

49704

H300-LEM-E

Rapport Interne de la Direction Des Ressources Vivantes de l'IFREMER

# Effets des renouvellements en eau sur l'écosystème des bassins d'élevages semi- intensifs de crevettes en Nouvelle-Calédonie durant la saison froide

Hugues LEMONNIER et Raphaël BRIZARD



et le GIE Recherche Aquacole

DRV/RA/RST/98-06 - SASV

En relation avec le programme Européen  
«SCIENCES AND TECHNOLOGY FOR DEVELOPMENT PROGRAMME (STD3)»

IFREMER Bibliothèque de BREST



OFI 10838

H300  
LEM-E

**Effets des renouvellements en eau sur l'écosystème des bassins d'élevages semi-intensifs de crevettes en Nouvelle-Calédonie durant la saison froide.**

par H. Lemonnier et R. Brizard

DRV/RA/RST/98/06 / Station d'Aquaculture de Saint-Vincent

Diffusion :

**IFREMER**

Nantes DRV/RA 2 ex(s),  
DRV/RA/PUB 1 ex,  
Nantes DRV/D 1 ex,  
Issy DRV/PUB 1 ex,  
Rennes ENSA/J.Y Le Gall 1 ex,  
Bibliothèque de Nantes 2 ex(s),  
Bibliothèque de Brest 2 ex(s),  
Bibliothèque du CREMA 1 ex,  
Brest/DEL/M. Merceron 1 ex,  
CREMA/P. Garen 1 ex,  
Issy DRV/J. Fuchs 1 ex,  
CREMA/J.L. Martin 1 ex,  
CREMA/J. Hussenot 1 ex,  
Palavas 1 ex,  
Tahiti/L. Chim 1 ex,  
La Tremblade/URAPC 1 ex,  
La Tremblade/F. Berthe 1 ex,  
Nouméa/D. Coatanea 1 ex,  
Station d'Aquaculture de Saint-Vincent-Nouvelle-Calédonie 1 ex,  
SASV-Nouvelle-Calédonie/R. Brizard 1 ex,  
SASV-Nouvelle-Calédonie/H. Lemonnier 1 ex.

**Autres :**

CMRT/C. Habault 1 ex,  
Province Sud-Direction Des Ressources Naturelles/R. Farman 1 ex,  
Province Nord-DDRP/D. Carliez et K. Henriot 1 ex,  
Bibliothèque de l'Orstom-Nouméa 1 ex,  
Orstom-Nouméa/R. Fichez et C. Chevillon 1 ex,  
Cofrèpêche 1 ex,  
GFA/G. Jeandot 1 ex,  
SOPAC/E. De Guiran 1 ex,  
AQUAMER 1 ex,  
AQUAMON 1 ex,  
BASSINS DE DUMBEA 1 ex,  
BLUE LAGOONS FARMS 1 ex,  
FAO 1 ex,  
PENEIDES DE OUANO 1 ex,  
SEA FARM 1 ex,  
SODACAL 1 ex,  
TOURNIER 1 ex,  
WEBUIHOONE 1 ex.

**FICHE DOCUMENTAIRE**

<b>Numéro d'identification du rapport : DRV/RA/RST/98-06</b> <b>Diffusion :</b> libre <input checked="" type="checkbox"/> restreinte <input type="checkbox"/> interdite <input type="checkbox"/> <b>Validé par :</b> DRV/RA <b>Version du document :</b>		<b>date de publication</b> 1998 <b>nombre de pages</b> 49 <b>bibliographie (oui/non)</b> <b>illustrations(s) (oui/non)</b> <b>langue du rapport</b> FRANCAIS
<b>Titre et sous-titre du rapport :</b> Effets des renouvellements en eau sur l'écosystème des bassins d'élevages semi-intensifs de crevettes en Nouvelle-Calédonie durant la saison froide. <b>Titre traduit :</b> Effects of water exchanges on pond ecosystem in shrimp semi-intensive rearing in New Caledonia during cool season.		
<b>Auteurs(s) principal(aux) : nom, prénom</b> Hugues LEMONNIER Raphaël BRIZARD		<b>Organisme / Direction / Service, laboratoire</b> IFREMER / GIE.RA Laboratoire Aquacole de Nouvelle-Calédonie
<b>Collaborateur(s) : nom, prénom</b> Jean-Louis MARTIN Pierre GAREN Jacques FUCHS		<b>Organisme / Direction / Service, laboratoire</b> CREMA-L'Houmeau COP-Tahiti Issy-DRV
<b>Travaux universitaires :</b> diplôme : _____ discipline : _____ établissement de soutenance : _____ année de soutenance : _____		
<b>Titre du contrat :</b> Contrat Cadre n° 93/1211779/YP Contrat STD3 n° TS3-CT94-00284		<b>n° de contrat IFREMER</b>
<b>Organisme commanditaire : nom développé, sigle, adresse</b> IFREMER / PROVINCE SUD / PROVINCE NORD UNION EUROPEENNE <b>Organisme(s) réalisateur(s) : nom(s) développé(s), sigle(s), adresse(s)</b> Station d'Aquaculture de Saint-Vincent BP 2059 98846 Nouméa cedex (Nouvelle-Calédonie) <b>Responsable scientifique :</b> Denis COATANEA		
<b>Cadre de la recherche : Programme :</b> _____ <b>Convention :</b> _____ <b>Projet :</b> _____ <b>Autres (préciser) :</b> _____ <b>Campagne océanographique : (nom de campagne, année, nom du navire)</b>		

## FICHE DOCUMENTAIRE

### RESUME :

Une expérience a été réalisée en conditions hivernales dans six bassins de terre pour déterminer l'effet des taux de renouvellement sur la production de crevettes *Penaeus stylirostris*, sur les caractéristiques de l'eau et du sédiment des enceintes d'élevage. Les budgets d'azote ont été établis en prenant en compte les différentes formes azotées dans l'eau, dans le sédiment, dans l'aliment et dans les crevettes. Un épisode de mortalité a été observé en cours d'élevage et peut être attribué à une epizootie dénommée « syndrome 93 ». Ce dernier était concomitant à une phase de croissance phytoplantonique et a été d'autant plus important que la biomasse phytoplantonique dans le bassin d'élevage était élevée. Bien qu'une dilution importante de la colonne d'eau se soit avérée bénéfique pour la santé du cheptel pendant l'épisode de mortalité, l'augmentation des taux de renouvellement n'a en revanche pas permis d'améliorer de manière significative la qualité de l'environnement crevette sur toute la saison d'élevage (eau et sédiment). Une augmentation des échanges d'eau ne s'est pas accompagnée d'une meilleure exportation des déchets par les effluents. Cependant, les résultats montrent que cette augmentation accroît la productivité primaire. Les composés issus de la minéralisation de la matière organique et du métabolisme sont ainsi exportés sous forme particulaire plutôt que sous forme soluble. Les budgets d'azote montrent que la quantité de déchets rejetés par les effluents vers l'environnement côtier est faible. Ainsi, 10,1% à 16,9% de l'azote introduit dans le milieu d'élevage sous forme d'aliment est exporté dans les effluents. Seulement 17,3% à 21,4% de l'azote d'origine alimentaire est retrouvé dans la chair des crevettes. L'augmentation des échanges d'eau implique une augmentation de l'accumulation azotée dans les sédiments de 21,0% à 50,1%. Parallèlement, le calcul de la proportion d'azote évacué par diffusion ou par dénitrification vers l'atmosphère diminue de 43,1% à 19,5% avec l'augmentation des taux de renouvellement.

### ABSTRACT:

An experiment was carried out in six earthen ponds at 20 shrimps.m<sup>2</sup> during the cold season to determine the effect of water exchange rate on the production of the penaeid shrimp *Penaeus stylirostris* and on the characteristics of pond effluent and pond sediment. The nitrogen budget was established taking into account the different forms of nitrogen in the water, the sediment, feed pellets and shrimps. An episode of mortality concomitant with a bloom of phytoplankton was observed and could be related to an epizootic called « Syndrome 93 ». It was shown that there was an increase of mortality with an increase of phytoplankton biomass in ponds. Although dilution of the water column was beneficial to the crop health during this episode of mortality, increasing water exchange rate did not bring a significant change in the average quality of the rearing environment (water and sediment) along the whole grow-out period. Thus, an increase of water exchange rate did not lead to a better purification of the rearing enclosure. However, the results showed that increasing exchange rate boosted primary productivity. Therefore compounds produced by mineralization of organic matter (feces, uneaten feed) and metabolism were exported as particulate rather than soluble matter. The nitrogen budgets showed that the amount of exported wastes from the pond into the coastal environment was low to the detriment of a high wastes build-up in the pond sediments and/or a release to the atmosphere. Thus, the nitrogen mass balance for the system indicated that 10.1 to 16.9% of nitrogen input from feed was exported in the outflow while only 17.3 to 21.4% was transformed as shrimp meat. The increase of water exchange rate induced an increase in the amount of N deposit from 21.0 to 50.1% in the sediment, and from 19.5 to 43.1% through diffusion to the atmosphere and denitrification.

### Mots-clés :

Crevette, *Penaeus stylirostris*, taux de renouvellement, « Syndrome 93 », sédiment, déchets, budget d'azote

### Keywords:

Shrimp, *Penaeus stylirostris*, water exchange, « Syndrome 93 », sediment, wastes, nitrogen budget

## SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	2
METHODOLOGIE .....	4
1. SUPPORT LOGISTIQUE .....	4
1.1. Bassins d'élevage et installations .....	4
1.2. Gestion hydraulique des bassins .....	4
2. LE SUPPORT BIOLOGIQUE .....	4
2.1. Alimentation des élevages.....	5
2.2. Suivi des élevages.....	5
3. ECHANTILLONNAGES ET TECHNIQUES DE PRELEVEMENT DE LA COLONNE D'EAU ET DU SEDIMENT.....	5
3.1. Calendrier des interventions .....	5
3.1.1. La colonne d'eau.....	5
3.1.2. Le sédiment .....	5
3.1.3. Résumé des principales interventions.....	5
3.2. Méthodes d'échantillonnage et stations de prélèvements .....	6
3.2.1. La colonne d'eau.....	6
3.2.2. Le sédiment .....	6
4. MATERIEL ET METHODES D'ANALYSE .....	7
4.1. La colonne d'eau.....	7
4.1.1. Les paramètres physico-chimiques .....	7
4.1.2. Analyses des sels nutritifs .....	7
4.1.3. Dosage des matières en suspension et de la matière organique particulaire .....	7
4.1.4. Dosage du carbone organique et de l'azote particuliers .....	7
4.1.5. Dosage de la chlorophylle-a et des phéopigments .....	7
4.2. Le sédiment.....	7
4.2.1. Le potentiel d'oxydo-réduction .....	7
4.2.2. Teneur en eau, densité et perte au feu .....	8
4.2.3. Analyses de l'azote ammoniacal dans les eaux interstitielles et de l'ammonium échangeable.....	8
4.2.4. Analyse de l'azote total.....	8
RESULTATS.....	9
1. LES CONDITIONS CLIMATIQUES DURANT L'ELEVAGE .....	9
2. SUIVI DES ELEVAGES .....	9
3. LA QUALITE DU MILIEU D'ELEVAGE .....	15
3.1. Suivi de la colonne d'eau .....	15
3.1.1. La gestion de l'eau.....	15
3.1.2. La qualité de l'eau.....	16
3.1.3. Qualité des eaux durant le mois précédent la mortalité et pendant la mortalité : recherche de paramètres pouvant influencer les mortalités liées au syndrome 93 .....	21
3.2. Suivi du sédiment.....	26
4. LES FLUX DE MATIERES .....	31
4.1. Influence des taux de renouvellement sur les rejets aquacoles.....	31
4.2. Les budgets azotés.....	33
DISCUSSION .....	36
CONCLUSION.....	44
BIBLIOGRAPHIE.....	45
ANNEXES .....	49

## INTRODUCTION

Bien qu'intéressante pour les investisseurs, l'aquaculture reste actuellement une activité à haut risque. Une gestion de la qualité de l'eau inadéquate a souvent été identifiée comme facteur limitant la réussite des élevages de crevettes (Hirono, 1992 ; Chien, 1992). Le contrôle des paramètres tels que l'oxygène dissous, le seston total et les blooms algaux dans la colonne d'eau est vital pour une bonne gestion de l'eau des bassins d'élevage (Wang, 1990). Le renouvellement en eau est considéré comme l'une des méthodes les plus efficaces pour maintenir une eau de bonne qualité (Allan and Maguire, 1993).

Les échanges d'eau sont utilisés en élevage semi-intensif pour compenser les pertes en eau par évaporation, pour évacuer l'eau de pluie et garder dans un cas comme dans l'autre un niveau acceptable de salinité. Ils minimisent aussi les fluctuations de l'oxygène dissous, ils éliminent la matière organique et les métabolites pouvant être toxiques pour les animaux et préviennent les blooms algaux excessifs (Chamberlain, 1987 ; Boyd, 1990 ; Hopkins *et al.*, 1993 ; 1995 ; Martinez-Cordova *et al.*, 1995).

Les taux de renouvellement augmentent en général au cours de l'élevage. Dans des conditions semi-intensives, les moyennes de ces échanges d'eau sont d'après Kongheo (1990) de 12,6% et compris entre 5 et 15% pour Clifford (1985). Les échanges d'eau varient en Amérique Centrale de 5 à 15% environ du volume total du bassin d'élevage par jour (Hirono, 1992). Aux Etats Unis, environ 15% d'eau par jour sont utilisés afin d'augmenter les niveaux d'oxygène dans les bassins et contrôler les blooms phytoplanctoniques (Hirono, 1992). En Nouvelle-Calédonie, les échanges d'eau sont compris entre 5 et 30% du volume total du bassin par jour entre l'ensemencement et la pêche finale (Aquacop, 1984).

Les taux de renouvellement appliqués par les éleveurs peuvent dépendre de plusieurs facteurs tels que la biomasse en crevettes, l'oxygène dissous, la salinité, la turbidité, la couleur des eaux et les comptages d'algues (Clifford, 1992 ; Hirono, 1992). En période de conditions critiques, l'eau est chassée des bassins soit en diminuant le niveau d'eau dans le bassin, soit en augmentant de façon massive les taux de renouvellement. Cette gestion de l'eau est pratiquée lorsque les concentrations en oxygène dissous sont inférieures à 2 mg.l<sup>-1</sup> au lever du jour. Dans les systèmes d'élevage non aérés, les échanges d'eau sont nécessaires afin d'éviter des chutes trop importantes en oxygène dissous (Hopkins *et al.*, 1995). Bien que l'importance du renouvellement en eau ne soit plus à démontrer, le coût de cette pratique pour les éleveurs est loin d'être négligeable.

De plus, les effluents des bassins sont souvent associés à une détérioration de l'environnement et de la qualité de l'eau côtière (Pruder, 1992 ; Chua, 1992). Les déchets organiques (aliment non consommé, fèces, matériel détritique) et inorganiques en provenance des fermes de crevettes peuvent causer un enrichissement en nutriments et une eutrophisation du milieu dans des zones semi-fermées tels que des lagons ou des baies abritées et faiblement renouvelées (Ackefors and Enell, 1990). Les quantités d'eau rejetées par les élevages de crevettes peuvent être relativement importantes. En effet, la production d'une tonne de crevettes nécessite généralement l'utilisation de 55 000 à 86 000 tonnes d'eau (Hopkins and

Villalón, 1992). Des études récentes ont démontré que les taux de renouvellement peuvent être significativement réduits sans affecter la production et les rendements en crevettes (Browdy *et al.*, 1993 ; Hopkins *et al.*, 1991 ; 1993 ; Allan and Maguire, 1993 ; Martinez-Cordova *et al.*, 1995 ; Goxe, 1988).

