



HAL
open science

INFLUENCE DES OPÉRATIONS DE DÉVASAGE SUR LES FLUX DE NUTRIMENTS A L'INTERFACE EAU-SÉDIMENT (BASSIN DE THAU -FRANCE)

C. Grenz, E. Alliot, D. Baudinet, L. Helis, H. Masse

► **To cite this version:**

C. Grenz, E. Alliot, D. Baudinet, L. Helis, H. Masse. INFLUENCE DES OPÉRATIONS DE DÉVASAGE SUR LES FLUX DE NUTRIMENTS A L'INTERFACE EAU-SÉDIMENT (BASSIN DE THAU -FRANCE). *Vie et Milieu / Life & Environment*, 1992, pp.157-164. hal-03044474

HAL Id: hal-03044474

<https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03044474>

Submitted on 7 Dec 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

INFLUENCE DES OPÉRATIONS DE DÉVASAGE SUR LES FLUX DE NUTRIMENTS A L'INTERFACE EAU-SÉDIMENT (BASSIN DE THAU – FRANCE)

*Incidence of dredging on nutrient fluxes
at the sediment-water interface (Thau lagoon – France)*

C. GRENZ⁽¹⁾, E. ALLIOT⁽¹⁾, D. BAUDINET⁽¹⁾, L. HELIS⁽²⁾, H. MASSE⁽¹⁾

(1) Centre d'Océanologie de Marseille, UA 41 CNRS, 13007 Marseille, France

(2) Centre d'Etudes Nucléaires, Cadarache, 13108 Saint-Paul-les-Durance, France

DÉVASAGE
FLUX BIOGÉOCHIMIQUES
ZONE CONCHYLICOLE
LAGUNE

RÉSUMÉ – En vue d'une meilleure prévention des risques de crise dystrophique dans l'étang de Thau, une expérience de dévasage des sédiments situés en zone conchylicole a eu lieu en 1988. Dans le cadre de cette étude, nous avons voulu préciser l'impact du dévasement sur les flux de nutriments à l'interface eau-sédiment. Un suivi saisonnier à deux stations, l'une dans une table dévasée (TD) et l'autre dans une table envasée (TE) a été réalisé en 1989. Globalement, les flux de nutriments mesurés en zone conchylicole sont, par rapport à la littérature, parmi les plus élevés en raison notamment de la biodéposition et des processus de dégradation de la matière sédimentée. La fraction organique dissoute représente en moyenne entre 40 et 80 % du flux de phosphore et entre 10 et 20 % du flux d'azote. Même si ces flux sont moins importants que ceux liés aux processus écophysologiques des Mollusques en élevage (respiration et excrétion), une réduction, sous l'effet du dévasement, d'un facteur 11 pour le phosphore, de 5 pour l'ammonium, de 4 pour les silicates et de 3 pour l'oxygène a été estimée en mai 1989. Les flux de nitrates et nitrites sont trop faibles pour être mesurés. Avec l'accélération des processus biologiques en été, ou leur diminution en hiver, le dévasement ne semble pas avoir d'influence sur les flux à l'interface eau-sédiment en dehors des périodes printanières, quel que soit le nutriment considéré.

DREDGING
BIOGEOCHEMICAL FLUXES
SHELLFISH FARMING
LAGOON

ABSTRACT – A dredging operation concerning sediments under shellfish farming influence was managed in 1988 with the purpose of a better prevention against dystrophic crisis. The present work concerns nutrient flux measurements at different seasons in order to quantify the impact of this operation on sediment-water fluxes. Even if these fluxes are less important than those related to the ecophysiological processes of shellfishes (respiration and excretion), the fluxes decrease at a rate of 11 for phosphorus, of 5 for ammonium, of 4 for silicate and of 3 for oxygen in May 1989. Nitrate and nitrite fluxes were below the detection level. But, during the following seasonal measurements (summer and winter), when biological processes are either accelerated with high temperature, or slowed down like in winter, dredging impact on sediment-water fluxes is no more noticeable, whatever the nutrient considered.

INTRODUCTION

Depuis de nombreuses années (Verwey, 1952), il a été mis en évidence l'importance des échanges entre les filtreurs benthiques et la colonne d'eau dans les écosystèmes du proche littoral : marais, lagunes, étangs et estuaires (Dame *et al.*, 1980). Ainsi, Raaphorst *et al.* (1988) estiment indispensable d'inclure ces processus et notamment celui relatif au cycle du phosphore, élément qui peut

être limitant de la production primaire, dans leur modèle sur le fonctionnement de l'écosystème du Wadden Sea.

L'étude de ces échanges devient essentielle dans les écosystèmes conchylicoles caractérisés par une forte biomasse de Mollusques filtreurs pour deux raisons majeures, d'une part, la nécessité de préserver l'équilibre entre biomasse cultivée et capacité trophique du milieu, indispensable à une bonne croissance (Héral, 1987), d'autre part,

le maintien de la biodéposition sous un seuil écartant les risques d'autopollution du milieu, risques liés à l'excès de matière organique ou de sels nutritifs susceptibles d'alimenter une production autotrophe anarchique (Sornin *et al.*, 1983) ainsi qu'à l'apparition de conditions anoxiques sous les cultures (Ito et Imai, 1955).

