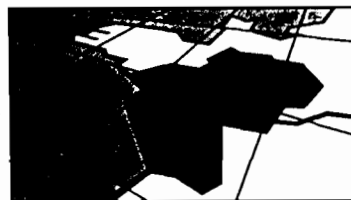
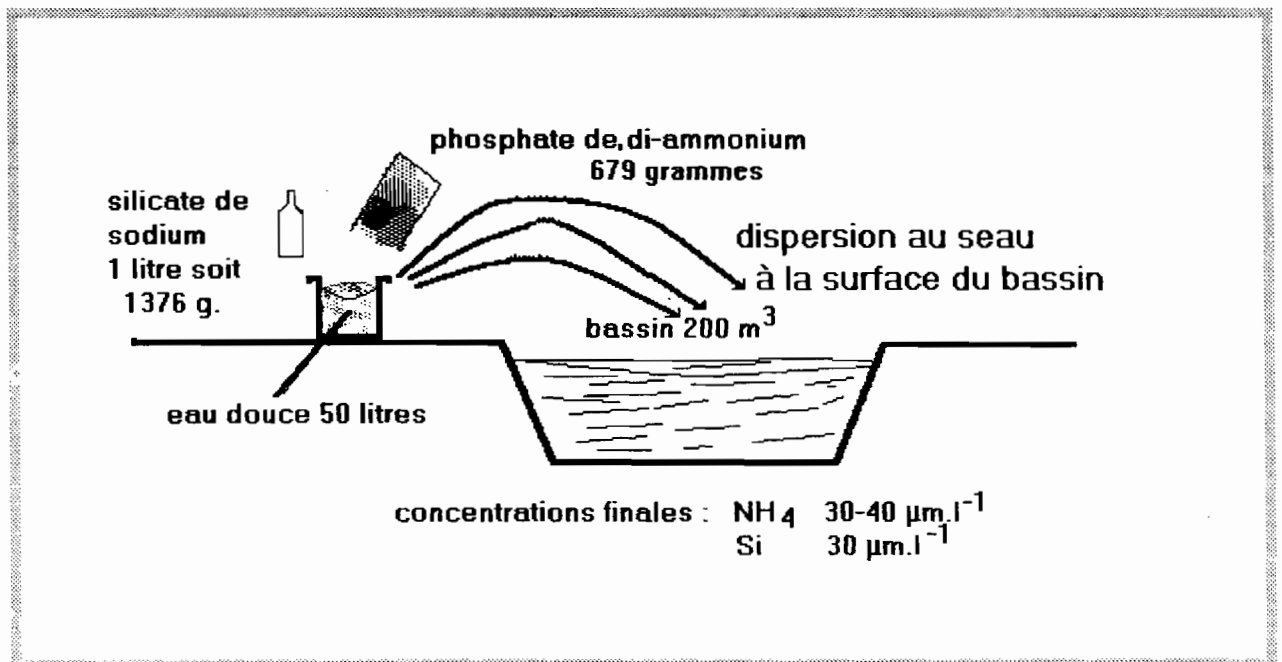
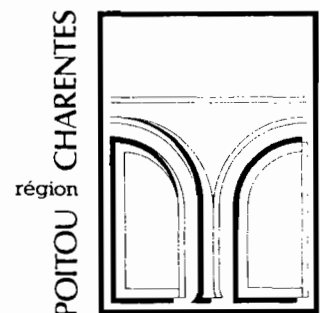


STIMULATION DE LA PRODUCTIVITE NATURELLE PAR ENRICHISSEMENTS MINERAUX ET ORGANIQUES : ETUDE EN MESOCOSMES NATURELS

Jérôme HUSSENOT et coll.



Région des Pays de la Loire



IFREMER

INSTITUT FRANCAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER

Adresse :
 BP 5, Place du Séminaire
 17137 L'HOUMEAU-
 FRANCE

DIRECTION DES RESSOURCES VIVANTES
 DEPARTEMENT DES RESSOURCES AQUICOLES
 STATION/LABORATOIRE CREMA-L'HOUMEAU

AUTEUR(S) : HUSSENOT ¹ J., CASTEL ² J., FARDEAU ⁴ J.C., FEUILLET-GIRARD ¹ M., GAUTIER ¹ D., GOULEAU ¹ D., LEGRAND ¹ C., MARTIN ¹ J.L., PIRASTRU ³ L., RAVAIL ⁵ B., RINCE ³ Y. SAUTOUR ² B.		CODE : RIDRV-92-015 RA/CREMA-L'HOUMEAU
TITRE : STIMULATION DE LA PRODUCTIVITE NATURELLE PAR ENRICHISSEMENTS MINERAUX ET ORGANIQUES : ETUDE EN MESOCOSMES NATURELS		Date : Novembre 1992 Tirage en nombre : 100 <hr/> Nb pages : 97 Nb figures : 29 Nb photos
CONTRAT IFREMER/PAYS DE LA LOIRE IFREMER/POITOU-CHARENTES CNRS/MRT-ITAVI	1-CREMA-L'HOUMEAU(CNRS-IFREMER) 2 - C.O.B.M., ARCACHON (UNIVERSITE) 3 - Labo. Biologie Marine, Nantes (Université) 4 - C.E.N., Cadarache 5 - CREOCEAN, La Rochelle	DIFFUSION Libre restreinte confidentielle

RESUME : <p>Il a été étudié sur 9 bassins de terre expérimentaux de 200 m³, à l'état initial identique, l'influence de 2 types de stimulation sur les populations naturelles planctoniques et benthiques et sur la qualité physico-chimique de l'eau et du sédiment en comparaison avec des bassins de référence non stimulés. Une stimulation minérale était réalisée au moyen d'un engrais agricole (18-46-00 phosphate de di-ammonium), et de silicate de sodium liquide prédilué dans de l'eau douce. Une stimulation organique était faite avec un aliment pour poissons d'étang (35 % de protéine).</p> <p>Cette première étude écologique sur les processus apporte la preuve d'une stimulation significative des communautés végétales et animales en fonction du type d'apport dans des systèmes naturels non ensemencés. Les apports minéraux stimulent le phytoplancton et les bactérioplancton en augmentant leur production d'un facteur 3 environ. Les apports organiques stimulent la macrofaune benthique les vers polychètes en particulier, dont un accroissement significatif de la biomasse de l'ordre d'un facteur 4 a été constaté après 30 jours de fertilisation.</p> <p>L'aquaculture semi-extensive en marais maritimes peut d'ores et déjà bénéficier des résultats de cette étude. La fertilisation organique permet d'améliorer la technique d'élevage de la crevette impériale. La fertilisation minérale peut favoriser la production de phytoplancton en masse pour les élevages de bivalves.</p>	
mots clés :	MARAIS AQUICOLES, PRODUCTIVITE NATURELLE, FERTILISANTS
Key words :	MARICULTURE PONDS, NATURAL PRODUCTIVITY, FERTILIZERS



STIMULATION
DE LA PRODUCTIVITE NATURELLE
PAR ENRICHISSEMENTS
MINERAUX ET ORGANIQUES :
ETUDE EN MESOCOSMES NATURELS

par

Jérôme HUSSENOT¹

Responsable scientifique du programme

¹Centre de Recherche en Ecologie Marine et Aquaculture de L'Houmeau

et

CASTEL J³, FARDEAU J.C.⁵, FEUILLET-GIRARD M.¹, GAUTIER D.¹, GOULEAU D.¹,
LEGRAND C.¹, MARTIN J.L.¹, PIRASTRU L.², RAVAIL B.⁴, RINCÉ Y.², SAUTOUR B.³

2 - Laboratoire de Biologie Marine, Université de Nantes

3 - Centre d'Océanographie et de Biologie Marine, Université de Bordeaux I

4 - CREOCEAN, La Rochelle

5 - Centre d'Etude Nucléaire de Cadarache

COPYRIGHT, 1992: L'ensemble du contenu de ce document est propriété partagée du M.R.T, du CNRS, de l'IFREMER, de la Région Poitou-Charentes et de la Région Pays de La Loire et des auteurs des études réalisées. Toute reproduction, partielle ou totale, et toute publication en est interdite, sous quelque forme que ce soit, sans accord préalable écrit à demander au directeur du CREMA. Toute application ou valorisation des résultats est soumise à l'accord préalable des contractants.

Ce document tient lieu de rapport final des aides accordées :

- par la Région Pays de la Loire :

en 1990 - Subvention accordée par l'arrêté 90 46 41

en 1991 - Subvention accordée par l'arrêté 91 43 01

en 1992 - Subvention accordée par l'arrêté 92 00 754

- par la Région Poitou Charentes dans le cadre de la convention IFREMER/Poitou Charentes 1989-1993.

- par le Ministère de la Recherche et de la Technologie, dans le cadre de l'Aide MRT Diversification 89.G 0512 gérée par l'ITAVI (Convention ITAVI-CNRS 780080, période 1990-1991).

SOMMAIRE

	pages
RESUME	6
AVANT-PROPOS et REMERCIEMENTS	8
INTRODUCTION	10
PARTIE 1 : ETAT DE LA RECHERCHE EN FERTILISATION MARINE ET TRAVAUX PRELIMINAIRES	11
CHAPITRE 1 - ETAT DE LA RECHERCHE INTERNATIONALE	
1.1 - La stimulation minérale	12
1.2 - La stimulation organique	13
1.3 - Remarques générales sur la fertilisation organique.....	14
CHAPITRE 2 - LES TRAVAUX PRELIMINAIRES SUR LE CHOIX DES FERTILISANTS	
2.1 - Le choix du fertilisant organique	16
2.2 - Le choix du fertilisant minéral	17
PARTIE 2 : LES RECHERCHES SUR LA STIMULATION DE LA PRODUCTIVITE NATURELLE EN MARAIS PAR EXPERIMENTATIONS EN MESOCOSMES	19
CHAPITRE 1 - OBJECTIFS	20
CHAPITRE 2 - METHODOLOGIE	21
2.1 : Plan d'expérience.....	21
2.2 : Matériel et méthodes	23
2.3 : Calendrier des interventions culturales.....	23
2.4 : Plan d'échantillonnage.....	24

CHAPITRE 3 : RESULTATS	25
3.1 : Conditions climatiques durant l'expérimentation	25
3.2 : Etat initial des bassins.....	26
3.3 : Evolution de la colonne d'eau.....	26
3.4 : Evolution du sédiment superficiel	54
3.5 - Relations entre les variables mesurées de la colonne d'eau	69
CHAPITRE 4 : DISCUSSION ET CONCLUSION	72
4.1 : Colonne d'eau.....	72
4.2 : Sédiment	73
PARTIE 3 : LA MISE EN APPLICATION POUR DE NOUVELLES FILIERES D'ELEVAGE EN MARAIS LITTORAUX	74
LA FILIERE MOLLUSQUES	75
LA FILIERE LARVAIRE POISSONS EN MILIEU NATUREL	75
LA FILIERE CREVETTE IMPERIALE	77
PARTIE 4 : CONCLUSION GENERALE	78
BIBLIOGRAPHIE	80
ANNEXES :	
ANNEXE 1 - REFERENCES DES LABORATOIRES PARTICIPANT AU PROGRAMME	88
ANNEXE 2 - CARACTERISTIQUES DES PRODUITS FERTILISANTS EMPLOYES	89
ANNEXE 3 - MATERIEL ET METHODES	91
ANNEXE 4 -TRAVAUX ASSOCIES AU PROGRAMME DE RECHERCHE "STIMULATION" POUR LA PERIODE 1990-1992.	95

RESUME

LE POURQUOI

A l'image de l'aquaculture continentale, l'aquaculture en marais se pratique en bassins de terre. Les salines ou claires à huîtres creusées dans les argiles du flandrien quaternaire sont généralement curées et remaniées pour donner des bassins d'élevage de 1m de profondeur et de 1000-3000 m² de surface moyenne. Le développement de l'aquaculture dans les marais salés de la côte atlantique française s'est trouvé confronté à un certain nombre d'interférences entre les espèces indigènes et les espèces dont il était souhaité de réaliser l'élevage. La présence de flore et faune naturelle a posé des problèmes de développement anarchique de la végétation (algues macrophytes), de prédation sur les juvéniles introduits (larves de poissons, post-larves de crevette,...). Les conditions environnementales peuvent aussi devenir critiques ou létales (lumière et pH sur les larves de poissons, anoxie et réduction du sédiment par accumulation organique,...). Pourtant lorsque les conditions favorables sont réunies, les croissances des juvéniles introduits sont très rapides, et les survies peuvent être excellentes.

L'objet de la présente étude menée au CREMA-L'Houmeau par le CNRS et l'IFREMER, avec le soutien des Régions Poitou-Charentes et Pays de Loire, et du MRT en 1990-1991, est de rechercher, stimuler et orienter la productivité par un contrôle de l'écosystème, en particulier pour les phases juvéniles des élevages. L'augmentation de biomasse, qui va de pair avec la croissance des animaux nécessitera plus ou moins rapidement dans le même bassin, l'introduction d'une nourriture de complément. C'est ce qu'on appellera une aquaculture semi-extensive.

LES RECHERCHES DE BASE POUR LA STIMULATION

Durant ces deux années (1990-1991), il a été réalisé un certain nombre d'expérimentations en petits bassins de 200m³ sur le marais expérimental du CREMA.-L'Houmeau. Les effets de différentes stimulations et leurs processus ont été analysés, le développement des espèces naturelles (phytoplancton, macroalgues, zooplancton, méiofaune, macrofaune) a été suivi avec l'appui de partenaires extérieurs (COBM Arcachon, Université de Nantes, CREOCEAN La Rochelle, CEN Cadarache)¹.

¹ intitulés et adresses des laboratoires en annexe 1

Les principaux résultats, à ce jour sont les suivants :

Les silicates apportés en complément d'un enrichissement minéral azoté et phosphoré, permettent en milieu marin d'améliorer la mise en place d'un développement microalgal en masse ("bloom") apte à i) protéger le bassin d'un développement anarchique de macroalgues durant la phase printanière-estivale d'élevage, ii) augmenter la production primaire et produire des microalgues comme fourrage pour des mollusques filtreurs. La filtration de l'eau d'entrée est absolument nécessaire pour limiter le broutage du zooplancton dans les premiers jours de développement de la culture. Une filtration à 500µm est apparue insuffisante. Une technique de dissolution de silicate commercial dans l'eau de mer a été mise au point pour de grands volumes.

La stimulation minérale permet aussi de produire du zooplancton, intéressant pour l'alimentation des élevages larvaires de poissons en milieu naturel. Les principales espèces qui sont apparues en eau stagnante sont des copépodes (Acartidae). La période de production maximale se situe aux alentours du 12^{ème} jour après la mise en eau. Les proies plus petites (Tintinnidés et Rotifères), sont présentes seulement aux périodes qui suivent une entrée d'eau de mer dans le bassin. La montée de pH liée au développement du phytoplancton ne permet pas la survie des jeunes larves de poissons qui doivent être mises en élevage dans un bassin séparé où le pH pourra être contrôlé (adjonction d'acide, atténuation de la lumière). Dans ce cas, une filtration à 500µm est suffisante pour éviter de laisser pénétrer des prédateurs du zooplancton.

La stimulation organique réalisée au moyen d'un aliment composé pour carpes et poissons d'étang, distribué quotidiennement, permet d'éviter des "flambées" nutritives se produisant avec les fumiers et les fientes de volailles, et évite également d'introduire en zone conchylicole des produits possiblement néfastes sur le plan sanitaire. A température égale ou supérieure à 20°C l'apport régulier de matière organique rapidement biodégradable, permet par la production de CO₂ dans la transformation, de maintenir un pH faible. La biomasse de polychètes benthiques dans le sédiment a été multipliée par 3 dans les bassins enrichis de cette façon. Par contre la biomasse chlorophyllienne de la colonne d'eau est faiblement excitée par rapport aux apports minéraux précédents.

Trois filières d'élevage en marais pourraient profiter des résultats de cette recherche : i) une filière mollusques filtreurs (huîtres, palourdes, clams,...) où une production amont de phytoplancton en masse par fertilisation minérale N-P-Si pourrait enrichir régulièrement les bassins d'élevage, ii) la filière de production de juvéniles de bar et dorade royale en marais qui utilise du zooplancton naturel en début d'élevage, iii) une filière semi-extensive d'élevage de crevette impériale telle que nous l'avons proposée, avec remplacement d'un aliment spécifique coûteux par un aliment poisson d'étang distribué selon une stratégie pouvant stimuler la macrofaune benthique.

AVANT PROPOS ET REMERCIEMENTS

Ce document rapporte les résultats des travaux de recherche menés par le CREMA-L'Houmeau en 1990 et 1991 sur la stimulation de la productivité naturelle par enrichissements minéraux et organiques. Il fait figure de rapport final pour les différents contrats engagés avec le CNRS et l'IFREMER. Nous souhaitons une large diffusion de ce document avec l'accord des structures contractantes, sous la forme immédiate d'un "rapport interne IFREMER-DRV", et par la suite sous la forme de publications scientifiques spécialisées. 9 chercheurs, 6 étudiants et vacataires, 3 techniciens ont été associés à ce projet. Les Universités de Nantes (Biologie marine) et Bordeaux (COBM-Arcachon), le CREOCEAN de La Rochelle ont participé sous la forme de contrats IFREMER d'incitation à la recherche.

Les participants ont été les suivants:

CASTEL Jacques, zooplanctonologiste COBM d'Arcachon,
EVENO Alain, étudiant-technicien IUT de Tours (stagiaire CREMA)
FARDEAU Jean-Claude, ingénieur CEA de Cadarache
FEUILLET-GIRARD Michelle, géochimiste CREMA
FOFANA Youssouf, étudiant-technicien INTECHMER de Cherbourg (stagiaire CREMA)
GAUTIER Dominique, biologiste CREMA
GOULEAU Dominique, géologue océanographe CREMA,
GUILLAUT Marcel, technicien CREMA,
HUSSENOT Jérôme, écologiste CREMA
JOASSARD Lucette, technicienne CREMA
LEGRAND Catherine, étudiant-chercheur CREMA, (Bourse IFREMER/Poitou-Charentes).
MARTIN Jean-Louis, environnementaliste CREMA,
MORNET Françoise, technicienne CREMA
PIRASTRU Laura, étudiant-chercheur LBM de Nantes
RAVAIL Brigitte, biologiste CREOCEAN
RINCE Yves, phytoplanctonologiste LBM de Nantes
SAGATA Ben, étudiant-technicien CREUFOP de Montpellier (stagiaire CREMA)
SAUTOUR Benoit, zooplanctonologiste COBM d'Arcachon

Ce programme de recherche a pu être réalisé grâce au soutien financier de:

IFREMER et CNRS, organismes de tutelle du CREMA-L'Houmeau,

Région Poitou-Charentes dans les accords IFREMER-Région,

Région Pays de La Loire dans les accords IFREMER-Région,

Ministère de la Recherche et de la Technologie (contrat ITA VI/CNRS)

Les expérimentations ont été réalisées sur les bassins expérimentaux du CREMA (investissement réalisé grâce à l'aide de Fonds européens FEDER, du Département de la Charente Maritime, de la Région Poitou-Charentes, du CNRS, de l'IFREMER, et du SIVOM de La Rochelle).

Les auteurs remercient le Directeur du CREMA-L'Houmeau, Alain HERBLAND, pour la relecture critique du document qu'il a effectuée, et l'intérêt qu'il a toujours montré pour ce programme.

Les étudiants-stagiaires qui ont été associés à ce programme ont apporté une contribution forte par leur appui sur le terrain et leur travail de saisie des données ; que Youssouf FOFANA , Ben SAGATA et Alain EVENO soient ici remerciés de leur participation active, qui leur a permis de démarrer avec brio leur profession de technicien supérieur.

Anne-Lise MONTERAGIONI, secrétaire de direction du CREMA mérite aussi un grand coup de chapeau pour son difficile travail de reprise et confection du document définitif.

INTRODUCTION

L'aquaculture marine en zones humides (marais, esteros, valli,...) utilise généralement des plans d'eau fermés creusés dans le sol naturel (argileux). Cela permet d'isoler des masses d'eau marines et donne ainsi une possibilité de gestion similaire à celle d'un étang d'aquaculture continentale. Toutefois en aquaculture marine les pratiques culturales extensives ou semi-extensives sont pour la plupart beaucoup moins traditionnelles qu'en polyculture continentale. De plus il s'agit généralement de monocultures où la gestion du milieu devra être adaptée à l'espèce élevée.

Pour améliorer les techniques aquacoles existantes ou en cours d'implantation dans les marais salés de la côte atlantique française (Peyre, Zanette, Héral, 1980 ; Piquion & Flassch, 1985; Clement & Rigaud, 1986 ; Hussenot, 1987 ; Hussenot & Massé, 1988 ; Le Moine & Fouasson, 1991), nous avons entrepris au CREMA-L'Houmeau, une recherche sur les mécanismes écologiques des petits plans d'eau à vocation aquacole. Un contrôle du milieu devrait en effet permettre de stimuler et orienter la faune et la flore naturelle vers des peuplements favorables à une valorisation par l'aquaculture (Hussenot et Maestrini, 1988). Or les renouvellements d'eau effectués par l'éleveur sont faits de manière plus ou moins empirique (critères de température et d'oxygène dissous) et en fonction des pratiques culturales (assecs pour interventions dans les élevages par exemple). Par contre les effets de ces renouvellements sur la productivité du milieu sont très mal connus; ils sont pourtant considérables (importation d'éléments nutritifs, recrutement d'espèces favorables ou indésirables). Les travaux réalisés en 1990-91 dans le cadre du programme STIMULATION du CREMA-L'Houmeau, ont pour objectif de comprendre certains de ces mécanismes, par une expérimentation à l'aide d'ajouts minéraux et organiques quantifiés en observant les effets sur la colonne d'eau et sur le sédiment superficiel.

PREMIERE PARTIE

**ETAT DE LA RECHERCHE EN FERTILISATION MARINE ET
TRAVAUX PRELIMINAIRES**

CHAPITRE 1

ETAT DE LA RECHERCHE INTERNATIONALE

Contrairement aux étangs d'eau douce, peu d'informations sont disponibles (scientifiques ou empiriques) sur les effets des fertilisants sur les eaux marines ou saumâtres. Sans entrer dans une analyse complète des travaux effectués dans ce domaine à l'étranger, nous ne pourrions passer sous silence les résultats de certaines équipes internationales aux USA (Auburn University en Alabama, Oceanic Institute de Hawaii), en Israël (Agriculture Research Organisation), en Asie (SEAFDEC aux Philippines), qui ont cherché à augmenter la production aquacole dans des élevages en bassins de terre de poissons ou crustacés. Les résultats les plus intéressants concernent actuellement les poissons d'eau douce et d'eaux saumâtres (élevage de tilapia et de mullet, Yamada, 1987). Toutefois, le plus souvent, les effets écologiques spécifiques ne sont pas véritablement quantifiables, en raison de l'impact des espèces élevées introduites (perturbation, prédation) même si des résultats significatifs globaux ont pu être obtenus. Ceci laisse supposer que l'aquaculture marine en milieu tempéré pourrait bénéficier d'importants avantages à disposer d'une connaissance précise en ce domaine pour la culture de mollusques filtreurs (phytoplancton en bloom), ou l'élevage des crevettes pénaïdes (faune benthique) ou des juvéniles de poissons marins (zooplancton naturel). Les résultats zootechniques (Hepher, 1988) et les techniques analytiques de traçage isotopique (Schroeder, 1987. Cam et al., 1991) nous confortent dans l'intérêt d'accentuer ce type de recherche et de développement en milieu marin.

1.1 - LA STIMULATION MINERALE

En milieu marin, la stimulation minérale a été étudiée dans des mésocosmes pour évaluer les effets sur l'écosystème d'ajouts de nutriments liés à des apports telluriques. L'équipe américaine MERL (Marine Ecosystem Research Laboratory) de l'Université de Rhode Island a démarré en 1976 ce type d'études (Pilson & Nixon, 1980; Klos, 1986; Doering P.H. et al., 1989). Comme dans les travaux de Roden & O'Mahony (1984), les apports en nutriments contiennent non seulement de l'azote et du phosphore mais également de la silice. Toutefois ces expérimentations ont été effectuées sur des volumes d'eau limités (1 à 13 m³). En ce qui concerne les enrichissements à l'échelle réelle des bassins aquacoles, peu de chercheurs ou de producteurs ont pratiqué l'usage d'un engrais minéral aquacole marin complet, c'est-à-dire incluant de la silice. La raison en est peut-être la difficulté à dissoudre les composés silicatés

dans l'eau de mer pour des grands volumes. Il existe cependant pour des cultures d'algues en moyens volumes (50-100m³) un certain nombre de pratiques culturales routinières : Baud & Bacher (1990) emploient un subterfuge intéressant en utilisant une eau de forage salée riche naturellement en silicates. Spencer, Akester et Mayer (1986) ont expérimenté l'effet de fertilisants chimiques (N-P-Si) ajoutés dans des bacs extérieurs d'eau de mer, sur la croissance des huîtres en nurserie. Roden (comm. pers.) applique dorénavant, en plus grands volumes ses travaux de recherche sur l'orientation des espèces de diatomées en fonction du taux de renouvellement de l'eau dans une ferme conchylicole de production à l'Ouest de l'Irlande. Blom et al. (1991) utilisent en Norvège pour la production extensive d'alevins de morue un fertilisant inorganique contenant une faible quantité de silice (21% N, 3.5% P, 10,5%K, 1%Si). Mais à notre connaissance les applications dans le domaine des élevages marins semi-extensifs de poissons et crevettes n'existent pas. Aussi une recherche technique sur la dissolution des silicates en eau de mer, nous est apparue comme un préalable indispensable à notre étude.

En ce qui concerne la source d'azote, l'azote ammoniacal (NH₄) étant le composé utilisé par les microalgues préférentiellement aux nitrates (NO₃) (Maestrini & Robert, 1987), et son coût étant le plus faible, nous avons conservé NH₄ comme source d'azote. Roden, en revanche qui apporte des quantités très importantes d'azote en une seule fois, préconise les nitrates pour éviter l'effet toxique possible de NH₃-NH₄. En marais maritimes l'utilisation du fertilisant agricole solide 18-46-00 (Di-Ammonium Phosphate, intitulé par la suite dans ce document DAP) a été testée pour la première fois par Hussenot (non publié) en 1987. Il avait été choisi à l'époque parmi les engrais agricoles en raison d'un emploi fréquent en aquaculture continentale (Boyd, 1982; Martin, 1987 ; Farquhar, 1987) sous sa forme solide ou même liquide. Deltreil, Feuillet et Archambeau (1977) avaient utilisé la forme liquide (14-48-00) dans des essais de fertilisation de claires ostréicoles. L'excès de Phosphore vis à vis du rapport idéal d'assimilation donné par Riedfield N/P=16 (Atome/Atome) est à priori souhaité pour tenir compte de possibilités d'adsorption du Phosphore sur les particules sédimentaires, phénomène bien connu en étang d'eau douce. Ce sel d'ammonium a également été retenu par le CREMA-L'Houmeau pour éradiquer à l'ammoniaque les prédateurs dans des élevages expérimentaux de crevette impériale (*Penaeus japonicus*), ceci permettant de combiner éradication et fertilisation à la mise en eau. Cette technique modifiée par Hussenot (comm. pers.) dérive de celle utilisée aux Philippines, au moyen de sulfate d'ammonium (Norfolk et al., 1981).

1.2 - LA STIMULATION ORGANIQUE

Il a été démontré que les fertilisants organiques permettaient sur les élevages de poissons et de crevettes d'obtenir des productions animales supérieures à la fertilisation minérale

(Schroeder, 1978; Moore, 1986; Pruder, 1986). En effet ce type d'engrais favorise à la fois la production primaire autotrophe et la production bactérienne hétérotrophe (Wohlfarth & Schroeder, 1979):

1) *production primaire autotrophe* : Un engrais organique a le plus souvent subi un compostage, et contient donc une quantité d'éléments minéraux substantielle immédiatement disponible. Différents produits bruts ou commerciaux avaient été examinés en ce sens par le CREMA en 1988 (Munier, 1988; Hussenot et al., 1989), de façon à rechercher un engrais équilibré minéralement et "salubre" du point de vue bactérien en raison du voisinage des activités conchylicoles. Le guano du Pérou (@ Guanodor) avait fait partie avec une fiente de caille des produits retenus pour développer un bloom phytoplanctonique à la mise en eau des bassins. Il est important de noter également que l'azote organique dissous peut être une source d'azote possible pour le phytoplancton (Maestrini & Robert, 1987).

2) *production bactérienne hétérotrophe* : Selon son origine la matière organique sera plus ou moins rapidement dégradée par l'activité des bactéries l'utilisant comme substrat (Fry, 1987; Anderson, 1987). Des effets sur la microflore et sur la faune benthique ont été observés en aquaculture marine par l'utilisation de fumures organiques (Moriarty, 1986) Une régénération de nutriments, et de carbone sous forme de CO₂ s'ensuivra, pouvant aussi accélérer les phénomènes de production primaire.

1.3 - REMARQUES GENERALES SUR LA FERTILISATION

Une comparaison des fertilisations minérales et organiques a été réalisée par Yamada (1987) dans un article de synthèse (tableau 1). Elle résume bien la différence entre les deux types de produits. Il faudrait y ajouter que les effets sur le milieu sont moins immédiats et plus durables lorsque l'on utilise une fertilisation de type organique plutôt qu'une fertilisation minérale. D'autre part il faut rappeler que l'essentiel des informations existantes dans cet article ont été obtenues à partir d'expériences et de productions réalisées en eau douce. Un état de l'art a été fait récemment par la Commission Européenne Consultative pour les Pêches dans les Eaux intérieures (FAO-EIFAC) lors du symposium sur l'accroissement de la production des élevages aquacoles dans les plans d'eaux stagnants, qui s'est tenu à Prague du 15 au 22 mai 1990, et qui a réuni environ 120 participants (Berka & Hilge, 1991). Parmi les 11 recommandations énumérées à la fin du symposium, on retiendra celles-ci :

1. "il faudrait entreprendre une étude poussée de la boucle microbienne, portant à la fois sur le rôle des bactéries, du picoplancton et des protozoaires et sur les mécanismes d'interaction entre groupes d'organismes aquatiques";

2. "il faudrait conduire des recherches sur les interactions sédiment-eau dans le plan d'eau pour différents systèmes d'aménagement et régions climatiques",

3. "il est urgent de mettre au point des régimes alimentaires satisfaisants ne comportant pas de farine de poisson";

4. "il faudrait élaborer des modèles des apports énergétiques et nutritifs afin d'optimiser l'alimentation de complément compte tenu des aliments naturels disponibles".

Tableau 1: (d'après Yamada , 1987) Avantages et inconvénients de la fertilisation minérale comparée à la fertilisation organique en étangs à poissons

RUBRIQUE	ORGANIQUE	MINERAL
1. Qualité du fertilisant vis-à-vis de N-P-K	N-P-K faible taux	N-P-K fort taux
2. Qualité de N-P-K selon des sources variées	Hautement variable	Toujours uniforme
3. Utilisable comme nourriture par ingestion directe par le poisson et les organismes proies	Oui	Non
4. Présence de facteurs de croissance pour les algues	Présents	Absents
5. Source de carbone organique pour la production autotrophe et hétérotrophe	Oui	Non
6. Substrat pour les algues benthiques en eau saumâtre pour le milkfish	Oui	Non
7. Effets sur la structure physique du sol	Amélioration	Pas d'effet
8. Mortalité de poissons en raison d'une application inappropriée	1. Déficience en oxygène due au bloom planctonique 2. Toxicité H ₂ S, NH ₃ , CH ₄ 3. Pollution	Déficience en oxygène due au bloom planct.
9. Coût au poids de nutriment	Le plus élevé	Le moins élevé N-P-K
10. Coût de fabrication, approvisionnement, application	en termes de valeur, travail, facilité d'usage	Faible en termes de valeur, travail, facilité d'usage
11. Intégration agriculture-aquaculture	Faible coût par usage d'effluent recyclés ; coûts minimisés en (9) et (10)	Pas applicable

CHAPITRE 2

LES TRAVAUX PRELIMINAIRES SUR LE CHOIX DES FERTILISANTS

Des travaux antérieurs sur la fertilisation ont été menés en laboratoire, et à la station IFREMER-Noirmoutier (à cause de l'absence de structures expérimentales propres au CREMA en 1987-1989), montrant la possibilité de développer des "blooms" algaux au lieu de laisser s'installer un développement d'algues macrophytes, perturbateur de tout système aquacole. Sur les marais aquacoles extensifs il a pu aussi être constaté, selon les secteurs, une grande variabilité biologique, notamment au niveau de la production secondaire (Reymond, 1991), ce qui a confirmé la non viabilité de l'aquaculture extensive stricte pour les élevages de poissons et de crevettes. Par contre, les proies naturelles conservent un rôle important pour la croissance dans des filières semi-extensives (Reymond, 1998 ; Hussenot & Reymond, 1990 ; Hussenot et al., 1991b), et peuvent limiter l'ingestion directe de l'aliment intensif proposé (Reymond & Lagardère, 1990 ; Cam et al., 1991). Il nous a donc semblé intéressant de vérifier la possibilité d'orienter la productivité naturelle par des fertilisations et d'apprécier la reproductibilité des phénomènes en procédant à des essais répliqués. Avant d'entamer ce programme envisagé sur 9 bassins identiques de 200m³, il s'est avéré nécessaire de choisir les engrais et de définir leur mode d'épandage, notamment pour les apports minéraux contenant des composés peu solubles dans l'eau de mer comme les silicates.

