en période printanière (mai 1988). Sous les installations conchyliques l'amplification des flux liée à la présence des biodépôts est d'un ordre de grandeur comparable à ce que nous avons observé pour les silicates.

Nous avons réussi à mettre en évidence un certain nombre de faits résumés ci-dessous:

- en valeurs absolues, les flux de nutriments (NH_4 , Si(OH)_4 et PO_4) sont régulièrement plus intenses sous les tables conchyliques par rapport à l'extérieur, expliqués par la présence des biodépôts en voie de dégradation; par conséquent le recyclage des biodépôts au contact du sédiment est un fait établi.

- les flux de nutriments sont régulièrement plus intenses en mai qu'en septembre, et ceci est probablement lié à l'importance des apports en provenance de la colonne d'eau, comme le soulignent Kelly et Nixon (1984).

Nowicki et Nixon (1985) considèrent que les flux de NH_4 et de PO_4 sont exponentiellement reliés à la température. Dans notre cas, les flux les plus importants sont observés en mai, période pendant laquelle la température était de $16-17^\circ \text{C}$. Effectivement les flux de novembre sont de moindre importance mais des mesures effectuées en septembre 1987 à une température plus grande ($19-20^\circ$) montre des flux moins importants (Annexe, publication 4). Ceci laisse supposer que le facteur dominant, influençant le plus les flux de nutriments dans notre cas, correspond à l'ampleur des apports en matière organique arrivant sur le fond.

Selon Smith et al. (1987), le rapport Si/P optimal pour une croissance idéale du phytoplancton est de 10. Or, précisément le rapport Si/P calculé à partir des flux varie faiblement autour de cette valeur. On peut donc penser que les processus de minéralisation des

biodépôts, pour ce qui concerne le relargage en terme de silicate ou de phosphate, n'entraîneront pas de déséquilibre en sels nutritifs dans la colonne d'eau pouvant modifier la composition taxonomique des communautés phytoplanctoniques.

Etant donné que les flux de sels nutritifs sont régulièrement positifs dans les zones à fortes biodépositions, on peut raisonnablement penser que les sédiments sous les parcs d'élevage jouent un rôle de réservoir en ce qui concerne NH_4 , Si(OH)_4 et PO_4 . Cette caractéristique a été largement décrite par de nombreux auteurs étudiant des biotopes très variés (Rowe *et al.*, 1975 ; Zeitzschel et Davies, 1979 ; Keizer *et al.*, 1989.). On peut donc se rendre compte de l'importance de la biodéposition au travers de son recyclage dans les processus de régulation des teneurs en minéraux de l'eau dans les zones fermées (étang de Thau) ou semi-ouvertes (anse de Carteau) de faible profondeur (Annexe, publication 4). Cette notion de réservoir sera reprise au chapitre 6 dans le cadre du bilan des zones conchylicoles.

ESSAI DE BILAN AU NIVEAU DE L'ECOSYSTEME DE CARTEAU

A partir de l'analyse des facteurs biotiques et abiotiques du milieu, déterminant la production des biodépôts ainsi que leur destinée, il paraît des plus intéressants de replacer la biodéposition dans un contexte plus global afin d'essayer de dégager quelques grandes lignes de réflexion sur le fonctionnement de l'écosystème conchylicole.

L'Anse de Carteau, en raison de sa proximité et de son statut de zone atelier pour plusieurs équipes du laboratoire, a fait l'objet d'un nombre beaucoup plus élevé d'observations. Aussi, c'est sur ce site que nous tenterons de dresser un bilan du fonctionnement à partir des paramètres nous paraissant les plus déterminants.

Une première partie concernera la circulation des masses d'eau et son échelle espace-temps régulant les processus d'échanges de matière et d'énergie dans l'écosystème conchylicole de Carteau.

Une seconde partie, issue des connaissances hydrodynamiques et hydrobiologiques, concernera le bilan de l'impact de la biomasse des filtreurs sur cet écosystème en mettant l'accent sur les trois points suivants :

- les phénomènes de déplétion de la nourriture liés à la pression de prédation ou de filtration qu'exercent les mollusques en élevage sur le milieu.
- le bilan d'azote à l'interface eau-sédiment et la production régénérée, tous deux discutés dans le contexte du fonctionnement des réseaux trophiques.
- la part de la biodéposition dans le bilan énergétique.

6.1 - Conséquences de l'hydrodynamisme

6.1.1 - Temps de résidence et flux dans la zone conchylicole

A partir des résultats de la modélisation hydrodynamique notamment au niveau de l'aspect des structures d'écoulements typologiques, nous avons pu calculer les débits d'entrée et de sortie de l'Anse de Carteau. Pour cela nous avons tracé une limite fictive séparant l'anse du reste du Golfe, limite située entre l'extrémité du They de la Gracieuse et celle de la digue de Port Saint Louis (Fig. 32).

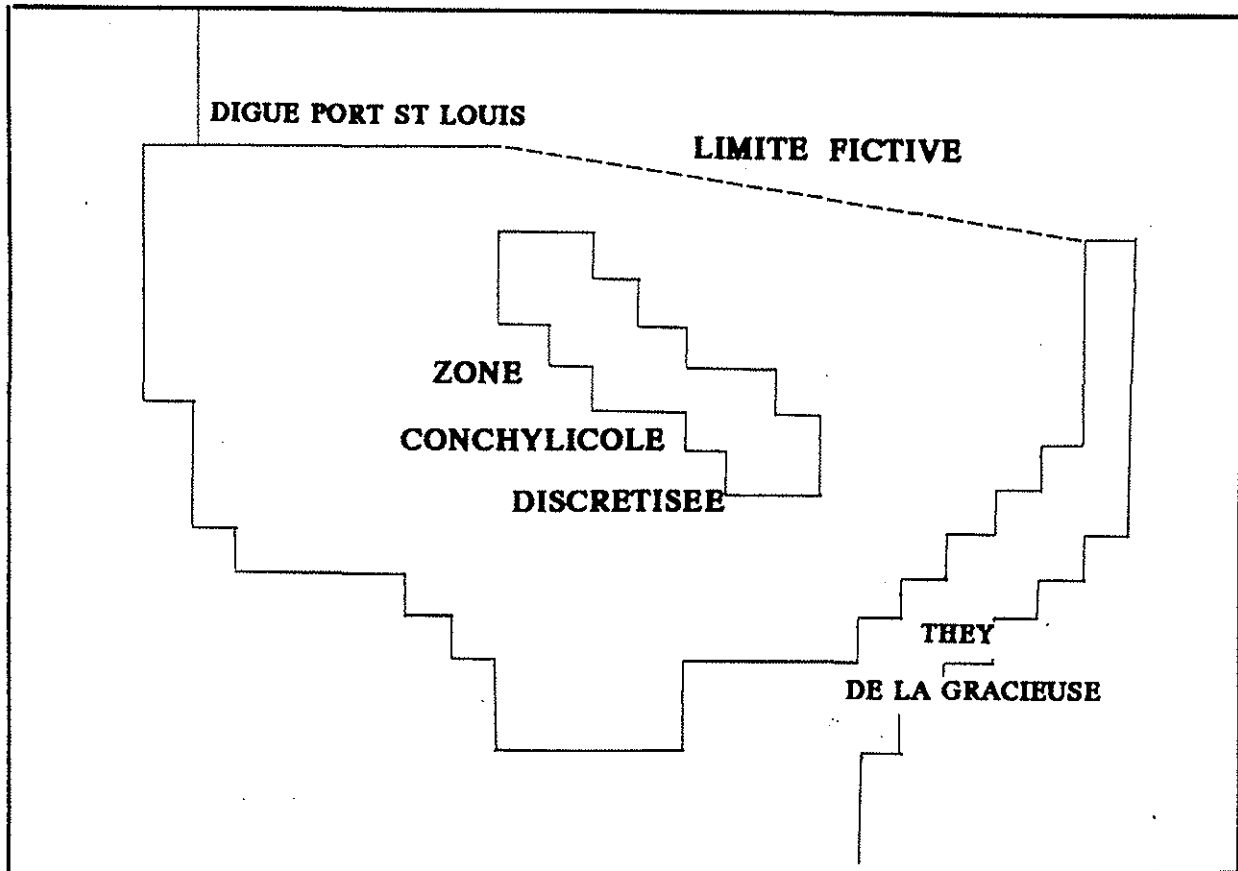


Figure 32 : Localisation de la limite fictive et de la zone conchylicole discrétisée, utilisées dans le calcul des flux et des temps de résidence des masses d'eau (Anse de Carteau, Golfe de Fos).

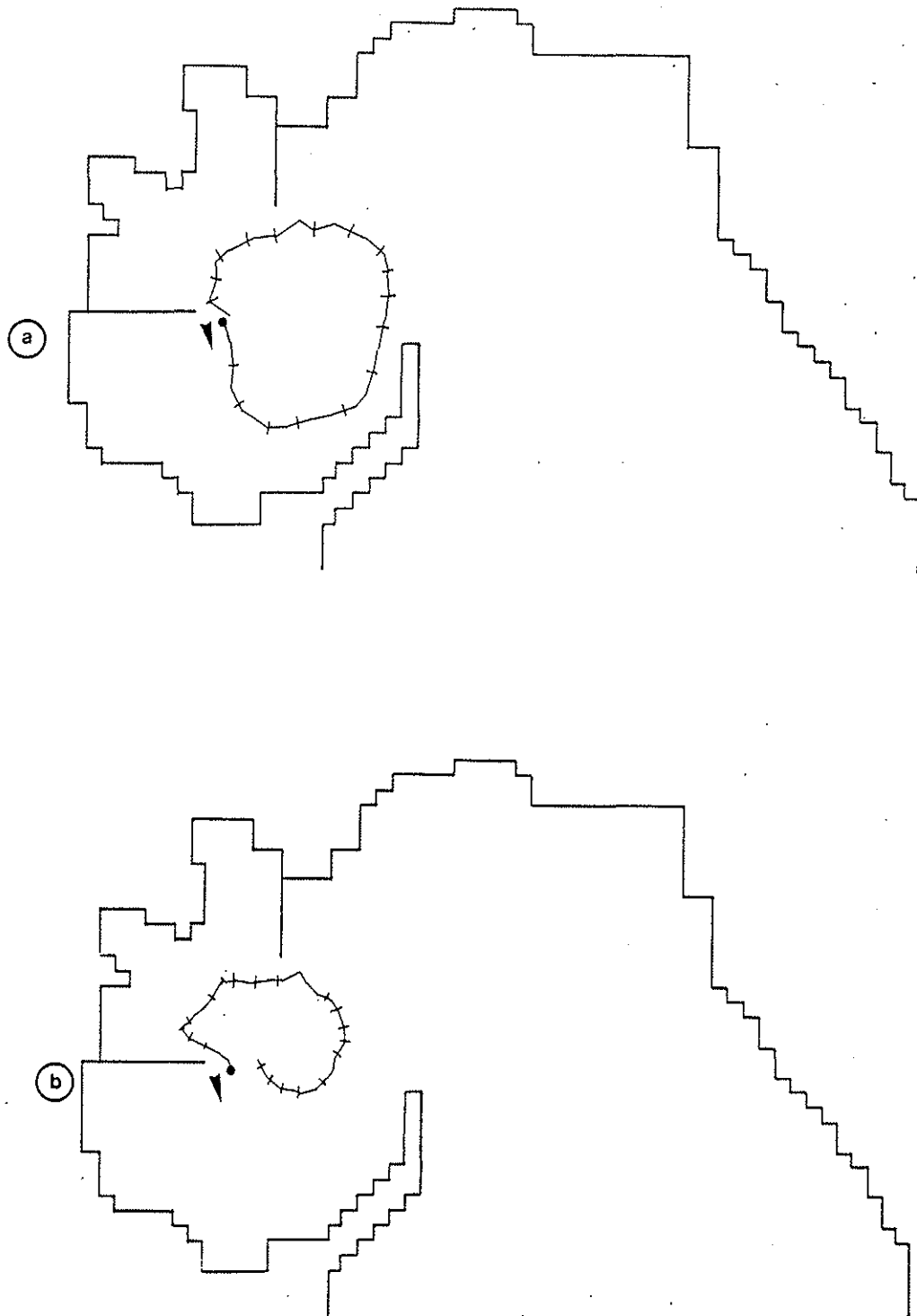


Figure 33 : Trajectoires d'une masse d'eau, estimé à partir du modèle hydrodynamique pour des conditions de vent de Mistral (NO 330° de 15 m.s^{-1}) à partir d'une station de référence (S_1) dans l'Anse de Carteau :
a) trajet en aval de S_1 ;
b) trajet en amont de S_1 .

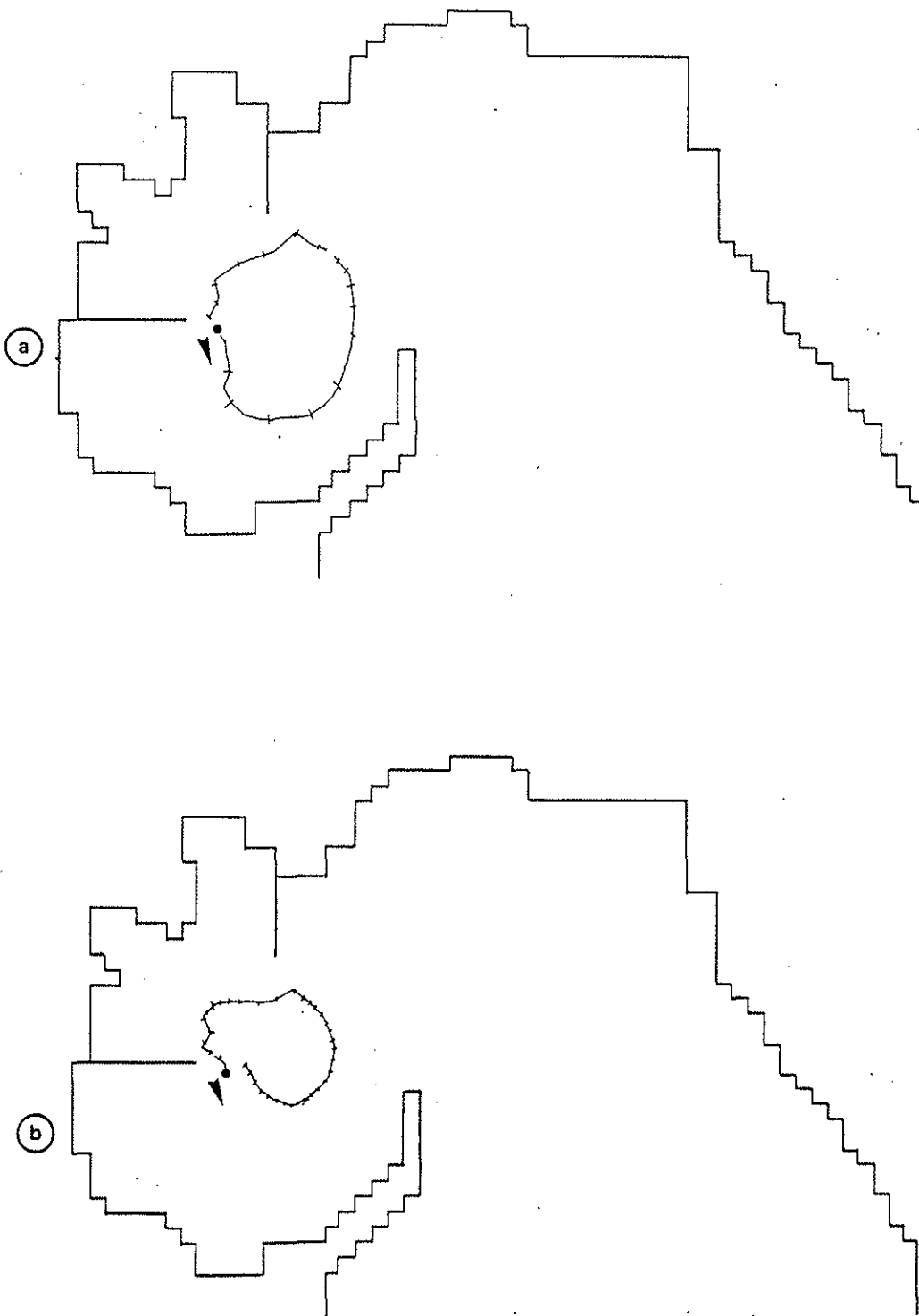


Figure 34 : Trajectoires d'une masse d'eau, estimé à partir du modèle hydrodynamique pour des conditions de vent de Mistral (NO 330° de 8 m.s^{-1}) à partir d'une station de référence (S_1) dans l'Anse de Carteau :
a) trajet en aval de S_1 ;
b) trajet en amont de S_1 .

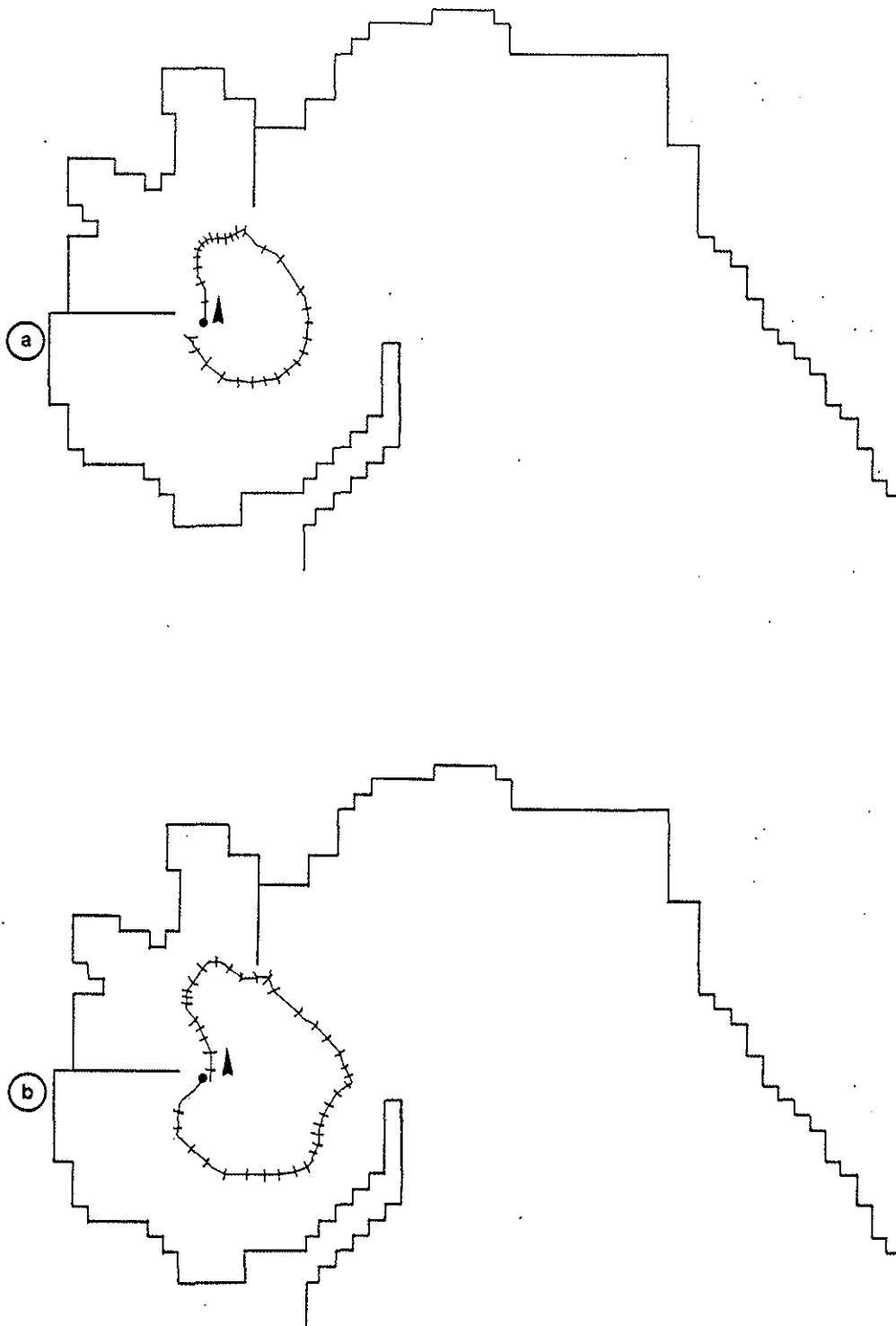


Figure 35 : Trajectoires d'une masse d'eau, estimé à partir du modèle hydrodynamique pour des conditions de vent de Sud-Est ($SE 140^\circ$ de 8 m.s^{-1}) à partir d'une station de référence (S_1) dans l'Anse de Carteau :
a) trajet en aval de S_1 ;
b) trajet en amont de S_1 .

Des simulations typologiques ont été effectuées sous des conditions de vents stabilisés, représentant environ 30 à 35 % du temps annuel.

Mistral	15 m.s ⁻¹	noté M15
Mistral	8 m.s ⁻¹	noté M8
SE	8 m.s ⁻¹	noté SE8

Pour chacune des mailles du modèle au niveau de cette limite fictive, nous avons calculé les flux entrants et sortants sous les deux conditions de marée (Flot et Jusant).

Pour un calcul approché tel que nous l'envisageons, nous avons, d'une part, calculé la moyenne des mesures de débits, entrants et sortants, bien que régulièrement d'importance voisine (écarts égaux ou inférieurs à 12.2 %) et, d'autre part, considéré la moyenne entre les flux de jusant et de flot de manière à obtenir une image aussi globale que possible du système.

A partir de ces flux moyens d'échange (débits moyens) nous avons calculé le temps de résidence ou de renouvellement de la masse d'eau à Carreau. Ce calcul a été effectué à partir de la relation suivante :

$$T (s) = \text{Volume (m}^3) / \text{Débit (m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$$

pour chacune des conditions de vent considérées (M15, M8 et SE8).

Le volume total de l'Anse de Carreau est de 46 562 500 m³ calculé à partir de la somme des n volumes de chaque maille du modèle (n = nombre de mailles prises en compte, z_i = les profondeurs respectives) :

$$\sum_{i=1}^n z_i \cdot 250 \cdot 250 \quad ; \text{ compris entre la limite fictive et la côte.}$$

Les résultats en terme de débits et de temps de résidence sont regroupés dans le tableau 34 .

Tableau 34 : Débits et temps de résidence de la masse d'eau de l'Anse de Carreau définis à partir des résultats de la simulation bidimensionnelle.

Conditions de vent	débits m ³ .s ⁻¹	temps de résidence
Mistral 15 m.s ⁻¹	2000	6 h 30
8 m.s ⁻¹	870	19 h 00
SE 8 m.s ⁻¹	680	15 h 00

En terme de débits, les entrées - sorties d'eau sur un front de 2 km de long et une hauteur moyenne de 8 m soit une section de 18 000 m² environ, ne sont pas très importantes comme le laissait prévoir les vitesses moyennes de courant. A titre de comparaison, le débit du Rhône est de l'ordre de 1 500 à 2 000 m³ mais pour une section 100 fois plus petite.

En revanche, les temps de résidence sont relativement faibles, ce qui nous amène à penser que dans le système de Carteau, il existe une circulation entretenue pendant 1/3 du temps annuel, circulation assurant un renouvellement de la masse d'eau en moins d'une journée. Il est évident qu'au niveau très local, soit proche de la côte, les temps de résidence doivent être très brefs alors que dans le centre de l'Anse, dans les zones plus profondes, le renouvellement de l'eau doit se faire moins rapidement. La zone conchylicole dont l'implantation est parallèle à l'isobathe - 5 m, suit le tracé de la côte ainsi que celui des trajectoires du courant. Nous avons donc tenté le même calcul pour une zone englobant les installations d'élevage de moules.

La zone conchylicole a été délimitée par une série de mailles voisines comme l'illustre la figure 32. A l'interface de chaque maille nous avons sommé les flux entrant puis les flux sortant sous les conditions de vent et de marée définies précédemment. Les résultats sont les suivants (Tab. 35) et concernent un volume de 5 625 000 m³ pour un total de 17 mailles de profondeurs comprises entre 3 et 7 m.

Tableau 35 : Débits et temps de résidence dans la zone conchylicole de Carteau, calculés à partir des résultats du modèle hydrodynamique.

Conditions de vent	débits m ³ .s ⁻¹	temps de résidence
Mistral 15 m.s ⁻¹	1615	60 min
8 m.s ⁻¹	780	120 min
SE 8 m.s ⁻¹	785	120 min

Dans le contexte de la zone conchylicole de Carteau, nous observons que les débits sont proches de ceux à l'entrée de l'Anse, mais que les temps de résidence sont nettement inférieurs en raison du volume plus réduit. Par conséquent, sous les conditions de vents de M8 et SE8, le renouvellement de l'eau s'effectue en 2 heures environ.

Il est évident que cette remarque est très importante, tant sur le plan du renouvellement de la nourriture assurant pour une partie la production de la biomasse filtrante, que sur celui de l'exportation de tout matériel rejeté sous forme particulaire de faible densité ou sous forme dissoute (flux en provenance du sédiment ou produits d'excrétion des mollusques).

Cette remarque sera reprise au paragraphe 6.2..

6.1.2. - Trajectoires des masses d'eau

Nous venons de voir que les temps de résidence dans la zone conchylicole sont très brefs, d'où l'importance de situer les trajectoires des masses d'eau afin de voir les éventualités d'exportation hors de l'Anse en direction de la mer par exemple, de matière véhiculée par cette masse d'eau en mouvement.

Les lignes de courant respectivement pour les trajets amont et aval, au départ de la station de référence S1 (située au nord de la zone d'élevage), ont été tracées à partir des simulations pour chacune des conditions de vents précitées. Etant donnée la configuration sous forme cellulaire des lignes de courants, il est fort probable que les trajets amont et aval soient confondus. Les figures 33 (a et b), 34 (a et b) et 35 (a et b) représentent ces trajectoires et le tableau 36 résume les durées nécessaires pour réintégrer une position voisine du point d'origine.

Tableau 36 : Durées des trajets cellulaires (amont et aval) en partant de la station S1, estimé à partir des simulations hydrodynamiques.

Conditions de vent		directions	durée du trajet
Mistral	15 m.s ⁻¹	Aval	17 h 00
		Amont	19 h 00
Mistral	8 m.s ⁻¹	Aval	16 h 30
		Amont	36 h 30
SE	8 m.s ⁻¹	Aval	30 h 15
		Amont	40 h 30

Les temps nécessaires pour effectuer un tour complet sont de l'ordre de 20 h en cas de mistral fort (M15), d'un ordre de grandeur similaire sous M8 si l'on considère la moyenne des durées des trajets aval et amont. En ce qui concerne les trajets sous SE8, les durées sont plus longues, comprises entre 1 et 2 jours minimum.

Etant donné les échelles spatio-temporelles des phénomènes hydrodynamiques, il est hautement probable que l'Anse fonctionne comme un système plus ou moins clos sous ces conditions, l'eau de renouvellement provenant de la zone elle-même après un séjour de 1 à 3 jours environ.

Les conséquences d'une telle situation sont nombreuses et seront exposées dans la seconde partie du chapitre 6. Nous pouvons néanmoins formuler une première remarque concernant le recrutement des naissains de moules. En effet un régime cellulaire de ce type favorise le recrutement des larves méroplanctoniques qui sont retenues dans l'anse, en assurant le captage sur les cordes suspendues aux tables.

6.2. - Impact de la biomasse en élevage sur l'écosystème au travers des résultats sur la biodéposition

6.2.1 - Déplétion du seston au niveau des zones conchylicoles

La filtration du particulaire, liée à l'activité trophique des mollusques d'élevage peut engendrer une déplétion en seston lorsque les courants assurant le renouvellement ne sont pas

suffisants. Cette déplétion de nourriture peut être considérée comme une compétition entre individus de la même espèce du fait de leur position en amont ou en aval du courant charriant la nourriture. Les conséquences d'une telle déplétion peut engendrer des phénomènes de limitations de croissance (Stiven et Kuenzler, 1979 ; Broom , 1982 ; Kautsky, 1981 ; Fréchette et Bourget, 1985 ; Héral, 1989 ; Grenz *et al.*, 1989).

Wildish et Kristmanson (1984, 1985) ont observé une diminution de croissance des moules situées en aval du courant dans une expérience en bassins clos de 5m, à débits contrôlés. Au cours de leur expérience, ces auteurs ont mesuré par différence entre les mesures d'ATP et du dénombrement bactérien, respectivement à l'entrée et à la sortie de leur dispositif, des pourcentages de déplétion compris entre 30 et 80 % pour des vitesses de courant de 4 cm.s⁻¹ et des biomasses de moules vivantes, comprises entre 3 et 4 kg par m². Ces mêmes auteurs ont élaborés une équation de déplétion validée par Smaal (1986) et correspondant au rapport entre taux de filtration sur la vitesse de renouvellement. En effet, la déplétion, consécutive au passage du particulaire au dessus d'un banc de moules, est proportionnelle à la pression de prédation ou de filtration qu'exercent les moules sur la nourriture et inversement proportionnelle à la vitesse de son renouvellement. L'équation de base peut se définir comme suit :

$$P = \frac{\emptyset N}{a V}$$

avec \emptyset : taux de filtration pour une moule moyenne (cm³. h⁻¹ moule⁻¹) ;

N : nombre d'individus par cm² ;

V : vitesse horizontale cm h⁻¹ ;

a : rapport entre les vitesses hors et dans la couche d'influence du banc de moule.

Nous avons repris cette équation mais en considérant les mollusques en position suspendue et subtidale sur l'ensemble de la colonne d'eau. Dans ce cas, il faut remplacer la vitesse V par une variable de débit traversant un volume dans laquelle les moules filtrent la nourriture.

Nous avons considéré une unité de production contenue entre 4 rails enfoncés verticalement dans le sédiment et délimitant un cube de 5 fois 5 m de coté sur une hauteur de 3 m (75 m³). Afin de quantifier la fraction de matière retenue par ce filtre biologique, nous considérerons le taux de filtration en mg par biomasse de moule et par unité de temps. Dans ce cas l'équation devient :

$$P = \frac{\emptyset B}{D}$$

avec \emptyset : taux de filtration en quantité de matière par g de chair sèche de moule et par unité de temps (mg. g⁻¹. s⁻¹) ;

B : biomasse en poids de chair sèche par unité de production (g) ;

D : débit à l'intérieur de l'unité de production, estimé par la vitesse (m³.s⁻¹).

Dans l'application numérique suivante, nous avons considéré les valeurs publiées par Grenz *et al* (1989), que l'on peut consulter en annexe (Publication 1). Les variables suivantes ont été utilisées :

- un taux de filtration de 5 l.g⁻¹.h⁻¹ pour une charge sestonique de 11.04 mg.l⁻¹; soit en multipliant ces deux termes nous obtenons un \emptyset de 55.20 mg.g⁻¹.h⁻¹.

• la biomasse a été estimée à partir de la moyenne entre celles issue de la phase de prégrossissement et celle issue de la phase de grossissement pour une unité de production soit 114.75 kg de chair sèche.

• $\emptyset B$ devient 6334.2 g.h^{-1} pour une unité de production en moyenne.

• le débit est estimé par la vitesse moyenne mesurée à Carteau à partir des 11 000 mesures, soit 4.84 cm.s^{-1} soit 174.24 m.h^{-1} , multipliée par la hauteur (3 m) et par la largeur de l'unité de production (5 m). Le débit D équivaut à $2613.6 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$.

Dans ce cas la déplétion P pour une unité de production est de 2.424 g.m^{-3} .

A l'entrée de l'unité de production, nous avons une charge particulaire de 11.04 mg.l^{-1} de seston soit 11.04 g.m^{-3} ce qui donne une déplétion en pourcentage de l'ordre de 20 % pour le passage du flux de particules à travers une unité de production. Sachant qu'une table est constituée de 3 unités de production dans le sens de la largeur, nous arrivons à une déplétion de 60 % pour une table conchylicole complète étant donné l'agencement des tables à Carteau. En effet, l'implantation des tables est telle que les courants traversent généralement ces dernières dans le sens de leur largeur.

Incze et Lutz (1980) ont démontré que la croissance était affectée lorsque la nourriture est diminuée de plus de la moitié. En fait, il semble que la réalité soit beaucoup plus complexe. Ainsi, pour un régime de courant établi, nous n'avons jamais pu mettre en évidence de différences significatives entre le matériel particulaire récolté simultanément en amont et en aval d'une table conchylicole. Ceci contrairement à Fraga et Vives (1960) qui, de part et d'autre d'un radeau mytilicole en Galice, ont observé une réduction de 39 à 56 % du flux de matière particulaire.

En ce qui concerne l'étang de Thau, où les plus forts taux de croissance sont mesurés (Héral, 1987), ce phénomène de déplétion a été mis en évidence par l'étude des variations spatiales de la chlorophylle. Une diminution supérieure à 50 % des teneurs en chlorophylle a, a été mise en évidence entre deux stations éloignées de moins d'1 km, l'une de l'autre (Tournier et Pichot, 1987 ; chapitre 5). Corrélativement, il s'avère que localement, des problèmes de croissance peuvent apparaître et notamment dans le centre des zones (Landrein, comm.pers.)

Dans notre cas, des phénomènes de déplétion doivent vraisemblablement avoir lieu dès lors que la biomasse se trouve en densité importante, localisée dans un espace relativement limité. Néanmoins, il doit exister des possibilités de régénération de la nourriture éventuellement sur place entraînant un équilibre entre consommation et production de particulaire. Ceci pourrait expliquer le fait que la croissance n'est pas affectée par la déplétion.

6.2.2. - Bilan d'azote à l'interface eau-sédiment et production régénérée;

Connaissant l'étendue des variations des flux liés à la sédimentation dans et hors zone conchylicole et celle des flux de minéralisation issus du sédiment en direction de la colonne d'eau, un calcul théorique en terme de bilan du cycle de l'azote peut être envisagé.

Pour décrire au mieux, l'étendue des variations sur une base saisonnière, nous nous sommes placés dans deux conditions extrêmes tant du point de vue météorologique que biologique :

- une période pré-estivale de forte activité biologique,
- une période pré-hivernale d'activité moindre.

Les valeurs des paramètres considérés, correspondent aux tableaux de biodéposition (chapitre 4) et de flux eau-sédiment (chapitre 5 et Annexe publication 4) pour les périodes de mai-juin et novembre-décembre.

La figure 36 représente la répartition des flux au niveau de l'interface sous et hors zone conchylicole aux deux périodes, en considérant une unité de production de 75 m^3 (carré de table de $5 \times 5 \times 3 \text{ m}$) sur un cycle annuel de production.

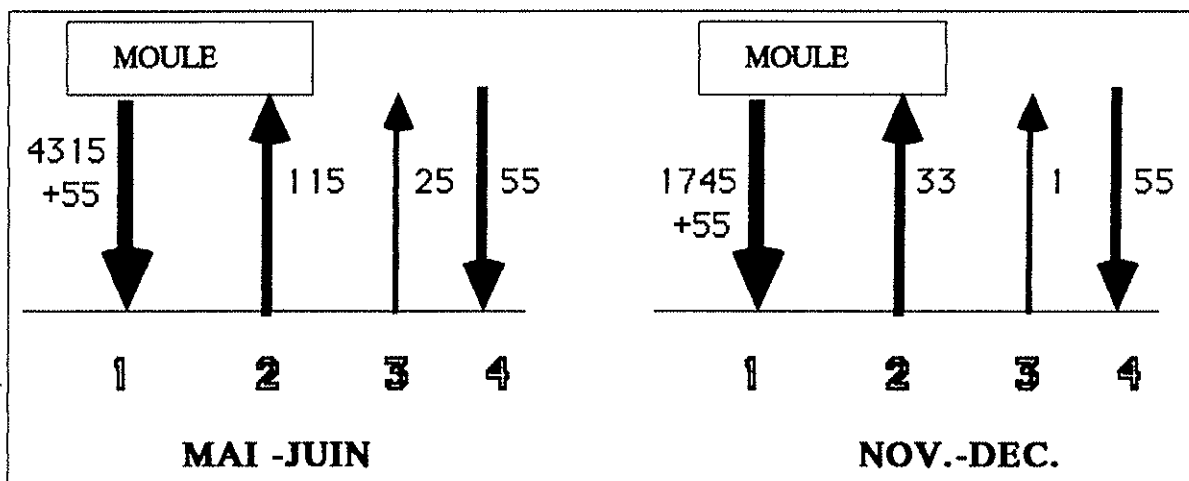


Figure 36 : Bilan des flux d'azote à l'interface eau-sédiment dans et hors zone conchylicole ($\text{mg N m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

- 1 : Biodéposition azotée sous les tables mytilicoles
- 2 : Flux azoté en provenance du sédiment sous les tables
- 3 : Flux azoté en zone témoin
- 4 : Sédimentation azotée en zone témoin.

Dans le bilan de la figure 36, le compartiment moule représente la biomasse moyenne annuelle d'une unité de production (UP) soit 45 kg en poids brut par corde correspondant à 114.75 kg (poids de chair sèche) pour une UP de 50 cordes. Dans les deux cas de figures, des accumulations d'azote (1-2) peuvent ainsi être mises en évidence, accumulations respectivement de $4.25 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ en conditions estivales et de $1.77 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ en hiver. Ce bilan prend en

compte la production phytoplanctonique qui utilise une partie de l'azote minéralisé. En revanche, il néglige tous les phénomènes de remise en suspension, de cône de dispersion-diffusion, et d'exportation des biodépôts lors de leur chute vers le sédiment (cf. chapitre 4.3.).

Feuillet-Girard *et al.* (1988) observent un équilibre entre accumulation et flux en provenance des sédiments de zones témoins de Marennes-Oléron (de l'ordre de $15 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$) ainsi qu'une accumulation accrue au sein des installations conchylicoles de l'ordre de $71 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$, soit de $0.2 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Dans notre cas, la biomasse de mollusque est nettement plus importante d'où une différence dans les taux d'accumulation en terme d'azote.

Ce bilan théorique permet de mettre l'accent sur la destinée de la biodéposition dans les zones de productions conchylicoles méditerranéennes. La tendance générale est un envasement progressif des sédiments avec accumulation de matière organique dont une partie va devenir disponible pour le compartiment benthique.

Seule la fraction la plus labile va être minéralisée, par l'intermédiaire d'un compartiment microbiologique (chapitre 4 et Annexe publication 3) et par des processus physicochimiques de dissolution.

Nous n'avons considéré dans la partie flux eau-sédiment que la fraction azotée minérale. Or des formes azotées organiques (Urée, Acides aminés, etc.) peuvent enrichir le milieu par la voie de l'excrétion ou celle de la dégradation des biodépôts (Annexe, publication 3). Ce pool de substances azotées jusqu'à présent négligé dans les calculs de bilan, peut être rapidement métabolisé, directement par les invertébrés marins (Stewart, 1979) ou indirectement après décomposition (Remsen *et al.*, 1972 et 1974 ; Herbland, 1976; Steinmann, 1976). Néanmoins, l'ammonium serait préférentiellement consommé par rapport à l'urée et surtout par rapport au nitrate, par les diatomées benthiques (Admiraal *et al.*, 1987) ainsi que par le phytoplancton (Mc Carthy et Eppley, 1972). On peut donc penser que le bilan présenté ci-dessus représente fidèlement la réalité.

D'après les données de la littérature, l'excrétion ammoniacale chez *Mytilus edulis* peut varier entre 4 et $40 \mu\text{g NH}_4\text{-N} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (Boromthanarat, 1986b). en reprenant nos mesures de biomasses moyennes en élevage nous trouvons des valeurs entre 11 et $110 \text{ g N} \cdot \text{UP}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Les conversions des mesures de flux de mai-juin, en une unité similaire, donnent des flux de $3.5 \text{ g N} \cdot \text{UP}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Il en découle que la participation des flux issus des sédiments à biodépôts ne représentent que 3 à 24% de la fraction retournant vers le compartiment pélagique. Cela signifie que la contribution éventuelle des biodépôts à une production régénérée est moyennement importante. Ceci est probablement vrai pour l'azote, mais ne l'est probablement pas pour d'autres substances tels que les silicates qui sont relargués de façon très importante par les sédiments sous les tables mytilicoles.

Il existe donc une voie potentielle d'utilisation directe des produits de dégradation soit au niveau de l'interface soit dans la colonne d'eau. Il paraît dès lors intéressant de voir si la possibilité d'une production régénérée au profit des mollusques en élevage est possible en tenant compte de

l'information fournie par le modèle hydrodynamique (temps de résidence et durées des trajets en régime cellulaire).

Le modèle hydrodynamique n'étant pas dispersif et ne disposant d'aucune mesure permettant de quantifier les coefficients de diffusion turbulente de la matière dissoute, l'expérimentation numérique doit se faire dans le cadre très strict de l'advection particulaire conservatrice. Néanmoins, il est tout à fait possible de confronter la typologie de la circulation des masses d'eau aux possibilités de production régénérée, afin de voir s'il y a ou non concordance dans les échelles spatio-temporelles des deux phénomènes.

Folack (1986) a décrit les variations saisonnières des populations phytoplanctoniques dans une station voisine de la nôtre (station L, chapitre 1, figure 1a). Cet auteur a observé en 1984 des évolutions entre 2 prélèvements mensuels, d'une part au printemps de 50 à 460 cell.ml⁻¹ (à dominance de chlorophycées et de dinoflagellés), et d'autre part au moment du bloom printanier, décalé en juillet cet année là, une augmentation de 680 à 1480 cell.ml⁻¹ (à dominance de diatomées). En considérant un temps de génération moyen de l'ordre de 1 d⁻¹ pour les chlorophycées et dinoflagellés et de 2 d⁻¹ pour les diatomées (Eppley, 1972 ; Bonin *et al.*, 1986), le temps nécessaire pour arriver aux concentrations de cellules telles que Folack les a mesurées, est de l'ordre de 0.5 à 3 jours. Cette échelle de temps est compatible avec celle du trajet des gyres. En effet les particules au départ de la zone conchylicole reviennent vers cette zone dans un laps de temps compris entre 1 et 2 jours, soit le temps nécessaire pour une régénération de la nourriture des filtreurs en élevage.

D'où, indépendamment de la pression de filtration qu'exercent les mollusques sur le phytoplancton au sein des installations, le régime hydrodynamique peut favoriser le développement de la population phytoplanctonique, hors des installations d'élevage, lorsque les conditions requises sont présentes (sels nutritifs non limitants, lumière, etc.).

Une deuxième remarque concernera les autres voies d'utilisation de l'énergie comprise dans les biodépôts. Nous avons vu dans le chapitre 5 et en annexe (publication 3), que les biodépôts sont minéralisés par l'activité du compartiment microbiologique du sédiment, responsable en partie du recyclage de cette matière sédimentée. Or des populations très denses de polychètes, sont présentes dans les sédiments sous les tables mytilicoles (Annexe, publication 4) mais également dans les vases piégées dans les grappes de moules sur les cordes (données non publiées). Pour la plupart détritivores, on peut raisonnablement penser que ces individus interviennent également dans une partie du recyclage des biodépôts par voie directe ou indirecte. Un troisième compartiment concerne les crustacés amphipodes ou autres, plus ou moins omnivores jusqu'à coprophages, pouvant également intervenir dans le recyclage des biodépôts (Annexe, publication 5). En effet la biomasse de cette faune associée peut représenter environ 10% de la biomasse vivante dans les cordes à moules (Plante, comm.pers.).

Dans le cadre d'une modélisation globale de l'écosystème, il faudra tenir compte de chacun de ces compartiments, intervenant dans les transferts de matière et d'énergie. Une première

approche dans le sens de la modélisation de l'écosystème consiste à individualiser les compartiments les plus importants et à essayer de quantifier les flux existant entre chacun d'eux. C'est dans ce cadre, que la destinée de la biodéposition représente une première approche dans la tentative de modélisation de l'ensemble de l'écosystème conchylicole.

6.2.3. - Part de la biodéposition dans le bilan énergétique

Nous avons envisagé par une approche théorique de dresser un bilan des échanges entre biomasse et le milieu sur la base d'un cycle de production de coquillages d'une durée de 480 jours, répartie en deux phases principales : une phase de pré-grossissement de 180 jours et une phase de grossissement de 300 jours, en tenant compte d'une part des résultats de la biodéposition (ce travail) et d'autre part de travaux plus anciens dans la même zone ainsi que de quelques données de la littérature. Les résultats ont été présentés au Symposium sur l'Ecologie et l'Aménagement de la Mariculture Extensive de la CIEM en juin 1989 à Nantes (Annexe, publication 2).

Dans cette tentative de bilan concernant une unité de production (cf. chapitre 6.2.1), la figure 37 représente le bilan énergétique à l'équilibre.

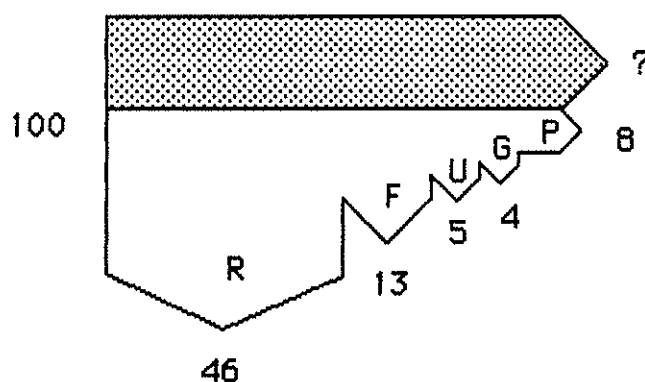


Figure 37 : Bilan énergétique d'une unité de production de moule.

R : respiration ; F : fèces pseudo-fèces ; U : excrétion+production de coquille et byssus ; G : production de gamètes ; P : production commercialisée.

Sont considérés dans ce bilan les paramètres mesurés (F-G-P) alors que U et R sont tirés de la littérature. Le total (R+F+G+P+U) représente 76 %, il reste donc 24 % de l'énergie dont la destinée est incertaine.

Cette remarque entraîne vis à vis des mesures de biodéposition, que nous avons effectuées *in situ* sur des périodes de 24 h, qu'une partie de l'énergie peut être reprise par le flux, soit immédiatement au cours de la sédimentation des biodépôts soit de manière retardée par un piégeage dans les grappes de moules. Deslous-Paoli et Jousset (1987) montrent qu'il existe la

possibilité d'une dissolution dès l'émission des fèces d'huîtres dans le milieu naturel. Ce matériel dissous peut immédiatement être métabolisé soit par les mollusques par voie d'absorption au niveau des branchies soit contribuer positivement à la production primaire par le biais d'un recyclage local de la nourriture des filtreurs.

6.3. - Conclusion

A travers ces quelques remarques, nous pouvons donc tirer un certain nombre de conclusions, quant au fonctionnement du système conchylicole de Carteau :

- L'hydrodynamisme, par la présence fréquente de cellule de circulation, entraîne d'une part des temps de renouvellement assez rapide de la masse d'eau et d'autre part une possibilité de fonctionnement en système relativement clos.

- L'avantage du régime de circulation cellulaire dans les processus de recrutement en retenant les essaims de larves méroplanctoniques dans l'Anse de Carteau.

- Les phénomènes de déplétion peuvent avoir lieu et influencer la production de mollusques d'élevage, mais l'existence d'une production régénérée potentielle doit vraisemblablement tamponner l'effet de déplétion en contribuant au renouvellement du stock de nourriture soit localement soit hors zone conchylicole durant le trajet de la gyre. Cette production régénérée se ferait en partie, à partir de sels minéraux issus des compartiments : benthique (flux en provenance du sédiment) et benthique suspendu (excrétion des mollusques) ainsi que du relargage immédiat des biodépôts après émission.