La tendance actuelle est d'effectuer des élevages en diminuant les échanges d'eau. Cependant, les relations entre la dynamique et la quantification des flux de matières dans les bassins d'élevage et les taux de renouvellement n'ont été que peu étudiées. A notre connaissance, une seule étude a été réalisée par Hopkins *et al.* (1993) sur le sujet dans le cas d'élevages intensifs.

L'objectif de ce travail est de déterminer l'influence de différents taux de renouvellement sur (1) les paramètres zootechniques tels que la survie, la croissance des crevettes (*Penaeus stylirostris*) et les rendements des élevages, (2) de caractériser la qualité de l'eau et des sédiments, (3) d'étudier la qualité et la quantité de déchets dans les effluents, (4) et enfin d'établir le budget d'azote (considéré comme traceur de la matière organique) dans le cas d'élevages semi-intensifs.

# METHODOLOGIE

## 1. Support logistique

### 1.1. Bassins d'élevage et installations

Les élevages ont été réalisés dans six bassins de terre numérotés de 2 à 7 situés à la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent en Nouvelle-Calédonie. Les surfaces des bassins sont comprises entre 1370 et 1520 m<sup>2</sup>. La hauteur d'eau de chaque bassin est en moyenne de un mètre. Les six bassins ont des caractéristiques topographiques identiques. Ils ont tous subi avant l'expérimentation un assec d'une durée de 39 jours. Le travail du sol pendant cette période a consisté en un labour de surface à l'aide d'un "rotavator".

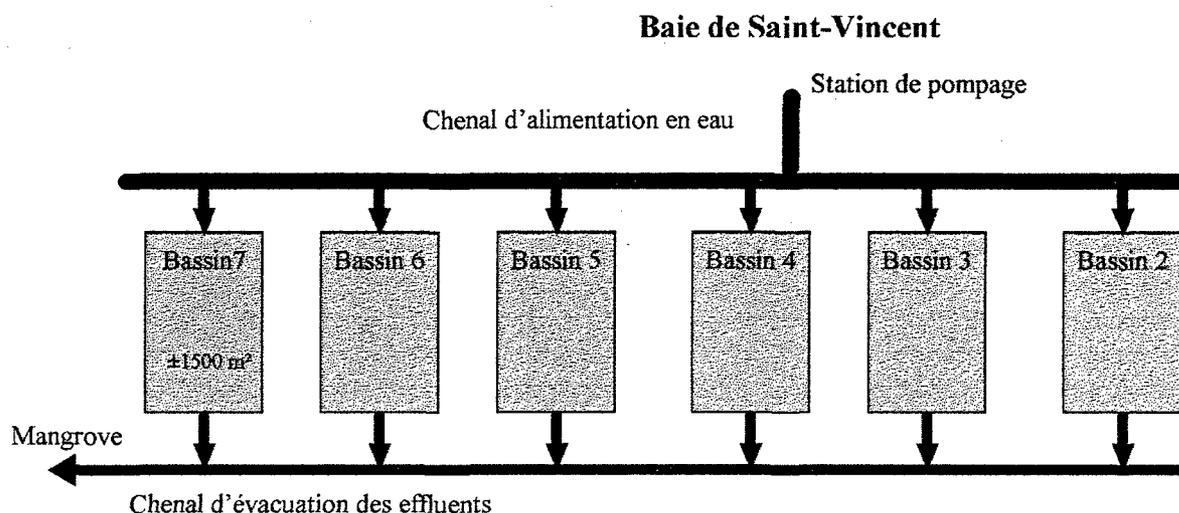


Figure 1 : Schéma des Bassins 2 à 7 expérimentaux de la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent.

### 1.2. Gestion hydraulique des bassins

L'eau de mer arrive dans les bassins par l'intermédiaire d'un canal d'alimentation commun (figure 1). Cette eau est pompée directement dans un arroyo situé en baie de Saint-Vincent. La mise en eau des bassins a été effectuée le 5 mars 1996. L'eau est filtrée sur maille de 700 microns. L'eau des six bassins est renouvelée quotidiennement et en une seule fois. Cette opération est réalisée le matin. L'eau circule dans les bassins dans le sens de la longueur.

## 2. Le support biologique

L'espèce choisie est la crevette *Penaeus stylirostris*. Particulièrement intéressante pour ses bonnes performances de croissance aussi bien en saison chaude qu'en saison froide, cette espèce est la plus communément élevée en Nouvelle-Calédonie. Les six bassins ont étéensemencés deux jours après la mise en eau avec des P15 à la densité de 20 animaux par m<sup>2</sup>. La durée des élevages pour ces expérimentations a été de 210 jours.

## 2.1. Alimentation des élevages

Les animaux ont été nourris avec de l'aliment de marque SICA en essayant d'appliquer le même taux de nutrition durant tout l'élevage pour tous les bassins. La ration a été ajustée deux fois par semaine en fonction, d'une part de l'évolution de la biomasse des crevettes dans les bassins et d'autre part des observations faites en plongée sur la quantité d'aliment ingérée ou non par les animaux 1h30 après la distribution. L'aliment a été distribué à la main en le répartissant de façon homogène sur tout le bassin. Il a été distribué en une ration jusqu'à 1g, en 2 rations jusqu'à 5g et en quatre rations par jour à partir de 5 g. Les premières rations ont été distribuées le 8 mars 1996 et les dernières le 2 octobre 1996.

## 2.2. Suivi des élevages

Des échantillonnages hebdomadaires réalisés à l'épervier 8 mm (jusqu'à 5 g) et 10 mm ont permis de suivre l'évolution des élevages. La croissance hebdomadaire a été calculée par détermination du poids moyen des animaux capturés. La vitesse de croissance sur la totalité de la durée de l'élevage pour chaque densité a été calculée pour la phase 1g-poids final. Les mortes ont été dénombrées matin et soir à partir de 1g sur les bords des bassins.

## **3. Echantillonnages et techniques de prélèvement de la colonne d'eau et du sédiment**

### 3.1. Calendrier des interventions

#### 3.1.1. La colonne d'eau

Les paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau des bassins ont été mesurés comme suit : la température a été relevée chaque jour à 6 et 16 heures. Les taux d'oxygène ont été mesurés tous les jours à 6 heures et trois fois par semaine à 16 heures. Le pH a été mesuré deux fois par semaine à 16 heures lorsque sa valeur est la plus forte. La salinité a été relevée deux fois par semaine.

Les échantillonnages de la colonne d'eau des bassins ainsi que de l'eau de renouvellement ont eu lieu deux fois par semaine et ont concerné l'étude des sels nutritifs, des matières en suspension, de la chlorophylle-a et des phéopigments, du carbone organique et de l'azote particuliers.

#### 3.1.2. Le sédiment

Les paramètres du sédiment (potentiel d'oxydoréduction, pH, teneur en eau, matière organique, azote ammoniacal de l'eau interstitielle) ont été mesurés au cours de cinq campagnes pour quatre bassins sur six : l'état 0, 1, 2, 3 et l'état final. Il n'a été effectué que l'état 0 et l'état final pour les deux autres bassins (bassins 6 et 7). L'azote ammoniacal échangeable et l'azote total du sédiment ont été analysés à l'état 0 et à l'état final sur l'ensemble des bassins.

#### 3.1.3. Résumé des principales interventions

Le tableau 1 résume les différentes interventions réalisées sur les bassins au cours de la saison. L'élevage a duré 210 jours de mars à octobre 1996. Le suivi du milieu (colonne d'eau et sédiment) a débuté le 11 mars.

**Tableau 1 : Principales interventions réalisées dans les bassins durant l'expérimentation.**

Date	Interventions
5 mars	Mise en eau des bassins
7 mars	Ensemencement
11 mars	Etat 0 du sédiment
1 mai	Augmentation des taux de renouvellement
3 mai	Etat 1 du sédiment
24 juin	Augmentation des taux de renouvellement
25 juin	Etat 2 du sédiment
14 août	Augmentation des taux de renouvellement
	Etat 3 du sédiment
1 octobre	Etat final du sédiment
2 octobre	Pêche des bassins

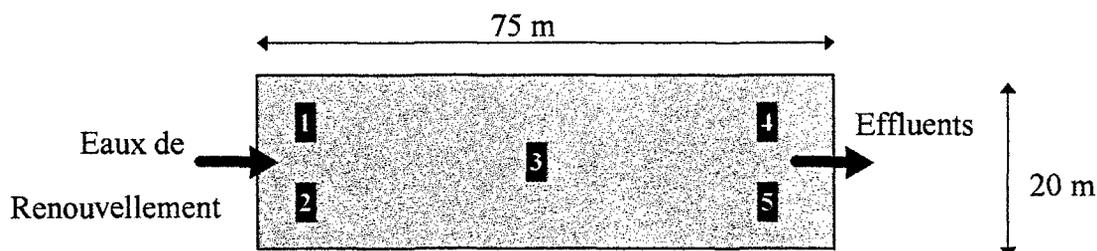
### 3.2. Méthodes d'échantillonnage et stations de prélèvements

#### 3.2.1. La colonne d'eau

Les prélèvements dans les bassins ont été effectués immédiatement avant chaque renouvellement en eau au niveau des moines de sortie et à mi-profondeur de la colonne d'eau. L'eau d'alimentation a été prélevée dans le canal d'amenée. Les échantillons ont généralement été collectés en milieu de matinée.

#### 3.2.2 Le sédiment

Cinq stations d'échantillonnage réparties selon un quadrillage régulier ont été déterminées dans chacun des six bassins (figure 2). Des marqueurs indiquant l'emplacement des stations et permettant de calculer la hauteur de sédiment accumulé ont été fixés dans le sédiment avant le début de l'élevage. Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un carottier en PVC sur les deux premiers centimètres.



1, 2, 3, 4, 5 : stations d'échantillonnage

**Figure 2 : Schéma d'un bassin et positionnement des stations d'échantillonnages sédimentaires.**

## 4. Matériel et méthodes d'analyse

### 4.1. La colonne d'eau

#### 4.1.1. Les paramètres physico-chimiques

Les relevés quotidiens d'oxygène et de température ont été réalisés *in situ* à 50 cm de la surface à l'aide d'un oxymètre Oxyguard. Le pH a été suivi par une méthode électrochimique avec une électrode de verre (pH-mètre KNICK 651). La salinité a été relevée avec un réfractomètre Aquafauna modèle ABMTC.

#### 4.1.2. Analyses des sels nutritifs

L'analyse de l'azote ammoniacal a été effectuée par dosages colorimétriques sur une chaîne d'auto-analyse à flux continu (Treguer et Le Corre, 1975) de marque Technicon, suivant la méthode de Koroleff (1976).

Les dosages de l'azote total et du phosphore total ont été réalisés sur chaîne Technicon après une minéralisation des échantillons au persulfate suivant la méthode de Hosumi et Sudo (1986) adaptée par Bonnet (1995).

#### 4.1.3. Dosage des matières en suspension et de la matière organique particulaire

Le seston total (matières en suspension MES) a été déterminé par filtration sur membrane Whatman GF/C 47 mm de diamètre, de porosité 1,2  $\mu\text{m}$  et préalablement calcinée. Les fractions organiques (matières organiques particulaires MOP) et minérales ont été mesurées après une calcination au four à moufle à 450°C pendant 4 heures.

#### 4.1.4. dosage du carbone organique et de l'azote particulaires

Le carbone organique et l'azote particulaires ont été déterminés, après filtration sur membrane Whatman GF/C de 25 mm de diamètre, préalablement calcinée, par analyse au CHN, de marque Carlo Erba, modèle 1500, selon la méthode de Hedges et Stern (1984). L'acétanilide a été utilisé comme standard. Une décarbonatation des échantillons sous vapeur d'acide sulfurique a été réalisée avant les analyses.

#### 4.1.5. Dosage de la chlorophylle-a et des phéopigments

La méthode consiste à mesurer la fluorescence (Holm-Hansen *et al.*, 1965) par un fluorimètre Turner 112, à 665 nm, avant et après l'acidification d'un extrait méthanolique de pigments. La chlorophylle-a et les phéopigments ont été analysés après filtration des échantillons sur filtres Whatman GF/C de 25 mm de diamètre.

### 4.2. Le sédiment

#### 4.2.1. Le potentiel d'oxydoréduction

Le potentiel d'oxydoréduction a été mesuré *in situ* à l'aide d'un pH/mvmètre KNICK 651 (+ électrode Cofralab PT 5700) sur l'horizon 0-2 cm.

#### 4.2.2. Teneur en eau, densité et perte au feu

La teneur en eau et la densité ont été respectivement déterminées par pesée de 20 ml de sédiment et par différence de poids après dessiccation à 60°C pendant 7 jours. La matière organique a été déterminée par la suite par crémation au four à moufle pendant 4 heures à 550°C.

#### 4.2.3. Analyses de l'azote ammoniacal dans les eaux interstitielles et de l'ammonium échangeable

Les échantillons ont été centrifugés à 2000g pendant 30 minutes. Le surnageant a ensuite été analysé au Technicon pour déterminer les concentrations en azote ammoniacal. L'ammonium échangeable a été extrait du culot par addition de chlorure de potassium normal selon la méthode de Blackburn et Henriksen (1983). Suite à une agitation, une deuxième centrifugation à 2000g pendant 30 minutes a été réalisée. Le surnageant a été récupéré et analysé au Technicon.

#### 4.2.4. Analyse de l'azote total

L'azote total a été analysé au Laboratoire Commun d'analyses chimiques de l'ORSTOM-Nouméa suivant la méthode décrite par Pétard (1993).

## RESULTATS

### 1. Les conditions climatiques durant l'élevage

Les données climatiques (figure 3) ont été fournies par la Météorologie Nationale d'après des relevés effectués sur le site expérimental même (station de la Ouenghi).

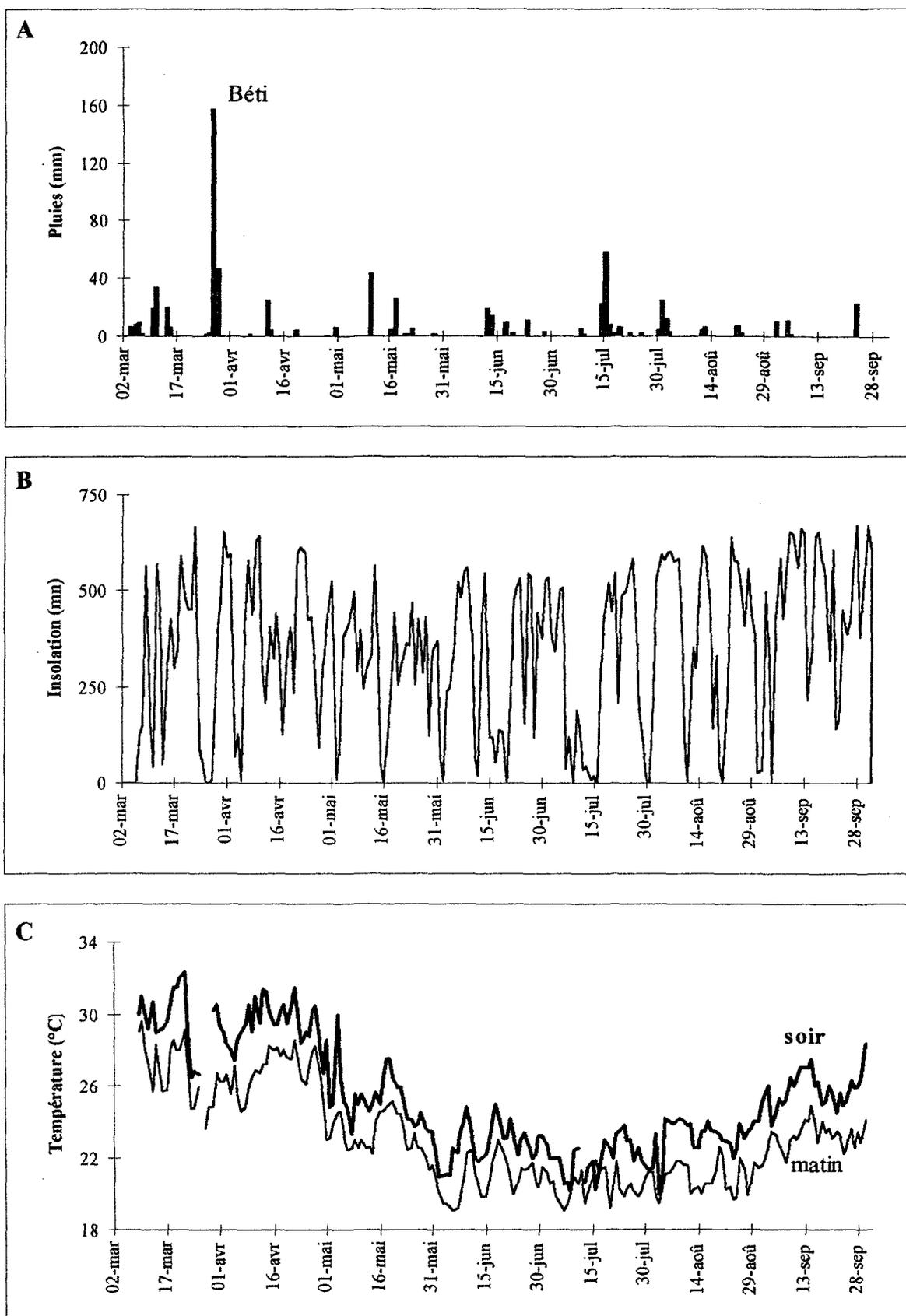
Un cyclone, dénommé Béti a abordé la Nouvelle-Calédonie à la fin du mois de mars. Son passage a provoqué sur les installations de la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent d'importants dégâts. Le courant électrique a été coupé du 28 mars au 9 avril. Durant cette période, il n'a donc pas été possible d'effectuer les renouvellements prévus dans les bassins. Lors du passage du cyclone, 160 mm de pluies sont tombés en quelques heures provoquant une baisse de salinité importante dans les bassins. La salinité de l'eau de la baie de Saint-Vincent au niveau de la Station de pompage est tombée à 0‰ pendant plusieurs jours.