Cette seconde raison devient même capitale dans les conditions environnementales des étangs et lagunes marines de Méditerranée où un certain nombre de facteurs spécifiques tels les températures estivales élevées et l'absence de forts courants de marée favorisent un certain confinement et le développement de crises dystrophiques.

Dans l'étang de Thau en particulier, les études hydrobiologiques antérieures ont montré deux faits antagonistes, d'une part, la pauvreté générale en nitrates qui serait le facteur limitant de la production phytoplanctonique (Hénard, 1976; Tournier *et al.*, 1982; Frisoni, 1984), d'autre part, la richesse relative en phosphates et notamment l'existence de fortes variations qui ont fait avancer l'hypothèse selon laquelle le phosphore, sous certaines conditions climatiques particulières, jouerait un rôle dans le déclenchement de ces « malaïgues » (Tournier *et al.*, 1979; Chassany de Casabianca, 1979; Frisoni, 1990).

Depuis ces observations, la prolifération saisonnière d'algues sur les substrats durs, y compris les substrats artificiels des installations conchylicoles ont contribué, d'une part à l'épuisement saisonnier du milieu en nitrates (David, com. pers.), d'autre part à l'accroissement de la matière organique en décomposition sur le fond.

Il est connu qu'il existe une forte interaction entre la biodéposition et la régulation du cycle du phosphore à l'interface eau-sédiment (Sornin *et al.*, 1986).

Par ailleurs, l'étude de la régénération des éléments nutritifs, au niveau du fond dans les écosystèmes littoraux a connu un nouvel essor, avec le développement de la méthode des cloches posées sur le fond (Hopkinson C.S.Jr., 1987; Boucher et Boucher-Rodoni, 1988).

Le but de ce travail est d'évaluer l'incidence des opérations de dévasage entreprises sous les tables conchylicoles de l'étang de Thau sur les flux de substances dissoutes, du sédiment vers la colonne d'eau et plus spécialement du phosphore.

Cette démarche repose sur une étude comparative entre deux fonds, l'un soumis à une biodéposition régulière depuis 1969 (Hamon, 1983), l'autre ayant subi un dévasage. L'opération de dévasage a été entreprise en mars 1988 et la mise en culture (Huître), à partir de mi-avril 1988 (Lasram, 1989). L'étude se fait à l'aide de chambres benthiques partiellement enfoncées dans le sédiment dans lesquelles il est possible, d'une part, d'assurer une circulation, d'autre part, de mesurer

un certain nombre de paramètres physico-chimiques et enfin de prélever des échantillons d'eau. Si l'élimination des biodépôts constitue un remède préventif contre les crises dystrophiques erratiques connues sous le nom de « malaïgues de fond » en zone conchylicole, reste à savoir ce que ces biodépôts et ces sols remaniés vont relarguer dans le milieu.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Dispositif expérimental, calendrier et stations

Selon un protocole établi antérieurement (Grenz *et al.*, 1991), 6 enceintes hémisphériques en polyacrylate (Fig. 1) sont placées sur le sédiment et des échantillons d'eau sont prélevés toutes les 2 heures pendant une période diurne de 6 h.

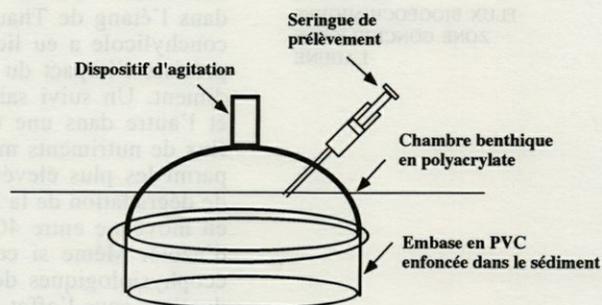


Fig. 1. — Dispositif de mesure de flux à l'interface eau-sédiment (volume 17 l; surface correspondante : 0,1225 m²).

Scheme of the apparatus designed for sediment-water flux measurements.

Dans l'étang de Thau, au cours des 3 périodes suivantes : 16-18 mai 1989, 19-20 septembre 1989 et 5-7 décembre 1989, nous avons pu suivre cette procédure en plaçant les 6 enceintes sur un fond dévasé (TD), tout d'abord, et sur un fond envasé (TE), dans le site n°3 de l'opération de dévasement IFREMER (Fig. 2), le jour suivant.

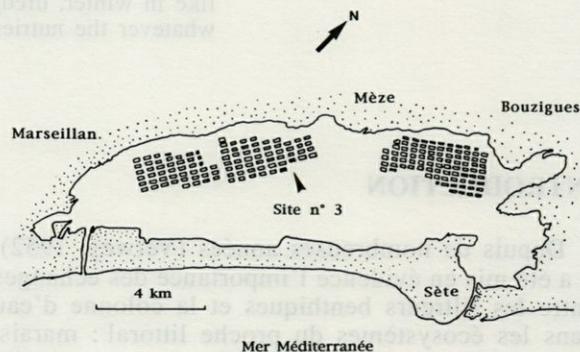


Fig. 2. — Indication des sites de dévasement dans l'étang de Thau.