Désirant utiliser un fertilisant organique et un fertilisant minéral, de façon à évaluer les effets respectifs sur l'écologie du marais, des travaux préliminaires ont été entamés dès 1989. Un certain nombre de test de réponse de fertilisants sur différents marais à usage aquacole (production d'alevins de poissons marins, grossissement de crevette impériale) ont été proposé en station de recherche ou chez des partenaires privés extérieurs. Science et bon sens ont présidé dans ces tests "empiriques" pour développer la productivité du zooplancton ou de la macrofaune benthique.

2.1 - LE CHOIX DU FERTILISANT ORGANIQUE

Les engrais organiques testés au CREMA-L'Houmeau (Hussenot et al., 1989) bien qu'intéressants pour certains d'entre eux, ont montré i) les difficultés et le danger d'utiliser des produits bruts de ferme (forte variabilité des nutriments N, P; insalubrité bactérienne), et ii) le coût élevé des produits salubres transformés (granulé de fumier, fiente traitée par enrobage,

guano amélioré,...). L'idée d'apporter un aliment aquacole bas de gamme a alors germé au sein de l'équipe du CREMA. Un prétest en vraie grandeur a été effectué à l'initiative privée du personnel du site de L'Houmeau dans un atelier de production "gastronomique" de *Penaeus japonicus* durant l'été 1989. Pour cet élevage un aliment carpe (C35 UCAAB) a été utilisé en remplacement d'un aliment spécifique habituellement employé. Les résultats zootechniques (production de crevette de 102g/m², survie de 85%) et les vitesses de croissance ont été remarquables comparés aux élevages similaires menés dans la région. Une dose constante (1g/m²/jour), distribuée de jour jusqu'à la fin de l'élevage a été effectuée, à la façon d'un fertilisant organique (Hussenot et Reymond, 1990). A la suite de ce test prometteur, il a été décidé de conserver ce produit comme type d'apport organique de façon à rechercher les causes du succès obtenu, c'est à dire le type de proies benthiques probablement stimulées.

2.2 - LE CHOIX DU FERTILISANT MINERAL

Pour le produit minéral, nous voulions un engrais à trois composés (N,P,Si), de façon à ne pas limiter les possibilités de développement des diatomées. Des tests précédents utilisant comme aux USA le phosphate de di-ammonium (DAP) pour favoriser le zooplancton dans les élevages de larves-juvéniles de bar en marais ont montré une dominante de dinoflagellés (Rincé, comm. pers.). Cet engrais toutefois permettait de bons démarrages de "blooms" en bassins de béton comme en marais. Nous avons donc recherché une complémentation en silice avec un produit industriel économique (le silicate de sodium liquide =SSL, de densité $d=1,37$ cf annexe 2). Des études en laboratoire menées au CREMA-l'Houmeau (Legrand et al., 1991) ont permis de définir une courbe de dissolution dans l'eau de mer, en fonction d'un rapport silicate/eau douce de prédissolution (figure 1). L'application en bacs de 300 litres a été expérimentée en comparant avec et sans agitation l'efficacité de la dissolution (Legrand et Hussenot, non publié). A partir de ces résultats, il a été décidé pour les expérimentations de ne pas agiter et d'adopter une prédissolution de 1/50 dans l'eau douce. Cette solution avait pour avantage de réaliser plus rapidement un synchronisme dans les fertilisations des 3 replicats, sans acquérir trois agitateurs. Pour des essais en volumes plus grands que 200m³, il sera nécessaire de trouver des solutions moins consommatrices en eau douce. Une expérience menée en 1991 par Hussenot et al. sur la dissolution de la silice par agitation pour fertiliser de grands volumes (compte-rendu à paraître) a montré que la technique était possible. L'efficacité de la dissolution est de 80-85% en injectant une solution silicate/eau douce au 1/5 dans le sillage d'un aérateur à turbine du type AIRE-O2.

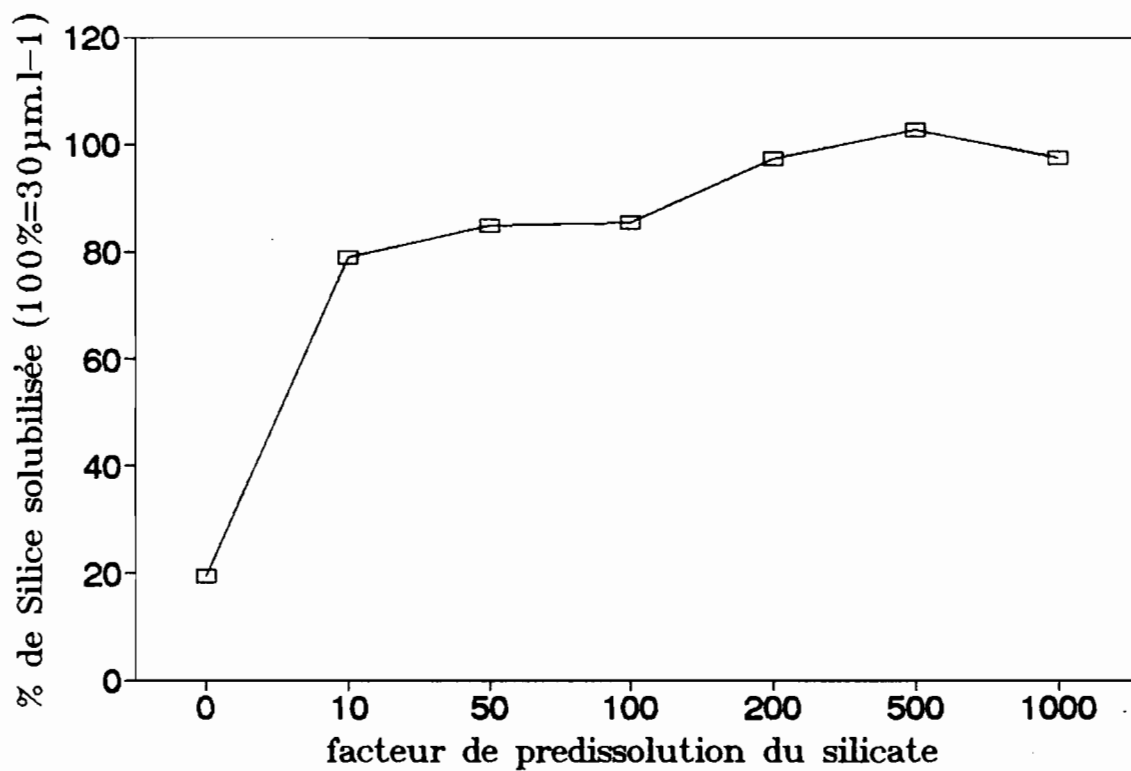


Figure 1 - Expérience en laboratoire de dissolution du silicate de sodium liquide dans l'eau de mer avec agitation en fonction de la concentration initiale du produit commercial (gel de silice $d = 1,37$) prédilué avec de l'eau douce (d'après Legrand et al., 1991).
 Exemple : pour un facteur de prédissolution du silicate de 50, on prépare 1 litre de gel de silice + 49 litres d'eau douce que l'on homogénéise avant d'épandre dans un bassin de 200 m^3 d'eau de mer pour obtenir une concentration finale théorique de 30 µmole.l^{-1} (si solubilisation à 100 %).

DEUXIEME PARTIE

LES RECHERCHES SUR LA STIMULATION DE LA PRODUCTIVITE NATURELLE EN MARAIS PAR EXPERIMENTATIONS EN MESOCOSMES

Il a été mis en place des expérimentations en mésocosmes sur les bassins parallèles du CREMA durant l'année 1990. Les bassins pouvaient être considérés comme identiques n'ayant pas connu depuis leur création des types d'activités, et des gestions d'eau différentes. Une analyse de variance a d'ailleurs été réalisée à partir des données de l'ETAT ZERO du sédiment pour vérifier l'homogénéité de chaque variable entre les différents groupes de bassins qui subiront des traitements de fertilisation différents (cf tableaux 13 à 15).

CHAPITRE 1

OBJECTIFS

Les objectifs de ces expérimentations sont:

1. de vérifier que la STIMULATION DU MILIEU (eau et sédiment) en marais salés atlantiques est une chose possible,
2. de connaître les effets respectifs d'un apport minéral et d'un apport organique, sur l'ECOSYSTEME MARAIS.
3. de quantifier la production primaire "naturelle" et la production primaire "induite" par un apport minéral N-P-Si.
4. d'évaluer la variabilité par des répliques (3 bassins) de chaque TRAITEMENT,
5. de vérifier la durabilité des effets lors d'une seconde période de mise au repos du système après une première période de fertilisation.

Volontairement, il a été fait abstraction de toute influence d'un élevage aquacole (bassin "vide"), et la pénétration des organismes aquatiques a été limitée par une filtration de l'eau d'entrée à 500 μ m.

CHAPITRE 2

METHODOLOGIE

2.1 - PLAN D'EXPERIENCE

Un tirage aléatoire (STATITCF, 1991) a été effectué sur les 9 bassins P1 à P9 de la station expérimentale du CREMA-L'Hommeau (figure 2), vis à vis du choix du traitement fertilisant effectué (tableau 2).

Un deuxième tirage a été effectué pour le choix d'un bassin de chaque type sur lesquels pourront être effectués des observations renforcées (production primaire, bactéries, profil sédimentaire,...)

Les traitements réalisés identiquement 3 fois ont été les suivants:

T = TEMOIN aucun apport

M = MINERAL apport deux fois par semaine (lundi et jeudi), de DAP (di-ammonium phosphate) à raison de $30 \mu\text{m.l}^{-1}$ d'azote et $20 \mu\text{m.l}^{-1}$ de phosphore, (soit 679 g de DAP) et de SSL (silicate de sodium liquide) à la concentration finale de $30 \mu\text{m.l}^{-1}$ de silice (soit 1376 g de SSL) de façon à obtenir un rapport proche de $N/S_i = 1$ (figure 3).

O = ORGANIQUE apport de 3g d'aliment C35 par mètre carré et par jour (6 jours sur 7) soit 600 g, ce qui représente par semaine un apport en azote organique théorique égal à la fertilisation minérale en considérant que l'azote total représente 1/6,25 fois la quantité de protéine (cf Annexe 2).

Tableau 2 : Tirage aléatoire du traitement à effectuer dans les différents bassins parallèles

Bassin	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
Traitement	M	T	O	T	O	T	O	M	M

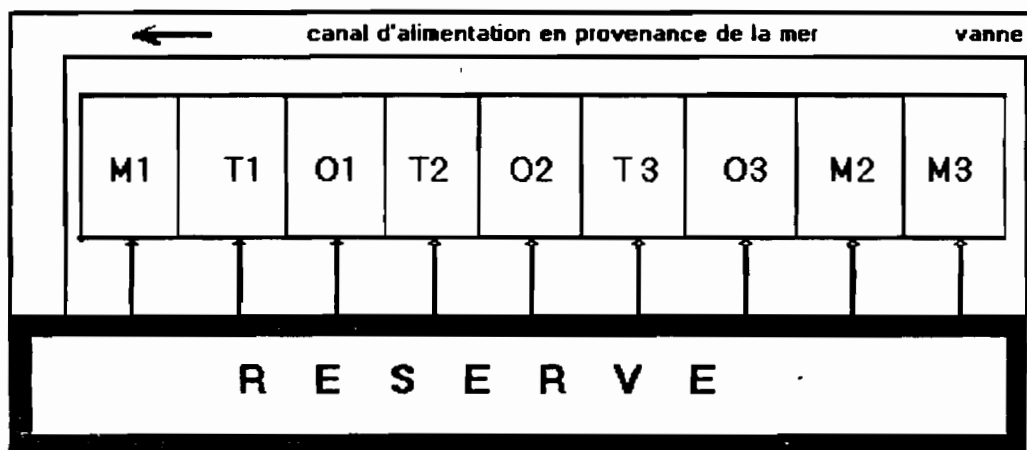


Figure 2 - Plan des bassins expérimentaux du CREMA, situés sur le marais de Lauzières (commune de L'Hourmeau)

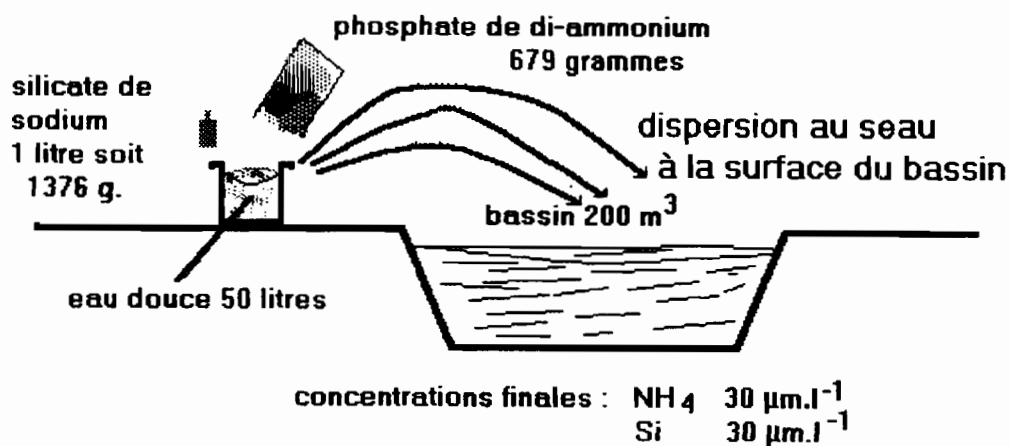


Figure 3 - Stratégie de fertilisation minérale effectuée à chaque apport, permettant une dissolution de la silice à 80 % minimum dans le bassin expérimental.

2.2 - MATERIEL ET METHODES D'ANALYSE

Pour éviter d'alourdir le document, il a été donné la préférence à une description abrégée en fin de volume (annexe 3) des techniques et matériels d'analyse utilisés, à laquelle le spécialiste intéressé pourra se reporter.

Les bassins expérimentaux ont été remplis de façon à obtenir pour chacun d'entre eux une profondeur de 90 cm. Le volume d'eau ainsi obtenu avoisinait $200 \text{ m}^3 \pm 10 \%$

Les bassins utilisés sont identiques et contigus (figure 2), remplis pour obtenir une profondeur moyenne de 90 cm, le volume d'eau contenu est de $200 \text{ m}^3 \pm 10 \%$.

2.3 - CALENDRIER DES INTERVENTIONS CULTURALES

Le tableau 3 décrit les mouvements d'eau et autres actions réalisés lors de la préparation et au cours de l'expérience.

J ₋₉	17 avril	vidange des 9 bassins
J ₋₃	23 avril	pose des filtres $500\mu\text{m}$ et remplissage de la réserve
J ₀	26 avril	état zéro du sédiment puis mise en eau du bassin
J ₃	29 avril	premier jour de fertilisation après fermeture des bondons
J ₄	30 avril	échantillonnage de la macrofaune
J ₂₈	24 mai	dernière fertilisation minérale
J ₃₂	28 mai	dernière fertilisation organique
J ₃₃	29 mai	échantillonnage de la macrofaune, vidange partielle $\pm 50\%$, état du sédiment, remplissage
J ₅₆	21 juin	échantillonnage de la macrofaune
J ₅₇	22 juin	vidange complète, état final du sédiment, et récupération de la biomasse macroalgale

Le nombre total de fertilisations minérales a été de 8 (soit un total de $8 \times 0,679 = 5,4$ Kg. de $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$, équivalent en théorie ⁽¹⁾ à 978 g. d'azote et 1092g de phosphore ; et un total de $8 \times 1,376 = 11$ Kg. de Na_2SiO_3 .

(1) en réalité dans l'eau de mer les taux de dissolution du DAP sont de seulement 60-70 % pour l'azote (Legrand et Joassard, 1990) soit dans la colonne d'eau plus probablement 635 g d'azote

Le nombre de fertilisations organiques a été de 26 soit un total de $26 \times 0,600 = 15,6$ Kg. d'aliment équivalent à 13,7 Kg. de matière sèche et 12,2 Kg de matière organique pour un bassin de 200m^3 .

2.4 - PLAN D'ECHANTILLONNAGE

Les paramètres de la colonne d'eau ont été mesurés à mi-profondeur (-50 cm) sur l'ensemble des 9 bassins dans un délai inférieur à 30 minutes pour la physico-chimie et inférieur à une demi-journée pour le plancton, avec un pas régulier comme suit:

- Pas journalier pour la colonne d'eau (7 jours sur 7 en fin d'après-midi vers 16-17H) sur les paramètres température, oxygène dissous, profondeur, transparence ou disque de Secchi, pH, fluorescence in vivo.

- Pas bi-hebdomadaire pour la colonne d'eau (mardi et vendredi), le lendemain des fertilisations minérales, sur les paramètres salinité, turbidité, seston, phytoplancton, zooplancton, profil de lumière.

Les paramètres du sédiment (teneur en eau, matière organique, pH, Red-ox, nutriments de l'eau interstitielle, phytobenthos, méiofaune, macrofaune) ont été mesurés au cours de 3 campagnes : état initial (ETAT0 = J0), état intermédiaire-fin de fertilisation (ETAT1 = J33), état final (ETAT2 = J56 et J57). Deux stations ont été prélevées dans chaque bassin.

Le dernier jour (J57) la biomasse des macroalgues a été évaluée, l'état initial étant inutile en raison de l'absence totale de plantes macrophytes.

Pour la colonne d'eau il a été volontairement choisi de réaliser les prélèvements et analyses en fin d'après midi parce que des études précédentes ont montré des corrélations entre le pH et la chlorophylle à cette période de la journée. Cela permet également d'obtenir des valeurs journalières proches des valeurs maximales pour ces deux paramètres ainsi que pour l'oxygène dissous.

Des mesures de production primaire ont été réalisées dans le cadre d'un travail de thèse (C. Legrand) sur deux bassins P1 (minéral) et P4 (témoin) par la méthode au ^{14}C , avec incubation in situ à 2 niveaux (surface et fond). Les résultats complets de ce travail seront disponibles fin 1992 dans le mémoire de thèse.

CHAPITRE 3

RESULTATS

Nous distinguerons dans la présentation des résultats 3 phases distinctes:

- la PHASE 0 (état zéro) avant la première fertilisation (J_0 à J_3)
- la PHASE 1 (J_4 à J_{32}) sans échange d'eau et avec fertilisation régulière
- la PHASE 2 (J_{33} à J_{54}) les bassins sont laissés au repos après un échange d'eau

3.1 - CONDITIONS CLIMATIQUES DURANT L'EXPERIMENTATION

Les conditions climatiques qui ont prévalu durant les mois d'avril à juin 1990, ont eu une influence certaine sur le comportement des bassins. Nous décrivons rapidement d'après les données relevées par la Météorologie Nationale, l'évolution de la température, la pluviométrie, et l'ensoleillement sur La Rochelle (Station Le Bout Blanc).

- Période d'assec du 17 au 26 avril 1990 :

Cette période a été défavorable à un assec efficace en raison d'un temps toujours couvert avec de nombreuses pluies et averses. Les précipitations ont atteint un total de 43mm, créant des conditions de dessalure à la surface du sédiment. Les températures de l'air ont varié durant cette période de 5,7°C à 17,0°C, en ne dépassant pas 12,4°C jusqu'au 22 avril .

- Période de fertilisation (PHASE 1) du 29 avril au 28 mai 1990:

Un beau temps s'est installé à partir du 26 avril, et rares ont été les périodes de pluie durant le mois de mai. Les précipitations cumulées ont atteint 36mm, dont la moitié durant la seule journée du 22 mai. Les températures de l'air ont été très supérieures à la moyenne saisonnière. Elles ont varié de 7,5°C à 26,1°C. La moyenne mensuelle du mois de mai a été de 17,85°C cette année là, alors que la température moyenne est habituellement de 14,2°C (période 1951-1980). De même l'insolation pour ce même mois a été supérieure à la moyenne (290 heures en mai 1990 contre 218 heures moyenne [période 1961-1985]).

- Période de repos après renouvellement (PHASE 2) du 29 mai au 22 juin :

Après une période de beau temps jusqu'au 2 juin, le ciel est devenu nuageux avec de nombreuses périodes de pluie. Il en a résulté une insolation inférieure aux valeurs moyennes malgré une température de l'air (18,6°C), légèrement supérieure à la moyenne de 1951-1980 (17,3°C). Pour la période considérée les températures de l'air ont varié de 10,5°C à 27,8°C. Les précipitations cumulées sur la période ont atteint un total de 37mm.

3.2 - ETAT INITIAL DES BASSINS

Une analyse de variance a permis de comparer les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'état zéro de la colonne d'eau et du sédiment. Elle montre une homogénéité des 3 séries de bassins sauf pour certaines espèces de la macrofaune (crustacés *Corophium* plus abondants dans les bassins témoins).

D'une façon générale, les bassins utilisés peuvent donc être considérés comme identiques. Cette analyse préalable est fondamentale pour éviter des sources d'erreur dans les expérimentations de fertilisation en bassins de terre (Knud-Hansen, 1992) liées à l'histoire du bassin.

3.3 - EVOLUTION DE LA COLONNE D'EAU

Nous distinguerons le plus souvent les deux phases décrites ci-dessus (§ 3.0) qui ont été séparées par un échange d'eau de 50% à J₃₃.

3.3.1 - Niveau d'eau dans les bassins

La figure 4 montre que les 3 séries de bassin ont évolué de façon identique. Il est à noter la baisse du niveau entre J₅ et J₂₇, et la remontée de J₂₇ à J₃₂. Si la baisse de niveau peut provenir d'une évaporation, la remontée des eaux ne peut s'expliquer que par des infiltrations à travers les digues en terre. En effet, averti de l'existence de cette perméabilité des digues, nous avons essayé de garder de part et d'autre des digues un niveau semblable. Il n'en a pas été de même vers J₂₈-J₃₂, période où nous avons dû remplir au maximum la réserve pour pouvoir effectuer le changement d'eau prévu à J₃₃. Il devra être tenu compte dans l'interprétation des résultats, de cet apport d'eau accidentel, lequel représente 15cm de lame d'eau soit 17% d'apport d'eau neuve. D'autant plus que cette eau aurait pu s'enrichir en éléments nutritifs, en percolant à travers la terre des digues.

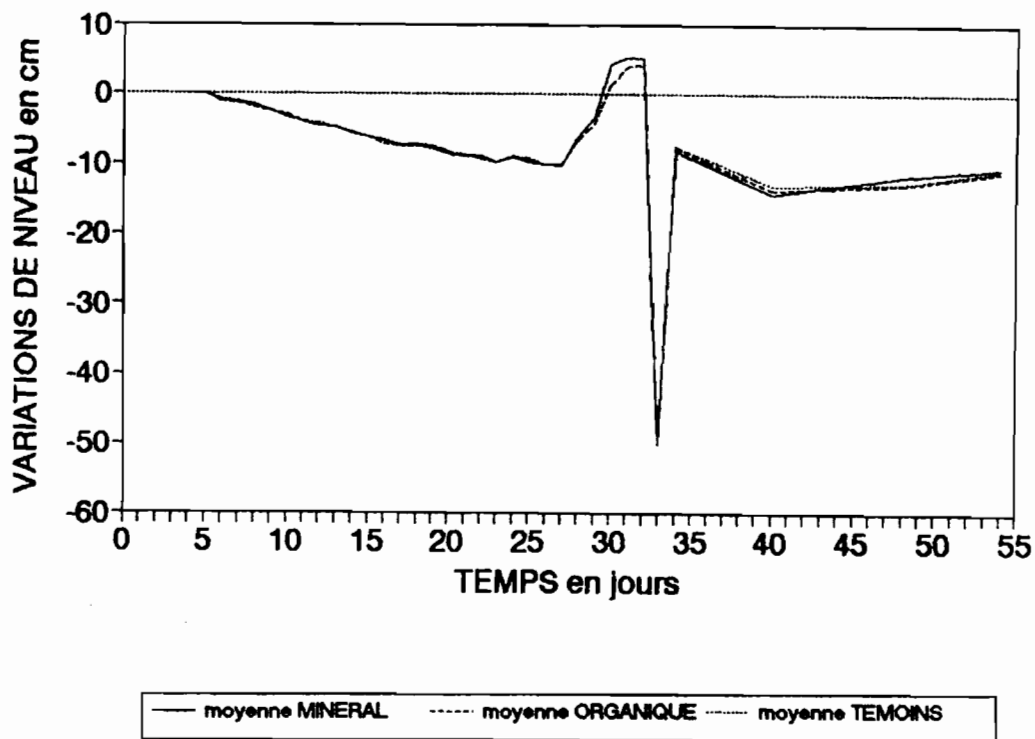


Figure 4 - Variations du niveau d'eau en centimètres dans les bassins, observées par lectures d'échelles placées dans chaque bassin. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliquats).

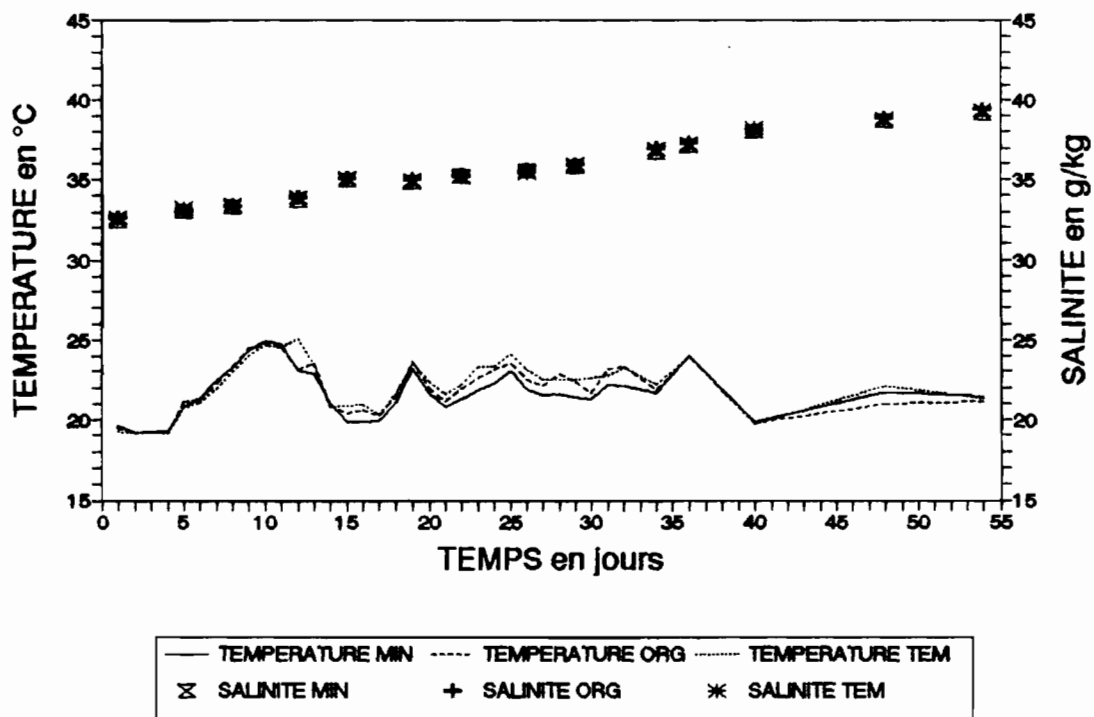


Figure 5 - Variations de la température et de la salinité de l'eau à mi-profondeur (-50 cm). Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliquats).

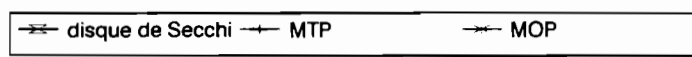
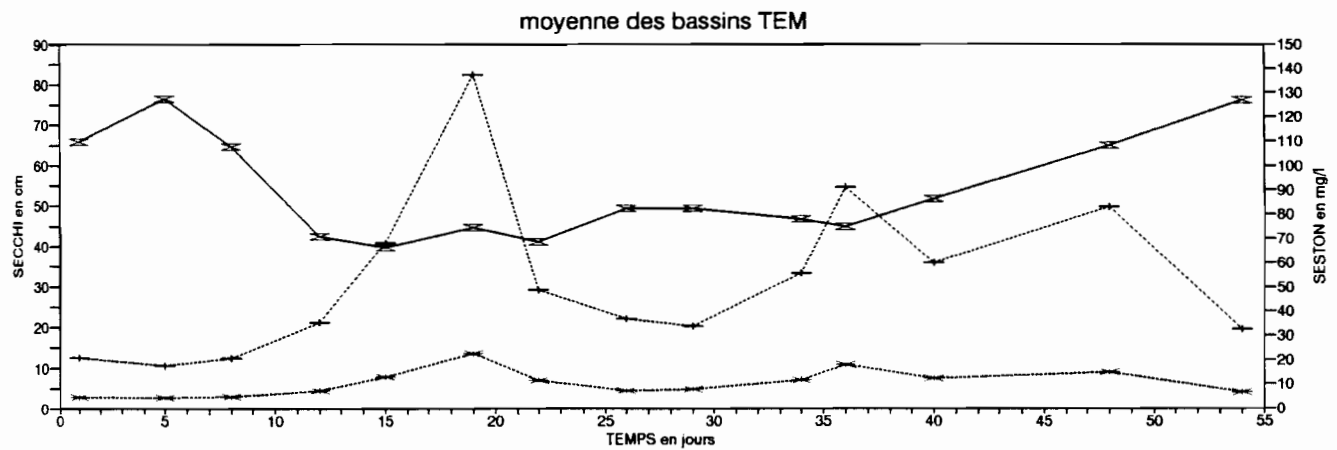
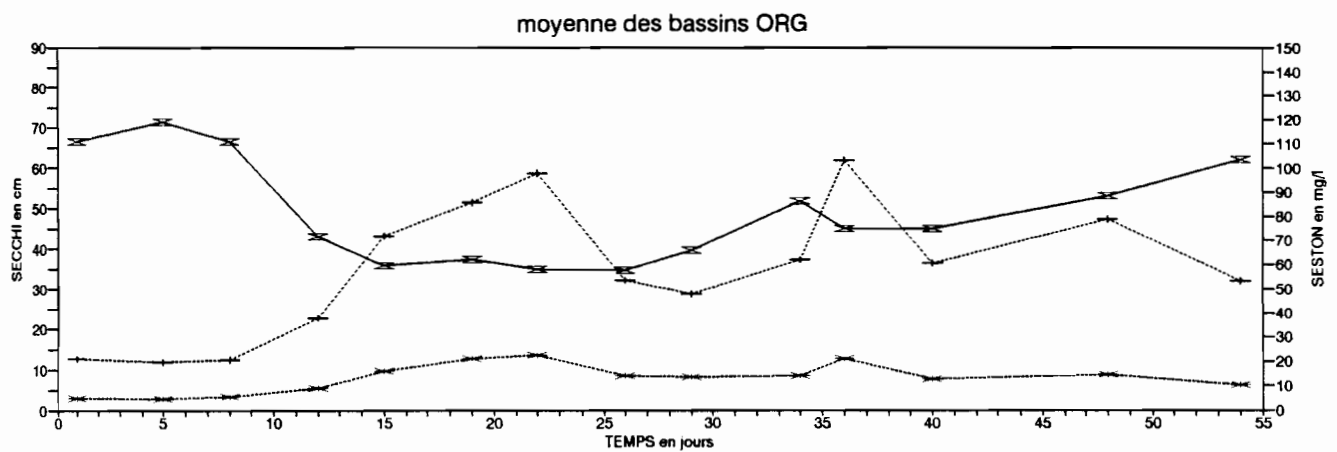
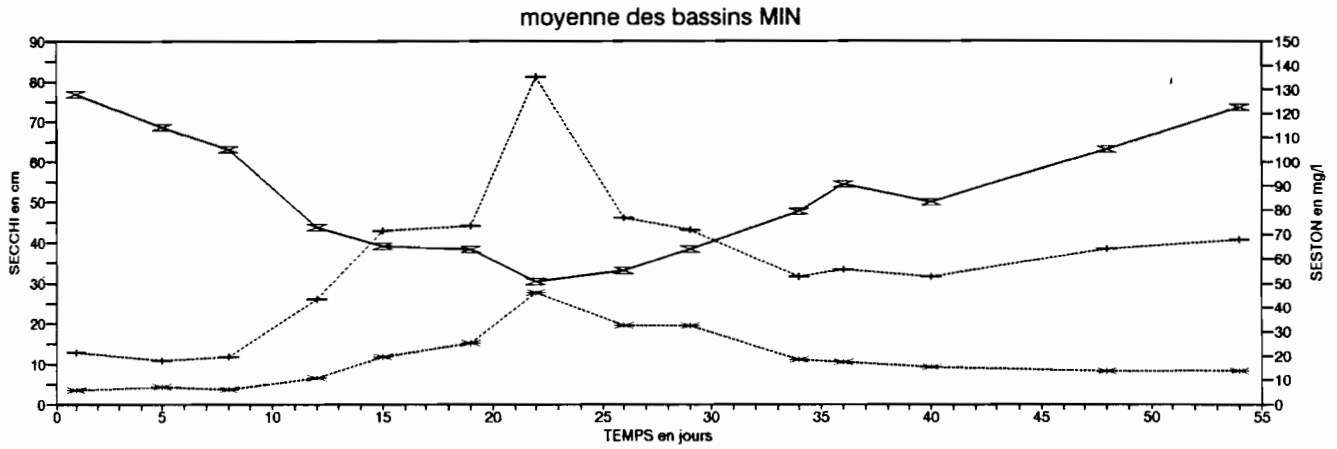


Figure 6 - Variations de la transparence (extinction du disque de Secchi en centimètres) et du seston (en mg/l) sous sa forme matière totale particulaire (MTP) et matière organique particulaire (MOP).