Les trois quarts de l'élevage se sont déroulés en saison froide. Cette période se caractérise par des températures de l'eau variant de 19 à 25°C. La moyenne mensuelle d'insolation est la plus faible en juin et juillet avec respectivement 298 et 281 minutes d'ensoleillement par jour. Elle est de 379 et de 457 minutes aux mois d'avril et de septembre.

### 2. Suivi des élevages

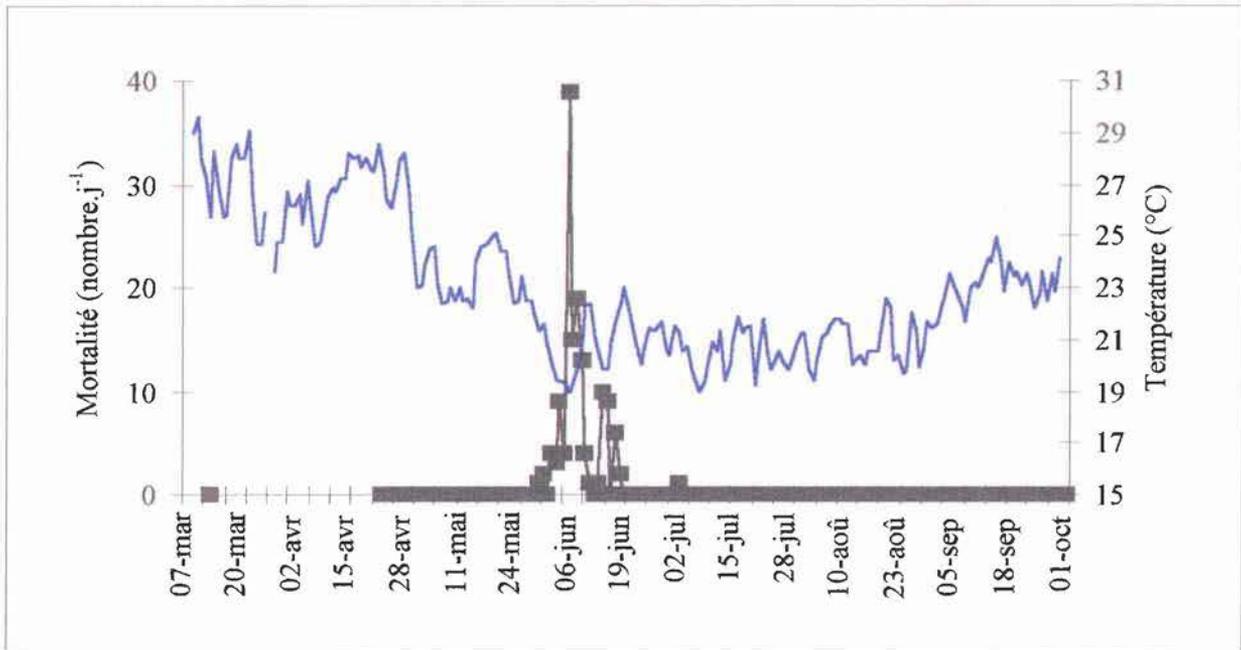
**Tableau 2** : croissance-grossissement des élevages 318 à 323 de la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent.

	Bassin 2	Bassin 3	Bassin 4	Bassin 6	Bassin 5	Bassin 7
Taux de renouvellement moyen (%.j <sup>-1</sup> )	9,9	10,9	17,4	16,9	21,1	22,7
Surface (m <sup>2</sup> )	1370	1520	1450	1450	1460	1520
Densité initiale (anx.m <sup>-2</sup> )	20,1	20,3	19,3	20,4	19,4	19,7
Croissance après 1g (g.j <sup>-1</sup> )	0,15	0,14	0,14	0,14	0,14	0,13
Densité finale (anx.m <sup>-2</sup> )	4,79	5,95	5,10	7,10	7,04	8,25
Poids moyen final (g)	27,8±3,3	26,4±3,1	26,9±3,4	25,9±3,2	25,6±2,7	23,5±2,8
Survie (%)	23,8	29,3	26,5	34,8	36,2	41,8
Indice de conversion	2,98	2,66	3,01	2,44	2,60	2,49
Charge finale (g.m <sup>-2</sup> )	133	157	137	184	180	193
Rendement (t.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	2,33	2,74	2,39	3,21	3,15	3,38

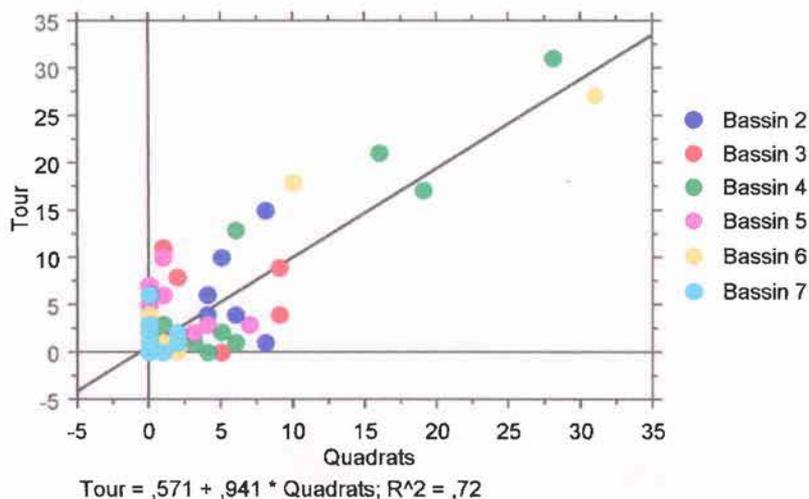


**Figure 3 :** Evolution de la pluviométrie (graphe A), de l'insolation (graphe B) à la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent au cours du cycle d'élevage. Evolution de la température (graphe C) à 6 heures et 16 heures de la colonne d'eau du bassin 2 de mars à septembre 1996.

Les élevages ont subi un pic de mortalité important à l'entrée de la saison froide (figure 4). Cet épisode de mortalité a eu lieu de façon synchrone sur l'ensemble des bassins après 80 jours d'élevage. Il s'est terminée au 98<sup>ème</sup> jour d'élevage.



**Figure 4 :** Température matinale de l'eau et mortalité du bassin 2 (nombre de mortes ramassées autour du bassin) de la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent.



**Figure 5 :** Relation entre le nombre de mortes comptabilisé le long d'un quadra positionné sur le fond du bassin et le nombre de mortes observé le même jour le long des berges.

Un suivi des mortalités a été réalisé lors de l'apparition de ce pic en effectuant :

- un ramassage à 6h et un comptage journalier du nombre de mortes sur le bord de chaque bassin,
- un comptage du nombre de mortes (n=17 durant le mois de juin pour chaque bassin) et des animaux faibles en plongeant le long d'un quadra (50m x 0,25m).

Une relation entre le nombre de mortes ramassées à 6h le long des berges et le nombre de mortes comptabilisé le long du quadra a été réalisée et est présentée figure 5. Cette relation est significative ( $p < 0,05$ ) et permet de penser qu'il est possible d'estimer l'importance des pics de mortalités en comptant chaque jour le nombre de mortes le long des berges.

La figure 6 présente le comptage du nombre de mortes sur le bord des bassins durant le mois de juin 1996 sur l'ensemble des bassins.

On observe en fait l'apparition de deux pics de mortalité successifs durant cet élevage (figure 6). Le premier a débuté aux environs du premier juin et s'est terminé le 12 juin. Le second de moindre importance a débuté le 13 juin pour se terminer définitivement le 25 juin 1996. Aucune mortalité n'a été observée par la suite durant l'expérimentation.

La mortalité s'est exprimée sur l'ensemble des élevages mais d'importance variable en fonction des bassins. Le nombre de mortes a été respectivement pour les bassins 2, 3, 4, 5, 6 et 7 de 143, 68, 163, 82, 193 et 35.

Pendant le premier pic de mortalité, plus de 100 mortes ont été ramassées sur le bord des bassins 2, 4 et 6. Une cinquantaine de mortes a été ramassée sur les bassins 3 et 5 et moins de 25 sur le bassin 7.

Concernant le second pic de mortalité, environ 30 mortes ont été ramassées sur les bords des bassins 2 et 4, environ une vingtaine sur les bassins 3 et 5 et moins de dix sur les bassins 6 et 7.

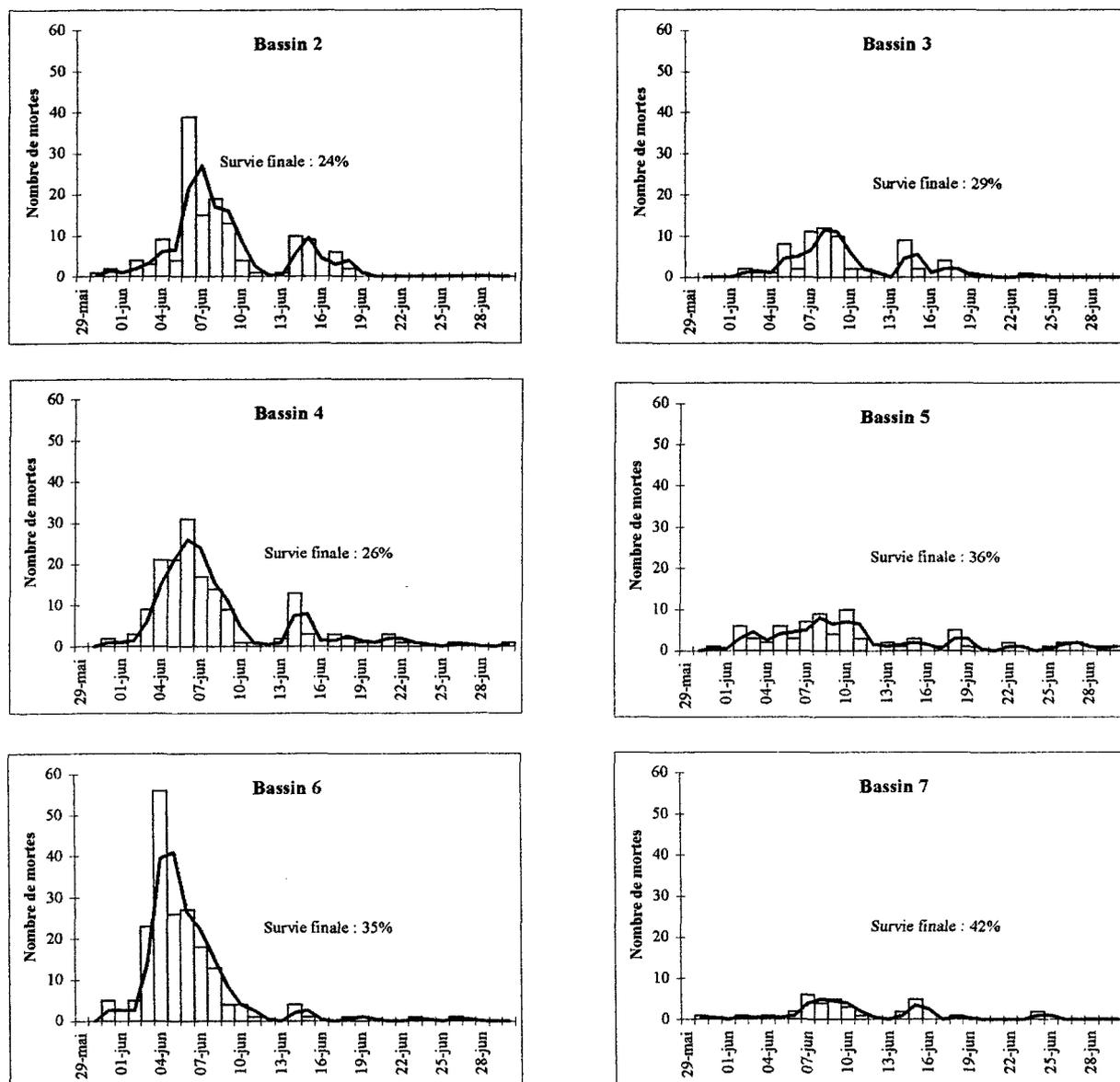
Il semblerait que cette mortalité se soit manifestée préférentiellement sur les bassins 2 et 4 que ce soit lors du premier ou du second pic de mortalité. Les bassins 3 et 5 ont été touchés moyennement par rapport aux bassins 2 et 4 pendant les deux pics de mortalité. Le bassin 6 a, quant à lui, été fortement touché lors du premier pic de mortalité et très faiblement lors du second pic. Le bassin 7 fut le moins touché lors de cette épisode de mortalité.

D'après ces différentes observations, il est possible de classer les bassins en trois catégories distinctes en fonction des mortalités observées :

- les bassins 2 et 4,
- les bassins 3, 5, 6 (difficilement différentiable à partir des observations de terrain),
- et le bassin 7.

Ces observations semblent correspondre aux survies finales des différents bassins. En effet, les bassins 2 et 4 sont les bassins qui ont obtenus les plus mauvaises survies avec respectivement 23,8% et 26,5%. Le bassin 7 est le bassin qui a obtenu le meilleur résultat avec 41,8% de survie. Elles sont pour les bassins 3, 5 et 6 respectivement de 29,3%, de 36,2% et de 34,8%. Les différences de survie finale entre les bassins peuvent être imputées à l'importance des pics de mortalités qui ont été observés.

Il existe une relation significative ( $p < 0,05$  ;  $r^2 = 0,69$ ) entre la survie finale et les taux de renouvellement.