Location of the dredged sites in the Thau lagoon

Paramètres mesurés et dosages

Les mesures d'O₂ et les prélèvements d'eau sont effectuées selon le protocole décrit par Grenz *et al.* (1991). L'ammonium est dosée selon la méthode de Koroleff (1969). Une partie de l'eau prélevée est filtrée sur filtre de 0,45 µm de porosité, par dépression. Le dosage du phosphore inorganique (PO₄) et de l'azote inorganique (NO₂, NO₃) est effectué à l'aide d'un auto-analyseur Technicon selon le protocole de Tréguer et Le Corre (1975). Le phosphore total est dosé selon la méthode de Valderrama (1981). Le phosphore organique est déduit par différence entre le phosphore total et le phosphore inorganique. La limite de dosages est comprise entre 0,25 et 7,00 µmol.l⁻¹.

Nous avons analysé pour les échantillons de septembre et de décembre, les concentrations en azote aminé sachant que l'eau interstitielle des sédiments sous les tables conchylicoles est particulièrement riche : 150 nmol.g⁻¹ (Grenz *et al.*, 1990). La méthode de détermination de ces acides aminés libres dissous est fondée sur la réaction de l'*ortho*-phthaldialdéhyde (OPA) avec la fonction amine (Mopper et Lindroth, 1982; Nagel et Liemann, 1987).

Les flux sont calculés à partir de l'évolution des concentrations, connaissant la surface au sol des enceintes et leur volume, par la formule suivante :

$$F = \frac{\Delta C}{\Delta t} \cdot A^{-1} \cdot V$$

avec : F : flux de nutriments à l'interface eau-sédiment (µmol.m⁻².h⁻¹);

C : concentration en nutriments (µM); t : temps (h); A : surface de l'enceinte (m²); V : volume de l'enceinte (l).

RÉSULTATS

Flux d'azote minéral et organique

Les figures 3 (A, B, C) représentent les flux d'ammonium, de nitrates, nitrites et des acides aminés libres dissous au cours des 3 périodes d'échantillonnage. En ce qui concerne l'ammonium (Fig. 3 A), les flux sont nettement inférieurs à la station TD qu'à la station TE lors du prélèvement de mai 1989. En revanche, aux prélèvements suivants les flux mesurés sont identiques en septembre et décembre 1989. Les flux de nitrates et nitrites, très faibles, ne présentent aucune différence statistiquement significative. Nous avons, pour les missions de septembre et décembre, analysé les acides aminés libres dissous, composés azotés organiques pouvant représenter jusqu'à

20 % de l'azote organique. Les flux sont identiques aux 2 stations et aux 2 saisons et varient de 86 à 131 µgN.m⁻².h⁻¹. En unité correspondante, l'azote inorganique représenté par la somme (NH₄ + NO₃ + NO₂), varie en terme de flux de 1414 à 6725 µgN.m⁻².h⁻¹. Les acides aminés libres dissous représentent de 1,5 à 4,0 % du flux total (Tabl. I).

Flux de phosphore inorganique et organique

La figure 3 B, A représente les flux de phosphates au cours des 3 périodes d'échantillonnage. Comme pour l'ammonium nous pouvons observer en mai 1989 une réduction significative du flux à la station TD par rapport à celui de la station TE, puis un nivellement de la différence des flux aux 2 stations aux 2 autres périodes. Du point de vue global l'effet saisonnier est bien plus marqué dans le cas des flux de phosphates puisque nous avons pour les 2 stations une réduction de septembre à décembre de 10 à 20 fois alors que pour l'ammonium elle n'est que de 2 fois environ. Seuls les échantillons de mai ont été analysés pour le phosphore total et le phosphore organique. La figure 3 B, B décrit la répartition des fractions organique et inorganique dans les flux, aux 2 stations. Le flux de phosphore organique représente 42 % du flux total à la station TE, ce qui accroît de façon encore plus significative la différence entre les deux stations. Bien qu'à la station TD il constitue 81 %, les flux sont nettement plus faibles, avec une réduction des flux totaux de l'ordre de 11 fois.

Flux de silicates

A nouveau, nous obtenons le même type de réponse (Fig. 4 B, C), si l'on considère les valeurs moyennes. En revanche, statistiquement nous ne pouvons pas discriminer les deux stations TD et TE en mai 1989, du fait de l'importante variance obtenue sur la mesure de flux à la station TE. Ceci est essentiellement lié à la perte d'échantillons lors du dosage, réduisant par là même le nombre de degré de liberté, et donc augmentant de façon sensible l'étendue de l'intervalle de confiance. Nous ne pouvons donc pas calculer de taux de réduction en mai 1989 lié à l'action de dévasage, mais tout au plus signaler cette tendance. En septembre, un phénomène inverse est constaté avec des flux sensiblement plus élevés dans la zone dévasée. En décembre les flux sont semblables aux deux stations, les plus faibles étant de nouveau rencontrés en hiver.