CONCLUSION GENERALE

Au cours de cette étude, un certain nombre de questions ont pu être approfondies, tant sur le plan de la quantification de la biodéposition en zone conchylicole que sur celui de ses interrelations avec le milieu environnant. Dans un second temps, l'évolution de cette matière organique a été abordée à diverses échelles de temps, afin de définir les facteurs influençant ou régulant les processus de cette évolution et de déterminer l'impact des biodépôts au niveau du fonctionnement global de l'écosystème conchylicole.

Dans l'ensemble des observations *in situ* que nous avons effectuées, il est nécessaire de rappeler l'extrême hétérogénéité dans les résultats des mesures de terrain, par conséquent un certain nombre de précautions doivent être prises quant aux conclusions qui peuvent en découler.

Toutefois, nos observations s'étant étalées sur deux années consécutives, ceci confère une certaine fiabilité à nos résultats.

L'ensemble des mesures ont été effectuées dans les deux zones conchylicoles - type : une baie largement ouverte sur la mer (Anse de Carteau, Golfe de Fos) et un étang semi-fermé (Etang de Thau). Dans ce dernier, deux types de mollusques ont été considérés, l'huître *Crassostrea gigas* et la moule *Mytilus galloprovincialis* alors que dans l'anse de Carteau, seules les moules ont été utilisées dans les mesures de biodéposition.

Les résultats acquis permettent de faire une double comparaison portant d'une part sur la biodéposition des mollusques selon le site et d'autre part selon le type de mollusque considéré.

- Comparaison biodéposition des moules selon le site :

Tant sur le plan des relations entre mollusques et environnement que sur celui de la qualité et de la quantité de biodépôts émis, nous avons démontré une bonne concordance entre la physiologie des moules vivant dans des conditions sensiblement différentes (estuariennes et lagunaires) suggérant un comportement trophique identique dans des conditions environnementales différentes.

Ceci paraît confirmer la capacité des bivalves filtreurs à réguler leurs fonctions physiologiques principales en fonction des conditions du milieu (Widdows et Bayne, 1971).

Nous proposons une relation liant la biodéposition organique des moules (BO) à la concentration de matière organique particulaire (MOP) et à la vitesse de son renouvellement (VIT), relation valable pour les conditions méditerranéennes :

$$\text{BO (mg Org .g}^{-1}\text{d}^{-1}) = 6.35 (\text{MOP (mg.l}^{-1}) + 0.97 (\text{VIT (cm.s}^{-1})) + 1.91$$

- Comparaison de la biodéposition des huîtres et des moules à Thau :

La dissemblance des droites de régression biodéposition en fonction du seston entre les moules et les huîtres, démontre un comportement trophique différent. En effet, pour un gramme de chair sèche de mollusque, les huîtres émettent en moyenne plus de biodépôts que les moules et notamment dans la gamme des fortes teneurs en seston que nous avons observées. Les résultats concernant les coefficients de digestibilité de la matière organique donnent des ordres de grandeur identiques, quel que soit le mollusque considéré.

Par conséquent, l'explication des différences observées se situe, soit au niveau de la variation dans la capacité de régulation du taux de filtration, spécifique du mollusque considéré (Gerdes, 1983), soit à celui du tri des particules dont l'efficacité peut varier entre divers bivalves filtreurs (Kiorboe et Mohlenberg, 1987).

Il faut également noter que notre dispositif ne permet pas de séparer la part des pseudo-fèces de celle des fèces vraies dans le matériel récolté dans nos pièges. Une différence dans le seuil d'apparition des pseudo-fèces et de leurs proportions dans les biodépôts peut expliquer la dissemblance des résultats que nous avons pu observer.

Probablement s'agit-il de l'action conjuguée de ces trois facteurs qui entraîne des différences dans les réponses physiologiques des deux mollusques considérés.

A partir des quantifications de la biodéposition des huîtres et moules et des inter-relations liant celle-ci aux facteurs du milieu, nous avons dressé une carte de biosédimentation pour l'étang de Thau, soulignant l'impact du supplément de matière organique sur le fond par rapport à la sédimentation naturelle (amplification d'un facteur 3 à 4 dans les zones conchylicoles). Néanmoins, dans cette représentation graphique, nous avons négligé les processus de dispersion et de remise en suspension. De ce fait, cette carte ne représentera que la localisation des zones privilégiées d'atterrissement des biodépôts en intégrant toutefois, d'une part, la répartition spatiale de la biomasse en élevage et d'autre part, les phénomènes de déplétion liés à l'activité de filtration de ces mollusques (répartition spatiale de la chlorophylle a).

Par ailleurs, dans le cadre d'un bilan (Grenz *et al.*, 1989), nous avons estimé, pour une unité de production de 5x3x5m soit 75 m³ et sur un cycle de production de 480 jours, un taux moyen de biodéposition de 11.4 t de matière sèche correspondant à 1.86 t de matière organique dont le contenu énergétique avoisine 10.20 10⁹ J. Pour une teneur moyenne en carbone total de l'ordre de 6.6 %, le taux de sédimentation annuel pour une surface de 25 m² serait de 572 kg C soit environ 23 kg C. m⁻².an⁻¹.

Il est évident que ces apports vont largement influencer l'ensemble des processus écologiques du compartiment benthique sous les installations conchylicoles.

Nous avons donc envisagé une analyse plus fine des processus d'évolution des biodépôts après leur émission dans le milieu.

Une première série de mesures concernant la comparaison des compositions qualitatives de biodépôts "frais" récoltés au bout de 24 heures par rapport à des biodépôts récupérés après 7 jours de biodéposition en continu, démontre l'existence d'une première étape dans l'évolution de la matière organique composant les biodépôts et notamment au niveau des teneurs en lipide et de la répartition des acides gras les composant.

Une deuxième expérimentation portant sur l'évolution qualitative d'un sédiment enrichi ponctuellement de biodépôts au cours d'une période s'étalant sur 60 jours, met en évidence une seconde étape de dégradation des biodépôts au cours des 15 premiers jours après l'enrichissement. Parallèlement à cette étude qualitative, une étude portant sur l'activité microbienne a été effectuée (Annexe, publication 4 ; Hermin, 1989). Les résultats démontrent une implication bactérienne très poussée dans les processus de dégradation, et notamment au niveau de la fraction labile de la matière organique biodéposée. La présence d'une teneur très importante en acides aminés libres dissous dans l'eau interstitielle des sédiments sous les installations conchylicoles, suggère la dégradation de protéines contenues dans les biodépôts. Cette étape conduit à enrichir le pool d'acides aminés libres du sédiment au profit des organismes benthiques qui y vivent. Une étape supplémentaire conduit à la minéralisation des protéines et amino-acides, produisant des nutriments au bénéfice du microphytobenthos mais également à celui du compartiment microphytique pélagique, comme le confirment les mesures de flux à l'interface sédiment - colonne d'eau.

Parmi les nutriments relargués, nos mesures permettent de citer par ordre décroissant les silicates, l'ammonium et le phosphate. L'analyse saisonnière de ces flux démontre l'influence prépondérante des apports de biodépôts sur l'intensité des relargages.

Même si les flux à l'interface sont très importants, il n'en demeure pas moins vrai que la majeure partie de l'azote accumulé dans le sédiment s'y trouve piégé et ne retourne pas en direction de la colonne d'eau.

Par conséquent, les sédiments sous les tables d'élevage sont le siège d'une accumulation progressive de la matière organique, contribuant à l'humification du compartiment benthique.

Signalons que dans les mesures de flux, seule la fraction inorganique du pool d'azote a été considérée. Or une grande fraction sous forme d'azote organique dissous doit vraisemblablement intervenir dans les processus de recyclage de l'azote au niveau de ces interfaces.

Un effort supplémentaire doit être fourni faisant intervenir la matière organique dissoute, afin de décrire au mieux les phénomènes d'évolution de la matière organique dans le milieu littoral et notamment dans le cadre des écosystèmes conchylicoles.

Néanmoins, vu les quantités substantielles de matériel piégé, les conséquences au niveau de l'environnement sont importantes tant du point de vue de la biomasse et de la composition taxonomique des communautés benthiques qui y vivent que de celui des risques de crises

dystrophiques ou d'anoxie pouvant apparaître sous certaines conditions de fortes chaleurs et de faible hydrodynamisme.

Un dernier point a été abordé et concerne plus directement le fonctionnement de l'écosystème conchylicole de Carteau sur la base des résultats de la biodéposition, des mesures de flux et surtout de ceux de la circulation des masses d'eau. Le système de Carteau de par son régime hydrodynamique, fonctionnerait comme un milieu relativement clos, sous certaines conditions de vents, notamment de SE et NO, situations extrêmement fréquentes dans ces régions. Sachant que l'anse de Carteau est caractérisée comme milieu eutrophe de par sa richesse microphytique, et que les échanges ponctuels avec le reste du golfe ou la mer ouverte sont limités dans le temps comme dans l'espace, la production régénérée doit probablement intervenir pour une très grande part dans l'ensemble du fonctionnement de l'écosystème de Carteau et par voie de conséquences se rapprocher des conditions de fonctionnement des lagunes semi-fermées.

Néanmoins, lors de coups de vents forts (mistral), des phénomènes d'up-welling peuvent apparaître sur l'ensemble de la côte méditerranéenne. Le golfe de Fos n'en étant pas épargné, il se produit un effet de vidange et on assiste alors à une exportation de l'ensemble des eaux du Golfe vers le large. Reste à définir, d'une part, l'impact de ce matériel au bénéfice de la mer ouverte (sels nutritifs, phytoplancton, matière organique dissoute) et, d'autre part, la fréquence d'apparition de ces phénomènes.

Si ce travail permet de mieux appréhender les facteurs régissant la capacité biotique d'un site, et l'éventuelle contribution de ces zones côtières à la production océanique, il n'en reste pas moins vrai qu'un certain nombre de problèmes, non abordés, restent posés et concernent, d'une part, le compartiment benthique et l'intervention de la faune endogée dans les processus de recyclage de la matière organique ou de sa redistribution (participation des détritivores et bioturbation) et, d'autre part, le rôle de la fraction organique dissoute.

Non seulement l'apparition de nouvelles techniques de dosages mais également le développement de l'expérimentation numérique devraient permettre dans un futur proche, de prendre en compte la globalité des nombreux facteurs intervenant dans les transferts d'énergie. En effet la complexité des systèmes côtiers est le fruit :

- de l'interaction simultanée de plusieurs facteurs du milieu sur les processus élémentaires de la production ;
- des fluctuations à diverses échelles spatio-temporelles de chacun de ces facteurs.

Une nouvelle voie d'approche doit donc être envisagée, faisant intervenir la modélisation numérique, compte tenu des résultats acquis, tant sur le plan des observations de terrains que sur celui des inter-relations en découlant.

Même si le modèle ne reconstitue qu'imparfaitement la réalité, il permet néanmoins de préciser quels sont les facteurs déterminant le fonctionnement de ces écosystèmes tout en

permettant de définir les axes de recherches complémentaires à suivre dans le "combat éternel du savoir".

BIBLIOGRAPHIE

- Admiraal W., Riaux-Gobin C., Laane R., 1987. Interaction of ammonium, nitrate and D- and L-amino acids in the nitrogen assimilation of two species of estuarine benthic diatoms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 40 : 267-273.
- Antia N.J., Mac Allister C.D., Parsons T.R., Stephens K., Strickland J.D.H., 1963. Further measurements of primary production using a large volume plastic sphere. *Limnol. Oceanogr.*, 8 (2) : 166-183.
- Arakawa D., 1979. Scatological studies of the bivalvia (Mollusca). *Adv. mar. Biol.*, 8 : 307-436.
- Arfi R., 1984. Gulf of Fos (France) : Main hydrobiological features (1976-1978). *Hydrobiologia*, 118 : 187-194.
- Avoine J., 1981. L'estuaire de la Seine : sédiments et dynamique sédimentaire. Thèse 3ème cycle, Univ. Caen, 236 p.
- Baker E.T., Milburn H.B., Tennant D.A., 1988. Field assessment of sediment trap efficiency under varying flow conditions. *J. Mar. Res.*, 46 : 573-592.
- Bayne B.L., Thompson R.J., Widdows J., 1976. Physiology 1, In Marine Mussels : their ecology and physiology. Cambridge Univ. Press. B.L. Bayne Ed. : 121-206.
- Bayne B.L., Hawkins A.J.S., Navarro E., 1987. Feeding and digestion by the mussel *Mytilus edulis* L. (Bivalvia = Mollusca) in mixtures of silt and algal cells at low concentrations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 111 : 1-22.
- Benner R., Moran M.A., Hodson R.E., 1986 (a). Biochemical cycling of lignocellulosic carbon in marine and freshwater ecosystems : relative contributions of procaryotes and eucaryotes. *Limnol. Oceanogr.*, 31 : 89-100.
- Benner R., Maccubbin A.E., Hodson R.E., 1986 (b). Temporal relationship between the deposition and microbial degradation of lignocellulosic detritus in a Georgia Salt Marsh and the Okefenokee Swamp. *Microbiol. Ecol.*, 12 : 291-298.
- Bernard, F.R., 1974. Annual biodeposition and gross energy budget of mature pacific oysters, *Crassostrea gigas*. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31(2): 185-190.

- Bonin D.J., Droop M.R., Maestrini S.Y., Bonin M.C., 1986. Physiological features of six micro-algae to be used as indicators of seawater quality. *Cryptogamie Algologie*, 7 (1) : 23-83.
- Bordovskiy O.K., 1965. Accumulation and transformation of organic substances in marine sediments. *Marine Geol.*, 3 (1-2) : 3-114.
- Boromthanasarat S., 1986 (a). Les bouchots à *Mytilus edulis* L. dans l'écosystème estuarien du Bassin de Marennes-Oléron (France) : Aspect Biologique et bioénergétique. Thèse Océanologie, Univ. Aix-Marseille II, 142 p.
- Boromthanasarat W., 1986 (b). Ecophysiologie de *Mytilus edulis* L. dans le Bassin de Marennes-Oléron. Alimentation et bilan d'énergie. Thèse Biologie Marine, Univ. de Nantes, 104 p.
- Boucher G., Boucher-Rodoni R., 1988. *In situ* measurement of respiratory metabolism and nitrogen fluxes at the interface of oyster beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 44 : 229-238.
- Broom M.J., 1982. Analysis of the growth of *Anadara granosa* (Bivalvia = Arcidae) in natural, artificially seeded and experimental populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9 : 69-79.
- Butman C.A., 1986. Sediment trap biases in turbulent flows : Results from a laboratory flume study. *J. Mar. Res.*, 44 (3) : 645-693.
- Butman C.A., William D.G., Stolzenbach K.D., 1986. Predictions of sediment trap biases in turbulent flows : A theoretical analysis based on observations from the literature. *J. Mar. Res.*, 44 (3) : 601-644.
- Cadée G.C., 1986. Organic carbon in the water column and its sedimentation, Fladen Ground (North Sea), may 1983. *Netherlands J. Sea Res.*, 20 (4) : 359-373.
- Carpenter S.R., Elser M.M., Elser J.J., 1986. Chlorophyll production, degradation and sedimentation : implications for paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.*, 31 (1) : 112-124.
- Chassany de Casabianca M.L., 1979. Evolution et recyclage à court terme des fèces d'huître et des dépôts de biodéposition générale (Etang d'Urbino, Corse). *J. Rech. Oceanogr.*, 4 (4) : 35-38.
- Conover R.J., 1966. Assimilation of organic matter by zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 11 (3) : 338-346.
- Dagnélie P., 1984. Théorie et méthodes statistiques. Vol II, 2^{ème} Ed., Les Presses Agronomiques de Gembloux, 463 p.
- Dahlbäck B., Gunnarsson L.A.H., 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.*, 63 : 269-275.

- Dame R.F., Dankers N., 1988. Uptake and release of materials by a wadden sea mussel bed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 118 : 207-216.
- Dame, R., Zingmark R., Haskin E., 1984. Oyster reefs as processors of estuarine materials. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 83: 239-247.
- Davies J.M., Payne R., 1984. Supply of organic water to the sediment in the northern North Sea during phytoplankton bloom. *Mar. Biol.*, 78 (3) : 315-324.
- De Bovée F., Delille D., 1980. Origine et importance des apports sestoniques au niveau des communautés benthiques des vases terrigènes côtières de Banyuls-sur-mer. *Vie Milieu*, 30 (2) : 97-104.
- Delmas D., 1981. Matière organique de sédiments lagunaires (Etang de Berre). Etude des glucides en tant qu'indicateurs de l'origine et de l'évolution de la matière organique. Thèse 3ème cycle. Univ. Aix-Marseille II, 101 p.
- Deslous-Paoli J.M., 1980. Contribution à l'étude de la biologie de l'huître *Crassostrea gigas* Thunberg dans le bassin et les claires de Marennes-Oléron. Thèse 3ème cycle, Univ. Aix-Marseille II, 121 p.
- Deslous-Paoli J.M., Sornin J.M., Héral M., 1986. Biodéposition et digestibilité comparées *in situ* chez trois mollusques estuariens (*Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas*, *Crepidula fornicata*). *Haliotis*, 16 : 233-245.
- Deslous-Paoli J.M., Jousset J., 1987. Transformation du matériel fécal de *Crassostrea gigas* : évolution biochimique à court terme. *Oceanis*, 13 (4-5) : 581-584.
- Dubois, M., Gilles K.A., Hamilton J.K., Rebers P.A., Smith F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analyt. Chem.*, 28 : 350-356.
- Emerson C.W., Roff J.C., 1987. Implication of fecal pellet size and zooplankton behaviour to estimates of pelagic-benthic carbon flux. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35 : 251-257.
- Epifanio C.E., Srna R., Pruder G., 1975. Mariculture of shellfish in controlled environments : a prognosis. *Aquaculture*, 5 : 227-241.
- Eppley R.W., 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull.*, 70 (4) : 1063-1085.
- Esteves J.L., 1984. Réduction du nitrate dans les sédiments marins. Thèse 3ème cycle, Univ. Aix-Marseille II, 107 p.
- Feuillet-Girard, M., Héral M., Sornin J.M., Deslous-Paoli J.M., Robert J.M., Mornet F., Razet D., 1988. Eléments azotés de la colonne d'eau et de l'interface eau-sédiment du bassin de Marennes-Oléron : influence des cultures d'huîtres. *Aquat. living Resour.* 1: 251-265.

- Folack J., 1986. Variations mensuelles de la biomasse et de la production du phytoplancton d'une zone côtière d'intérêt aquicole : "Anse de Carteau, Golfe de Fos". Thèse 3ème cycle, Univ. Aix-Marseille II, 168 p. (t1), 110 p. (t2).
- Foster-Smith, R.L., 1975 (a). The effect of concentration of suspension on the filtration rates and pseudofaecal production for *Mytilus edulis* L., *Cerastoderma edule* L. and *Venerupis publastia* Montagu. *J. Expl. Mar. Biol. Ecol.* 17: 1-22.
- Foster-Smith, R.L., 1975 (b). The role of mucus in the mechanism of feeding in three filter-feeding bivalves. *Proc. mal. Soc. Lond.*, 41 : 571-588.
- Fraga F. and Vives F., 1960. Retencion de particulas organicas por el mejillon en los viveros flotantes. *Reun. Product. Pesq.*, 4 : 71-73.
- Fréchette M., Bourget E., 1985. Food limited growth of *Mytilus edulis* L. in relation to the benthic boundary layer. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 : 1166-1170.
- Gabrielson J.O., Lukatelich R.J., 1985. Wind-related resuspension of sediments the Peel-Harvey estuarine system. *Estuarine, Coastal Shelf Sci.*, 24 : 725-740.
- Gardner W.D., 1980. Sediment trap dynamics and calibration : a laboratory evaluation. *J. Mar. Res.*, 38 : 17-39.
- Gerdes D., 1983. The pacific oyster *Crassostrea gigas*. Part I : Feeding behaviour of larvae and adults. *Aquaculture*, 31 : 195-219.
- Goutx M., 1987. Les classes de lipides de la matière organique marine : contributions microbiennes et applications géochimiques. Thèse d'Etat, Univ. Aix Marseille II, 176 p.
- Graf G., 1987. Benthic energy flow during a simulated autumn bloom sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 39 : 23-29.
- Grenz C., Massé H., Morchid A., Parache A., 1989. Balance of exchanges between biomass and environment around a mussel park in North West Mediterranean Sea. *Inter. Con. Explor. Sea, EMEM / 72* : 1-15.
- Hall P., 1984. Chemical fluxes at the sediment-seawater interface ; *in situ* investigations with benthic chambers. Ph. D. Thesis. Univ. Gothenborg, 138 p.
- Hamon P.Y., (en prép.). Evolution de la biomasse des mollusques en élevage dans l'étang de Thau (1984-1986).

- Hamon P.Y., Tournier H., 1981. Estimation de la biomasse en culture dans l'étang de Thau (été 1980). *Sciences et Pêche*, 313 : 1-25.
- Hansen L., Krog G., Sondergaard M., 1986. Decomposition of lake phytoplankton. I. Dynamics of short-term decomposition. *Oikos*, 46 : 37-44.
- Haven D.S., Morales-Alamo R., 1966. Aspects of biodeposition by oysters and other invertebrate filter feeders. *Limnol. Oceanogr.*, 11 (4) : 487-498.
- Hawkins A.J.S, Bayne B.L., 1985. Seasonal variation in the relative utilization of carbon and nitrogen by the mussel *Mytilus edulis* : budgets, conversion efficiencies and maintenance requirements. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 20 : 181-188.
- Hawkins A.J.S, Salkeld P.N., Bayne B.L., Gnaiger E., Lowe D.M., 1985. Feeding and resource allocation in the mussel *Mytilus edulis* : evidence for time-averaged optimization. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 20 : 273-287.
- Hawkins A.J.S, Bayne B.L., Mantoura R.F.C., Llewellyn C.A., Navarro E., 1986. Chlorophyll degradation and absorption throughout the digestive system of the mussel *Mytilus edulis* L.. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 96 : 213-223.
- Hénard D., 1976. Production primaire d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau. Thèse 3ème cycle, Univ. Montpellier, 85 p.
- Héral M., 1987. Evaluation of the carrying capacity of molluscan shellfish ecosystems. (297-318) in : *Aquaculture, Shellfish culture, development and management*. IFREMER-DRV. Paris, 401p.
- Héral M., 1989. Approches de la capacité trophique des écosystèmes conchylicoles. *Int. Cons. Expl. Sea*, EMEM / 9 : 1-26.
- Héral M., Razet D., Maestrini S., Garnier I., 1980. Composition de la matière organique particulaire dans les eaux du bassin de Marennes-Oléron. Apport énergétique pour la nourriture de l'huître. *Cons. Int. Expl. Mer*, CM / L 44 : 1-14.
- Herbland A., 1976. *In situ* utilization of urea in the euphotic zone of the tropical Atlantic. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 21 : 269-277.
- Hermin M.N., 1989. Dégradation microbienne de la matière organique à l'interface eau-sédiment en milieu marin. Doctorat Univ. Aix-Marseille II, 202 p.
- Hopkinson C.S. Jr, 1987. Nutrient regeneration in shallow water sediment of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, USA. *Mar. Biol.*, 94 : 127-142.

- Hildreth D.I., 1980. Bioeston production of *Mytilus edulis* and its effect in experimental systems. *Mar. Biol.*, 55 : 309-315.
- Honjo S., Connel J.F., Sachs P.L., 1980. Deep-ocean sediment trap : design and fuction of PARFLUX Mark II. *Deep Sea Res.*, 27 : 745-753.
- Incze L.S., Lutz R.A., 1980. Mussel culture : an East coast perspective, (99-140). In *Mussel culture and harvest : a North American perspective*, R.A. Lutz Ed., Elsevier New-York, 350 p.
- Jansson B.O., Wilmot W., Wulff F., 1984. Coupling the sub-systems - The Baltic Sea as a case study (549-595). In *Flows of energy and materials in marine ecosystems*. M. Jr Fasham Ed., Plenum Press, New-York.
- Jensen A., Sackshaug E., 1970. Producer-consumer relationship in the sea. Part I and II. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 5 (3) : 246-253.
- Jocteur-Monrozier L., Jeanson P., 1979. L'azote organique et ammoniacal. Combinaison et stabilité chimique. In *Géochimie organique des sédiments marins profonds ORGON III*, Mauritanie, Sénégal, Iles du Cap Vert. Arnould M. et R. Pelet Eds. Editions du CNRS, Paris, 441 p.
- Johannes R.E., Satomi M., 1966. Composition and nutritive value of fecal pellets of marine crustaceans. *Limnol. Oceanogr.*, 11 : 191-197.
- Jonge de V.N., van den Bergs J., 1987. Experiments on the resuspension of estuarine sediments containing benthic diatoms. *Estuarine, Coastal Shelf Sci.*, 24 : 725-740.
- Jordan T.E., Valiela I., 1982. A nitrogen budget of the ribbed mussel, *Geukensia demissa*, and its significance in nitrogen flow in a New England salt marsh. *Limnol. Oceanogr.*, 27 (1) : 75-90.
- Kaspar H.F., Gillespie P.A., Boyer I.C., Mackenzie A.L., 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepurn Sound, Malborough Sounds, New Zealand. *Mar. Biol.*, 85 : 127-136.
- Kamatani A., Amano M., 1984. Phosphate and silica regeneration from fecal pellets of benthic animals collected from Tokyo Bay. *Bull. jap. Soc. scient. Fish.*, 50 (6) : 999-1003.
- Kautsky N., 1981. On the trophic role on the blue mussel (*Mytilus edulis* L.) in a Baltic coastal ecosystem and the fate of the organic matter produced by the mussels. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.*, 5 : 454-461.
- Kautsky N., Evans S., 1987. Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a baltic coastal ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 38 : 201-212.

- Keizer P.D., Hargrave B.T., Gordon Jr.D.C., 1989. Sediment-water exchange of dissolved nutrients at an intertidal site in the upper reaches of the bay of Fundy. *Estuaries*, 12 (1) : 1-12.
- Kelly J.R., Nixon S.W., 1984. Experimental studies of the effect of organic deposition on the metabolism of a coastal marine bottom community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 17 : 157-169.
- Khripounoff A., 1979. Relations trophiques dans l'écosystème abyssal atlantique : descriptions et bilan énergétique. Thèse 3^{ème} cycle, Univ. Paris VI, 132 p.
- Kiorboe T., Mohlenberg F., 1981. Particle selection in suspension-feeding bivalves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5 : 291-296.
- Klose P.N., 1980. Quantification of environmental impacts in the coastal zone (27-37). In *Estuarine Perspectives*, V.S. Kennedy Ed., Academic Press, New-York, 533 p.
- Koroleff P., 1969. Direct determination of ammonia in natural as indophenol blue. *Inter. Com. Explor. Sea*, C.M. / 9 : 1-4.
- Krey I., 1950. Eine neue Methode zur quantitativen Bestimmung des Planktons. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 18 : 1001-1016.
- Kristensen E., Anderson F., 1987. Determination of organic carbon in marine sediments : a comparison of two CHN-analyser methods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 109 : 15-23.
- Kuenzler E.J., 1961. Phosphorus budget of a mussel population. *Limnol. Oceanogr.*, 6 : 400-415.
- Kusuki Y., 1981. Fundamental studies of the deterioration of oyster growing grounds. *Bull. Hirosh. Fish. exp. Station*, 11 : 11-93.
- Lorenzen C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments. Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12 : 343-346.
- Lowry O.H., Rosenbrough N.J., Farr A.L., Randall R.J., 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.*, 193 : 263-275.
- Mac Allister C.D., Parsons T.R., Stephens K., Strickland J.D.H., 1961. Measurement of primary production in coastal sea water using a large volume plastic sphere. *Limnol. Oceanogr.*, 6 : 237-258.
- Mac Carthy J.J., Eppley R.W., 1972. A comparison of chemical, isotopic and enzymatic methods for measuring nitrogen assimilation of marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 17 : 371-382.
- Mann R., 1977. An assessment of the use of pigment content of feeding index of oysters. *Aquaculture*, 10 : 373-376.

- Marsh J.B., Weinstein D.B., 1956. Simple charring method for determination of lipids. *J. Lip. Res.*, 7 : 574-576.
- Martin A.G., Riaux C., Grall J.R., 1977. Distribution de la matière organique particulaire dans l'estuaire de la Penzé (Nord-Finistère). *J. Rech. Oceanogr.*, 2 (2) : 13-19.
- Massé H., Berland B., Parache A., Folack J., 1985. Etude de la capacité biotique du site conchylicole de l'anse de Carteau (Port Saint Louis du Rhône). (multigr.).
- Maynard L.A., Loosly J.K., 1956. Animal nutrition. 4th Edition, Mc Grow Hill, New York, 484 p.
- Miklestad J., Haug A., 1972. Production of carbohydrates by the marine diatom "*Chaetoceros affinis*". I : the effect of the concentration of nutrients in the culture medium. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 9 (2) : 125-136.
- Millet B., 1989. Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (Programme ECOTHAU). *Oceanol. Acta*, 12 : 37-46.
- Montague C.L., 1986. Influence of biota on erodibility of sediments, (251-269). In Lecture notes on coastal and estuarine studies, Vol. 14, A.J. Mehta Ed., Springer Verlag, New York, 473 p.
- Morchid A., 1987. La reproduction des moules *Mytilus galloprovincialis* Lmk en élevage dans le Golfe de Fos. Thèse 3ème cycle, Univ. Aix-Marseille II, 109p.
- Muschenheim D.K., 1987. The dynamics of near-bed seston flux and suspension-feeding benthos. *J. Mar. Res.*, 45 : 473-496.
- Nichols M.M., 1986. Effects of fine sediment resuspension in estuaries, (5-42). In Lecture notes on coastal and estuarine studies, Vol. 14, A.J. Mehta Ed., Springer Verlag, New York, 473 p.
- Novitsky, J.A., 1983 (a). Heterotrophic activity throughout a vertical profile of seawater and sediment in Halifax Harbour. *Can. Appl. envir. Microbiol.*, 45 : 1753-1760.
- Novitsky, J.A., 1983 (b). Microbial activity at the sediment water interface in Halifax Harbour. *Can. Appl. envir. Microbiol.*, 45 : 1761-1766.
- Nowell A.R.M., Jumars P.A., Eckman J.E., 1981. Effects of biological activity on the entrainment of marine sediments. *Mar. Geol.*, 42 : 133-153.
- Nowicki B.L., Nixon S.W., 1985. Benthic community metabolism in a coastal lagoon ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 22 : 21-30.

- Outin V, Fiala-Médioni A., Colomines J.C., Mabit J., 1989. Ecological physiology of the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) in natural conditions of a mediterranean lagoon. (soumi à *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*).
- Parsons T.R., Stephens K., Strickland J.D.H., 1967. On the chemical composition of eleven species of marine phytoplankters. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 18 : 311-332.
- Partheniades E., 1986. A fundamental framework for cohesive sediment dynamics, (219-250). In Lecture notes on coastal and estuarine studies, Vol. 14, A.J. Mehta Ed., Springer Verlag, New York, 473 p.
- Peduzzi P., Herndl G.J., 1986. Role of bacteria in decomposition of faecal pellets egested by the epiphyte-grazing gasteropod *Gibbula umbilicaris*. *Mar. Biol.*, 92 : 417-424.
- Pichot P., 1987. Interactions mollusques d'élevage- milieu, capacité biotique de l'étang de Thau. Rapport interne IFREMER Sète. (multigr.).
- Probert P.K., 1986. Energy transfert through the shelf benthos off the west coast of South Island, New Zealand. *New Zealand J. Mar. Fresh. Res.*, 20 : 407-417.
- Propp M.V., Trarasoff V.G., Cherbadi I.I., Lootzik, 1980. Benthic-pelagic oxygen and nutrient exchange in a coastal region of the Sea of Japan. In Marine benthic dynamics, Tenore K.R. and B.C. Coull Eds., Univ. of South Carolina Press, Columbia, South Carolina : 265-284.
- Raaphorst V.W., Ruardij P., Brinkman A.G., 1988. The assessment of benthic phosphorus regeneration in an estuarine ecosystem model. *Netherland J. Sea Res.*, 22 : 23-26.
- Raimbault R, Tournier H., 1973. Les cultures marines sur le littoral français de la Méditerranée. Actualité et prospectives. *Sciences et Pêche*, 223 : 1-18.
- Remsen C.C., Carpenter E.J., Schroeder B.W., 1972. Competition for urea among estuarine microorganism. *Ecology*, 53 : 921-926.
- Remsen C.C., Carpenter E.J., Schroeder B.W., 1974. The role of urea in marine microbial activities. In Effect of the Ocean Environment on microbial activities, Colwell R. and R.Y. Morita Eds., Univ. Park Press, Baltimore, Maryland, : 289-304.
- Reynolds C.S., Wiseman S.W., Gardner W.D., 1980. An annotated bibliography of aquatic sediment traps and trapping methods. *Fresh. Biol. Ass. Occas. Pub.*, n°11, 54 p.

- Rhoads D.C., Boyer L.F., 1981. The effects of marine benthos on physical properties of sediments : a successional perspective, (3-52). In *Animal-Sediment Relations : the biogenic alteration of sediments*. Mac Call P.L. and M.J.S. Tevesz Eds., Plenum Press, New York, 459 p.
- Ricker W.E., 1973. Linear regressions in fishery research. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 30 : 409-434.
- Riley G.A., 1956. Oceanography of Long Island Sound, 1952-1954. IX. Production and utilization of organic matter. *Bull. Bingham. Oceanogr., Collect.* 15 : 324-344.
- Riley G.A., 1970. Particulate organic matter in the sea water. *Adv. Mar. Biol.*, 8 : 1-118.
- Rodhouse P.G. , Roden C.H., 1987. Carbon budget for coastal inlet in relation to intensive cultivation of suspension feeding bivalve molluscs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 36 : 225-236.
- Rosenberg R. , Loo L.O., 1983. Energy flow in *Mytilus edulis* culture in West Sweden. *Aquaculture*, 35 : 151-161.
- Rowe G.T., C.H. Clifford, K.L. Smith, Jr. and P.L. Lawrence, 1975. Benthic nutrient regeneration and its coupling to primary productivity in coastal waters. *Nature Lond.*, 255 : 215-217.
- Salot A., Lorre A., Marty J.C, Scribe P., Tronczynski J., Meybeck M., Dessery S., Marchand M., Caprais J.C., Cauwet G., Etcheber H., Relexans J.C., Ewald M., Berger P., Belin C., Gouleau D., Billen G., Somville M., 1984. Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien : stratégie d'échantillonnage et de recherche élaborées en Loire (France). *Oceanol. Acta*, 7 (2) : 191-207.
- Smaal A.C., 1986. Tidal motion and the seston supply to the benthic macrofauna in the Oosterschelde. Report on investigations, Waterloopkundig Laboratorium - Delft hydraulics Laboratory, (multigr.).
- Smetacek V., 1984. The supply of food to the benthos (517-547). In *Flows of energy and materials in marine ecosystems*. M. Jr Fasham Ed., Plenum Press, New-York.
- Smith S.V., Wiebe W.J., Hollibaugh J.T., Dollar S.J., Hager S.W., Cole B.E., Tribble G.W., Wheeler P.A., 1987. Stoichiometry of C, N, P, and Si fluxes in a temperate climate embayment. *J. mar. Res.*, 45 : 427-460.
- Sornin J.M., 1981. Processus sédimentaire et biodéposition liés à différents modes de conchyliculture. Thèse 3ème cycle, Univ. Nantes, 188 p.
- Sornin J.M., Feuillet M., Héral M., Deslou-Paoli J.M., 1983. Effet des biodépôts de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) sur l'accumulation de matières organiques dans les parcs du bassin de Marennes-Oléron. *J. mollusc. Stud.*, (Suppl. 12A): 185-197.

- Soutar A., Kling S.A., Crill P.A., Duffrin E., Bruland K.W., 1977. Monitoring the marine environment through sedimentation. *Nature*, 266 (march 10.) : 136-140.
- Steele J.H., Baird I.E., 1972. Sedimentation of organic matter in a scottish sea loch. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 29, suppl. : 73-88.
- Steinman J., 1976. Untersuchungen über den bakteriellen Abbau von Harnstoffen und Harnsäure in der westlichen Ostsee. *Bot. Mar.*, 19 : 47-58.
- Stephens K., Sheldon R.W., Parsons T.R., 1967. Seasonal variations in the availability of food for benthos in a coastal environment. *Ecology*, 48 (5) : 852-855.
- Stewart M., 1979. Absorption of dissolved organic nutrients by marine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 17 : 163-192.
- Strickland J.D.H., Parsons T.R., 1972. A practical handbook of seawater analyses. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, 167 : 1-310.
- Stiven A.E., Kuenzler E.J., 1979. The response of two salt marsh molluscs, *Littorina irrorata* and *Geukensia demissa*, to field manipulations of density and *Spartina* litter. *Ecol. Monogr.*, 49 : 151-171.
- Stuart V., Newell R.C., Lucas M.I., 1982. Conversion of kelp debris and faecal material from mussel *Aulocomya ater* by marine microorganisms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 7 : 47-57.
- Tenore K.R., Dunstan W.M., 1973. Comparison of the rates of feeding and biodeposition of the american oyster, *Crassostrea virginica* Gmelin, fed different species of phytoplankton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 12 : 19-26.
- Thompson R.J., Bayne B.L., 1972. Active metabolism associated with feeding in the mussel *Mytilus edulis* L.. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 9 (1) : 111-124.
- Tournier H., Hamon P.Y., Landrein S., 1982. Synthèse des observations réalisées par l'ISTPM sur les eaux et le plancton de Thau de 1974 à 1980. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 45 (4) : 283-318.
- Tournier H., Pichot Y., 1987. Répartition de la chlorophylle a dans l'Etang de Thau : richesse nutritive pour les mollusques d'élevage. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 49 : 13-2.
- Tsuchiya M., 1980. Biodeposit production by the mussel *Mytilus edulis* L. on rocky shores. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 47 : 203-222.

- Usséglio-Polatéra J.M., Sauvaget P., 1988. Dry beds and small depths in 2D codes for coastal and river engineering. *Ist. Int. Confence in Africa on computer methods and water resources*, Rabat, Maroc, (March 88). (multigr.).
- Walne P.R., Spencer B.E., 1974. Experiments on the growth and food conversion efficiency of the spat of *Ostrea edulis* L. in a recirculation system. *J. Cons. Int. Expl. Mer*, 35 : 303-318.
- Wassman P., 1984. Sedimentation and benthic mineralization of organic detritus in a norvegian fjord. *Mar. Biol.*, 83 : 83-94.
- Webster T.J.M., Paranjape M.A., Mann K.H., 1975. Sedimentation of organic matter in the St Margaret's Bay, Nova Scotia. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32 (8) : 1399-1407.
- Widdows J., Bayne B.L., 1971. Temperature acclimation of *Mytilus edulis* with reference to its energy budget. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 51 : 827-843.
- Widdows J., Fieth P., Worrall C.M., 1979. Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 50 : 195-207.
- Wilde de P.A., Beukema J.J., 1984. The role of the zoobenthos in the consumption of organic matter in the dutch Wadden sea. *Neth. Institute for Sea Res., Pub. Ser.*, 10 : 145-148.
- Wildish D.J., Kristmanson D.D., 1984. Importance to mussels of the benthic boundary layer. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41 : 1618-1625.
- Wildish D.J., Kristmanson D.D., 1985. Control of suspension feeding bivalve production by current speed. *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, 39 : 237-243.
- Wollast R., 1980. Degradation mechanism of organic nitrogen in surficial sediments and its mathematical modelling : 155-166. *In Biogéochimie de la matière organique à l'interface eau-sédiment marin. Colloque internationaux du CNRS n° 293, avril 79, Marseille, 331 p.*
- Zeitzschel B. F., 1965. Zur Sedimentation von Seston, eine productions-biologische Untersuchung von Sinkstoffen und Sedimentation der westlichen und mittleren Ostsee. *Kieler Meeresforsch.* 21 : 55-80.
- Zeitzschel B. F., Davies J.M., 1979. Benthic growth chambers. *Int. Cons. Explor. Sea*, CM / 173 : 31-42.

ANNEXE

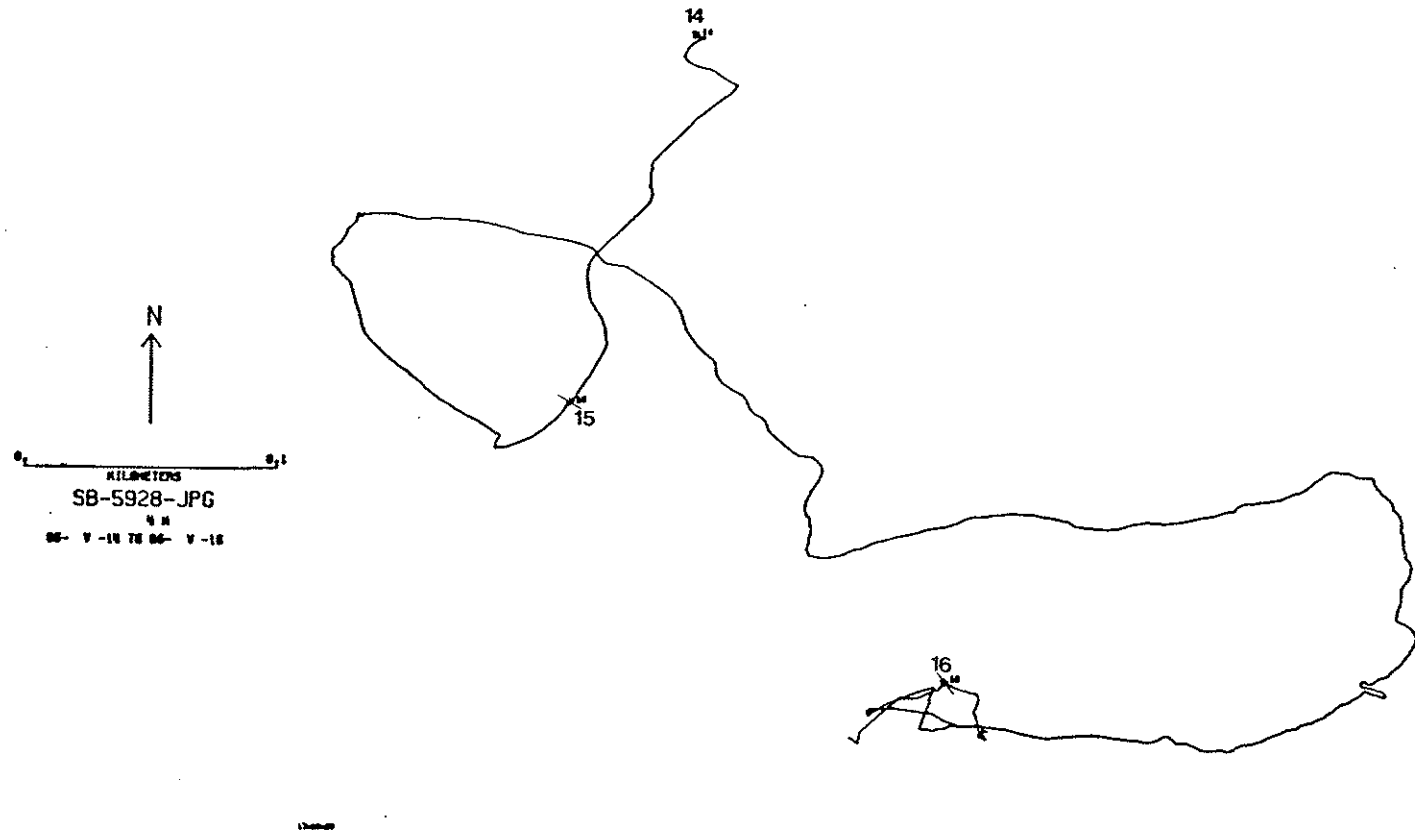


Figure 1A : Hodographe intégré : Station T6 - du 14 au 16 mai 1986.

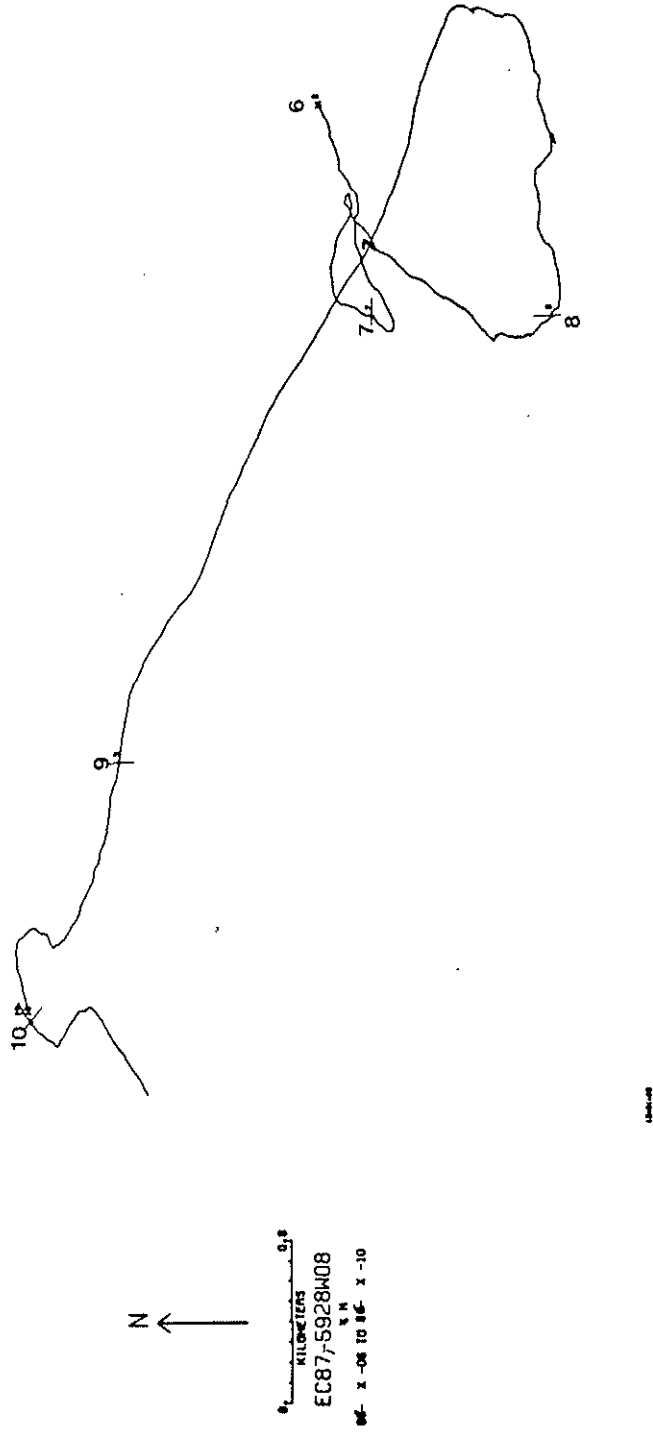


Figure 2A : Hodographe intégré : Station S1 - du 6 au 10 octobre 1986.