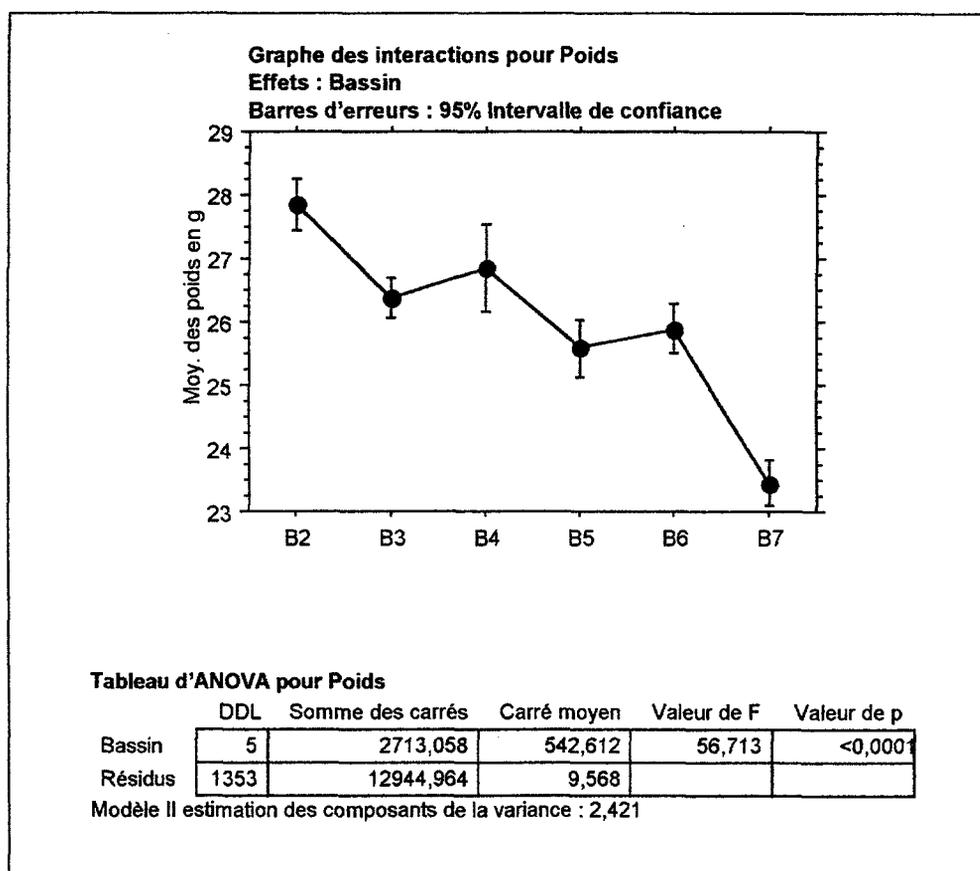


**Figure 6 :** Suivi des mortalités sur les bassins d'élevage 2 à 7 de la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent durant le mois de juin 1996. La courbe superposée à chaque histogramme représente l'évolution de la moyenne mobile (période de 2).

Le poids moyen des crevettes à la pêche varie de 23,5g à 27,8g. Le poids moyen des animaux est significativement différent ( $p < 0,05$ ) entre les bassins (figure 7). De plus, nous pouvons distinguer par un test de comparaison de moyennes deux à deux (test de la plus petite différence significative de Fisher : seuil de signification à 5%) une différence entre :

- le bassin 2 et les bassins 3, 4, 5, 6 et 7,
- le bassin 3 et les bassins 5 et 7,
- le bassin 4 et les bassins 5, 6 et 7,
- le bassin 5 et le bassin 7,
- le bassin 6 et le bassin 7.

Les rendements sont plus importants dans les bassins à plus fort taux de renouvellement. L'indice de conversion semble diminuer avec l'augmentation des taux de renouvellement.



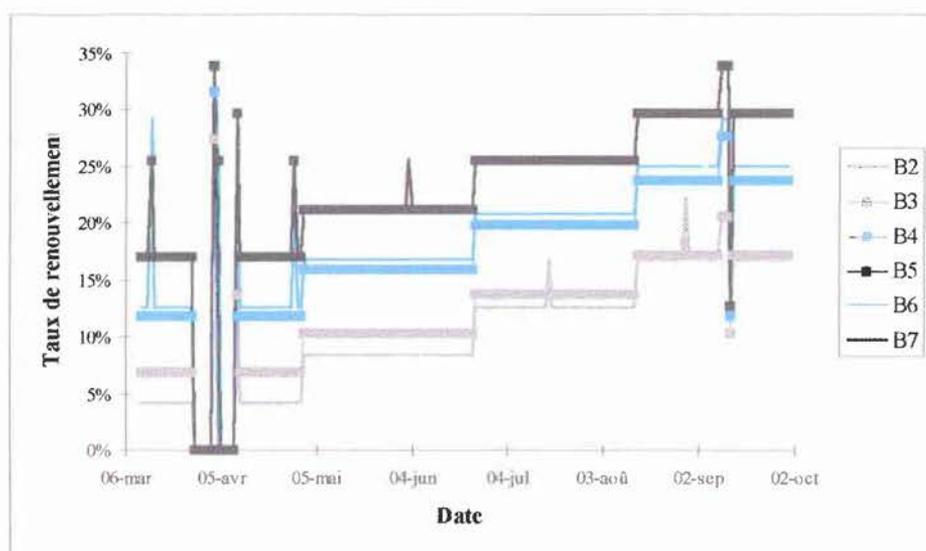
**Figure 7 :** Comparaison des poids moyens des différents bassins le jour de la récolte finale.

### 3. La qualité du milieu d'élevage

#### 3.1. Suivi de la colonne d'eau

##### 3.1.1. La gestion de l'eau

La gestion de l'eau pour les différents bassins expérimentaux est présentée figure 8. L'arrivée sur le Territoire du cyclone Béti à la fin du mois de mars a fortement perturbé les renouvellements en eau. Les dommages causés par ce cyclone sur le réseau électrique Calédonien se sont avérés très importants ; sa remise en état s'est déroulée sur une quinzaine de jours empêchant ainsi le fonctionnement des pompes permettant les renouvellements en eau. Il n'a donc pas été possible d'effectuer les échanges d'eau prévus durant cette période. Les perturbations en fin d'élevage ont aussi été entraînées par des problèmes d'alimentation électrique.



**Figure 8 :** Evolution des taux de renouvellement exprimés en pourcentage du volume total des bassins d'élevage.

**Tableau 3 :** Moyennes et écart-types des taux de renouvellement exprimés en pourcentage du volume total des bassins d'élevage.

	Bassin 2	Bassin 3	Bassin 4	Bassin 6	Bassin 5	Bassin 7
du 11/03 au 30/04	3,8±4,7	5,5±4,2	9,7±6,1	10,5±7,0	13,7±7,9	14,5±8,4
du 1/05 au 23/06	8,6±4,3	9,8±0,0	16,3±0,0	15,5±0,0	20,1±0,0	21,7±0,6
du 24/06 au 13/08	12,0±0,6	13,0±0,0	20,3±0,0	19,4±0,0	24,2±0,0	26,0±0,0
du 14/08 au 30/09	15,9±2,7	16,0±2,7	23,9±4,1	22,8±4,8	27,5±3,9	29,6±5,2
Total de l'élevage	9,9±0,7	10,9±0,8	17,4±1,2	16,9±1,2	21,1±1,5	22,7±1,6

Le tableau 3 présente les taux de renouvellement moyens des différents bassins. Pour une même période, les taux de renouvellement étaient identiques, dans la mesure du possible d'une journée à l'autre pour chaque bassin. Les taux de renouvellement sont significativement différents ( $p < 0,05$ ) en fonction des différents traitements ( $F=139$ ,  $p < 0,0001$ ). Par test de Fisher (niveau de signification de 5%), on ne note aucune différence significative entre les renouvellements des bassins 2 et 3 d'une part, et les bassins 4 et 6 d'autre part.

### 3.1.2. La qualité de l'eau

Les suivis journaliers pour les paramètres hydrobiologiques (exceptée la température), sestoniques et dissous sont présentés en annexe 1.

#### 3.1.2.1. Les paramètres hydrobiologiques

L'ensemble des données moyennes est présenté dans le tableau 4.

**Tableau 4** : Moyennes  $\pm$  écart-types (minimum - maximum) des paramètres hydrobiologiques.

Taux de renouvellement (%/jour <sup>-1</sup> )	10 $\pm$ 0.7 bassin 2	11 $\pm$ 0.8 bassin 3	17 $\pm$ 1.2 bassin 4	17 $\pm$ 1.2 bassin 6	21 $\pm$ 1.5 bassin 5	23 $\pm$ 1.6 bassin 7
Oxygène dissous 6h (mg.l <sup>-1</sup> )	5,64 $\pm$ 0,80 (2,4-7,5)	5,75 $\pm$ 0,82 (2,6-7,1)	5,95 $\pm$ 0,76 (3,0-7,7)	5,95 $\pm$ 0,74 (2,4-7,4)	6,02 $\pm$ 0,72 (2,9-7,4)	5,92 $\pm$ 0,81 (1,2-7,6)
Oxygène dissous 16h (mg.l <sup>-1</sup> )	7,98 $\pm$ 0,84 (6-11,6)	8,12 $\pm$ 0,76 (6,3-11,5)	8,24 $\pm$ 1,04 (5,6-13,1)	8,26 $\pm$ 0,85 (6,1-12,6)	8,35 $\pm$ 0,83 (6,3-11,6)	8,41 $\pm$ 0,74 (6,5-10,6)
Demande nocturne en O.D. (mg.l <sup>-1</sup> )	2,37 $\pm$ 0,81	2,34 $\pm$ 0,94	2,27 $\pm$ 0,95	2,31 $\pm$ 1,0	2,33 $\pm$ 0,97	2,45 $\pm$ 0,92
pH 16h	8,28 $\pm$ 0,24 (7,8-8,7)	8,27 $\pm$ 0,20 (7,9-8,7)	8,24 $\pm$ 0,20 (7,8-8,7)	8,20 $\pm$ 0,19 (7,9-8,7)	8,20 $\pm$ 0,19 (7,9-8,8)	8,22 $\pm$ 0,17 (7,9-8,8)
T°C 6h	23,0 $\pm$ 2,7 (19-26,9)					
T°C 16h	25,3 $\pm$ 3,0 (20-32,3)					
Salinité ‰	30,6 $\pm$ 2,4 (24-35)	30,8 $\pm$ 2,2 (25-35)	30,9 $\pm$ 2,3 (24-35)	31,4 $\pm$ 2,3 (24-35)	31,2 $\pm$ 2,2 (25-36)	31,5 $\pm$ 2,4 (25-36)

Les valeurs des oxygènes 6h et des températures (6h et 16h) correspondent à la moyenne de 198 relevés. Les valeurs des oxygènes 16h, des pH et des salinités correspondent à la moyenne de 58 relevés.

Les élevages ont débuté en fin de saison chaude pour se terminer en fin de saison froide (figure 3C). La température moyenne a été de 23°C le matin et de 25,3°C le soir. On observe les plus fortes températures en début d'élevage avec des valeurs atteignant 27°C le matin et 32,3°C le soir. La température la plus basse, enregistrée début juin (période des mortalités) a été de 19°C. Aucune différence de température n'a pu être enregistrée entre les différents bassins au cours de l'élevage.

Les salinités moyennes ne sont statistiquement ( $p < 0,05$ ) pas différentes d'un bassin à l'autre ( $F=1,43$ ). Mais, de fortes variations ont été observées au cours des élevages. Les valeurs sont

comprises entre 24‰ et 35‰. Une très forte chute de salinité de 10‰ s'est produite lors du passage du cyclone Béli dans les bassins d'élevage.

Les concentrations moyennes en oxygène dissous, que ce soit à 6h ou à 16h sont plus élevées avec l'augmentation des taux de renouvellement. Il existe une relation linéaire significative ( $p < 0,05$ ) entre les concentrations moyennes en oxygène dissous à 6h ( $r^2 = 0,76$ ) et à 16h ( $r^2 = 0,94$ ) et les taux de renouvellement. La valeur la plus basse observée a été de  $1,2 \text{ mg.l}^{-1}$  dans le bassin 7 (bassin le plus renouvelé), où la biomasse était la plus importante et en fin d'élevage. Les demandes nocturnes moyennes en oxygène (moyennes des concentrations 6h soustraites aux moyennes des concentrations 16h) sont similaires ( $p > 0,05$ ) quels que soient les taux de renouvellement. Elles varient de  $2,27 \text{ mg.l}^{-1}$  à  $2,44 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Le pH, mesuré à 16 heures varie de 8,20 à 8,28 et diminue significativement ( $p < 0,05$  ;  $r^2 = 0,69$ ) avec l'augmentation des taux de renouvellement. Le pH diminue du début à la fin de l'expérimentation dans tous les bassins. Les valeurs extrêmes rencontrées sont 7,8 et 8,8.

### 3.1.2.2. Les paramètres sestoniques de la colonne d'eau

Le tableau 5 montre les concentrations moyennes des paramètres sestoniques et dissous des eaux de renouvellement et de l'eau en sortie des bassins.

*Dans les eaux de renouvellement :*

La concentration moyenne du seston total dans l'eau de renouvellement est de  $14,7 \text{ mg.l}^{-1}$ . Les concentrations les plus importantes ont été observées après de fortes pluies. La concentration maximale enregistrée fin août a été de  $142,4 \text{ mg.l}^{-1}$ . Il est à noter qu'aucune mesure n'a été effectuée lors du passage et suite au passage du cyclone Béli, la station de pompage n'étant plus fonctionnelle. Nous observons une forte augmentation des concentrations en matière organique particulaire et en matières minérales dans ces eaux à la suite de pluies. La valeur maximale pour la matière organique particulaire a été de  $22,4 \text{ mg.l}^{-1}$ , la concentration moyenne a été de  $3,1 \pm 3,1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Concernant les matières minérales, le maxima a atteint une valeur de  $120 \text{ mg.l}^{-1}$ . La valeur moyenne sur la période d'élevage est de  $11,8 \pm 16,1 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Les fluctuations observées sur le graphe d'évolution des concentrations en chlorophylle-a et en phéopigments sont engendrées par l'oscillation des marées, l'heure de pompage étant fixe. On distingue ainsi deux grandes classes de données. Par exemple, pour les concentrations en chlorophylle-a, la première classe est constituée par des concentrations supérieures à  $6 \mu\text{g.l}^{-1}$ , la seconde par des valeurs inférieures à  $4 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Les concentrations les plus fortes ont été observées en fin d'élevage que ce soit pour la chlorophylle-a ou pour les phéopigments. Les moyennes sur toute la durée de l'élevage étaient respectivement pour ces deux précédents éléments de  $5,4 \pm 5,3$  et de  $1,8 \pm 1,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

Le pourcentage moyen de phéopigments dans les pigments totaux est de  $28 \pm 9\%$ . Ce pourcentage atteint un maximum en début de saison froide avec une valeur de 59%. La quantité de chlorophylle-a contenue dans la matière organique particulaire est relativement constante tout au long de la saison d'élevage avec une valeur moyenne de  $1,9 \pm 1,4 \text{ mg.g}^{-1}$ .

A l'image des concentrations en chlorophylle-a et en phéopigments, les concentrations en azote particulaire et en carbone organique particulaire montrent des fluctuations liées aux cycles de marées. Les concentrations moyennes sont respectivement pour l'azote et le carbone de  $149 \pm 103$  et de  $992 \pm 779 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Un pic de concentration est observé pour ces deux éléments fin août et fait suite à des pluies.

Le rapport C/N varie entre 5,9 et 11,9 et dénote une qualité de l'eau très variable d'un prélèvement à l'autre. Le rapport moyen est de  $7,9 \pm 1,2$ .

*Dans les eaux d'évacuation des bassins :*

Aucune différence significative ( $p < 0,05$ ) n'a pu être mise en évidence pour la majorité des composés sestoniques entre les bassins quel que soit le taux de renouvellement. Seuls, les concentrations des matières en suspension, des matières minérales et du pourcentage de matière organique dans le seston total présentent des différences significatives ( $p < 0,05$ ) entre les bassins. Les analyses de variance correspondantes sont présentées en annexe 2.