Variation de l'oxygène

Le tableau II représente les résultats des calculs de flux d'oxygène au cours des 3 périodes d'échantillonnage aux 2 stations TD et TE. Dans l'en-

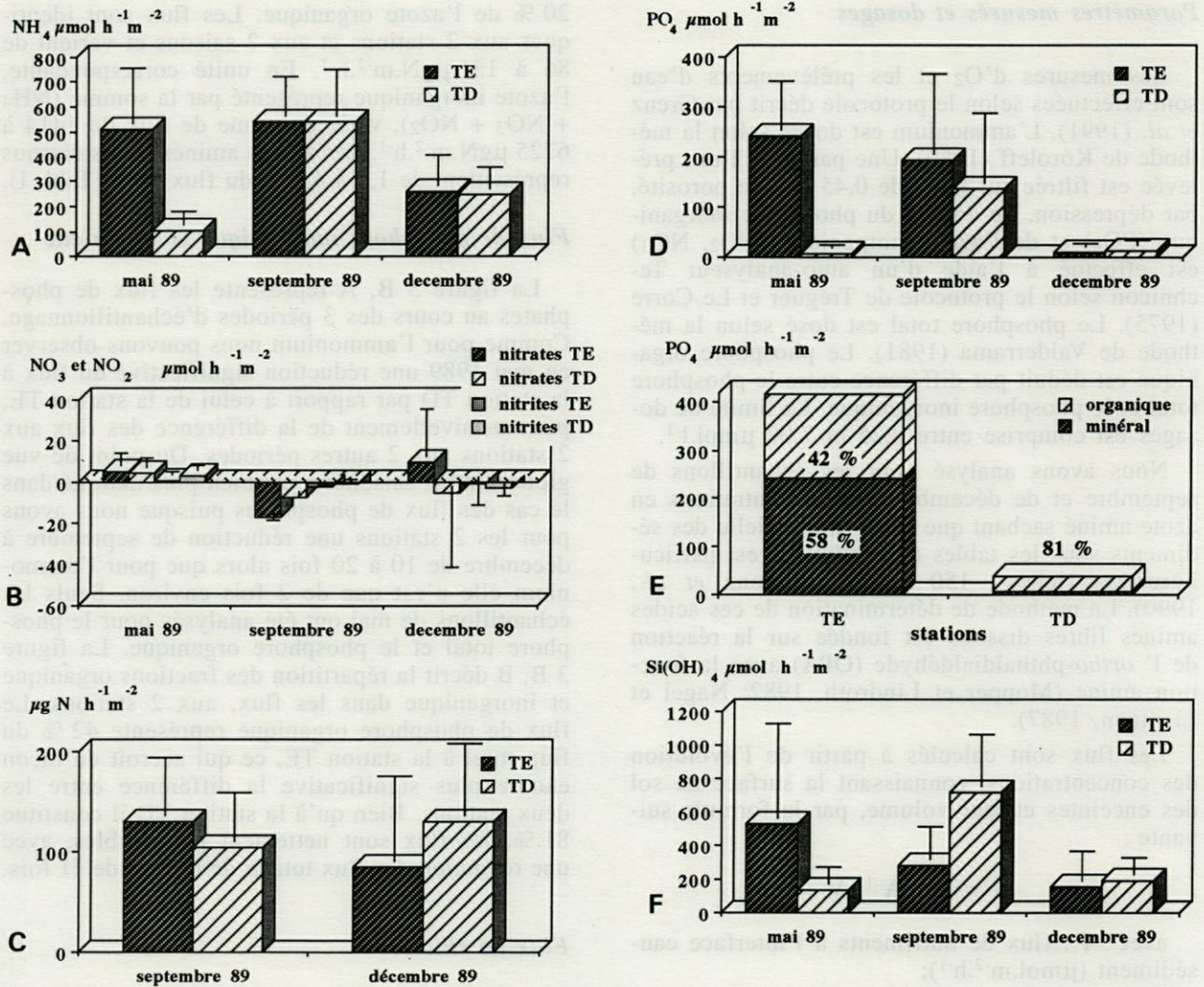


Fig. 3. — A, Mesures de flux aux diverses saisons et stations : TE : table envasée; TD : table dévasée. B, NH_4 , B, $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$. C, Amines primaires. B, Mesures de flux aux diverses saisons et stations. D : de PO_4 ; E : de phosphore total mesurés en mai aux deux stations et répartition des fractions organiques et minérales; F : de Si(OH)_4 aux diverses saisons et stations.