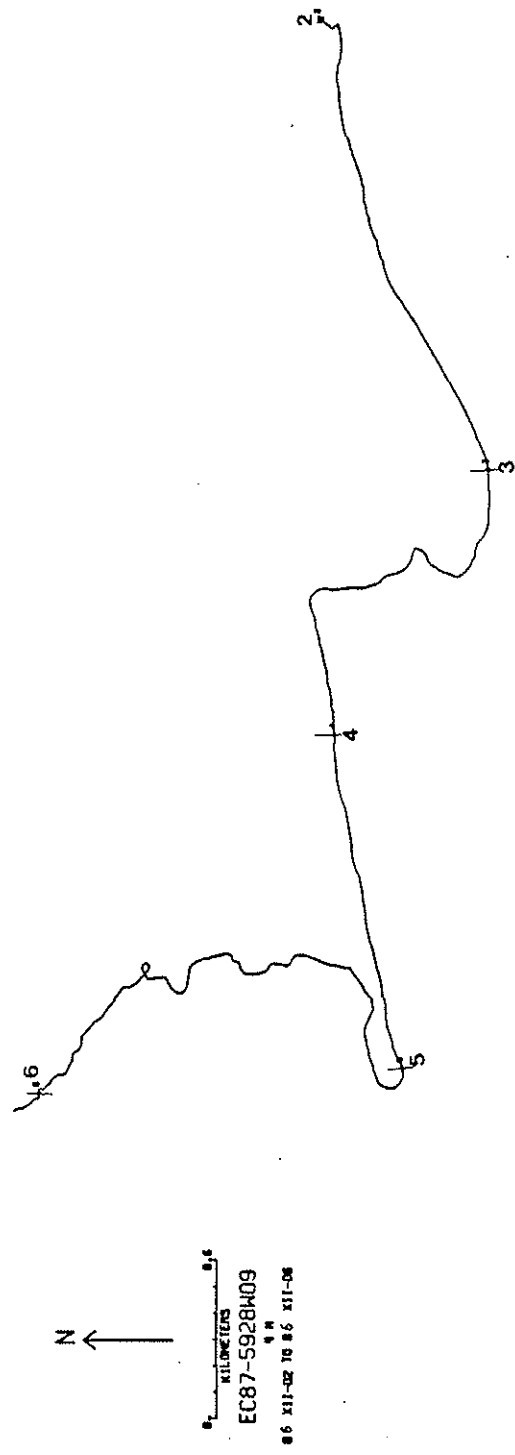


Figure 3A : Hodographe intégré : Station S1 - du 2 au 6 décembre 1986.

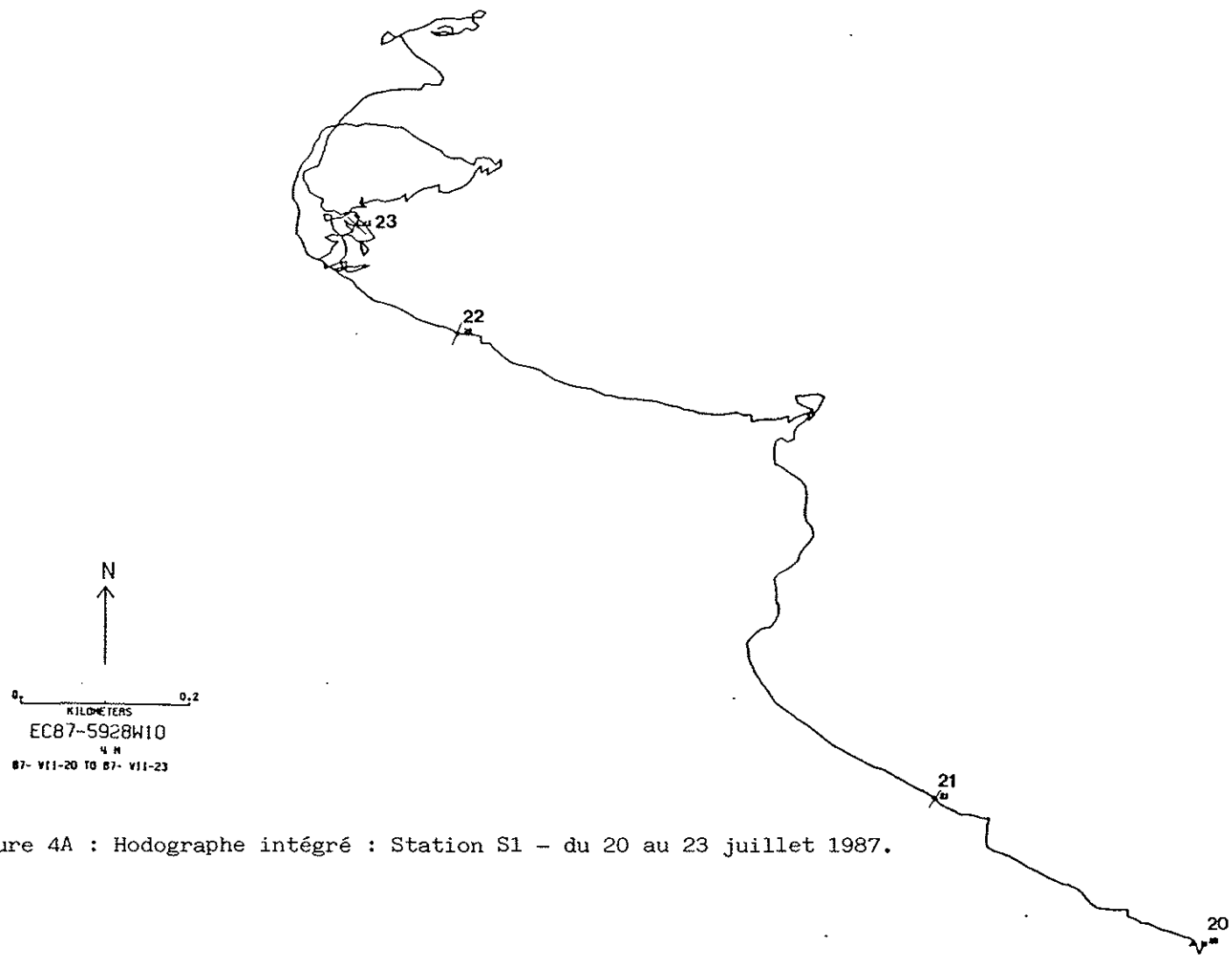


Figure 4A : Hodographe intégré : Station S1 - du 20 au 23 juillet 1987.

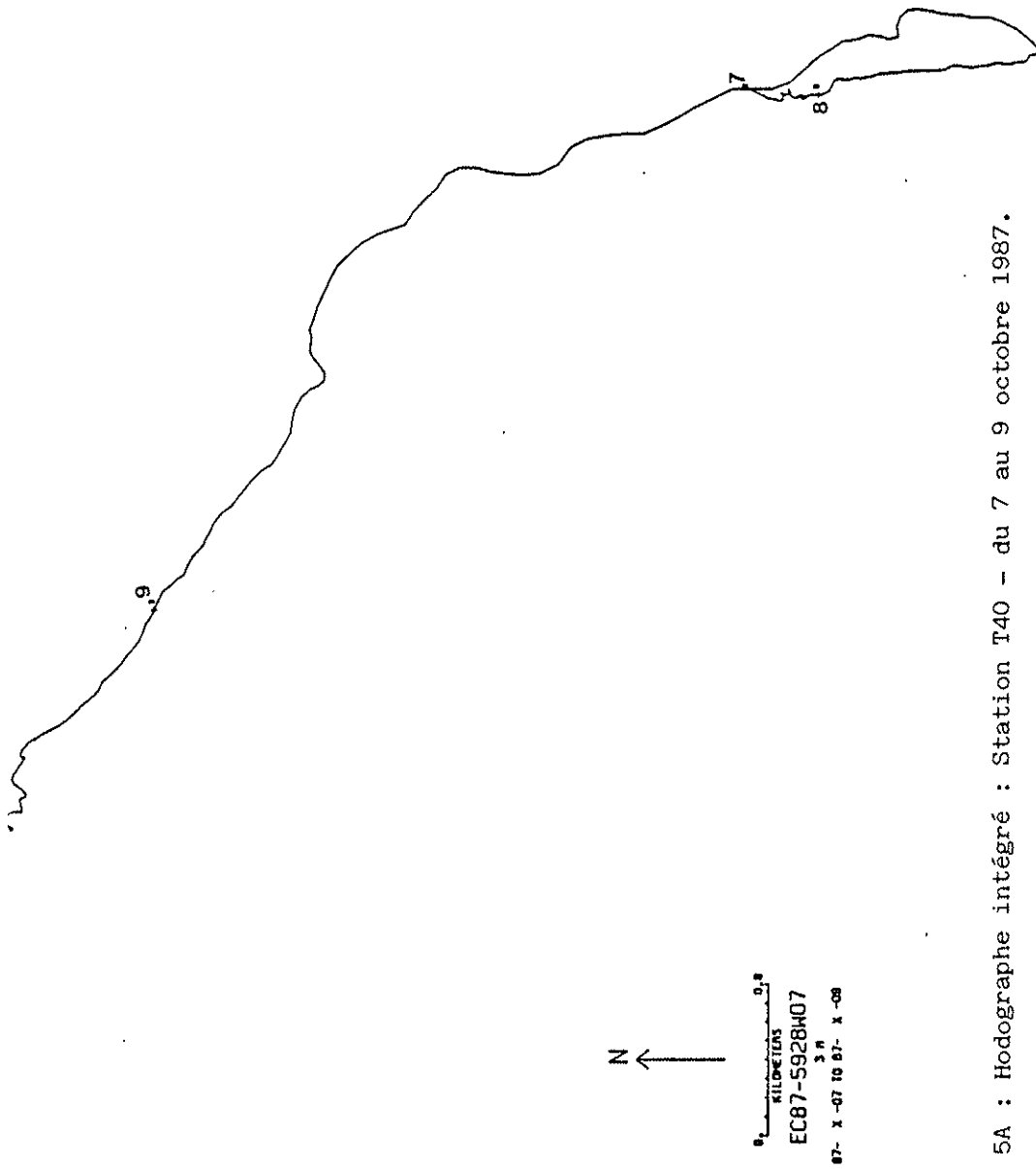


Figure 5A : Hodographe intégré : Station T40 - du 7 au 9 octobre 1987.

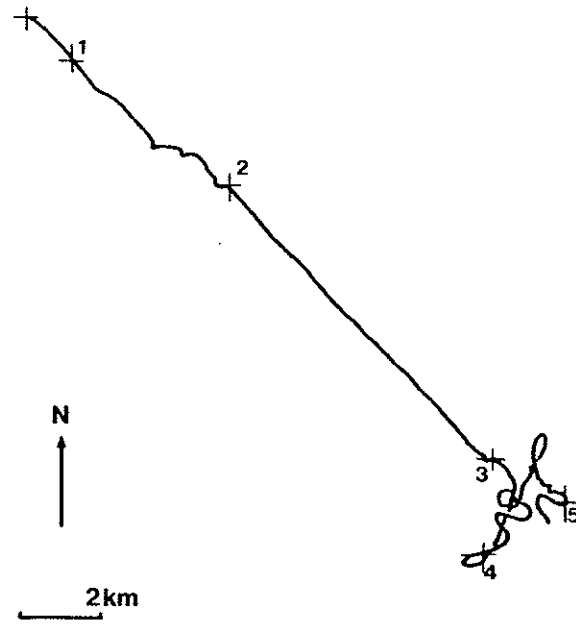


Figure 6A : Hodographe intégré : Station S1 - du 29 février au 5 mars 1988.

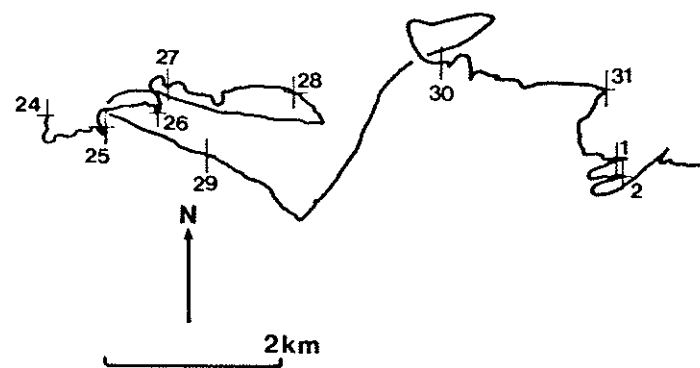


Figure 7A : Hodographe intégré : Station S1 - du 24 mai au 2 juin 1988.

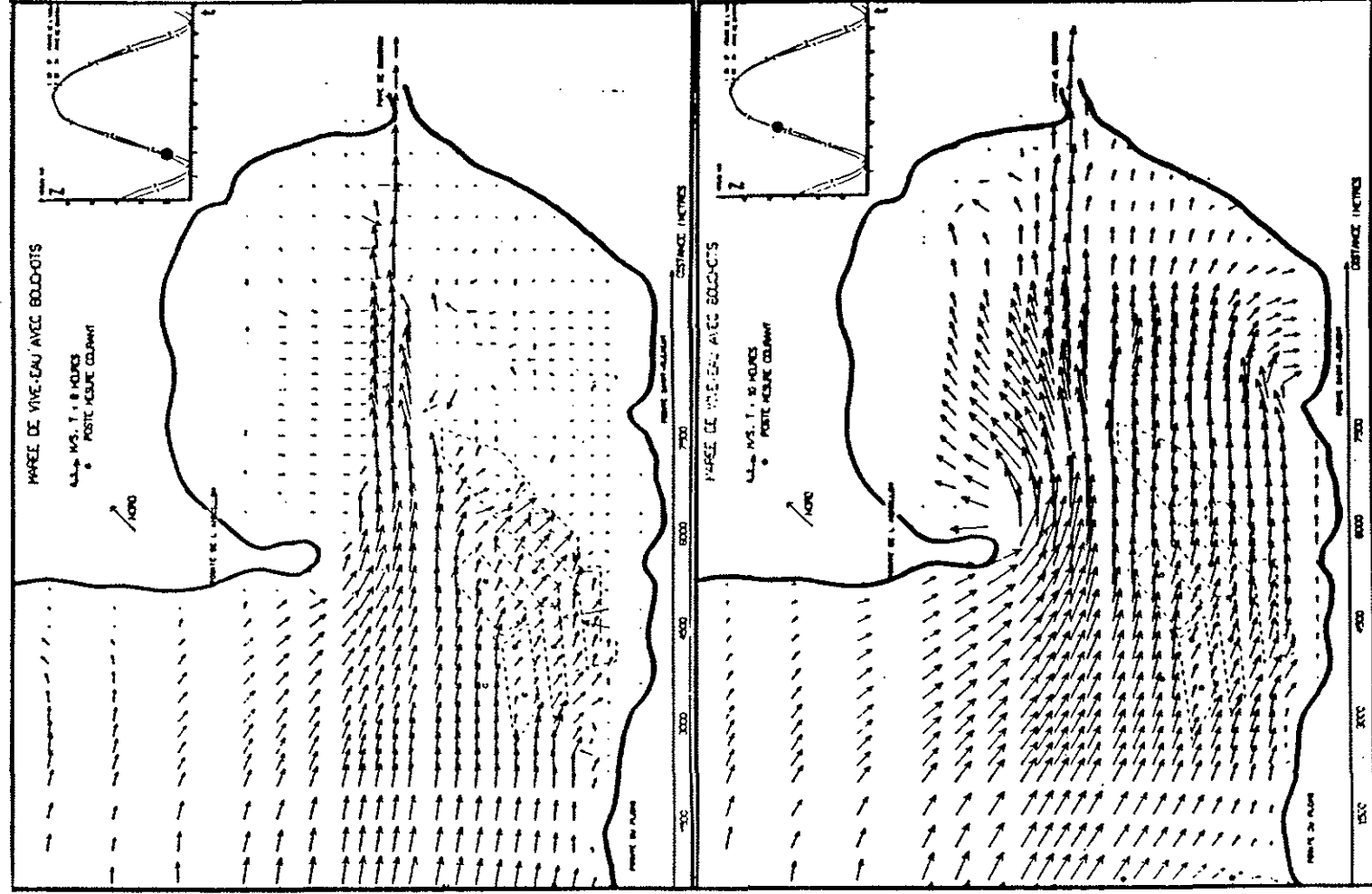


Figure 8A : Champs de courant : Simulation "Effets bouchôt"
(d'après Usséglio-Poltera et Sauvaget, 1988).

date	zone enrichie			date	z	zone témoin		zone Table 40	
	z	CO	NO			CO	NO	CO	NO
4	0-1	1.36	0.13	0	0-1	0.54	0.05	2.08	0.18
	1-2	0.97	0.14		1-2	0.73	0.04	1.95	0.19
	4-5	0.72	0.02		4-5	0.65	-	1.07	0.05
	7-8	0.88	0.01		7-8	0.35	0.01	0.78	0.03
6	0-1	1.56	0.17	39	0-1	1.56	0.08	1.80	0.14
	1-2	0.94	0.01		1-2	0.91	0.04	1.71	0.12
	4-5	0.78	0.06		4-5	0.72	0.01	1.43	0.06
	7-8	0.57	0.05		7-8	0.58	0.03	1.06	-
12	0-1	1.25	0.08	55	0-1	1.29	0.09	-	-
	1-2	0.69	0.07		1-2	0.68	0.08	2.43	0.20
	4-5	0.71	0.03		4-5	0.53	0.02	2.58	0.13
	7-8	0.68	0.02		7-8	1.04	0.01	1.55	0.10
18	0-1	1.37	0.08						
	1-2	1.09	0.05						
	4-5	0.71	0.03						
	7-8	0.73	0.07						
33	0-1	1.39	0.20						
	1-2	1.16	0.06						
	4-5	0.71	-						
	7-8	0.60	0.10						
53	0-1	1.24	0.04						
	1-2	0.94	0.04						
	4-5	1.01	0.02						
	7-8	0.96	0.01						

bleau 1A : Evolution dans le temps et la profondeur des teneurs en carbone (CO) et azote (NO) organiques d'un sédiment enrichi en biodépôts de moules par rapport a un témoin hors et sous table d'élevage. (variation des mesures IC/m vaut 2.79 pour CO et 50.74 pour NO)

D	z	zone enrichie					zone témoin				
		G tot.	I/S	T75	r	alfa	G tot.	I/S	T75	r	alfa
0	1	1.84(0.04)	5.9	21	0.953	0.05	1.84(0.04)	5.4	21	0.953	0.05
	2	1.38(0.12)	6.7	28	0.998	0.01	1.38(0.12)	6.7	28	0.998	0.01
	3	1.20(0.12)	14.2	25	0.986	0.02	1.20(0.12)	14.2	25	0.986	0.02
4	1	1.30(0.07)	144.0	47	0.986	0.02	0.92(0.12)	30.8	29	0.994	0.01
	2	0.78(0.07)	778.0	49	0.993	0.02	1.69(0.09)	7.5	24	0.986	0.02
	3	0.94(0.10)	10.7	63	0.997	0.01	0.76(0.14)	6.9	22	0.740	ns
12	1	1.24(0.07)	1240.0	51	0.996	0.01					
	2	1.15(0.07)	15.5	55	0.999	0.01					
	3	1.16(0.04)	15.6	38	1.000	0.01					
18	1	1.84(0.09)	10.3	33	0.997	0.01	1.56(0.07)	11.5	29	0.995	0.01
	2	1.95(0.07)	6.1	41	1.000	0.01	1.33(0.03)	8.0	36	0.997	0.01
	3	1.69(0.09)	8.6	30	0.997	0.01	1.21(0.10)	26.5	29	0.971	0.05
33	1	2.08(0.11)	6.5	21	0.993	0.01	1.67(0.08)	8.5	36	0.996	0.01
	2	1.34(0.05)	9.3	33	1.000	0.01	1.33(0.10)	9.6	34	0.986	0.02
	3	1.27(0.09)	7.6	39	0.999	0.01	1.18(0.11)	13.3	29	0.971	0.05
39	1	1.68(0.07)	5.8	35	0.925	ns	2.81(0.07)	3.0	31	0.955	0.05
	2	1.42(0.10)	9.9	32	0.961	0.05	1.42(0.25)	6.0	21	0.952	0.05
	3	1.30(0.07)	6.5	33	0.984	0.01	1.82(0.18)	4.0	17	0.837	ns
53	1	1.67(0.12)	6.9	28	0.975	0.05	1.37(0.03)	10.4	26	0.987	0.02
	2	1.39(0.12)	7.1	29	0.995	0.01	1.12(0.09)	8.0	16	0.905	ns
	3	0.75(0.09)	14.7	31	0.981	0.02	0.87(0.06)	61.3	30	0.988	0.02

Tableau 2A : Evolution dans les sédiments des glucides totaux (G tot.: mg.g ,écart-type entre ()), du rapport glucides insolubles/solubles (I/S) et du coefficient T75 (temps de 75% d'extraction des glucides, cinétiques saturantes au risque alfa) en fonction du temps (D en jours) et de la profondeur (z en cm) pendant l'expérience d'enrichissement en biodépôts d'un sédiment.

nature de l'échantillon		cinétiques saturantes		
		T75	r	alfa
Biodépot	mai 86	93	0.997	-0.01
	mai 87	67	0.973	0.05
	nov 87	55	0.971	0.05
Sédiment	t6 nov.86	60	0.707	ns
	t6 fev.88	50	0.972	0.05
	= = =	72	0.986	0.02
	t40 mai88			
	1er cm	84	0.999	-0.01
	2em cm	38	0.975	0.05
3em cm	26	0.918	ns	

Tableau 3A : Coefficients T75 (temps de 75% d'extraction des glucides à l'hydrolyse acide) des cinétiques saturantes, mesurés sur des biodépôts et des sédiments sous les tables conchylicoles.

PUBLICATION 1

Balance of exchanges between biomass and environment around a mussel-park in north-west Mediterranean Sea.

Christian Grenz , Henri Massé, Abdel K. Morchid and Alain Parache

Grenz C., Massé H., Morchid A. and A. Parache 1990. Balance of exchanges between biomass and environment around a mussel-park in north-west Mediterranean Sea. - Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, xx : 000-000.

ABSTRACT

This theoretic approach deals with a culture unit of *Mytilus galloprovincialis* in subtidal conditions (50 suspended ropes, 3 m long). The culture cycle lasting 480 days was divided into 180 days from spat to seed size and 300 days from seed to market size.

The mean hydrobiological conditions considered in this study, are issued from monthly measurements during four years. The flow through the system has been estimated as being $30 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, carrying 331 t of particulate matter containing 120 t of particulate organic matter equivalent to an energy of $336 \cdot 10^9 \text{ J}$. The retention by mussels was estimated at 77 t of particulate matter containing 28 t of organic material equivalent to $78 \cdot 10^9 \text{ J}$.

The culture unit produced 10.79 t of biodeposits containing 1.76 t of organic matter equivalent to $10 \cdot 10^9 \text{ J}$, 5.42 t of mussels containing 276 kg of dry tissues equivalent to $6 \cdot 10^9 \text{ J}$ and 130 kg of gametes (dry weight) accounting for an energy of $3 \cdot 10^9 \text{ J}$.

These results are discussed at the level of the whole suspended culture system for an estimation of carrying capacities.

RESUME

Cette étude est une approche théorique portant sur un ensemble de 50 cordes à moules (*Mytilus galloprovincialis*) colonisées sur une longueur moyenne de 3 m, en conditions subtidales.

Le cycle de culture a duré 480 jours divisés en 180 jours de prégrossissement et 300 jours de grossissement au terme duquel le stock est commercialisé.

Nous avons considéré des conditions hydrobiologiques moyennes sur 4 années d'observations mensuelles. Le flux entrant dans cette unité de culture a été estimé à $30 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, transportant une charge particulaire de 331 t soit 120 t de matériel organique particulaire représentant une énergie de $336 \cdot 10^9 \text{ J}$. La rétention par les moules a été évaluée à 77 t de matériel particulaire, soit 28 t de matière organique d'une valeur énergétique de $78 \cdot 10^9 \text{ J}$. L'unité de culture a produit 10.79 t de biodépôts contenant 1.76 t de matière organique, soit un équivalent énergétique de $10 \cdot 10^9 \text{ J}$; 5420 kg de moules contenant 276 kg de tissus en poids sec équivalents à $6 \cdot 10^9 \text{ J}$ et 130 kg de gamètes en poids sec représentant $3 \cdot 10^9 \text{ J}$.

Ces résultats sont discutés à l'échelle d'une table de culture entière sous l'angle de la capacité biotique du site.

Christian Grenz , Henri Massé and Alain Parache : Centre d'Océanologie de Marseille - Station Marine d'Endoume, rue de la Batterie des Lions, 13007 Marseille, France.

Abdel K. Morchid : Institut Scientifique des Pêches Maritimes, 2 rue Tiznit, Casablanca, Maroc.

INTRODUCTION

In Mediterranean coastal waters as well as in salt-lagoons the narrow tidal range enables the practice of shell farming on fixed structures, emerging 2 m above water surface. Weighted ropes suspended on horizontal rails, are hanging in water, in subtidal conditions, in order to collect mussel spat of *Mytilus galloprovincialis* (Lmck).

In this paper, we tried to set up the exchange balance of energy between a production unit and its environment during the different culture stages.

The purpose is a better understanding of the carrying capacity concept in order to build up a predictive model describing the necessary balance between cultured biomass and the nutritive potential of the site.

This model will have to take into account on one hand the circulation of food (physical model), on the other, the renewing capacity on the spot, of this food, due to quick turn-over of the bacterial loop. This turn-over may produce particulate organic matter, dissolved substances and nutrients able to regenerate a primary production (Dugdale and Goering, 1967), supplying filter feeding bivalves.

Mediterranean conditions are quite different of Atlantic estuarine environments so that it is difficult to apply the results obtained in the latter (Héral, 1987) to the former.

This exchange balance is partly based on ecophysiological studies reviewed by Deslous-Paoli (1987).

MATERIEL AND METHODS

The theoretic approach deals with a culture unit contained between 4 rails, driven vertically into the sediment at 5 m depth and delimiting a 5 m side cube. This cube contains 50 suspended mussel-ropes, 3 m long.

Flow estimation is based on a mean current velocity perpendicular to one side of the cube on a surface of 15 m² (5 x 3 m) (Incze & Lutz, 1980). The mean current velocity has been estimated from a set of records, performed in the study site, using mainly Aanderaa recording current meter RCM7 .

To smooth the temporal and spatial variability of hydrobiological parameters in this coastal area, we have considered mean values calculated from 4 years of monthly measurements (1984-1987).

The stock of mussels has fluctuated according to the different phases of cultivation procedure. We consider the mussels issued from the spring recruitment in 1984, with a main spatfall observed in april.

The study cycle starts in June and is based on two main periods. The first one, from June to December, from spat to seed, i.e. 180 days period. The second one, from January to October, represents the growing phase, from seed to market size during 300 days. At the end of the first phase, the ropes are removed and thinned out, market size mussels are then commercialized.

In our production calculation, we have deliberately omitted the death rate which is assumed to be weak. Most of the time, mainly mechanic death occurs, caused by violent hydrodynamic conditions, but above all, the mortality is compensated by a residual recruitment, widely spread in time. In the present evaluation, this rough estimation is possible because the primary interest is to quantify the cultured biomass consuming particulate matter.

As no field data on filtration rate were available, we have used measures obtained under similar conditions from literature (Boromthanasat, 1986 b).

Biodeposition was estimated from sediment traps according to the method of Grenz (1989).

In order to discuss in terms of the energetic budget of exchanges, all data were turned in Joules. On one hand, Brody's coefficients (1945) were applied to carbohydrate, protein and lipid contents of suspended matter as well as of faeces and pseudofaeces material. Elementary biochemical contents are determined according to conventional methods as mentioned previously by Parache and Massé (1987). The energetic value of mussel tissues was determined by direct measurement by bomb calorimetry (Morchid, 1987; Morchid and Massé, 1987).

RESULTS

1. Hydrological conditions : liquid compartment

1.1. Hydrodynamics

The hydrodynamic studies show an extremely variable hydrological situation ruled by an interference between wind induced and weak tidal induced currents. Wind is the determining factor that controls all hydrobiologic characteristics (Arfi, 1984). From approximately 11 000 measures, we estimated a mean current velocity of 4.84 cm s^{-1} .

Current direction was relatively variable with, during strong wind phases, a tendency to the formation of gyres revolving anti clock-wise under North-West winds and clock-wise under South-East winds. The observations confirmed Millet's model (Massé and Grenz, 1989).

1.2. Hydrobiological parameters

In order to replace our study site in its hydrobiological context, table 1 resume some statistical data on the basis of the 4 years survey.

We shall consider successively particulate suspended matter (PSM) and particulate organic matter (POM). The calculation of energetic values was performed by applying Brody's coefficients to results from analyses of the biochemical composition (carbohydrate, protein and lipid contents) in PSM (see Table 2).

2. Mollusc compartment

2.1. Filtration rate

In order to estimate the particulate retention due to filtration activity of the mussels, we have selected a continuous mean filtration rate of $5 \text{ l h}^{-1} \text{ g}^{-1}$ dry tissue weight according to literature data and particularly the review written by Boromthanasarat (1986 b), assuming that there is no great difference between *Mytilus edulis* and *M. galloprovincialis*.

In subtidal mussels, filtration may be considered continuous, because the range of temperature and salinity (Table 1) on the site of Carteau had no significant effect on the filtration activity (Riva and Massé, 1983).

2.2. Mussel biomass

To convert gross weights (wet weight of living mussels) to ash free dry weights (AFDW), a mean factor of 5.1 % has been applied. This mean factor is calculated from monthly relations between the different wet and ash free dry weights (Parache and Massé, 1987).

2.3. Gamete production

The reproduction effort of the mussels has been calculated by Morchid (1987). From these data we used the following relations for the estimate of gamete production :

$$W_g = 1.0050 W_s$$

$$E_g = 1.1168 E_s$$

where W_g and E_g refer respectively to gamete weight and energy content, when W_s and E_s represent respectively the tissue weight and energy content just before spawning.

The main gamete production occurs in Autumn for precocious mussels and between the end of winter and spring for the others. Consequently, gamete production estimate is based on the second period

(January 85 - October 85). A mean biomass of 50.7 kg total weight for one rope, corresponding to 129.3 kg AFDW for a culture unit (50 ropes), was representative of the adult stock during the observation cycle, leading to an export of 129.9 kg AFDW of gametes (see Fig.1).

2.4. Biodeposition

The results are issued from Grenz (1989) and based on the relation :

$$OB = 6.35 (POM) + 0.97 (CV) + 1.91 \quad (1)$$

where :

OB represents faeces and pseudofaeces production (mg AFDW g⁻¹dry flesh weight d⁻¹)

POM : particulate organic matter (mg AFDW l⁻¹)

CV : current velocity (cm s⁻¹).

An estimate of OB based on (1) using mean values of 4.08 mg l⁻¹ (POM) and 4.87 cm s⁻¹ (CV) gives :

$$OB = 32.54 \text{ mg AFDW g}^{-1} \text{ DFW d}^{-1} \quad (2)$$

Based on yearly observations, a mean percentage of 16.55%, corresponding to the organic fraction of total biodeposits (TB in dry matter DM) can be applied. So (2) gives :

$$TB = 196.62 \text{ mg DM g}^{-1} \text{ DFW d}^{-1} . \quad (3)$$

Like gamete production, biodeposition estimate is based on mean biomasses (B) issued, this time, from the two culture periods. Energetic estimates are given in table 4.

3. Exchange balance

Figure 1 shows energetic exchange balance between 3 compartments :

- Liquid environment, the vector of the nutritive flux, as well as of the excreta and gametes.
- Mollusc compartment supplying its energy by filtration from liquid flux, exporting energy as respiration.
- Sediment compartment directly influenced by high biodeposition rates.

DISCUSSION

Assuming an energy input of 100 % in the mollusc compartment due to filtration activity, the proposed model shows the following energy distribution :

- 13 % for faeces and pseudofaeces production
- 12 % exported as 8 % commercialized stock and 4 % gametes.

With an evaluation of 5 % corresponding to costs related to shell and byssus production as well as liquid excretion, a remaining of 70 % of the input energy can be expected. According to Boromthanasat (1986 a), respiration accounts for 46 %, so that 24 % of the input remains, the destination of which is uncertain. Most of this energy may be recaptured by the liquid compartment, either immediately during biodeposition, or delayed by trapping among the mussels.

The main problem set by this evaluation is that of the circulation of food through the whole rope hanging structure and then through the whole site composed of several rows of these structures.

Theoretically, the considered production unit (75 m^3) is followed by 2 similar units breadthwise and 9 lengthwise. According to Incze and Lutz (1980), optimal conditions of growth are not found when the seston content is reduced by half due to the cultured molluscs' filtration. In this particular case, from the second production unit onwards, the limit proposed by Incze and Lutz is almost reached. In those conditions a food deficiency should be expected in the production units down stream beyond the third position.

The actual facts seem to be far more complex. For instance, for an established current, we have never been able to prove significant differences between POM sampled simultaneously upstream and downstream of a mussel farming structure. This is unlike Fraga and Vives (1960), who observed a reduction by 39 to 56 % of the flow of particulate matter on a mussel raft in Galicia.

On the contrary, in the Thau lagoon, in a mussel park where the density of ropes was high, current velocity was reduced by half (Grenz, 1989) reducing food circulation for the bivalves and Tournier and Pichot (1987) had observed in the middle of intensive culture zone a fall in chlorophyll content of water.

The fact that all currents are wind induced, results in three major consequences :

- First, because of variability in the direction of currents, the nutrient flow is not unidirectional, as in high tidal range estuaries or fjords (Larsson, 1985) but according to the gyres direction of rotation. This can be considered as an advantage for the distribution of nutrients into the different production units.

- Second, due to frequency of strong winds, the mean current velocity can be considered as high (4.84 cm s^{-1}) for a nearly tideless sea. Observed values in our case are comparable to those estimated in Skagerrak (Rosenberg and Loo, 1983).

- Lastly, the existence of circulation gyres can be considered as an advantage, on one hand, for recruitment by trapping the planktonic larvae until settlement on the ropes, on the other hand for

enhancing the development of a primary production base on regenerated nutrients from molluscs' excreta and mineralization of biodeposits on the bottom (Baudinet *et al.*, 1989).

REFERENCES.

- Arfi, R. 1984. Gulf of Fos (France) : Main hydrobiological features (1976-1978). *Hydrobiologia*, 118 : 187-194.
- Baudinet, D., Alliot, E., Berland, B., Grenz, C., Plante-Cuny, M.R., Plante, R. and Salen-Picard, C. 1989. Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes. Communication Congrès Limnol.Océanogr. Marseille 06 1989. Submitted *Hydrobiologia*.
- Boromthanasat, S. 1986a. Les bouchots à *Mytilus edulis* Linnaeus dans l'écosystème estuarien du Bassin de Marennes-Oléron (France) : Aspect Biologique et bioénergétique. Thèse Océanologie, Université Aix-Marseille II. 142 pp.
- Boromthanasat, W. 1986b. Ecophysiologie de *Mytilus edulis* L. dans le Bassin de Marennes-Oléron. Alimentation et bilan d'énergie. Thèse Biologie Marine, Université de Nantes. 104 pp.
- Brody, S. 1945. Bioenergetic and growth. Reinold, New-York, USA. 1203 pp.
- Deslous-Paoli, J.M. 1987. Assessment of energetic requirements of reared molluscs and their main competitors. In *Aquaculture, Shellfish culture, development and management*, pp. 319-346. IFREMER-DRV, Paris. 401pp.
- Dugdale, R.C. and Goering, J.J. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.*, 12 : 196-206.
- Fraga, F. and Vives, F. 1960. Retencion de particules organicas por el mejillon en los viveros flotantes. *Reun. Product. Pesq.*, 4 : 71-73.
- Grenz, C. 1989. Quantification et destinée de la biodéposition en zones de production conchylicole intensive en Méditerranée. Doctorat Océanologie, Université Aix-Marseille II. 144 pp.
- Héral, M. 1987. Evaluation of the carrying capacity of molluscan shellfish ecosystems. In *Aquaculture, Shellfish culture, development and management*, pp. 297-318. IFREMER-DRV, Paris. 401pp.
- Incze, L.S. and Lutz, R.A. 1980. Mussel culture : an East coast perspective. In *Mussel culture and harvest : a North American perspective*, pp. 99-140. Ed. by R.A. Lutz, Elsevier, New-York. 350pp.
- Larsson, A.M. 1985. Blue mussel sea farming - effects on water quality. *Vatten*, 41 : 218-224.

- Massé, H. and Grenz, C. 1989. Etude de l'écosystème de la zone conchylicole de Carteau (Golfe de Fos), Rapport Contrat GIS-ARM. IFREMER n° 87.3.220.066. 61pp.
- Morchid, A. 1987. La reproduction des moules *Mytilus galloprovincialis* Lmk en élevage dans le Golfe de Fos. Thèse Océanologie, Université Aix-Marseille II. 109 pp.
- Morchid, A. and Massé, H. 1987. Valeur énergétique des tissus de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) en période de reproduction dans une baie eutrophe des côtes méditerranéennes françaises. *Haliotis*, 16 : 159-171.
- Parache, A. and Massé, H. 1987. Influence des facteurs du milieu sur le cycle biologique de *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) en élevage sur corde, dans l'Anse de Carteau (Côte Méditerranéenne française). *Haliotis*, 16 : 137-147.
- Riva, A. and Massé, H. 1985. Etudes écophysiologicals de quelques mollusques bivalves. IFREMER. Actes de Colloques, 1 : 45-62.
- Rosenberg, R. and Loo, L.O. 1983. Energy flow in *Mytilus edulis* culture in West Sweden. *Aquaculture*, 35 : 151-161.
- Tournier, H. and Pichot, Y. 1987. Répartition de la chlorophylle a dans l'Etang de Thau : richesse nutritive pour les mollusques d'élevage. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 49 : 13-24.

Table 1 : Minimum, maximum and mean values of temperature, salinity, chlorophyll a (Chl.a) and pheopigment (Pheo) contents, particulate suspended matter (PSM) and particulate organic matter (POM), estimated in Carteau from observations performed between 1984 and 1987, n : number of monthly samples, CL : Confidence limits (95 %).

n=44	Temperature °C	salinity g kg ⁻¹	Chl.a µg l ⁻¹	Pheo µg l ⁻¹	PSM mg l ⁻¹	POM mg l ⁻¹
mini	08.5	30.21	00.12	0.00	03.12	00.82
maxi	25.5	38.01	12.00	8.29	38.24	22.98
mean	15.7	34.85	02.39	1.95	11.04	04.08
CL	01.4	00.68	00.76	0.70	02.36	01.22

Table 2 : Mean particulate biochemical content of seawater and its energy equivalent (calculated with Brody's coefficients), (4 years observation period between 1984 and 1987).

component	µg dry matter l ⁻¹	J l ⁻¹
proteins	169.72	4.00832
carbohydrates	214.79	3.68356
lipids	88.89	3.51010
Total		11.20

Table 3 : Evolution of instantaneous mussel biomass (B), mean biomass in the considered interval (B) and production (P) in gross weight and in ash free dry weight (AFDW).

* : difference between December 84 and January 85.

** : difference between January 85 and October 85.

Period	For one rope (kg)			Culture Unit (B x 50 ropes)		Net exported Production	
	B	B	P	gross (kg)	AFDW (kg)	gross (kg)	AFDW (kg)
June 84	0.4						
		35.0	69.1				
December 84	69.5			3475	176	2435*	124.0*
January 85	20.8			1040	53		
		50.7	59.7			2985**	152.4**
October 85	80.5			4025	205	-----	-----
total						5420	276.4

Table 4 : Biochemical contents and estimate of the energetic biodeposition (based on Brody's coefficients).

Components	Biochemical content		Energetic biodeposition J g ⁻¹ DFW d ⁻¹
	in % of dry matter	in mg g ⁻¹ DFW d ⁻¹	
Proteins	0.68	1.34	31.65
Carbohydrates	3.89	7.65	131.20
Lipids	0.16	0.32	12.64
Total	4.73	9.31	175.46

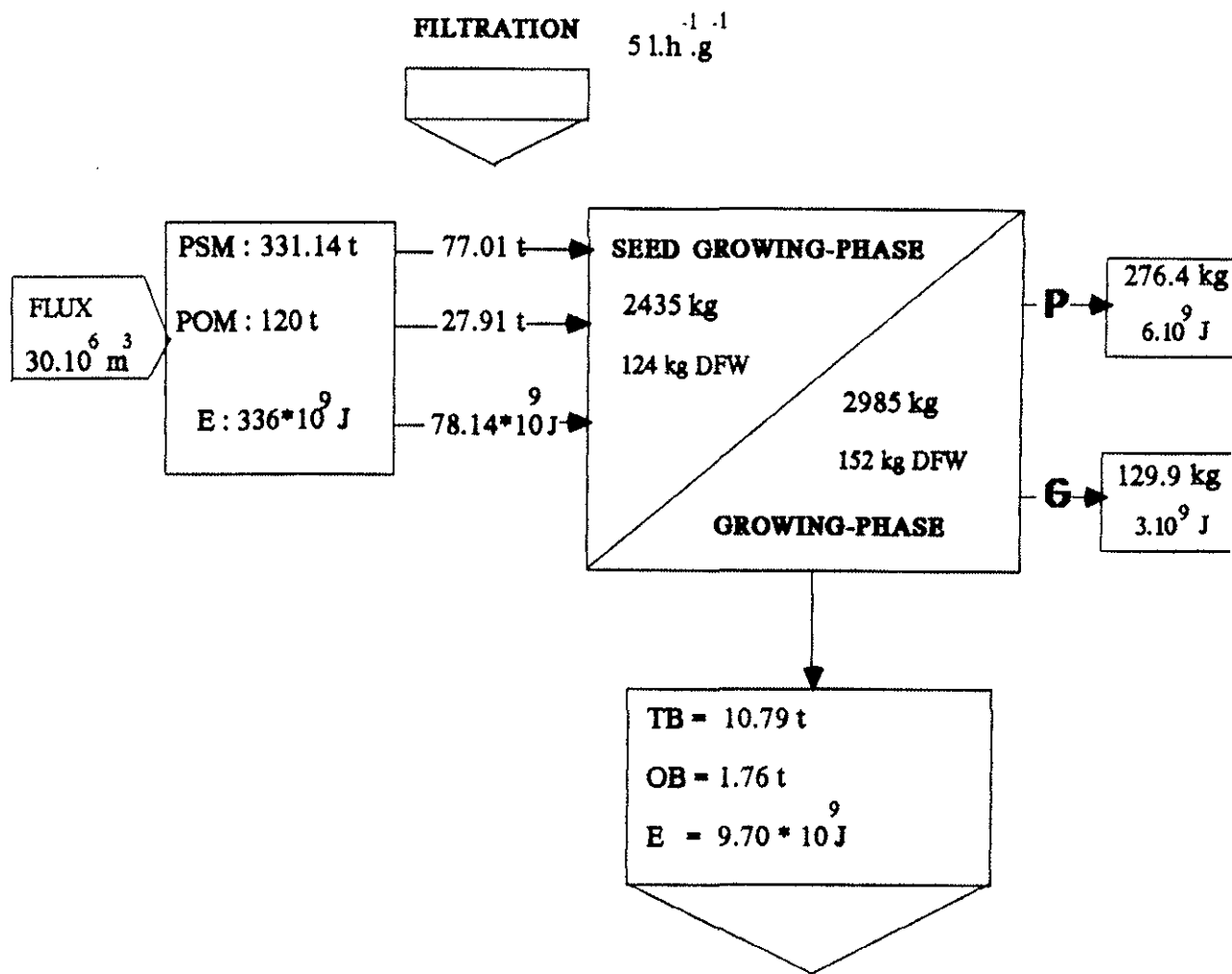


Figure 1 : Energy budget estimation for a 50 ropes production unit (each rope covered by mussels on 3 m height) during a 480 days long growing cycle.

- FLUX : Water quantity transiting through the system at a mean courant velocity of 4.84 cm s⁻¹.
- PSM : Particulate suspended matter in water column carried by this flux.
- POM : Corresponding particulate organic matter.
- E : Energy equivalent in Joule.
- Filtration : water volume filtered per h and per g dry flesh weight.
- Seed growing-phase : Mussel biomasse present after 180 days.
- Growing-phase : Mussel production in the unit between January and October (300 days).
- P : Total mussel production harvested (dry flesh weight).
- G : Exported production corresponding to gametes.
- TB : Total biodeposition.
- OB : Organic biodeposition.
- E : Energy content of biodeposits.

PUBLICATION 2

soumise à *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*

**MEASUREMENTS OF BENTHIC NUTRIENT FLUXES
IN MEDITERRANEAN SHELL FARMS : A METHODOLOGICAL
APPROACH**

**C. GRENZ, M.R. PLANTE-CUNY, R. PLANTE, E. ALLIOT, D. BAUDINET, B.
BERLAND.**

**Centre d'Océanologie de Marseille, Station Marine d'Endoume.
13007 MARSEILLE, France**

Abbreviated title : Methods in benthic flux measurements.

Abstract:

Benthic chambers were used to investigate fluctuations in nutrient fluxes and oxygen changes when comparing two benthic biota. Muddy sediments located under mussel-cultivation ropes were compared with a station outside the mussels' influence. Biodeposition from the mussels results in a drastic increase in the nutrient fluxes. A standard procedure could be established in order to give reliable comparisons between stations and seasons. As a rule it should include 6 hours periods of incubation with sampling intervals of 2 hours and at least 4 benthic chambers - preferably 6 - at each station.

Key-words : benthic heterogeneity, nutrient fluxes, mussel farms, enclosure methods.

INTRODUCTION

The role of benthic nutrient fluxes on water chemistry has been the subject of much speculation and, more recently, of a great number of experimental works (Boynton *et al.*, 1980 ; Zeitschel, 1980 ; Nowicki & Nixon, 1985 ; Keizer *et al.*, 1989).

In shallow waters, such as coastal waters, sediment-water exchanges strongly influence nutrient chemistry and, consequently, productivity of the overlying water column (Nixon, 1981 ; Hopkinson, 1987).

The water overlying sediment cores has been used to describe chemical processes by means of direct analysis of samples or use of sensors (Henriksen, 1980 ; Enoksson & Rudenberg, 1983). Such measurements in the laboratory are not reliable because of disturbances induced by confinement and transport of cores. Detailed processes may also be studied on pore waters extracted from cores but the methods used severely affect living organisms.

In order to avoid such phenomena, benthic chambers in field experiments have often been used. Since the early experiments by Bernald (1939) who simply turned an aquarium upside down to follow oxygen changes in the sediment-water boundary layer, many authors have applied the "bell-jar" methods with *in situ* chambers pressed into the sediment. An extensive review of the use of such chambers (agitation, black or light conditions,...) is given by Pamatmat (1977). Water could be allowed to circulate (Pamatmat, 1965) or not (Odum, 1957). The number of chambers monitored for one experiment rarely exceeds two. Their volume, as well as duration of experiments, may vary a lot according to the study purposes (see review by Hall, 1984 ; Nowicki & Nixon, 1985 ; Charpy-Roubaud, 1988).

In the specific fields of shell farms, some studies of respiratory metabolism, and nitrogen exchanges at the sediment boundary layer have been conducted *in situ* by Boucher and Boucher-Rodoni (1988). These authors used bell jars, 50 cm diameter, covering 0.2 m². Jars with and without oysters were compared, meanwhile another one was isolated from the bottom by a dark floor. Water in the jar was recirculated continuously for 4 hours. A one liter sample was collected every hour by means of a syringe manipulated by a scuba diver.

We wanted to investigate nutrient fluxes in rope-cultivation mussel farms, in which large quantities of organic matter were removed from the surrounding waters, leading to high sedimentation rates (Dahlbäck & Gunnarsson, 1981 ; Rosenberg & Loo, 1983 ; Rodhouse & Roden, 1987 ; Kaspar *et al.*, 1985). In order to assess the importance and role of this biodeposition in sediment biochemistry, we used a device similar to that of Boucher and Boucher-Rodoni.