Les concentrations moyennes du seston total en sortie de bassin sont différentes ( $p < 0,05$ ) d'un bassin à l'autre. Ces concentrations varient de  $10,5 \pm 5,9$  à  $17 \pm 18,4 \text{ mg.l}^{-1}$ . Nous pouvons mettre en évidence par PLSD de Fisher (seuil de signification à 5%) une différence entre :

- le bassin 2 et les bassins 6 et 7,
- le bassin 3 et les bassins 4, 5, 6 et 7,

On peut plus généralement distinguer 2 groupes comprenant les bassins 2 et 3 (concentrations moyennes entre 10 et  $13 \text{ mg.l}^{-1}$ ) et les bassins 4, 5, 6 et 7 (concentrations moyennes entre 15 et  $17 \text{ mg.l}^{-1}$ ).

Sur le plan évolutif, on observe une augmentation des concentrations sur l'ensemble des bassins après environ 120 jours d'élevage. Cette augmentation peut être attribuée à une augmentation de la biomasse en élevage. Les valeurs minimales et maximales ont été de  $2,4 \text{ mg.l}^{-1}$  (bassin 6) et de  $115 \text{ mg.l}^{-1}$  (bassin 7).

A l'image du seston total, les concentrations moyennes en matières minérales en sortie de bassin sont différentes ( $p < 0,05$ ) d'un bassin à l'autre. Ces concentrations varient de  $6,6 \pm 5,0 \text{ mg.l}^{-1}$  à  $12,4 \pm 15,9 \text{ mg.l}^{-1}$ . Nous pouvons distinguer par test de Fisher (seuil de signification à 5%) les mêmes différences que pour le seston total à savoir une différence entre :

- le bassin 2 et les bassins 6 et 7,
- le bassin 3 et les bassins 4, 5, 6 et 7,

Nous distinguons 2 groupes, le premier constitué par les bassins 2 et 3 et le second par les bassins 4, 5, 6 et 7.

Sur le plan évolutif, on observe une augmentation des concentrations sur l'ensemble des bassins après environ 120 jours d'élevage. Cette augmentation peut être attribuée à une augmentation de la biomasse en élevage.

Concernant la matière organique particulaire, les concentrations moyennes varient de  $3,8 \pm 1,4 \text{ mg.l}^{-1}$  à  $4,2 \pm 1,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Les valeurs extrêmes rencontrées sont de 1,2 et de  $16,3 \text{ mg.l}^{-1}$ . D'un point de vue évolutif, on observe une augmentation des concentrations en fin d'élevage après 150 jours d'élevage. Cette augmentation coïncide avec l'arrivée de la saison chaude.

Le pourcentage moyen de matière organique contenu dans le seston total varie en fonction des bassins de  $29\pm 10\%$  à  $42\pm 14\%$ . Ces pourcentages sont significativement différents entre les bassins ( $p < 0,05$ ). Nous pouvons ainsi distinguer par test de Fisher (niveau de signification à 5%) une différence entre :

- le bassin 2 et les bassins 5, 6 et 7,
- le bassin 3 et les bassins 4, 5, 6 et 7,
- le bassin 4 et le bassin 5.

On peut ainsi distinguer deux groupes comprenant le bassin 2 et 3, les bassins 5, 6 et 7, et un bassin intermédiaire, le bassin 4.

L'observation des évolutions des pourcentages de la matière organique permet de distinguer deux périodes dans la saison d'élevage. La première est comprise entre J0 et J120 et correspond aux pourcentages les plus hauts. La seconde est comprise entre J120 et la fin de l'élevage et correspond aux valeurs les plus basses. L'amplitude entre ces deux périodes est d'autant plus faible que le taux de renouvellement est important.

Les concentrations moyennes en chlorophylle-a ne sont pas différentes d'un bassin à l'autre sur la saison d'élevage. Elles varient de  $11,6\pm 5,5$  à  $14,4\pm 6,5$   $\mu\text{g.l}^{-1}$ . L'observation des évolutions montre un pic de concentration à la mi-juin plus ou moins important en fonction des bassins et une augmentation des concentrations en fin d'élevage pour les bassins 4, 5, 6 et 7. Cette dernière augmentation est concomitante à une augmentation des températures dans le milieu d'élevage.

A l'image des concentrations moyennes en chlorophylle-a, les concentrations moyennes en phéopigments ne sont statistiquement pas différentes ( $p < 0,05$ ) d'un bassin à l'autre. Les valeurs varient de  $2,3\pm 2,0$  à  $3,1\pm 1,8$   $\mu\text{g.l}^{-1}$ . L'évolution des concentrations est la même quel que soit le traitement. Les concentrations diminuent du début de l'élevage J0 à J90. C'est en début de saison froide que les concentrations sont généralement les plus faibles. Par la suite, nous observons une augmentation des concentrations jusqu'à la fin de l'élevage.

Le pourcentage de phéopigments par rapport aux pigments présents dans l'eau

- passe d'environ 30% à 0% de J0 à J90 (entrée de la saison froide),
- reste stable et autour de 0% sur une période de 15 jours à 60 jours en fonction des bassins,
- augmente par la suite pour atteindre une valeur comprise entre 15 et 30% en fonction des bassins jusqu'à la pêche.

Les valeurs moyennes sur toute la durée de l'élevage ne sont significativement pas différentes d'un bassin à l'autre. Elles varient de  $15\pm 11$  à  $22\pm 12\%$ .

Le rapport chlorophylle-a sur matière organique particulaire (chl-a/mat. org.) représente la part de pigments chlorophylliens contenue dans la matière organique particulaire. Cette quantité est variable d'un bassin à l'autre et ne semble pas être liée à l'augmentation des taux de renouvellement. Ainsi les valeurs moyennes passent de  $3,1\pm 1,4$  à  $3,8\pm 1,4$  mg de chlorophylle-a par gramme de matière organique.

A l'image de la matière organique particulaire, on observe une augmentation des concentrations en azote particulaire et en carbone organique particulaire en fin d'élevage. Les concentrations moyennes ne diffèrent pas significativement d'un bassin à l'autre. Elles varient respectivement de  $247\pm 78$  à  $303\pm 98$   $\mu\text{g.l}^{-1}$  et de  $1604\pm 561$  à  $1930\pm 687$   $\mu\text{g.l}^{-1}$ .

**Tableau 5 :** Moyennes  $\pm$  écart-types (minimum - maximum) des paramètres chimiques et biologiques de la colonne d'eau des bassins (au moins de sortie) et de l'eau de renouvellement. Chaque valeur représente la moyenne de 58 analyses excepté pour l'azote particulaire, le carbone particulaire et le rapport C/N (n=32).

	Bassins						
	Entrée	10 $\pm$ 0,7 Bassin 2	11 $\pm$ 0,8 Bassin 3	17 $\pm$ 1,2 Bassin 4	17 $\pm$ 1,2 Bassin 6	21 $\pm$ 1,5 Bassin 5	23 $\pm$ 1,6 Bassin 7
<b>Taux de renouvellement</b> (%.jour <sup>-1</sup> )							
<b>Particulaire</b>							
Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	14,7 $\pm$ 18,9 (4,2-142,4)	12,6 $\pm$ 6,8 (5,2-38,3)	10,5 $\pm$ 5,9 (2,8-29,7)	15,2 $\pm$ 9,3 (5,4-39,3)	16,7 $\pm$ 11,4 (5,8-51,2)	15,4 $\pm$ 8,0 (6,4-42,4)	17,0 $\pm$ 18,4 (4,4-115)
Mat. org. (mg.l <sup>-1</sup> )	3,1 $\pm$ 3,1 (1-22,4)	4,2 $\pm$ 1,5 (1,8-8,6)	3,8 $\pm$ 1,4 (1,2-7,7)	4,3 $\pm$ 1,6 (2,2-9,2)	4,1 $\pm$ 1,7 (2,0-8,8)	3,9 $\pm$ 1,5 (1,8-8,8)	4,0 $\pm$ 2,4 (1,6-16,3)
Mat. minérales (mg.l <sup>-1</sup> )	11,8 $\pm$ 16,1 (2,8-120)	8,3 $\pm$ 6,0 (1-31)	6,6 $\pm$ 5,0 (1-23)	10,8 $\pm$ 8,6 (2-34)	12,2 $\pm$ 9,8 (1-42)	11,4 $\pm$ 7,2 (3-34)	12,4 $\pm$ 15,9 (3-99)
Mat. org. (%)	23 $\pm$ 6 (8-41)	38 $\pm$ 13 (19-82)	42 $\pm$ 14 (18-79)	36 $\pm$ 16 (8-73)	31 $\pm$ 14 (14-84)	29 $\pm$ 9,5 (9-47)	32 $\pm$ 11 (14-59)
Chl-a (µg.l <sup>-1</sup> )	5,4 $\pm$ 5,3 (1,2-31,5)	14,4 $\pm$ 6,5 (0,4-29,8)	13,6 $\pm$ 5,1 (6,0-27,0)	14 $\pm$ 6,3 (3,1-31,2)	13,5 $\pm$ 7,3 (0,2-37,0)	11,6 $\pm$ 5,5 (3,3-31,0)	13,6 $\pm$ 9,2 (3,0-53,2)
Pheop. (µg.l <sup>-1</sup> )	1,8 $\pm$ 1,5 (0,5-9,1)	2,8 $\pm$ 3,0 (0-18,1)	2,3 $\pm$ 2,0 (0-10,1)	2,9 $\pm$ 2,0 (0-8,7)	2,8 $\pm$ 1,9 (0-8,9)	3,1 $\pm$ 1,8 (0,7-8,5)	2,7 $\pm$ 2,3 (0-10,2)
Pheop. (%)	28 $\pm$ 9 (11-59)	17 $\pm$ 16 (0-98)	15 $\pm$ 11 (0-49)	18 $\pm$ 11 (0-48)	18 $\pm$ 13 (0-94)	22 $\pm$ 12 (3-67)	17 $\pm$ 11 (0-61)
Chl-a/Mat. org. (mg.g <sup>-1</sup> )	1,9 $\pm$ 1,4 (0,2-6,6)	3,6 $\pm$ 1,8 (0,1-9,9)	3,8 $\pm$ 1,4 (1,3-7,9)	3,3 $\pm$ 1,4 (1,2-7,5)	3,3 $\pm$ 1,2 (0,1-7,2)	3,1 $\pm$ 1,4 (0,9-8,5)	3,4 $\pm$ 1,6 (1,1-8,5)
Azote (µg.l <sup>-1</sup> )	149 $\pm$ 103 (62-637)	290 $\pm$ 89 (176-505)	280 $\pm$ 90 (153-464)	303 $\pm$ 98 (180-544)	274 $\pm$ 104 (137-529)	247 $\pm$ 78 (147-426)	272 $\pm$ 147 (151-732)
Carbone (µg.l <sup>-1</sup> )	992 $\pm$ 779 (177-4689)	1787 $\pm$ 574 (1215-3228)	1666 $\pm$ 605 (407-2933)	1930 $\pm$ 687 (762-3751)	1726 $\pm$ 669 (907-3473)	1604 $\pm$ 561 (980-3137)	1759 $\pm$ 969 (980-4827)
C/N	7,9 $\pm$ 1,2 (5,9-11,9)	7,2 $\pm$ 0,4 (6,3-8,5)	7,2 $\pm$ 0,6 (6,2-8,7)	7,4 $\pm$ 0,9 (4,1-8,7)	7,4 $\pm$ 0,7 (5,5-8,6)	7,5 $\pm$ 0,5 (6,3-8,8)	7,5 $\pm$ 0,5 (6,5-8,3)
<b>Dissous</b>							
(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -NH <sub>3</sub> )-N (µg.l <sup>-1</sup> )	15,8 $\pm$ 13,0 (0,2-55,6)	8,2 $\pm$ 9,0 (0-49,4)	7,8 $\pm$ 12,9 (0-70,4)	11,9 $\pm$ 20,8 (0-136,1)	9,0 $\pm$ 12,7 (0-72,5)	6,5 $\pm$ 7,5 (0-34,7)	10,6 $\pm$ 12,4 (0-65,2)
N total dissous (µg.l <sup>-1</sup> )	392 $\pm$ 456 (99-2321)	448 $\pm$ 338 (46-2453)	413 $\pm$ 158 (231-970)	375 $\pm$ 272 (181-1708)	395 $\pm$ 326 (144-2122)	370 $\pm$ 312 (112-2103)	399 $\pm$ 328 (157-2068)

Le rapport C/N n'est significativement pas différent d'un bassin à l'autre. Cependant, il semblerait y avoir une légère augmentation de ce rapport avec les taux de renouvellement. Les valeurs sont respectivement pour des taux de renouvellement de 10%, 17% et de 21-23% de 7,2, de 7,4 et de 7,5.

### 3.1.2.3. Les éléments dissous de la colonne d'eau

*Dans les eaux de renouvellement :*

L'observation de l'évolution des concentrations en azote ammoniacal dans les eaux de renouvellement montre une augmentation des concentrations et une fluctuation de plus en plus importante au fur et à mesure du déroulement de l'expérimentation. L'augmentation des concentrations est concomitante à l'augmentation des rejets des différents bassins de la Station Aquacole de Saint-Vincent et plus particulièrement des rejets du bassin 1, de surface de 3 hectares situé en amont du pompage. L'impact de ces rejets est surtout sensible à marée basse. La concentration moyenne dans l'eau de renouvellement est de  $15,8 \pm 13,0 \mu\text{g.l}^{-1}$ . La concentration maximale observée est de  $55,6 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

Les concentrations en azote total sont importantes dans les eaux de renouvellement en période de pluie. Le lessivage des terres agricoles en amont de la ferme par les pluies pourrait expliquer cette observation. La concentration moyenne sur toute la durée de l'élevage est de  $392 \pm 456 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

*Dans les eaux d'évacuation des bassins :*

Les concentrations moyennes en azote ammoniacal sont comprises entre  $6,5 \pm 7,5$  et  $11,9 \pm 20,8 \mu\text{g.l}^{-1}$ . La valeur la plus élevée est de  $136,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Ces concentrations sont dans l'ensemble faibles et ne présentent pas de danger pour les animaux. En début de saison froide, les concentrations lors des pics de mortalité sont très faibles et inférieures à  $20 \mu\text{g.l}^{-1}$ . On assiste à une augmentation des concentrations en fin d'élevage. Les valeurs semblent de plus en plus fluctuantes d'un prélèvement à un autre à partir de J120.

Après une période de fortes fluctuations dans le milieu d'élevage en début de cycle de grossissement, on assiste à une stabilisation des concentrations en azote total jusqu'à la fin de l'élevage. Les concentrations moyennes ne sont pas statistiquement différentes ( $p < 0,05$ ) entre les bassins. Les valeurs moyennes sont comprises entre 370 et  $448 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

### 3.1.3. Qualité des eaux durant le mois précédent et pendant le pic de mortalité

Les mortalités liées au « syndrome 93 » font suite à une chute brutale des températures du milieu d'élevage. Un tel phénomène climatique a des répercussions certaines sur le milieu d'élevage. Le suivi des concentrations en chlorophylle-a montre une croissance phytoplanktonique entre début mai et début juillet sur l'ensemble des bassins. Le mois de juin se caractérise aussi par des concentrations en phéopigments très faibles. Il s'ensuit une baisse du pourcentage de phéopigments dans les pigments totaux sur cette même période.

Parallèlement, on observe une augmentation des concentrations en matière organique particulaire, en azote particulaire, en carbone particulaire dans les bassins les plus faiblement renouvelés.

Le tableau 6 montre les concentrations moyennes sur la période comprise entre le 1<sup>er</sup> mai (chute des températures du milieu d'élevage) et le 31 juin (fin des mortalités) pour différents paramètres. Une augmentation des taux de renouvellement a aussi eu une influence sur l'enrichissement du milieu en éléments particuliers et dissous. On observe ainsi une diminution significative ( $p < 0,05$ ) des concentrations en matière organique particulaire ( $r^2=0,31$ ) en chlorophylle-a ( $r^2=0,84$ ), en azote particulaire ( $r^2=0,82$ ), en carbone organique particulaire ( $r^2=0,69$ ) et en azote total dissous ( $r^2=0,66$ ) avec l'augmentation des taux de renouvellement. Parallèlement, le pH diminue ( $r^2=0,71$ ) et le taux d'oxygène augmente ( $r^2=0,85$ ).