Figure 7a

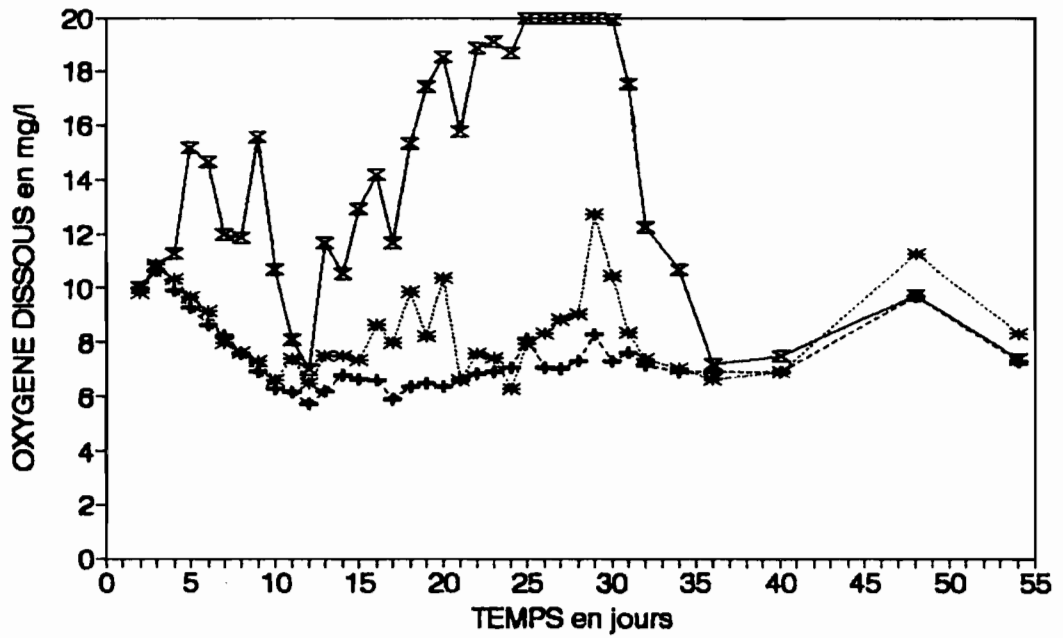


Figure 7b

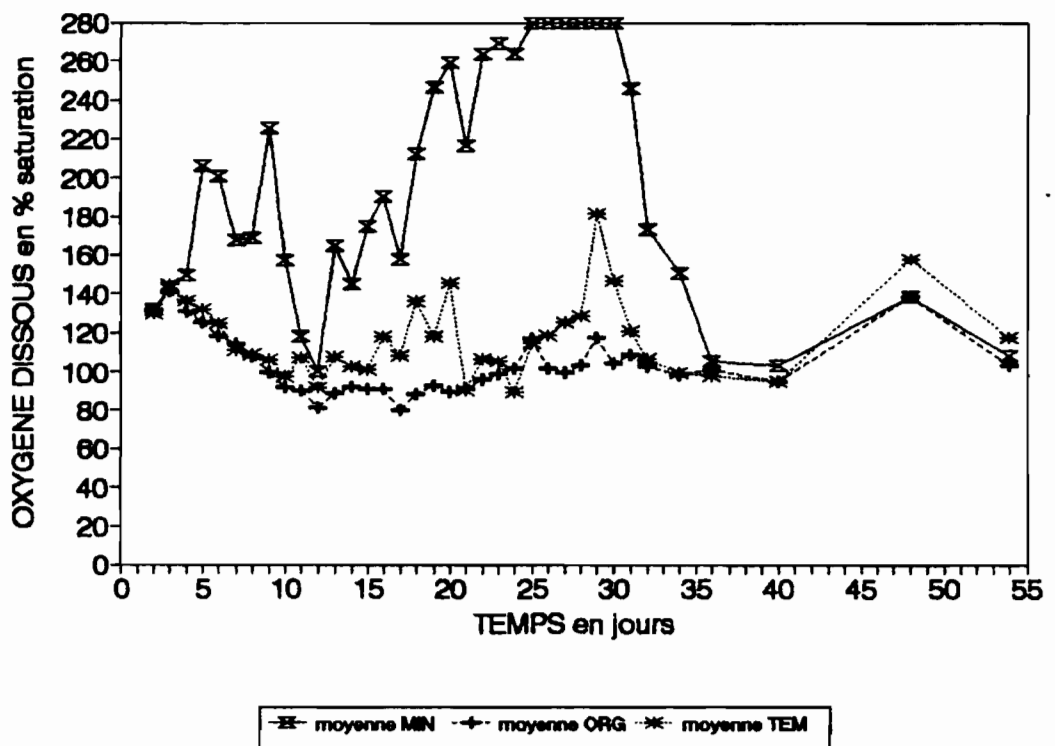


Figure 7 - Variations de l'oxygène dissous en mg.l^{-1} (figure 7a) et en % de saturation (figure 7b), mesuré en fin de journée à mi-profondeur. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliqués).

en oxygène a provoqué une diminution du taux d'oxygène entre le matin (3,4 mg/l) et l'après-midi (1,9 mg/l). Ayant pressenti le phénomène, nous avons en effet procédé exceptionnellement le J₃₂ à des mesures matinales sur tous les bassins, entre 6H30 et 7H00 (tableau 4). Une mortalité massive du bloom a dû probablement se produire entre J₃₁ et J₃₃ dans ce bassin, pouvant d'après les analyses ci-dessus, avoir provoqué une anoxie en fin de nuit de J₃₂-J₃₃. Cela ne s'est pas produit par contre sur les 2 autres répliques. Le bassin O3 semble également avoir un bilan d'oxygène différent des deux autres bassins organiques. Il est à noter la faible amplitude des variations journalières pour les bassins témoins (< 2 mg.l⁻¹) et celle intermédiaire des bassins organiques ($\Delta O_2 \leq 3$ mg/l) en comparaison de l'amplitude forte des bassins minéraux $\Delta O_2 \geq 5$ mg/l).

tableau 4 Comparaison des taux d'oxygène dissous en mg.l⁻¹ au lever du jour et en fin d'après-midi entre J₃₁ et J₃₂ pour chaque bassin.

BASSIN	M1	M2	M3	T1	T2	T3	O1	O2	O3
J31 soir	16,6	11,0	>20	7,8	7,7	7,4	9,4	9,7	6,0
J32 matin	3,4	5,6	14,5	6,1	6,3	6,7	6,3	6,7	3,4
J32 soir	1,9	9,8	>20	7,3	7,4	6,7	7,1	9,5	5,7

La figure 8 représente le détail de chaque bassin minéral pour l'oxygène dissous à 17H. Jusqu'au 12ème jour les 3 bassins ont un comportement très synchrone avec 2 pics successifs à J₅ et J₉ et une chute d'oxygène importante de J₉ à J₁₂. Ensuite MIN1 et MIN3 ont eu un comportement proche alors que le bassin MIN2 présente un bilan oxygène moins positif (moins de production ou plus de consommation). Il semble, malgré l'important changement d'eau à J₃₃, que le bassin M3 ait eu, avec 4 jours de retard, le même comportement que le bassin M1.

3.3.5 - Nutriments

Les analyses de nutriments, ont été effectuées systématiquement tous les jours jusqu'à J₃₂. Il a paru intéressant de détailler les trois bassins minéraux pour mieux évaluer le comportement respectif de chacun d'entre eux, en plus d'une comparaison des trois séries de bassin sur les valeurs moyennes des répliques.

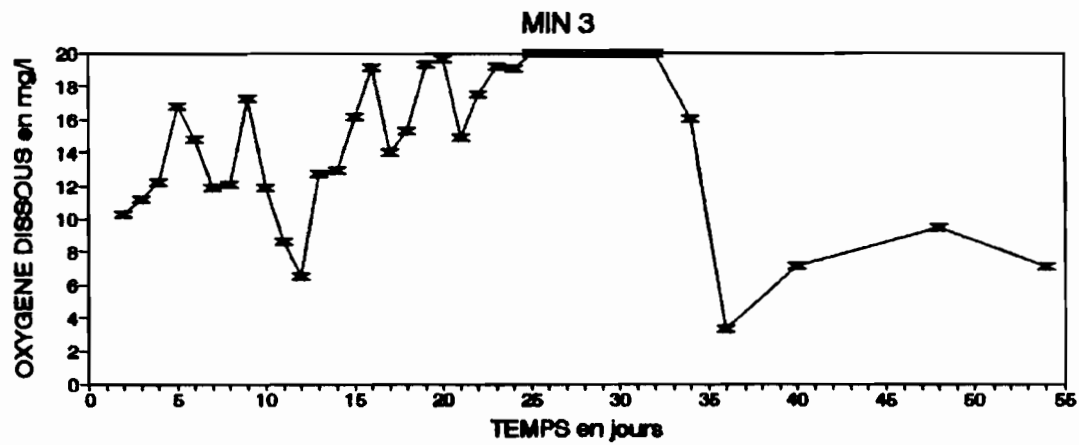
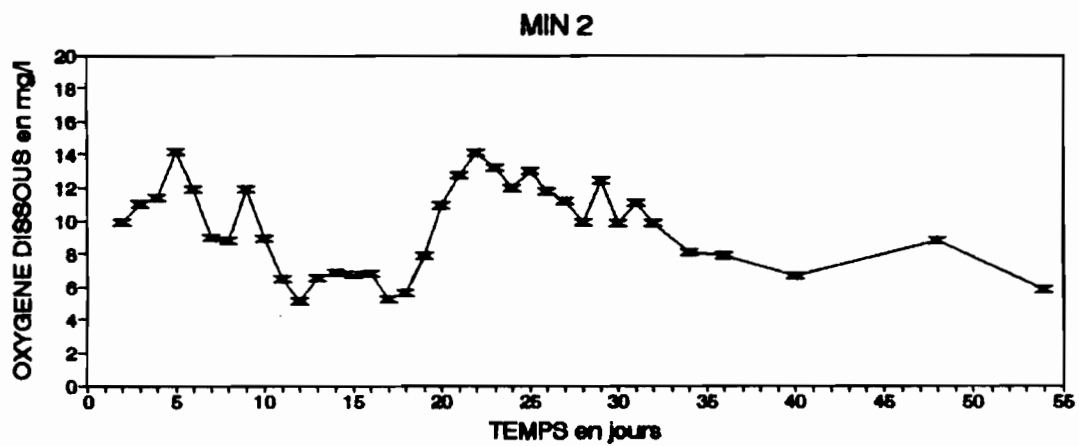
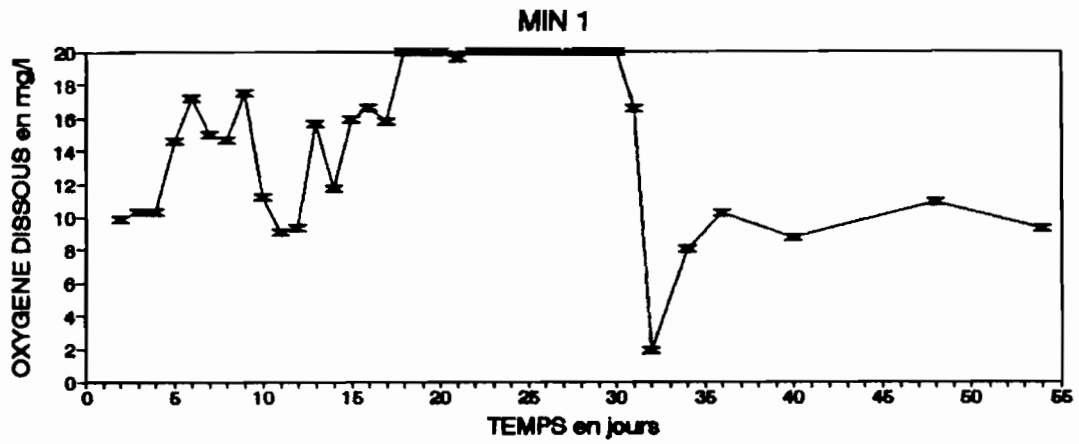


Figure 8 - Variations de l'oxygène dissous (en mg.l^{-1}), mesuré en fin de journée à mi-profondeur. Comparaison des 3 bassins minéraux.

3.3.5.1 - éléments azotés

Les nitrates n'étant apportés que par l'eau de mer, au moment du remplissage, ils sont rapidement assimilés entre J_0 et J_3 (figure 9) sur tous les bassins. La fertilisation minérale au DAP semble provoquer un léger apport de nitrites et d'urée dans l'eau (figures 10 et 11) par rapport aux autres séries de bassin. L'azote ammoniacal, qui ne dépasse jamais $1\mu\text{mole.l}^{-1}$ dans

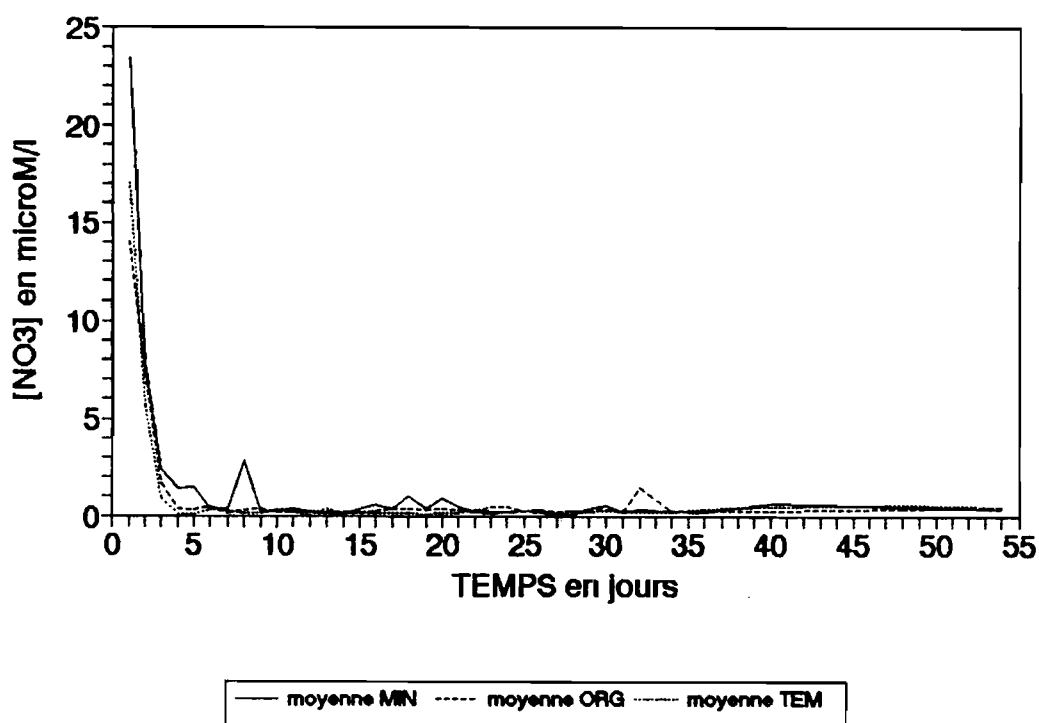


Figure 9 - Evolution de la concentration en nitrates (en $\mu\text{M/l}$) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliquats).

les bassins organiques et témoins, fluctue avec un pic après chaque fertilisation pour les bassins minéraux (figure 12). Néanmoins, à partir de la 4^e fertilisation les pics de NH_4 n'apparaissent plus dans l'eau sur les bassins M1 et M3 (figure 13). Cela veut dire que pour ces 2 bassins il suffit de 5-6 heures (délai entre la fertilisation à 10H et le prélèvement à 16H) pour assimiler tout le NH_4 apporté. Par contre dans le bassin M2 l'assimilation de NH_4 semble beaucoup plus lente, et il peut même rester un excédent d'azote d'une fertilisation sur l'autre (figure 13). Les pics maximum observés atteignent environ $35\mu\text{mole N-NH}_4.\text{l}^{-1}$.

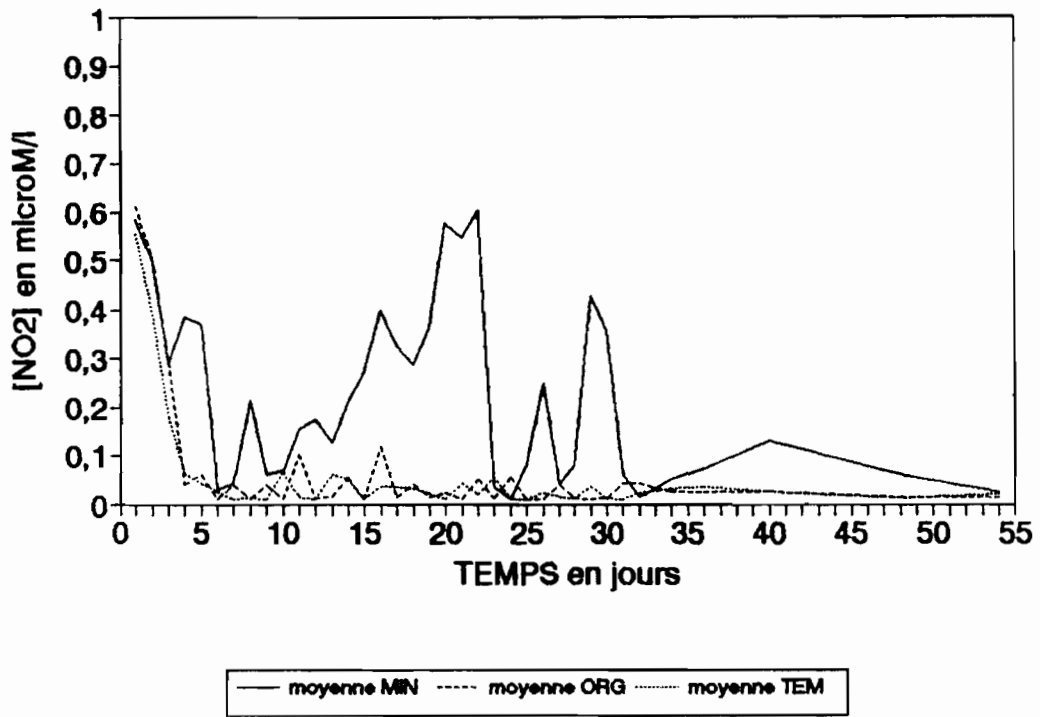


Figure 10 - Evolution de la concentration en nitrites (en $\mu M/l$) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliqués).

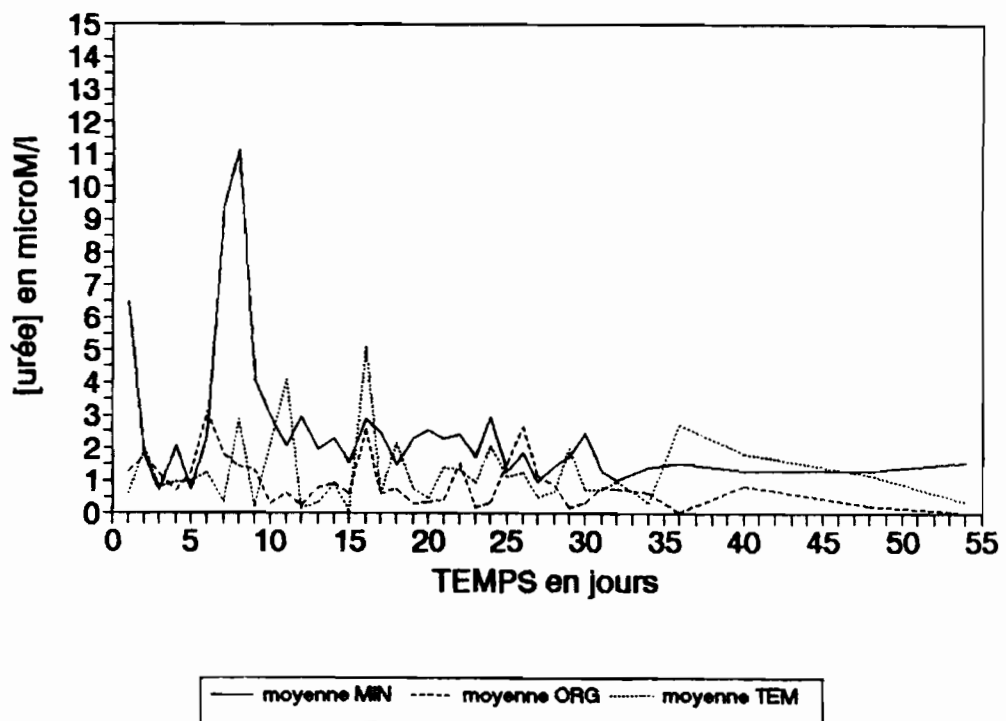


Figure 11 - Evolution de la concentration en urée (en $\mu M/l$) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliqués).

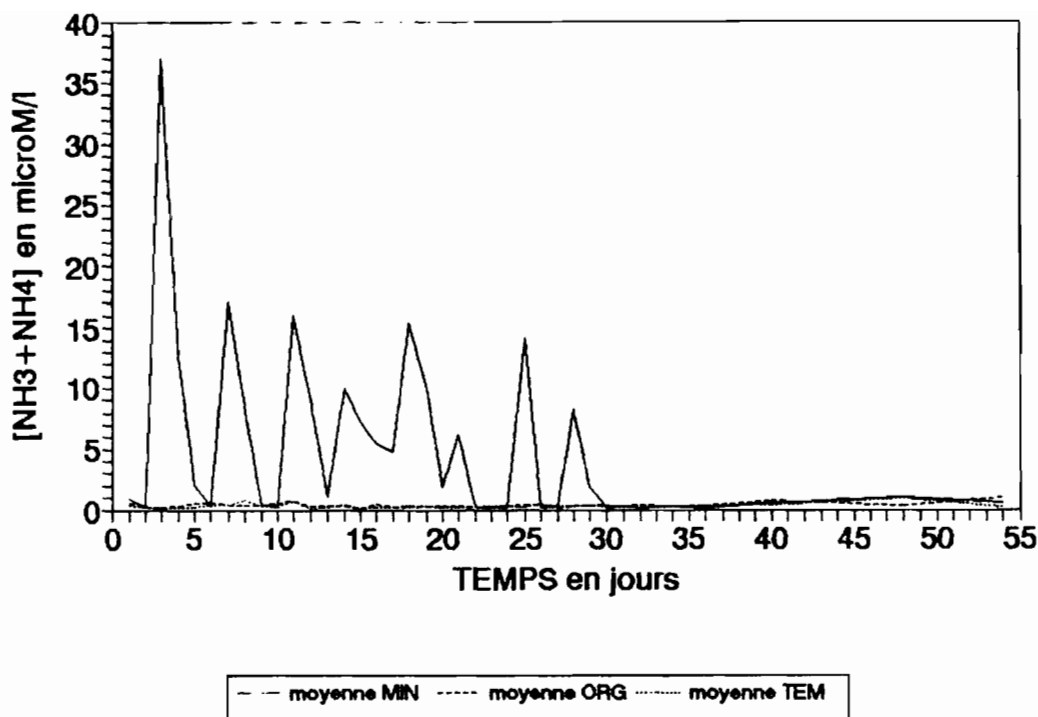


Figure 12 - Evolution de la concentration en azote ammoniacal (en $\mu\text{M/l}$) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliqués).

3.3.5.2 - éléments phosphorés

La figure 14 montre que les phosphates sont apportés en excès par la fertilisation minérale. Il persiste en permanence 20 à 60 $\mu\text{mole.l}^{-1}$ en moyenne dans la colonne d'eau, laissant toujours un excès de PO_4 après chaque fertilisation. Ces résultats confirment certains travaux précédents, utilisant le même engrais mixte (DAP 18-46-00), lesquels avaient montré que l'effet fertilisant sur la colonne d'eau pouvait être durable durant un à deux mois, malgré des échanges d'eau fréquents (Sagata, 1990). Pour les bassins minéraux pris individuellement (figure 16), l'évolution des concentrations est très proche pour M1 et M3, comme c'était le cas pour l'azote NH_4 et l' O_2 . Dans la PHASE 2, c'est le bassin M3 qui présente les concentrations les plus élevées.

3.3.5.3 - éléments silicatés

La figure 15 montre que les silicates ne sont limitants pour aucun des traitements. Il faut remarquer une augmentation lente jusqu'à J₂₇ puis une forte augmentation de concentration de J₂₈ à J₃₂ pour les séries TEM et ORG. Cette augmentation d'environ 20 $\mu\text{mole.l}^{-1}$ pourrait être due aux pénétrations d'eau à travers les digues signalées au § 3.3.1 alors que l'élévation lente

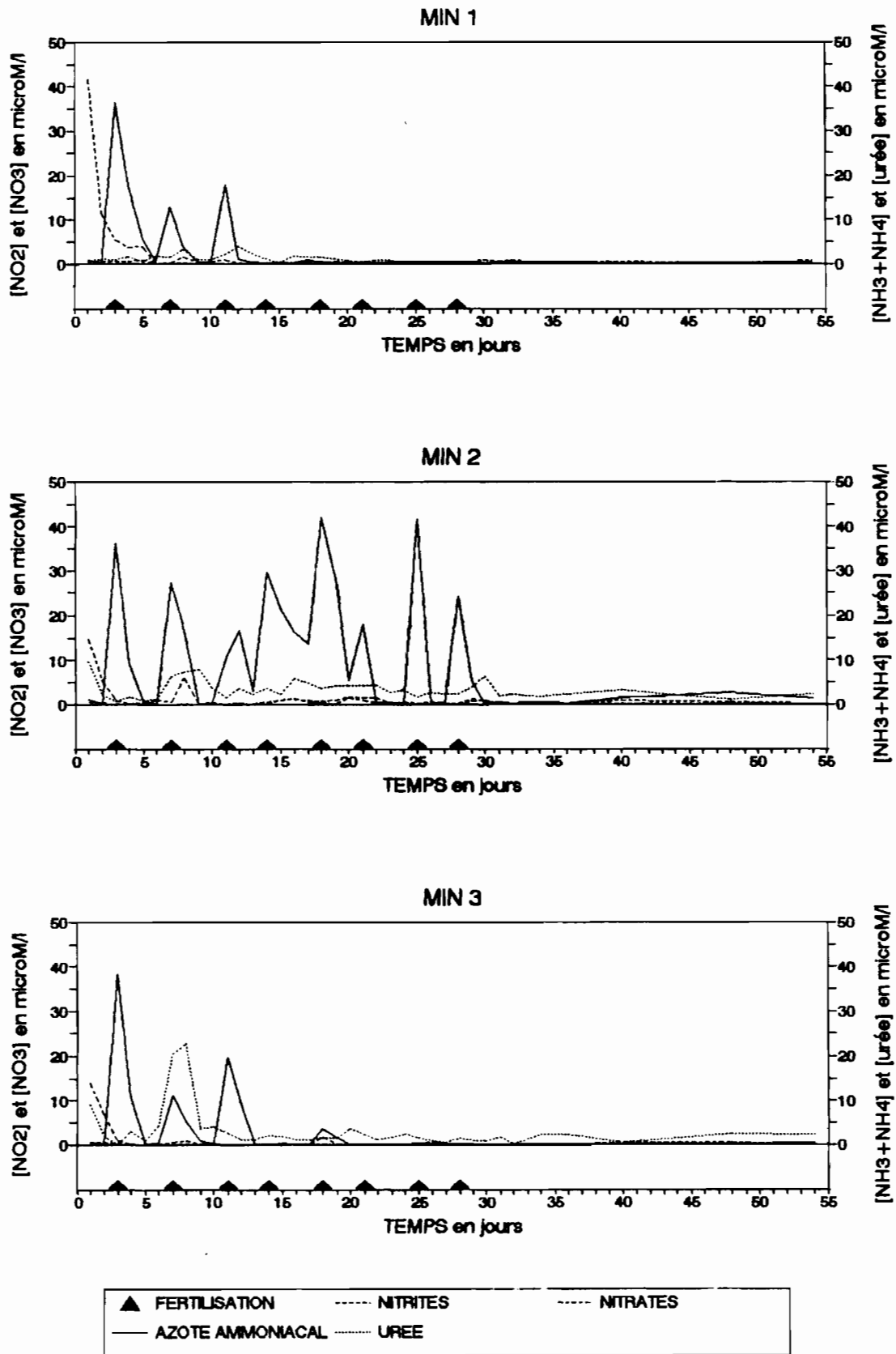


Figure 13 - Evolution de la concentration en azote ammoniacal (en $\mu M/l$) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 bassins minéraux.

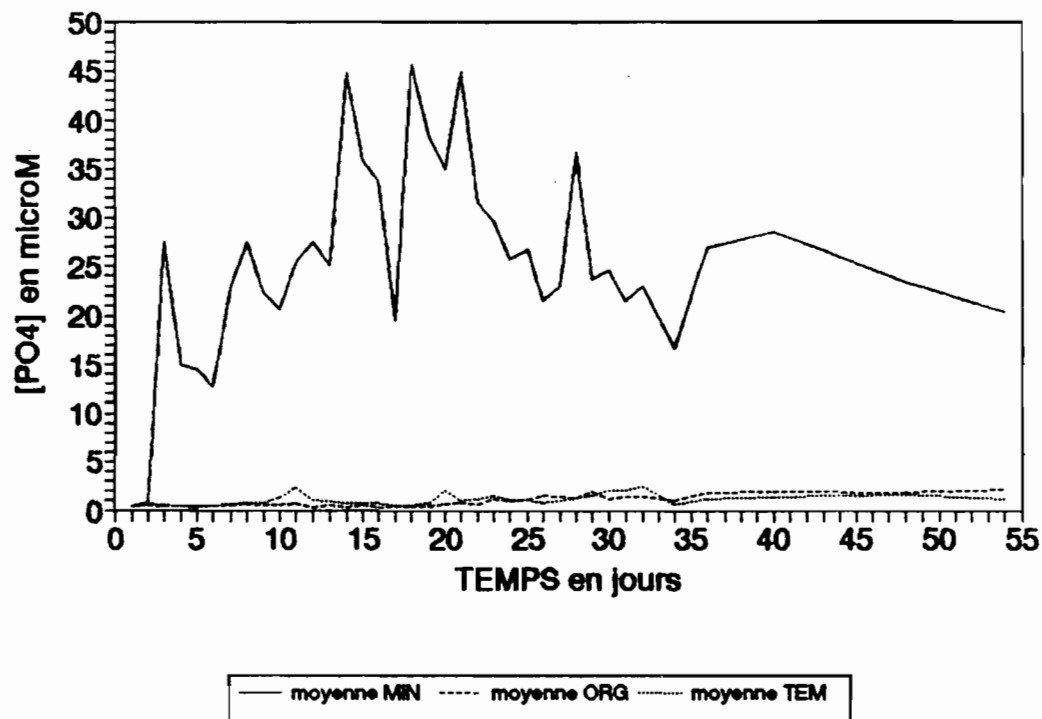


Figure 14 - Evolution de la concentration en phosphates (en μM) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliqués).