Preliminary studies about setting a suitable strategy for such measurements are reported here. They deal with incubation duration related to confinement effects, and the number of bell jars to be used to get significant results

MATERIALS AND METHODS

1 - Study area

The bay of Carteau is located in the Gulf of Fos (West Mediterranean Sea, southern coast of France). When our experiment was initiated, there were there about 76 "mussel tables", each of them bearing 1000 to 1500 mussel ropes (each bearing about 50-70 kg wet weight). In order to study nutrient exchanges between sediments and water, two stations were selected : one under a table where organic sedimentation rate is high (UMT), the other in a part of the bay unaffected by mussel biodeposition (OMT).

Under the table the sediments are muds with high water content (density of wet mud = 1.1 to 1.6 g cm⁻³). Outside of the mussel farm, sediment is sandy (density = 1.8-2 g cm⁻³). Both stations are 6 m deep. Light intensity at the bottom is about 10- 20% of surface layer intensity.

2 - Polyacrylic bell jars

Bell-jars are polyacrylic hemispheres with a diameter of 39.5 cm covering 0.1225 m². Isolated water volume, at the surface of the bottom, is about 17 l. Six jars have been used in each station. Several hours before beginning the experiments, very often the day before, 6 PVC embasements per station (fig. 1) were pushed randomly into the sediment. Sediment structure could be then restored during the night. On the following day, bell-jars were clipped on the embasements. A tight-fitting lid on top of the chamber included a magnetic stirring bar. A water-proof housing, with battery and stirrer, is located at the level of the stirring bar (fig. 1). When this housing is set up, the stirring bar moves round, with an autonomy of at least 24 h.

Preliminary tests with dyes have shown that this stirring was efficient in homogeneizing continuously the bell volume. Water sampling and oxygen measurements were made in the chamber, through a hole fitted with a soft rubber stopper. At fixed intervals, stopper were removed for syringe sampling or the O₂ sensor set up.

As an exploratory study and in some experiments, simple techniques have been used to test the role played by the various biological compartments in processes which take place at the boundaries between sea and bottom. A "floor" made of PVC isolates chamber water and enabled us to determine the importance and role of phenomena which are exclusively linked to the water column. Furthermore, chambers have been blackened, by means of a black plastic cover, in order to estimate the importance of processes when light is lacking.

All experiments were monitored by divers.

3 - Sampling and analysis

Temperature, O_2 content expressed as $mg.l^{-1}$, were measured at fixed hours (oxymeter Orbisphère - Model 2609 - Sensor with stirrer n°2112, cell n°2120, with automatic correction for salinity and temperature). Salinity was estimated using an American Optical Refractometer.

Syringe samples (100 ml x 4) were immediately frozen after filtering on 0.45 μm filters, except ammonium samples which were treated according to Koroleff (1976).

Water volume removed during sampling was replaced by outside seawater in order to avoid contamination with sediment pore water.

Analysis for dissolved nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-), phosphate (PO_4^{3-}) and silicate ($Si(OH)_4^-$) were performed on a Technicon-Analyser II, using the method of Treguer and Le Corre (1975). All values are expressed in $\mu mole l^{-1}$.

Fluxes were estimated from the evolution of nutrient content along time. They are expressed as $mg O_2$ or $\mu mole m^{-2}h^{-1}$. The evolution of nutrient contents outside the jars during the same period, was estimated by sampling sea water at the same level.

RESULTS

1. Evolution of nutrient fluxes.

1.1. Determination of incubation duration

An experiment has been performed on a long scale time (20 h) in september 1987, using 3 benthic chambers at the UMT Station. sampling and measurements (O_2) were made every four hours, from 5 pm to 1 pm, the next day. The aim of the survey was to understand the evolution of nutrient contents in the course of the experiment and eventually to detect confinement phenomena (asphyxiation). We decided to start at dawn in order to minimize the influence of oxygen production by microphytes on other parameters, as well as nutrient consumption by these sediment organisms.

Figure 2 shows results of the experiment for one bell jar. Some variations appeared between nutrient evolutions in the three chambers, but the pattern of variations was quite comparable. Nutrient contents evolved in different ways : NH_4^+ , $Si(OH)_4^-$, PO_4^{3-} content increased steadily ; NO_2^- content was stable whereas NO_3^- decreased slightly. O_2 concentration decreased quickly and regularly during the night, but increased during day time, as this parameter is obviously linked to photosynthesis. The evolution of parameters such as ammonia, silicates, phosphates, is obviously linear for the first 8 hours (NH_4^+) or 12-16 h ($Si(OH)_4^-$; PO_4^{3-}).

The slope of the curve is different in the last hours of the experiment. This might suggest a confinement phenomenon. Therefore, in order to approach the natural conditions of the environment as closely as possible, incubation time had to be reduced.

1.2. Consequences

If parameters evolve (Fig. 3) as A (release or production) or B (uptake or consumption) are to be estimated, the linear part of the curve is only taken in account for flux calculation. In this case, incubation duration would be less than 8 hours. We decided to choose an incubation time of 6 hours, which is in the linear part of the curve and included a fair number of samples (every 2 hours). This incubation time seems to be sufficient to give evidence of fluxes. It is short enough to avoid inflexion points on the curves, according to seasons, nature of sediments, and so on.

We decided then to work during the day, as it is easy to approach night conditions using blackened bell jars. Fluxes were calculated directly from nutrient concentration versus time curves (least square regression), and expressed as mg or $\mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$.

2. Choice of number of observations

Heterogeneity of spatial distribution of macro- and micro-organisms on and in the sediment is a well known feature. It has been investigated for chlorophyllian pigments on sediments close to our study area (Plante *et al.*, 1986), who concluded that a convenient sampling station should use at least 4 to 7 sample units to give estimates of chlorophyll contents with a coefficient of variation < 15%.

Regarding flux estimations, our first experiments using 2 or 3 bell jars showed high variability in the results. It was then necessary to increase the number of observations to obtain reasonable confidence limits of our measurements. We made an attempt to reconcile the time required to obtain full observations for a sampling step of 2 hours and the number of bell jars used in the investigations. Experiments were consequently performed with 6 benthic chambers (experiments of May 1988).

Figure 4 shows that this strategy enables us to get significant differences between both stations (UMT and OMT), while nutrient concentrations in external water at both stations are quite stable. This indicates that differences between stations are actually due to the location of bell jars and not to climatic changes between experimental days.

A statistical estimation of the minimal number of observations was made according to the following steps :

1 - Homogeneity of slopes (i.e. fluxes) under each separate situation and for each parameter, was first obtained :

Comparison between slopes was performed using variance-ratio test (F-test) :

$$F_{\text{obs}} = \text{MS}_t / \text{MS}_{y.x} = [(\text{SS}_y - \text{SS}_1 - \text{SS}_{y.x}) / (p-1)] / [\text{SS}_{y.x} / (N-2p)]$$

where p : number of bell-jars

N : total number of observations .

1.1 - First homogeneity of variance between each chamber must be tested (i.e. Hartley's test) :

	NH ₄ ⁺		PO ₄ ³⁻		Si(OH) ₄ ⁻	
	UMT	OMT	UMT	OMT	UMT	OMT
SS _{y.x} max	5.29	0.21	1.98	1.89	152.68	49.11
SS _{y.x} min	0.44	0.06	0.01	0.08	16.02	1.89
H _{obs} (6, 3 DF)	12.02	3.50	198.00	23.63	9.53	25.98
	ns	ns	**	ns	ns	ns

ns : not significant ; ** : significant at alfa=1%.

As far as PO₄ (UMT) is concerned, we reject H₀. This could be caused by wrong differences between variances due to erroneous observations. Elimination of such data from the pool of observations must be performed in this particular case. For the other stations and nutrients, similitude test could be performed.

Further on, we only consider NH₄ data.

1.2. - Similitude test :

$$H_0 : a_1 = a_2 = \dots a_6 = a \quad \begin{array}{ccc} \text{UMT} & \text{OMT} & F_{\text{theo}} (5,12 \text{ DF}) \\ \text{F}_{\text{obs}} & 3.19 & 1.21 & 8.89 (p=0.999) \end{array}$$

The observed F value enables to accept the hypothesis of identity between regression coefficients for each station. Consequently a mean slope can be estimated for each station.

2 - Stations (UMT and OMT) were compared, taking into account the 6 slopes in each stations, when estimating the residual mean squares ($d = a_{\text{UMT}} - a_{\text{OMT}}$):

$$t_{\text{obs}} = d \frac{[(\sum SSx_j) \cdot (N - 2p)]^{0.5}}{[\text{Res. M.S.}a_{\text{UMT}} + \text{Res. M.S.}a_{\text{OMT}}]^{0.5}} \quad 1)$$

First homogeneity of variances between stations must be tested :

$$F_{\text{obs}} = \text{Res.M.S.}a_{\text{UMT}} / \text{Re.M.S.}a_{\text{OMT}}$$

$$F_{\text{obs}} = 5.08 < F_{\text{theo}} = 7.00 (12,12 \text{ DF} , p=0.999)$$

We accept the hypothesis of homogeneity between variance.

NH ₄ ⁺	
a _{UMT}	2.456
a _{OMT}	0.531
Resid. mean square UMT	8.503
Resid. mean square OMT	1.675
d = (a _{UMT})-(a _{OMT})	1.925
t _{obs}	23.038

H_0 ($a_{UMT} = a_{OMT}$) is rejected (1,12 DF , $p < 0.001$).

For NH_4 data, fluxes between UMT and OMT stations are significantly different.

3. - From equation 1), d_{crit} can be estimated :

$$d_{crit} = \frac{[\text{Res. M.S.}_{aUMT} + \text{Res. M.S.}_{aOMT}]^{0.5}}{[(N - 2p)(\sum SSx_i)]^{0.5}} \quad . \quad t_{95\%}$$

d_{crit} is the smallest detectable difference which is required between slopes to discriminate two stations. Next results represent d_{crit} evolution versus p , the number of bell-jars to be used :

p	$\sum SSx_i$	$t_{th}^{.95}$	$N-2p$	d_{crit} NH_4^+
2	40	2.776	4	0.420
3	60	2.447	6	0.263
4	80	2.306	8	0.192
5	100	2.228	10	0.151
6	120	2.179	12	0.124

In order to give the best possible security, d_{crit} was calculated from the sum of mean square when using : $p = 6$.

d_{crit} tends to stabilize when p is ≥ 4 (figure 5), a value which is then to be considered as a minimal number of bell-jars when differences between stations are to be evidenced.

CONCLUSIONS

From this preliminary experiment testing an adequate device for flux measurements at the boundaries between sea and bottom, we can draw some conclusions about the use of bell jars.

1) This device may be used *in situ*. Homogenizing water in the jars is required as long as stratified layers have been demonstrated by the means of dyes.

2) An incubation period of 6 hours is required to get right estimation of fluxes, without confinement phenomena. However, for oxygen, longer incubation duration shows production during day time, and respiration during night time.

3) In order to avoid high variability due to heterogeneity of spatial distribution of organisms, it is necessary to deal with at least 6 bell jars, on muddy bottoms, at a depth of 6 m.

Under these conditions, bell jars set *in situ* are adequate devices in estimating fluxes at the boundaries between water and bottom in an area where mussel biodeposits predominate.

Acknowledgements : We would like to thank Professor Greenacre for helpful comments on the manuscript. Support for this work was provided by the Groupement d'intérêt scientifique : "Cycle biogéochimiques. Devenir de la matière organique en zone littorale" (G.S. - PIREN - CNRS - Société Nationale Elf Aquitaine - Aix-Marseille II University).

REFERENCES

- BERVALD, E.A., 1939. Etude expérimentale de la conversion des substances organiques dans une masse d'eau douce (in russian). *Sb. Nauk. Stud. Rabot. MGU (Biologiya)*, Vol. 4., *vide* Winberg 1960.
- BOUCHER, G & BOUCHER-RODONI, R., 1988. *In situ* measurement of respiratory metabolism and nitrogen fluxes at the interface of oyster beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 44, pp.229-238.
- BOYNTON, W.R., KEMP, & W.M., OSBORNE, C.G., 1980. Nutrient fluxes across the sediment-water interface in the turbid zone of a coastal plain estuary. In : *Estuarine perspectives*, edited by V.S. Kennedy, Academic Press, New York, pp.93-109.
- CHARPY-ROUBAUD, C.J., 1988. Production primaire des fonds meubles du lagon de Tikehau (atoll des Tuamotu, Polynésie française). *Oceanol. Acta*, Vol. 11, pp.241-248.
- DAHLBÄCK, B. & GUNNARSSON, L.H., 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.*, Vol.63, pp. 269-273.
- ENOKSSON, V. & RUDEN-BERG, L., 1983. A system for determining exchanges between sediment and water exemplified by nitrogen flux under controlled oxygen conditions. In : *Environmental Biochemistry*, edited by R.Hallberg, *Ecol. Bull.*, Stockholm, vol 35, pp.243-250.
- HALL, P., 1984. Chemical fluxes at the sediment-seawater interface; *in situ* investigations with benthic chambers. Ph. D. Thesis. Univ. Göteborg, pp. 1-38 + 7 papers.
- HENRIKSEN, K., 1980. Measurement of *in situ* rates of nitrification in sediment. *Microb. Ecol.*, Vol. 6, pp.329-337.

- HOPKINSON, C.S. Jr, 1987. Nutrient regeneration in shallow water sediment of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, USA. *Mar. Biol.*, Vol. 94, pp. 127-142.
- KASPAR, H.F., GILLESPIE, P.A., BOYER, I.C. & MACKENZIE, A.L., 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepurn Sound, Marlborough Sounds, New Zealand. *Mar. Biol.*, Vol. 85, pp.127-136.
- KEIZER, P.D., HARGRAVE, B.T. & GORDON, D.C. Jr., 1989. Sediment-water exchange of dissolved nutrients at an intertidal site in the upper reaches of the Bay of Fundy. *Estuaries*, Vol. 12, pp.1-12.
- KOROLEFF, F., 1976. Determination of ammonia. In : *Methods of seawater analysis*, edited by K. Grasshoff, Verlag Chemie, Weinheim, pp. 126-133.
- NIXON, S.W., 1981. Remineralisation and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. In : *Estuaries and nutrients*, edited by Neilson B.J., Cronin L.E., Humana Press, Clifton, New Jersey, pp. 111-138.
- NOWICKI, B.L. & NIXON, S.W., 1985. Benthic community metabolism in a coastal lagoon ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 22, pp. 21-30.
- ODUM, H.T., 1957. Trophic structures and productivity of Silver Springs, Florida . *Ecol. Monogr.*, Vol. 27, pp. 55-112.
- PAMATMAT, M.M., 1965. A continuous-flow apparatus for measuring metabolism of benthic communities. *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 10, pp. 486-489.
- PAMATMAT, M.M., 1977. Benthic community metabolism, a review and assessment of present status and outlook. In : *Ecology of marine benthos*, edited by B.C. Coull, University of South Carolina Press. Columbia. South Carolina, Belle W. Baruck Library, Marine Science n°6, pp. 89-111.
- PLANTE, R., PLANTE-CUNY, M.R., & REYS, J.P., 1986. Photosynthetic pigments of sandy sediments on the north Mediterranean coast: their spatial distribution and its effect on sampling strategies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 34, pp. 133-141.

- RODHOUSE, P.G. & RODEN, C. H., 1987. Carbon budget for coastal inlet in relation to intensive cultivation of suspension feeding bivalve molluscs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 36, pp. 225-236.
- ROSENBERG, R. & LOO, L.O., 1983. Energy flow in *Mytilus edulis* culture in West Sweden. *Aquaculture*, Vol. 35, pp. 151-161.
- TREGUER, P. & LE CORRE, P., 1975. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'autoanalyseur Technicon II R). 2nd ed. Univ. Bretagne Occidentale, 100 pp.
- WINBERG, G.C., 1960. The primary production of bodies of water (in russian) *Minsk Izdatel. Akadem. Nauk SSSR*. 329 pp.
- ZEITSCHER, B. F., 1980. Sediment water interactions in nutrient dynamics. In, *Marine benthic dynamics*, edited by K.R. Tenore & B.C. Coull. University of South Carolina Press, Columbia, South Carolina, pp. 195-212.

Legends of figures

- Figure 1. Measurement enclosure (17 l, $\varnothing = 39,5$ cm)
- Figure 2. Evolution of nutrient concentrations in a bell-jar (20 hours duration).
- Figure 3. Diagram of benthic fluxes : A Release or production - B Uptake or consumption.
- Figure 4. Evolution of nutrient and oxygen concentrations : full symbols = mean value (+IC) from 6 bell jars; open symbols = external water - a) UMT = Under Mussel Table station. b) OMT = Outside Mussel Table station.
- Figure 5. Evolution of d_{crit} (smallest detectable difference between nutrient fluxes) as a function of the number of benthic chambers to be used.

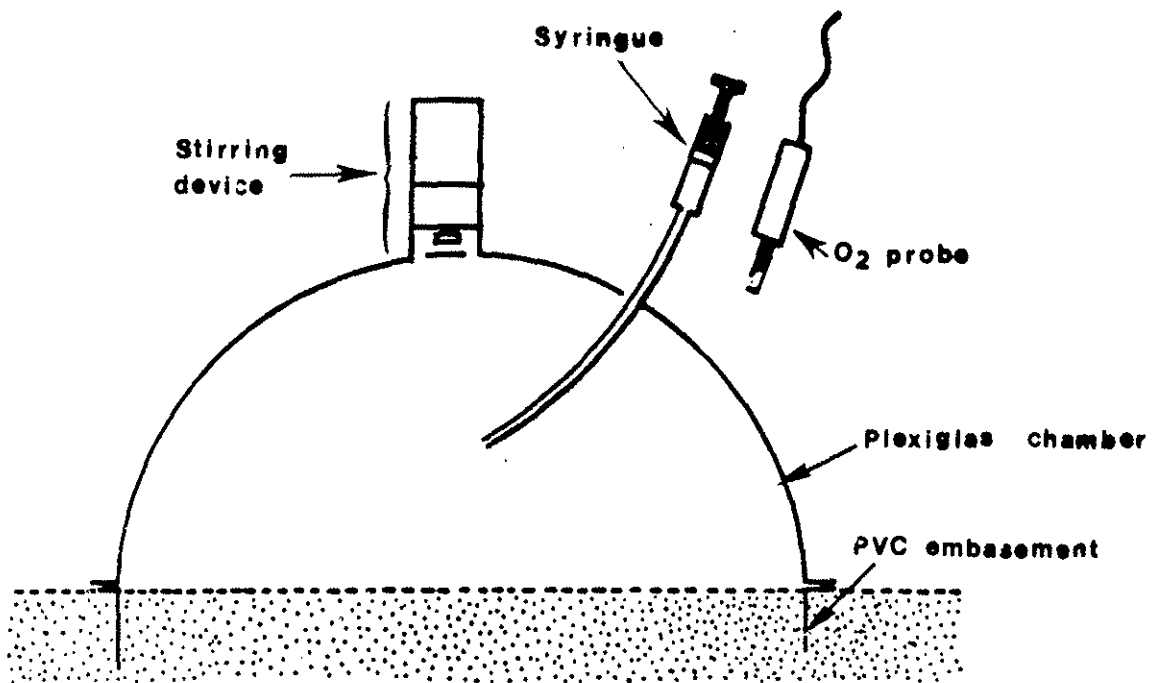
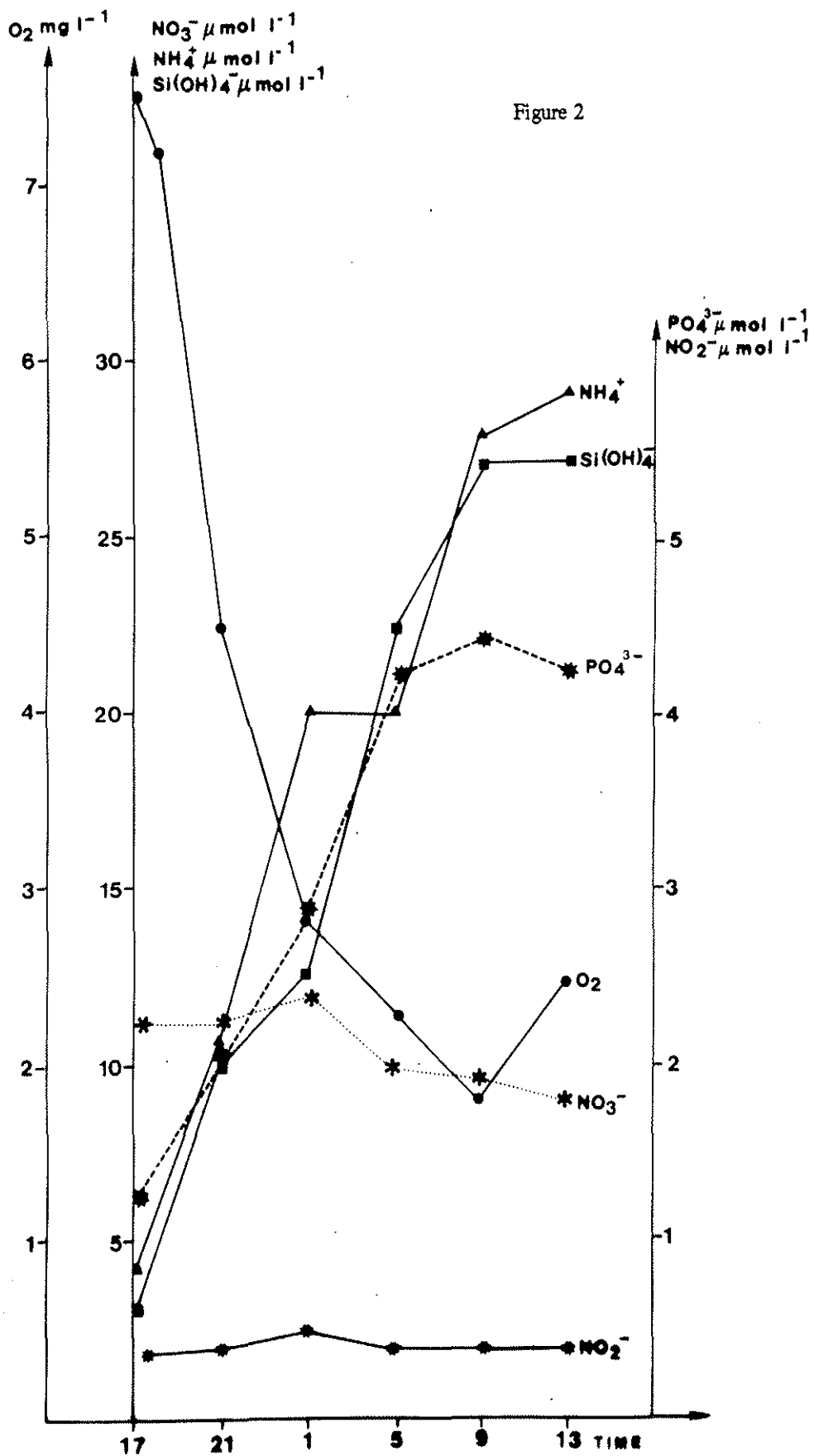


Figure 1



CONCENTRATIONS

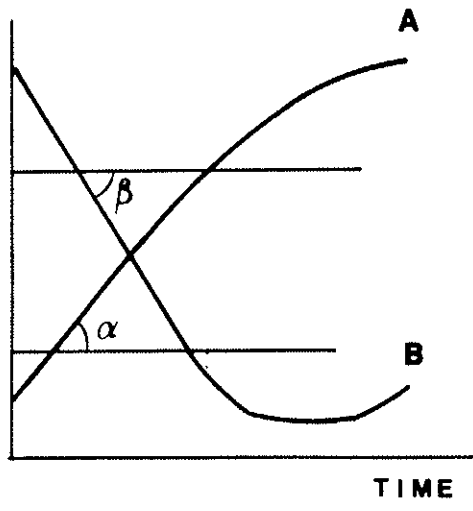


Figure 3

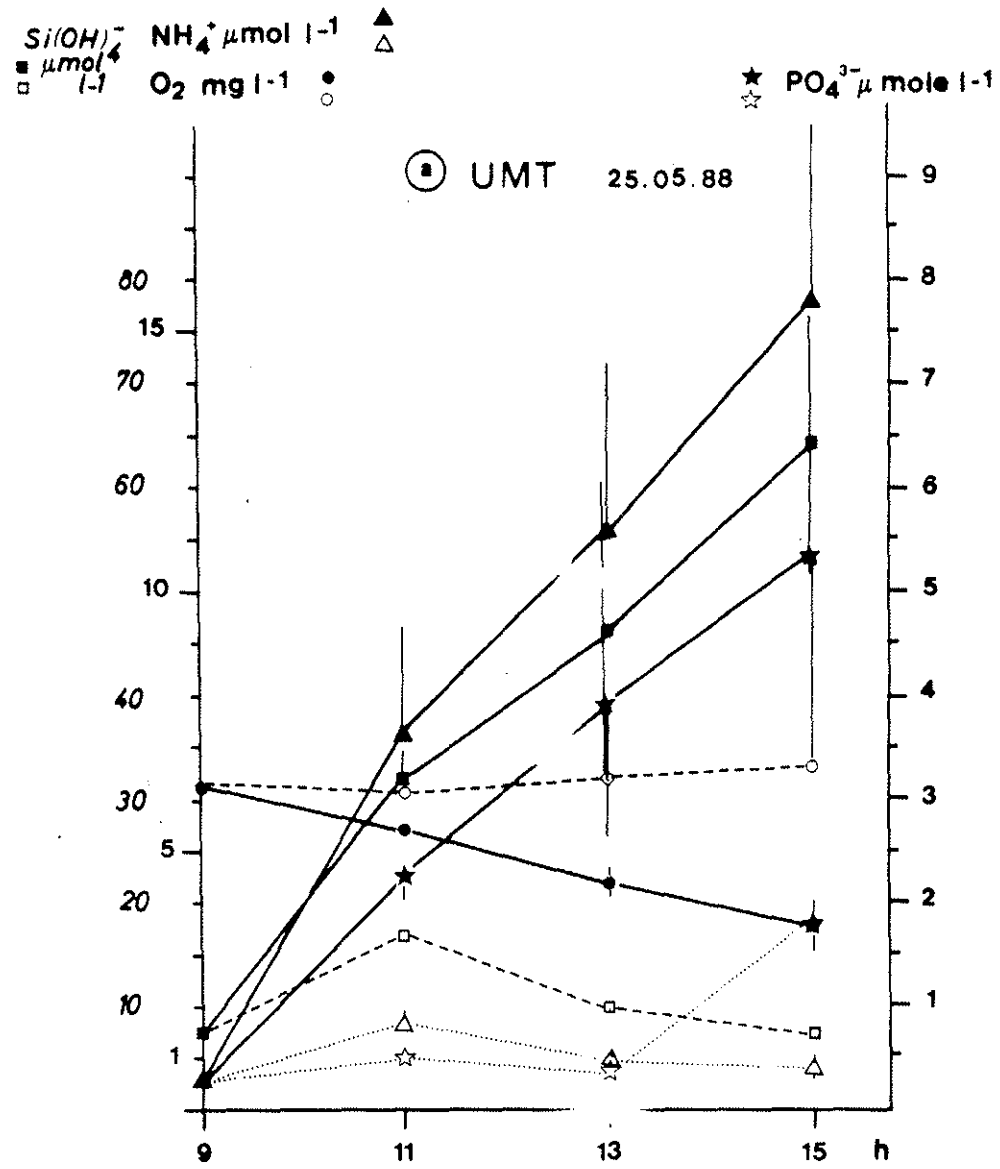
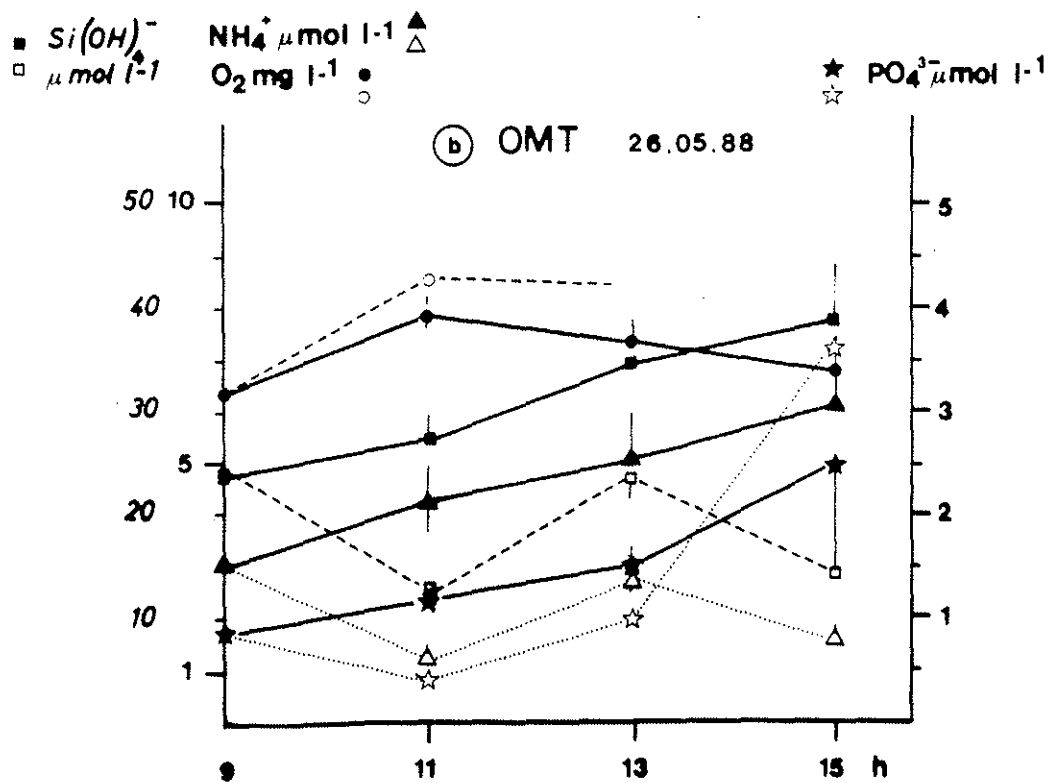


Figure 4



d crit.

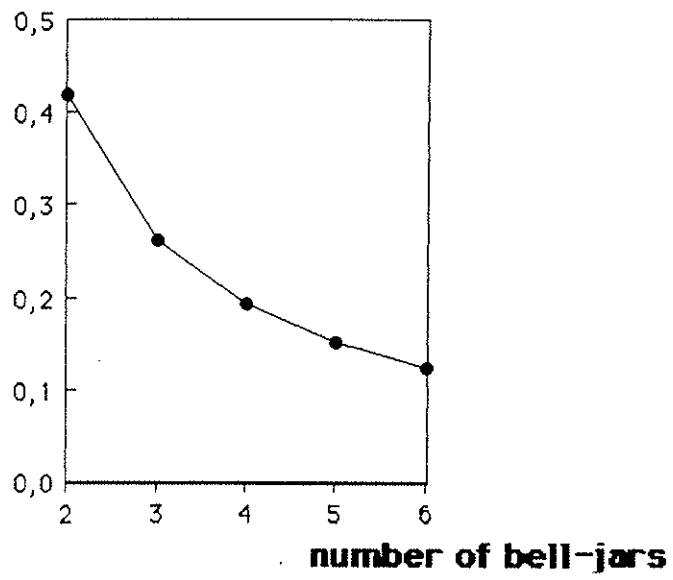


Figure 5

PUBLICATION 3

soumise à *Hydrobiologia*

**IN SITU EVOLUTION OF SEDIMENTS ENRICHED WITH MUSSEL
BIODEPOSITS.**

Christian GRENZ¹, Marie-Noelle HERMIN², Dominique BAUDINET¹ & Raoul DAUMAS².

1) Centre Océanologie de Marseille, Station Marine d'Endoume,
13007 Marseille, FRANCE.

2) Laboratoire de Microbiologie Marine (U.P.R. 223),
Faculté des Sciences de Luminy, Case 907,
13288 Marseille Cedex 9, FRANCE.

Key Words : Mussel biodeposits, bacterial activities, exoenzymes, degradation rate

ABSTRACT

In order to estimate the qualitative evolution of sedimented mussel biodeposits, biochemical and microbial measurements were undertaken after a sediment enrichment with fresh feces and pseudo-feces collected in a mussel farming area (Carteau, Gulf of Fos).

During two months, cores sampled at three stations were investigated : E station (enriched with mussel biodeposits), H station (reference site without biodeposits) and S station (continual enriched sediment under a rope culture).

Carbohydrate, organic carbon and nitrogen contents in the sediments give evidence of a short term evolution after sedimentation.

Bacterial production increases rapidly at E station and comes back to its initial level, 8 days later. At E station, exoglucosidasic activity of bacteria, low at the beginning, presents a maximum two weeks after enrichment whereas exoproteolytic activity, high in the biodeposits, decreases in the course of the first week. These exoenzymatic activities are significantly higher at E station than at station H and S. Carbohydrate measurements are in agreement with these results.

Degradation rate of biodeposits is discussed on the basis of exoenzymatic activities, organic carbon, nitrogen and free amino acids contents at the three stations.

Introduction

A number of works dealing with coastal ecosystem functioning have demonstrated preponderous role played by filter feeding animals in sedimentation of organic matter (Kuentzler 1961, Dame *et al.* 1984, Kautsky & Evans 1987). Biodeposits have then an influence on recycling process of nutrients after mineralization.

As far as huge quantities of organic matter are contained in feces and pseudo-feces in mussel farming areas, it seems very important to make an estimation of biodegradation times in order to understand the role played by biodeposits in matter and energy transfers in these specific areas.

Stuart *et al.* (1982) compared degradation of seaweeds fragments and deposits of a mollusc (*Aulocomya ater*). Results showed that for a temperature of 10°C, biodeposits are mineralized in 33 days with a maximal efficiency in the first 3 days. Bacterial biomass increased within the first 3 days of the experiment and slowly returned to initial level.

These experimental studies performed under controlled conditions gave the indications that organic matter degradation processes occur in a relative small time scale.

The purpose of this study is to follow in situ, degradation states of organic matter in a sediment enriched with mussel biodeposits, compared to a standard sediment, during a 60 days period. Observations deal mainly with biochemical and microbiological evolution of sediments. Results presenting here regarding :

- Carbon and Nitrogen content, as an estimation of organic matter,
- Carbohydrates, which are the main component of mussel biodeposits,
- Dissolved free amino acids in pore water,
- Bacterial exoenzymatic activities and production.

Materials and Methods

A sediment free from mussel biodeposits was contaminated with fresh collected feces and pseudo-feces. The qualitative evolution was measured during a 60 days period in the end of spring 1988 in Carteau Cove (Gulf of Fos). The study site is localised under a partially occupied rope hanging structure e.g. "Table 40" (see Fig. 1) where no mussel biodeposition occurred.

The enrichment experiment was performed in 8 square enclosures (30 cm wide). In each of them, the collected biodeposits were placed at the interface on a height of 1 to 2 cm at day 4. Day 0 corresponds to zero

point. Cores were sampled by scuba divers following the sampling schedule (as shown in Table 1), at three stations : station E (enriched with biodeposits), station H (reference site without biodeposits) and station S (continually enriched sediment under a rope culture).

The cores were either pre-treated (exoenzymatic activities and bacteria production) or freeze-dried. At the lab they were splitted in one cm high sections, freeze-dried, ground and sieved on a 63 μm mesh for subsequent biochemical analysis. Temperature is measured with the HORIBA sensor.

- Chlorophyll a in seawater is estimated as follows : Samples (250 ml) are filtered out on GFC glass fiber filters, extracted with acetone 90 % (6 ml) and absorbance is tested at 665 nm before and after acidification. Calculations are made using Lorenzen formula (1967).

- Organic carbon (OC) and nitrogen (N) contents are measured using the CHN analyser LECO 800. OC is estimated according to Kristensen & Andersen (1987). Results are expressed as percentage of total dry matter. The coefficient of variation on triplicate analyses of sediment samples was 1.5% (OC) and 40.0% (N).

- Soluble and insoluble carbohydrates are extracted according to Khripounoff's technics (1979). Analysis were made using the Dubois *et al.* (1956) method. Results are expressed as μg glucose equivalent per mg dry matter.

Acidic hydrolysis kinetics : We adapted methods described by Jocteur-Monrozier & Jeanson (1979) to carbohydrates in order to give an estimation of sugar degradability. T75 is the time required for 75 % of carbohydrates to be released by hydrolysis with SO_4H_2 (1 N). T75 increase with hydrolytic resistant material. Thus velocity of hydrolysis processes appears to characterize the recalcitrance of organic matter.

- Dissolved free amino acids. Determination of amino acids is made with HPLC using pre-column derivatization with OPA (Lee & Drescher 1978, Lindroth & Mopper 1979 , Mopper & Lindroth 1982 , Hermin *et al.* 1986). HPLC is a Kontron Compact system LCS 620 with a Beckman column (Ultrasphere ODS 5 μm 4.6 x 250 mm).

- Exoenzymatic activities. Hydrolysis of chromogenic substratums allows us to measure exoenzymatic activities of bacteria living in the environment. Substratums are the following ones :

- L-Leucine-4-methyl-coumarinyl-7-amide (MCA-Leu) specific of amidopeptidases
- 4-methylumbelliferyl- β -D-glucoside (MUF-Glu) specific of β -glucosidase.

Substratums are injected (MCA-Leu and MUF-Glu 5nM dissolved in sterile sea water) into the sediment.

Incubation duration in dark is 1 hour at sampling temperature. Reactions are stopped by freezing the samples.

Measurements are made using a spectrofluorimeter (SFM 23/B) as describe by Hermin (1989). Results are expressed as nmol of hydrolysed substratum per g dry sediment and per hour.

• Bacterial production was estimated using ^3H -methyl-Thymidine (42 Ci mmol^{-1}) (Moriarty & Pollard 1981 1982, Hermin 1989). Rate of conversion used in calculation of increase of bacteria cells is $1.30 \cdot 10^{18} \text{ cell mol}^{-1}$ incorporated ^3H -Tdr. Increase is expressed at the cells number which are produced in 1 hour and in 1 cm^3 . As far as carbon content in cell is $2.37 \cdot 10^{-11} \text{ mg C Cell}^{-1}$ (Moriarty 1982 , Fallon et al. 1983 , Stanley et al. 1987), bacterial production is calculated and expressed in $\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Results

Chlorophyll a (Chla) evolution in water column during the experiment period is shown in Fig. 2. The classical feature of spring bloom may be noticed. Chla increased up to values of about $9.8 \mu\text{g l}^{-1}$ and dropped then in some days to $3.3 \mu\text{g l}^{-1}$. Temperature was stable between day 0 and day 12 ($14.8\text{-}15.0^\circ\text{C}$) and then increased until 18°C at day 53.

The time evolution of organic carbon (OC) and nitrogen (N) content versus sediment depth is shown in Figs. 3 a and b. Day 0 (zero point) corresponds to first sampling date. At that time, OC and N contents were respectively equal to 0.54% and 0.08 % in the first cm of sediment at E station. After enrichment (day 4), OC contents reached 1.36 to 1.56 % and N contents 0.13 to 0.19 % within a few days in the upper levels. A significant decrease can be noticed at day 12, 1 week after enrichment. Regarding period further than day 12, a second increase may be noticed in the upper levels. At days 38 and 53, OC and N contents at E and H stations are quite similar.

Figs. 4 a, b and c represent respectively the evolution of total carbohydrates content, insoluble/soluble sugar ratio (I/S) and T₇₅ index in the first 3 cm of sediments sampled in both stations. Regarding total carbohydrates, no significant difference between stations could be determined. Highest content is measured on day 33 in the upper level. As far as I/S ratio is concerned, it is noteworthy that it increases enormously in the two first cm of the sediment in E station. It returns to its original value within 12-18 days. T₇₅ index increases on day 4 and goes back to original value on day 18. At S station on day 0, a T₇₅ value of 84 was measured.

Sum of 23 DFAA in pore water (see Fig. 5) is higher in S station than in the other stations ($> 150 \text{ nmol g}^{-1}$). In the upper layer of sediment at E station, an increase up to 108 nmol g^{-1} occurred on day 4 followed by a decrease within the two next days. On day 18, DFAA content is back to its initial value. A slight increase may

be noticed on day 33 only in station E. DFAA contents at station H are lower than in the other stations (between 26 and 35 nmol g⁻¹).

In superficial sediment at E station, enrichment with feces and pseudo-feces has a clear effect on exoproteolytic activity (EPA) (see Fig. 6 a). EPA increases from 87 to 318 nmol hydrolysed MCA-Leu g⁻¹ h⁻¹ on day 4. This activity dropped drastically down to 100 nmol g⁻¹ h⁻¹. Induction of β-D-Glucosidase (EGA) differs from Protease induction (see Fig. 6 b). As a matter of fact, at E station EGA is induced by biodeposit enrichment. Activity is weak at the beginning, increases from 200 up to 1000 nmol g⁻¹d⁻¹ till day 18, and then decreases progressively. EPA and EGA are generally higher at S station than at H station.

Bacterial production (see Fig. 7) increases at E station from 2 to 10 and even 60 mg C m⁻² d⁻¹ behind enrichment. Then a rapid decrease in a few days is observed in the first 2 cm of sediment. On day 18 and day 34, samples exhibit values of 30 mg C m⁻² d⁻¹, which attest of a new bacterial production. All values at S station are higher.

Discussion

Two enrichments with organic matter have been observed in the course of our experiment. The first one, artificial, due to mussel feces and pseudo-feces deposited on day 4 at E station could only be registered at this station. Then another enrichment due to deposition of bloom, is registered at the three stations (E,S and H).

The effect of the post-bloom sedimentation has its main repercussion on bacterial activities leading to difficulties to interpret bacterial phenomena after day 18.

However, regarding biochemical evolution, it seems to be possible to estimate degradation velocity of mussel biodeposits. The evolution of carbon and nitrogen content is quite fast, in the range of ten days. These results are in good agreement with Kirchman (1983) and Jacobsen & Azam (1984) data. These authors observed full degradation of copepod fecal pellets within 50 days at 18°C.

Total carbohydrates do not exhibit large variations, if we take account of measurement variability. On the opposite, I/S ratios and T75 index give evidence of catabolic activity at the water-sediment interface. This is in good agreement with potential exoenzymatic activities. These activities, indeed, increased after enrichment and decreased after day 18, which suggest that substratum becomes limitant. As no drastically temperature variation occurred during this period increasing in bacterial activity could be due to organic matter supply.

Regarding exoproteasic activities, results are quite different : activity is very strong when enrichment takes place, and then fade out in a few days.

This might lead us to hypothesize that bacteria of the digestive tract of mussels likely go down with biodeposits during sedimentation. Subsequent increase in proteasic activity and bacterial production explain the first step of organic matter degradation. This might be confirmed by observations made at S station where biodeposition is continuous. DFAA pool especially is very high at this station. Alberic & Khripounoff (1984) and Alberic *et al.* (1987) found similar values of DFAA in intestinal content of *Holothuria*.

Significant decrease of bacterial production within a few days might be explained by disappearing of intestinal bacterial populations when in contact with sediment.

However, another reason might be the lack of adequate substratum sustaining bacterial production, because of the low protein content of mussel biodeposits (Grenz 1989).

It is noteworthy to mention existence of enzymatic inhibitors in the environment (Daatselaar & Horder 1974, Halemejko & Chrost 1986, Frontigny *et al.* 1987).

A new bacterial induction in sediment around day 18 may be deduced from the results concerning exoglucosidasic activities. Farther on, it is difficult to distinguish between effects of artificial enrichment and post-bloom sedimentation. Futhermore increasing temperature was recorded during this second step.

Conclusion

Sediment enrichment with mussel biodeposits induces an important reaction of bacterial (autochtonous or allochtonous) compartment at the sediment-water interface. This goes along with an enzymatic hydrolysis of sedimented material. Duration of these effects last for about 10 days. We can hypothesize that degradation of feces and pseudo-feces occurs in two steps. First, degradation of the less recalcitrant fraction is due to bacteria during the first week, bacteria issued from mussel intestinal tracts. The second step is a long term one, concerning degradation of the most refractorial fraction of organic matter, occuring at least after 20 days and probably depending on temperature conditions and other parameters of the environment. In our experiment, post-bloom sedimentation occuring at mid-period, interferes with biodeposits evolution so that we could not give any clear interpretation of such long term degradation phenomena.

Nevertheless under rope hanging structures where mussel biodeposition continually occurs, first degradation steps are of particular importance when considering the fast recycling of the labile fraction of organic matter in such an ecosystem.

References

- Alberic, P. & A. Khripounoff, 1984. Relations entre les compositions en acides aminés des particules en voie de sédimentation, du contenu intestinal des holothuries abyssales et du sédiment environnant. *Mar.Chem.* 14: 379-394.
- Alberic, P., J.P. Feral & M. Sibuet, 1987. Les acides aminés libres, reflet de l'activité bactérienne dans les contenus digestifs des holothuries : différence entre zones abyssale et littorale. *C. r. Acad. Sci., Paris t.305 Série III*: 203-206.
- Daatselaar, M.C.C. & W. Harder, 1974. Some aspects of the regulation of the production of extracellular proteolytic enzymes by a marine bacteria. *Arch. Mikrobiol.* 101: 21-34.
- Dame, R., R. Zingmark & E. Haskin, 1984. Oyster reefs as processors of estuarine materials. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 83: 239-247.
- Dubois, M., K.A. Gilles, J.K. Hamilton, P.A. Rebers & F. Smith, 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analyt. Chem.* 28: 350-356.
- Fallon, R.D., S.Y. Newell & C.S. Hopkinson, 1983. Bacterial production in marine sediments : will cell-specific measures agree with whole-system metabolism ? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11: 119-127.
- Fontigny, A., G. Billen & J. Vives-Rego, 1987. Some kinetic characteristics of exoproteolytic activity in coastal seawater. *Estuarine, Coastal and shelf Sciences* 25: 127-133.
- Grenz, C., 1989. Quantification et destinée de la biodeposition en zones de production conchylicole intensive en Méditerranée. Doctorat Univ. Aix-Marseille II. (in prep.).
- Halemejko, G.Z. & R.J. Chrost, 1986. Enzymatic hydrolysis of proteinaceous particulate and dissolved material in an eutrophic lake. *Arch. Hydrobiol.* 107 (1): 1-21.