**Tableau 6 :** moyennes  $\pm$  écart-types de différents paramètres de la colonne d'eau avant (mois de mai) et pendant la mortalité (mois de juin) en fonction des taux de renouvellement moyens appliqués durant cette période.

Taux de renouvellement en %	9	10	16	17	21	23
pH	8,33 $\pm$ 0,11	8,30 $\pm$ 0,10	8,28 $\pm$ 0,12	8,24 $\pm$ 0,11	8,23 $\pm$ 0,10	8,26 $\pm$ 0,09
O <sub>2</sub> 6h	5,94 $\pm$ 0,52	6,13 $\pm$ 0,49	6,28 $\pm$ 0,41	6,35 $\pm$ 0,44	6,36 $\pm$ 0,49	6,41 $\pm$ 0,44
MOP mg.l <sup>-1</sup>	3,98 $\pm$ 1,20	3,30 $\pm$ 0,98	3,90 $\pm$ 0,79	3,42 $\pm$ 1,08	3,42 $\pm$ 1,05	3,09 $\pm$ 0,91
Chl-a $\mu$ g.l <sup>-1</sup>	16,2 $\pm$ 6,7	14,4 $\pm$ 6,1	13,6 $\pm$ 6,0	10 $\pm$ 3,0	9,9 $\pm$ 3,9	9,5 $\pm$ 3,8
COP mg.l <sup>-1</sup>	1,60 $\pm$ 0,29	1,41 $\pm$ 0,28	1,55 $\pm$ 0,28	1,30 $\pm$ 0,17	1,23 $\pm$ 0,09	1,11 $\pm$ 0,10
N Part. $\mu$ g.l <sup>-1</sup>	271 $\pm$ 55	241 $\pm$ 50	250 $\pm$ 38	210 $\pm$ 24	196 $\pm$ 17	181 $\pm$ 19
C/N	6,9 $\pm$ 0,4	6,8 $\pm$ 0,4	7,2 $\pm$ 0,7	7,2 $\pm$ 0,7	7,3 $\pm$ 0,4	7,1 $\pm$ 0,4
N tot dissous $\mu$ g.l <sup>-1</sup>	535 $\pm$ 287	416 $\pm$ 120	306 $\pm$ 63	325 $\pm$ 138	310 $\pm$ 84	328 $\pm$ 166
NH <sub>3,4</sub> <sup>+</sup> $\mu$ g.l <sup>-1</sup>	5,9 $\pm$ 4,6	4,3 $\pm$ 3,0	6,0 $\pm$ 4,8	6,0 $\pm$ 4,7	4,8 $\pm$ 4,1	8,0 $\pm$ 5,6

#### *Suivi de l'azote particulaire*

La figure 9 montre l'évolution de l'azote particulaire dans l'eau des bassins durant le mois précédent et durant le mois où les mortalités ont été observées. Comme nous l'avons vu précédemment, nous avons observé deux pics de mortalités. Le premier pic a débuté autour du premier juin et le second le 13 juin. Le classement des concentrations en azote particulaire dans l'ordre décroissant donne à la date du 3 juin l'ordre suivant :

- bassin 2,
- bassins 4 et 6,
- bassins 3 et 5,
- bassin 7.

Durant le premier pic de mortalité, plus de 100 mortes ont été ramassées sur le bord des bassins 2, 4 et 6. Une cinquantaine de mortes ont été ramassées sur les bassins 3 et 5 et moins de 25 sur le bassin 7.

Le classement des concentrations en azote particulaire dans l'ordre décroissant en début de deuxième pic de mortalité, le 12 juin donne :

- bassins 2 et 4,
- bassin 3,
- bassins 5 et 6,
- bassin 7.

Durant le second pic de mortalité, environ 30 mortes ont été ramassées sur les bords des bassins 2 et 4, environ une vingtaine sur les bassins 3 et 5 et moins de dix sur les bassins 6 et 7.

Il est remarquable que ces ordres correspondent à l'importance des deux pics de mortalité observées dans les différents bassins. Ces résultats montrent une relation étroite entre l'importance des pics de mortalité dans les différents bassins et l'enrichissement du milieu en azote particulaire.

Dans l'hypothèse selon laquelle la survie finale est le reflet des mortalités liées au syndrome 93 (chapitre 2), on peut imaginer relier les concentrations moyennes en azote particulaire de cette période à la survie finale. La figure 10 montre cette relation pour différents cas. Le premier cas montre la relation survie finale - concentrations moyennes en azote particulaire du mois de mai, mois précédent l'apparition du syndrome 93. Le second cas montre cette même relation pour les concentrations moyennes du mois de juin, période de mortalité. Enfin, le dernier cas prend en compte les concentrations moyennes du mois de mai et du mois de juin. Cette figure montre une relation entre l'enrichissement du milieu en azote particulaire et la survie finale. Quel que soit le cas considéré, il semble y avoir une relation étroite entre la richesse du milieu en azote particulaire et les mortalités liées au « Syndrome 93 ». Cet azote est un marqueur de la matière organique particulaire qu'elle soit détritique ou vivante.

#### *Suivi de la biomasse phytoplanctonique dans les bassins*

La même démarche a été entreprise afin d'identifier l'origine détritique/vivante de cet azote particulaire en étudiant l'évolution des concentrations en chlorophylle-a dans les différents bassins sur la même période. Les évolutions des concentrations en azote particulaire (figure 11) et les évolutions des concentrations en chlorophylle-a (figure 12) dans les différents bassins sont très proches.

La figure 12 montre la relation entre la survie finale et les concentrations moyennes en chlorophylle-a durant la phase de croissance phytoplanctonique, concomitante au déclenchement des pics de mortalités. Elle montre une relation étroite entre la survie finale et la biomasse phytoplanctonique du milieu. Ce résultat nous permet de supposer qu'il existe une relation étroite entre la biomasse phytoplanctonique présente dans le milieu et l'importance des mortalités. La mortalité ne serait pas concomitante à un enrichissement du milieu en matériel détritique mais concomitante au développement d'une biomasse algale. Bien que non clairement démontré dans ce travail, l'hypothèse de cette relation devra, dans l'avenir être vérifiée.

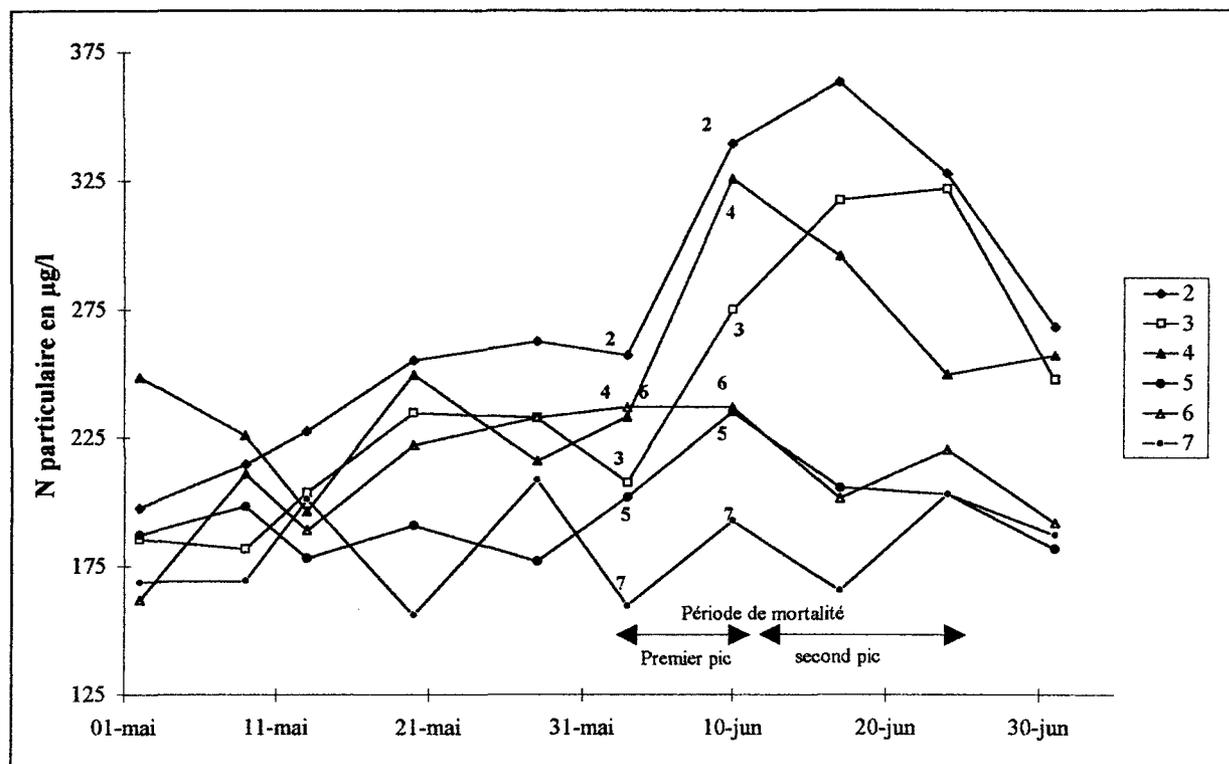


Figure 9 : Suivi de l'azote particulaire avant et pendant le pic de mortalité sur les six bassins.

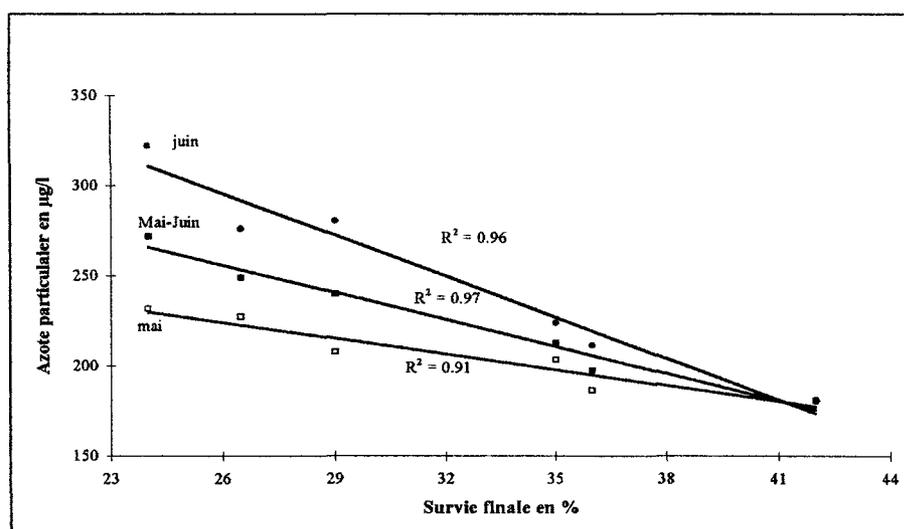


Figure 10 : Hypothèse de travail : relations survie finale - concentrations moyennes en azote particulaires durant le mois de mai (n=5) (période précédant l'apparition du syndrome 93), pendant la période de mortalité (n=5) et sur les deux mois mai-juin (n=10).

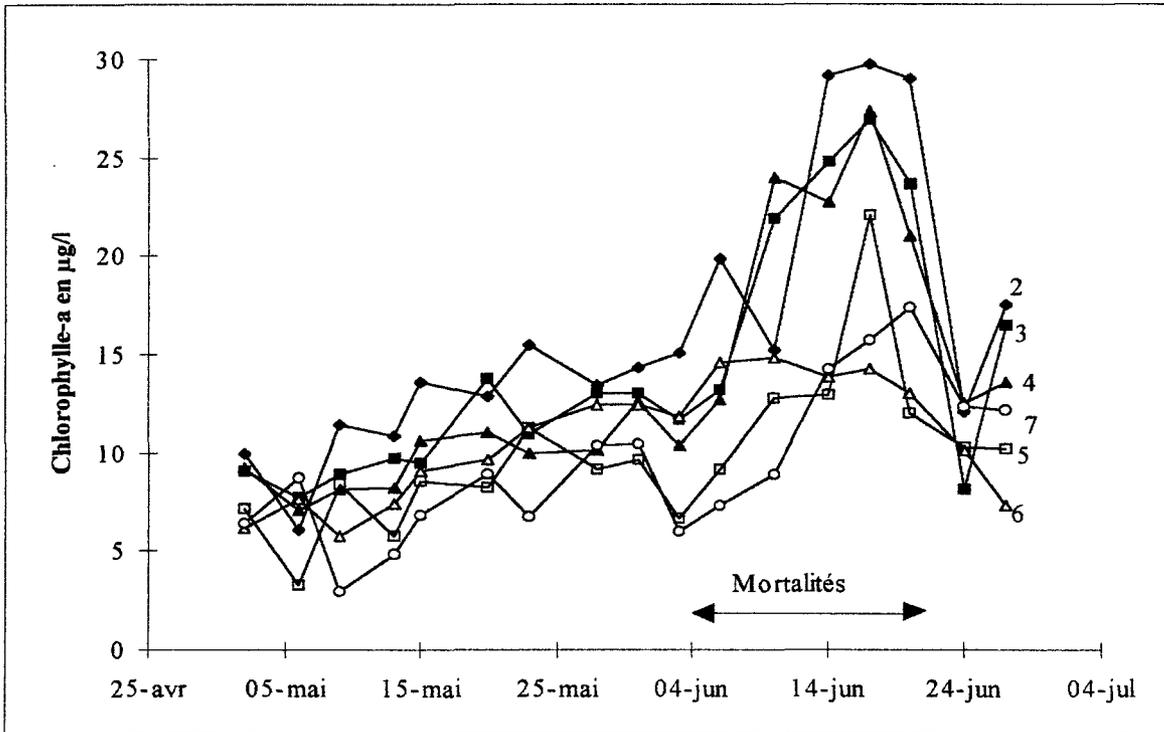


Figure 11 : Suivi de la concentration en chlorophylle-a avant et pendant le pic de mortalité sur les six bassins.

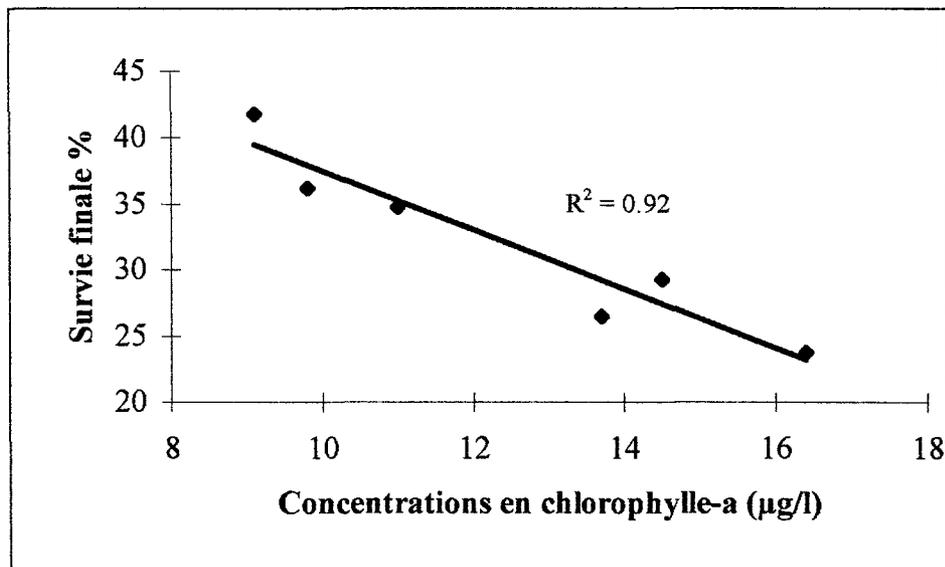


Figure 12 : Hypothèse de travail : relations survie finale - concentrations moyennes en chlorophylle-a (n= 15) du 3 mai au 20 juin 1996 (période de croissance phytoplantonique).