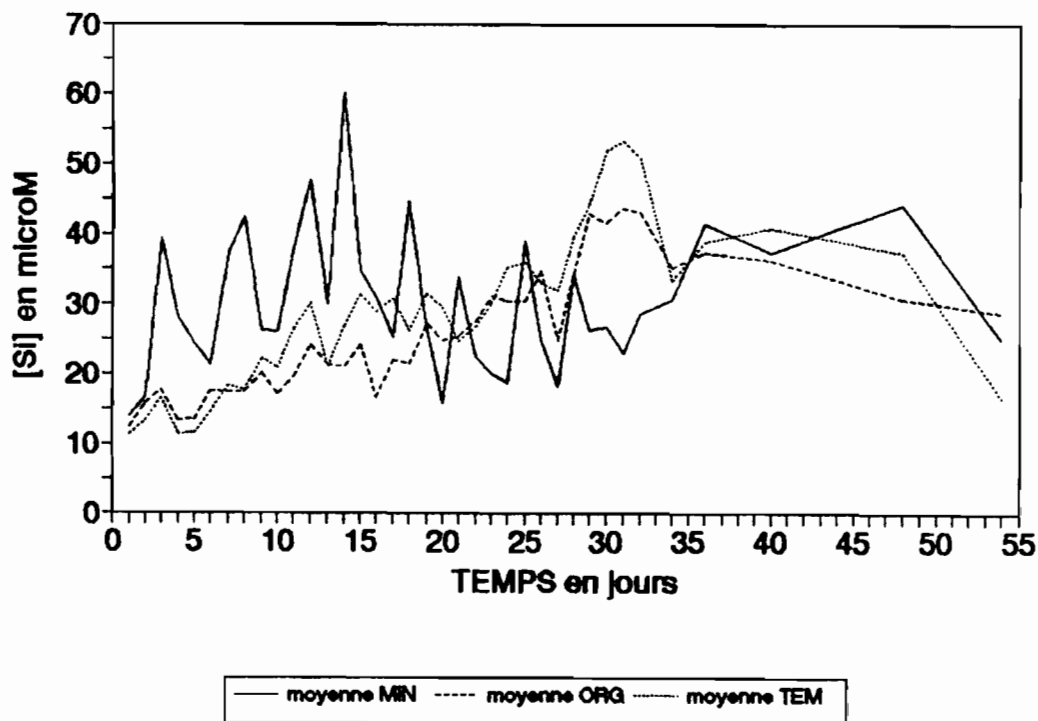


Figure 15 - Evolution de la concentration en silice (en μM) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliqués).

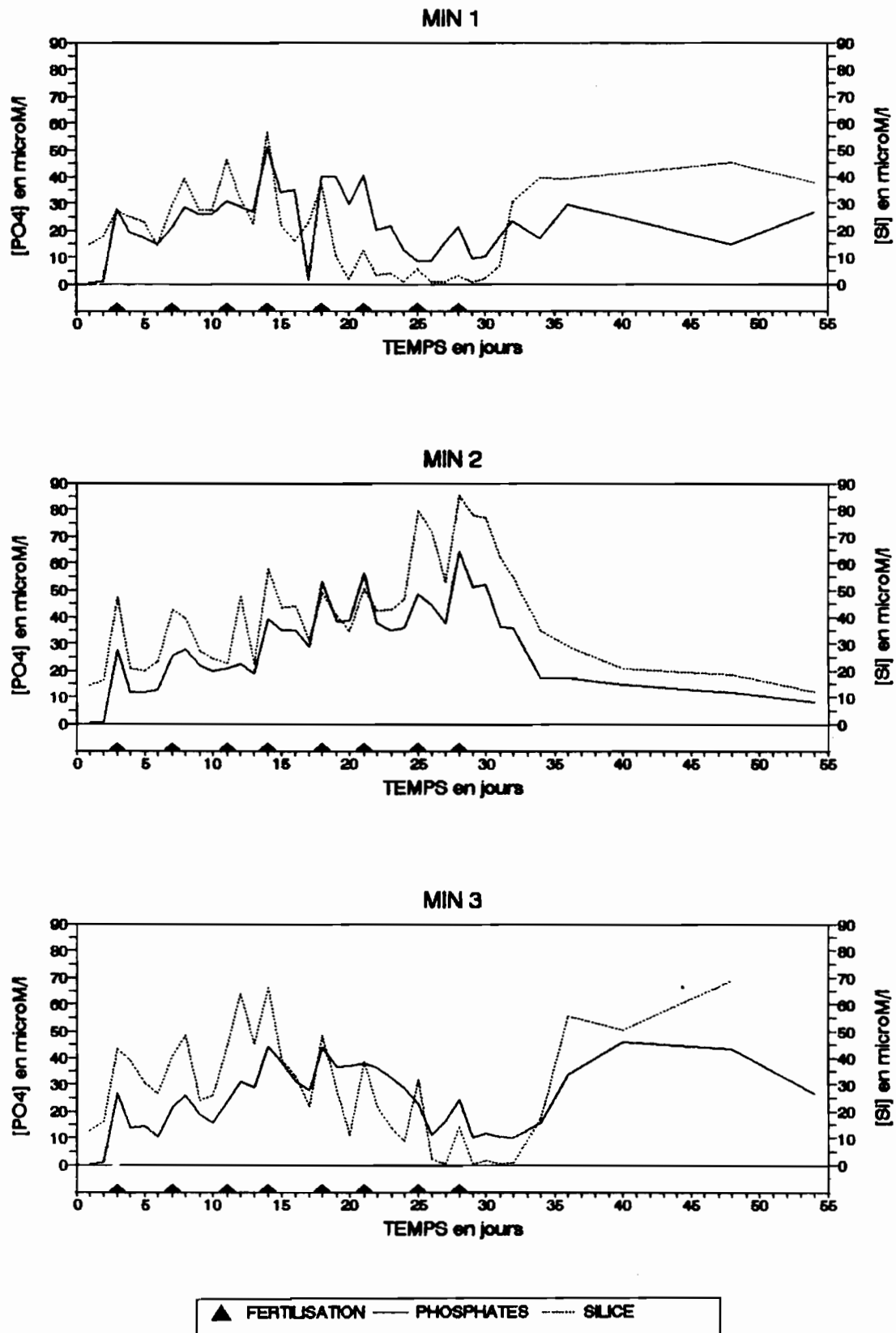


Figure 16 - Evolution de la concentration en phosphates et en silice (en $\mu\text{M/l}$) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 bassins minéraux.

du premier mois provient plus vraisemblablement d'un relargage du sédiment. La figure 16 permet de visualiser sur les bassins minéraux, qui seuls reçoivent de la silice, le pic correspondant à chaque fertilisation. Si jusqu'à J₂₅ les silicates sont en excès, de J₂₆ à J₃₁ ils sont totalement épuisés pour M1 et M3. Pour M2 les silicates semblent par contre peu utilisés ; les concentrations augmentent en effet régulièrement durant la PHASE 1.

3.3.6 - variabilité des paramètres physico-chimiques de l'eau selon les traitements

Le tableau 5 rapporte les valeurs moyennes faites sur 6 observations (2 par bassin sur 3 répliques) mesurées aux phases 0 (J₁), 1 (J₅-J₂₉) et 2 (J₃₄-J₅₄), ainsi que les erreurs standard et les résultats de tests statistiques de comparaison des moyennes pour chaque type de traitement à la même période¹. Il n'apparaît aucune différence significative pour la température, la salinité, le Secchi, la turbidité, la lumière transmise, le seston, l'azote ammoniacal, et les silicates. Par contre il apparaît une différence significative de la moyenne des observations pour le traitement "minéral" par rapport aux deux autres traitements pour :

- l'oxygène dissous dont les concentrations sont plus élevées à la phase 1,
- le pH dont les valeurs sont plus élevées aux phases 1 et 2,
- les nitrites dont les valeurs sont plus élevées à la phase 1,
- l'urée, dont les valeurs sont plus élevées aux phases 1 et 2,
- les phosphates, dont les valeurs sont plus élevées aux phases 1 et 2.

Pour le seston organique (M.O.P) et les nitrates le traitement "témoin" présente des valeurs significativement moins élevées durant la phase 2.

En conclusion, les fertilisations minérales modifient fortement les caractéristiques de la colonne d'eau durant la phase de fertilisation (phase 1), alors que la fertilisation organique n'apporte que peu de modifications par rapport aux eaux des bassins témoins.

3.3.7 - Variabilité des paramètres physico-chimiques de l'eau selon la profondeur

Il a été simplement réalisé quelques observations selon la profondeur, pour les paramètres physico-chimiques comme la température, l'oxygène dissous, le pH, la chlorophylle *a* en phase 2 (à J₃₅, J₄₁, et J₄₈). Par temps ensoleillé, les variations entre la surface et le fond sont liées à l'importance du développement microalgal. La petite taille des bassins ne provoque pas des

¹ les lettres (a, b, c) ou les chiffres (1, 2, 3) portés en exposant après les valeurs des moyennes indiquent si celles-ci sont significativement différentes pour chaque traitement à une même période (entre les 3 lignes d'une colonne). a est différent de (b) ; par contre si les 3 lignes sont avec (a), les moyennes ne sont pas significativement différentes pour les 3 traitements. Il en est de même avec les exposants chiffres utilisés dans le cas de données qui ne suivent pas la loi Normale et nécessitent l'utilisation d'un test non paramétrique (logiciel STATGRAPHICS vers.4.0).

tableau 5 moyenne \pm erreur standard des paramètres physico-chimiques de l'eau pour les 3 bassins répliqués, et résultat statistique de la comparaison des moyennes des différents traitements à la même période par analyse de variance (a,b,c) ou test non paramétrique (1,2,3)

PARAMETRE	TRAITEMENT	J ₁	J ₅ -J ₂₉	J ₃₄ -J ₅₄
Température (°C)	Minéral	19.6 ^a \pm 0.7	21.8 ^a \pm 0.3	21.7 ^a \pm 0.4
	Organique	19.5 ^a \pm 0.9	22.3 ^a \pm 0.2	21.5 ^a \pm 0.4
	Témoin	19.2 ^a \pm 0.2	22.6 ^a \pm 0.3	21.9 ^a \pm 0.4
Salinité (g/kg)	Minéral	32.5 ^a \pm 0.2	34.5 ^a \pm 0.2	37.9 ^a \pm 0.3
	Organique	32.6 ^a \pm 0.1	34.7 ^a \pm 0.2	38.1 ^a \pm 6
	Témoin	32.6 ^a \pm 0.1	34.6 ^a \pm 0.2	38.1 ^a \pm 0.6
Oxygène (mg/l)	Minéral	9.0 ^a \pm 0.1	14.6 ¹ \pm 1.01	8.5 ^a \pm 0.7
	Organique	8.9 ^a \pm 0.2	8.5 ² \pm 0.5	8.0 ^a \pm 0.7
	Témoin	8.9 ^a \pm 0.1	11.2 ² \pm 4.0	7.5 ^a \pm 0.3
pH	Minéral	8.34 ^a \pm 0.02	8.93 ¹ \pm 0.11	8.53 ¹ \pm 0.14
	Organique	8.37 ^a \pm 0.03	8.24 ² \pm 0.04	8.09 ² \pm 0.53
	Témoin	8.39 ^a \pm 0.00	8.21 ² \pm 0.03	8.14 ² \pm 0.03
Secchi (cm)	Minéral	76 ^a \pm 9	44 ^a \pm 4	58 ^a \pm 6
	Organique	66 ^a \pm 4	45 ^a \pm 3	51 ^a \pm 6
	Témoin	66 ^a \pm 6	51 ^a \pm 3	57 ^a \pm 6
Turbidité (JTU)	Minéral	7 ^a \pm 1	19 ^a \pm 3	15 ^a \pm 1
	Organique	9 ^a \pm 1	20 ^a \pm 2	22 ^a \pm 3
	Témoin	10 ^a \pm 2	15 ^a \pm 1	17 ^a \pm 2
Lumière trans. (%)	Minéral	51 ^a \pm 0	32 ^a \pm 3	41 ^a \pm 3
	Organique	51 ^a \pm 0	35 ^a \pm 2	39 ^a \pm 4
	Témoin	51 ^a \pm 0	41 ^a \pm 1	42 ^a \pm 3
Seston (MTP) en mg/l	Minéral	21.4 ^a \pm 2.9	63.6 ¹ \pm 10.2	58.5 ^a \pm 6.0
	Organique	21.1 ^a \pm 2.6	54.4 ¹ \pm 6.6	71.6 ^a \pm 11.0
	Témoin	20.8 ^a \pm 2.4	49.7 ¹ \pm 12.0	64.4 ^a \pm 8.1
M.O.P (mg/l)	Minéral	5.7 ^a \pm 0.9	22.4 ¹ \pm 3.8	15.7 ^a \pm 1.9
	Organique	5.1 ^a \pm 0.3	13.4 ¹ \pm 1.4	14.5 ^a \pm 2.1
	Témoin	4.8 ^a \pm 0.2	9.9 ² \pm 1.7	12.7 ^a \pm 1.4
NH ₄ (μ mole/l)	Minéral	0.9 ^a \pm 0.2	4.9 ¹ \pm 1.6	0.6 ¹ \pm 0.2
	Organique	0.6 ^a \pm 0.4	0.4 ¹ \pm 0.1	0.6 ¹ \pm 0.1
	Témoin	0.4 ^a \pm 0.1	0.4 ¹ \pm 0.1	0.5 ¹ \pm 0.2

tableau 5 (suite) moyenne \pm erreur standard des paramètres physico-chimiques de l'eau pour les 3 bassins répliqués, et résultat statistique de la comparaison des moyennes des différents traitements à la même période par analyse de variance (a,b,c) ou test non paramétrique (1,2,3)

NO ₂	(μ mole/l)	Minéral	0.6 ^a \pm 0.0	0.3 ¹ \pm 0.1	0.1 ¹ \pm 0.0
		Organique	0.6 ^a \pm 0.1	0.0 ² \pm 0.0	0.0 ¹ \pm 0.0
		Témoin	0.6 ^a \pm 0.0	0.0 ² \pm 0.0	0.0 ¹ \pm 0.0
NO ₃	(μ mole/l)	Minéral	23.4 ^a \pm 9.1	0.8 ¹ \pm 0.3	0.4 ^a \pm 0.1
		Organique	14.0 ^a \pm 2.3	0.3 ¹ \pm 0.0	0.3 ^a \pm 0.1
		Témoin	17.0 ^a \pm 2.5	0.2 ² \pm 0.0	0.4 ^a \pm 0.1
Urée	(μ mole/l)	Minéral	6.5 ^a \pm 3.0	3.0 ¹ \pm 0.9	1.4 ¹ \pm 0.3
		Organique	1.3 ^a \pm 0.5	1.0 ² \pm 0.2	0.4 ² \pm 0.1
		Témoin	0.6 ^a \pm 0.1	0.9 ² \pm 0.2	0.8 ² \pm 0.3
PO ₄	(μ mole/l)	Minéral	0.5 ^a \pm 0.1	27.5 ¹ \pm 2.5	23.1 ¹ \pm 2.9
		Organique	0.4 ^a \pm 0.1	0.8 ² \pm 0.2	1.7 ² \pm 0.2
		Témoin	0.5 ^a \pm 0.2	0.9 ² \pm 0.1	1.2 ² \pm 0.1
SiO ₂	(μ mole/l)	Minéral	13.9 ^a \pm 0.6	31.2 ^a \pm 4.5	37.9 ^a \pm 4.2
		Organique	12.4 ^a \pm 1.8	26.5 ^a \pm 2.3	33.7 ^a \pm 2.5
		Témoin	11.3 ^a \pm 1.0	28.3 ^a \pm 2.6	33.5 ^a \pm 3.0

courants de décharge et d'upwelling suffisants pour homogénéiser le bassin. Une stratification importante de l'eau peut apparaître. Durant l'expérimentation la variabilité des paramètres sur un profil vertical n'a été que très accessoirement observée. A l'avenir une approche plus détaillée sera nécessaire. En PHASE 2, il a pu être observé à J35 et J48 des profils d'oxygène dissous inversés en fin de journées ensoleillées. (cf § 3.3.3)

3.3.8 - Biomasse phytoplanctonique

Elle s'exprime par une mesure de la chlorophylle *a* faite par extraction dans un solvant organique. Les dénombrements et les déterminations qualitatives permettent d'autre part d'exprimer des biovolumes.

3.3.8.1 Chlorophylle *a* et Fluorescence *in vivo*

La figure 17 montre les niveaux de chlorophylle *a* atteints pour les différents traitements. La fertilisation organique double la biomasse phytoplanctonique exprimée en chlorophylle *a*, par rapport aux témoins, alors que la fertilisation minérale multiplie par 6 en moyenne cette biomasse. La corrélation entre la fluorescence *in vivo* et la chlorophylle *a* faite par extraction est

significative (tableau 20). Cela nous permet par une technique rapide d'avoir un aperçu journalier de l'évolution de la biomasse phytoplanctonique, et d'intervenir en temps réel si nécessaire sur les apports fertilisants ou sur les échanges d'eau. La comparaison des 3 bassins minéraux (figure 18) permet de confirmer l'identité phytoplanctonique dans l'évolution de M1 et M3, et l'hétérogénéité du bassin M2. Pour ce dernier, la biomasse n'a véritablement augmenté que à partir de J₂₀ (ne dépassant pas 70 µg.l⁻¹ de chlorophylle *a*) pour décroître fortement ensuite, alors que M1 et M3 atteignent un pic de plus de 250 µg.l⁻¹ au 28ème jour.

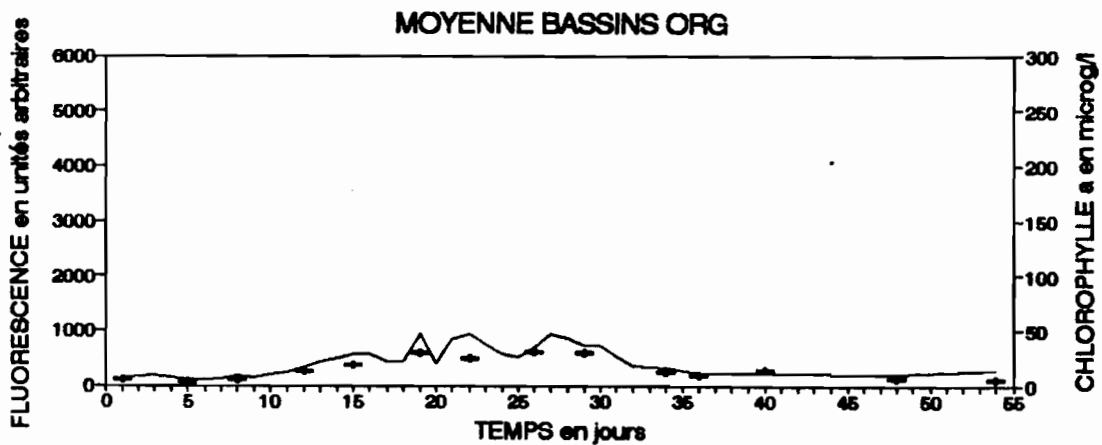
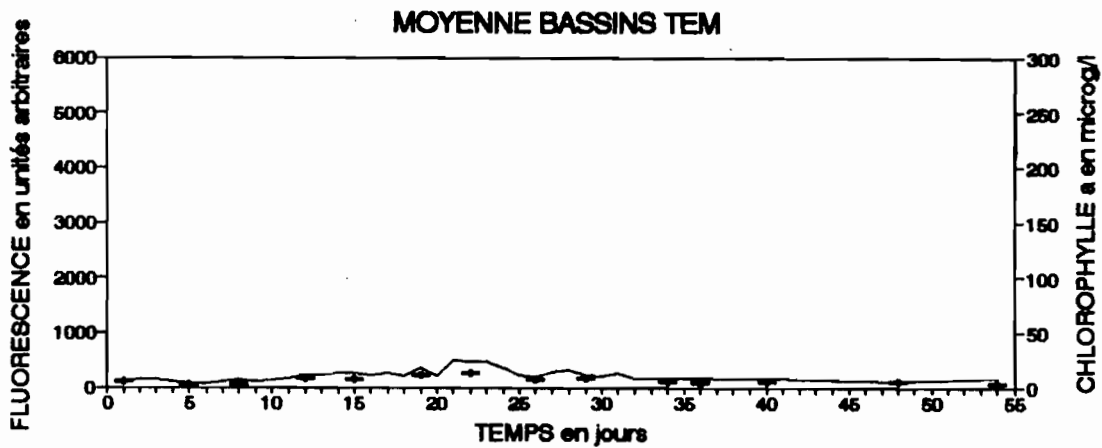
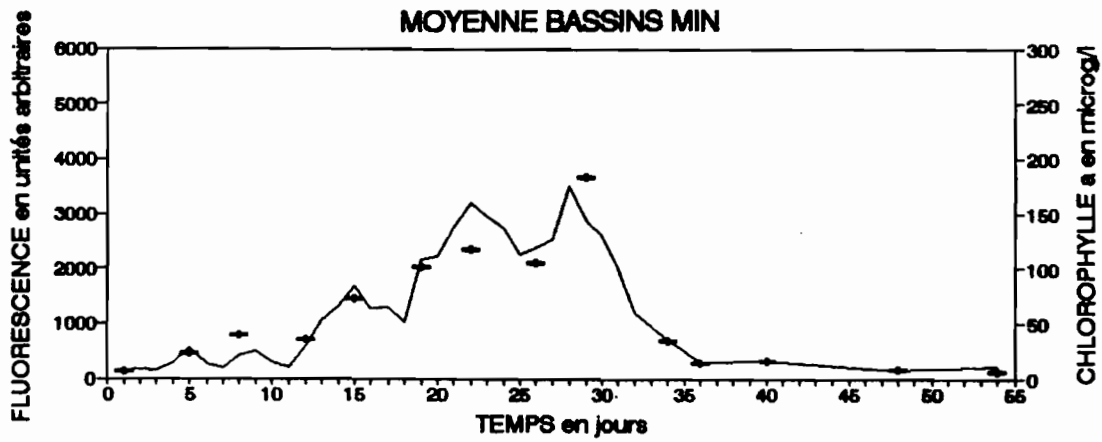
3.3.8.2 Evaluation qualitative et quantitative des peuplements phytoplanctoniques [d'après Rincé et Pirastru, 1991]

L'étude confiée au laboratoire de Biologie Marine de Nantes avait pour but de connaître les unités taxonomiques impliquées et de déterminer la part que chacune d'elles représente dans la biomasse végétale produite. L'étude a été faite sur du matériel fixé, pouvant rendre difficile, parfois, certains caractères propres aux nanoflagellés, souvent abondants dans ces milieux.

Les peuplements analysés ne contiennent que des microalgues et essentiellement des nanoflagellés et des diatomées. Les unités taxonomiques reconnues sont énumérées dans la liste du tableau 6.

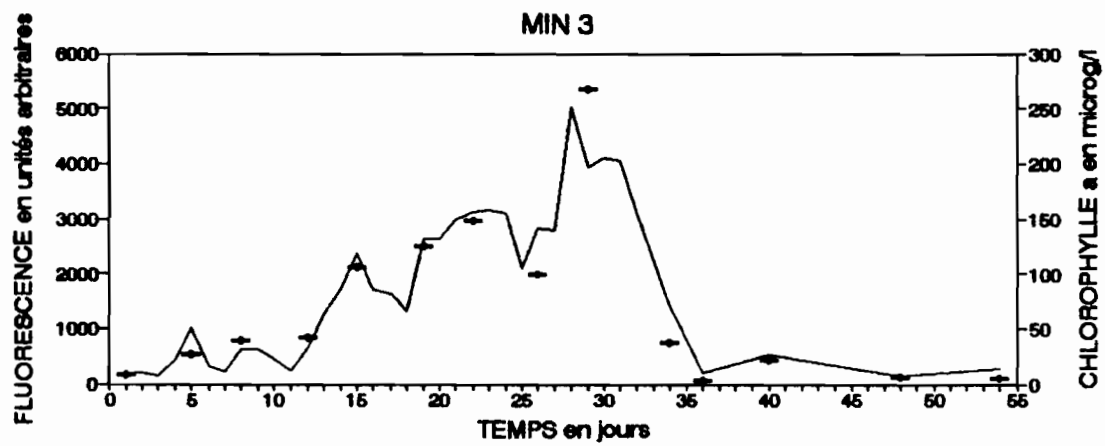
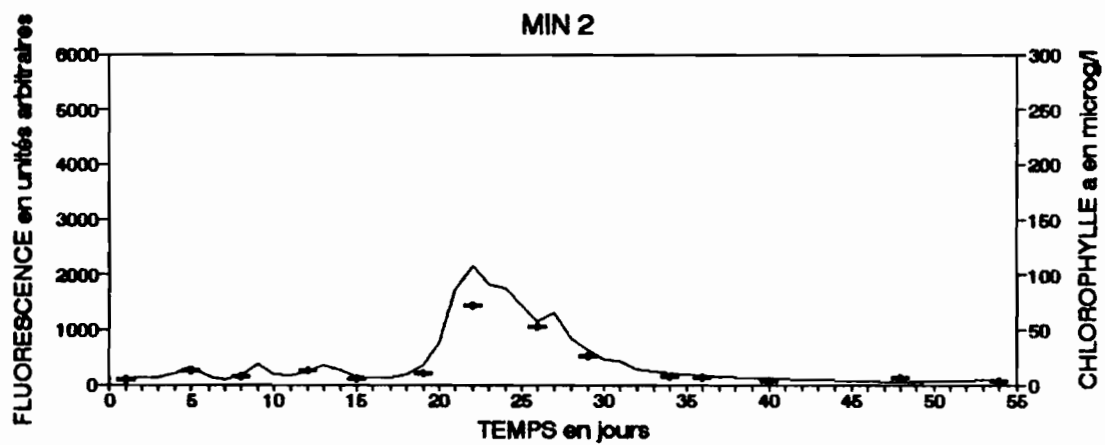
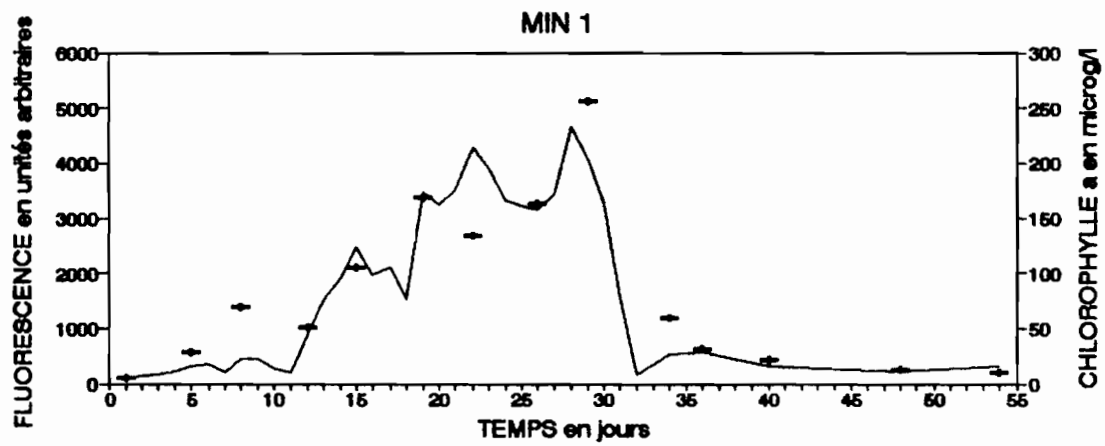
La figure 19 présente quelques unes des formes microalgales rencontrées. Les peuplements dominants au départ sont constitués de diatomées et de péridiniens. La période J₁ à J₈-J₁₅ correspond à la disparition des diatomées dans les bassins et à leur remplacement par des Péridiniens, Chrysophycées et Euglénophycées. Une efflorescence d'une petite diatomée *Nitzschia alexandrina* est apparue de J₂₂ à J₂₉ sur tous les bassins quel que soit le traitement, sauf sur le bassin M2. Les bassins témoins et organiques présentent une plus grande diversité. De J₁₅ à J₂₉ le nombre de cellules de Prasinophycées (forme sphérique de 3µm de diamètre, indéterminée) augmente considérablement dans les bassins organiques, atteignant en fin de période plus de 100000 cellules par ml.

Le tableau 7 exprime en biovolumes les biomasses des différents bassins calculées d'après le nombre de cellules comptées pour chaque bassin au jour J₂₂ et le volume cellulaire indiqué au tableau 6. A cette date, pour les 3 bassins minéraux la concentration en chlorophylle *a* est de l'ordre de 150 µg.l⁻¹



— FLUO IN VIVO + CHL a EXTRAITE

Figure 17 - Evolution de la concentration en chlorophylle a (en $\mu\text{g/l}$) et de la fluorescence in vivo (en unités arbitraires) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 types de traitement (moyennes des répliquats).



— FLUO IN VIVO + CHL a EXTRAITE

Figure 18 - Evolution de la concentration en chlorophylle a (en $\mu\text{g/l}$) et de la fluorescence in vivo (en unités arbitraires) dans l'eau des bassins. Comparaison des 3 bassins minéraux.