- Hermin, M.N., 1989. Dégradation microbienne de la matière organique à l'interface eau-sédiment en milieu marin. Doctorat Univ. Aix-Marseille II, 202 pp.
- Hermin, M.N., R.A. Daumas & N. Drogue, 1986. Transferts d'acides aminés dans un système eau-sédiment : étude préliminaire en milieu expérimental. GERBAM. Deuxième Colloque international de Bactériologie Marine-CNRS, Brest, 1-5 octobre 1984 IFREMER. Actes de colloques 3: 61-72.
- Jacobsen, T.R. & F. Azam, 1984. Role of bacteria in copepod fecal pellet decomposition : colonization, growth rates and mineralization. Bull. mar. Sci. 35 (3): 495-502.
- Jocteur-Monrozier, L. & P. Jeanson, 1979. L'azote organique et ammoniacal. Combinaison et stabilité chimique. In Géochimie organique des sédiments marins profonds ORGON III, Mauritanie, Sénégal, Iles du Cap Vert. Arnould M. et R. Pelet Eds. Editions du CNRS, Paris: 441 pp.
- Kautsky, N. & S. Evans, 1987. Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a baltic coastal ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 38: 201-212.
- Khripounoff, A., 1979. Relations trophiques dans l'écosystème abyssal atlantique : descriptions et bilan énergétique. Thèse 3 ème cycle. Univ. Paris VI: 132 pp.
- Kirchman, D., 1983. The production of bacteria attached to particles suspended in a freshwater pond. Limnol. Oceanogr. 28 (5): 858-872.
- Kristensen, E. & F. Anderson, 1987. Determination of organic carbon in marine sediments : a comparison of two CHN-analyser methods. J. exp. mar. Biol. Ecol. 109: 15-23.
- Kuentzler, E.J., 1961. Phosphorus budget of a mussel population. Limnol. Oceanogr. 6: 400-415.
- Lee, K.S. & D.G. Drescher, 1978. Fluorimetric amino acids analysis with orthophthaldialdehyde (OPA). Int. J. Biochem. 9: 457-468.
- Lindroth, P. & K. Mopper, 1979. High performance liquid chromatographic determination of subpicomole amounts of amino acids by precolumn fluorescence derivatization with O-phthaldialdehyde. Analyt. Chem. 51: 1667-1674

- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments. Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.
- Mopper, K. & P. Lindroth, 1982. Diel and depth variations in dissolved free amino acids and ammonium in the Baltic Sea determined by shipboard HPLC analysis. *Limnol. Oceanogr.* 27: 336-347.
- Moriarty, D.J.W., 1982. Bacterial biomass and productivity in sediments, stromatolites and water of Hamelin Pool, Shark Bay, Western Australia. *Geomicrobiol. J.* 3 (2): 121-133.
- Moriarty, D.J.W. & P.C. Pollard, 1981. DNA synthesis as a measure of bacterial productivity in seagrass sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 5: 151-156.
- Moriarty, D.J.W. & P.C. Pollard, 1982. Diel variation of bacterial productivity in Seagrass (*Zostera capricorni*) beds measured by rate of thymidine incorporation into DNA. *Mar. Biol.* 72: 165-173.
- Stanley, S.O., K.G. Boto, D.M. Alongi & F.T. Gillan, 1987. Composition and bacterial utilization of free amino acids in tropical mangrove sediments. *Mar. Chem.* 22: 13-30.
- Stuart, V., R.C. Newell & M.I. Lucas, 1982. Conversion of kelp debris and faecal material from mussel *Aulocomya ater* by marine microorganisms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 7: 47-57.

Table 1 : Survey calendar during 1988 experiment.

* zero point

** biodeposits enrichment

21/04	25/4	27/04	03/05	09/05	24/05	30/05	13/06
0 *	4 **	16	12	18	33	38	53

Figure captions :

Figure 1 : Geographical position of the experimental stations : E (artificially enriched with mussel biodeposits), H (reference site) and S (sediment under mussel ropes) inside the rope hanging structure called "Table 40" in the Gulf of Fos.

Figure 2 : Time variation in chlorophyll a content in the water column during the experiment. Error bars are \pm 195 % standart error.

Figure 3 : Time variation of organic carbon (a) and nitrogen (b) contents in the 3 sediment depths (\square : 0-1 cm, \blacksquare : 1-2 cm, \circ : 4-5 cm) at E station (continuous line) and H station (spots).

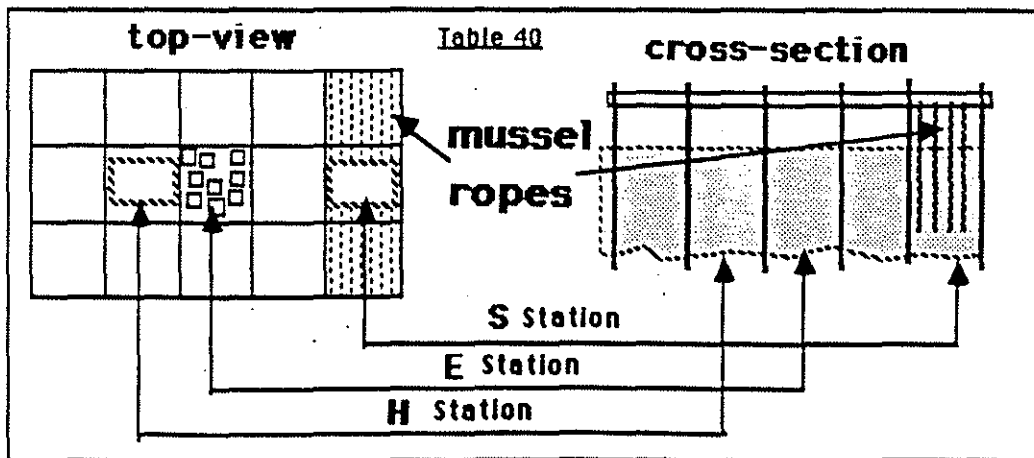
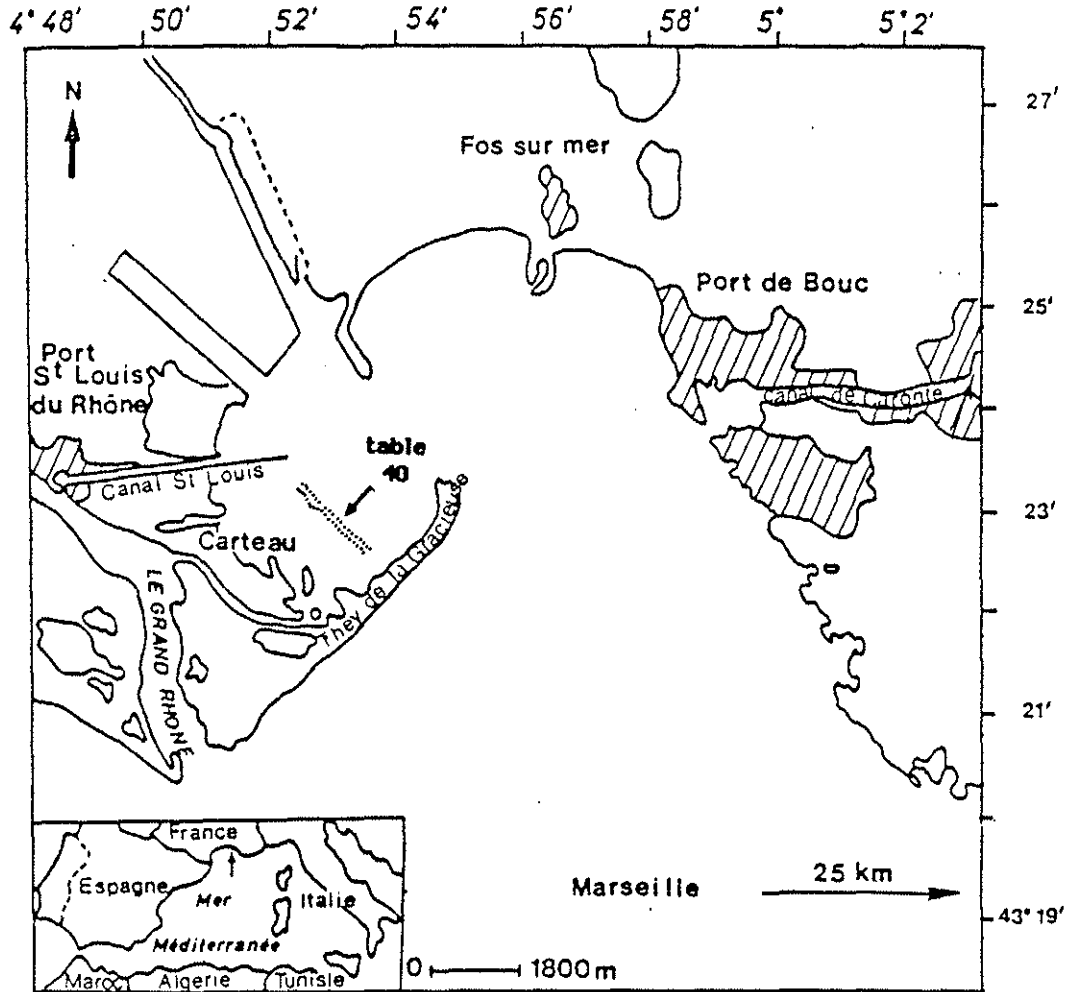
Figure 4 : Variation with time and depth of a : Total carbohydrate contents, b : Insoluble/Soluble ratio (I/S), c : Time of 75 % hydrolysis index (T₇₅) in the sediments at E station (continuous line) and H station (dashed line). Error bars are \pm 195 % standart error.

Figure 5 : Variation with time and depth of the sum of 23 DFAA in interstitial water from sediments at E station (continuous line), H station (dashed line) and S station (open dots).

Figure 6 : Variation with time and depth in a : Exoproteolytic activities (EPA), b : Exoglucosidasic activities (EGA) in sediments at E station (continuous line), H station (dashed line) and S station (open dots).

Figure 7 : Variation with time and depth of bacterial production measured at E station (\square), H station (\blacksquare) and S station (\circ).

Figure 1



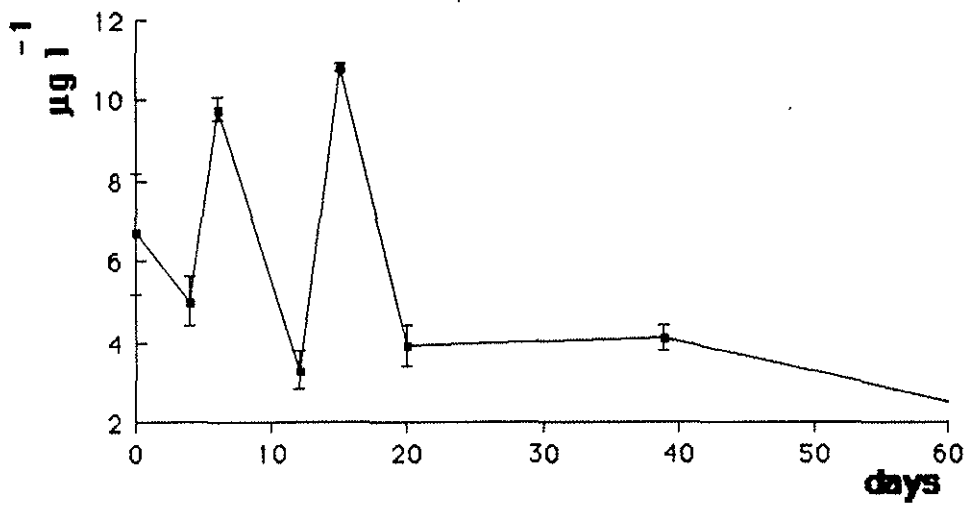


Figure 2

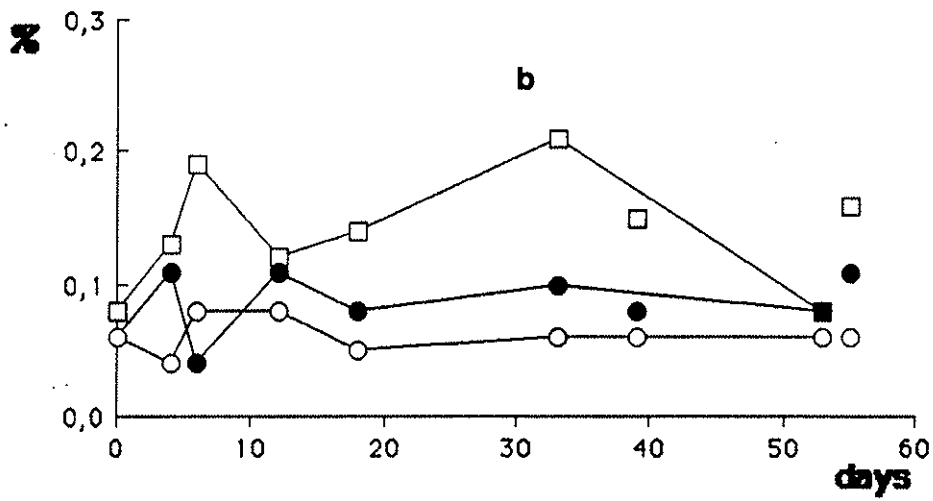
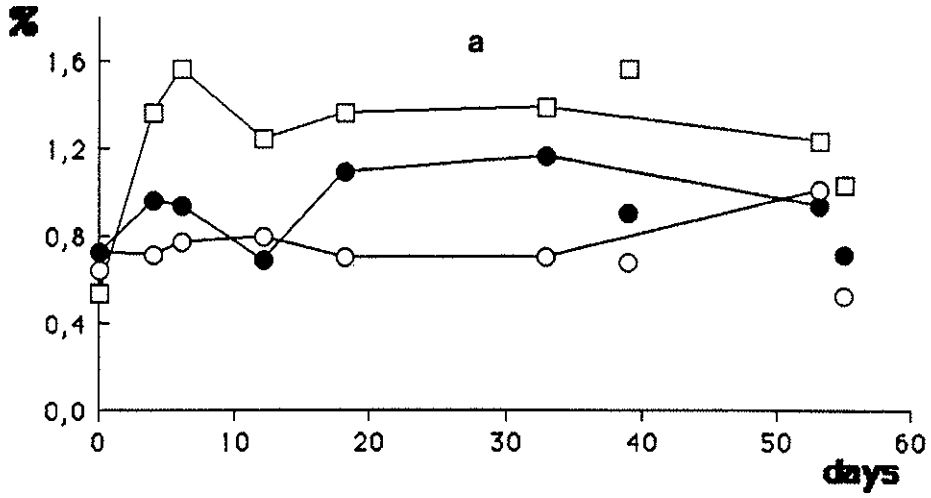


Figure 3

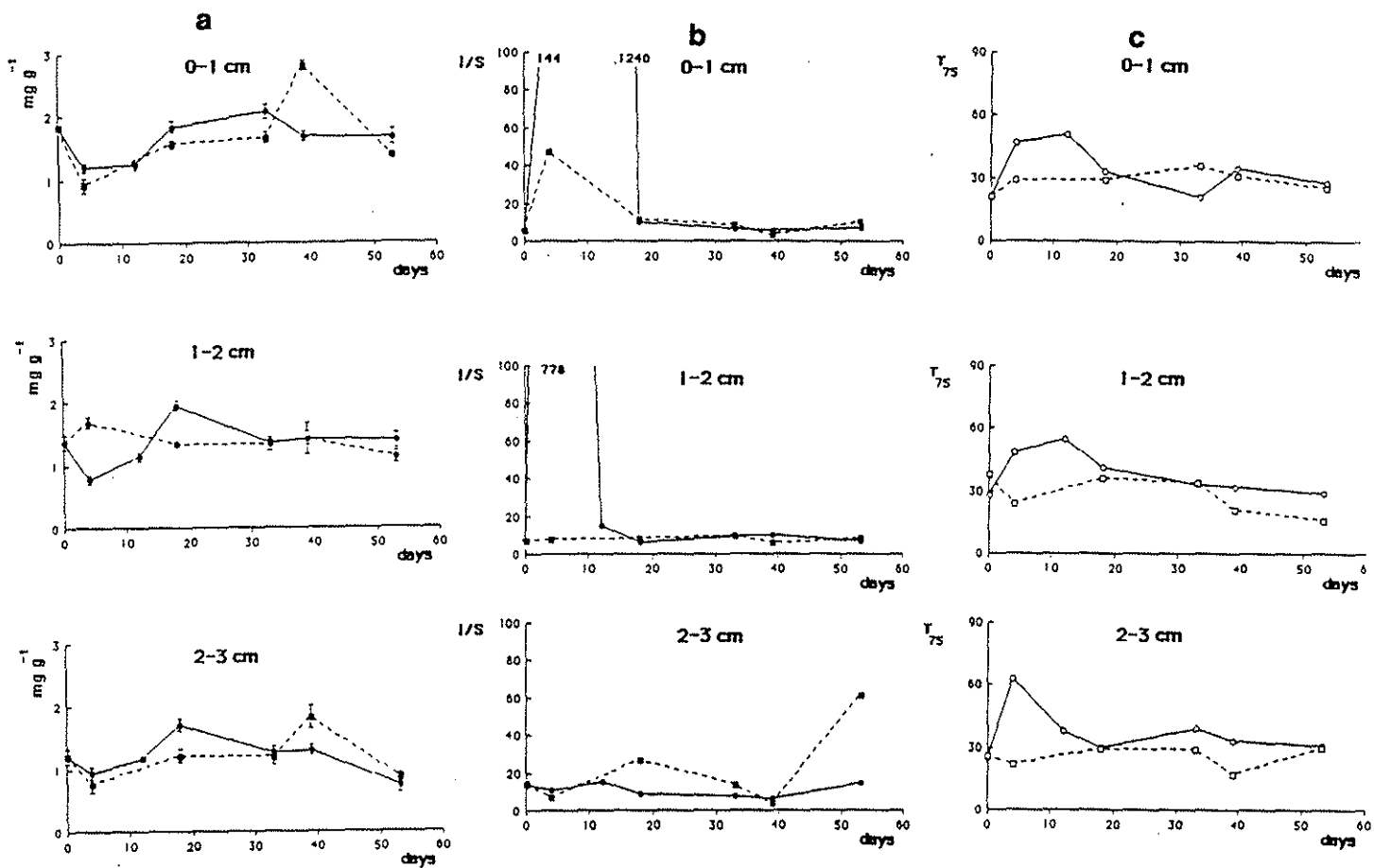


Figure 4

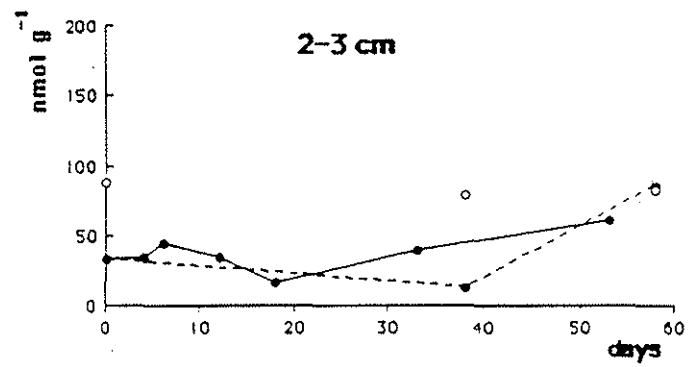
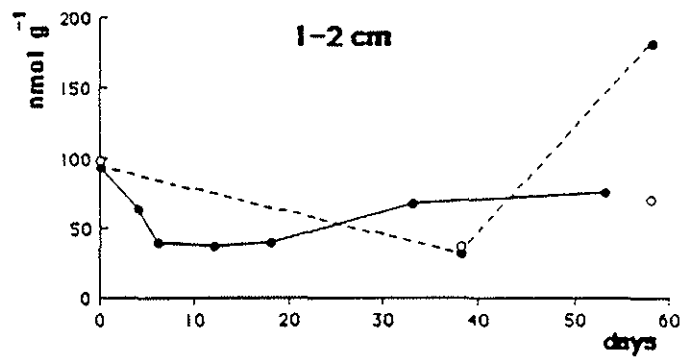
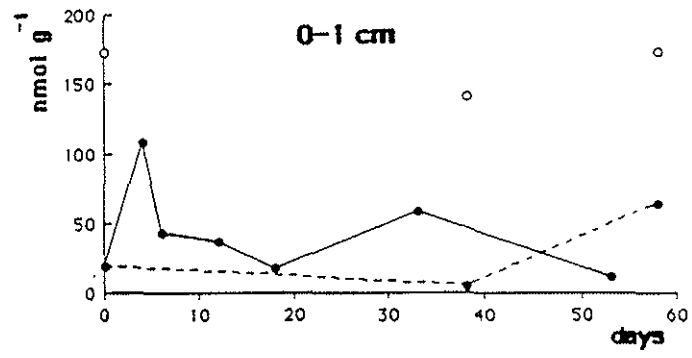


Figure 5

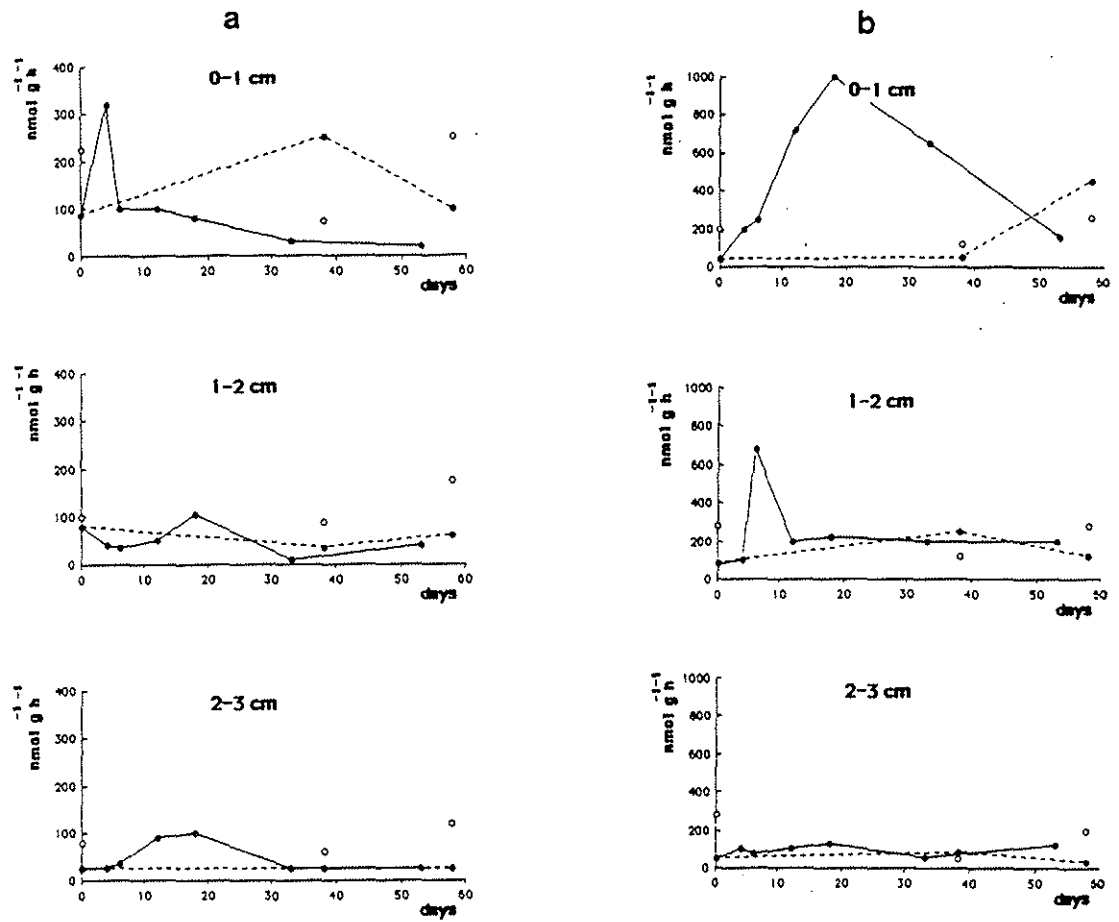


Figure 6

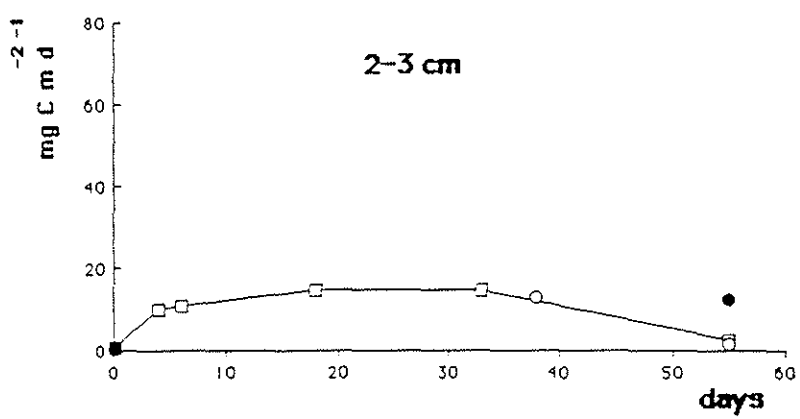
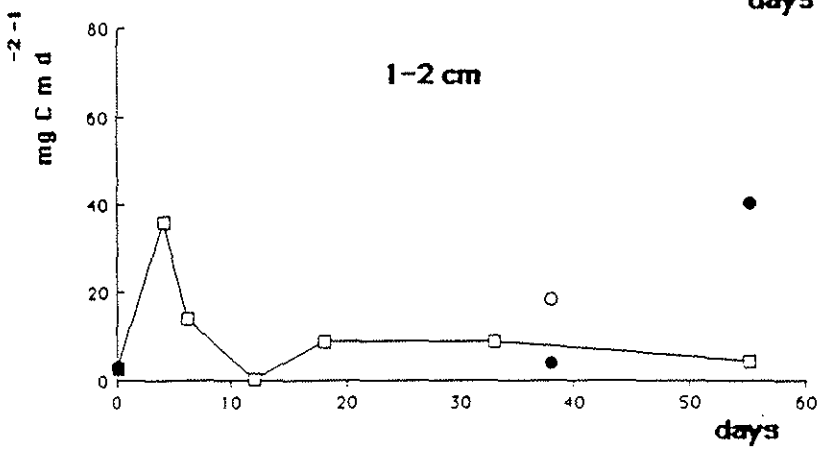
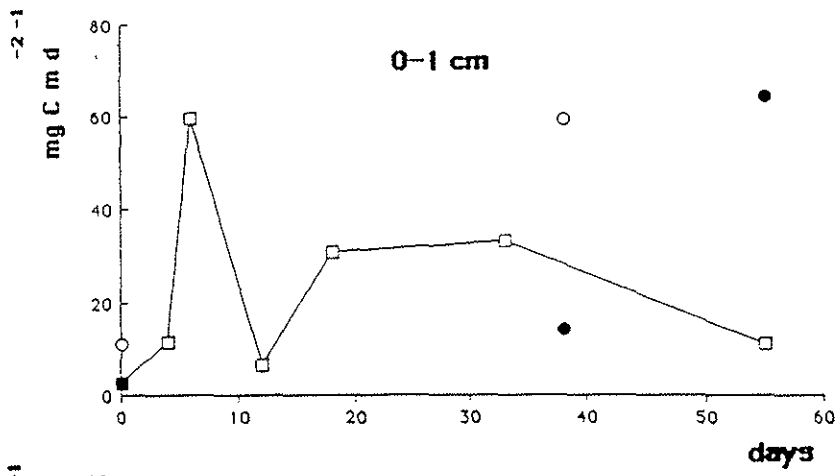
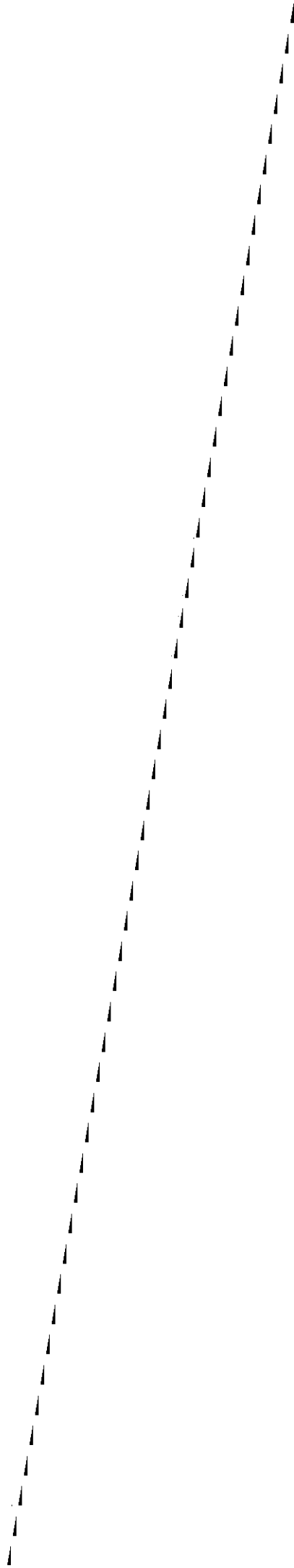


Figure 7



PUBLICATION 4

soumise à *Hydrobiologia*

INCIDENCE OF MUSSEL CULTURE ON BIOGEOCHEMICAL FLUXES

**Dominique BAUDINET, Elizabeth ALLIOT; Brigitte BERLAND, Christian GRENZ,
Marie-Reine PLANTE-CUNY, Raphaël PLANTE & Chantal SALEN-PICARD**

Centre Océanologique de Marseille

Station Marine d'Endoume

13007 Marseille, FRANCE

Key Words: Nutrient Fluxes, Sediment-water interface, Mussel culture, Biodeposition

ABSTRACT

Nutrient fluxes at the sediment-water interface were studied in a mussel farming zone (Carteau, Gulf of Fos) in order to estimate the impact of organic matter input from biodeposition. Nitrate, nitrite, ammonia, silicate, phosphate and oxygen were measured. Fluxes were estimated by means of polyacrylate benthic chambers placed at sites located under (UM) and outside (OM) the rope hanging structures. Transformation of biodeposited organic matter increases phosphate, silicate and ammonia fluxes. No variation in nitrite fluxes could be detected and only minor differences were observed in nitrate and the oxygen production/consumption balances at the two stations. Phosphate and silicate fluxes which were always higher at the UM than the OM site decreased from spring to winter. Ammonia fluxes were very important under mussel cultures in May and September and lower in November. The fact that NH_4^+ flux was always higher at the UM than OM sites might be explained by degradation of mussel biodeposit as well as by benthic macrofauna excretion. Discrepancies between fluxes of the nutrients studied at the UM and OM sites increased as organic particulate matter in water column decreased. Variations of oxygen flux followed different pattern since they were correlated with presence and abundance of photosynthetic microphytes on bottom and in the water. Bottom respiration exceeded production at certain times (e.g. in May 1988 at the UM station).

Biodeposit input into the sediment under mussels ropes affects the ecosystem. Flow of nutrients towards water column is higher than in other areas. These fluxes do not, however, seem to endanger the equilibrium of the bay since the nutrient flux ratios were similar under and outside the tables.

INTRODUCTION

Because light conditions are optimal and the supply of exogenous nutrients is abundant, coastal estuarine and lagoon-like environments are characterized by high pelagic and benthic microphyte biomasses. These features make these areas locations of choice for shellfish farming. However, intense culture of filter-feeding molluscs (e.g. mussel ropes) alters the equilibrium of the original ecosystem by removing particulate organic matter (POM) from the water column while increasing the sedimentation rate (Haven & Morales-Alamo, 1966; Bernard, 1974; Forster-Smith, 1975; Dahlbäck & Gunnarsson, 1981; Sornin *et al.*, 1983).

Degradation of organic matter at the water-sediment interface modifies the redox potential which influences the direction and intensity of nutrient fluxes. Fisher *et al.* (1982) estimated that in the estuaries of North Carolina, between 28 and 35% of the nitrogen and phosphorus requirements of the water column are supplied by sedimentation. Nixon (1981) claimed that 50% of the deposited organic carbon is oxidized and released back into the overlying water in a mineral form. This remineralization process has been studied in french estuaries where tide plays an important hydrodynamic role (Boucher & Boucher-Rodoni 1988 and Feuillet-Girard *et al.* 1988). To our knowledge, however, no data is available for the Mediterranean where the hydrodynamic conditions are different. Weak tidal variations but great wind variability result in more sporadic resuspension of biodeposit material. Since these factors affect both the metabolism of the molluscs and biodeposition, it is difficult to transpose data from other regions to our study site and to assess the fate of nutrients produced by remineralization of POM.

The purpose of this study was to evaluate the impact of POM on exchanges at the water-sediment interface and the contribution of remineralization to nutrient fluxes in the ecosystem..

STUDY SITE

The Gulf of Fos (France) (as shown in Fig. 1) opens widely (3 km) onto the sea. Two rivers (the Rhone and the Durance) drain fresh water into the Gulf. The study site, the Carteau Cove, has been the site of intense mussel farming for 5 years. In 1984, 68 mussel rope hanging structures were placed in zigzag fashion across the isobath (-5m). Each 15 x 50 m table can support from 1000 to 1500 mussel ropes 3 to 4 m long. Figure 1 shows the topography of Carteau Cove as well as the location of the mussel tables. The zone which is sheltered to some degree by a natural sand bank (They de la Gracieuse) is partitioned from the

main body of the Gulf. When the weather is calm, particulate matter is trapped. However frequent winds (from the north-west and south east) create swirling movements that resuspended this material.

The sediment under the mussel farm was originally classified as "muddy sand" (25 to 50% of grains less than 63 μm). The macrofauna (adult invertebrates larger than 0.5 mm) was almost entirely comprised of detritus feeders polychaetes (40% Cirratulidae, 30% Capitellidae) with densities of up to 50,000 per m^2 . This is a poorly diversified fauna (Shannon index between 2 and 3).

Installation of mussel cultures (*Mytilus galloprovincialis*) and the resulting heavy production of faecal matter led to substantial physicochemical changes. Presently the sediment must be classified as "sandy mud" (75% of grains less than 63 μm). The original infauna has been overwhelmingly replaced by polychaetes characteristic of high-grade organic pollution. This new population is paucispecific (Shannon Index between 1.5 and 2), e.g. 10,000 *Capitella capitata* per m^2 and 60,000 *Ophryotrocha* per m^2 . These small species live in the top layer of the sediment consuming and stirring the biodeposits. Under these conditions the redox break line is observed within only 2 mm from the surface of the sediment.

The sediment out of mussel cultures is still rich in organic matter but mixing is intense as shown by the depth of redox break line (more than 5 mm) and the presence of species like Maldanidae.

MATERIALS AND METHODS

Five missions (as shown in Table 1) were carried out between 1987 and 1988 under various hydrologic conditions.

Various physical, chemical, and biologic indicators were monitored in the waters immediately above the sediment in six transparent hemispheric 17-liter polyacrylate bell jars ($S = 0.13 \text{ m}^2$) placed under the mussel cultures (UM) on the first day of sampling period and at a reference site (OM) on the following day. The measuring device and experimental protocol have been described by Grenz *et al.* (in prep.). Samples were collected with a syringe by scuba divers every two hours during a 6-hours diurnal period. Salinity was measured by means of a Beckman salinometer. Temperature and dissolved oxygen were recorded *in situ* using an Orbisphere oximeter featuring automatic salinity and temperature correction. Nutrients, i.e. NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} and $\text{Si}(\text{OH})_4^-$, were assayed in a Technicon autoanalyzer according to the protocol described by Treguer & Le Corre (1975). NH_4^+ was determined by the Koroleff method (1969). Particulate suspended matter (PSM) and certain of its components were recorded monthly in the water column (-2 m): POM by the Krey method

(1950), chlorophyll *a* by the Lorenzen method (1967), glucids by the Dubois *et al.* method (1956), proteins by the method of Lowry *et al.* (1951), and lipids by the Marsh & Weinstein method (1966). The available energy content of the POM was estimated by totalizing glucids, proteins and lipids to which energy coefficients were assigned (Brody, 1945).

Nutrient fluxes at the water-sediment interface were estimated according to the mean slopes of concentration variations plotted observed in the 6 chambers against time.

Macrofauna density expressed in terms of number per m^2 was calculated from 10 cm sediment cores after sieving through a 1 mm mesh screen.

RESULTS

Seasonal fluctuations in PSM weight were strictly consistent with a coastal estuarine environment. There were alternating periods of eutrophication and resuspension (see Fig. 2). Figure 3 shows variations in energy content ascertained by totalizing glucids, lipids and proteins in the water column as well as the population density of *Capitella capitata* in sediment under mussel cultures. A "lag time" correlation was noted between the bloom and the development of polychaetes. Nutrient fluxes (as shown in Fig. 4) were generally positive. Ammonia, phosphates, and silicates showed high and significant values. Other fluxes were low and not always significant. For example, nitrites varied from 0.7 to 2.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Nitrate fluxes which were almost always negative displayed larger and more significant variations than nitrites, (i.e. -59 to 5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). The oxygen balance was generally in equilibrium with consumption canceling out production.

1. The most pronounced fluxes under mussel cultures as well as at the reference site were noted in May 1988. PO_4^{3-} flux (OM: 35.7 and UM: 116.2 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) and especially Si(OH)_4^- flux (OM: 376.2 and UM 1206.1 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) were the higher than at any other time during the 2-year study. Although it was also high in May 1988, NH_4^+ flux was slightly lower than in September 1988 at the UM site (339.4 vs 366 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) and roughly the same at the OM site (73.4 vs 64.4 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ respectively). Spring was also marked by a significant overconsumption of oxygen at UM site (-63.8 $\text{mg O}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$)

2. In November 1988, water temperatures were the lowest recorded in the cove (7.6 to 9°C). The fluxes for all components except nitrates were also among the lowest observed. Only nitrates were measurable either under cultures or at the reference site at this time (UM : -18.5 and OM: -59 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Although

the values recorded were also low, release of other nutrients by the sediment was clearly higher under mussel cultures than at the reference site. Slightly significant absorption of phosphates by the sediment was in fact noted at the reference site ($-3.2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). NH_4^+ and Si(OH)_4^- fluxes at the reference site were particularly low (3.5 and $15.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ respectively).

3_. As mentioned above, NH_4^+ flux observed in September 1988 was the highest value recorded during the study. PO_4^{3-} and Si(OH)_4^- were midrange between those recorded in May and November 1988. The latter values were however higher under mussel cultures than at the reference site (UM : $39.2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ for PO_4^{3-} and $163.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ for Si(OH)_4^-). NO_3^- flux was low and negative at both sites while nitrite release was significant under mussel cultures. To sum up, our data indicates that a decrease in PO_4^{3-} and Si(OH)_4^- fluxes occurs at both the UM and OM station from spring to winter whereas absorption of nitrates by the sediment increases. It should be noted that in May 1988 phosphate and silicate fluxes recorded at the reference site were higher or equal to those recorded under the mussel cultures in September and November.

4_. Although data from September 1987 and September 1988 were recorded under different conditions (24h vs 6h period respectively), comparison shows similar PO_4^{3-} and Si(OH)_4^- fluxes at both sites, in the first 6 hours.

5_ Data from July 1987 were recorded under different conditions and only at the reference station. Fluxes were generally low.

DISCUSSION

1. On the whole the silicate fluxes reported here are similar to those reported in the literature for coastal areas. Silicates generally diffuse towards the water column (see Table 2). The maximum flux observed under mussel cultures in May 1988 ($1206 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) is among the highest reported to date. Silicate fluxes are increased 3 fold higher under the filter feeding mussels than at the reference site.

Dissolution of silica like other components is highly dependent on temperature, salinity, intensity of bioturbation from macrofauna (Rutgers Van der Loeff et al 1984; Helder & Andersen 1987) and of oxidoreduction conditions (Aller & Yingst 1985; Yamada & D'Elia 1984). In Carteau Cove, the salinity of the water on the bottom varies from 33 to 37‰. This variability which is low for an estuary zone cannot explain the great seasonal variations in Si(OH)_4^- fluxes. In certain estuaries summertime regeneration may

exceede allochtone input from the water column (Wilke & Dayal, 1982; D'Elia et al., 1983) with ratios between sediment and other sources ranging from 2 to 7.5 (Yamada & D'Elia, 1984). Even if the low temperature (7.6- 9°C) may explain the silicate fluxes measured in November 1988 (lower dissolution and bioturbation), other hypothesis are needed to interpret the low summertime fluxes (July 1987). They may be due to rapid silicate remineralization (< 2 months) after the spring bloom at the end of April 1987 ($6.9 \mu\text{g l}^{-1}$ of chl a) because summertime total seston levels in the overlying water remains extremely low ($3.8 \pm 1.25 \text{ mg l}^{-1}$), and chlorophyll a biomass never exceeds $1.1 \pm 0.5 \mu\text{g l}^{-1}$. In May 1988 high silicate fluxes were recorded following sedimentation of the bloom that took place at the beginning of the month (see Fig. 3). The diatoms *Chaetoceros curvisetus* and *C. debilis* were the main components of this bloom which lasted for more than 15 days. Silica flux would thus appear to be highly dependent on the quantity and quality (silica-rich diatoms) of POM that deposits on the bottom.

It is noteworthy that the phosphate and silicate fluxes measured during the last three missions performed in the same conditions, varied in the same direction and were correlated. ($y = 9.603x + 0.886$; $r^2 = 0.975$ and $p < 0.001$ for OM; $y = 10.8x - 0.979$; $r^2 = 0.984$ and $0.001 < p < 0.025$ for UM, where y: silicate fluxes and x: phosphate fluxes). Smith et al., (1987), reported a similar correlation in the Tomales Bay (California). This similarity is probably due to identical remineralization and release processes.

2. In this study phosphate exchanges were almost always positive, i.e. from the sediment to the water column. In the literature negative fluxes have been reported in some cases (As shown in Table 2). The only phosphate flux from the water column to the sediment was recorded in November 1988. One explanation for this negative flux would be absorption or a chemical reaction with iron hydroxides or calcite. An alternative explanation would be assimilation by micro-organisms under winter conditions. The flux values reported here are of roughly the same magnitude as those mentioned in previous reports (As shown in Table 2 and Nixon et al. 1980). There is therefore a strong increase in phosphate flux under mussel cultures. The flux ratios between dissolved Si(OH)_4^- and PO_4^{3-} were relatively stable throughout the year. During the last 3 missions at both sites, these ratios were between 6 and 15. This is much lower than ratios calculated for the concentrations of these ions in the overlying waters (18 to 70). Smith et al. (1987) speculated that the optimal Si/P ratio in natural phytoplankton was about 10. The values measured at Carreau suggest that the recorded fluxes resulted from biodegradation mainly of recently sedimented phytoplankton.

3. Ammonia is the main nitrogen-containing mineral component released by sediment. Our results concur with previous data from coastal environments (As shown in Table 2). However unlike previous authors we never noted negative NH_4^+ fluxes. As for PO_4^{3-} and Si(OH)_4 , a high NH_4^+ flux was observed in May 1988, a period in which the rate of mussel biodeposition was maximal and bioturbation by large population of Capitellidae in the sediment accelerated the release of components (see Fig.3). The NH_4^+ fluxes observed in September of the same year cannot be attributed neither to this cause (polychaetes population under the mussel ropes smaller than at reference site) nor to an enrichment of the water column in protein, nor to prevailing temperatures. A possible explanation could be deduced from the composition of macrobenthic population. At this time the proportion of Nassidae, necrophagous gasteropods, is unusually high (up from 50 to 293 per m^2) and the density of polychaetes declines. These changes correspond to the mortal effects on the benthic infauna of anoxia induced by a sedimented summertime bloom associated with very high temperatures.

4. Nitrate variations followed a pattern different from other nutrients. Under mussel cultures nitrates were generally absorbed although the rate was sometimes low. At the reference site absorption tended to be higher. These observations indicate that the additional POM had no direct effect. It should be pointed out that absorption was highest when the seston load was lowest (November 1988). Seitzinger *et al* (1980) showed that increasing nitrate concentrations in the water column enhanced denitrification and thus NO_3^- consumption. In Carteau Cove an accumulation of this ion was noted in the water column during winter. The N/P ration varied from 2 to 9. According to Blackburn & Henriksen (1983) this low ratio is also a marker of denitrification.

5. The depth in the study area being around -5m, light reaching the bottom accounts for 6 to 30% of the incidental energy depending on the turbidity of the water. During our missions the lowest incidental light energy which was recorded in July 1987 in overcast weather was strong enough to sustain the growth of an autotrophic system. Photosynthesis by microphytobenthos played a direct role in oxygen production during the day and in absorption of nutrients. The O_2 concentrations were generally consistent with balancing fluxes. This does not however mean microphytes were inactive but simply that during the light period when our measurements were made the respiratory requirements of the system counterbalanced photosynthesis. The only time that a negative O_2 balance was noted was in May when the sediment was

particularly rich in organic matter. This tendency to anoxia may probably explain higher phosphate release under the mussel cultures (Sunbäck & Graneli 1988).

6. The amount of nutrients released from the sediment and dissolved in the water column was estimated by imagining a hypothetical flow of nutrient-free water that passes through a zone considered as mussel-free (7.3 km^2) and in a second step, through the same zone harbouring the mussel tables (0.0525 km^2). The current is estimated to be 5 cm s^{-1} (mean value in Carteau Cove). For both situations we determined the time or distance necessary for the concentration of a given nutrient in this water to reach the mean daytime concentration measured during the three surveys (As shown in Table 3). The times and distances calculated led us to the following conclusions:

While not essential for the gulf, the beneficial effects on the water column of the supplemental nutrients from the sediment were nevertheless considerable. The times required by the water to reach the mean concentration of the various nutrients were within a week for the May 1988 and September 1988 missions. This reservoir of additional nutrient could be useful during long periods without wind which lead to stratification of the waters and a decrease in turnover. In November the turnover time is in excess of one month with little effect.

CONCLUSIONS

The enhancement of the nutrient content of the water column from sediment rich in organic matter can be detrimental for two reasons. The first is that overenrichment of the water column in nutrient salts can lead to extensive eutrophization which could upset the equilibrium of the ecosystem. The second danger is a disequilibrium in the kinetics of release of major components, i.e. nitrogen, phosphorus, and silicates. This could change nutrient ratios and consequently the taxonomic composition of phytoplankton community.

As it now stands, the mussel tables seems to have little impact on the water masses in the zone of biodeposition in relation to the mass of water in the Gulf. Although the mussel tables shorten the time and the distance required by the water to reach mean concentration, the impact is only perceptible when they are on the order of 1000 hours or more. This means that the mussel tables are not now large enough to

endanger the equilibrium of the pelagic ecosystem either by causing exaggerated eutrophization or by changing nutrient ratios.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the "Groupement scientifique: Cycles biogéochimiques. Devenir de la Matière organique en milieu littoral."

REFERENCES

- Aller, R.C. & L.K. Benninger, 1981. Spatial and temporal patterns of dissolved ammonium, manganese and silicon fluxes from bottom sediments of Long Island Sound, U.S.A. *J. mar. Res.* 39: 295-314.
- Aller, R.C., J.E. Mackin, W.J. Ullman, C.H. Wang, S.M. Tsai, J.C. Jisi, Y.N. Sui & J.Z. Hong, 1985. Early chemical diagenesis, sediment-water solute exchanges and storage of reactive organic matter near the mouth of the Changjiang, East China Sea. *Cont. Shelf Res.* 4: 227-251.
- Aller, R.C. & Y. Yingst, 1985. Effects of the marine deposit-feeders *Heteromastus filiformis* (Polychaeta), *Macoma balthica* (Bivalvia) and *Tellina texana* (Bivalvia) on averaged sedimentary solute transport, reactive rates and microbial distributions. *J. mar. Res.* 43: 615-645.
- Balzer, W., B. Von Bodungen & F. Pollehne, 1985. Benthic degradation of organic matter and regeneration of nutrients in shallow water sediments of Mactan, Philippines. *The philippine Scientist* 22: 30-41.
- Bernard, F.R., 1974. Annual biodeposition and gross energy budget of mature pacific oysters, *Crassostrea gigas*. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31(2): 185-190.
- Blackburn T.H. & K. Henriksen, 1983. Nitrogen cycling in different types of sediments from Danish waters. *Limnol. Oceanogr.* 28 (3): 477-493.
- Boucher, G. & R. Boucher-Rodoni, 1988. In situ measurement of respiratory metabolism and nitrogen fluxes at the interface of oyster beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 44: 229-238.
- Brody, S. 1945. Bioenergetic and growth. Reynold (ed), New York. USA, 1023 pp.
- Callender, E. & D.E. Hammond, 1982. Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac River Estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 15: 395-413.