A, Flux measurements at different seasons and stations : TD : dredged sediment, TE : muddy sediment. B, Fluxes measured at different seasons and stations : D : PO_4 ; E : Total Phosphorus fluxes measured in May 1990; F : Si(OH)_4 .

semble, les flux sont significatifs et dans tous les cas, négatifs, ce qui signifie que la balance production-consommation se fait au profit de la respiration. La production d' O_2 par le phytoplancton de la colonne d'eau, pouvant interférer dans les enceintes benthiques, a été évaluée en utilisant des flacons scellés clairs et noirs, mis en incubation parallèlement aux « cloches ». Les mesures indiquent que la production photosynthétique pélagique intervient peu dans la balance production – consommation au sein des « cloches ». A l'intérieur des enceintes, les flux paraissent donc essentiellement liés à l'activité de l'interface eau-sédiment (consommation par oxydation de la matière organique, respiration ou production phyto-benthique). En mai 1989, le dévasement a entraîné une diminution du flux de l'ordre d'environ

3 fois. Les flux varient de $-18,9$ à $-56,5$ $\text{mg.O}_2.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, les plus faibles valeurs étant observables à la station TD.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Quantification des flux

Les mesures de flux à l'interface eau-sédiment permettent, d'une part, de souligner leur importance dans les cycles de la matière organique circulant dans les écosystèmes lagunaires, et d'autre part, d'aborder l'impact des biodépôts dans les processus conduisant à la crise dystrophique encore appelée « malaïgue ». Nous avons vu que les flux significatifs dominants sont par ordre décrois-

Tabl. I. – A, Flux d'azote minéral et organique ($\mu\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) aux différentes saisons et stations. B, Calcul des flux d'oxygène aux diverses périodes et stations.

A, Organic and mineral nitrogen flux for each station and season. A, Oxygen flux estimation for each station and period. $at+b$ = modèle linéaire décrivant la variation de concentration de l'oxygène dans les cloches en fonction du temps t ; $N-2p$ = nombre de degrés de liberté; F = valeur calculée (Fisher); $p\%$ = probabilité d'erreur; $F \pm IC$ = flux calculé et son intervalle de confiance (95 %)

A							
		TD			TE		
		Mai	Sept.	Déc.	Mai	Sept.	Déc.
N minéral ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3+2$)		1494	6587	3150	6725	6770	3537
N aminé			104	131		130	86
$\frac{\text{N aminé}}{\text{N total}} \times 100$			1.55	3.99		1.88	2.37

B							
		at+b	R ²	N-2p	F	p%	F \pm IC
Mai	TD	-0.136t+6.832	0.449	212	17.932	0.1 à 0.5	-18.9 \pm 13.1
	TE	-0.371t+7.310	0.738	212	61.900	<0.01	-51.5 \pm 19.3
Septembre	TD	-0.201t+4.220	0.129	210	2.676	10 à 25	-27.9 \pm 50.8
	TE	-0.226t+5.200	0.207	15	2.084	10 à 25	-31.4 \pm 70.5
Décembre	TD	-0.371t+7.561	0.888	15	103.477	\leq 0.01	-51.5 \pm 17.4
	TE	-0.407t+8.757	0.637	15	22.780	0.1 à 0.5	-56.5 \pm 49.1

sant d'importance, les flux de silicates et d'ammonium puis les flux de phosphates. Ceci est en accord avec les observations de Baudinet *et al.* (1990) qui ont mesuré les flux dans et à l'extérieur d'un site mytilicole méditerranéen situé dans le Golfe de Fos. Le tableau II retrace quelques exemples de mesures de flux à l'interface eau-sédiment. L'ensemble de nos mesures se situe dans une gamme de valeurs élevées par rapport à ces dernières.

Les résultats des dosages de phosphore total indiqueraient que la fraction organique représente environ 50 % du flux total ce qui est loin d'être négligeable. A titre de comparaison le tableau III B renferme des résultats tirés de la littérature pour lesquels nous avons calculé la fraction organique des flux azotés et phosphorés.

Pour pouvoir comparer les résultats entre les flux d'acides aminés libres dissous à ceux de l'azote organique dissous (NOD), nous avons consi-

Tabl. II. – Exemples de mesures de flux en zones côtières. Les valeurs minimales et maximales sont données à titre indicatif (d'après Baudinet *et al.*, 1990).

Flux measurements in coastal zones. Minimum and maximum values are indicated (from Baudinet *et al.*, 1990).

Authors	Location	Observed fluxes : $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$		
		NH_4^+	PO_4^{3-}	Si(OH)_4^-
Aller & Benninger	1981 Long Island Sound (USA)	-41.7 ; + 333.3		+833.0
Aller <i>et al.</i>	1985 Yangtse River (China)	-108.3 ; + 458.3		+1.2 ; +550.0
Balzer <i>et al.</i>	1985 Maribago (Philippines)			+85 ; +145.0
Boucher & Boucher-Rodoni	1988 Bay of Morlaix (France)	+51.0 ; + 369.0		
Callender & Hammond	1982 Potomac River (USA)	-129.2 ; + 1083.3	-25.0 ; +166.7	+792.0
Elderfield <i>et al.</i>	1981 Narragansett Bay (USA)	+37.5 ; + 750.0	+6.7 ; +320.8	+6.6 ; +320.8
Fisher <i>et al.</i>	1982 North Carolina (USA)	0.0 ; + 458.3	-2.0 ; +45.8	
Gouleau	1988 Salt marshes (French Atlantic coast)			+100.0 ; +1270.0
Helder & Andersen	1987 Bay of Fundy (Canada)			+92.0 ; +288.0
	Texel -Wadden Sea-(Holland)			-50.0 ; +887.0
Ullman & Sandstrom	1987 Bowling Green Bay (Australia)	-6.6 ; + 73.1	-1.0 ; +1.2	-41.25 ; +73.1
Baudinet <i>et al.</i>	1990 Gulf of Fos (France)	+3.5 ; + 366.0	-3.2 ; +116.2	+15.5 ; +1206.0

Tabl III. – A, Comparaison entre les flux d'azote et de phosphore organique et minéral, mesurés par divers auteurs ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$). B, Test des différences (d) dans les pentes des droites de régression estimées pour chacune des stations (TD – TE).