**Tableau 6 : critères de détermination, dimensions et volumes cellulaires.
(Rincé & Pirastru, 1991)**

DIATOMEES	Enveloppe siliceuse (frustule) réfringente, plastes jaunes-bruns					
Navicula sp	40 μm	x	10 μm	x	5 μm	2 000 μm^3
Nitzschia sp1	30	x	5	x	6	900 -
Nitzschia sp2	40	x	5	x	5	1 000 -
Nitzschia sigma	200	x	8	x	8	12.800 -
N. panduriformis	60	x	20	x	8	9.600 -
N. tryblionella	100	x	20	x	8	16.000 -
N. alexandrina	6	x	2	x	1	12 -
Amphora sp	40					16.000 -
Gyrosigma ba.	200	x	10	x	10	20.000 -
PERIDINIENS	Enveloppe cellulosique ou formes nues, noyau très volumineux					
Gymnodinium sp	sphère de 15 μm de diamètre					500 μm^3
Gyrodinium sp	cylindre, L = 11 μm , D = 7 μm					1 700 -
Oxyrrhis sp	grande dimension = 18 μm					3.000 -
Peridinium sp	sphère de 25 μm de diamètre					8.250 -
Prorocentrum sp	grande dimension = 20 μm					2.000 -
CRYPTOPHYCEES	Petites cellules à 2 flagelles couleur brune					
	1/5ème de sphère de 8 μm de diamètre					50 μm^3
CHRYSOPHYCEES	Cellules à 2 flagelles inégaux couleur jaune					
Olisthdiscus sp	grande dimension = 10 μm					500 μm^3
CHLOROPHYCEES	Flagelles à insertion apicale plaste vert					
	sphère de 15 μm de diamètre					500 μm^3
PRASINOPHYCEES	Flagelle unique, plaste vert					
	sphère de 3 μm de diamètre					14 μm^3
EUGLENOPHYCEES	Forme oblongue, coloration faible, grande dimension = 40 μm largeur = 10 μm					3.000 μm^3

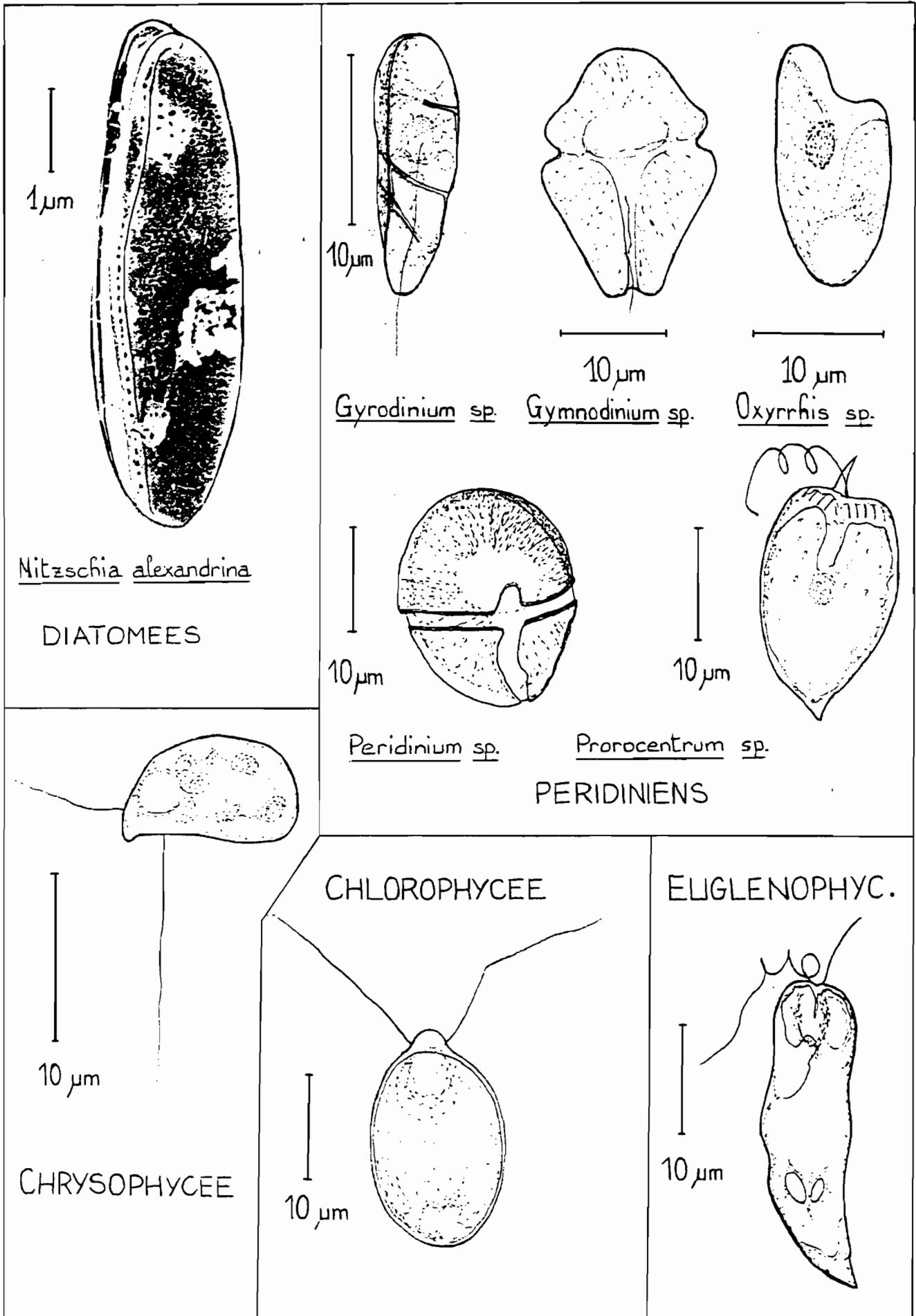


Figure 19 - Quelques unes des formes microalgales rencontrées (d'après Rincé et Pirastru, 1991).

Tableau 7 - Estimation des biovolumes phytoplanctoniques au jour J22 dans les bassins MIN (P1, P8, P9), ORG (P3, P5, P7) et TEM (P2, P4, P6)

PEUPLEMENTS PHYTOPLANCTONIQUES EN BASSINS STIMULES CREMA 1990 (d'après Rincé et Pirastru, 1991)
 BIOVOLUMES AU JOUR J 22 exprimé en $\mu\text{m}^3.\text{ml}^{-1}$.

Bassins	TEMOINS			ORGANIQUES			MINERAUX		
	T1	T2	T3	O1	O2	O3	M1	M2	M3
Navicula sp	0	0	0	0	0	0	0	108000	0
Nitzschia sp a	0	0	0	0	0	0	0	61800	0
Nitzschia sp b	0	0	0	0	0	0	0	784000	0
Nitzschia sp c	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia alex.	0	10800	102000	528	5280	658944	480	0	4800000
Amphora sp	32400	0	0	0	0	0	160000	0	0
Gyrosigma ba.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F. indeter.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnodinium sp	0	630000	1250000	0	0	0	0	0	0
Gyrodinium sp	117000	0	0	523600	1047200	897600	204000	0	0
Oxyrrhis sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pendinium sp	0	38610000	0	27588000	13431000	1452000	1493250	907500	2145000
Prorocentrum sp	0	0	0	0	0	0	84000	0	0
Cryptophycées	0	0	300000	0	0	0	0	0	0
Chrysophycées	0	450000	1000000	4820000	2354000	924000	3500	0	0
Prasinophycées	900000	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophycées	0	45360	77000	4620000	1754368	620928	0	0	0
Autres f.indéter.	72800	0	0	0	0	0	144000	0	0
Total	1122200	39746160	2729000	37552128	18591848	4553472	2089230	1861300	6945000

3.3.8 Production primaire phyto- et bactérioplanctonique [rédigé par C. Legrand]

L'intensité de la production primaire est peu connue dans les marais maritimes où la biomasse phytoplanctonique a souvent été approché par des mesures de chlorophylle *a* ou des déterminations spécifiques. De plus le bactérioplancton forme un élément essentiel du réseau trophique marin et, est étroitement lié au phytoplancton. Généralement la production phytoplanctonique n'est estimée que par des mesures de la fixation photosynthétique de carbone dans la fraction particulaire. Or l'excrétion algale de composés organiques dissous d'origine photosynthétique (ou production primaire dissoute) peut représenter une part importante de la production primaire totale (Lancelot, 1983 ; Berman, 1990 ; Baines & Pace, 1991), et constituer une voie importante de transfert de la matière organique dissoute vers le bactérioplancton (Larsson & Hagström, 1979, 1982). Ainsi la production primaire calculée sans tenir compte de l'excrétion algale, peut être sous-estimée. C'est pourquoi, dans le cadre du programme "Stimulation 1990", les production phyto- et bactérioplanctoniques ont été déterminées pour un bassin minéral (M1) et un bassin témoin (T2) ; la complexité des mesures

de production primaire in situ par la méthode au ^{14}C n'a pas permis d'analyser plus de 2 bassins à la fois. Les productions microalgales (particulaire et dissoute) et bactérienne sont mesurées par les techniques précisées en Annexe 3.

La biomasse ainsi que le taux moyen de production primaire (totale) du phytoplancton, augmentent au cours de la période d'enrichissement dans le bassin fertilisé (tableau 8, et figure 20).

Tableau 8 - (1) = Productions phytoplanctonique (PPt) et bactérienne (PBact) moyennes de la colonne d'eau, les valeurs sont en $\mu\text{gC.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$; (2) Biomasses phytoplanctoniques (Bphyto) et bactérienne (Bbact) les valeurs sont en $\mu\text{gC.l}^{-1}$; (C) Bassin témoin, F = Bassin fertilisé, ND = non déterminé.

DATE (J)	PPt (1)		Bphyto (2)		Pbact (1)		Bbact (2)	
	T2	M1	T2	M1	T2	M1	T2	M1
1	113	143	1226	1268	4.4	4.2	125	95
5	65	221	699	1396	4.1	4.0	113	125
12	124	309	1519	2582	2.6	9.0	111	270
19	197	410	1523	9086	5.9	17.6	138	203
34	60	4498	1458	2807	7.4	31.6	241	1052
40	54	241	1062	1575	ND	ND	301	511
48	49	253	774	856	4.09	7.9	265	322
55	44	50	709	523	ND	ND	288	268

L'importance de l'excrétion algale (production dissoute) diminue au fur et à mesure du plan de fertilisation (tableau 9). L'action de la fertilisation minérale est plus visible sur les valeurs de production microalgale que sur celles de la biomasse, exprimées elles aussi en carbone (tableau 8). Ceci est dû i) à l'estimation du carbone phytoplanctonique ($\text{C}/\text{Chl a} = 234$ et 70 respectivement pour T2 et M1), ii) à la pression de broutage du zooplancton plus forte dans le bassin M1 (Sautour et Castel, 1991).

Dans le bassin M1, la production phytoplanctonique particulaire augmente de façon presque linéaire en surface (de 137 à $745 \mu\text{gC.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$ en 20 jours), alors que dans le bassin T2 les valeurs sont plus faibles (95 à $168 \mu\text{gC.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$) (tableau 9). Les taux de production obtenus en profondeur dans M1 sont inférieurs à ceux de surface à partir de J_{12} (figure 21); dans T2 cette différence est peu marquée. Ces résultats indiquent une limitation du taux de production microalgale, imputable vraisemblablement à la lumière. A partir de J_{12} , le bassin M1 était très coloré et la transparence (Secchi) a diminué rapidement. De plus les profils d'intensité.

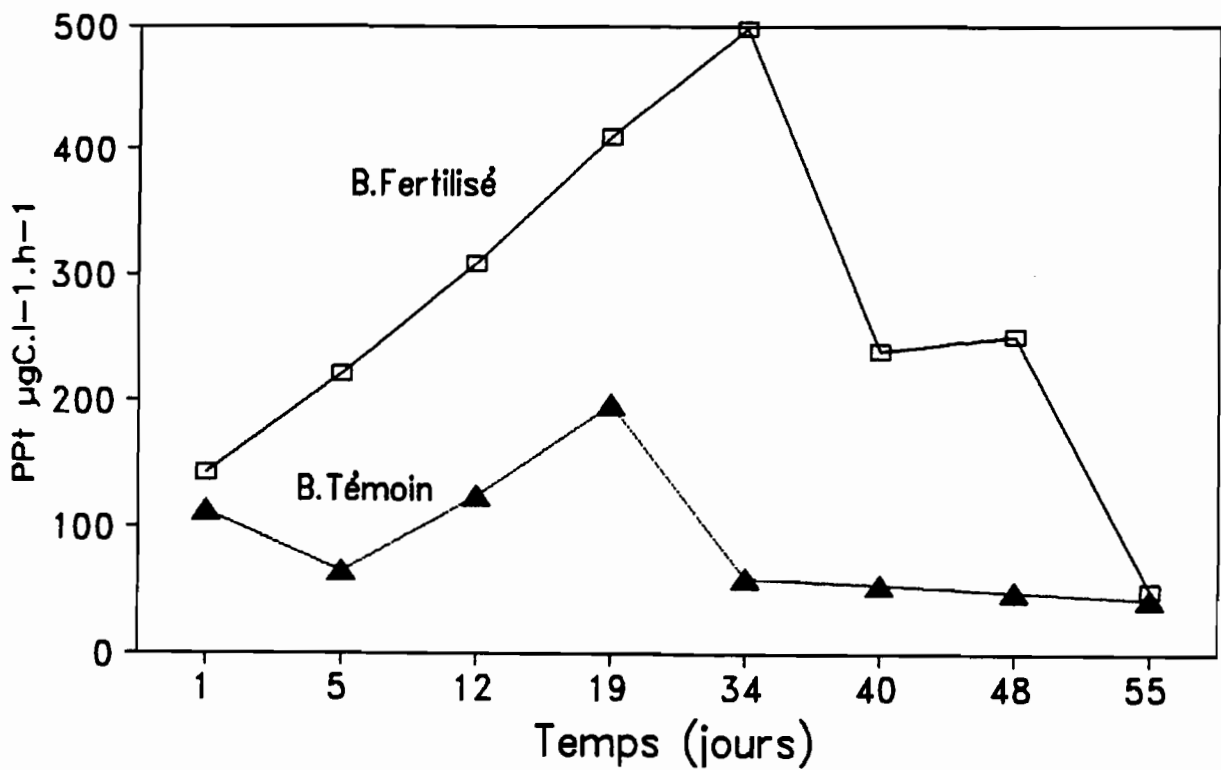


Figure 20 - Evolution du taux moyen de production primaire phytoplanktonique totale (PPt en $\mu\text{gC/l/h}$) au cours du temps dans un bassin témoin (TEM2) et dans un bassin minéral (MIN 1).

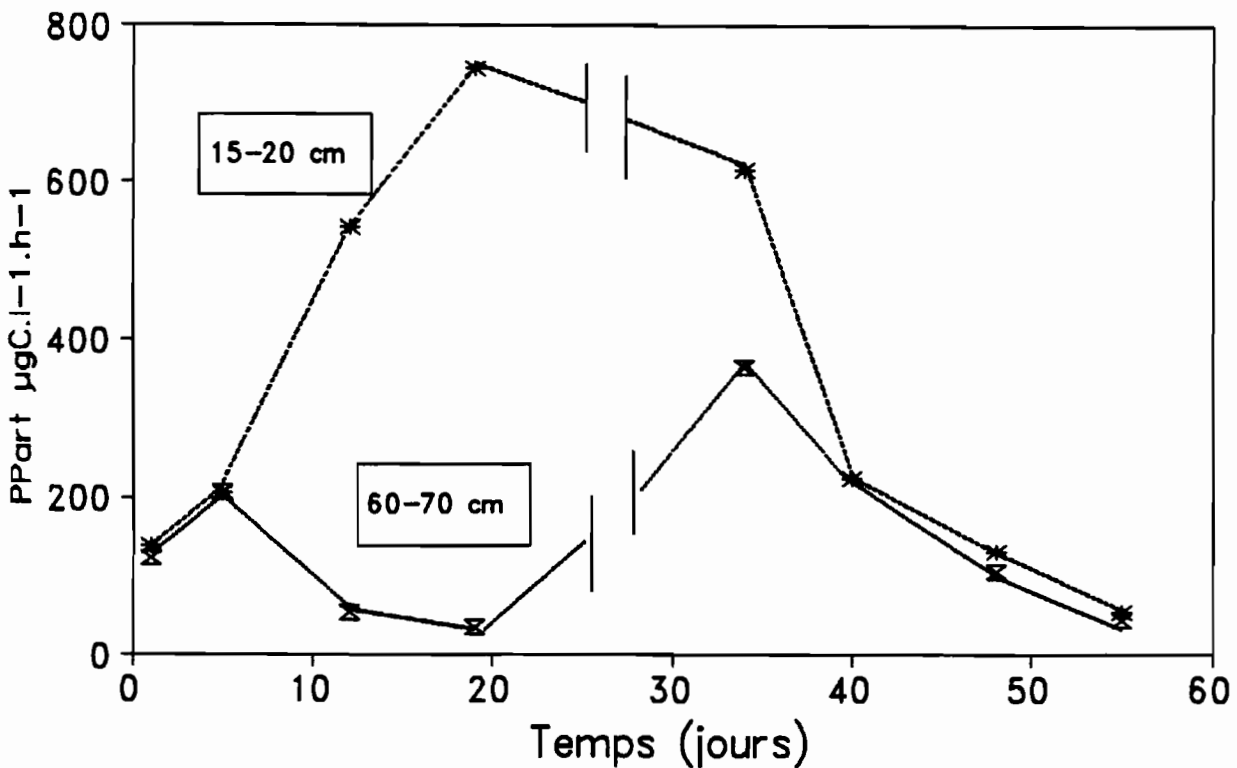


Figure 21 - Evolution du taux de production primaire phytoplanktonique particulaire (PPart en $\mu\text{gC/l/h}$) à deux niveaux de profondeur (15-20 cm et 60-70 cm) dans le bassin MIN1.

Tableau 9 - Production primaire phytoplanctonique dans les bassins non fertilisés (C) et fertilisés (F), à plusieurs niveaux de profondeur (15-20 cm (s), 40 cm (m) et 60-70 cm (p) sous la surface). Les valeurs sont en $\mu\text{gC.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$. La production totale (PPt) est la somme des productions i) particulaire (PPart) et ii) dissoute (PDiss)

DATE		PPart		PDiss		PPt	
		T2	M1	T2	M1	T2	M1
1	s	95	137	19	18	114	155
	p	96	121	16	11	112	132
5	s	59	205	6	13	64	218
	p	62	207	3	16	65	223
12	s	143	543	27	19	170	562
	p	71	52	8	3	79	56
19	s	165	746	39	40	206	786
	p	169	34	20	0	188	34
34	s	54	615	5	15	59	630
	p	40	365	20	0.4	61	365
40	m	42	223	12	18	54	241
48	s	38	131	9	10	47	140
	p	37	104	14	8	51	112
55	s	44	54	11	2	55	56
	p	26	42	7	2	33	44

lumineuse (résultats non présentés dans ce document) montrent qu'à 60-70 cm sous la surface, la lumière n'est pas suffisante pour soutenir une production phytoplanctonique égale à celle de la surface. L'influence de la lumière s'exerce aussi sur les taux d'excrétion algale (production dissoute au tableau 9). Après le renouvellement d'eau de 50%, la production photosynthétique diminue dans les 2 types de traitement, simultanément avec la biomasse (tableau 8). La production reste toutefois supérieure dans le bassin fertilisé par rapport au bassin témoin. La silice et le phosphore fixés dans le sédiment durant la PHASE 1 sont peut être les raisons de cette différence, qui ne transparait pas au niveau de la biomasse.

La biomasse bactérienne augmente durant les 20 premiers jours (tableau 8). Cette augmentation constante est lente dans le bassin T2 (125 à 138 $\mu\text{gC.l}^{-1}$), alors qu'elle est plus rapide dans le bassin M1 (95 à 203 $\mu\text{gC.l}^{-1}$). Après le renouvellement d'eau, la biomasse bactérienne continue sa progression dans le bassin témoin (241 à 288 $\mu\text{gC.l}^{-1}$). Dans le bassin fertilisé (M1), on observe une diminution de la biomasse bactérienne (1052 à 268 $\mu\text{gC.l}^{-1}$) parallèle à celle du phytoplancton (tableau 8). Il s'agit en fait probablement d'un effet lié à la mortalité massive du "bloom" à J₃₂ dans ce bassin, constatée d'après les données d'oxygène dissous. Les bactéries généralement se multiplient en masse lors de la senescence du phytoplancton, et entraînent une augmentation de la consommation d'oxygène.

En moyenne, la stimulation minérale augmente le taux de production bactérienne d'un facteur 3 (tableau 8), alors que pour le phytoplancton le facteur est de 5.

3.3.9 Biomasse zooplanctonique [d'après Sautour et Castel, 1990; 1991]

- évolution qualitative:

L'évolution qualitative des communautés zooplanctoniques des différents bassins a été étudiée grâce à des analyses en composantes principales [ACP], réalisées avec le logiciel Stat-Itcf (ITCF, 1991). Sans reprendre l'ensemble des traitements effectués par Sautour et Castel (1991), les ACP par bassin révèlent un certain nombre d'informations:

i) à la même date les communautés zooplanctoniques sont homogènes dans un même bassin,

ii) quelque soit le bassin, l'évolution des communautés zooplanctoniques est semblable (figure 22). Le début est caractérisé par des Rotifères et des Tintinnides avec un nombre d'espèces de copépodes important, phénomène caractéristique d'un milieu marin non confiné (*Acartia discaudata*, *Centropages hamatus* et *Euterpina acutifrons*) Ensuite la diversité diminue avec une dominante à *Eurytemora hirundoïdes*, suivie par *Acartia grani* vers J₁₅. Sauf pour les bassins minéraux où l'abondance d'*A. grani* persiste jusqu'à J₂₉, la représentativité de l'ensemble des taxons diminue fortement à partir de J₂₂. Après le remplissage de J₃₃, tous les bassins voient l'apparition de larves de bivalves introduites avec l'échange d'eau, ainsi que la réapparition peu après l'échange d'eau de Tintinnides et Rotifères.

Une ACP sur l'ensemble des données confirme une évolution quasi identique de la communauté zooplanctonique sur l'ensemble des bassins, la différence portant sur la représentation au sein de ces communautés des deux espèces de Copépodes *E. hirundoïdes* et *A. grani*.

- évolution quantitative:

L'effectif moyen pour chaque traitement sera comparé quantitativement pour 4 groupes zooplanctoniques: les copépodes Acartidae, les copépodes planctoniques totaux, les polychètes (forme planctonique), et le total zooplanctonique. Les tableaux 10 et 11 présentent les moyennes des effectifs pour la période totale (J₁- J₅₄) et pour la période fertilisée (J₁-J₂₉). Les différences de densité ont été étudiées grâce à des comparaisons de moyenne (test de Student) ; Pour la période J₁-J₂₉, quel que soit le taxon pris en compte, les écarts de densités ne sont pas significatifs entre les "témoins" et les "organiques". Par contre il existe une différence

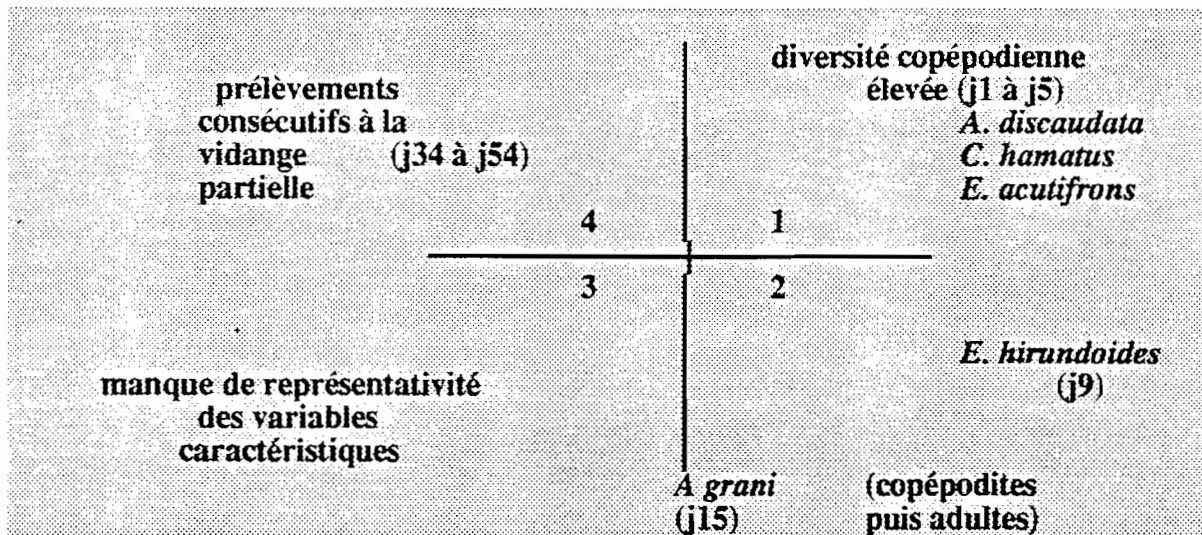


Figure 22 - Evolution générale des communautés zooplanctoniques révélée par les Analyses en Composantes Principales (ACP) réalisées sur chaque bassin (d'après Sautour et Castel, 1991).

significative entre les "minéraux" et les "organiques" sauf pour les polychètes planctoniques. En ce qui concerne ce taxon, il est intéressant de noter qu'un pic très fort apparaît dans les bassins organiques (900.000 individus/m³) à J₃₆. Il s'agit de l'espèce *Polydora ciliata* (forme larvaire). Cette hausse n'est probablement pas due à une entrée d'éléments introduits avec l'échange d'eau car à J₃₄, les effectifs restent très limités, et assez semblables sur tous les bassins. Il s'agit plutôt probablement d'une ponte déclenchée, peut-être par l'échange d'eau important.

Pour les données exprimées en biomasses, les moyennes sont significativement différentes pour les 3 traitements pris 2 à 2 pour la même période, en ce qui concerne les Acartidae et les copépodes totaux. C'est dans les bassins "minéraux" que la biomasse totale est la plus élevée (x 1,9 par rapport aux "témoins"). Pour les copépodes Acartidae, la biomasse est multipliée par plus de 3 (MIN/TEM).

L'effet stimulant des amendements minéraux est donc significatif sur le zooplancton, au niveau quantitatif mais non au niveau qualitatif.

Tableau 10 - Effectifs moyens (\pm erreur standard) du zooplancton calculé sur toute la durée de l'expérimentation (en ind.m⁻³)

	TEMOIN	ORGANIQUE	MINERAL
<i>Acartidae</i>	247.939 \pm 6.132	329.856 \pm 47.128	555.026 \pm 83.539
Copépodes planctoniques	253.483 \pm 62.125	334.064 \pm 48.165	559.772 \pm 83.875
Polychètes	333.299 \pm 79.358	216.658 \pm 12.348	348.816 \pm 59.433
Total zooplanctonique	689.380 \pm 85.453	663.734 \pm 81.402	1.054.954 \pm 168.907

Tableau 11 - Effectifs moyens (\pm erreur standard) des principaux taxons zooplanctoniques, calculés pour la PHASE 1 précédant la vidange partielle des bassins (en ind.m⁻³)

	TEMOIN	ORGANIQUE	MINERAL
<i>Acartidae</i>	215.303 \pm 40.929	317.469 \pm 32.739	467.008 \pm 63.678
Copépodes planctoniques	219.118 \pm 41.619	320.184 \pm 33.392	470.291 \pm 64.154
Polychètes	253.280 \pm 59.339	228.261 \pm 60.213	258.398 \pm 47.169
Total zooplanctonique	557.259 \pm 75.717	689.504 \pm 96.896	861.913 \pm 129.985

3.3.10 - variabilité des paramètres biologiques de l'eau selon les traitements

Le tableau 12 rapporte les valeurs moyennes faites sur 6 observations (2 par bassin et 3 répliques) mesurées aux phases 0 (J₁), phase 1 (J₅-J₂₉) et phase 2 (J₃₄-J₅₄), ainsi que les erreurs standards et les résultats de tests statistiques de comparaison des moyennes pour chaque type de traitement à la même phase. Il n'apparaît aucune différence significative pour la phase 0. Durant la période de fertilisation (phase 1) la chlorophylle *a*, et la fluorescence *in vivo* sont significativement différentes pour chaque traitement ; dans un ordre croissant de concentrations

: témoin, organique, minéral. Pour la biomasse zooplanctonique, les moyennes ne sont significativement différentes que durant la phase 1, faisant apparaître une biomasse environ deux fois plus forte dans la série des bassins minéraux. Pour la phase 2, après la vidange partielle des bassins, il n'apparaît plus aucune différence significative entre les traitements pour le zooplancton ; la biomasse phytoplanctonique reste toutefois plus élevée sur les bassins fertilisés que sur les bassins témoins.

tableau 12 : moyenne \pm erreur standard des paramètres biologiques de l'eau pour les 3 bassins répliqués, et résultat statistique de la comparaison des moyennes des différents traitements pour la même période par analyse de variance (a,b,c) ou test non paramétrique (1,2,3)

PARAMETRE	TRAITEMENT	J ₁	J ₅ -J ₂₉	J ₃₄ -J ₅₄
Chlorophylle a ($\mu\text{g/l}$)	Minéral	6.2 ^a \pm 1.1	84.6 ¹ \pm 15.3	15.9 ¹ \pm 4.2
	Organique	5.9 ^a \pm 0.7	19.4 ² \pm 2.9	9.7 ¹ \pm 1.5
	Témoin	5.4 ^a \pm 0.8	7.7 ³ \pm 0.9	4.8 ² \pm 0.4
Fluores. in vivo (u.arb.)	Minéral	136 ^a \pm 24	1728 ¹ \pm 292	341 ¹ \pm 87
	Organique	121 ^a \pm 7	562 ² \pm 83	251 ¹ \pm 26
	Témoin	110 ^a \pm 4	239 ³ \pm 28	158 ² \pm 14
Biom. Zoopl. (mgC/m ³)	Minéral	223 ^a \pm 30	800 ¹ \pm 99	242 ^a \pm 63
	Organique	215 ^a \pm 90	448 ² \pm 47	373 ^a \pm 93
	Témoin	298 ^a \pm 124	400 ² \pm 70	161 ^a \pm 41

3.4 - EVOLUTION DU SEDIMENT SUPERFICIEL [d'après Ravail, 1990; J.L Martin & D. Gouleau, non publié; Sautour et Castel, 1990 ; Fardeau et Feuillet-Girard, non publié ; Rincé, 1992]

Le tableau 13 présente les moyennes des paramètres chimiques du sédiment sur les triplicats des trois types de traitement. Trois états ont été effectués :

- ETAT 0: état initial des fonds
- ETAT 1: état intermédiaire de fin de période de fertilisation
- ETAT 2: état final après la phase de repos

Tableau 13 moyenne \pm erreur standard des paramètres chimiques du sédiment (0-2cm) pour les 3 bassins répliqués, et résultat statistique de la comparaison des moyennes des différents traitements pour le même ETAT par analyse de variance (a,b,c) ou test non paramétrique (1,2,3)

PARAMETRE	TRAITEMENT	ETAT0	ETAT1	ETAT2
NH ₄ (μ mole.l ⁻¹) interstitiel	minéral	7.3a \pm 1.9	140.7a \pm 57.2	9.3a \pm 0.7
	organique	12.2a \pm 4.5	77.5a \pm 20.	10.7a \pm 2.0
	témoin	5.2a \pm 1.7	24.1a \pm 9.0	7.3a \pm 0.5
NO ₃ (μ mole.l ⁻¹) interstitiel	minéral	1.7a \pm 0.2	3.7a \pm 0.4	4.2a \pm 0.2
	organique	1.5a \pm 0.4	4.6a \pm 1.1	4.3a \pm 0.6
	témoin	1.7a \pm 0.4	3.7a \pm 0.4	3.9a \pm 0.2
UREE (μ mole.l ⁻¹) interstitiel	minéral	6.0a \pm 1.1	4.7a \pm 1.	23.7a \pm 1.3
	organique	8.1a \pm 3.4	10.0a \pm 5.	15.5a \pm 4.4
	témoin	3.9a \pm 2.1	8.0a \pm 5.	13.9a \pm 3.4
PO ₄ (μ mole.l ⁻¹) interstitiel	minéral	0.00	85.71 \pm 14.0	22.71 \pm 6.3
	organique	0.00	8.0 ² \pm 2.1	3.2 ² \pm 0.6
	témoin	0.00	4.0 ² \pm 1.7	3.8 ² \pm 1.0
SiO ₂ (μ mole.l ⁻¹) interstitiel	minéral	16.6a \pm 4.3	155.71 \pm 34.2	61.6a \pm 14.0
	organique	18.3a \pm 2.8	74.81 \pm 4.4	32.1a \pm 5.5
	témoin	18.8a \pm 3.0	65.4 ² \pm 2.1	53.0a \pm 5.4
H ₂ O (%)	minéral	67.6a \pm 1.0	67.9a \pm 1.	70.0a \pm 0.8
	organique	65.7a \pm 1.0	66.1a \pm 2.2	68.8a \pm 1.3
	témoin	66.6a \pm 1.6	65.9a \pm 2.3	68.7a \pm 1.0
M.O (%)	minéral	12.6a \pm 0.2	12.5a \pm 0.2	12.8a \pm 0.1
	organique	12.7a \pm 0.3	12.5a \pm 0.2	12.7a \pm 0.2
	témoin	12.7a \pm 0.2	12.5a \pm 0.2	12.7a \pm 0.2

Les tableaux 14 , 15 et 16 comparent les moyennes des paramètres biologiques selon les traitements sur le phytobenthos (CREMA) la méiofaune (Castel & Sautour, 1990) et la macrofaune (Ravail, 1990).

tableau 14 moyenne \pm erreur standard de la biomasse chlorophyllienne du sédiment (0-1cm) pour les 3 bassins répliqués, et résultat statistique de la comparaison des moyennes des différents traitements pour le même ETAT par analyse de variance (a,b,c) ou test non paramétrique (1,2,3)