- Dahlbäck, B. & L.A.H. Gunnarsson, 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.* 63: 269-275.
- D'Elia, C.F., D.M. Nelson & W.R. Boynton, 1983. Chesapeake Bay nutrient and plankton dynamics (III): the annual cycle of dissolved silicon. *Geochim. cosmochim. Acta* 47: 1945-1955.
- Dubois, M., K.A. Gilles, J.K. Hamilton, P.A. Rebers & F. Smith, 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analyt. Chem.* 28: 350-356.
- Elderfield, M., N.N. Luedtke, R.J. McCaffrey & M. Bender, 1981. Benthic flux studies in Narragansett Bay. *Am. J. of Sci.* 288: 768-787.
- Feuillet-Girard, M., M. Heral, J.M. Sornin, J.M. Deslous-Paoli, J.M. Robert, F. Mornet & D. Razet, 1988. Eléments azotés de la colonne d'eau et de l'interface eau-sédiment du bassin de Marennes-Oléron: influence des cultures d'huîtres. *Aquat. living Resour.* 1: 251-265.
- Fisher T.R., P.R. Carlson & R.T. Barber, 1982. Carbon and nitrogen productivity in three North Carolina estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 15: 621-644.
- Forster-Smith, R.L., 1975. The effect of concentration of suspension on the filtration rates and pseudofaecal production for *Mytilus edulis* L., *Cerastoderma edule* L. and *Venerupis purlastia* Montagu. *J. Expl. Mar. Biol. Ecol.* 17: 1-22.
- Gouleau, D., 1988. Cycles journaliers de la silice dissoute dans les eaux libres d'un bassin aquacole. Rôle respectif des diatomées et du sédiment. *J. Rech. Océanogr.* 13 : 55-58
- Haven, D.S. & R. Morales-Alamo, 1966. Aspects of biodeposition by oysters and other invertebrate filter feeders. *Limnol. Oceanogr.* 11(4) : 487-498.
- Heider, W. & F.Ø. Andersen, 1987. An experimental approach to quantify biologically mediated dissolved silicate transport at the sediment-water interface. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 39: 305-311.
- Koroleff, P., 1969. Direct determination of ammonia in natural as indophenol blue. *Inter. Com. Explor. Sea C.M./9*: 1-4.
- Krey, L., 1950. Eine neue Methode zur quantitativen Bestimmung des Planktons. *J. Fish. Bd. Can.* 18: 1001-1016.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments. Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12 : 343-346.

- Lowry, O.H., N.I. Roseborough, A.L. Farrand & R.J. Randall, 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 193: 263-275.
- Marsh, J.B. & D.B. Weinstein, 1956. Simple charring method for determination of lipids. *J. Lip. Res.* 7: 574-576.
- Nixon, S.W., 1981. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. In B.J. Nelson & L.E. Cronin (eds), *Estuaries and nutrients*. The Humana Press, Clifton, New Jersey: 111-138.
- Nixon, S.W., J.R. Kelly, B.N. Furnas, C.A. Oviatt & S.S. Hale 1980. Phosphorus regeneration and the metabolism of coastal marine bottom communities. In K.K. Tenore & B.C. Coull, *Marine benthic dynamics*. University of South Carolina Press: 219-242.
- Rutgers Van Der Loeff, M.M., L.G. Anderson, P.O.J. Hall, A. Iverfeldt, A.B. Josefson, B. Sundby & S.F.G. Westerland, 1984. The asphyxiation technique : an approach to distinguish between molecular diffusion and biologically mediated transport at the sediment-water interface. *Limnol. Oceanogr.* 29 (4) : 675-686.
- Seitzinger, S., S. Nixon, M.E.Q. Pilson & S. Burke, 1980. Denitrification and N_2O production in nearshore marine sediments. *Geochim. cosmochim. Acta.* 44: 1853-1860.
- Sornin, J.M., M. Feuillet, M. Heral & J.M. Deslou-Paoli, 1983. Effet des biodépôts de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) sur l'accumulation de matières organiques dans les parcs du bassin de Marennes-Oléron. *J. mollusc. Stud.* (Suppl. 12A): 185-197.
- Smith, S.V., W.J. Wiebe, J.T. Hollibaugh, S.J. Dollar, S.W. Hager, B.E. Cole, G.W. Tribble & P.A. Wheeler, 1987. Stoichiometry of C, N, P, and Si fluxes in a temperate climate embayment. *J. mar. Res.* 45: 427-460.
- Sundbäck, K. & W. Graneli, 1988. Influence of microphytobenthos on the nutrient flux between sediment and water : a laboratory study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 44: 229-235.
- Treguer, P. & P. Le Corre, 1975. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'autoanalyseur Technicon II R), 2^{ème} éd., UBO, Brest, 100 pp.
- Ullman W.J. & M.W. Sandstrom, 1987. Dissolved nutrient flux from the nearshore sediments of Bowling Green Bay, Central Great Barrier Reef Lagon (Australia). *Estuar.coast. Shelf Sci.* 24: 285-303.
- Wilke R.J. & R. Dayal, 1982. The behavior of iron, manganese and silicon in the Peconic River estuary, New York. *Estuar.coast. Shelf Sci.* 15: 577-586.

Yamada, S.S. & C.F. D'Elia, 1984. Silicic acid regeneration from estuarine sediment cores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 18 : 113-118.

Table 1 : Sampling schedule and parameters measured in the water column :

UMstation				OMstation				Nutrient concentrations in the water column (μM)				
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	Salinity (‰)	Time total step		Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	Salinity (‰)	Time total step		NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	Si(OH)_4^-
22 /07/ 1987	-	-	-	19 $^{\circ}$ 7	37.5-38	24h	var.	1.01-1.316	0.2-0.39	0.28-4.06	0.3-0.72	6.37-8.33
22 /09/ 1987	18 $^{\circ}$ 5-20 $^{\circ}$	36.9	24h 4h	18 $^{\circ}$ 5-20 $^{\circ}$	36.9	24h	4h	1.31-3.83	0.26-0.40	0.83-2.29	0.32-0.55	1.52-3.19
25-26/05/1988	15 $^{\circ}$ 9-16 $^{\circ}$ 4	33.0-36.5	6h 2h	16 $^{\circ}$ 5	35.5-35.0	6h	2h	0.70-1.70	0.20-0.29	0.51-1.10	0.20-0.50	7.10-14.50
25-26/09/1988	18 $^{\circ}$ 2-18 $^{\circ}$ 6	37.9	6h 2h	18 $^{\circ}$ 5-19 $^{\circ}$ 0	37.8	6h	2h	0.99-2.0	0.20-0.30	0.65-1.77	0.24-0.41	7.18-12.20
24-25/11/1988	7 $^{\circ}$ 6-8 $^{\circ}$ 4	33.2-36.4	6h 3h	8 $^{\circ}$ 1-10 $^{\circ}$ 4	36.6-36.9	6h	2h	2-2.9	0.35-0.48	3.02-4.93	0.43-0.76	11.72-15.63

Table 2: Ranges of dissolved nutrient fluxes ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) from nearshore sediments.

Authors	Location	Observed fluxes: $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$		
		NH_4^+	PO_4^{3-}	$\text{Si}(\text{OH})_4^-$
Aller & Benninger	1981 Long Island Sound (USA)	-41,7 ; +333,3		+833
Aller <i>et al.</i>	1985 Yangtse River (China)	-108.3 ; +458.3		+1.2 ; +550
Balzer <i>et al.</i>	1985 Maribago (Philippines)			+85 ; +145
Boucher & Boucher-Rodoni	1988 Bay of Morlaix (France)	+51 ; +369		
Callender & Hammond	1982 Potomac River (USA)	-129.2 ; +1083.3	-25 ; +166.7	+792
Elderfield <i>et al.</i>	1981 Narragansett Bay (USA)	+37.5 ; +750	+6.7 ; +320.8	+6.6 ; +320.80
Fisher <i>et al.</i>	1982 North Carolina (USA)	0 ; +458.3	-2 ; +45.8	
Gouleau	1988 Salt marshes (French Atlantic coast)			+100 ; +1270
Helder & Andersen	1987 Bay of Fundy (Canada)			+92 ; +288
	Texel -Wadden Sea-(Holland)			-50 ; +887
Ullman & Sandstrom	1987 Bowling Green Bay (Australia)	-6.6 ; +73.1	-1 ; +1.2	-41.25 ; +73.1
Present work	1989 Gulf of Fos (France)	+3.5 ; +366	-3.2 ; +116.2	+15.5 ; +1206

Table 3 : Time or distance necessary for a hypothetical flow of nutrient-free water that passes first, through a mussel-free zone (OM), and in a second step, through the same zone harbouring the mussel tables (UM) to reach the mean daytime concentration determined during the last 3 surveys.

	May 88		September 88		November 88	
	OM	UM	OM	UM	OM	UM
NH_4^+	106 h	103 h	141 h	135 h	3212 h	2676 h
	19,1 Km	18,5 km	25,3 km	24,2 km	578,1 km	481,8 km
PO_4^{3-}	106 h	103,3 h	164 h	157,9 h		
	19,0 km	18,6 km	29,4 km	28,2 km		
Si(OH)_4^-	194 h	190 h	951 h	926 h	4623 h	4233 h
	34,9 km	34,1 km	171,1 km	166,7 km	832,9 km	771 km

FIGURE CAPTIONS

Figure 1: Location of Carteau Cove with the mussel farming area.

Figure 2: Seasonal variations of Particulate Suspended Matter (PSM) and chlorophyll *a* during 1987-1988.

Figure 3: Variations of *Capitella capitata* density under a mussel table, and Particulate Organic Matter (sum of glucids, lipids and proteins expressed as energetic values) in the water column, during 1988.

Figure 4: Nutrient fluxes at both stations (UM and OM) measured during 5 surveys.

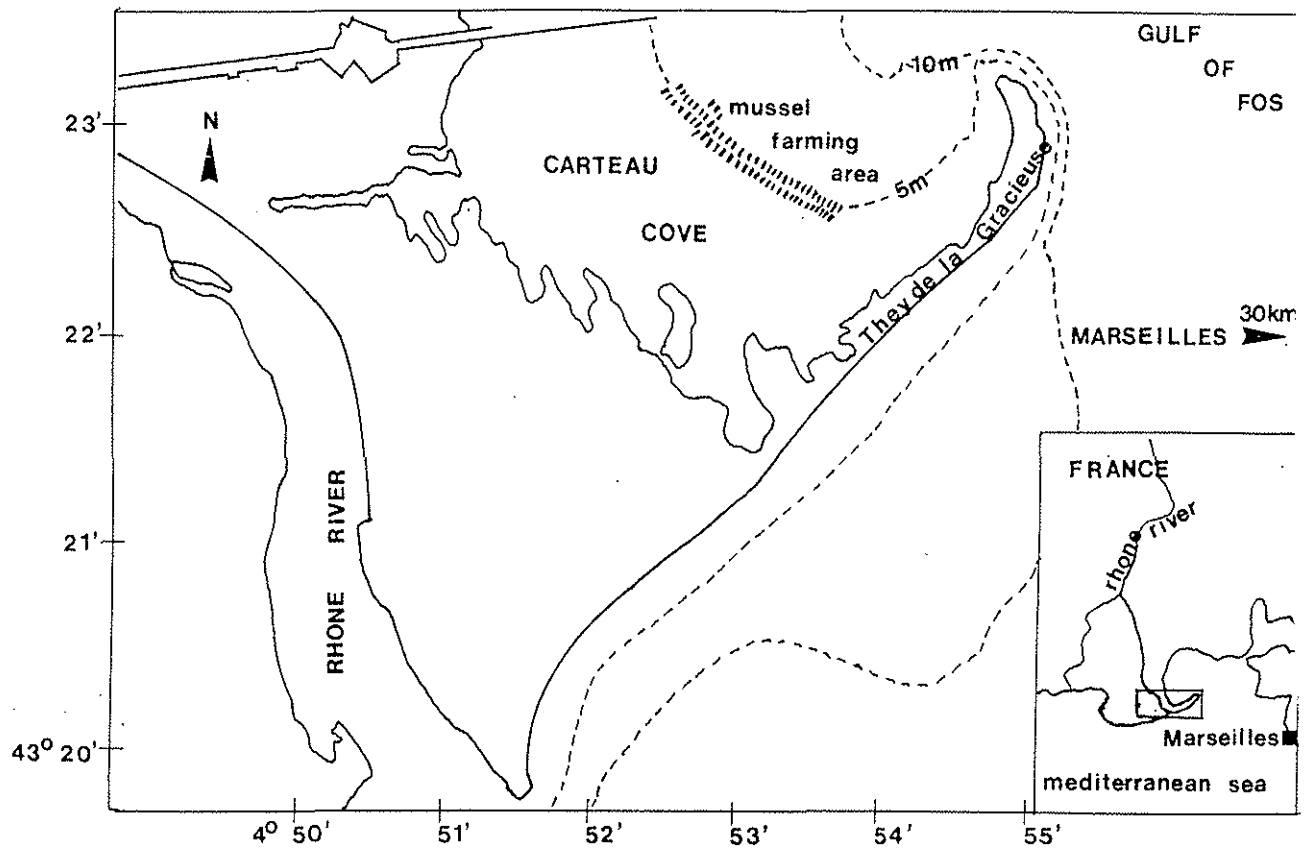


Figure 1

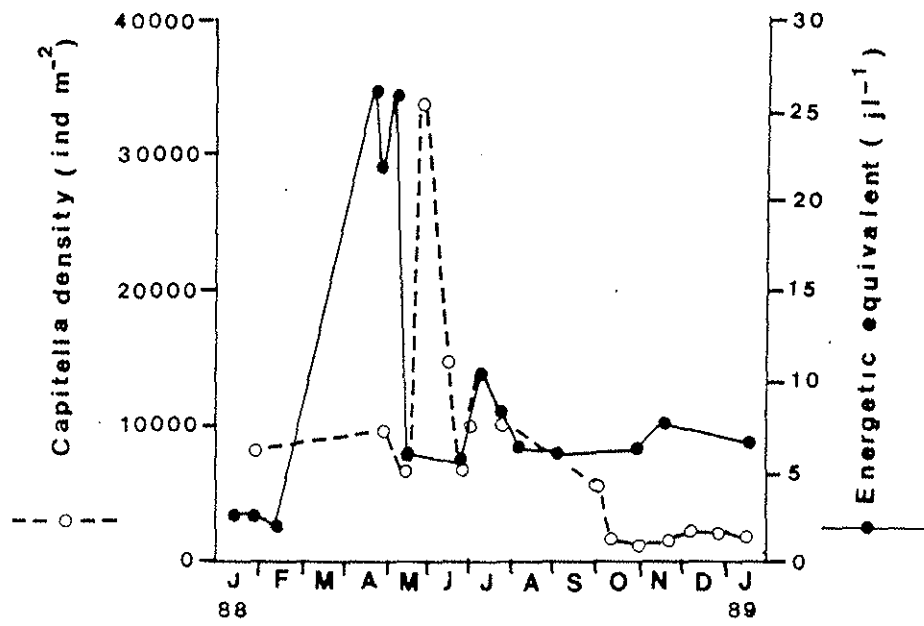


Figure 2

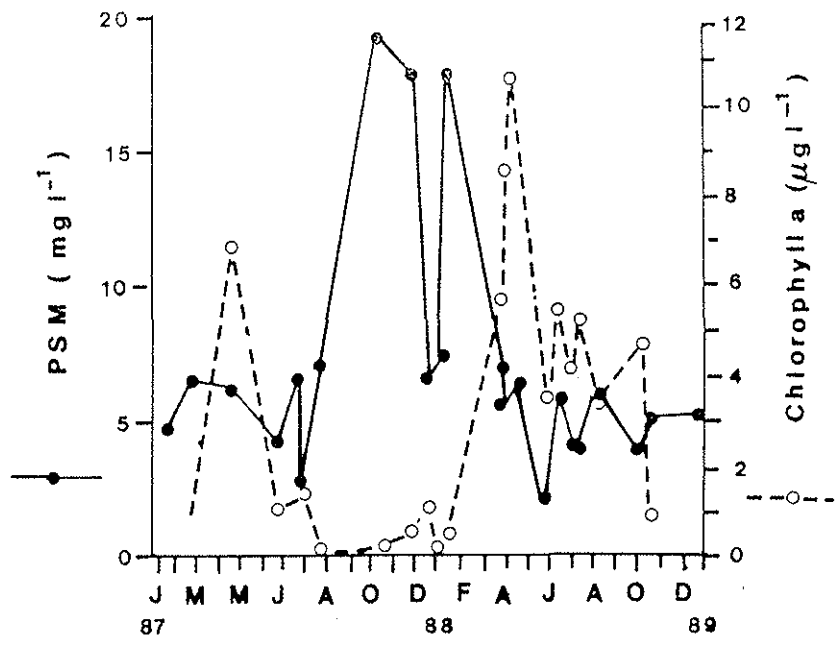
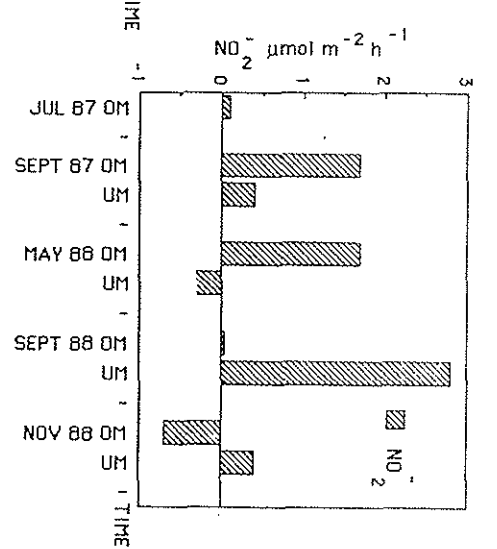
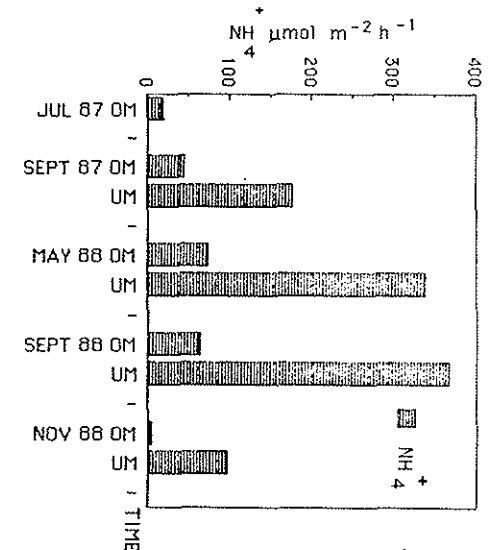
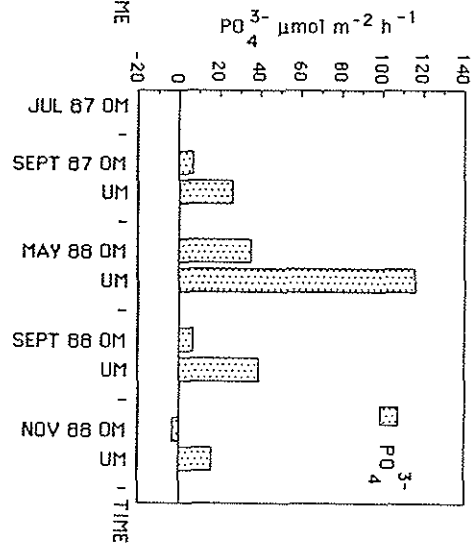
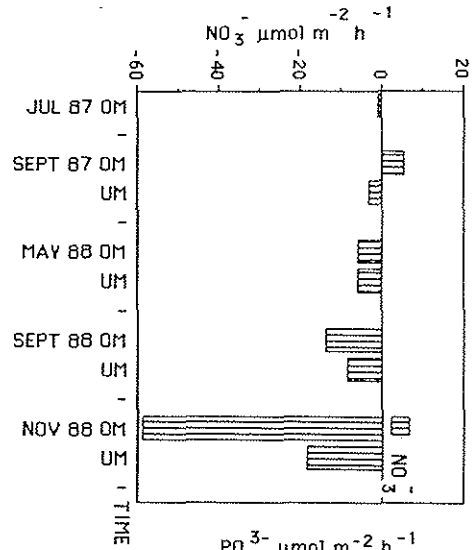
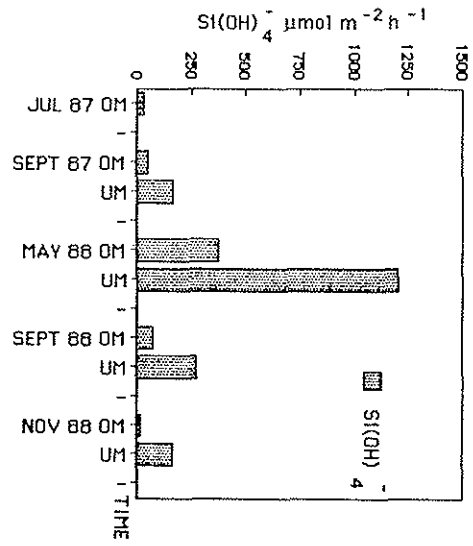
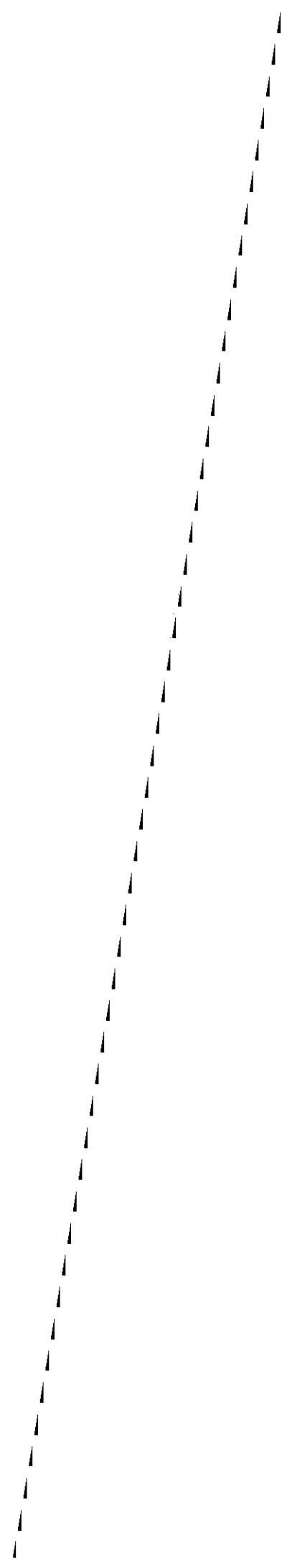


Figure 3

Figure 4





PUBLICATION 5

soumise à *Hydrobiologia*

**ECOLOGICAL INCIDENCES OF CULTURED MUSSEL
BIODEPOSITION ON A SHORT FOOD CHAIN UNDER WINTER CONDITIONS IN
MEDITERRANEAN SEA**

Michel VINCENT, Christian GRENZ and Chantal SALEN-PICARD.

Centre d'Océanologie de Marseille,
Station Marine d'Endoume,
rue de la batterie des lions,
13007 MARSEILLE, FRANCE.

Key Words: Mussel culture, Biodeposition, food chain, coprophagy.

Abstract

In order to investigate trophic relationships in a simplified food chain including mussel biodeposition, *in situ* experiments were performed in an estuarine mussel-rope culture (Gulf of Fos). Cylindrical enclosures were set at a depth of 2 m for one month during winter (sea temperature 10°C). Shrimps, *Palaemon serratus*, were kept in, with and without mussel biodeposits as food supply. A control group was fed on mussel flesh. A comparison between the different biochemical components in both food and feeders was undertaken at three trophic levels: phytoplankton, mussels and shrimps. Under oligotrophic water conditions, shrimps could feed on mussel biodeposits. There is no noticeable differences between shrimps fed on mussel tissues or shrimps fed on mussel biodeposits, neither in lipid and protein content, nor in free amino acids, fatty acids or carotenoid pigments. On the other hand, fasted shrimps exhibit significant modifications. Ecological signification of such a pathway of energy flow in intensive shell culturing zones is discussed.

Introduction

Detritus sedimentation represents the largest part of the output of pelagic ecosystems, up to half the annual primary production in coastal areas (Stephens *et al.* 1967). This organic matter plays a prominent part as a source of food for benthic detritus feeder populations, through bacterial development (Fenchel 1970) or direct digestive processes (Johanes & Satomi 1966) according to qualitative composition. Coprophagy in marine invertebrates has been mentioned by many authors (Moore 1931; Mare 1940; Zenkevich & Bristein 1956) and has recently received specific study (Johanes & Satomi 1966; Frankenberg *et al.* 1967). A large number of detritivores, and particularly amphipods are capable of feeding on faecal pellets (Guidi & Tito-Demornais 1983). Newel (1965) showed that the prosobranch gasteropod *Hydrobia ulvae* would ingest its faecal pellets 2 to 3 days after defecation. Johanes and Satomi (1966) demonstrated that a shrimp, *Palaemonetes pugio*, would reingest its faecal pellets and that other species ingested the shrimp pellets. The copepod, *Calanus helgolandicus* behaves in the same way (Pafenhoper & Strickland 1970). Frankenberg *et al.* (1967) estimated that an intertidal shrimp population, *Callinassa major*, produced faecal pellets at a sufficient rate to provide 0.06 g organic carbon m⁻² days⁻¹ to coprophagous organisms and demonstrated that several organisms would ingest these pellets.

All these authors suggest that faeces containing large quantities of organic matter are eaten faster than those containing small quantities, and that faecal pellets production coupled with coprophagy is an important energy transfer mechanism in the marine ecosystem (Riley 1963; Frankenberg & Smith 1967).

Johanes and Satomi (1966) estimated that the rate of production of organic matter in the faeces of marine herbivores probably exceeds the rate of production of organic matter in herbivore tissues. Additional smaller quantities of organic matter will also be incorporated into faeces at higher trophic level. Faecal pellets therefore constitute a large potential food supply for marine animals.

Mussel farming contributes to accelerate the transfers to bottom communities, so that down fluxes may be easily measurable. The role of bivalves faeces on bottom communities has been largely studied (Tsuchiya & Kurihara 1979; Agatova *et al.* 1986), when referred to polychaetes or other annelidae.

Studies on possible pathways by crustacean activities are uncommon, although recent investigations show that 10% of the total biomass of mussel rope consist of little amphipods and other crustaceans (Tsuchiya, pers. comm.). Some works show that crustaceans like amphipods *Phtisica marina*, *Eurysteus maculatus* or decapod *Pisidia longicornis* are a dominant component, more than 70%, of a mussel raft epifauna (Lopez-Jamar *et al.*,

1984). This rich epifauna of crustacean, feeding on mussel biodeposits, can be a major food supply for demersal fishes (Chesney & Iglesias 1979).

This paper presents an *in situ* experiment, the purpose of which is to determine the possible food relationships between mussel biodeposits and an autochthonous crustacean *Palaemon serratus* coexisting with mussels in an intensive culturing zone. Our interest was to see if *Palaemon serratus* could have a coprophagous behaviour in front of mussel biodeposits, and to follow some significative biochemical parameters through food chain including coprophagous compartment.

The present investigation was initiated in February 1988, when *Palaemon serratus* populations transit through the estuarine zone of Gulf of Fos (south of France) to shallow lagoons for wintering.

materials and methods

- studies area.

The Gulf of Fos (43.25°N, 4.56°E), situated on the south coast of France (Occidental Mediterranean sea), is a semi-enclosed region, receiving the waters of the Etang de Berre and occasionally interested by the Rhône waters (Fig. 1). The proximity of these fresh water sources combined to industrial servage, involves erratic salinity variation according to Arfi (1984), and relative eutrophic conditions.

Since 1978, the Bay of Carteau, situated in the west part of the gulf was supplied by a total of 30 farming structures, in order to evaluate the possibility of mussel spat production (*Mytilus galloprovincialis*). Recently 40 additionnal structures were moored in the south part. Each of these structures, called "table" is 50 m long, 15 m wide and can support 1500 spat collectors (3 m long), suspended in the water column. "Table" 40, situated in the second portion of the zone was selected as study site.

- studied species.

During our investigations, February-March 1988, oligotrophic winter conditions were established. Phytoplanktonic populations were poor in biomass and diversity. The dinoflagellate *Prorocentrum minimum* was the more constant in presence and in abundance. Adult of shrimps *Palaemon serratus*, transiting through the Gulf of Fos were caught one week before the beginning of experiment. Like caridae, these shrimps are omnivorous-detrivorous. In this intensive mussel farming area, the choice of *Mytilus galloprovincialis*, the farmed species, was perfectly evident.

- in situ experimental system.

On the first day of the experiment, five shrimps were placed in 12 cm diameter and 40 cm long plexiglass cylinders, closed with 500 μm nylon netting (Fig. 2). A funnel containing 6 to 8 mussels, was on the top of the cylinder. Mussel biodeposits were collected by the funnel, down to cylinder where shrimps could eat them. Experimental systems were immersed 2 m under water surface. Shrimps going without food were placed in identical systems without mussels. Each experimental system, with shrimps fed on mussel biodeposits and shrimps going without food, was used in double.

Control shrimp group, fed with mussel flesh, has been reared at the laboratory in same termic conditions.

- biochemical analysis.

- Total proteins were extracted in 10 mg lyophilised samples with Lowry *et al.* method (1951).
- Total lipids were extracted and characterized with Bligh and Dier (1959) gravimetric method.
- Free amino-acids (FAA): 20 mg lyophilised extract were broken up at 0°C, in 4 ml 0.01 M phosphate buffer pH 7.0, with 1 ml 20% trichloroacetic acid. After 30 mn, 6000 g centrifugation, FAA were extracted in floating and characterized with HPLC method, by comparison with external standard (Marangos & Ceccaldi 1988).
- Total fatty acids: after total lipid evaporation, fatty acids were extracted and characterized with gaz chromatography method. Transesterification, specific chemical reaction, were made by (10:9:1; v:v) Benzene / 8% 2.2 N chlorhydric methanol / 2.2 Dimethoxypropane addition (Galois 1984).
- Carotenoid pigments: identification of carotenoid pigments was based mainly on the spectrophotometric absorption maxima in hexan and on the Rf values in thin-layer chromatography. The method of extraction and thin-layer chromatography used for the separation and characterization of specific carotenoid pigments was discribed by Vincent and Ceccaldi (1988).

Results.

- Mussel biodeposits quantification.

During experiment the biodeposition in each experimental systems was estimated at 44 mg of organic matter days⁻¹, according to mussel biomasse and seston concentration (Grenz, in press).

- Growth and water content of shrimps.

Weight and water content variations are given in table 1. Water content of initial group is 73% (fishing shrimps). There is no significative difference between shrimp groups fed with mussel flesh and groups fed on mussel biodeposits. Water content of shrimps going without food increased up to 86%. No weight variations is observed in shrimps fed with mussel biodeposits.

- Total lipids and proteins.

Lipid and protein contents in foods and animals are given in table 2. The most significant lipid decrease was observed in shrimp group fed with mussel biodeposits, but it's in shrimps going without food that protein content is lowest.

- Fatty-acids.

Individual fatty-acid contents in foods and animals are given in table 3. The main fatty-acid in phytoplankton and mollusc is palmitic acid, C16:0. The main fatty-acid in mussel biodeposits is the C14:1; in the three shrimp groups the main fatty-acid is eicosapentaenoic acid, C20:5_w3. Fatty-acid classes variations along the food-chain are given in fig. 3 a. Saturated fatty-acids decreased from phytoplankton to crustacean in advantage of polyunsaturated fatty-acids. In mussel biodeposits monounsaturated fatty-acids are dominant. There is no significant difference in shrimp groups.

- Free amino-acids (FAA).

FAA contents in mussels, mussel biodeposits, shrimps fed with mussels and mussel biodeposits are given in table 4.

The main FAA in mussels is glycine and taurine (gly + tau = 79% of FAA).

In mussel biodeposits aspartic acid, glutamic acid, ornithine, tyrosine, threonine and phenylalanine are dominant (asp + glu + orn + tyr + trp + phe = 64% of FAA). In shrimp groups no significant difference is noticed. In mussel flesh, essential FAA represents 5.13% of the total, in mussel biodeposits essential FAA represents 36.11%.

- Carotenoid pigments.

Carotenoid pigments identified in *Mytilus galloprovincialis* were β-carotene, alloxanthin, mytiloxanthin, esters of alloxanthin and mytiloxanthin, and zeaxanthin.

Alloxanthin was the most concentrated pigment detected, followed by mytiloxanthin (table 5). Faecal pigments of mussels showed the presence of β-carotene, alloxanthin and mytiloxanthin. The range of carotenoids identified in shrimps was characteristic of crustaceans, and no significant qualitative difference is noticed in shrimp groups.

Discussion.

- shrimp growth and survival.

During these experiments shrimp survival in all experimental systems was 100%. No cannibalism was observed in shrimp groups going without food. The control group, reared at laboratory, fed with mussel flesh has shown a

growth of 9% in comparison with initial weight. For the shrimp groups living without food a weight loss of 7% is observed. No significant weight variation is observed for shrimps fed with mussel biodeposits. Water content variations in animals could be considered as a good indicator of fasting (Galois 1984), the absence of significant variation of water content in shrimps fed with mussel biodeposits could confirm coprophagous behaviour toward biodeposit.

- lipids and proteins.

Lipid and protein contents in mussel biodeposits are low. This means that mussel biodeposits are, energetically, poor foods for animals. The loss in lipid content was highest for shrimps fed with mussel biodeposits than other groups and this is probably due to an energetic expense due to feeding activity, food supply being insufficient.

No significative variation in protein content indicates that these reserves are very little started upon.

- fatty-acids evolution in a short food-chain : phytoplankton-mollusc- crustacean.

Fatty-acids evolution in food webs from phytoplankton to animals is characteristic. Algal contents are generally characterized by a higher concentration of saturated and monounsaturated fatty-acids. Carbon chains are shorts (nb $C \leq 18$). In *Proocentrum minimum*, C16:0 dominates with 45.44% of total fatty-acids. The evolution in the food-chain is characterized by a carboned chain lengthening and an increase of the insaturation number in carboned skeletons. In this way, molluscs and crustaceans are characterized by an increase of polyunsaturated fatty-acids like C20:5_{w3} (Fig. 3 b).

- fatty-acids in mussel biodeposits.

Qualitatively, the fatty-acid composition of mussel biodeposits is similar to phytoplankton, but monounsaturated fatty-acids are prominent. The C14:1 and C15:1 are only characterized in these biodeposits. They are most probably degradation forms.

- free amino-acids in varied food-chain compartments.

The main free amino-acids in some algal species correspond to serin, glycin, leucin, glutamic acid, alanin and lysin (Poulet *et al.* 1986; Youmbi Tientcheu 1987). The essential free amino-acid fraction (EFAA) varied from 20% to 40% of total FAA. In mussel flesh, glycin and taurin are prominent (gly + tau = 80%). The fraction of EFAA represent 5%. In shrimps, glycin is the mainly FAA with 50%. Other FAA e.g. taurin, alanin, arginin, are more represented, so that, the fraction of EFAA increased up to 20%.

Mussel biodeposits FAA content is quantitatively lower than in mussel flesh, but the EFAA fraction represents 36% of total EFAA with regard to 5% in mussel flesh.

Experiments on the faecal pellets produced by four species of copepods: *Acartia sp.*, *Temora longicornis*, *Centropages sp.* and *Calanus helgolandicus*, feeding on laboratory phytoplankton cultures of *Thalassiora weissflogii* and *Cryptomonas maculata* demonstrated that the molar composition of free amino-acids in the faeces produced depends on the type of food selected and reflects the hydrolysis of food proteins during digestion (Poulet *et al.* 1986). Significant differences were found between FAA composition in natural particles and in faeces produced by copepods which had fed on natural particulate matter. In contrast, generally no significant differences in molar composition could be found between phytoplankton cells and faecal pellets of copepods fed on *C. maculata* and *T. weissflogii* culture. The fraction of EFAA varied from 25% to 40%. The diversity of FAA in copepod faecal pellets was higher than in sea water or in particules and phytoplankton cells ingested by copepods (Poulet *et al.* 1986).

- carotenoid pigments.

The range of carotenoid pigments found in *M. galloprovincialis* is characteristic in mussels and comparable to *M. edulis* and *M. californianus* (Campbell 1970). In *Palaemon serratus* typical crustacean carotenoids are investigated according to other studies performed on the same species (Vincent 1989). In mussel faeces large amounts of chlorophyll and chlorophyll derivates are present (Campbell 1970), like in zooplankton faeces (Currie 1962). But traces of carotenoid pigments like β -carotene, alloxanthin and mytiloxanthin are detected in mussel biodeposits, according to Campbell (1970).

- Metabolic regulations in crustacean compartment.

In spite of great differences in biochemical composition of foods, shrimps fed with mussels and mussel biodeposits are not significantly different in their biochemical composition. This can be explained by specific metabolic regulations in these animals. But the experimental period has been most probably too short to profoundly affect animals.

Conclusion

Mussels biodeposits may be likely considered as a potential food source for crustacea decapoda such as *P. serratus*. In some case, such as unfavorable winter conditions, shrimps are not able to find their usual food in the environment and might feed on mussel biodeposits without any deleterious effect on general metabolism.

This eventual relationship present two ecological interesting features. On one hand, an important quantity of food may be available for crustacea when plankton is very scarce, allowing survival of shrimps, solution which looks

more convenient than starvation. On the other hand, this occasional food web may play an important role in recycling organic matter concentrated in an important way in intensive mussel culturing zones.

References

- Agatova, A.I., Andreeva N.M., Kucheryavenko A.V. & N.I. Torgunova, 1986. Transformation of organic matter in areas inhabited by natural and artificial cultured populations of marine invertebrates in the Bay of Pos'et (Sea of Japan). *Aquaculture*, 53 (1) : 49-66.
- Arfi, R., 1984. Gulf of Fos (France) : Main hydrobiological features (1976-1978). *Hydrobiologia* , 118 : 187-194.
- Bligh, E.G. & W.J. Dyer, 1959. A rapid method of total lipids extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.*, 37 : 911-917.
- Campbell, S.A., 1970. The carotenoid pigments of *Mytilus edulis* and *Mytilus californianus*. *Comp. Biochem. Physiol.* 32: 97-115.
- Chesney, E.J. Jr. & J. Iglesias, 1979. Seasonal distribution, abundance and diversity of demersal fishes in the inner Ria de Arosa, North West Spain. *Estuar. coast. mar. Sci.* 8 : 227-239.
- Currie, R.I., 1962. Pigments in zooplankton faeces. *Nature* 193 : 956-957.
- Fenchel, T., 1970. Studies on the decomposition of organic detritus derived from the turtle grass *Thalassia testudinum*. *Limnol. Oceanogr.* 15 : 14-20.
- Frankenberg, C., S.L. Coles & R.E. Satomi, 1967. The potential trophic significance of *Callinassa major* fecal pellets. *Limnol. Oceanogr.* 12 : 113-120.
- Frankenberg, C. & K.L. Smith Jr., 1967. Coprophagy in marine animals. *Limnol. Oceanogr.* 12 : 443-450.
- Galois, R., 1984. Aspects du métabolisme lipidique chez quelques crustacés décapodes natantia, en particulier au cours de la vitellogénèse et de l'embryogénèse. Thèse Doct. d'Etat, Univers. Aix Marseille II, 273p.
- Grenz, C., 1989. Quantification et destinée de la biodéposition dans les zones de production conchylicole intensive en Méditerranée. Thèse Doct. Univers. Aix Marseille II, 150 p. (*in press*)
- Guidi, L.D. & A. Tito de Morais, 1983. Ascidian faecal pellets and their utilization by an epibenthic amphipod. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 71 : 289-298.
- Johannes, R.E. & M. Satomi, 1966. Composition and nutritive value of fecal pellets of marine crustaceans. *Limnol. Oceanogr.* 11 : 191-197.
- Lopez-Jamar, E., Iglesias J. & J.J. Otero, 1984. Contribution of infauna and mussel-raft epifauna to demersal fish diets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 15 : 13-18.

- Lowry, O.H., N.I. Roseborough, A.L. Farrand & R.J. Randall, 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 193 : 263-275.
- Mare, M.F., 1940. Plankton production off Plymouth and the mouth of the English channel in 1939. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 24 : 461-482.
- Marangos, C. & H. Ceccaldi, 1988. Variations des concentrations des acides aminés libres des muscles abdominaux de *Penaeus japonicus* et *Crangon crangon* au cours d'acclimations thermiques. *Biochem. Syst. Ecol.*, 16 (3) : 333-341.
- Moore, H.B., 1931. The muds of the Clyde Sea area. III. Chemical and physical conditions; rate and nature of sedimentation; and fauna. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 17 : 325-358.
- Newell, R., 1965. The role of detritus in the nutrition of two deposit-feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalve *Macoma balthica*. *Proc. Zool. Soc. London* 144 : 25-45.
- Paffenhöfer, G.A. & J.D.H. Strickland, 1970. A note on the feeding of *Calanus helgolandicus* on detritus. *Mar. Biol.* 5 : 97-99.
- Poulet, S.A., Harris R.P., Martin-Jezequel V., Moal J. & J.F. Samain, 1986. Free amino acids in copepod faecal pellets. *Oceanol. Acta* 9 (2) : 191-197.
- Riley, G.A., 1963. Organic aggregates in seawater and the dynamics of their formation and utilization. *Limnol. Oceanogr.* 8 : 372-381.
- Stephens, K., Sheldon R.W. & T.R. Parsons, 1967. Seasonal variations in the availability of food for benthos in a coastal environment. *Ecology* 48 (5) : 852-855.
- Tsuchiya, M. & Y. Kurihara, 1979. The feeding habits and food sources of the deposit-feeding polychaete *Neanthes japonica*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 36 : 79-89.
- Vincent, M., 1989. Influence of water temperature on carotenoids and carotenoid metabolism in *Palaemon serratus* (Pennant) (Crustacea : Decapoda). *Biochem. Syst. Ecol.*, 17 (4) : 319-322.
- Vincent, M. & H. Ceccaldi, 1988. Relations entre acides gras et pigments caroténoïdes chez un crustacé copépode *Calanipeda aquae-dulcis*. *Biochem. Syst. Ecol.* 16 (3) : 317-324.
- Youmbi-Tientcheu, J., 1987. Etude, sous conditions expérimentales, d'une chaîne trophique courte destinée à l'alimentation des larves de Téléostéens. Thèse Univers. Aix-Marseille II, 172p.
- Zenkevich, L.A. & J.A. Birstein, 1956. Studies of the deep water fauna and related problems. *Deep-Sea Res.* 4 : 54-64.

Table 1 : Growth rate and water content expressed in % of weight, of the different shrimp groups fed with mussel tissue (MG), with mussel biodeposits (BG) and fasted group (FG).

	MG	BG	FG
Growth rate	+9	0	-7
Water content	73	76	86

Table 2 : Lipid and protein content of the different shrimp groups fed with mussel tissue (MG), with mussel biodeposits (BG) and fasted group (FG) and corresponding contents of mussel tissue (MT) and biodeposits (MB).

	MG	BG	FG	MT	MB
Lipids	9.25	7.35	8.97	11.3	0.61
proteins	43.50	43.70	42.25	37.60	3.20

Table 3 : Fatty acids distributions, expressed in percent of total fatty acids, of phytoplankton, mussel tissue, mussel biodeposits and shrimp tissue fed with mussels, biodeposits and fasted ones. (* *Prorocentrum minimum* in Goutx, 1987)

	PHYTOPK*	MUSSEL	BIODEPOSITS	SHRIMPS (mussel)	SHRIMPS (biodep.)	SHRIMPS (fasted)
14:0	8.87	6.88	2.92	1.52	1.80	1.83
14:1	-	-	26.14	-	-	-
15:0	1.28	0.97	9.96	1.23	0.84	0.76
15:1	-	-	8.68	-	-	-
16:0	45.44	26.34	15.95	17.72	20.99	18.09
16:1 _w 7	2.91	10.62	7.20	6.54	9.45	8.37
17:0	-	0.97	0.92	1.25	1.06	1.14
18:0	2.61	3.99	6.03	7.72	6.24	6.24
18:1 _w 9	3.01	5.14	11.61	24.34	23.57	24.70
18:2 _w 6	3.14	1.90	5.28	3.07	3.40	2.87
18:3 _w 3	3.72	2.49	0.56	2.21	1.13	1.30
19:0	-	0.56	-	0.37	1.30	0.35
20:0	-	0.98	-	0.40	0.31	0.42
20:1 _w 9	8.01	3.12	-	1.24	0.81	1.14
20:4 _w 6	-	1.69	-	3.72	3.02	3.32
20:5 _w 3	-	20.92	5.11	28.36	25.54	28.84
22:1	9.26	2.75	-	-	-	-
22:6 _w 3	9.01	1.52	-	-	-	0.22

Table 4 : Amino acid distributions, expressed in percent of total amino acids, of the different shrimp groups fed with mussel tissue (MG), with mussel biodeposits (BG) and of mussel tissue (MT) and biodeposits (MB). (Σ_{une} : sum of unessential amino acids(AA) ; Σ_e : sum of essential AA).

AA	MG	BG	MT	MB	AA	MG	BG	MT	MB
Asp	0.33	0.46	1.83	8.08	His	0.60	0.39	0.42	0.42
Glu	1.07	1.15	2.25	11.89	Arg	10.33	8.93	2.25	3.02
Asn	0.90	0.86	0.34	1.06	Thr	-	-	-	-
Ser	2.14	1.44	1.87	3.96	Trp	0.30	0.16	0.13	8.53
Gln	4.00	3.52	1.02	1.51	Met	0.83	0.68	0.35	0.34
Gly	50.65	56.55	31.00	6.08	Val	1.48	1.26	0.37	0.11
Tau	10.50	9.69	48.34	2.23	Phe	0.98	0.63	0.24	9.89
Ala	8.79	7.52	7.76	2.83	Ile	0.97	0.79	0.26	2.91
Orn	1.63	2.41	0.17	12.38	Leu	1.59	1.26	3.65	6.08
Tyr	1.22	0.86	0.28	13.89	Lys	1.68	1.45	0.74	5.21
Σ_{une}	81.24	84.45	94.87	63.89	Σ_e	18.76	15.54	5.13	36.11
Σ_e/Σ_{une}	0.23	0.18	0.05	0.56					

Table 5 : Carotenoid pigment distributions, expressed in percent of total pigments ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight), of initial shrimp group (IG) and of the different shrimp groups fed with mussel tissue (MG), with mussel biodeposits (BG), fasted ones (FG), and of mussel tissue (MT) and biodeposits (MB). (standard error in brackets, - : not analysed ; --- : not identified ; ++ : minor trace ; +++ : major trace).

	Allox.	Mytx.	Zeax.	Zea-e.	Allo-e	Myt-e	β -crt.	Cantx.	Astx.	Lut.	Total pigments
IG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	35.0(0.7)
MG	--	--	4.2(0.6)	2.0(0.5)	--	--	12.8(0.2)	36.5(1.6)	28.5(0.4)	11.9(0.9)	35.2(0.6)
BG	--	--	5.3(1.0)	8.7(0.5)	--	--	12.1(0.4)	33.2(0.6)	27.3(1.2)	13.1(0.9)	31.7(2.2)
FG	--	--	4.9(0.8)	6.7(0.7)	--	--	12.7(0.5)	35.6(2.1)	26.5(3.1)	04.6(0.7)	30.2(1.9)
MT	37	31	13	--	7	4	5	--	--	--	--
MB	<2	++	++	--	--	--	--	+++	--	--	--

Figure captions :

Figure 1 : Geographical position of the experimental station (T40) in the Bay of Carteau (Gulf of Fos).

Figure 2 : In situ immersed apparatus containing the shrimp group feeding on mussel biodeposits and fasted goup (without mussel in the funnel) (a : mussels ; b : sedimented biodeposits).

Figure 3 : Fatty acid distribution, expressed as % of total fatty acids, in phytoplankton (*Prorocentrum* minimum), mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and in shrimps fed on mussel tissue (M.g.), on mussel biodeposits (Biod.) and fasted shrimps.

a : evolution of fatty-acid classes : saturated , monounsaturated and polyunsaturated.

b : evolution of the characteristic fatty-acids (S C20 : sum of the C20).