A, Comparison between organic and mineral, nitrogen and phosphorus fluxes measured by different authors ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$). B, Significance test of the difference (d) between regression lines for each station (TD and TE).

NH ₄	DON	$\frac{\text{DON} \times 100}{\text{NH}_4 + \text{DON}}$	PO ₄	DOP	$\frac{\text{DOP} \times 100}{\text{PO}_4 + \text{DOP}}$	Ref.
2400	312	11,5	328	136	29,3	Nixon et al. (1980)
872	75	7,9	77	12	13,5	Hartwig (1976)
7068	860	10,8	1051	434	29,2	Boynton et al. (1980)
1384	193	12,5	536	0	-	Hopkinson (1987)
-	-	-	5832	4140	41,5	cette étude
-	-	-	173	765	82,6	TE mai
12341	178*	1,4	-	-	-	TD mai
12946	223*	1,7	-	-	-	TD sept.
6005	224*	3,6	-	-	-	TE sept.
6319	147*	2,3	-	-	-	TD Déc.
						TE Déc.

* flux d'amines primaires

		d	$\sqrt{(N-2p) \cdot \text{SS}_x}$	$\sqrt{\text{SS}_{y,x}}$	t _{obs}	
NH ₄	Mai	2,948	32,83	24,55	3,94	**
	Sept.	0,182	28,14	19,93	0,26	ns
	Déc.	0,094	14,14	5,72	0,23	ns
PO ₄	Mai	1,699	37,95	12,14	5,31	***
	Sept.	0,415	20,15	8,77	0,95	ns
	Déc.	0,009	14,14	0,49	0,26	ns
Si	Mai	2,801	7,39	7,07	2,93	ns
	Sept.	3,146	26,70	29,84	2,81	*
	Déc.	0,201	14,14	7,92	1,79	ns
O ₂	Mai	0,235	37,95	2,93	3,04	**
	Sept.	0,025	31,62	5,91	0,13	ns
	Déc.	0,036	14,14	2,12	0,24	ns

*** différence significative (p = 0,5 %)

** différence significative (p = 1 %)

* différence significative (p = 5 %)

ns non significatif

déré un rapport de 20 entre NOD et acides aminés, selon les comparaisons de Kattner *et al.* (1985) et Nagel et Liemann (1987). La part de l'organique azoté dans nos flux passe ainsi de 1,4 – 3,6 % à 7,0 – 18,0 % ce qui rejoint les observations des autres auteurs (Tabl. III A).

La fraction organique des flux de phosphore que nous avons mesurés pour la période de mai est légèrement supérieure aux valeurs données par les auteurs cités dans le tableau IV. Ce phénomène peut trouver son explication dans le fait que nos mesures ont été effectuées dans un site extrêmement enrichi par les biodépôts des Mollusques en élevage, donc plus riche en phosphore organique labile comme le soulignent Sornin *et al.* (1986).

La dégradation à l'interface de cette matière organique nécessite de l'oxygène qui peut provenir de la colonne d'eau. En effet, nous obtenons des flux négatifs d'O₂ dans l'ensemble de nos obser-

vations, ce qui indique que la production phyto-benthique n'est pas suffisante pour combler la demande en oxygène liée aux processus d'oxydation et de respiration. Un calcul grossier peut être effectué si l'on considère le rapport QR (quotient respiratoire) selon la formule :

$$\text{QR} = \frac{\text{mole O}_2 \text{ respiré}}{\text{mole C consommé}}$$

Ce coefficient varie notablement mais il est généralement égal à 1 dans le cas d'un substrat glucidique (Pamatmat, 1968) et il s'avère que la fraction organique dominante des biodépôts est constituée de carbohydrates (Grenz, 1989).

A partir des flux négatifs d'O₂ à l'interface, nous obtenons donc des équivalents carbone dégradés. En prenant les valeurs extrêmes de 31 et 57 mg.O₂.m⁻².h⁻¹, la limite inférieure de carbone oxydé correspond à 0,97 et 1,78 mmolC.m⁻².h⁻¹ ou

encore 11,6 et 21,4 mgC.m⁻².h⁻¹. Ces valeurs sont en accord avec celles de Malcolm *et al.* (1986), qui dans un loch écossais estiment une oxydation aérobie dans les sédiments à 170-250 gC.m⁻².y⁻¹, soit 19.4 – 28.5 mgC m⁻².h⁻¹.

Une estimation grossière de la biodéposition peut être faite à partir des données de Grenz (1989) dans les conditions d'élevage de Thau. Un taux moyen de biodéposition de 100 à 400 mgC.m⁻².h⁻¹ peut être retenu, ce qui indiquerait que entre 3 et 20 % du carbone biodéposé est oxydé à l'interface. Ceci souligne, d'une part, l'accumulation continue des sédiments influencés par les cultures marines en terme de carbone et d'azote et d'autre part, le fait que ces sédiments consomment des quantités non négligeables d'oxygène à partir de la colonne d'eau.