PARAMETRE	TRAITEMENT	ETAT0	ETAT1	ETAT 2
Chlorophylle a en $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ de vase	minéral	44,6 ^a \pm 6,2	25,6 ^a \pm 4,2	22,5 ^a \pm 3,6
	organique	40,3 ^a \pm 7,6	25,6 ^a \pm 1,2	37,8 ^a \pm 11,7
	témoin	40,5 ^a \pm 4,8	16,2 ^a \pm 2,5	18,4 ^a \pm 1,9
Phéophytine en $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ de vase	minéral	43,6 ^a \pm 6,2	11,9 ^a \pm 1,4	11,9 ^a \pm 0,8
	organique	43,9 ^a \pm 2,8	16,8 ^a \pm 1,6	12,2 ^a \pm 1,3
	témoin	38,5 ^a \pm 7,4	12,0 ^a \pm 1,5	9,5 ^a \pm 0,6
Chl a/Pigm. totaux	minéral	0,51	0,68	0,65
	organique	0,48	0,60	0,76
	témoin	0,51	0,57	0,66

Tableau 15 moyenne \pm erreur standard de la méiofaune du sédiment (0-1cm) exprimée en nombre d'individus pour 6 cm² pour les 3 bassins répliqués, et résultat statistique de la comparaison des moyennes des différents traitements pour le même ETAT par analyse de variance (a,b,c) ou test non paramétrique (1,2,3)

PARAMETRE	TRAITEMENT	ETAT0	ETAT1	ETAT2
FORAMINIFERES	minéral	4071 ^a \pm 299	8822 ^a \pm 3298	3707 ^a \pm 621
	organique	2355 ^a \pm 825	6360 ^a \pm 1395	3147 ^a \pm 584
	témoin	3111 ^a \pm 907	6127 ^a \pm 1388	5121 ^a \pm 1308
NEMATODES	minéral	13219 ^a \pm 2475	5141 ^a \pm 2751	4229 ^a \pm 1463
	organique	8346 ^a \pm 1431	5282 ^a \pm 770	5669 ^a \pm 1684
	témoin	8033 ^a \pm 1397	3084 ^a \pm 457	2283 ^a \pm 526
TURBELLARIES	minéral	4855 ^a \pm 1267	1302 ^a \pm 495	2385 ^a \pm 514
	organique	3432 ^a \pm 1015	498 ^a \pm 202	3279 ^a \pm 1781
	témoin	5378 ^a \pm 645	1635 ^a \pm 561	1794 ^a \pm 802
COPEPODES TOTAUX*	minéral	1953 ^a \pm 876	249 ^a \pm 135	329 ^a \pm 88
	organique	1801 ^a \pm 226	257 ^a \pm 80	180 ^a \pm 32
	témoin	1034 ^a \pm 290	275 ^a \pm 53	132 ^a \pm 56

* les nauplii ne sont pas inclus dans ce total

Tableau 16 moyenne \pm erreur standard de la macrofaune du sédiment pour les 3 bassins répliqués, et résultat statistique de la comparaison des moyennes des différents traitements pour le même ETAT par analyse de variance (a,b,c) ou test non paramétrique (1,2,3)

PARAMETRE	TRAITEMENT	ETAT0	ETAT1	ETAT 2
MACROFAUNE				
NEReidés (Nb.m ⁻²)	minéral	533 ^a \pm 229	237 ^a \pm 211	637 ¹ \pm 402
	organique	104 ^a \pm 45	1000 ^a \pm 356	489 ¹ \pm 254
	témoin	111 ^a \pm 40	311 ^a \pm 50	185 ¹ \pm 62
POLychètes (Nb.m ⁻²)	minéral	592 ^a \pm 192	429 ^a \pm 429	1089 ^a \pm 339
	organique	852 ^a \pm 359	2704 ^b \pm 517	1859 ^a \pm 568
	témoin	874 ^a \pm 214	807 ^a \pm 303	1119 ^a \pm 856
CHIronomidés (Nb.m ⁻²)	minéral	296 ^a \pm 222	400 ^a \pm 162	615 ^a \pm 163
	organique	785 ^a \pm 395	807 ^a \pm 456	533 ^a \pm 104
	témoin	459 ^a \pm 239	756 ^a \pm 729	504 ^a \pm 244
CORophium (Nb.m ⁻²)	minéral	378 ^a \pm 174	741 ^a \pm 382	0 ¹
	organique	741 ^{ab} \pm 236	370 ^a \pm 147	178 ¹ \pm 147
	témoin	1459 ^b \pm 303	1045 ^a \pm 295	1081 ² \pm 473
CERastoderma	minéral	0	274 ^a \pm 148	400 ¹ \pm 203
	organique	0	585 ^a \pm 388	104 ¹ \pm 78
	témoin	0	137 ^a \pm 50	85 ¹ \pm 85

Au départ (ETAT 0), pour tous les paramètres chimiques observés, les valeurs mesurées ne sont pas significativement différentes. Pour les paramètres biologiques, seule une hétérogénéité apparaît au niveau de la macrofaune (Corophium). En ce qui concerne la méiofaune, la variabilité des échantillons est très importante et ne permet pas de déceler d'hétérogénéité entre les bassins. L'hétérogénéité de la méiofaune reflète probablement une hétérogénéité du phytobenthos, phénomène connu dans ce type de milieu (Blanchard, 1989). D'autre part il est fréquent de voir se multiplier des crustacés Corophium dans certains bassins plus que dans d'autres voisins. Ce petit crustacé tubicole, pouvant atteindre 5mm de long, creuse des petits terriers dans le sédiment. C'est la raison pour laquelle les ostréiculteurs le surnomment "le termite des marais". Son activité d'enfouissement peut aller jusqu'à perturber la colonne d'eau en créant une turbidité constante.

En fin de fertilisation (ETAT 1), si la matière organique n'a pas significativement augmenté, par contre les teneurs en phosphates et silicates des eaux interstitielles diffèrent significativement selon les types de traitements. Les concentrations des phosphates sont

beaucoup plus élevées dans les traitements minéraux ($\times 10$ à 20), ce qui avait déjà été observé sur la colonne d'eau. Pour les silicates, les concentrations sont plus faibles sur la série des témoins, cependant les différences avec les bassins enrichis en silice et les bassins organiques ne sont pourtant pas significatives. Pour l'azote ammoniacal, la variabilité importante observée dans les bassins minéraux ne permet pas de dégager une différence significative entre les traitements malgré des moyennes plus élevées pour les bassins enrichis. D'autres travaux (Hussenot & Martin, non publié) ont pu montrer que les concentrations en NH_4 contenues dans le premier centimètre du sédiment superficiel étaient étroitement corrélées avec l'importance des apports d'aliment ou la biomasse dans des élevages tropicaux de crevettes péneïdes. L'azote et le phosphore échangeables ont été aussi mesurés; les résultats sont exposés dans les paragraphes §3.4.2 et §3.4.3. Pour la méiofaune, le traitement organique montre une densité en copépodes significativement plus élevée. La concentration n'a pas augmenté par rapport à l'état 0, mais n'a pas baissé contrairement aux 2 autres types de traitement. Pour la macrofaune, le groupe des polychètes est stimulé par les apports organiques par rapport aux autres traitements (Hussenot et al., 1991a). L'effet sur les Néréïdes semble plus faible que sur les autres polychètes (spionidés et capitellidés). Pour ces derniers, l'augmentation est significative par rapport aux autres traitements. Le nombre par m^2 n'atteint toutefois pas les densités des marais atlantiques les plus riches observés par Reymond (1991).

En fin d'expérience après 1 mois de non fertilisation (ETAT 2), au niveau chimique, les phosphates contenus dans l'eau interstitielle des sédiments des bassins minéraux présentent encore une concentration supérieure aux autres traitements, mais celle-ci a diminué tout de même d'un facteur 4 par rapport à l'état 1 (tableau 13). Les apports en phosphore dans la colonne peuvent donc être considérés comme durables contrairement aux apports d'azote. L'apport très excédentaire de phosphore en est sans doute la cause. Les teneurs respectivement mesurées dans la colonne d'eau et dans le sédiment superficiel pourraient permettre d'estimer un flux des nutriments vers la colonne d'eau.

3.4.1 Le potentiel d'oxydo-réduction

Sur les bassins MIN1, TEM2, ORG2, il a été réalisé des carottes profondes permettant de comparer l'état d'oxydo-réduction des différentes couches aux temps ETAT 0, ETAT1 et ETAT 2.

La figure 23 montre que tous les bassins observés présentent aux 3 états une bonne oxydation du sédiment superficiel sur les 2 premiers centimètres. Pour une même station échantillonnée 3 fois, il a été porté une grande attention à prélever exactement (à 2-3 cm) au même endroit. La comparaison des courbes montre que, quel que soit le type de stimulation,

minérale ou organique, aucune influence significative n'est observée sur l'état de réduction de la matière organique par rapport aux valeurs observées dans le bassin témoin. L'apport organique de $3 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ n'entraîne donc aucune modification significative sur le sédiment superficiel contrairement à ce qui a pu être observé, par exemple dans des élevages intensifs de palourde (Martin et al., 1990).

3.4.2. L'ammonium échangeable (rédigé par D. Gouleau)

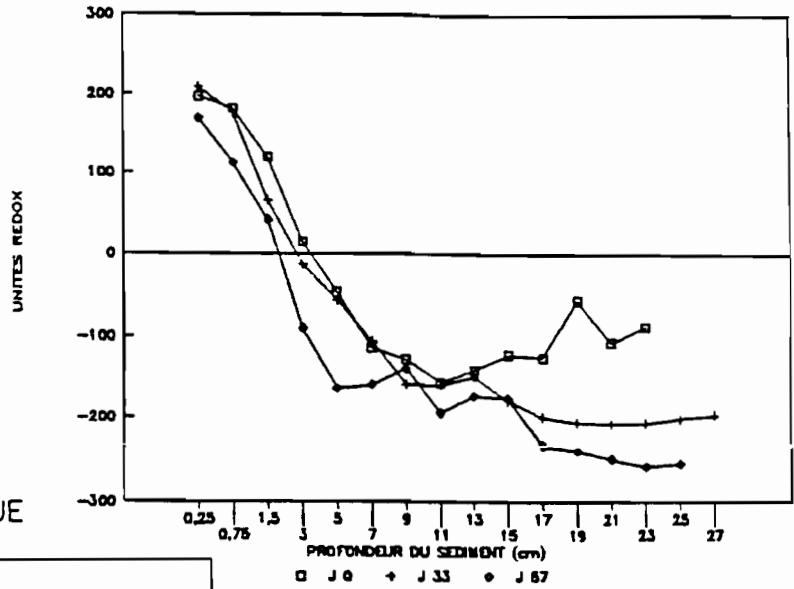
Il existe une relation linéaire entre l'ammonium dissous dans les eaux interstitielles d'un sédiment vaseux et l'ammonium échangeable, adsorbé sur les minéraux argileux et surtout sur la matière organique de ce même sédiment. Entre les deux formes, il s'établit un équilibre dépendant de la teneur en eau ou porosité, et de la densité sèche du sédiment; il est ainsi défini un coefficient d'adsorption, qui est en fait la pente de la droite de régression des valeurs d'ammonium dissous (EI) en fonction de l'ammonium adsorbé (EX) (Mackin et Aller, 1984). Sur la figure 24, il a été reporté les valeurs respectives pour le sédiment des 2 premiers centimètres pour les 3 périodes (O=ETATO, 1=ETAT1, 2=ETAT2) et les 3 traitements (T=témoin, M=minéral, O=organique).

Pour l'ETAT O, la situation de départ pour tous les bassins, appelés à recevoir différents traitements, est en dehors d'une évolution considérée comme normale (Les points T_0 , M_0 , O_0 ne sont pas sur la droite T_2 - M_2 - O_2 - T_1 - O_1). Ceci pourrait provenir de conditions particulières dues à une vidange de tous les bassins pendant quelques jours avant le début des amendements, et période durant laquelle des eaux pluviales se sont accumulées sur le sédiment.

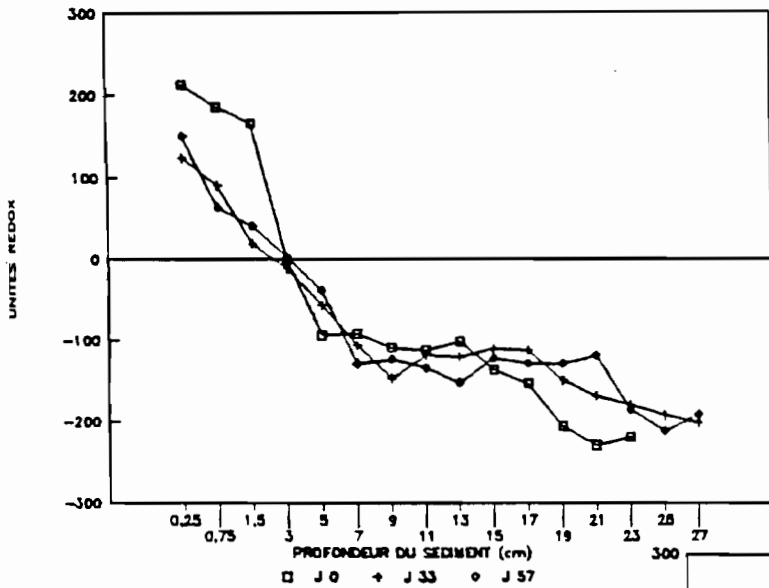
Pour l'ETAT 1, les bassins "minéraux" présentent de très fortes concentrations en ammonium dissous et échangeable; le coefficient d'adsorption traduit une prédominance de la forme dissoute sur la forme adsorbée (attention abscisse logarithmique). L'amendement en sels minéraux est resté principalement sous forme dissoute, donc disponible immédiatement pour la production primaire.

Pour l'ETAT 2, c'est-à-dire 1 mois après l'arrêt des fertilisations, il y a un retour à la normale, avec disparition des fortes concentrations observées précédemment pour les bassins "minéraux". Il y a donc bien en début de PHASE 2 dans les bassins "minéraux" un pool d'azote disponible dans le sédiment superficiel sous forme d'ammonium dissous interstitiel. Ceci devrait être favorable à la production primaire.

STIMULATION "TEMOIN"



STIMULATION ORGANIQUE



STIMULATION MINERALE

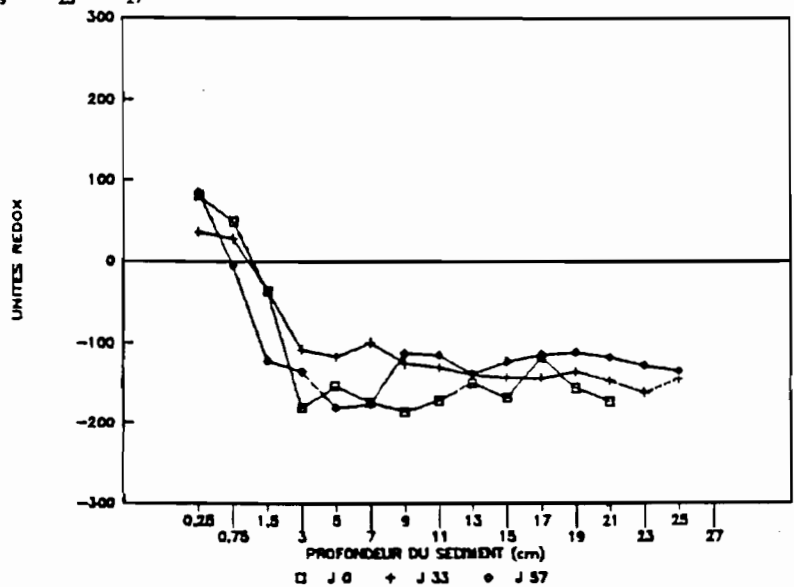


Figure 23 - Profil selon la profondeur (cm) du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) pour un bassin témoin (TEM 2), un bassin minéral (MIN1) et un bassin organique (ORG 2) aux temps J0 (), J33 (+) et J57 ()

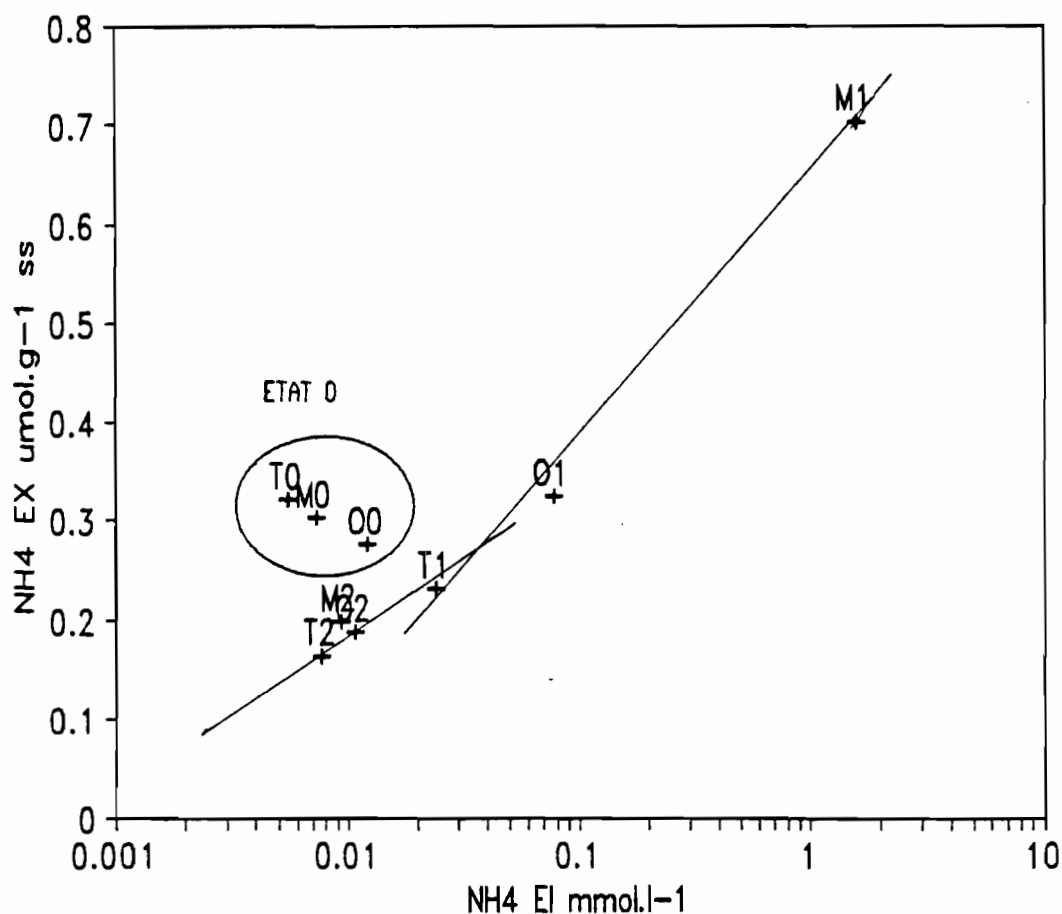


Figure 24 - Relations linéaires entre l'ammonium dissous dans les eaux interstitielles (EI) du sédiment (0-2 cm), exprimées en m.moles.l-1 (abscisses logarithmiques), et l'ammonium échangeable (EX) du sédiment exprimé en μ moles par gramme de sédiment sec, au cours des différentes étapes (0 = ETAT 0, 1 = ETAT 1, 2 = ETAT 2) pour différentes stimulations (T = moyenne des 3 bassins "témoins", M = moyenne des 3 bassins "minéraux", O = moyenne des 3 bassins "organiques").

3.4.3 Le phosphore échangeable (rédigé par J.C. Fardeau (1) et M. Feuillet-Girard (2))

3.4.3.1 - Notions générales

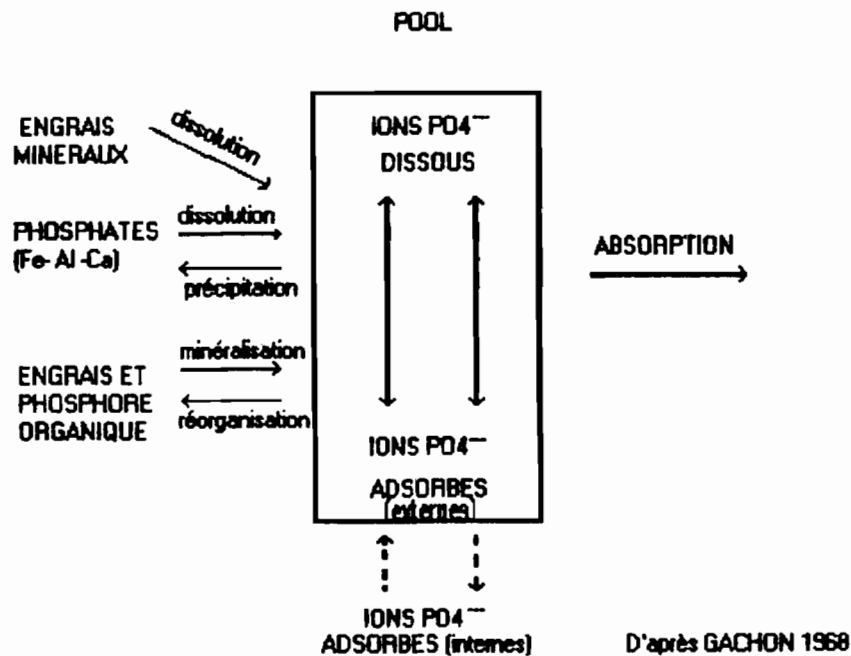
Le phosphore dans les sédiments peut être trouvé dans les eaux interstitielles ou être adsorbé sur les particules, lié au calcium, adsorbé par les hydroxydes métalliques Fer et Aluminium ou contenu dans des composés organiques.

(1) DB/SRA. CEN Cadarache.

(2) Crema-L'Houmeau

Tant en milieu lacustre qu'en milieu estuarien, le sédiment peut être considéré comme le régulateur de la teneur en phosphore de l'eau (Mortimer, 1942 ; Pomeroy et al, 1965). Cette régulation s'effectue par l'intermédiaire de l'eau interstitielle qui présente souvent des concentrations en phosphore dissous significativement supérieures à celles de la colonne d'eau (Feuillet et Gouleau 1977). Dans des publications antérieures, l'existence d'un équilibre entre les ions phosphates des phases liquide et solide a été souligné (Barbier 1956). Les ions phosphates sont retenus réversiblement à la surface des adsorbants et sont animés de mouvements d'autodiffusion : leur permettant de rejoindre plus ou moins rapidement la phase liquide à partir de la phase solide. L'ensemble des ions phosphates en solution et des ions retenus sur les particules constitue le "pool des ions autodiffusibles". (Gachon 1968). Ainsi, chaque fois que du phosphore dissous est consommé par le phytoplancton, le sédiment en libère. La quantité susceptible d'être libérée dépend de la mobilité des ions phosphates, appréciée par les déterminations d'autodiffusion (Voir méthodologie en Annexe 3). Cette mesure donne également une autre information, celle du pouvoir fixateur du sédiment vis à vis du phosphore ou pouvoir adsorbant. Cette notion permet de prévoir les réactions du sol à un nouvel apport de phosphore et permet d'orienter les pratiques de la fertilisation.

Le schéma suivant résume la dynamique du phosphore suivant les différents traitements que peut subir une parcelle (ou un bassin) Témoin ou avec apports Minéraux ou Organiques.



3.4.3.2 - Résultats des analyses à l'état 0 et l'état 1

i) ESTIMATION DU POUVOIR FIXATEUR (fondée sur la mesure de la fraction du pool des ions phosphates isotopiquement échangeables présente en solution).

Le pouvoir fixateur est estimé par la mesure du rapport $r1/R$. $r1$ est la quantité de radioactivité dans la solution du système sol-solution à l'instant 1 minute. R est la quantité de radioactivité ajoutée au système sol-solution. Plus la valeur $r1/R$ est faible plus le pouvoir fixateur est élevé.

A l'état 0, tous les bassins appelés à recevoir les différents apports organiques et minéraux, présentent un pouvoir fixateur moyen, $r1/R$ se situant vers 0.2, particulièrement entre 1 et 3 cm de profondeur (figure 25). A partir de 5 cm de profondeur le pouvoir fixateur diminue et se situe entre 0.6 et 0.7 ; 0.4 est la limite inférieure correspondant à des sédiments à faible pouvoir fixateur.

En présence de rapport $r1/R$ aussi élevés, les apports d'engrais risquent de ne pas modifier significativement les réserves biodisponibles des sédiments. 50 % environ des engrais ajoutés resteront dans la colonne d'eau et ne permettront pas de modifier les réserves du sédiment. Les engrais phosphatés solubles ajoutés devraient donc rester disponibles dans la colonne d'eau.

A l'état 1, le bassin qui a reçu l'apport minéral voit son pouvoir fixateur modifié dans les 4 premiers centimètres ; en profondeur il varie peu par rapport au temps 0 (figure 26).

ii) QUANTITE DE PHOSPHORE IMMEDIATEMENT ASSIMILABLE

Avant tout apport, (état 0) les quantités de phosphore assimilable dans les deux premiers centimètres, varient entre 20 et 90 $\mu\text{g g}^{-1}$ de sédiment sec (figure 27). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles trouvées par nous-mêmes dans les sédiments du bassin de Marennes Oléron, et des claires témoin de Neyran et de celles des marais de la Seudre. Ces quantités sont suffisantes pour que le phosphore ne soit jamais un facteur limitant la production de biomasse algale des eaux naturelles (Flamion, 1983 ; Héral, 1984). La connaissance du pouvoir fixateur et du phosphore assimilable montrent que le phosphore ajouté pourra immédiatement être utilisé par la biomasse, et qu'une valeur de $r1/R$ élevée évite une immobilisation momentanée des phosphates.

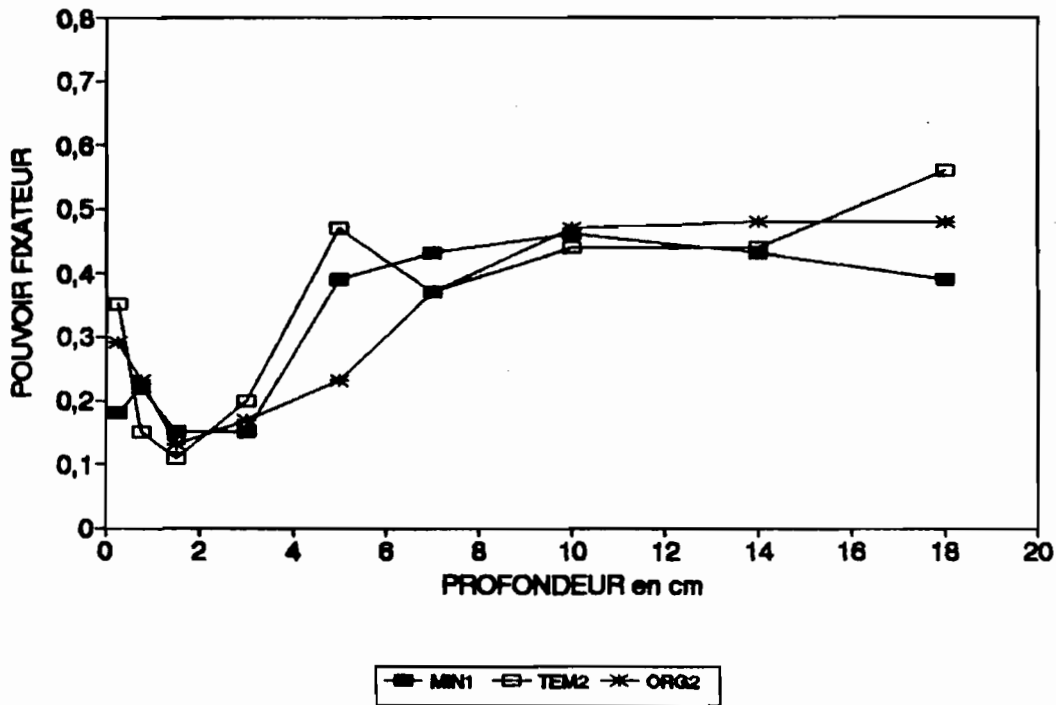


Figure 25 - Pouvoir fixateur du sédiment vis à vis des ions PO_4 , exprimé par le rapport $r1/R$, pour 3 bassins (ETAT 0 sur MIN 1, TEM2 et ORG2) en fonction de la profondeur.

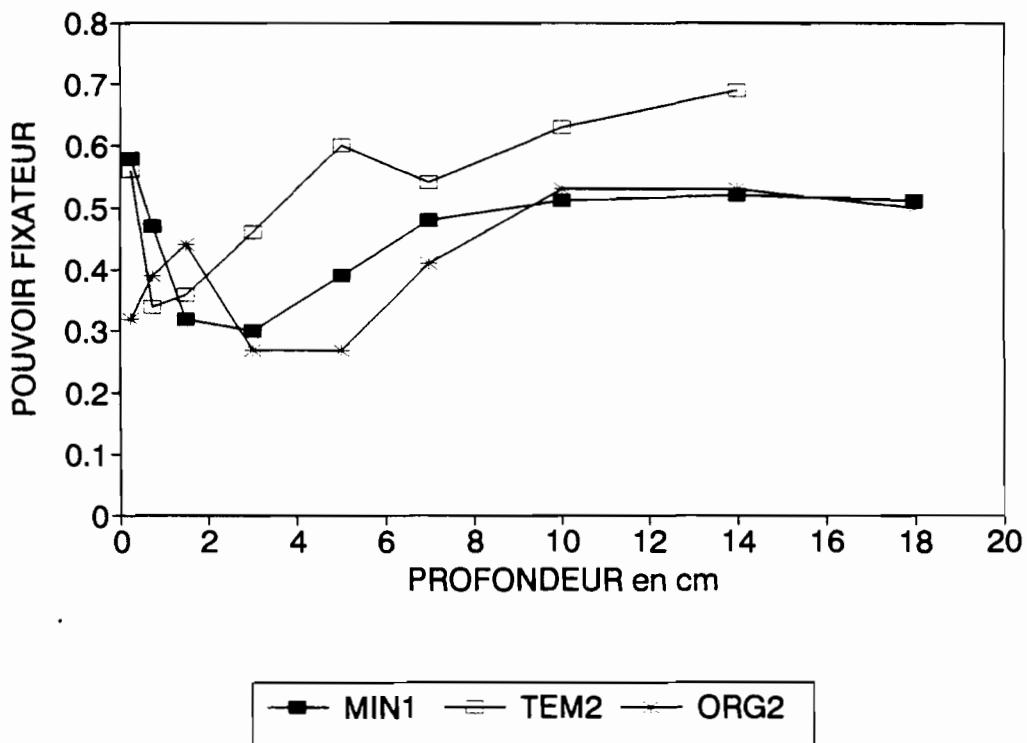


Figure 26- Pouvoir fixateur du sédiment vis à vis des ions PO_4 , exprimé par le rapport $r1/R$, pour 3 bassins (ETAT 1 sur MIN1, TEM2 et ORG2) en fonction de la profondeur.

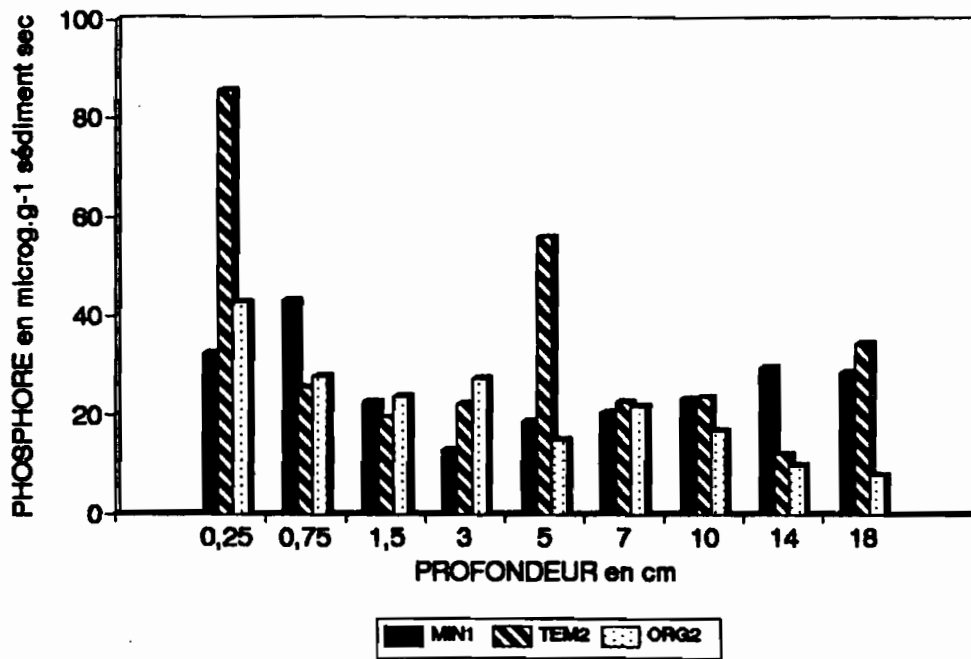


Figure 27 - Phosphore immédiatement assimilable présent dans les sédiments superficiels ($\mu\text{g.g}^{-1}$ sédiment sec) pour 3 bassins (ETAT 0 sur MIN 1, TEM2 et ORG2).