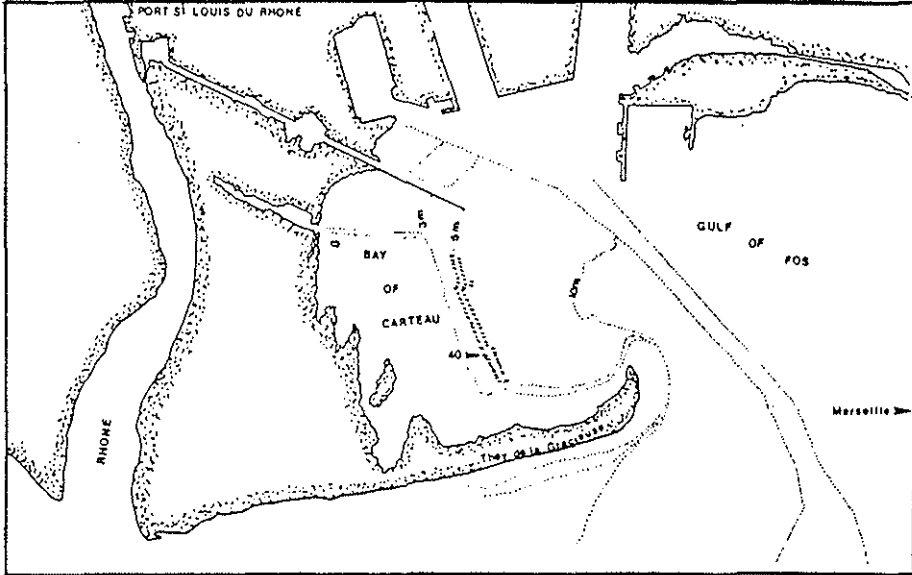


Figure 1

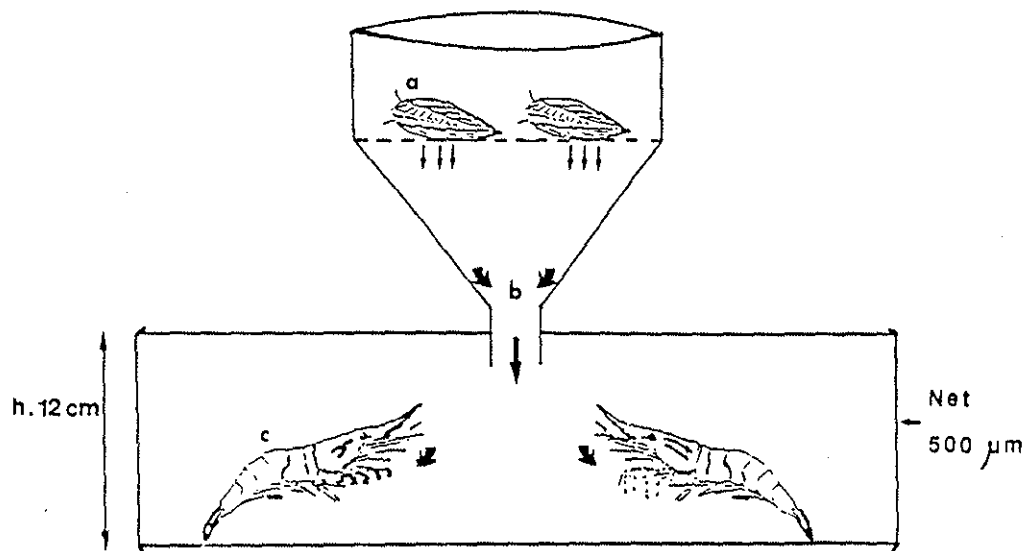


Figure 2

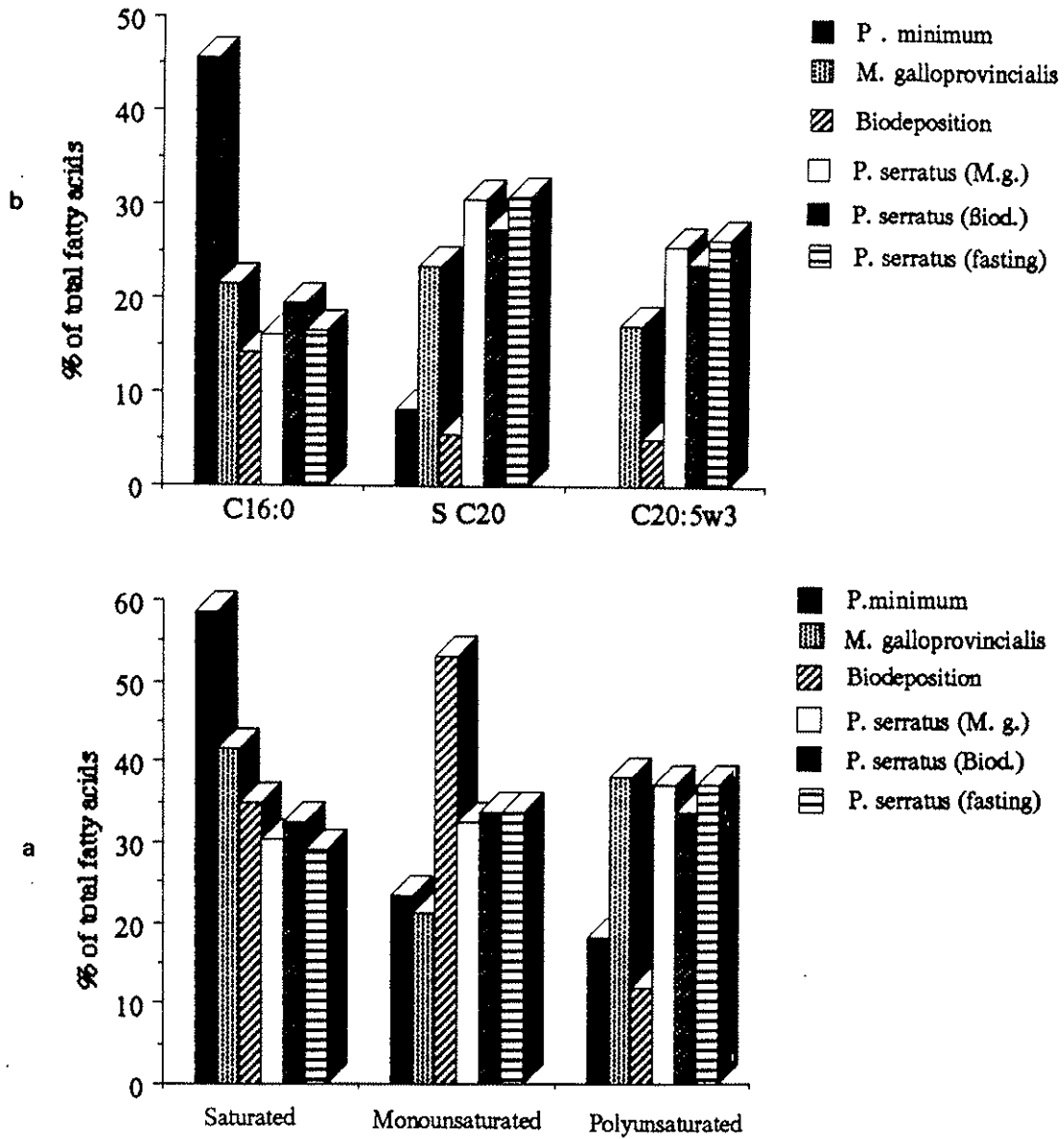
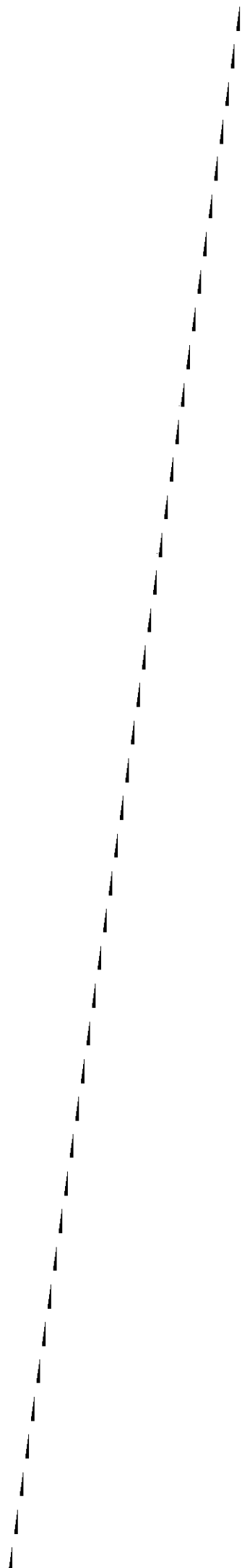


Figure 3

PUBLICATION 6

soumise à *Hydrobiologia*



Role of Mytilus sp. in Radionuclide Transfer Between the Water Column
and Sediments.

Gilles Gontier^{*}, Michel Sacher^{**}, Christian Grenz^{***}, Dominique Calmet^{****}

^{*} Station Marine de Toulon, Service d'Etudes et de Recherche sur l'Environnement,
Commissariat à l'Energie Atomique - IFREMER, BP 330, 83507 La Seyne sur mer, Cedex,
France.

^{**} Station Marine d'Endoume, rue de la Batterie des Lions, 13007 Marseille, France.

^{***} Present address: International Atomic Energy Agency, Wagramerstrasse 5,
PO Box 100, A-1400 Vienna, Austria.

Key words: Rhône estuary, gamma emitters, tritium, mussel, biodeposition, sediment.

Abstract

In 1986 and 1987, monthly monitoring of the main gamma-emitting artificial radionuclides and of tritium was performed on Mytilus sp. from the waters of the Rhône plume and the Gulf of Fos. In order to gauge the role of the mollusk in the radionuclide exchange between the water column and the sediment, the main hydrological features on a biologically highly active site were monitored. Seston, biological debris and sediments were likewise measured in nuclear terms. Among identified radionuclides ^{137}Cs , ^{106}Ru and tritium were shown to be good tracers of Rhône input pathways to the Gulf of Fos. Mytilus sp. appears to be a good bioindicator, revealing both the impact of accidental pollution, as in the case of Chernobyl and the impact of chronic releases. Chronic releases were revealed by uptake of low levels of radioactivity, the variations of which were shown to be related to seasonal oscillations of major hydrological parameters. Filtering organisms contribute significantly to radioactive transfer from the water column to sediment. After mollusk filtering of seston has occurred, marker substances considerably concentrated by plankton are rapidly found in sediment in association with biological debris.

Introduction

the size of the catchment area drained by the Rhône (98000 km²) and the presence of many nuclear facilities along the waterway have prompted a series of studies on radioactivity transfer in the marine environment in the vicinity of the Rhône delta. In addition to authorized releases of low level liquid waste from nuclear installations along the Rhône, atmospheric fallout after atmospheric nuclear arms testing between 1954 and 1965 has had an impact on the marine environment, most recently in the wake of the Chernobyl accident which occurred on 26 April 1986 and which had a widespread effect on the entire Mediterranean area [CEA, 1986; Laylavoix et al., 1986].

In keeping with their physical and chemical properties, radionuclides will either remain in a dissolved phase, to be spread subject to hydrodynamic conditions, and/or will be adsorbed onto suspended matter, for sedimentation. Solid throughput is considerable in the Rhône estuary, 5-15 10⁶ metric tons.year⁻¹ according to the literature [Pauc, 1970, Blanc, 1973], representing a major pathway for potential contamination of marine organisms.

The purpose of this study is to determine the contribution of filtering mollusks to the transfer of material between the water column and sediment on a biologically highly active site where fluxes are significant. Radioactive isotopes are used as tracers. A survey of the Rhône area is all the more interesting because, when compared with the Atlantic, mussels here evidence a special transfer process with the environment. The absence of major tides in the northwestern Mediterranean on the one hand produces virtually permanent immersion of the mollusks, especially in commercial mussel beds. Transfer processes are subject to special conditions. On the other hand, hydrodynamic conditions in the surface waters, essentially influenced by winds, encourage re-suspension of particulate matter in the water-sediment interface, particularly in shallow coastal parts such as the Gulf of Fos.

Description of Study Area

Starting in December 1985, regular sampling of a network of stations spread out along the northwestern Mediterranean coastline was conducted to ascertain geographical distribution of levels of radioactivity in various biological indicators. Sampling sites were located close to the river mouth at Faraman, Saintes Maries and Ponteau, and in the Gulf of Fos at Port Saint Louis, Carteau and Saint

Gervais headland (Figure 1). Among these stations, Carteau is a major primary production area which is suited for the study of fluxes between water, organisms and sediment. The Carteau site is located inside the southwest bend of the Gulf of Fos and is subject to 2 prevailing winds (36% of time) from opposite directions, northwest and southeast. Both case produce circular hydrodynamics in the Gulf of Fos which explain trophic abundance in this environment. This site may furthermore receive Rhône input from the south from a coastal current moving along the They de la Gracieuse and opening on the Gulf of Fos [Blanc and Leveau, 1973; Hong 1980]. These inflows carry dissolved organic matter or matter in suspension. Since 1984, this is an area of mussel production with yearly mean figures of 10,000 metric tons of mussel on 70 hanging tracks [Grenz, 1989].

Material and Methods.

- Hydrological Parameters

The hydrological parameters were measured every month in 1986 and 1987 at the Carteau site. Hydrological parameters, organic particulate matter and inorganic particulate matter were computed using Krey's method (1950), carbohydrates using the method of Dubois et al. (1956) and proteins using the method developed by Lowry et al. (1951). Tritium detection in Rhône water and seawater was done following vacuum distillation. The resulting water was combined with a scintillation liquid and the tritium measured with a Packard liquid scintillation counter (type 460).

- The mussels

Samples were taken from rocky bottoms or man-made dykes at less than 3 metres depth with the exception of Carteau, where the mussels samples were taken from commercial racks, 6 metres deep. Each sample contained 12 kg of mussels. They were put in storage tanks for 48 hours to rid them of extraneous suspended material. After measuring total shell length of 100 mussels, their flesh was removed and dried at 60°C for 3 days. It was then ground, homogenized and packed in containers for gamma spectrometry analysis.

A portion of the flesh was used to measure the tritium in 2 biological compartments: "free water" and "linked water". Free water was extracted by freeze-drying in keeping with a method based on Stewart et al. (1972). After the freeze-drying process, all samples were dried in a kiln at 60°C during 48 hours to completely

extract residual free water prior to combustion. Tritium linked to organic molecules was extracted following combustion in a tubular furnace at 750°C with surplus oxygen injection. Oxidation of burned substances was finalized over a copper oxide catalyzer array. Stream was recovered by condensation on contact with a coolant. The condensate was subsequently cleansed by vacuum distillation and the tritium measured in that liquid.

- Sediments and Biological Debris.

Sediment samples were collected with a Flusha corer. The distribution of grain size was ascertained with a Cilas laser granulometer. Sediment samples were dried at 60°C during two days and were then ground and analysed by gamma spectrometry and the tritium contained in the biogenic fraction measured. The interstitial water was extracted by centrifuging for 30 minutes at 3000 RPM. The water was collected and cleansed by mean of vacuum distillation to separate remaining suspended and dissolved material. Tritium in the organic matter was extracted by combustion in the same way as for mussel flesh.

Biological debris were gathered with funnels 60 cm in diameter placed under the hanging racks at Carteau. Samples were processed and measured following the previous description for sediment.

-Gamma emitters

Gamma emitters were monitored on a monthly basis in 1986 and 1987 in mussels from Carteau, Faraman, Saintes Maries, Saint Gervais headland and Ponteau. They were analysed from September to November 1986 and in May 1987 in samples of water, seston, biological debris and the upper sediment strata at Carteau, Faraman and Ponteau.

Measurements were carried out by direct gamma-ray spectrometry on the calibrated containers. A high resolution Ge detector, calibrated with standard sources of known activity was used for an energy range from 2 KeV to 1.33 MeV with 44% efficiency. The counting time ranged from 500 to 2500 minutes and the data are given in Bq.kg⁻¹ of dry material at the sampling date.

Results and Discussion

- Biological and Hydrological Parameters

The state of nutrition of sampled mussels was assessed by weighing various portions of the animals. The flesh/shell ratio was retained to evidence nutrition. The evolution of this ratio over time was monitored at 2 sites, illustrating two distinct patterns of nutrition. Graph 2a shows results obtained for Faraman mussels. This curve evidences rather low intake throughout the year, relationship 20 to 25 %, with a drop in March (15%) and a short-lived peak in June (42%). This scheme is typical of open sea station. Figure 2b shows higher nutritional values in mussels throughout the year at the Carteau site with a more considerable peak, 48 to 58%, over a longer period of time, May to October. These figures reveal balanced nutrition virtually the entire year round.

As for the length of mussels in the sample, it was homogeneous over a year on a site for site basis. Mean total length ranged from 44 to 66 mm (Table 1). At Carteau, variations of suspended matter (Figure 3) displayed a spring peak for the 2 yearly cycles representing plankton bloom and a smaller autumn peak. A major mineral fraction was found in the autumnal peak, while organic matter content at that time was lower than 15%. During the 2 study cycles, the mean percentage of the organic fraction was 30%. These results were confirmed by carbohydrate, lipid and protein content analysis clearly showing a rise around the month of May (figure 3).

- Gamma Emitters

Among detected gamma emitters, ^{106}Ru and ^{137}Cs were always found to be present in the various samples. Average rates in mussel flesh computed for 1986 and 1987 were collated in Table 1.

The decrease in average rates is slower towards the west than towards the east. The dissymmetry is due to the fact that Rhône water mixing occurs along a preferential east-westward line, to be seen in the context of the Liguro-provençal current [Calmet et al., 1987]. Low levels of artificial radionuclides found in commercial mussels at Carteau stem from the meagre direct Rhône input on the one hand, and on the other from deeper water levels at which these mussels are moored.

There is little direct contact with desalinated surface water and the surface microlayer with its recognized ability to concentrate radionuclides [Badie et al., 1987].

Figure 4 compiles changes in content as detected in mussels from January 1986 to November 1987. Two yearly cycles are evidenced by means of these radioactivity figures, showing peaks in spring. These seasonal fluctuations are to be seen in the context of hydrological findings which are subject to similar variations. Table 2 collates ^{137}Cs content in selective samples of water, plankton, biological debris and sediment taken at Carteau between September and November 1986 and in May 1987. Sampling of seston was done during plankton bloom, while the organic fraction for suspended matter was at a peak. The lowest ^{137}Cs content was found in the coarsest portions ($> 63 \mu\text{m}$). The highest content measured in the first seston portion was close to that measured in biological debris thus evidencing that the mollusks prefers to filter the finer fractions. Biological debris and the uppermost sediment stratum display similar ^{137}Cs values. Values decrease swiftly in lower sediment strata.

- Tritium

Tritium concentration in water from the Fourques canal ranged from 6 to 11 Bq.l^{-1} . Further downstream, rates ranged from 3 to 21 Bq.l^{-1} confirming those already published [Foulquier et al., 1982].

Concentration in interstitial seawater from sediment was 10 to 100 times lower than in water obtained from combustion of the organic material contained in the sediment. Tritium content in organic sediment material from the Gulf of Fos (236 to 410 Bq.l^{-1}) was higher than at the Faraman site (175 Bq.l^{-1}). sediment in the latter case was coarse-grained with a very small, less than 13 %, fine fraction below 40 μm and a lower proportion of organic material.

Tritium concentrations in free water in mussels were always below those in linked water. Concentration in free water was close to seawater rates. Whereas the highest rates of linked tritium (Table 1) were found in mussels from Faraman evidencing, as in the case of gamma emitters, the impact of the Rhône on mussels at this station. The lowest level in mussels was detected at Carteau (28.9 Bq.l^{-1}) while at Port Saint Louis, the level is 7 to 8 times higher in surface mussel samples (325 Bq.l^{-1}) than in bottom samples (43 Bq.l^{-1}). Surface water, being far more desalinated than bottom depth water, contains more concentrated material stemming directly from the Rhône.

Tritium detected in selective samples from Carteau confirmed the phenomena evidenced by gamma tracers; preferential adsorption onto low grain size seston and transfer of activity to superficial sediment via bio-deposition.

Conclusion

All findings on Mytilus sp. have shown that apart from the occurrence of accidents and at extremely low levels, there are seasonal variations directly related to those of main hydrological parameters. At the Carteau site, a plankton bloom occurs in 2 annual cycles. In view of the outstanding concentration ability of phytoplankton ^{106}Ru and ^{137}Cs contents rise in the flesh of filtering bivalves feeding mainly on such phytoplankton. Tritium extraction from organic matter of various samples yielded the first measurement of that element in the Rhône prodelta and the Gulf of Fos. Together with gamma emitter rates, these findings show that filtering organisms such as Mytilus sp. encourage transfer processes to the bottom by bio-deposition. Vertical fluxes through the water column via planktonic fecal pellets have likewise been observed [Fowler et al., 1987].

The filtering bivalve populations retain only part of the particle flux to produce biomass while inorganic matter and matter unabsorbed by the mollusks drops to the bottom in the form of biological debris. These then sediment and build up over superficial sediment in a layer several centimetres thick. The impact of benthic fauna on vertical distribution of radionuclides in sediments via bioturbation is not appreciable during a 2 year cycle. However, radiological monitoring of the same sites should make an assessment of that input possible.

References

- Badie C., Pérès J.M., Romano J.C., 1987. Concentration de radionucléides artificiels dans des films organiques de surface en Méditerranée Nord-Occidentale. C. R. Acad. Sc. Paris, 304, III, 8, 177-180.
- Blanc F., Leveau M., 1973. Plancton et eutrophie: aire d'épandage rhodanienne et Golfe de Fos (traitement mathématique des données). Doctorat d'état Université Aix-Marseille. 981p.
- Calmet D., Charmasson S., Gontier G., Daburon M.L., 1988. L'impact des retombées sur Mytilus sp. prélevée sur le littoral français. IV ème Symposium International de Radioécologie: Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement. Cadarache, 14-19 mars 1988.
- Commissariat à l'Energie Atomique, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, 1986. L'accident de Tchernobyl. Rapport IPSN2-86 rev. 3, 163 pp.
- Dubois M., Gilles K.A., Hamilton J.K., Rebers P.A., Smith F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *analyt. Chem.*, 28, 350-356.
- Foulquier L., Pally M., (1982) Données sur la teneur en Tritium de poissons de grands fleuves français. *Ann. Ass. Belge Radioprot.*, vol.7, n° 3-4, 1982, pp.259-281
- Fowler S.W., Buat-Ménard P., Yokoyama Y. et al., 1987. Rapid removal of Chernobyl fallout from Mediterranean surface waters by biological activity. *Nature*, 329,6134, 56-58.
- Grenz C., 1989. Quantification et destinée de la biodéposition en zones de production conchylicoles intensives en Méditerranée. Doctorat d'Université Aix-Marseille 11.
- Hong , 1980 in Peres J.M., Leveau M., Arfi R., Bonin M.C., Calmet D., Charmasson S., Robert G., 1981. Cartographie dynamique des milieux marins littoraux soumis à des polluants telluriques et à des aménagements par l'Homme. Rapport ASP N° 3, 2 tomes, 118 et 208p.
- Layiaivoix F., Madelmont C., Parmentier N., Robeau D., Wartenberg I., 1986. Premières estimations des conséquences sanitaires en Europe de l'accident survenu sur le réacteur nucléaire de Tchernobyl (26 avril 1986). Rapport DPS 86-02 SEAPS-CEA-IPSN, 10 pp.
- Lowry O.M., 1951. Rosenbrough N.J., Farr A.L., Randall R.J., 1951. Proteins measurement with the folin reagent. *J. Biol. Chem.*, 193, 265-275.
- Pauc H., 1970. Contribution à l'étude dynamique et structurale des suspensions solides au large de l'embouchure du Rhône (Grau de Roustan). Thèse de 3^{ème} cycle Université de Perpignan. 126p.

Tables and figures

Table N°1: Mean mussel radioactivity and mean total length (LT) in 1986-1987.

STATIONS	LT mean	^{137}Cs Bq/kg (1986-1987)	^{106}Ru Bq/kg (1986-1987)	Tritium Bq/l (1986)
Stes Maries	49.3 ±5.8	4.5 ± 4.7	101.8 ±47.4	
Faraman	44.2 ±5.6	8.8 ±13.9	158.1 ±79.0	79.3 ±70
Carteau	59.1 ±6.5	1.3 ± 1.1	32.3 ±25.6	28.9 ±37
Fos	52.6 ±6.5	2.5 ± 4.0	46.8 ±39.3	
Ponteau	47.3 ±5.8	1.5 ± 1.7	45.3 ±33.4	52.0 ±50

Table N°2: ^{137}Cs and ^3H levels in Carteau samples.

SAMPLES		CESIUM-137 (Bq/kg)		TRITIUM (Bq/l)		
May 1987	SESTON > 63 μm	31.1		186		
	SESTON > 20 μm	33.2		329		
	SESTON > 5 μm	57.3		589		
	MUSSEL	1.3		21.9		
MUSSEL BIODEPOSITS		58		542		
Sept-Nov 1986	EAU	0.0063		1.1		
	MUSSEL	0.7		13.5		
	MUSSEL BIODEPOSITS		36		376	
	SEDIMENTS	0-2cm	42.2	0-1cm	450	
SEDIMENTS	2-4cm	21.0	3-4cm	177		
SEDIMENTS	4-6cm	10.2	5-6cm	178		

Figure 1: Locations of mussels sampling area

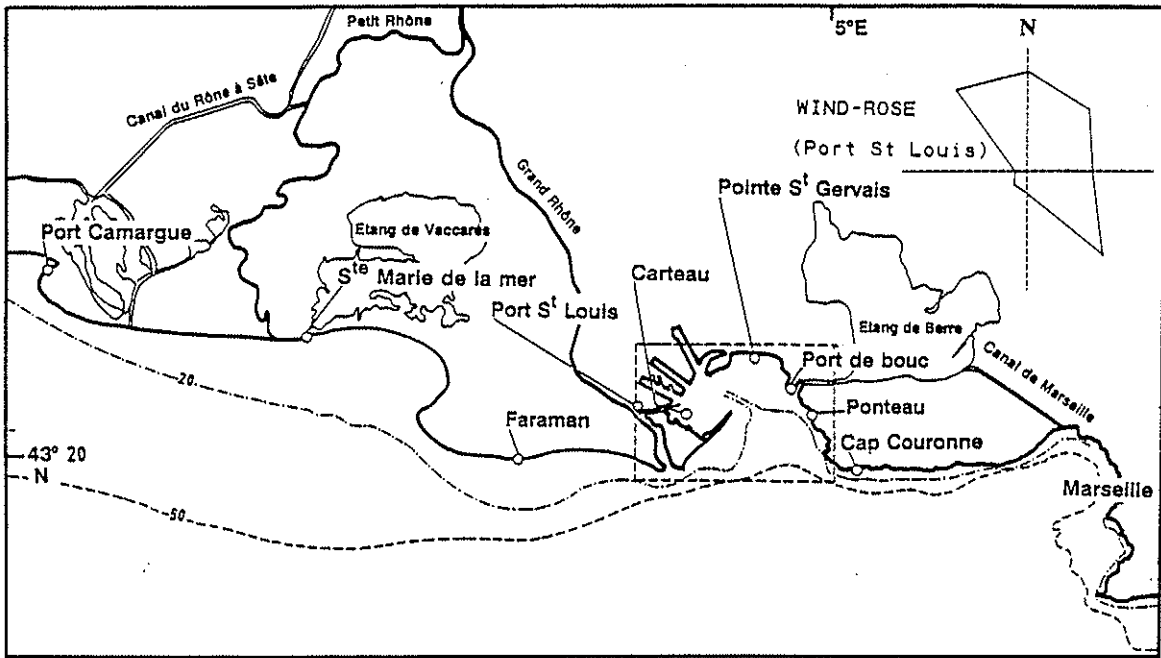


Figure 2: Monthly variations of the mussel flesh/shell percentage in Faraman and Carteau

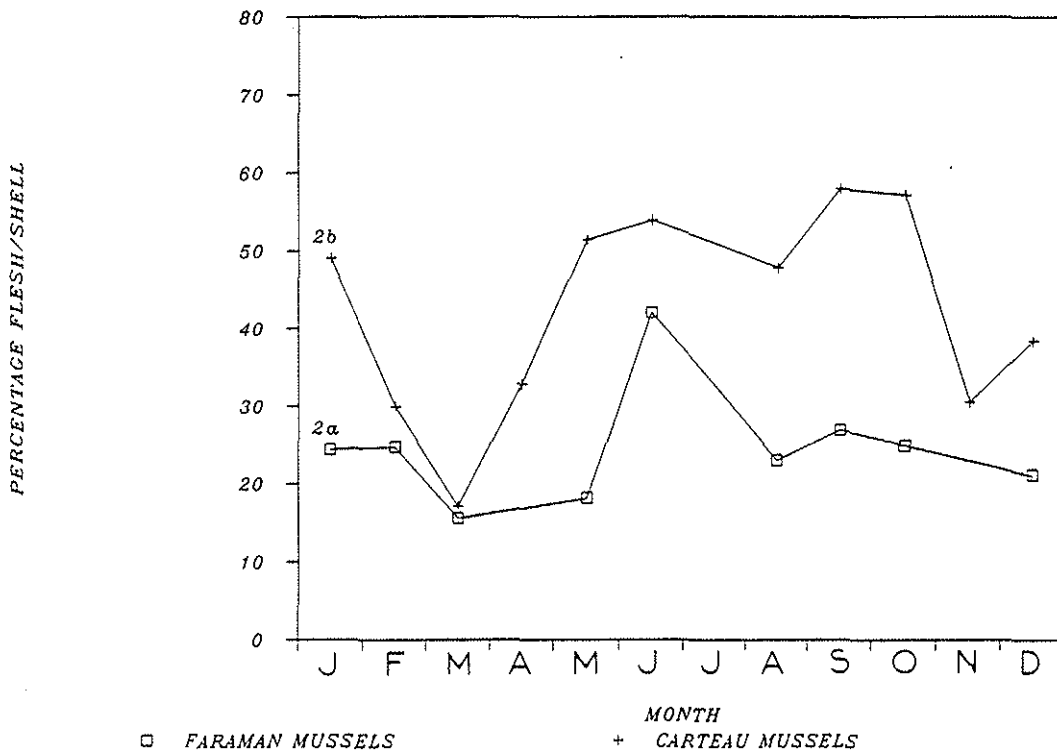


Figure 3: Monthly variations of seston load and proteins, fats and sugars levels in Carteau creek

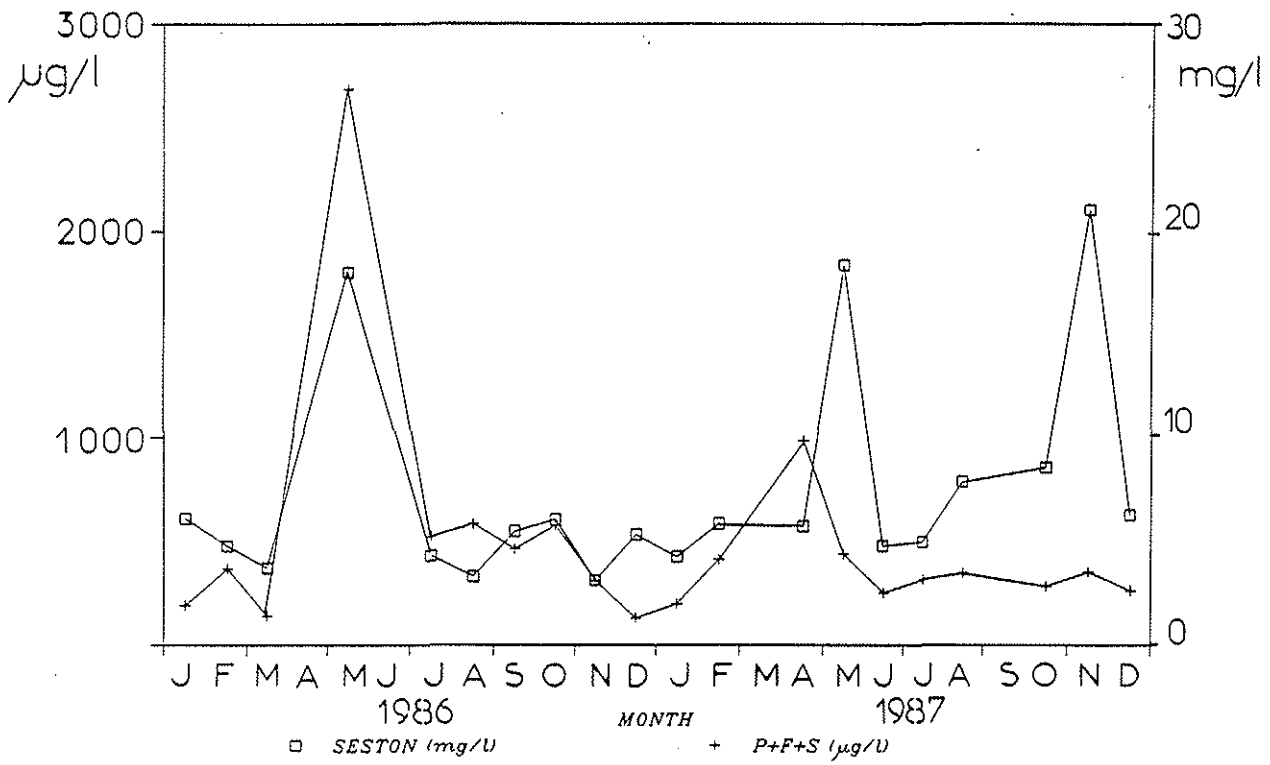
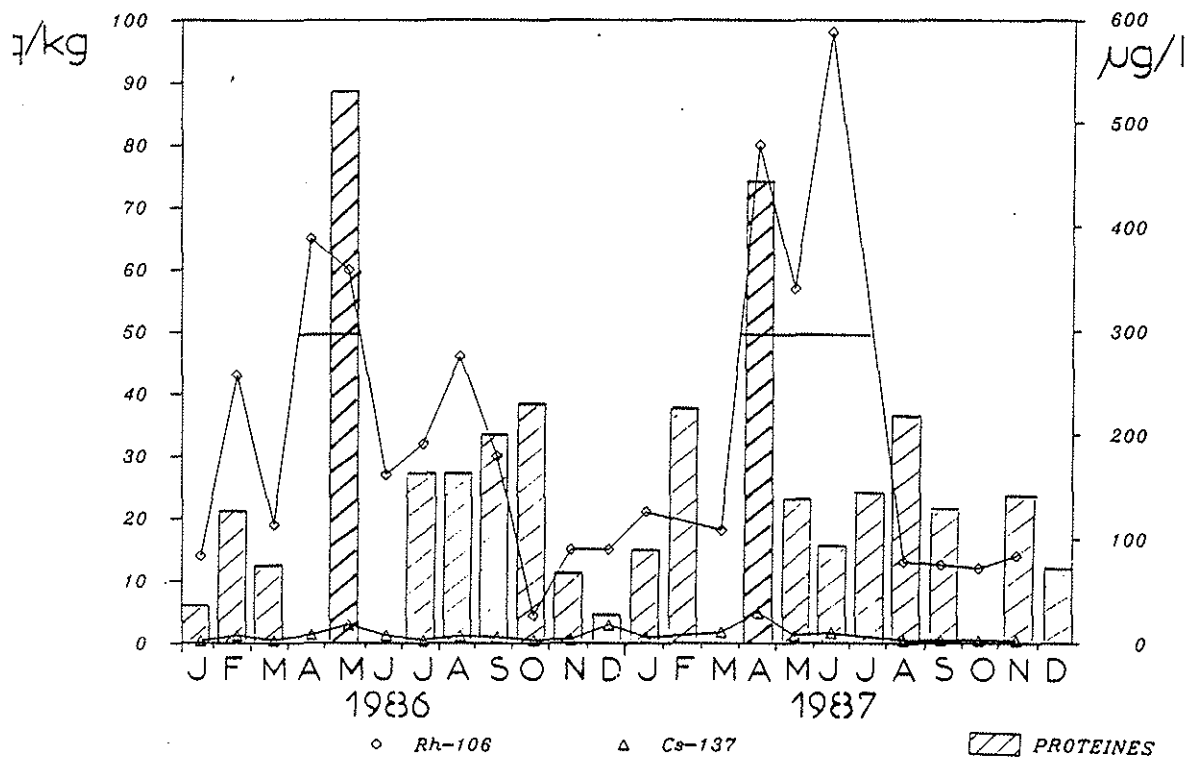


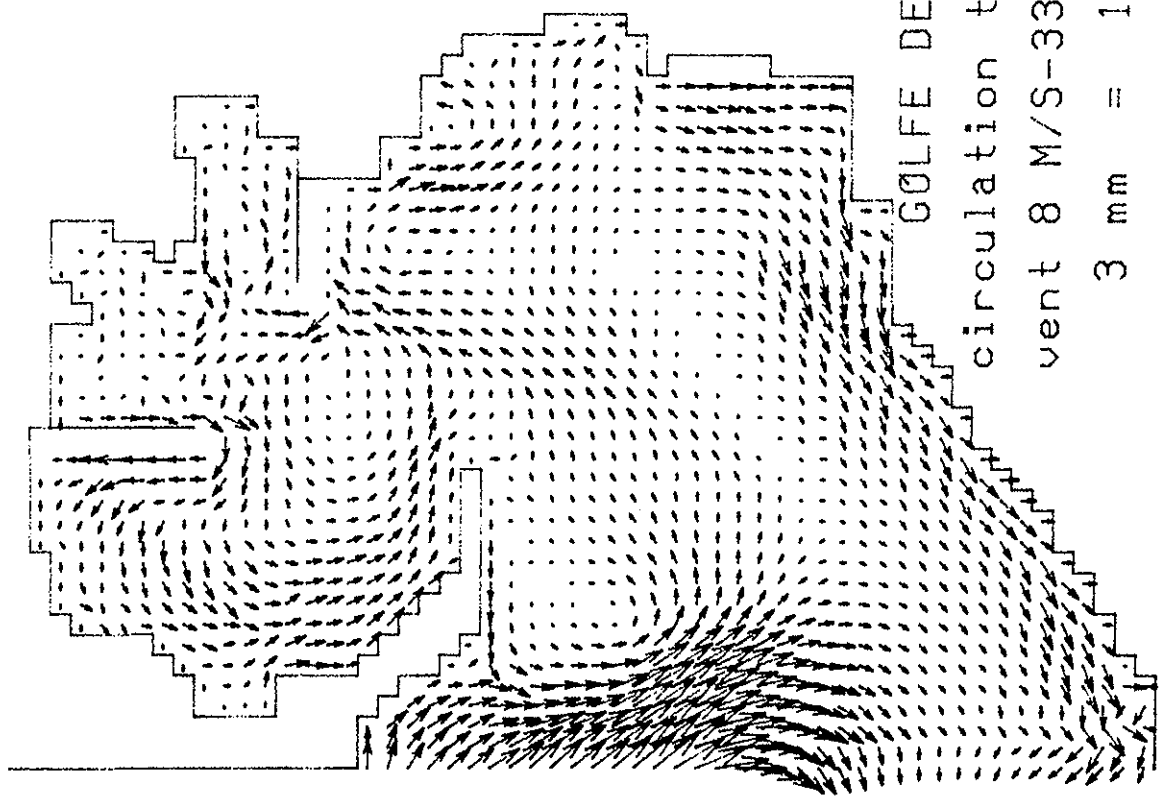
Figure 4: Monthly variations of proteins and mussel-flesh radioactivity levels in Carteau creek



SIMULATION BIDIMENTIONNELLE
DE LA CIRCULATION DANS LE
GOLFE DE FOS :

* Champs de courants simulés
sous différents régime de vent
et de marée.

* Simulation en temps réel
correspondant aux dates de
récoltes de la biodéposition.