Néanmoins, un calcul rapide à partir des données de biomasse en élevage, de l'excrétion (production de NH₄) et de la respiration (consommation d'O₂) permet une comparaison des rôles que peuvent jouer respectivement les sédiments et la biomasse en élevage dans les bilans d'azote et d'oxygène. Sur la base des données de biomasse vivante moyenne établie par Hamon (com. pers.) pour l'année 1986 à savoir 24 726 t d'Huîtres et 5 800 t de Moules, nous obtenons une excrétion totale de 1815 mol NH₄ et une respiration de l'ordre de 3.9.10⁶ gO₂.h⁻¹. Les calculs sont effectués respectivement à partir des données de Outin (1990) pour l'Huître (excrétion 3 μmol.g⁻¹.h⁻¹ et respiration 6.4 mg O₂.g⁻¹.h⁻¹) et celles de Baudinet (1991) pour la Moule : excrétion de 0.7 μmol.g⁻¹.h⁻¹, respiration 1.13 mgO₂.g⁻¹.h⁻¹. Pour une superficie de sédiment correspondant à 2465 tables, soit environ 1 479 000 m², nous obtenons un flux total de 592 mol NH₄.h⁻¹ et une respiration du fond de 0.065.10⁶ g O₂.h⁻¹. Ceci signifie que le sédiment sous les installations conchylicoles représente à peine 32 % de l'excrétion et moins de 2 % de la respiration des Mollusques en élevage dans l'étang de Thau. Le rôle des sédiments enrichis en biodépôts dans les bilans d'oxygène et d'azote est probablement moindre que celui joué par le métabolisme des Mollusques élevés sur les cordes.

Impact du dévasage

Des excavations, de 80 cm de profondeur à l'origine, dues à l'opération de dévasage sont encore observables en mai 1989 et c'est dans ces endroits que les dispositifs de mesures de flux ont été implantés. La comparaison statistique des flux a été effectuée selon la méthode de Grenz *et al.* (1991) d'après le test T de différence des pentes de régression (*i.e.* flux). Le tableau III B résume la significativité des différentes mesures de flux aux stations TD et TE.

Dans l'ensemble, seule la période de mai 1989 laisse apparaître une différence, les flux de TD étant significativement plus faibles que ceux de la station TE. Lors des périodes de septembre et de décembre, les flux sont identiques aux 2 stations excepté pour les silicates, pour lesquels nous observons en septembre un flux significativement plus important en zone dévasée. Ce phénomène demande à être précisé notamment en ce qui concerne le rôle de la bioturbation et de la microflore benthique dans les flux de silicates (Falcao et Vale, 1990). L'impact du dévasement serait donc limité dans le temps et agirait, par ordre décroissant, sur les flux de phosphore total (réduction de 11 fois), les flux de NH₄ (réduction de 5 fois), les flux de silicates (réduction de 4 fois), et les flux négatifs d'oxygène (réduction de 3 fois).

Nous pouvons donc mettre en évidence dans les mois qui suivent le dévasement, son impact significatif sur les flux à l'interface eau-sédiment. Cette réduction des flux n'est plus observable en septembre et décembre 1989 selon le nutriment considéré, vraisemblablement en raison de la conjonction de deux facteurs : l'apport important de biodépôts nouveaux et l'accélération des processus biologiques avec les températures estivales.

REMERCIEMENTS – Ce travail a été réalisé grâce aux soutiens financier et logistique de l'IFREMER (action incitative), du programme pluridisciplinaire ECOTHAU ainsi que du Groupement Scientifique : « Cycles biogéochimiques. Devenir de la matière organique en zone littorale » (G.S. : PI-REN / CNRS – Société Nationale Elf Aquitaine – Université Aix-Marseille II).