## 3.2. Suivi du sédiment

### 3.2.1. Etat des sédiments en début et fin d'élevage

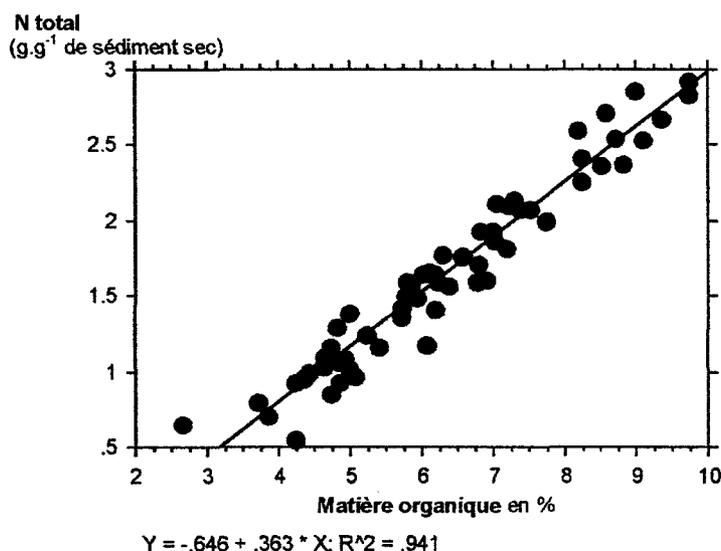
Le tableau 7 montre les caractéristiques sédimentaires en début et en fin d'élevage. L'accumulation de sédiment a été mesurée à l'aide de cinq piquets gradués. Elle correspond à la différence de niveau entre le début et la fin de l'élevage. La moyenne de cette accumulation varie de  $1,0 \pm 1,0$  cm à  $2,8 \pm 1,6$  cm en fonction des bassins. Il est à noter que les deux hauteurs d'accumulation les plus élevées ( $1,7 \pm 1,5$  cm et  $2,8 \pm 1,6$  cm) correspondent aux deux bassins les plus renouvelés.

Nous n'observons pas de différences significatives sur l'ensemble des paramètres étudiés en début et en fin d'élevage. En revanche une différence significative ( $p < 0,05$ ) a pu être mise en évidence pour certains paramètres entre le début et la fin de l'élevage.

Ainsi, par exemple, les valeurs des concentrations moyennes des matières organiques des sédiments du bassin 2 augmentent significativement de  $5,85 \pm 0,12$  % à  $7,66 \pm 0,11$  %. Quel que soit le bassin, nous observons donc une augmentation des taux de matières organiques dans les sols durant les élevages.

Parallèlement, pour ce même bassin 2, les concentrations moyennes en azote total passent de  $1,34 \pm 0,39$  mg.g<sup>-1</sup> de sédiment sec à  $2,14 \pm 0,50$  mg.g<sup>-1</sup> de sédiment sec. La différence de concentrations en azote total entre la fin et le début de l'élevage montre que l'enrichissement des sédiments en azote est plus important à fort taux de renouvellement. Ainsi, les quantités d'azote accumulées sont respectivement avec l'augmentation des taux de renouvellement de 0,7 ; 0,72 ; 0,79 ; 1,04 et de 0,94 mg par gramme de sédiment sec.

Il est à noter que les concentrations en matières organiques de tous les échantillons analysés sont très significativement corrélées ( $p < 0,01$ ) aux concentrations en azote total (figure 13).



**Figure 13 :** Relation entre l'azote total du sol exprimé en g par gramme de sédiment sec et le pourcentage de matière organique.

Concernant les autres paramètres étudiés, il existe une différence significative ( $p < 0,05$ ) entre le début et la fin de l'élevage. La teneur en eau augmente dans tous les bassins et parallèlement la densité du sédiment diminue. Dans le cas du bassin 2, la teneur en eau augmente de  $31 \pm 8\%$  à  $54 \pm 10\%$  et la densité passe de  $2,27 \pm 0,24 \text{ g.cm}^{-3}$  à  $1,76 \pm 0,17 \text{ g.cm}^{-3}$ .

Les concentrations moyennes en azote ammoniacal varient sur l'ensemble des bassins de  $4,91 \pm 4,08 \text{ mg.l}^{-1}$  à  $17,25 \pm 19,2 \text{ mg.l}^{-1}$  en début d'élevage et de  $0,78 \pm 0,24 \text{ mg.l}^{-1}$  à  $2,88 \pm 3,54 \text{ mg.l}^{-1}$  en fin d'élevage. Les concentrations diminuent significativement ( $p < 0,05$ ) entre le début et la fin d'élevage sur tous les bassins.

**Tableau 7 : Caractéristiques sédimentaires en début et en fin d'élevage.**

Taux de renouvellement (%/jour <sup>-1</sup> )	10±0,7 Bassin 2	11±0,8 Bassin 3	17±1,2 Bassin 4	17±1,2 Bassin 6	21±1,5 Bassin 5	23±1,6 Bassin 7
<b>Etat 0</b>						
A Densité (g.cm <sup>-3</sup> )	2,27±0,24	2,19±0,18	2,26±0,11	2,25±0,08	2,22±0,07	2,21±0,13
B Teneur en eau (%/poids humide)	31±8	32±7	29±7	29±6	31±8	31±6
C Potentiel ox/red (mv)	132±46	105±50	111±42	96±23	127±35	125±48
D Mat. organique (%/poids sec)	5,85±0,12	5,52±0,13	4,32±0,12	5,92±0,10	4,89±0,09	5,17±0,08
E Azote total (mg.g <sup>-1</sup> /poids sec) Eau interstitielle	1,34±0,39	1,28±0,58	0,97±0,38	1,45±0,41	1,11±0,34	1,27±0,30
F (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -NH <sub>3</sub> )-N (mg.l <sup>-1</sup> )	13,42±2,16	17,25±19,2	6,30±5,66	4,91±4,08	9,26±10,95	6,20±3,28
<b>Etat final</b>						
G Hauteur de sédiment accumulé (cm)	1,6±1,1	1,4±0,9	1,2±0,5	1,0 ±1,0	2,8±1,6	1,7±1,5
H Surface d'accumulation (m <sup>2</sup> )	1075	1215	1201	1210	1071	1321
I Densité (g.cm <sup>-3</sup> )	1,76±0,17	1,81±0,18	1,86±0,19	1,87±0,30	1,69±0,15	1,84±0,35
J Teneur en eau (%/poids humide)	54±10	57±7	50±11	50±16	60±10	52±16
K Potentiel ox/red (mv)	114±8	114±20	130±19	133±19	135±19	133±20
L Mat. organique (%/poids sec)	7,66±0,11	6,83±0,14	6,41±0,09	8,12±0,14	7,28±0,15	8,04±0,17
M Azote total mg.g <sup>-1</sup> /poids sec) Eau interstitielle	2,14±0,28	1,98±0,52	1,69±0,38	2,24±0,51	2,15±0,64	2,21±0,63
N (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -NH <sub>3</sub> )-N (mg.l <sup>-1</sup> )	1,05±0,69	1,43±1,73	2,88±3,54	0,78±0,24	1,38±1,99	0,80±0,35

Chaque valeur correspond à la moyenne de 5 mesures ± écart-types.

### 3.2.2. Evolution des sédiments au cours des élevages

Cinq échantillonnages ont été réalisés sur quatre bassins durant ces six mois d'élevage afin d'étudier l'évolution de la qualité des sols au cours des élevages en fonction des taux de renouvellement. Ces échantillonnages ont été réalisés sur les bassins 2, 3, 4 et 5.

L'intervalle de temps entre chaque prélèvement a été d'environ 50 jours. Le tableau 8 présente l'ensemble des résultats pour les différents paramètres étudiés. Aucune différence significative ( $p < 0,05$ ) n'a pu être mise en évidence entre les bassins sur l'ensemble des paramètres quelle que soit la date d'échantillonnage.

Si aucune différence significative n'a pu être mise en évidence en fonction des taux de renouvellement, certains paramètres de chaque bassin varient significativement ( $p < 0,05$ ) au cours de l'élevage.

Nous observons ainsi une augmentation régulière et très significative ( $p < 0,001$ ) de la teneur en eau (figure 14) et en parallèle une diminution significative des densités moyennes en fonction de la durée des élevages.

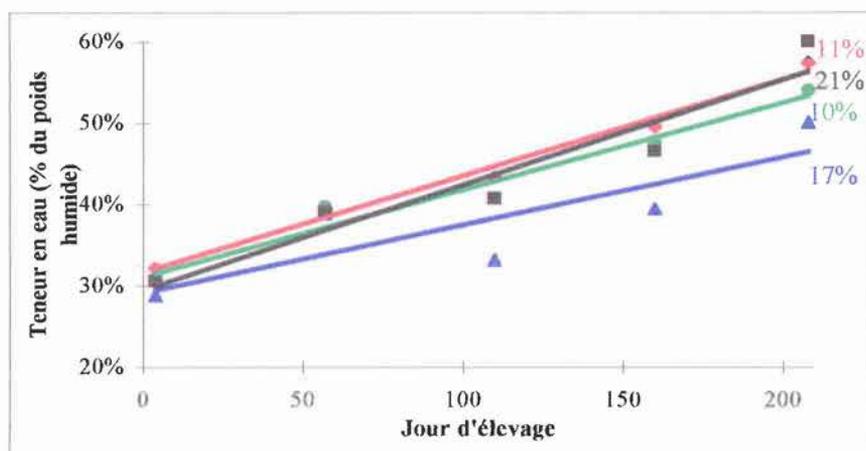
Le taux de matière organique moyen des sédiments augmente significativement ( $p < 0,05$ ) au cours de l'élevage quels que soient les taux de renouvellement. Les pentes des droites de régression sont légèrement supérieures dans les deux bassins les plus renouvelés (Tableau 9). Cependant, l'évolution des taux de matière organique dans les sédiments semble peu importante en début d'élevage quel que soit le bassin et donc le taux de renouvellement appliqué. En effet, la différence entre le taux de matière organique dans les sédiments entre J57 et J0 varie de -0,01% à 0,37%. Par la suite, il est à noter une augmentation du taux de matière organique importante entre le jour 57 et le jour 110. Elle est respectivement pour les bassins 2, 3, 4 et 5 de 0,82%, de 1,67%, de 1,66% et de 1,63%. Cette augmentation est concomitante à la période de transition entre la saison chaude et la saison froide. Entre le jour 160 et le jour 110, la différence de taux de matière organique semble diminuer avec l'augmentation des taux de renouvellement. Ainsi, pour les deux bassins les moins renouvelés, le taux de matière organique augmente de +0,22% et de +0,09%, respectivement pour les bassins 2 et 3. Pour les bassins 4 et 5, le taux de matière organique diminue respectivement de -0,01% et de -0,31%. Entre le jour 208 et le jour 160, les différences sont respectivement en fonction des taux de renouvellement de +0,40, de -0,52, de +0,28 et de +1,06. Le bassin 3 est le seul bassin à voir son taux de matière organique diminuer. Le bassin le plus renouvelé, mais pour lequel la survie est la meilleure est le bassin dans lequel on observe la plus forte augmentation du taux de matière organique.

Les concentrations en azote ammoniacal dans l'eau interstitielle des sédiments restent très faibles que ce soit après 57, 110, 160 ou 208 jours d'élevage. La concentration moyenne la plus importante est de  $2,88 \pm 3,51 \text{ mg.l}^{-1}$ . Elles sont en revanche beaucoup plus importantes juste après la remise en eau des bassins puisqu'elles varient pour les bassins 2, 3, 4 et 5 de  $6,30 \pm 5,66 \text{ mg.l}^{-1}$  à  $17,25 \pm 19,2 \text{ mg.l}^{-1}$ . Au cours de l'assec, la minéralisation de la matière organique conduit essentiellement à un enrichissement du sol en ammonium et à sa désorption (Gouleau *et al.*, 1995). A la remise en eau, on observe généralement un enrichissement temporaire de la colonne d'eau et des flux importants en ammonium à l'interface eau-sédiment. Les concentrations importantes en azote ammoniacal trouvées en début d'élevage sont donc la conséquence de la minéralisation de la matière organique durant l'assec.

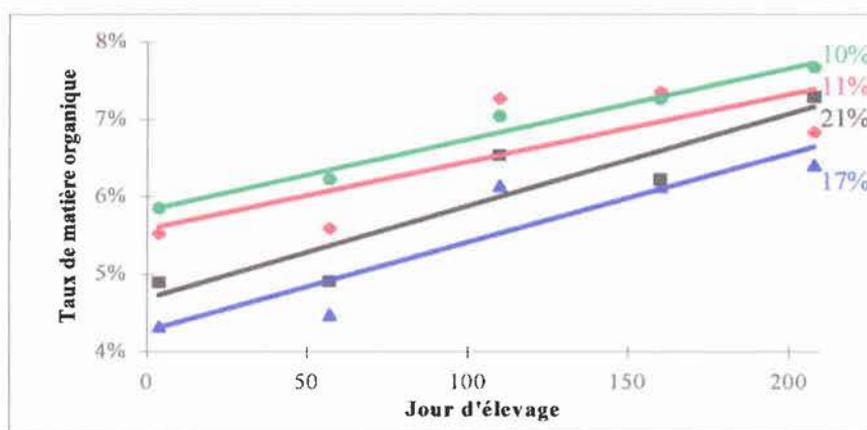
Le potentiel d'oxydoréduction n'est pas influencé ( $p < 0,05$ ) par les taux de renouvellement ou par la durée d'élevage dans cette expérimentation.

**Tableau 8 :** Caractéristiques sédimentaires à l'interface eau-sédiment à différentes phases de l'élevage. Chaque valeur représente la moyenne  $\pm$  écart-type ( $n=5$ ) des différents paramètres étudiés d'un bassin au 4<sup>ème</sup> jour (J4), au 57<sup>ème</sup> jour (J57), au 110<sup>ème</sup> jour (J110), au 160<sup>ème</sup> jour (J160) et au 208<sup>ème</sup> jour (J208) d'élevage.