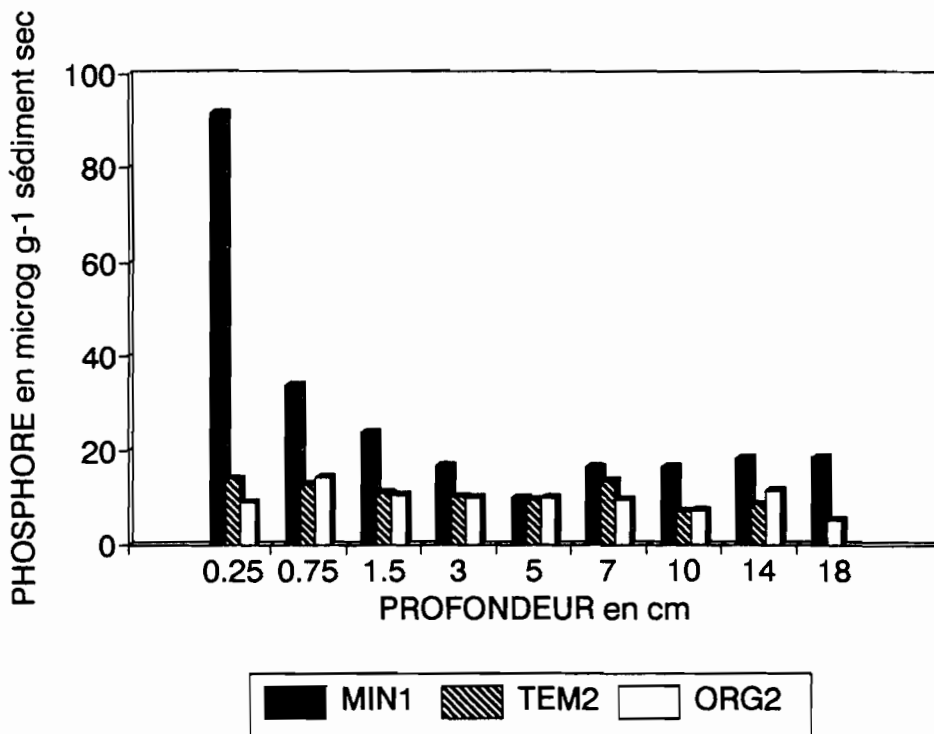


Figure 28 - Phosphore immédiatement assimilable présent dans les sédiments superficiels ($\mu\text{g.g}^{-1}$ de sédiment sec) pour 3 bassins (ETAT 1 sur MIN1, TEM2 et ORG2).

A l'état 1, seul le bassin qui a reçu l'apport minéral présente une augmentation des quantités de phosphore biodisponibles dans la couche superficielle, par rapport au temps 0 (92 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ de sédiment sec contre 32.5). A 2 centimètres de profondeur les concentrations restent inchangées ; de même, l'apport organique n'entraîne aucune augmentation de la quantité de phosphore immédiatement assimilable (figure 28).

3.4.4. - *Le phytobenthos*

3.4.4.1 - Analyse quantitative

Des analyses de chlorophylle *a* du sédiment superficiel ont été réalisées sur des carottes prélevées aux 3 ETATS. Les résultats (tableau 14) montrent une diminution significative entre les moyennes de la première période et les deux autres, où la chlorophylle *a* passe de 40 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ à 20-30 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Les différents traitements, par contre, ne font pas apparaître d'effets stimulants; les moyennes ne sont pas significativement différentes.

Ces résultats confirment les données obtenues sur la méiofaune. L'effet de vidange du bassin a provoqué une poussée de la microflore benthique, probablement par une meilleure accessibilité à la lumière, et des conditions de dessalures favorables à certaines espèces euryhalines. Une semaine de baisse de niveau, en gardant un minimum d'humidité (vase recouverte de quelques centimètres) pourrait donc favoriser la production phytobenthique. Des expériences à venir dans ce sens seraient à mettre en œuvre pour mieux stimuler la chaîne eutrophe benthique

3.4.4.2 - Analyse qualitative (d'après Y. Rincé, 1992)

L'analyse des peuplements microphytobenthiques fait apparaître une composition spécifique largement dominée par les diatomées pennées, sporadiquement accompagnées de Cyanophycées. Toutes les formes recensées sont endémiques des milieux marins littoraux et bon nombre d'entre elles sont connues pour leur hétérotrophie facultative. La diversité spécifique évolue au cours du temps dans le sens d'une complexité croissante de l'écosystème pour tous les bassins.

Au jour 0, les peuplements sont similaires d'un bassin à l'autre, avec une forte dominance de *Nitzschia sigma* (tableaux 17 et 18). Par la suite, la richesse spécifique augmente dans les bassins MIN et TEM. Cette évolution classique vers une plus grande complexité des peuplements microphytobenthiques semble perturbée par la fertilisation organique. En effet, la richesse spécifique reste faible dans les bassins ORG (tableau 17). Apparemment, le traitement

organique favorise le développement de *Nitzschia sigma* et *Navicula digito-radiata* qui forment dans les bassins ORG des populations suffisamment nombreuses de cellules relativement grandes. Celles-ci constituent une biomasse pigmentaire plutôt plus importante que dans les bassins TEM et MIN, bien que non significativement différente (voir tableau 14).

Tableau 17 - Nombre moyen d'espèces phytobenthiques aux 3 périodes d'observation

TRAITEMENT		J0	J33	J57
MINERAL	Moy ± e.s.	8,5 ± 1,0	9,0 ± 1,1	12,5 ± 0,8
	Min	5	7	10
	Max	11	11	15
	95 % conf	2,5	5,0	2,0
ORGANIQUE	Moy ± e.s.	8,0 ± 1,0	9,7 ± 0,9	8,7 ± 0,9
	Min	5	8	5
	Max	12	11	11
	95 % conf	2,7	3,8	2,3
TEMOIN	Moy. ± e.s.	8,3 ± 0,5	11,3 ± 0,9	12,0 ± 0,5
	Min	7	10	10
	Max	10	13	13
	95 % conf	1,3	3,8	1,3

Tableau 18 - Espèces dominantes du phytobenthos observées selon les traitements aux 3 périodes de prélèvement

TRAITEMENT	J0	J33	J57
MINERAL	<i>Nitzschia sigma</i>	<i>N-sigma</i> <i>N-digito-radiata</i> <i>Surirella sp</i>	<i>N-sigma</i> <i>N-digito radiata</i>
ORGANIQUE	<i>Nitzschia sigma</i>	<i>N-digito-radiata</i> <i>N-compressa</i> <i>N-sigma</i>	<i>N-sigma</i> <i>N-digito-radiata</i> <i>N-compressa</i>
TEMOIN	<i>Nitzschia sigma</i>	<i>N-sigma</i> <i>N-digito-radiata</i>	<i>N-sigma</i> <i>N-digito-radiata</i>

3.4.5 - Les algues macrophytes

Au jour 0 tous les bassins ont été nettoyés de toute végétation macrophyte. Au jour 57 toutes les algues présentes ont été récoltées (tableau 19). Les prélèvements montrent que la fertilisation minérale semble plus favoriser le développement des algues macrophytes que la fertilisation organique. Le bassin M2 riche en *Chaetomorpha* présentait de fortes concentrations permanentes de nutriments durant la PHASE 1, les microphytes s'étant développés moins massivement que dans M1 et M3.

Un soin particulier doit donc être accordé à l'éradication des thalles présents dans les bassins avant les expérimentations. Mais, cette méthode peut y n'être pas toujours suffisante.

Considérant l'importance du problème posé par la grande vitesse de croissance des macrophytes dans certains bassins fertilisés, une méthode d'élimination des spores par traitement chimique sélectif avant la mise en eau des bassins serait intéressante à étudier.

Tableau 19 - Biomasse des algues macrophytes produites en 57 jours l'expérimentation exprimée en poids sec par bassin (200 m²), et types d'espèces rencontrées.

BASSIN	ESPECES	ZONE D'IMPLANTATION	POIDS SEC (g)
M1	-	-	0
M2	(Ulva sp	fond)
	(Chaetomorpha sp	berges) 2961
M3	Ulva sp	fond	342
O1	-	-	0
O2	(Ulva sp	fond)
	(berges) 10
O3	Enteromorpha intestinalis	berges	14
T1	-	-	0
T2	-	-	0
T3	Chaetomorpha sp	berges	125

3.5 - CORRELATIONS ENTRE LES VARIABLES MESUREES DE LA COLONNE D'EAU

3.5.1 Corrélations linéaires

Tout d'abord les corrélations linéaires calculées avec le logiciel Stat-Itcf permettent de préciser les relations pouvant exister entre certains paramètres physico-chimiques et biologiques de la colonne d'eau (tableau 20). Pour la plupart cela ne fait que confirmer des informations déjà connues en océanographie. Ainsi, sur chaque série de traitement apparait une corrélation linéaire importante entre les facteurs : fluorescence et chlorophylle a, matière totale particulaire et matière organique particulaire, % de transmission des radiations lumineuses et Secchi, nitrites et nitrates. Pour les bassins "minéraux" seulement, l'oxygène dissous est étroitement corrélé avec le pH, la chlorophylle a (CHL), la fluorescence (FLU) et la matière organique sestonique (MOP). Dans les bassins minéraux, l'essentiel du seston est donc d'origine phytoplanctonique.

Tableau 20 : extrait des coefficients de corrélation linéaire (r) établis sur la totalité des observations pour chaque série de traitement.

SERIE	CHL/FLU	SEC/%TR	TUR/%TR	MTP/MOP	OXY/pH	OXY/CHL	OXY/FLU	OXY/MOP	NO2/NO3
MIN	0,935	0,868	-0,791	0,934	0,757	0,824	0,879	0,701	0,255
ORG	0,904	0,871	-0,651	0,958	0,470	0,311	0,300	0,035	0,977
TEM	0,790	0,822	-0,815	0,985	0,208	-0,143	-0,118	-0,133	0,985

3.5.2 - Analyse en composantes principales.

Un traitement statistique de type ACP (Itcf, 1991) a été également effectué pour la colonne d'eau. Il permet d'avoir une vision graphique globale sur l'ensemble des variables simultanément. Parmi différentes ACP réalisées nous retiendrons celle qui traite la totalité des variables (20) et la totalité des observations (81) de J₀ à J₂₉. durant la phase de fertilisation (figures 29 et 30) Le cercle des corrélations définit la structure des variables, les coordonnées sur les axes principaux définissent la répartition des individus observés. Un nombre importants d'individus des bassins minéraux se distinguent des autres types de traitement par deux groupes distincts sur le plan principal. L'un est sur l'axe 1 où les variables liées à la biomasse phytoplanctonique sont bien représentés, l'autre est sur l'axe 2 où les nutriments et le zooplancton sont assez bien représentés.

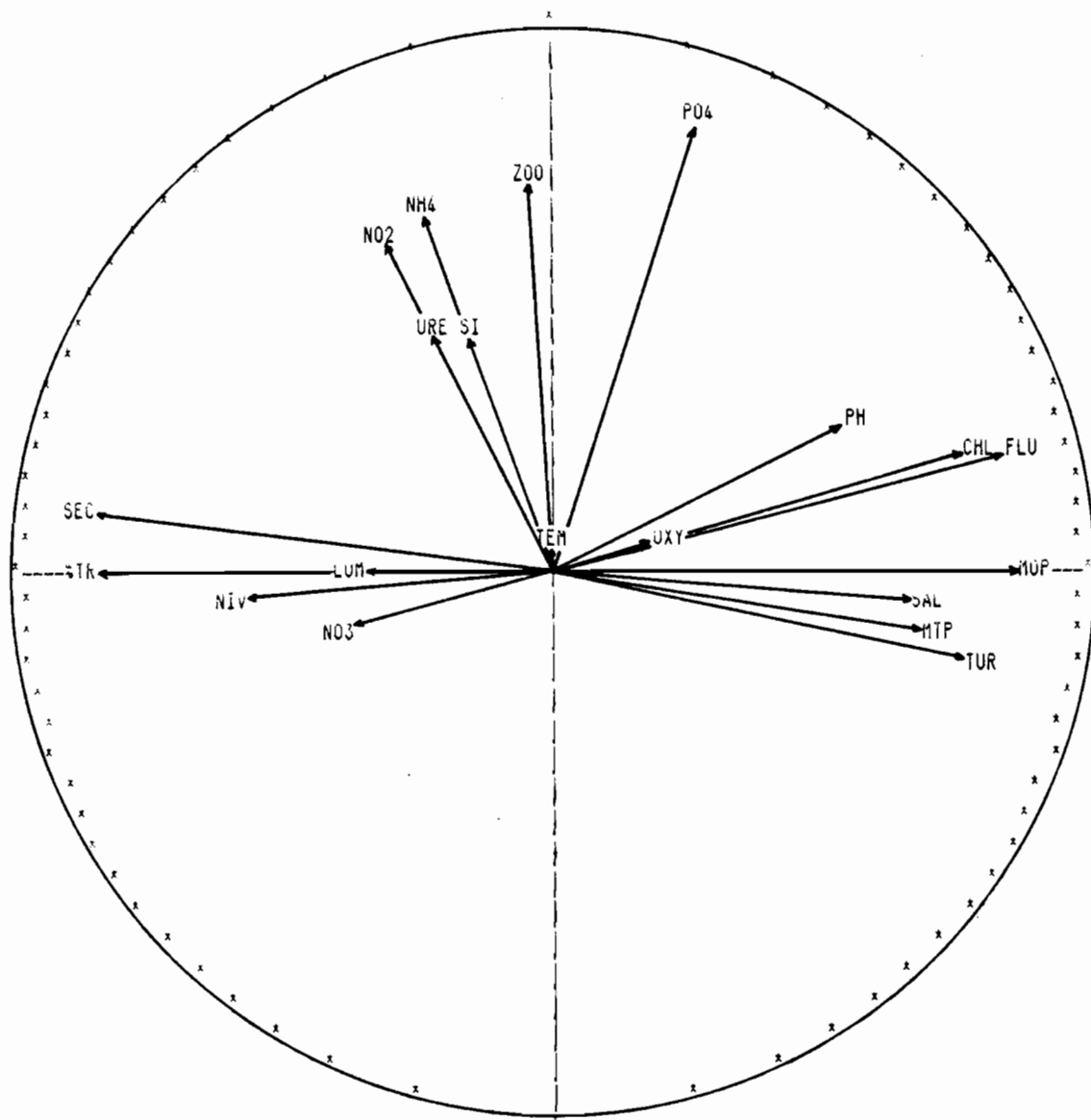


Figure 29 - Analyse en Composantes Principales des données pour la phase 1 de fertilisation.
Cercle des corrélations entre les variables et les axes principaux du plan 1-2.

Variables : TEM = température, SAL = salinité, OXY = oxygène dissous, PH = pH, ZOO = zooplancton, CHL = chlorophylle a, FLU = fluorescence in vivo, SEC = Secchi, TUR = turbidité, %TR = % de lumière transmise, MTP = matière totale particulaire, MOP = matière organique particulaire, NH₄ = azote ammoniacal, NO₂ = nitrites, NO₃ = nitrates, URE = urée, PO₄ = phosphates, SI = silice.

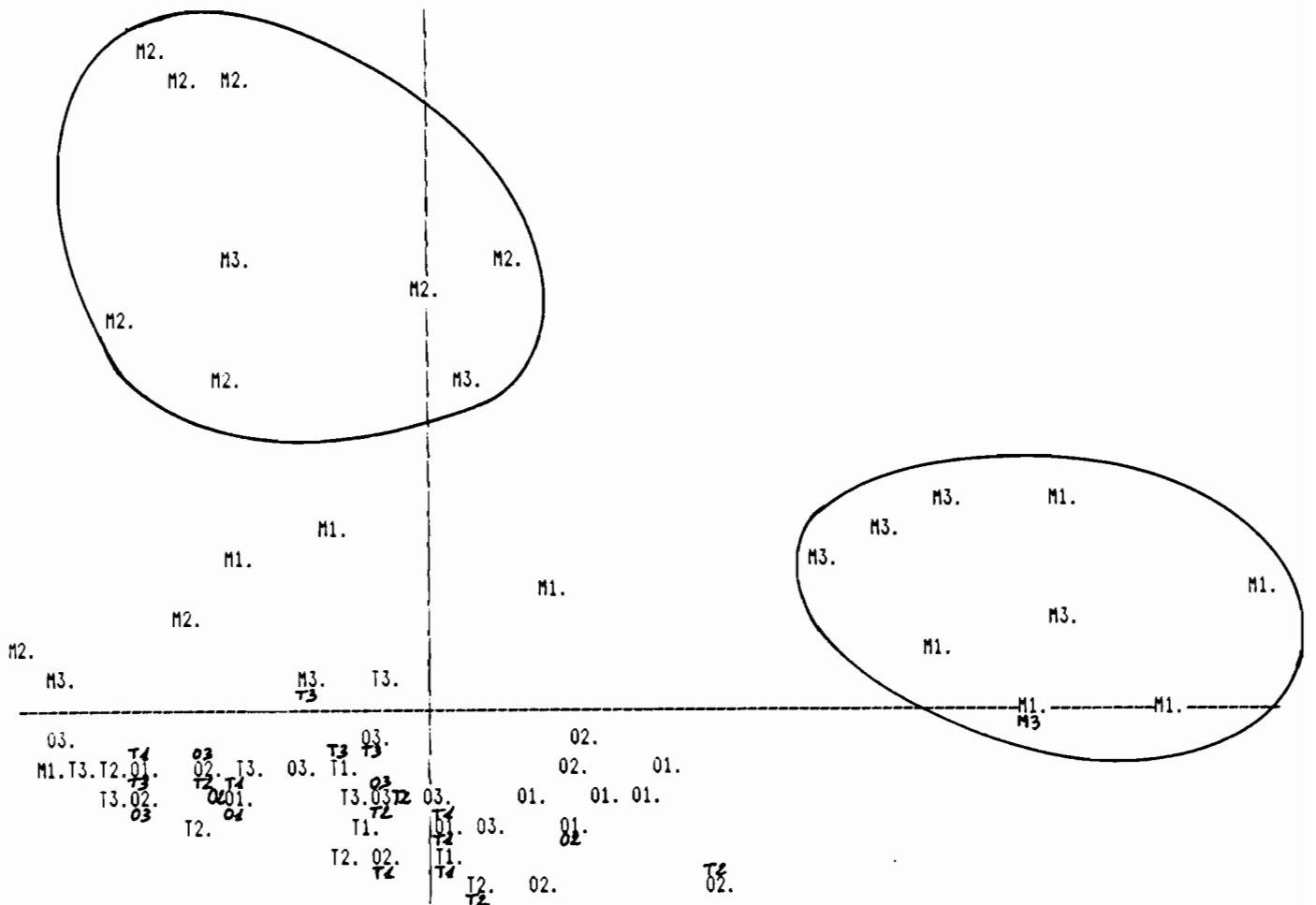


Figure 30 - Analyse en Composantes Principales des données pour la phase 1 de fertilisation. Représentation des individus (un individu correspond à l'état d'un bassin à une date donnée) sur le plan 1-2.

Deux groupes d'individus M (MIN) se distinguent des individus T (TEM) et O (ORG) par leur évolution particulière. Sur l'axe 1 horizontal, un groupe de 5 individus (M1) et 5 individus (M3) est caractérisé par une forte production primaire. Sur l'axe 2 vertical, un groupe de 7 individus (M2) et 2 individus (M3) est marqué par une abondance en zooplancton et des concentrations élevées en nutriments.

CHAPITRE 4

DISCUSSION ET CONCLUSION

4.1 - COLONNE D'EAU

L'hétérogénéité au niveau phytoplanctonique du bassin MIN 2 parmi les 3 répliques, pose le problème de l'origine de cette dissemblance. La concentration initiale de copépodes était deux fois plus forte dans ce bassin et pourrait être à l'origine de la biomasse microalgale réduite, où les nutriments n'ont pas été consommés à la même vitesse que dans les 2 autres bassins minéraux. Un calcul de l'effet du broutage du phytoplancton par les copépodes réalisé par Sautour et Castel (1991) d'après les données concernant *Acartia grani* (Bautista et al., 1988), ne permet pas de faire la preuve formelle de cette hypothèse. La pression de broutage calculée est faible pour le bassin MIN1; elle est toutefois beaucoup plus forte pour le bassin MIN2. A J₁₅ et J₁₉, la consommation calculée de phytoplancton pourrait atteindre ou dépasser la production (extrapolée pour MIN2 d'après les mesures réelles faites sur MIN1). Nous pensons essayer de limiter cet effet à l'avenir par une filtration de l'eau d'entrée avec une maille plus fine que 500µm, laquelle laisse pénétrer la plus grande partie du zooplancton, et notamment les copépodes adultes.

Les mesures de biomasse et production primaire ont permis de montrer que la fertilisation minérale permet un potentiel de production de biomasse microalgale très supérieur à celui obtenu avec une eau de mer naturelle introduite en marais. Cette production de masse entraîne cependant une limitation de la pénétration de la lumière incidente, et par suite du taux d'assimilation photosynthétique à 60-70cm sous la surface. L'homogénéisation par agitation artificielle pourrait peut être permettre de réduire ces conditions limitantes, et améliorer le rendement global du système. Le renouvellement partiel de l'eau d'une façon beaucoup plus fréquente pourrait être une autre solution au problème, sans exclure la précédente.

La faible excrétion algale (relative à la production primaire totale) dans le bassin MIN1 témoigne d'une population en bon état physiologique et en période de croissance. Elle est généralement inversement proportionnelle à la densité des populations phytoplanctoniques et à l'eutrophisation (Fogg et al., 1965 ; Berman & Holm Hansen, 1974 ; Marsot et al., 1989). La fertilisation minérale influence les populations bactériennes via le phytoplancton et le zooplancton. La matière organique dissoute, dérivée directement ou indirectement du

phytoplancton (excrétion algale, lyse cellulaire, activité du zooplancton) est la source d'énergie immédiate pour le bactérioplancton (Lampert, 1978 ; Jonas & Tuttle, 1990).

Le phytoplancton produit par la stimulation minérale ne semble pas jouer sur l'orientation des communautés zooplanctoniques, par contre il crée un effet positif du point de vue quantitatif. La reproductibilité des communautés planctoniques mises en place lors des blooms induits par la stimulation minérale demande à être vérifiée en fonction des saisons et des températures.

La stimulation organique, n'entraîne pas des développements planctoniques en masse du même type. Les effets sur la colonne d'eau sont beaucoup plus limités. Par contre la demande de la colonne d'eau en oxygène est plus forte, et laisse à penser que les activités du bactérioplancton sont amplifiées (pas d'étude de production primaire et bactérienne sur le traitement organique durant cette expérimentation, mais d'autres travaux avec le même fertilisant organique en élevage de crevettes ont montré que les biovolumes de bactéries étaient supérieurs à ceux observés dans les bassins naturels [Legrand comm. perso]).

4.2 - SEDIMENT

L'étude concernant le sédiment nous a permis de déterminer son évolution en comparant les 3 étapes de l'expérimentation : 1) l'état "zéro", 2) la fin de la stimulation, 3) la "récupération" après arrêt de la stimulation. Il a été montré que la teneur importante en argile des sédiments crée un complexe adsorbant avec certains éléments minéraux et organiques qui doit pouvoir servir de réserves lors d'appauvrissements de la colonne d'eau. La silice et le phosphore apportés en excès dans le traitement minéral s'y accumulent durant la PHASE 1, et probablement se re-libèrent en PHASE 2.

Les phénomènes de minéralisation sont présents au niveau du sédiment superficiel qui reçoit régulièrement le dépôt des particules introduites dans le système par les apports organiques effectués dans le traitement "organique". Dans ces bassins l'activité de transformation de la matière organique est accélérée notamment par une biomasse macrofaunique amplifiée (polychètes). La température élevée durant l'expérimentation (22°C en moyenne) n'a pas entraîné d'accumulation organique perceptible, malgré un apport de 3 g.m⁻².j⁻¹ d'aliment. Par ailleurs, aucune influence significative des différents types de stimulation n'a pu être mise en évidence, quant à l'évolution de la qualité des sédiments, exprimée par la mesure du potentiel d'oxydo-réduction et de la teneur en matière organique. Le pic temporaire d'azote ammoniacal qui apparaît à l'état (échangeable et interstitiel) intermédiaire, disparaît ensuite.

PARTIE 3 :

**LA MISE EN APPLICATION POUR DE NOUVELLES FILIERES
D'ELEVAGE**

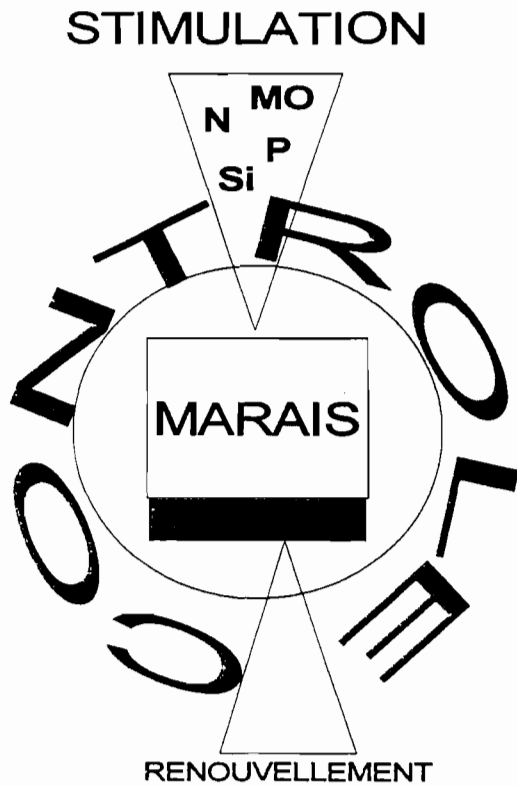
La stimulation d'espèces fourrages (phytoplancton) et d'espèces proies (zooplancton, macrofaune) peut être favorablement envisagée dans certaines filières d'élevage en cours d'implantation sur le littoral atlantique, pour les phases extensives ou semi-extensives de cet élevage. Trois types d'élevage sont concernés (figure 31) :

UNE FILIERE MOLLUSQUES:

L'utilisation de phytoplancton produit par stimulation dans des élevages d'huîtres ou de palourdes existe déjà par l'emploi d'eaux souterraines salées (Baud & Bacher, 1990). Les "blooms" sont produits dans des bassins en béton et redémarrés à chaque production dans un bassin entièrement nettoyé. Nos recherches visent à permettre d'améliorer la croissance des filtreurs dans des zones dépourvues d'eaux souterraines abondantes, et sans nécessiter des investissements lourds, par utilisation de bassins de production de phytoplancton en terre situés en amont des bassins d'élevage de coquillage. Le niveau actuel de la recherche ne permet toutefois pas encore d'appliquer aujourd'hui techniquement nos résultats. La recherche doit être poursuivie (programme CREMA prévu jusque fin 1993) pour quantifier les effets du renouvellement d'eau et de l'agitation sur le développement des "blooms" et leur maintien (culture semi-continue envisagée, par vidange partielle et remise en culture). Des applications sur des élevages de palourdes en claires seront effectués en collaboration avec le Centre Régional d'Expérimentation et d'Application Aquacole de l'île d'Oléron à partir de fin 1992.

UNE FILIERE D'ELEVAGE LARVAIRE DE POISSONS EN MILIEU NATUREL:

Cette filière expérimentale de productions en bassins de terre d'alevins de bars et dorades royale (Hussenot et al., 1991b.) à partir des oeufs, a été initiée sur la façade atlantique par notre laboratoire en 1985 à la suite des travaux menés en méditerranée (Divanach & Kentouri, 1984). Elle bénéficie depuis trois ans d'un programme renforcé, associant deux laboratoires IFREMER (Noirmoutier, Palavas) dans un groupe de travail et avec la participation de professionnels de l'aquaculture pour certaines expérimentations sur un protocole précis. Dans le cadre de ces essais, il a été produit 100.000 alevins de bar et daurade royale en 1990, et 300.000 en 1991. Le taux de survie à partir de l'oeuf doit cependant être amélioré. Cette technique intéresse les aquaculteurs de grossissement de poisson. Elle pourrait leur permettre de réduire les charges en achat d'alevins, sans augmenter réellement les charges fixes (frais de personnel). La qualité des alevins obtenus est très intéressante, d'après les élevages de grossissement menés avec ces alevins (Le Moine et al., 1990).



APPLICATION N°1

PRODUCTION
PHYTOPLANCTON
BASSIN DE STIMULATION



ELEVAGE BIVALVES
BASSIN D'ELEVAGE

APPLICATION N°2

PRODUCTION
PHYTO + ZOOPLANCTON
BASSIN DE STIMULATION



ELEVAGE LARVAIRE
POISSONS
BASSIN D'ELEVAGE

APPLICATION N°3

MACROFAUNE BENTHIQUE

CREVETTE IMPERIALE
BASSIN DE STIMULATION
ET
BASSIN D'ELEVAGE

Figure 31 - Les applications de la stimulation à 3 filières d'élevages en marais.

UNE FILIERE CREVETTE IMPERIALE:

Pour cette filière d'élevage, déjà existante sur le littoral, à l'image des élevages péneides tropicaux, une analyse profonde a été effectuée par différents travaux du CREMA. Les résultats décevants de l'intensification sur aliment spécifique ont été expliqués par le comportement particulier de cette espèce (*Penaeus japonicus*) élevée dans nos marais côtiers. L'aliment n'est ingéré en quantité que lorsque les proies naturelles benthiques deviennent inférieures à 100 proies par m² (Fofana, 1990). L'apport organique constitué par la distribution d'aliment joue alors un rôle essentiellement fertilisant sur une grande partie de l'élevage. (Reymond & Lagardère, 1990 ; Cam et al., 1991). Fort de ces données, nous avons proposé et testé avec succès un mode d'élevage totalement différent (Hussenot & Reymond, 1991, Sagata, 1990). L'aliment proposé est un aliment non spécifique (aliment carpe trois fois moins cher), distribué en pleine journée malgré l'activité nocturne des crevettes, et rationné en apport constant par mètre carré (sans tenir compte de la biomasse durant toute la phase fertilisante). Cette stratégie de stimulation de l'écosystème permet de mettre en place un dopage de la macrofaune (maillon polychètes en particulier) sans toutefois générer des conditions défavorables (réduction du sédiment superficiel).

Cette technique a permis de produire en 1989 et 1990 sur un bassin de 2500m² du CREMA des rendements ramenés à l'hectare de 800-1000 Kg par cycle en 4 mois d'élevage (juin à septembre). Ces résultats ont été confirmés en 1991 par le Centre Régional d'Expérimentation et d'Application Aquacoles (CREAA Le Château d'Oléron) sur la base d'un protocole réalisé en commun (6 bassins dont 3 témoins sur aliment spécifique) : pour une densité initiale de 5-6 crevettes par m², l'utilisation d'aliment spécifique n'apporte aucune amélioration de croissance et survie (Halley, 1991).