BIBLIOGRAPHIE

- BAUDINET D., 1991. Flux nutritifs particuliers et dissous dans un écosystème mytilicole côtier méditerranéen. Thèse Doct. Univ. Aix-Marseille II, 136 p.
- BAUDINET D., E. ALLIOT, B. BERLAND, C. GRENZ, M.R. PLANTE-CUNY, R. PLANTE & C. SALEN-PICARD, 1990. Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, **207** : 187-196.
- 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.
- BOYNTON W., W. KEMP & C. OSBORNE, 1980. Nutrient fluxes across the sediment water interface in the turbid zone of a coastal plain estuary. *In Estuarine Perspectives*. Edited by V. Kennedy, Academic Press, New-York, 93-109.
- 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.
- DAME R.F., R.G. ZINGMARK, L.H. STEVENSON & D.D. NELSON, 1980. Filter feeder coupling between estuarine water column and benthic subsystems. In *Estuarine Perspectives*. Edited by V. Kennedy, Academic Press, New-York, 521-526.
- FALCAO M. & C. VALE, 1990. Study of the Ria Formosa ecosystem : benthic nutrient remineralization and tidal variability of nutrients in the water. *Hydrobiologia* **207** : 137-146.
- FRISONI G.F., 1984. Contribution à l'étude du phytoplancton dans le domaine paraliq. Thèse Ing. Doc. Ecologie Aquatique Univ. Montpellier, 171 p.
- FRISONI G.F., 1990. Les espaces lagunaires du Languedoc-Roussillon. Connaissance et aménagement. Rapport de contrat plan Etat-Région (1984-1988). Secr. d'Etat à l'Environnement, 95 p.
- GRENZ C., 1989. Quantification et destinée de la biodéposition en zone de production conchylicole en Méditerranée. Thèse Doct. Univ. Aix-Marseille II, 144 p.
- GRENZ C., M.N. HERMIN, D. BAUDINET & R. DAUMAS, 1990. *In situ* biochemical and bacterial variation of sediments enriched with mussel biodeposits. *Hydrobiologia* **207** : 153-160.
- GRENZ C., M.R. PLANTE-CUNY, R. PLANTE, E. ALLIOT, D. BAUDINET & B. BERLAND, 1991. Measurements of benthic nutrient fluxes in mediterranean shell farms : a methodological approach. *Oceanologica Acta*. **14** (2) : 131-137.
- HAMON P.Y., 1983. Croissance de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) dans l'étang de Thau. Estimation des stocks de mollusques en élevage. Thèse Doct. d'état, Univ. Montpellier, 331 p.
- HARTWIG E.O., 1976. The impact of nitrogen and phosphorus release from a siliceous sediment on the overlying water. In *Estuarine Processes*. Ed. M. Wiley, 103-117.
- HÉNARD D., 1976. Production primaire d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau. Thèse 3e cycle Univ. Montpellier, 85 p.
- HERAL M., 1987. Evaluation of the carrying capacity of molluscan shellfish ecosystems. In *Aquaculture, Shellfish culture, development and management*. Edited by IFREMER-DRV. Paris, 297-318.
- HOPKINSON C.S.JR., 1987. Nutrient regeneration in shallow water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, U.S.A.. *Mar. Biol.*, **94** : 127-142.
- ITO S. & T. IMAI, 1955. Ecology of oyster bed : on the decline of productivity due to repeated cultures. *Tohoku J. Agr. res.*, **5** (4) : 251-268.
- KATTNER G., K. NAGEL, K. EBERLEIN & K.D. HAMMER, 1985. Components of natural surface microlayers and subsurface waters. *Oceanol. Acta* **8** (2) : 175-183.
- KOROLEFF F., 1969. Direct determination of ammonia in natural as indophenol blue. *Int. Con. Explor. Sea CMC* / **9** : 1-6.
- LASRAM A., 1989. Impact d'un dévasement expérimental sur le milieu et sur les coquillages élevés dans l'étang de Thau. Mémoire de spécialisation INAT de Tunisie, 180 p.
- MALCOLM S.J., N.S. BATTERSBY, S.O. STANLEY & C.M. BROWN, 1986. Organic degradation, sulphate reduction and ammonia production in the sediments of Loch Eil, Scotland. *Est. Coast. and Shelf Sci.* **23** : 689-706.
- 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** (2) : 336-347.
- MURPHY J. & J.P. RILEY, 1962. A modified single solution method of the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta* **27** : 31-36.
- NAGEL K. & F. LIEMANN, 1987. Automated assay for the quantification of dissolved proteins in natural sea water samples. *Oceanol. Acta* **10** (2) : 181-185.
- 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 *Marine benthic dynamics*. Ed. K.K. Tenore & B.C. Coull, University of South Carolina Press, 219-242.
- OUTIN V., 1990. Ecophysiologie de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) en milieu naturel. Rôle des populations d'une lagune méditerranéenne dans le transfert de matières particulaire et dissoute. Thèse Doct. Univ. Paris VI, 130 p.
- RAAPHORST V.W., P. RUARDIJ & A.G. BRINKMAN, 1988. The assessment of benthic phosphorus regeneration in an estuarine ecosystem model. *Netherland. J. Sea Res.* **22** : 23-26.
- SORNIN J.M., M. FEUILLET, M. HÉRAL & J.M. DESLOUS-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. **12** A) : 185-197.
- SORNIN J.M., M. FEUILLET, M. HÉRAL & J.C. FARDEAU, 1986. Influence des cultures d'huîtres *Crassostrea gigas* sur le cycle du phosphore en zone intertidale : rôle de la biodéposition. *Oceanol. Acta* **9** (3) : 313-322.
- TOURNIER H., P.Y. HAMON & P. ARNAUD, 1979. Développement de la « malaïgue » en 1975 dans l'étang de Thau. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* **25/26** (3) : 103-104.
- TOURNIER H., P.Y. HAMON & S. LANDREIN, 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.
- 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., Laboratoire d'océanographie chimique, Brest, 110 p.
- VALDERRAMA J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural seawater. *Mar. Chem.* **10** : 109-122.
- VERWEY J., 1952. On the ecology and distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their role in sedimentation and the source of their food supply. *Arch. Néerl. Zool.* **10** : 172-239.