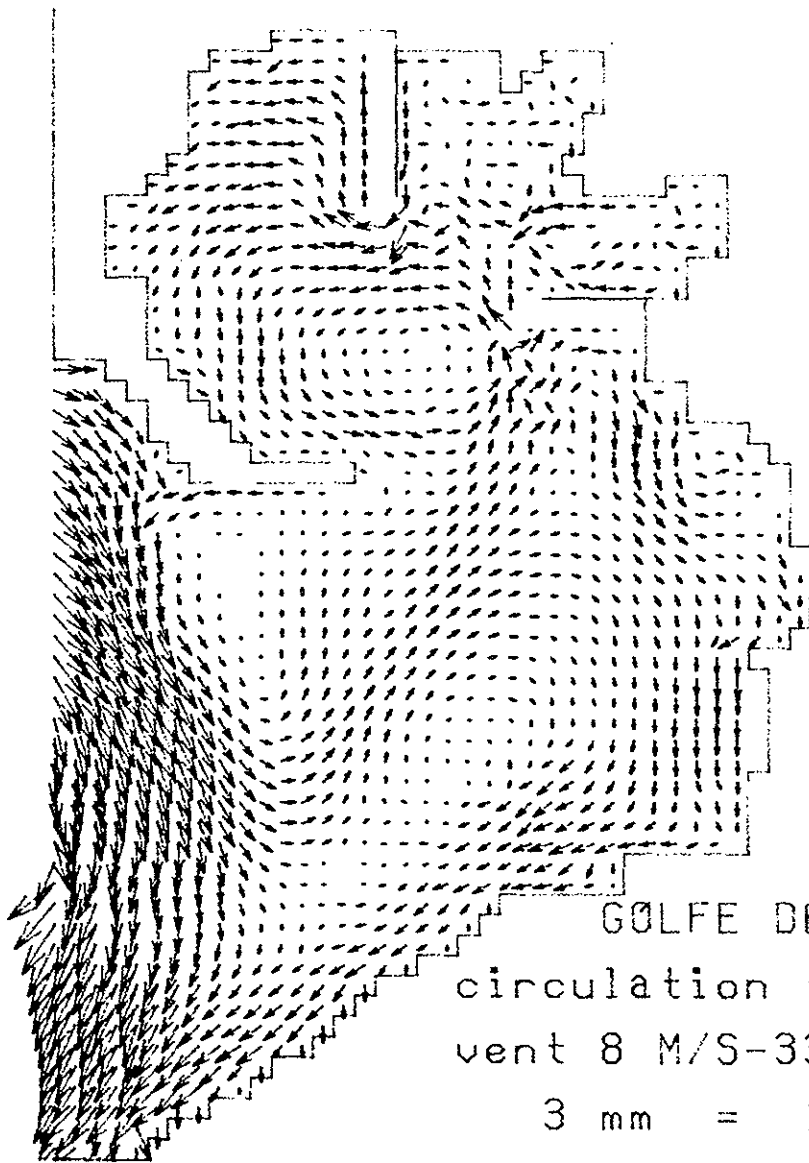


GOLFE DE FOS

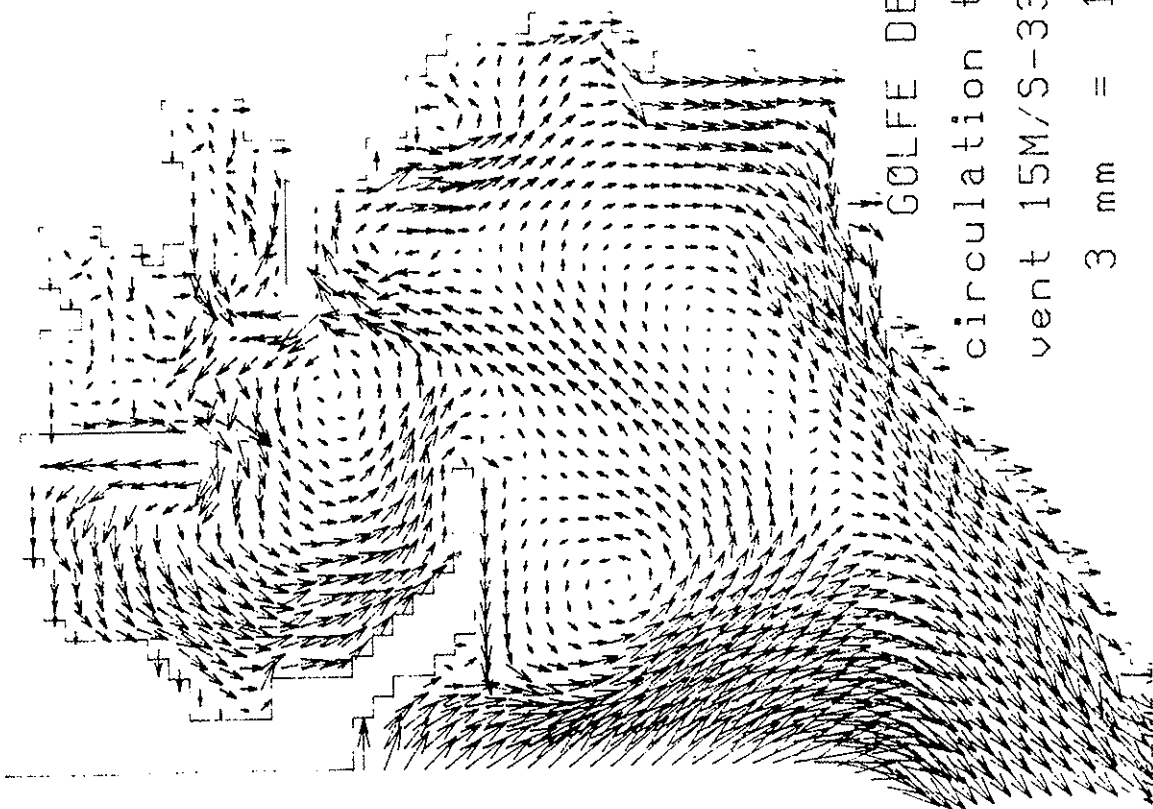
circulation typologique

vent 8 M/S-330° PM+3

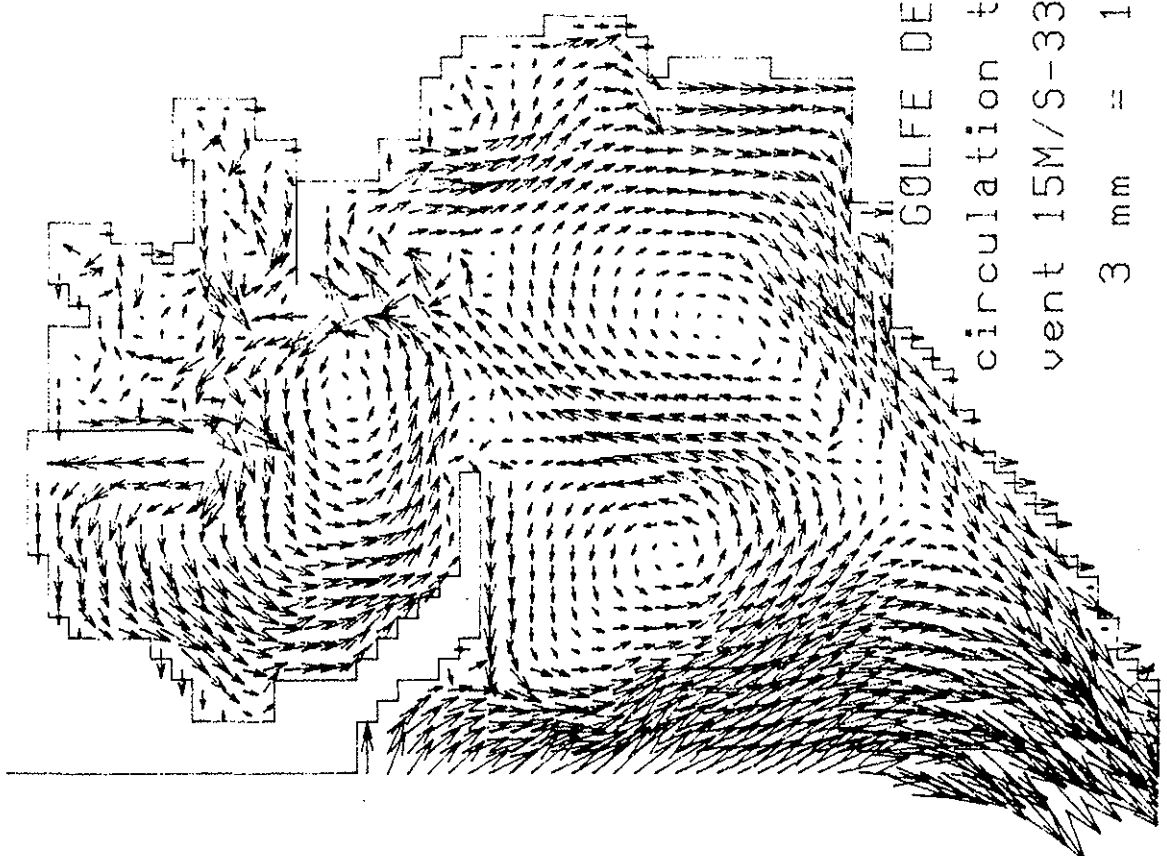
3 mm = 12 cm/s



GOLFE DE FOS
circulation typologique
vent 8 M/S-330° PM+9
3 mm = 12 cm/s



GOLFE DE FOS
circulation typologique
vent 15M/S-330° PM+3
3 mm = 12 cm/s

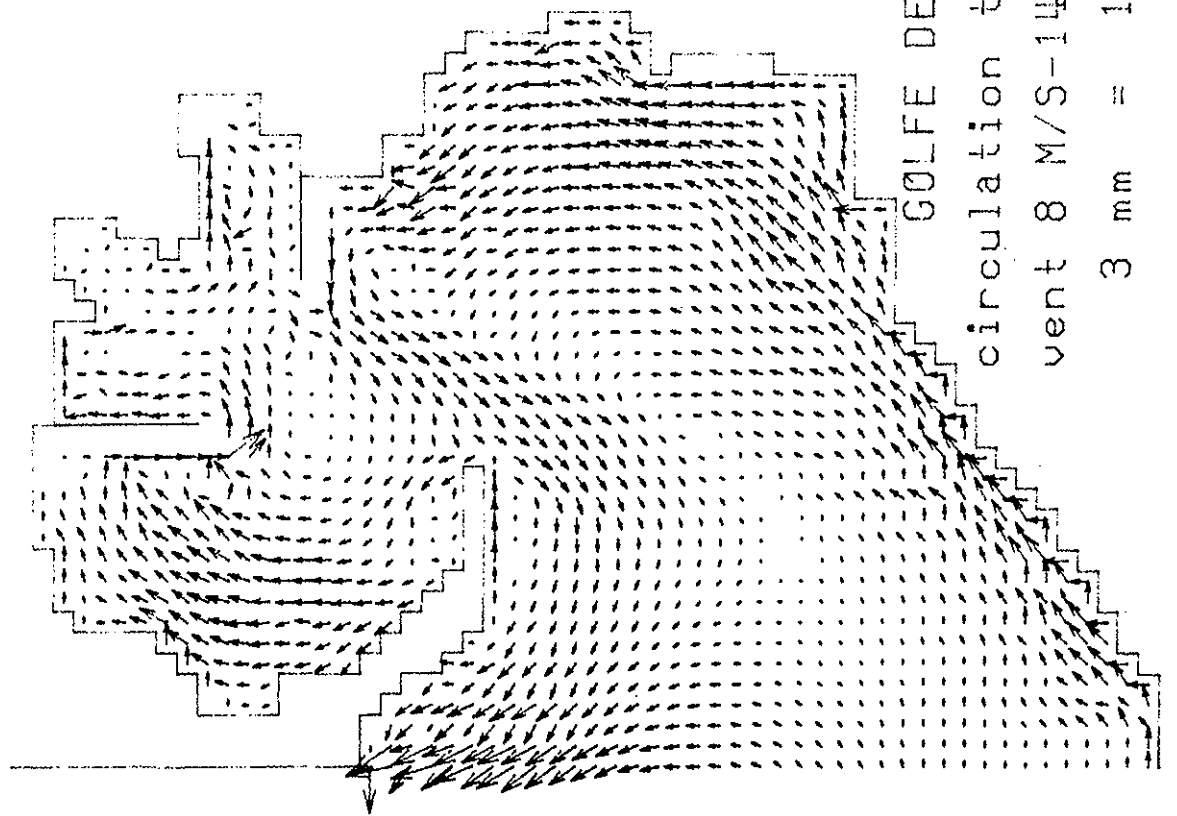


GOLFE DE FOS

circulation typologique

vent 15M/S-330° PM+9

3 mm = 12 cm/s

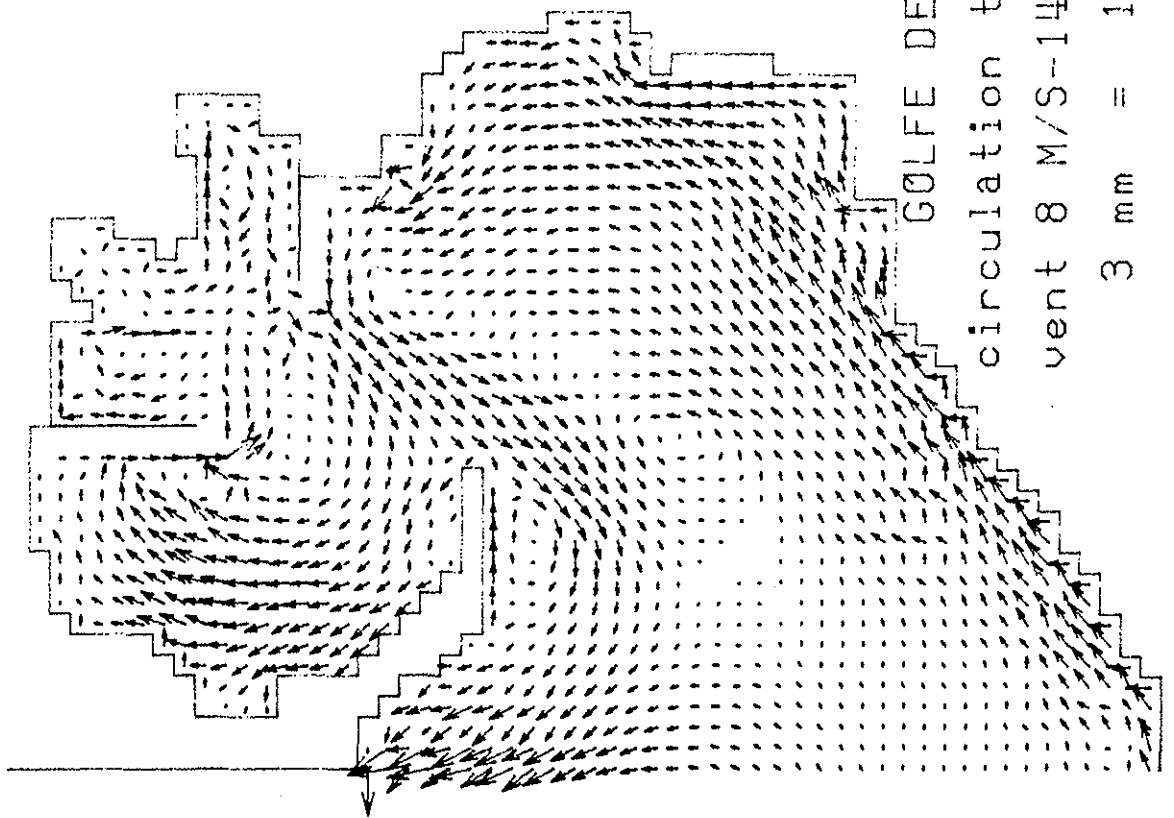


GOLFE DE FOS

circulation typologique

vent 8 M/S-140° PM+3

3 mm = 12 cm/s

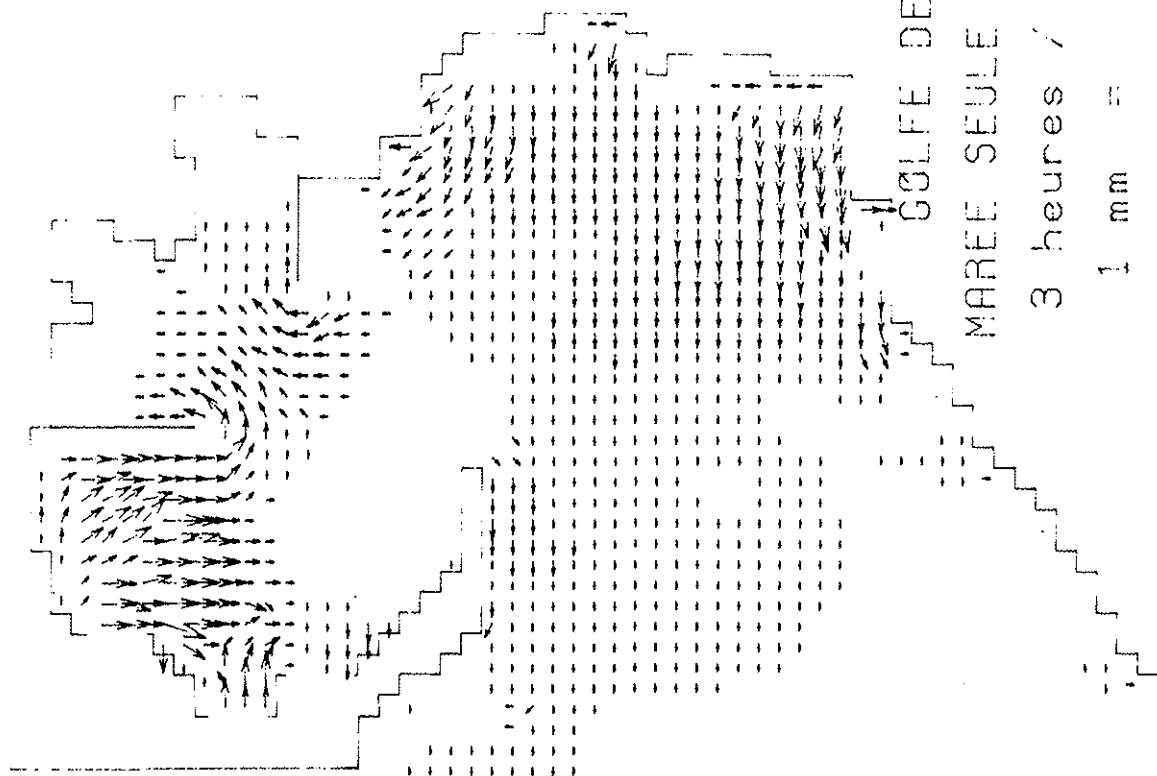


GOLFE DE FOS

circulation typologique

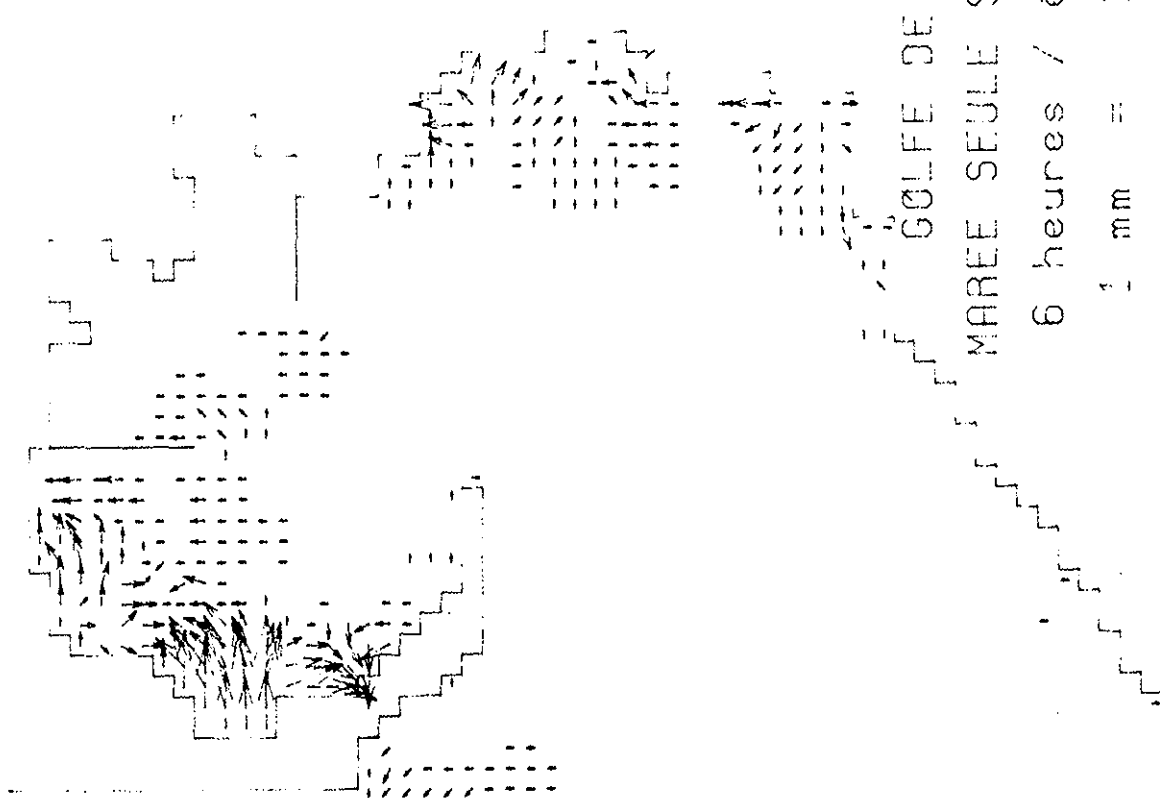
vent 8 M/S-140° PM+9

3 mm = 12 cm/s



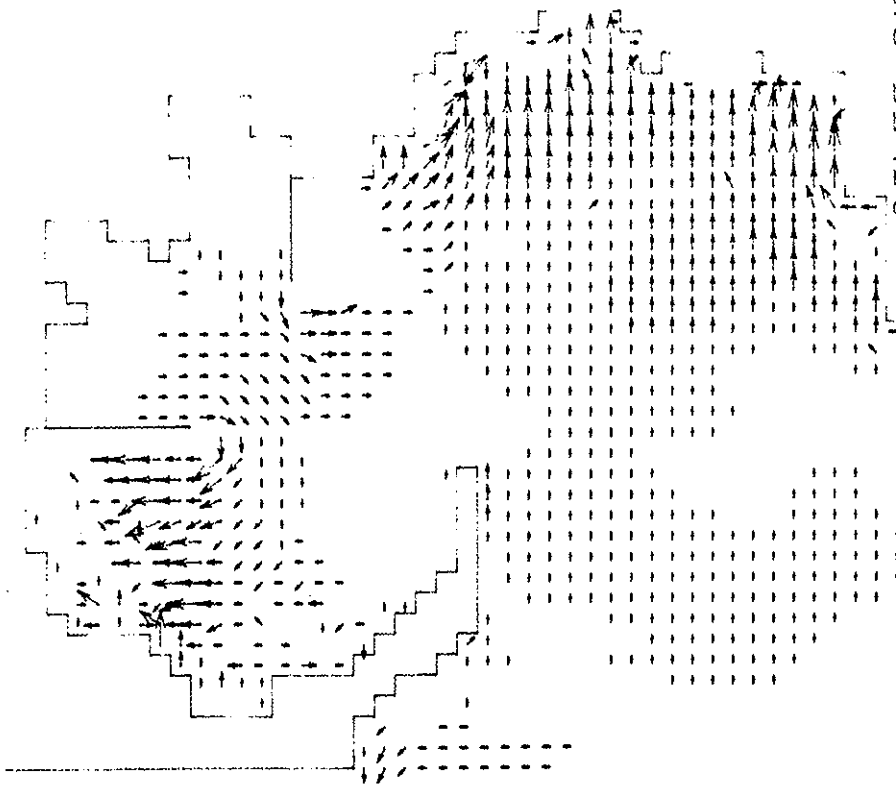
GOLFE DE FOS
MAREE SEULE SANS VENT

3 heures / jusant
1 mm = 1 cm/s



GOLFE DE FOS
MAREE SEULE SANS VENT
6 heures / étale J.

1 mm = 1 cm/s



GOLFE DE FOS
MAREE SEULE SANS VENT

9 heures / flot

1 mm = 1 cm/s

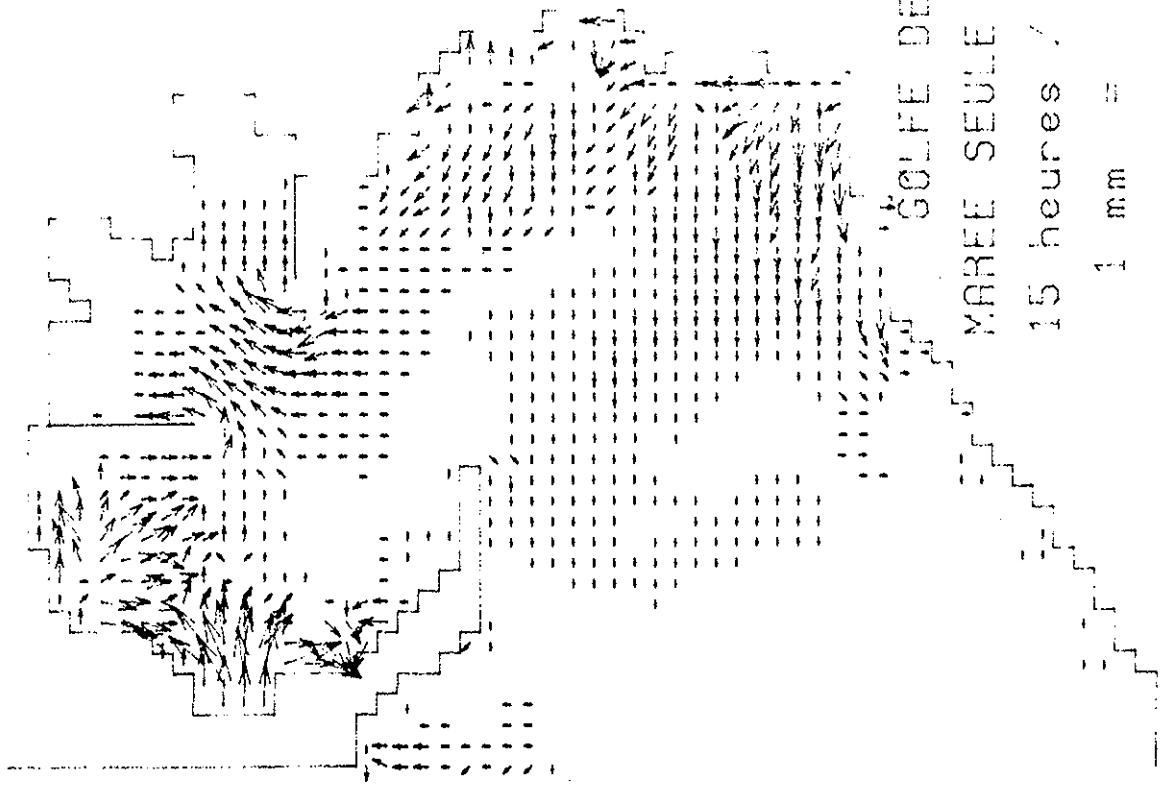


GOLFE DE FOS

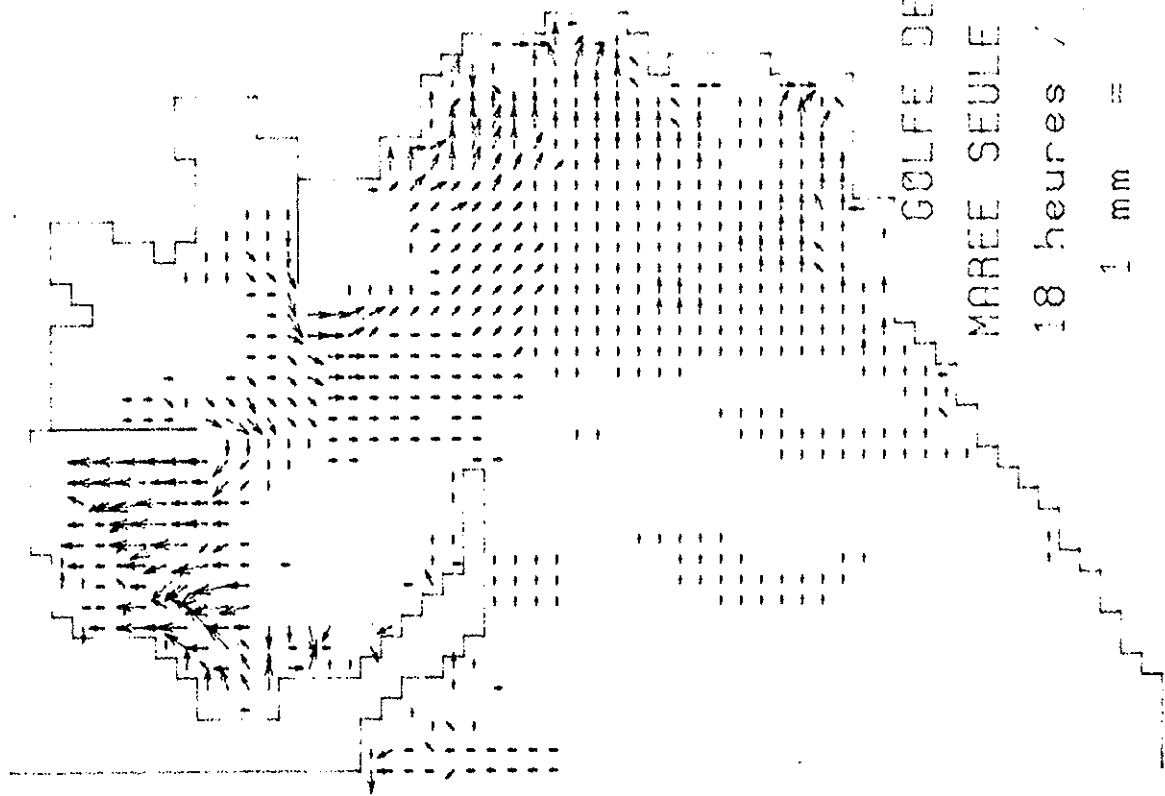
MAREE SEULE SANS VENT

12 heures / étale F.

1 mm = 1 cm/s



GOLFE DE FOS
MAREE SEULE SANS VENT
15 heures / JUSANT
1 mm = 1 cm/s

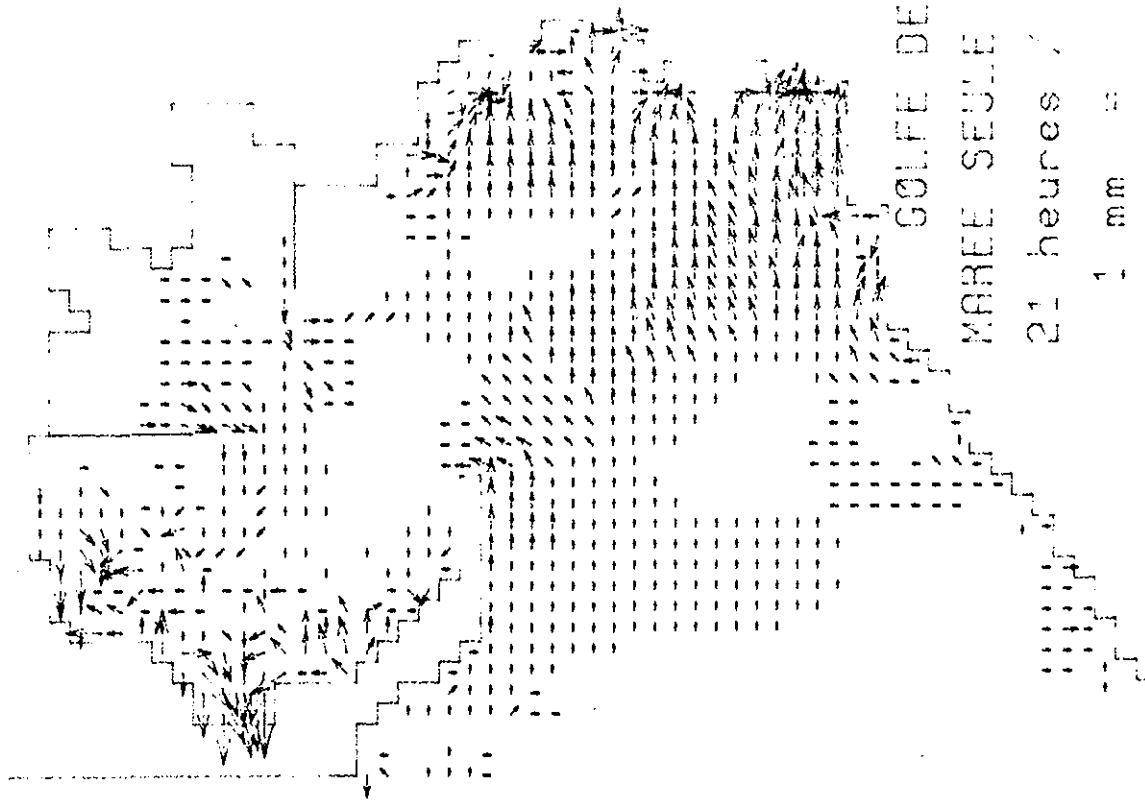


GOLFE DE FOS

MAREE SEULE SANS VENT

18 heures / étale J.

1 mm = 1 cm/s



GOLFE DE FOS
MAREE SEULE SANS VENT

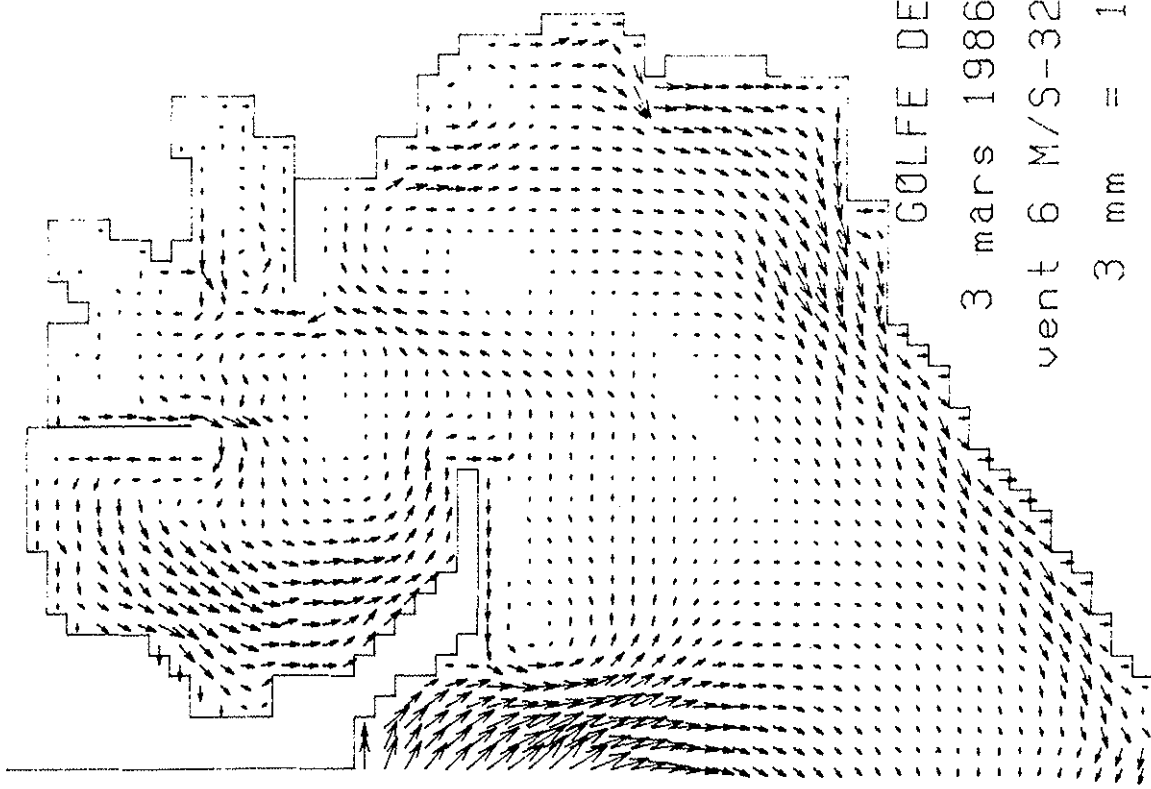
21 heures / flot

1 mm = 1 cm/s



GOLFE DE FOS
MAREE SEULE SANS VENT
24 heures / étale F.

1 mm = 1 cm/s

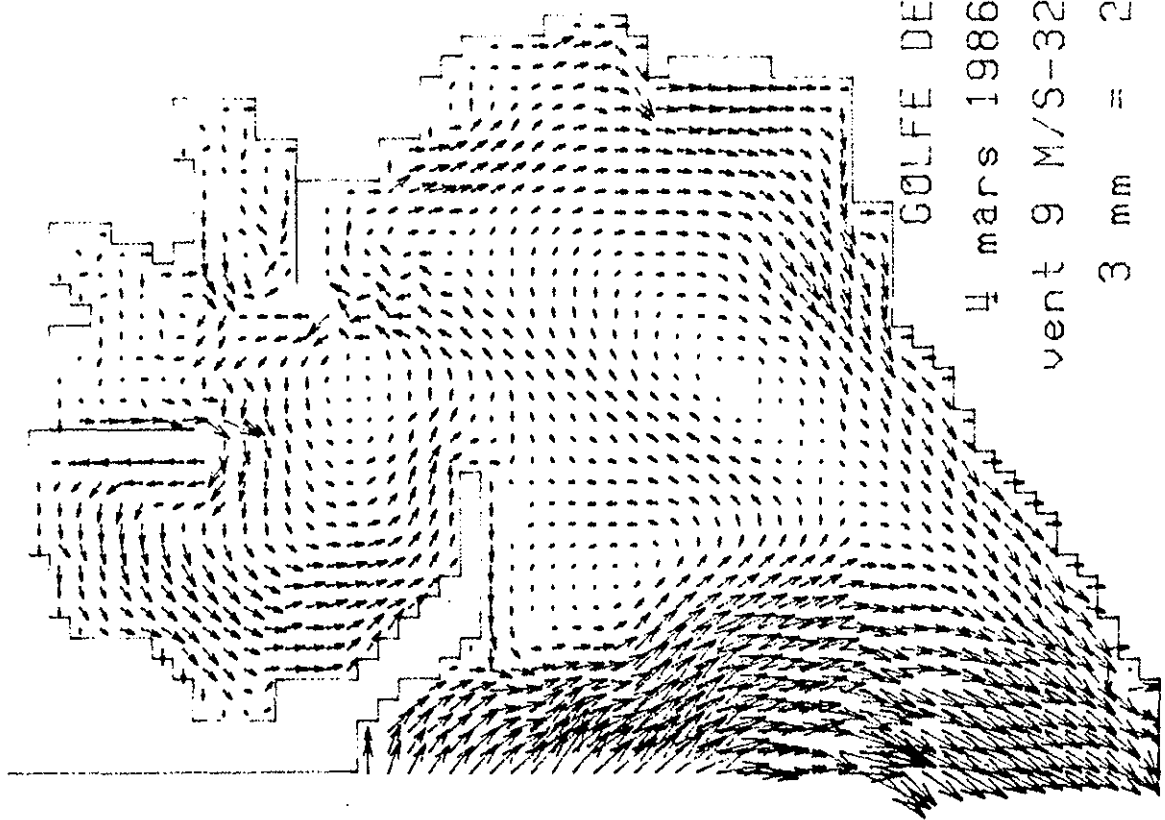


GOLFE DE FOS

3 mars 1986 - 12 H

vent 6 M/S-320° PM+0

3 mm = 10 cm/s

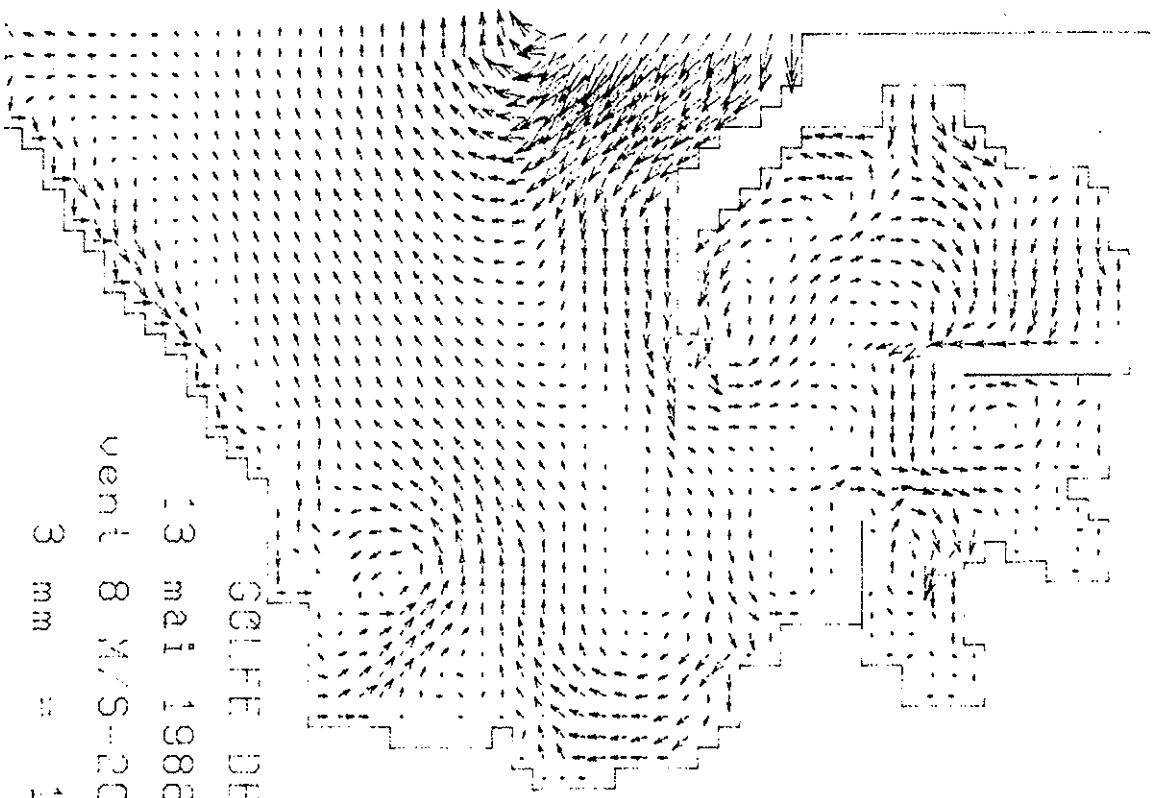


GOLFE DE FOS

4 mars 1986 - 0 H

vent 9 M/S-320° PM+0

3 mm = 20 cm/s

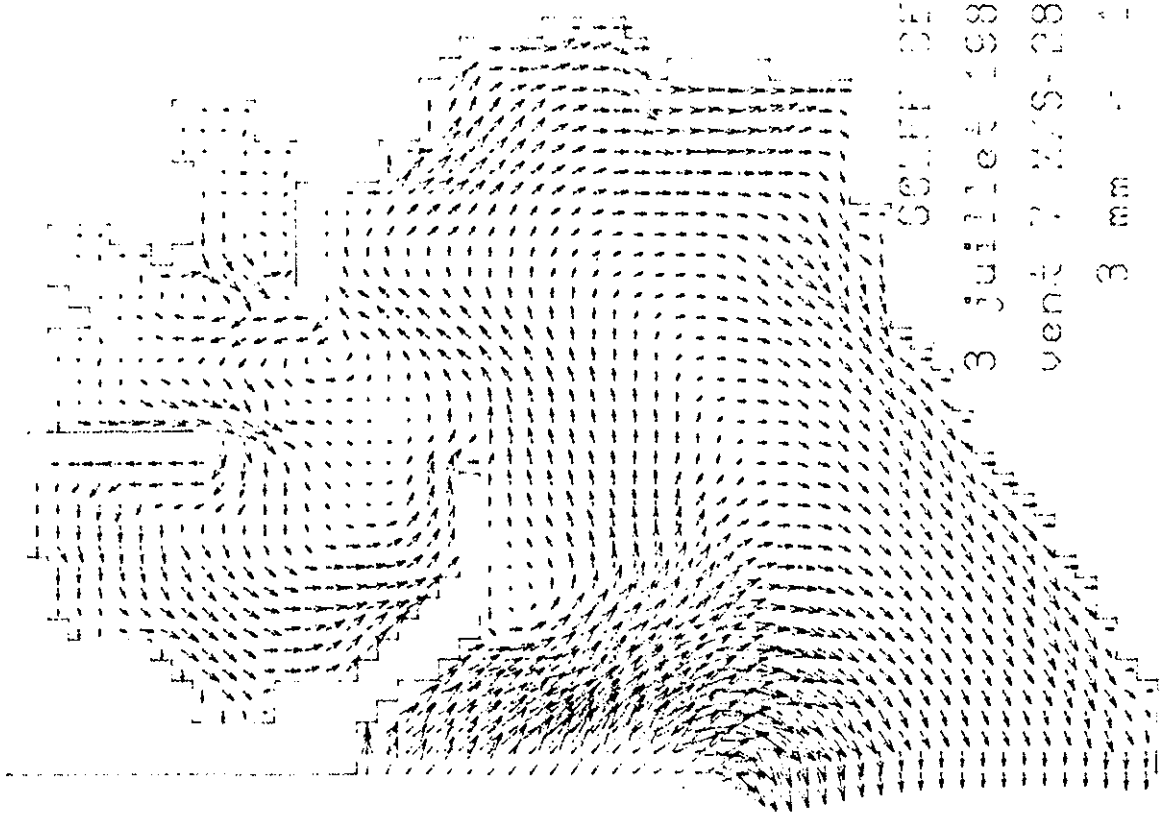


SOIFIE DE FOS

13 mai 1986 - 12 h

vent 8 M/S - 200° PM+3

3 mm = 15 cm/s



COLLEGE OF FCS

3 juillet 1986 - 10 h

vent 7 M/S-280° PWR8

3 mm - 10 cm/s

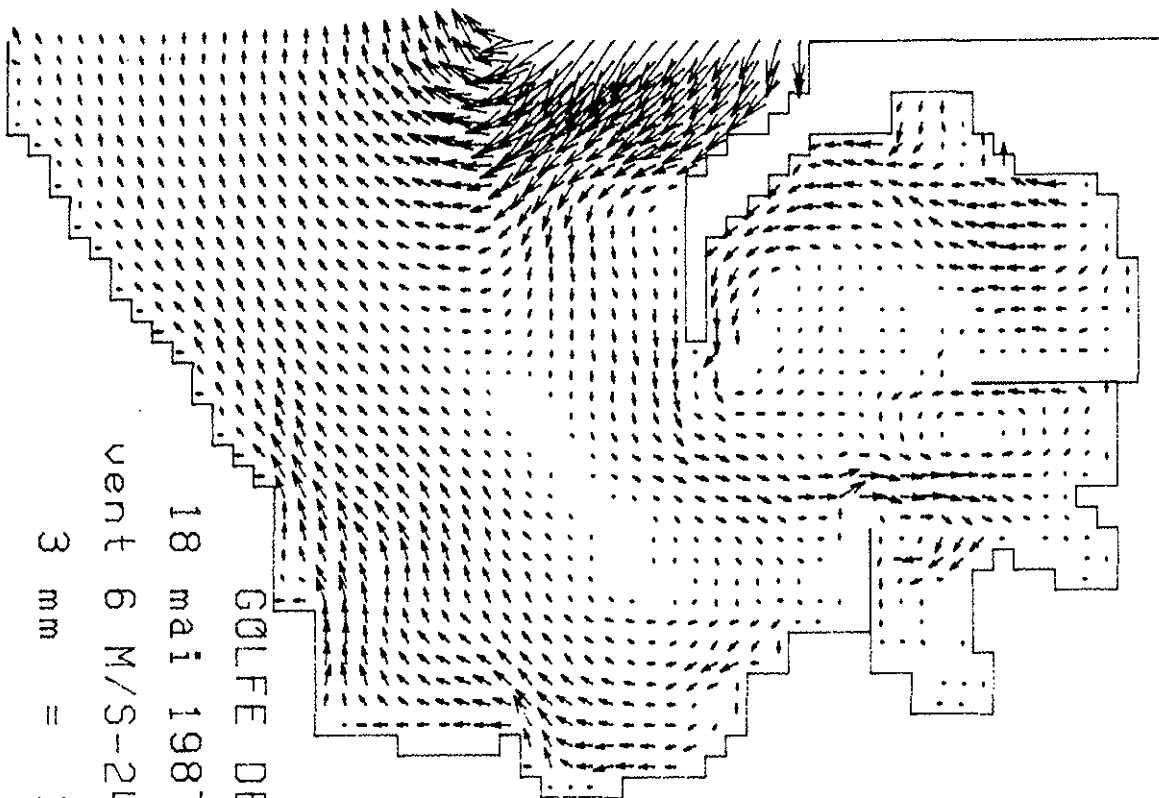


GOLFE DE FOS

5 juillet 1986 - 12 H

vent 7 M/S-180° PM+8

3 mm = 10 cm/s

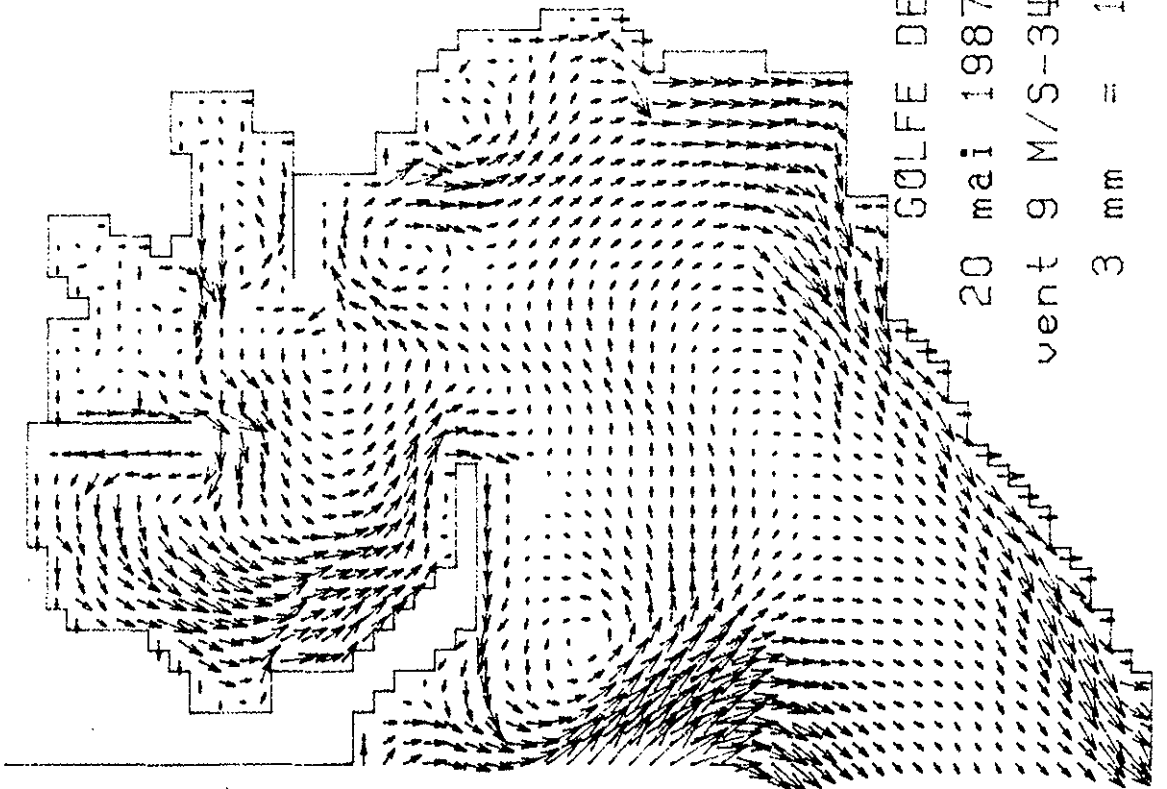


GOLFE DE FØS

18 mai 1987 - 12 H

vent 6 M/S-240° PM+2

3 mm = 10 cm/s

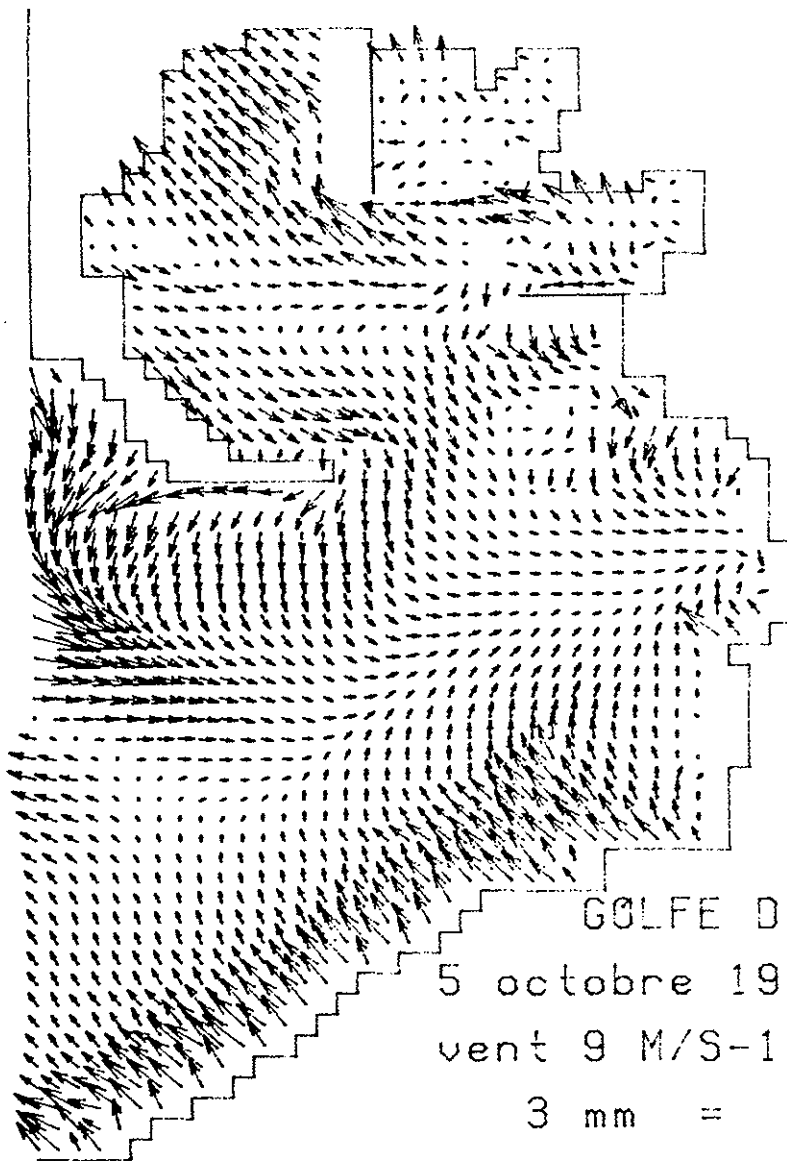


GOLFE DE FOS

20 mai 1987 - 12 H

vent 9 M/S-340° PM+2

3 mm = 10 cm/s



GOLFE DE FOS

5 octobre 1987 - 12 H

vent 9 M/S-120° PM+6

3 mm = 10 cm/s