PARTIE 4

CONCLUSION GENERALE

Cet ensemble d'expérimentations aura permis de mieux comprendre le fonctionnement du marais et sa réponse à certains types de stimulation.

a). L'écosystème répond aux enrichissements d'une façon significative et reproductible pour la fertilisation organique. La reproductibilité n'est pas parfaite (2/3) pour la fertilisation minérale.

b). Les apports organiques effectués ont eu une action biologique prépondérante sur le sédiment. Ils ont favorisé le développement des polychètes benthiques, et aussi des formes planctoniques. L'apport du point de vue quantitatif n'a pas créé des conditions réductrices ou anoxiques défavorables.

c). Les apports minéraux ont eu une action prépondérante sur la colonne d'eau . Ils ont favorisés le phytoplancton et le zooplancton.

d). Le confinement du milieu, provoqué par des échanges avec la mer très restreints (mensuel), a limité considérablement la diversité spécifique (zooplancton en particulier).

e). L'apport de silice pour les bassins minéraux n'a pas favorisé automatiquement le développement des diatomées. L'accélération des échanges d'eau est à rechercher dans les expérimentations futures pour favoriser certaines diatomées (Roden & O'Mahony, 1984). Pour tous les types de traitement, l'apparition tardive de *Nitzschia alexandrina* est difficilement explicable car elle précède le changement d'eau. Les infiltrations d'eau à travers les digues (riches en silice) ont peut être pu favoriser son développement.

f) Dans les bassins à stimulation minérale, l'importance du "bloom" produit a créé une stratification et une réduction de la lumière qui a pu entraîner la mort des cellules algales

d'après l'évolution constatée des concentrations en oxygène dissous vers le 32ème jour. Une douce homogénéisation du milieu et une limitation de la biomasse algale pourraient modifier le comportement de l'écosystème sur ce point. Elle pourrait également permettre de réguler certains paramètres par un rééquilibrage des gaz dissous (pH moins élevé par réintroduction de CO₂, désaturation de l'oxygène dissous,...)

Les travaux de recherche menés en 1990 et 1991 ont permis de vérifier qu'une eau de mer isolée dans un marais peut être orientée soit vers une intensification de la productivité planctonique (phyto-zooplancton) à l'aide de fertilisants minéraux, soit vers une intensification de la productivité benthique (bactéries-macrofaune) à l'aide de fertilisants organiques.

La reproductibilité des blooms algaux obtenus doit être vérifiée avec un plus grand nombre de replicats, au cours de nouvelles expériences. L'effet de la température et de la lumière sur les phénomènes ne permettra probablement pas de reproduire de tels systèmes à toute période de l'année. La compréhension des mécanismes d'action de la lumière, de la vitesse d'assimilation des nutriments doit être entreprise. De ces résultats découleront le choix de techniques de culture: importance de l'homogénéisation de la colonne d'eau, fréquence des apports de nutriments, fréquence des échanges d'eau,...

A ce jour, nous pensons que l'application à des filières aquacoles de ces études reste délicate pour les élevages de mollusques (production de phytoplancton naturel en masse). Par contre la stimulation benthique en période de température chaude (mai-septembre) peut déjà être appliquée à des élevages de carnivores utilisant les proies macrobenthiques (crevettes, poissons). Des études complémentaires pour élargir le champ des espèces à stimuler, restent nécessaires. Notamment il serait souhaitable d'engager des travaux sur la biologie et la reproduction dans les marais des insectes aquatiques de type Chironomides et Ephydrides.

L'aquaculture en marais nécessite une compréhension des mécanismes de la productivité biologique. L'utilisation même partielle de proies vivantes dans un élevage aquacole améliore le plus souvent la vitesse de croissance et l'état physiologique de l'animal élevé. Une aquaculture semi-extensive ou semi-intensive ne pourra se fiabiliser et se mettre en place que si des études de ce type sont poursuivies, en créant un aller et retour continu entre la recherche amont, la recherche aval, et le développement.

BIBLIOGRAPHIE

- Anderson J.M., 1987. Production and decomposition in aquatic ecosystems and implications for aquaculture. In, D.J.W. Moriarty & R.S.W. Pullin, eds., *Detritus and microbial ecology in aquaculture. ICLARM Conference Proceedings 14* : 123-147.
- Baines S.B. & Pace M.L., 1991. The production of dissolved organic matter by phytoplankton and its importance to bacteria : Patterns across marine and freshwater systems. *Limnol. Oceanogr.* 36 (6) : 1078-1090.
- Baud J.P. & Bacher C., 1990. Use of ground saline water for intensive rearing of *Ruditapes philippinarum* juveniles in a nursery system. *Aquaculture*, 88 : 157-178.
- Bautista B, Rodriguez V., Jimenez F., 1988. Short-term feeding rates of *Acartia grani* in natural condition : diurnal variation. *J. of Plankton Research* 10 (5) : 907-920.
- Berka R & Hilge V, 1991. Production enhancement in still-water pond culture. *Proceedings of a symposium of the EIFAC-FAO, Prague 15-18 may 1990*, 476 pp
- Berman T., 1990. Microbial food-webs and nutrient cycling in lakes : changing perspectives. In Tilzer ed., *Large lakes* pp. 511-526.
- Berman T. & Olm-Hansen O., 1974. Release of photoassimilated carbon as dissolved organic matter by marine phytoplankton. *Mar. Biol.*, 28 : 305-310.
- Blanchard G., 1989. Relations trophiques entre la méiofaune et le microphytobenthos d'un marais maritime du littoral charentais, Thèse de doctorat , Université de Bordeaux I, 167 pp.
- Blom G., Otterà H., Svåsand T, Kristiansen S., Serisgstad B., 1991. The relationship between feeding conditions and production of cod fry (*Gadus morhua* L.) in a semi-enclosed marine ecosystem in western Norway, illustrated by use of a consumption model. *ICES mar. Sci. Symp.*, 192 : 176-189.
- Boyd C.E., 1982. Water quality management for pond fish culture ; *Developments in Aquaculture and fisheries Science* 9. Elsevier, Amsterdam, 318 pp.

- Boyd C.E., 1986. Water quality and fertilization. In, R. Billard et J. Marcel, eds, Aquaculture of Cyprinids, INRA, Paris : 283-294.
- Cam D, Rollet P.E, Mariotti A, Guillaume J., 1991. Contribution relative de la productivité naturelle et de l'aliment composé dans la nutrition de *Penaeus japonicus* élevé en conditions semi-intensives. *Aquat. Living Resour.* 4 (3) : 175-180.
- Clement O. & Rigaud C., 1986. L'aquaculture dans les marais salés de l'Ouest de la France. *Aqua revue* 4 : 15-18.
- Degrémont, 1978. Mémento technique de l'eau. Degrémont, Rueil Malmaison Paris. 1200pp.
- Deltreil J.P., Feuillet M., Archambeau G., 1977. Etude expérimentale de la fertilisation phosphatée dans les claires à huîtres. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 41 (3) : 283-297.
- Divanach P & Kentouri M., 1984. Sur les possibilités de production de juvéniles de poissons marins par la filière extensive dans le Languedoc. Influence de l'époque et des conditions climatiques; In G. Barnabé et R. Billard, l'aquaculture du bar et des sparidés, pp. 175-184. Inra Publ., Paris, 542pp.
- Doering P.H., Oviatt C.A., Beatty L.L., Banzon V.F., Rice R., Kelly S.P., Sullivan B.K., Frithsen J.B., 1989. Structure and function in a model coastal ecosystem: silicon, the benthos and eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Series* 52 : 287-299.
- Eveno A., 1990 Intérêt de la mesure du pH des eaux et des sédiments dans la gestion des bassins aquacoles. Mémoire D.U.T. Génie de l'environnement, Tours. Document CREMA, 32pp.
- Farquhar B.W., 1987. Comparison of granular and liquid inorganic fertilizers used in striped bass and smallmouth bass rearing ponds. *The Prog. Fish Cult.* 49 : 21-28.
- Fofana Y., 1990. Régime alimentaire de *Penaeus japonicus* en marais aquacoles stimulés. Mémoire D.U.T Intechmer, Cherbourg, Document CREMA 46pp.
- Fogg G.E., Nalewajko C., Watt W.D., 1965 Extracellular products of phytoplankton photosynthesis. *Proc. Roy. Soc. B* 162 : 517-534.

- Fry J.C., 1987; Functional roles of the major groups of bacteria associated with detritus. In, D.J.W. Moriarty & R.S.W. Pullin, eds., Detritus and microbial ecology in aquaculture. ICLARM Conference Proceedings 14 : 83-122.
- Fuhrman J.A. & Azam F., 1982. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results. Mar Biol 66 : 109-120.
- Halley R., 1991 . Comparaison de deux stratégies d'alimentation de *Penaeus Japonicus* en élevage semi-intensif. CREAA-Oléron, Campagne 1991. Rapport du DESS Exploitation des ressources côtières et vivantes, Université de Caen/CREAA-Région Poitou Charentes, 48 pp + 66 annexes.
- Hepher, 1988. Nutrition of pond fishes. Cambridge University Press, Cambridge, 388 p;
- Hobbie J.E., Daley R.J., Jasper S., 1977. Use of nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. Appl. Environ. Microbiol. 33 :1225-1228.
- Hussenot J., 1987. Réalités et perspectives d'une aquaculture semi-intensive de poissons et de crevettes dans les marais salés de la côte atlantique française. Océanis, 13 (2) : 247-261
- Hussenot J. & Maestrini S. Y., 1988. Production naturelle des marais maritimes atlantiques; perspectives de stimulation, Rencontres AGLIA " La recherche appliquée à la gestion des ressources vivantes", Arcachon, 5 pp.
- Hussenot J. & Massé J., 1988. Aquaculture en marais atlantiques. Valorisation et diversification. Aqua Revue 24 : 9-14.
- Hussenot J., Munier P., Feuillet-Girard M., Mornet F., Burgeot T., Margat S., 1989. Fertilization of french atlantic coastal ponds by means of organo-mineral compounds. EAS Special Publication 10 : 127-128.
- Hussenot J. & Lagardère J.P., 1990. Effet d'un enrichissement organique (aliment de complément à 35% de protéine) sur la stimulation d'un écosystème aquacole fermé (marais à *Penaeus japonicus*). Communication à la journée : Bilan de la filière crevette tempérée en France, Nantes, 18 décembre 1990, 6 pp.

- Hussenot J., Martin J.L., Gouleau D., Ravail B., Eveno A., 1991a Effects of a complement diet managed like an organic stimulant on ponds sediment. EAS Special Publication 14 : 159-160.
- Hussenot j., Le Moine O., Lagardère F. 1991b. L'élevage larvaire du bar (*Dicentrarchus labrax*) et de la daurade royale (*Sparus aurata*) en milieu naturel stimulé par fertilisation dans les marais salés de la côte atlantique, France. ICES mar. Sci. Symp., 192 : 127-136.
- Hussenot J. & Reymond H., 1991. Accroissement de la production des élevages semi-extensifs de crevette impériale en marais salés atlantiques (France). Proceedings of FAO-EIFAC Symposium on Production Enhancement in Still-Water Pond Culture, Prague, 15-18 may 1990 : 194-199.
- Hussenot J., 1991. Stimulation de la productivité naturelle par fertilisation : Etude des mécanismes et applications. Rapport scientifique CREMA-L' Houmeau, convention IFREMER Poitou-Charentes, programme 6 action 1A : 3-34.
- Hussenot J., 1992. Maîtriser la stimulation de la productivité naturelle permet de proposer une aquaculture marine semi-extensive dans les marais de la côte atlantique française. Aqua Revue 41 : 31-33.
- Itcf, 1991. Manuel d'utilisation du logiciel Stat-Itcf, version 5 (Logiciel statistique pour l'agronome et le biologiste). Institut Technique des Céréales et des Fourrages, Paris.
- Jonas R.B. & Tuttle J.H., 1990. Bacterioplankton and organic carbon dynamics in the lower mesohaline Chesapeake bay. Appl. Env. Microbiol. 56 (3) : 747-757.
- Klos E., 1986. The mesocosm and the MERL facility; In, C.E Lambert & C.A Oviatt eds., Manual of biological and geochemical techniques in coastal areas. MERL Series, Report No 1, The University of Rhode Island, Kingston, Rhode Island : 270-296.
- Knud-Hansen C.E., 1992. Pond history as a source of error in fish culture experiments : a quantitative assessment using covariate analysis. Aquaculture, 105 : 21-36.
- Lampert W., 1978. Release of dissolved organic carbon by grazing zooplankton. Limnol. Oceanogr. 23 (4) : 831-834.

- Lancelot C., 1983. Factors affecting phytoplankton extracellular release in the Southern Bight of the North Sea. *Mar. Ecol. -Prog. Ser.* 12 : 115-121.
- Larsson U. & Hagström, 1979. Phytoplankton exsudate release as an energy source for the growth of pelagic bacteria. *Mar. Biol.* 52 : 199-206.
- Larsson U. & Hagström, 1982. Fractionated phytoplankton primary production, exsudate release and bacterial production in a Baltic eutrophication gradient. *Mar Biol.* 67 : 57-70
- Lanoiselée B., 1984. Fertilisation organique en aquaculture. Utilisation du lisier de porc pour l'alevinage de poissons d'étang. Thèse de docteur-ingénieur, INA Paris-Grignon, 252 pp.
- Legrand C., Hussenot J., Rincé Y., Joassard L., Mornet F., Pirastru L., 1991. Mass production of microalgae in salt pond (L'Houmeau-France) with farm fertilizer (di-ammonium phosphate) in addition with silicon. *E.A.S. Special Publication : Aquaculture and the environment*, 14 : 187-188.
- Legrand C. & Joassard L., 1990. Compte rendu d'expérience : dissolution du silicium et du di-ammonium phosphate en eau de mer. Consommation de nutriments apportés par ces fertilisants par des populations phytoplantoniques. Document interne CREMA, 15 p.
- Le Moine & Fouasson R., 1991. Semi-intensive seafish breeding in salt marshes along the french atlantic coast. *EAS Special Publication* 14, 191 pp.
- Le Moine O., Buchet V., Fouasson R., Palvadeau H., Brisse J.P., Frantzen M. 1991. Elevage semi-intensif de bars et daurades en marais. Résultats obtenus en 1990 à Aqualive. Rapport IFREMER/Région Pays de la Loire/Région Poitou Charentes, 52 pp.
- Mackin J.E. & Aller R.C., 1984. Ammonium adsorption in marine sediments. *Limnol. Oceanogr.* 29 : 250-257.
- Maestrini S.Y. & Robert J.M., 1987. La production micro-algale des claires à huitres: particularités nutritionnelles: importance de l'azote organique dissous. 2e colloque Franco-soviétique, Yalta, 1984. Act. Coll. IFREMER 5 : 185-214.
- Marsot P & Houle L., 1989. Excrétion cellulaire et morphogenèse de *Phaeodactylum tricorutum* (bacillariophyceae). *Botanica mar.* 32 : 355-367.

- Martin J.F., 1987. La fertilisation des étangs. *Aqua revue* 11 :34-39 et *Aqua Revue* 12 :35-41.
- Martin J.L., Baud J.P., Russu P., Severin P., Haure J., Hussenot J., Mornet F., Gouleau D., 1990. La qualité du milieu dans un système expérimental semi-fermé d'élevage intensif de la palourde japonaise *Ruditapes Phillipinarum*. Rapports internes de la DRV-IFREMER : RI-DRV 90-53 RA-CREMA-L'HOUMEAU-Bouin, 45 pp.
- Moore L.B., 1986. Input of organic materials into aquaculture systems: emphasis on feeding semi-intensive systems. *Aquac. Eng.*, 5 (2-4) : 123-133.
- Moriarty D.J.W., 1986. Bacterial productivity in ponds used for culture of Peneid prawns. *Microb. Ecol.* 12 : 259-269.
- Norfolk J.R.W., Javellana D.S., Paw J.N., Subosa P.F., 1981. The use of ammonium sulfate as a pesticide during pond preparation. *Asian Aquaculture* 4 (3) : 4-7.
- Peyre R., Zanette Y., Heral M., 1980. Elevage de palourdes sous filet en milieu fermé. *France pêche* 307 : 15-18.
- Pilson, M.E.Q & Nixon S.W., 1980. Marine microcosms in ecological research. In, John P Griesy, ed., *Microcosms in Ecological Research*. DOE Symposium series, Augusta, GA, Nov. 8-10, 1978, CONF 781101, NTIS : .724-741.
- Piquion J.C. & Flassch J. P., 1985. Elever la palourde un savoir-faire. *Equinoxe* 2 : 23-30.
- Pruder G.D., 1986. Aquaculture and controlled eutrophication : Photoautotrophic/heterotrophic interaction and water quality. *Aquac. Eng.* 5 : 115-121.
- Reymond H., 1989. Régime alimentaire du bar *Dicentrarchus labrax* en première année d'élevage semi-intensif en marais maritime : contribution relative des proies naturelles et de l'aliment à l'ingéré journalier. Rapport final Ecocean. Contrat Semdac 89-001, 15pp.
- Reymond H., 1991. Dynamique de la chaîne hétérotrophe benthique des marais maritimes en période estivale et son impact sur les productions aquacoles de carnivores : *Penaeus japonicus*, un modèle d'étude. Thèse de doctorat, Université de Paris 6, 257 pp.

- Reymond H. & Lagardère J.P., 1990. Feeding rythms and food of *Penaeus japonicus* Bate (Crustacea, Peneidae) in salt marsh ponds : role of halophic entomofauna. *Aquaculture*, 84 : 125-143.
- Rincé Y. & Pirastru L., 1991. Rapport de fin de contrat de recherche sur les peuplements phytoplanctoniques produits lors d'essais d'enrichissements en bassins. Document LBM, Université de Nantes, contrat IFREMER 90, 12pp.
- Rincé Y., 1992 - Rapport complémentaire du contrat de recherche n°915545017 portant sur l'étude du microphytobenthos en bassins stimulés. Document LMB, Université de Nantes, 8 pp.
- Roden C.M. & O'Mahony K.W., 1984. Competition as a mechanism of adaptation to environmental stress in outdoor cultures of marine diatoms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 16 : 219-227.
- Sagata Y., 1990. La gestion et la qualité du milieu en élevage semi-extensif de *Penaeus japonicus* par aliment fertilisant. Mémoire D.U.T. Aquaculture USTL, Document CREMA, 69pp.
- Sautour B. & Castel J., 1990. Suivi de l'évolution du zooplancton et de la méiofaune en bassins stimulés. Rapport final IUBM Arcachon, Université de Bordeaux I, contrat IFREMER 90, 38pp. + annexes 20pp.
- Sautour B. & Castel J., 1991. Evolution zooplanctonique en bassins stimulés; évolution méiofaunique en bassins stimulés et protégés. Rapport final COB Arcachon, Université de Bordeaux I, contrat IFREMER 91554512, 47pp. + annexes 21pp.
- Sautour B., 1991. Effects of organic and mineral enrichments on the estuarine copepod : *Acartia biflora*. A manipulative experiment. Poster présenté au 26ème European Marine biological Symposium.
- Schroeder G.L., 1978. Autotrophic and heterotrophic production of microorganisms in intensively-manured fish ponds, and related fish yields. *Aquaculture* 14 : 303-325.
- Schroeder G.L., 1987. Carbon and nitrogen budgets in manured fish ponds on Israel's coastal plain. *Aquaculture* 62 : 259-279.

- Spencer B.E., Akester M.J., Mayer I., 1986. Growth and survival of seed oysters in outdoor pumped upwelling systems supplied with fertizied sea water. Aquaculture, 55 : 173-189.
- Steeman Nielsen E., 1952 The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Perm. Int. Eplor. Mer 18 : 117-140.
- Strickland J.D.H & Parsons T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Board of Canada Bulletin 167, Ottawa, 310pp.
- Yamada R., 1987. Pond production system: fertilization practices in warmwater fish ponds. In, J.E. Lannan, R.O. Smitherman, G. Tchobanoglous, eds., Principles and practices of pond aquaculture. Oregon State University Press, Corvallis :97-110.
- Wohlfarth G.W. & Schroeder G.L., 1979. Use of manure in fish farming- a review. Agricultural Wastes 1 (4) : 279-299.

ANNEXE 1

REFERENCES DES LABORATOIRES PARTICIPANT AU PROGRAMME

Centre d'Océanographie et de Biologie Marine
Université de Bordeaux I
2 rue du Professeur Jolyet
33120 Arcachon
MM CASTEL et SAUTOUR

Laboratoire de Biologie Marine
Université de Nantes
2 chemin de la Houssinière
44072 Nantes Cedex
Mlle PIRASTU et M. RINCE

CREOCEAN
Le Bout Blanc
17000 La Rochelle
Mlle RAVAIL

Centre d'Etude Nucléaire Cadarache
13108 Saint-Paul Lez Durance
M FARDEAU

ANNEXE 2

CARACTERISTIQUES DES PRODUITS FERTILISANTS EMPLOYES

FERTILISANTS MINERAUX

Phosphate d'ammoniaque
engrais agricole solide 18-46-00 (N-P₂O₅-K)
produit Ferticoop
en sac de 50 Kg

Prix approximatif 2,00 F le kg

Silicate de sodium liquide
38-40° Baumé
produit Langlois Chimie
en bidon de 30 litres
masse volumique (Kg/m₃): 1350 à 1380
% de silice: 26,5 à 28,5
(d'après Degrémont, 1978)

Prix approximatif 10,00 F le kg

FERTILISANT ORGANIQUE

Aliment granulé pour carpe et poissons d'étang
Taux de protéine 35% min.
Matière organique 89% min.
Humidité 12% max.
produit UCAAB C35 (LE GOUessant)

Prix approximatif 3,50 F le kg

AIDE MEMOIRE POUR LE CACUL DE LA QUANTITE DE NUTRIMENTS CONTENUE DANS LES ENGRAIS AGRICOLES

Les engrais agricoles sont exprimés en France en pourcentage de NPK

L'azote est donné en % d'azote N

Le phosphore est donné en % de $P_2 O_5$.

Le potassium en % de K_2O

Pour passer de $P_2 O_5$ à P multiplier par 0,437

Pour passer de P à $P_2 O_5$ multiplier par 2,29

Pour passer de K_2O à K multiplier par 1,2

Pour passer de K à K_2O multiplier par 0,83

Pour passer de gramme de N à atome-gramme de N diviser par la masse atomique 14

Pour passer de gramme de P à atome-gramme de P diviser par la masse atomique 31

Elément 1Kg de 18-46-00 contient :

Azote	180g de N	180g de N	12,86 at-g de N
-------	-----------	-----------	-----------------

Phosphore	460g de P_2O_5	201g de P	6,48 at-g de P
-----------	------------------	-----------	----------------

Le rapport N/P ou N/Si s'exprime en rapport atome/atome

Le phosphate de di-ammonium a un rapport N/P (Atome/Atome) de 1,98.

ANNEXE 3

MATERIEL ET METHODES

ETUDE DE LA COLONNE D'EAU

(la nomination abrégée des paramètres figure entre parenthèses)

NIVEAU DE L'EAU (NIV)

- échelle graduée en centimètres

TEMPERATURE (TEM)

- mesure in situ à -50cm avec le capteur température de l'YSI 58

SALINITE (SAL)

- mesure in situ à -50cm, salinomètre Kent MC5

OXYGENE DISSOUS (OXY)

- mesure in situ à -50cm, oxymètre YSI 58 avec sonde polarographique+agitateur

pH (pH)

- mesure immédiate, pHmètre Bioblock 93301 + électrode gélifiée 90433 après calibration quotidienne avec tampons 7 et 9

NUTRIMENTS (NH₄, NO₂, NO₃, URE, PO₄, Si)

- conservation à -18°C en flacons de 60ml de l'eau filtrée sur filtre Whatman GF/C
- analyses avec un auto-analyseur Skalar selon Strickland et Parsons (1972).

RADIATION ATMOSPHERIQUE INCIDENTE (LUM)

- mesure instantanée avec un capteur sec LI-COR 192SA au moment des profils verticaux

RADIATION ACTIVE POUR LA PHOTOSYNTHESE RECUE PAR LA COLONNE (%TR)

- intégration des mesures faites tous les 10 centimètres avec un capteur de quanta immergeable type LI-COR-192SA et rapport avec la radiation atmosphérique incidente instantanée

TURBIDITE (TUR)

- mesure immédiate par néphélogétrie avec un turbidimètre HACH 2100 de laboratoire

SESTON OU MATIERE TOTALE PARTICULAIRE (MTP)

- filtration d'un volume précis sur filtre taré de type GF/C, rinçage à l'eau douce
- séchage jusqu'à poids constant à 60°C et pesée

MATIERE ORGANIQUE PARTICULAIRE (MOP)

- pesée après calcination (4H à 450°C) des filtres MTP

FLUORESCENCE IN VIVO (FLU)

- mesure immédiate au fluorimètre Turner 450

CHLOROPHYLLE *a* (CHL ET PHEOPIGMENTS)

- filtration sur filtre Whatman GF/C, extraction au méthanol, lecture sur fluorimètre Turner 112 avant et après acidification

PHYTOPLANCTON (PHY)

- échantillonnage en 4 points du bassin et prélèvement de 2 litres
- fixation au formol + lugol
- concentration à 250 ml par siphonnage après décantation

PRODUCTION PRIMAIRE PLANCTONIQUE

- technique ¹⁴C de Steeman Nielsen (1952), incubation in situ à 2 niveaux (15-20cm) et (60-70cm)

PRODUCTION BACTERIENNE PLANCTONIQUE

- technique ³H- Thymidine de Fuhrman & Azam (1982), incubation au laboratoire à la température in situ

BIOMASSE BACTERIENNE

- prélèvement de 10 ml et fixation à 2% (v/v) au formol tamponné filtré sur 0,2µm
- filtration sur filtre Nuclepore 0,2µm
- comptage par la technique de Hobbie et al., 1977, en microscopie épifluorescence.

BIOMASSE ZOOPLANCTONIQUE (ZOO)

- prélèvement par bouteille de 12 litres à mi-profondeur
- filtration sur maille de 63 μm
- fixation au formol tamponné à pH 8 à concentration finale de 4% (10% de la solution commerciale)
- tri et comptage en cuvette de Dolfus
- évaluation de la biomasse d'après le poids sec individuel des différents stades de développement, et (Nauplii, copépodites 1 à 6, mâle et femelle pour les copépodites 6) pour les copépodes.
- conversion du poids sec en poids de carbone par un coef de x 0,4

ETUDE DU SEDIMENT

TENEUR EN EAU

- séchage jusqu'à poids constant à 60°C

MATIERE ORGANIQUE (MO)

- perte au feu à 550°C durant 4 heures

pH

- prélèvement par carotte perforée (diamètre 100mm)
- pH/mVmètre Knick 651 + électrode

POTENTIEL D'OXYDO-REDUCTION (POR)

- prélèvement par carotte perforée (diamètre 100mm)
- pH/mVmètre Knick 651 + électrode PT 401 M5

NUTRIMENTS INTERSTITIELS (niveau 0-2cm)

- centrifugation du sédiment (0-2cm), 15 minutes à 2400 tr/min
- filtration du centrifugat sur GF/C
- analyses par auto-analyseur Skalar

AMMONIUM ECHANGEABLE (niveau 0-2cm)

- extraction par KCl N, 30 minutes d'agitation
- centrifugation du sédiment (0-2cm), 15 minutes à 2400 tr/min
- filtration du centrifugat sur GF/C
- analyses par auto-analyseur Skalar

PHOSPHORE ECHANGEABLE

Mesure du phosphore isotopiquement échangeable (directement assimilable) et du pouvoir fixateur :

- Dans un mélange sédiment -eau de rapport 1/10 agité une nuit, on injecte 0,1 à 1 MBq de ^{32}P , sous forme de $^{32}\text{PO}_4 = \text{R}$ et r : radioactivité à l'instant 0.
- Agitation du mélange, (200 tours minute), prélèvement de 5 ml, filtration sur membrane de $0.2 \mu\text{M}$.
- Détermination de la radioactivité au compteur à scintillation liquide après une minute d'injection = r_1

$$r/R = (r_1/R) \times t^{-n} \text{ (n constante comprise entre 0 et 0.5).}$$

$$r_1/R = \text{POUVOIR FIXATEUR}$$

$$E_1 = (r_1/R) \times M_1 = \text{PHOSPHORE ASSIMILABLE}$$

$$(M_1 = \text{ions } \text{PO}_4 \text{ en solution détermination colorimétrique : SKALAR}).$$

CHLOROPHYLLE A et PHEOPIGMENTS DU PHYTOBENTOS

- Prélèvement par carottage (surface $5,94 \text{ cm}^2$) et congélation de la fraction (0-1 cm)
- Extraction à l'acétone 90 % pendant 18 h à -4°C
- filtration sur GF/C, lecture des DO au Spectrophotomètre
- à 750 et 665 nm avant et après acidification

PEUPLEMENTS MICROPHYTOBENTHIQUES

- Prélèvement de sédiment superficiel à la spatule
- congélation
- fixation des cellules avec formol neutre à 4 % dans l'eau de mer
- séparation des algues et du sédiment par centrifugation à 5000 tr/min après adition de gel de silice (Ludox).

MEIOFAUNE

- prélèvement par carottage sur 2-3cm d'épaisseur (surface 6cm^2)
- fixation au formol + rose Bengale (idem macrofaune)
- tri et détermination sous microscope binoculaire après léger rinçage

MACROFAUNE

- prélèvement à la benne Eckman (surface $0,045\text{m}^2$) des 5 premiers centimètres
- fixation à 10% (v/v) de rose Bengale (1g/l) + formol tamponné au borax (85g/l)
- récupération sur tamis de $500\mu\text{m}$
- tri et détermination sous microscope binoculaire

ANNEXE 4

TRAVAUX ASSOCIES AU PROGRAMME DE RECHERCHE "STIMULATION" POUR LA PERIODE 1990-1992

1. PUBLICATIONS EN PREPARATION

1.1 revues à comité de lecture

Hussenot et al. pour Aquaculture and Fisheries Management: A new fertilization strategy with a carp pellet for the management of a semi-extensive prawn culture.

Hussenot et al. pour Marine Ecology progress series : Effects of mineral and organic fertilization in marine ponds used, like mesocosms.

Legrand C. M. & Malinsky-Rushansky N.Z. : Organic production and excretion by different phytoplankton size classes.

Legrand C. M. Contribution of dissolved organic nitrogen, dissolved free amino acids, and excreted photosynthetic products to bacterial production.

1.2. revues d'information et vulgarisation

Hussenot J., 1992. Maîtriser la stimulation de la productivité naturelle permet de proposer une aquaculture marine semi-extensive dans les marais de la côte atlantique française. *Aquarevue*,41: 31-33.

Hussenot et al. pour *Aquarevue* sur l'élevage semi-extensif de *Penaeus japonicus*

Hussenot et al pour *La Pisciculture Française* sur l'élevage larvaire de bar et dorade royale
Manaud et al., 1992 . *Aquaculture extensive en marais et langunes*. *Equinoxe*.

1.3 rapports scientifiques

Hussenot et al. Le présent document sera proposé dans la série "Rapports scientifiques de l'IFREMER" pour publication éventuelle en 1993.

1.4 diplômes

Legrand C. Conséquences pour les productions primaire et bactérienne des fertilisations minérales pratiquées dans les marais aquacoles: flux de matière organique dissoute entre le phytoplancton et le bactérioplancton. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse (décembre 1992)

2. COMMUNICATIONS

Conférence internationale de l'European Aquaculture Society.

Réunion annuelle sur l'élevage de la crevette impériale en France.

Réunion annuelle du groupe de travail Ifremer "Elevage larvaire extensif de poissons marins"

Symposiums C.I.E.M, E.M.B.S.

Conférence WORLD AQUACULTURE'93 (4 communications en préparation)

3. FORMATION

3.1 stages de fin d'étude et thèses

3 stages de D.U.T (stage de 2^e année)

1 stage de MST Université de Poitiers

1 thèse de doctorat de l'Université de Toulouse (bourse Ifremer-Poitou-Charente)

3.2 enseignement

Cours sur la fertilisation et stimulation en milieu marin pour la formation européenne de cadres en aquaculture de Mèze (ARDAM), par J. HUSSENOT

4. PRE-TRANSFERT AVEC LA PROFESSION

participation au programme recherche avec partenaires privés des élevages larvaire extensifs de poissons menés en Vendée et Charente Maritime par Ifremer.

association aux programmes crevette et stimulation du phytoplancton menés par le centre régional Poitou-Charentes (CREAA Oléron), à partir de nos travaux de recherche

participation au comité technique de surveillance et d'orientation du Centre Régional Poitou Charentes (CREAA Oléron).

5. COOPERATION INTERNATIONALES

Négociations de coopération avec l'Andalousie par proposition d'échanges de jeunes chercheurs sur bourses régionales (coopération Poitou-Charentes et Andalousie dans le cadre de l'Arc Atlantique). Un premier boursier français a été recruté en juillet 92 pour 2 ans sur le thème stimulation de la productivité naturelle, un deuxième devrait suivre en 93 sur le thème de la caractérisation de la qualité des sédiments aquacoles et son influence sur les élevages en bassins de terre.

Des projets sont à l'étude avec la Grèce.