Taux de renouvellement (%.jour <sup>-1</sup> )	10 $\pm$ 0,7 Bassin 2	11 $\pm$ 0,8 Bassin 3	17 $\pm$ 1,2 Bassin 4	21 $\pm$ 1,5 Bassin 5
<b>Densité en g.cm<sup>-3</sup></b>				
J4	2,27 $\pm$ 0,24	2,19 $\pm$ 0,18	2,26 $\pm$ 0,11	2,22 $\pm$ 0,07
J57	1,99 $\pm$ 0,23	1,99 $\pm$ 0,14	1,99 $\pm$ 0,12	2,01 $\pm$ 0,08
J110	2,03 $\pm$ 0,21	1,96 $\pm$ 0,08	2,16 $\pm$ 0,11	2,02 $\pm$ 0,12
J160	1,93 $\pm$ 0,32	1,87 $\pm$ 0,16	2,07 $\pm$ 0,23	1,86 $\pm$ 0,16
J208	1,76 $\pm$ 0,17	1,81 $\pm$ 0,18	1,86 $\pm$ 0,19	1,69 $\pm$ 0,15
<b>Teneur en eau en % du poids humide</b>				
J4	31 $\pm$ 8	32 $\pm$ 7	29 $\pm$ 7	31 $\pm$ 6
J57	40 $\pm$ 11	39 $\pm$ 5	39 $\pm$ 6	39 $\pm$ 3
J110	41 $\pm$ 10	43 $\pm$ 4	33 $\pm$ 5	41 $\pm$ 5
J160	48 $\pm$ 18	49 $\pm$ 7	39 $\pm$ 11	47 $\pm$ 8
J208	54 $\pm$ 10	57 $\pm$ 7	50 $\pm$ 11	60 $\pm$ 16
<b>Potentiel d'oxydo/réduction en mv</b>				
J4	132 $\pm$ 46	105 $\pm$ 50	111 $\pm$ 42	127 $\pm$ 35
J57	125 $\pm$ 41	127 $\pm$ 18	148 $\pm$ 26	125 $\pm$ 41
J110	162 $\pm$ 31	146 $\pm$ 21	167 $\pm$ 10	172 $\pm$ 13
J160	158 $\pm$ 11	167 $\pm$ 28	144 $\pm$ 18	103 $\pm$ 36
J208	114 $\pm$ 8	114 $\pm$ 20	130 $\pm$ 19	135 $\pm$ 19
<b>Matière organique en % du poids sec</b>				
J4	5,85 $\pm$ 0,12	5,52 $\pm$ 0,13	4,32 $\pm$ 0,12	4,89 $\pm$ 0,09
J57	6,22 $\pm$ 1,22	5,59 $\pm$ 0,99	4,48 $\pm$ 0,54	4,90 $\pm$ 0,95
J110	7,04 $\pm$ 1,25	7,26 $\pm$ 0,70	6,14 $\pm$ 0,53	6,53 $\pm$ 0,90
J160	7,26 $\pm$ 1,67	7,35 $\pm$ 1,17	6,13 $\pm$ 1,11	6,22 $\pm$ 0,90
J208	7,66 $\pm$ 0,11	6,83 $\pm$ 0,14	6,41 $\pm$ 0,09	7,28 $\pm$ 0,15
<b>(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-NH<sub>3</sub>)-N en mg.l<sup>-1</sup></b>				
J4	13,42 $\pm$ 2,16	17,25 $\pm$ 19,21	6,30 $\pm$ 5,66	9,26 $\pm$ 10,95
J57	0,67 $\pm$ 0,49	0,88 $\pm$ 0,79	0,54 $\pm$ 0,59	0,33 $\pm$ 0,17
J110	1,28 $\pm$ 0,45	0,61 $\pm$ 0,42	0,94 $\pm$ 0,78	0,62 $\pm$ 0,75
J160	0,67 $\pm$ 0,43	0,71 $\pm$ 0,34	0,34 $\pm$ 0,11	0,79 $\pm$ 0,38
J208	1,05 $\pm$ 0,69	1,43 $\pm$ 1,73	2,88 $\pm$ 3,54	1,38 $\pm$ 1,99



**Figure 14 :** Régressions linéaires de la teneur en eau du sédiment en fonction de la durée d'élevage pour différents taux de renouvellement.



**Figure 15 :** Régressions linéaires du taux de matière organique du sédiment en fonction de la durée d'élevage pour différents taux de renouvellement.

**Tableau 9 :** Formules des différentes droites de régression concernant les relations entre la teneur en eau, la densité et le taux de matière organique des sédiments en fonction de la durée d'élevage pour différents taux de renouvellement, X= nombre de jours d'élevage.

Taux de renouvellement	Teneur en eau	Densité	Taux de matière organique
10%	$y=31,42 + 0,106x$ $r^2=0,96$	$y=2,22 - 0,002x$ $r^2=0,85$	$y=5,82\% + 0,009x$ $r^2=0,97$
11%	$y=31,37 + 0,117x$ $r^2=0,99$	$y=2,15 - 0,002x$ $r^2=0,92$	$y=5,57\% + 0,009x$ $r^2=0,62$
17%	$y=29,22 + 0,081x$ $r^2=0,69$	$y=2,22 - 0,001x$ $r^2=0,53$	$y=4,26\% + 0,011x$ $r^2=0,84$
21%	$y=29,75 + 0,128x$ $r^2=0,92$	$y=2,18 - 0,002x$ $r^2=0,89$	$y=4,78\% + 0,012x$ $r^2=0,85$

## 4. Les flux de matières

### 4.1. Influence des taux de renouvellement sur les rejets aquacoles

La quantité d'eau échangée lors du renouvellement a été calculée et multipliée par les concentrations des éléments sortants ou entrants dans les bassins à chaque échantillonnage. Nous obtenons ainsi la somme des quantités exportées (bilan en sortie d'élevage) et importées (bilan en entrée d'élevage). Les prélèvements étant réalisés deux fois par semaine, les bilans entre deux échantillonnages ont été estimés en multipliant la moyenne de deux bilans consécutifs par l'intervalle de temps correspondant. La quantité exportée ou importée pour la période d'élevage est égale à la somme des bilans calculés entre deux prélèvements.

La figure 16 présente les importations lors des apports en eau et les exportations dans les effluents de différents composés en fonction des taux de renouvellement.

Les exportations en matières en suspension (Fig. 16A) sont supérieures aux importations dans 4 bassins sur six. Les bilans sont proches de zéro pour les deux bassins les moins renouvelés. Les bilans (exportation moins importation) bien que non significatifs avec  $p < 0,05$  semblent augmenter ( $p = 0,0699$ ) avec l'augmentation des échanges d'eau.

Nous observons une augmentation ( $p < 0,05$ ) de l'azote total exporté et importé (Fig. 16B) avec les taux de renouvellement. Cependant la différence entre les exportations et les importations est semblable ( $p < 0,05$ ) quel que soit le taux de renouvellement. Les valeurs varient de 2,99 à 4,99  $\text{g.m}^{-2}$  (tableau 9, ligne I).

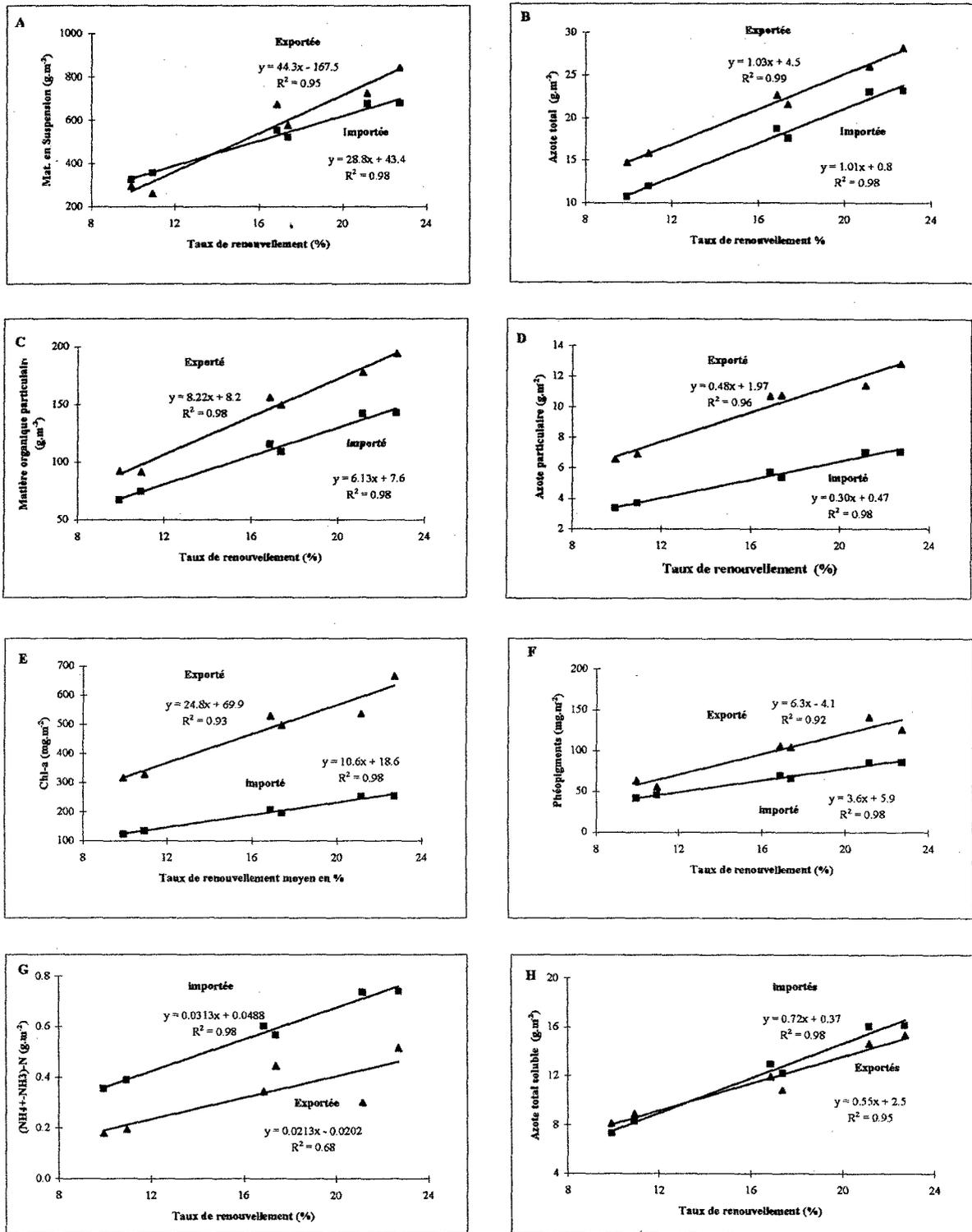
Les quantités de matières organiques particulières (Fig. 16C), d'azote particulaire (Fig. 16D), de chlorophylle-a (Fig. 16E) et de phéopigments (Fig. 16F) importées et exportées augmentent ( $p < 0,05$ ) en fonction des taux de renouvellement. Les bilans (exportation moins importation) augmentent ( $p < 0,05$ ) avec l'augmentation des échanges d'eau.

Concernant les éléments solubles, la quantité d'azote ammoniacal (Fig. 16G) et la quantité d'azote total soluble (Fig. 16H), augmentent avec les taux de renouvellement.

Les exportations pour l'azote ammoniacal sont inférieures aux importations. Les bilans ne sont pas corrélés ( $p < 0,05$ ) avec les taux de renouvellement moyens.

Les exportations en azote total soluble sont inférieures aux importations dans quatre bassins sur six. Les bilans sont proches de zéro pour les deux autres bassins. Les bilans diminuent ( $p < 0,05$ ) avec l'augmentation des échanges d'eau.

L'ensemble de ces résultats suggère que l'augmentation des échanges d'eau favorise l'exportation de pigments d'origine chlorophyllienne et donc la production primaire. Les composés produits par la minéralisation et le métabolisme de la matière organique (fèces, aliment non consommé...) sont exportés sous forme particulière plutôt que sous forme soluble. Les bilans azotés (exportation par l'eau moins l'importation par l'eau) sont similaires. Ce dernier résultat suggère qu'une augmentation des taux de renouvellement ne permet pas une meilleure exportation des déchets vers le milieu environnant. Cependant, elle modifie la qualité des déchets exportés.



**Figure 16 :** Relations entre les quantités de composés particuliers et dissous exportées et importées lors des échanges d'eau et les taux de renouvellement (▲ = quantités exportées ; ■ = quantités importées)

## 4.2. Les budgets azotés

L'azote est considéré par la suite comme traceur de la matière organique. L'aliment distribué dans les bassins et l'apport par l'eau de renouvellement sont considérés comme les principales sources azotées entrantes. L'azote apporté sera soit incorporé dans les tissus des animaux, soit évacué des bassins (effluent et atmosphère), soit accumulé dans le sédiment. La figure 17 schématise les principales sources azotées apportées par l'éleveur et leur devenir.

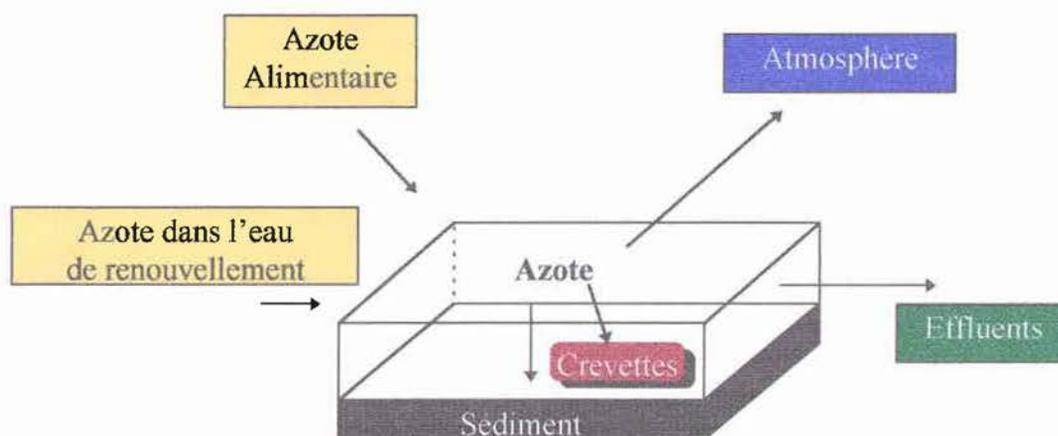


Figure 17: Principales sources azotées étudiées

Les proportions d'azote contenues dans l'aliment et dans les crevettes ont été déterminées dans 10 échantillons. Les valeurs sont respectivement de  $70,1 \pm 1,1$  et de  $32,2 \pm 4,6$   $\text{mg.g}^{-1}$  de poids humide.

Après avoir calculé la quantité d'azote apportée par l'eau de renouvellement et la quantité d'azote rejetée par les effluents dans le milieu environnant, le calcul des quantités azotées entrantes (aliment + eau) moins les quantités azotées sortantes (effluents + animaux) permet d'estimer la part de l'azote accumulée dans les sédiments et/ou relarguée dans l'atmosphère.

Afin de différencier la part accumulée dans les sédiments et la part relarguée dans l'atmosphère, nous avons mesuré la quantité d'azote accumulée dans les sédiments durant la période d'élevage. Pour cela, nous avons pris en compte le volume de sédiment frais accumulé, la différence de concentration en azote de ce même sédiment entre le début et la fin de l'élevage, la densité et la teneur en eau du sédiment.

### Description du calcul

**V** volume de sédiment accumulé = hauteur de sédiment accumulé (tableau 7, ligne G) X surface du fond de bassin (tableau 7, ligne H) ;

**D** densité finale du sédiment (tableau 7, ligne I) ;

**N** différence de concentration en azote entre la fin et le début d'élevage (ligne M - ligne E du tableau 7) ;

**T** teneur en eau exprimée par rapport au poids humide (tableau 7, ligne J)

**S** surface moyenne des bassins en  $\text{m}^2$  (tableau 10, ligne A)

$$N \text{ accumulé en } g.m^{-2} = [((V * D) * (1-T)) * N * 10 ] / S$$

Par la suite, les quantités d'azote non comptabilisées (tableau 10, ligne Q) seront considérées comme exportée sous forme d'azote atmosphérique.

La proportion d'azote d'origine alimentaire utilisée par les crevettes est consigné dans le tableau 10, ligne E. Son utilisation est légèrement supérieure avec le plus fort taux de renouvellement. De même, la quantité de déchets (tableau 10, ligne H) augmente légèrement en augmentant les taux de renouvellement.

La quantité de déchets exportés par les effluents a été identique ( $p < 0,05$ ) pour tous les bassins (tableau 10, ligne I). Ceci a entraîné une accumulation de déchets dans le sédiment et dans l'atmosphère (tableau 10, ligne J) légèrement supérieure ( $p < 0,05$ ) pour les bassins qui étaient les plus renouvelés ( $y = 13,98 + 0,224x$  ;  $r^2 = 0,70$ ).

Cependant, l'étude de la quantité d'azote accumulée dans les sédiments montre que l'accumulation d'azote (tableau 10, ligne P) a été plus importante dans les deux bassins les plus renouvelés (12 à 14,4  $g.m^{-2}$ ) que dans les quatre autres bassins (5,8  $g.m^{-2}$  à 8,1  $g.m^{-2}$ ).

Ainsi, les résultats montrent que la quantité de déchets azotés produite au cours de l'élevage ne varie pas d'un bassin à l'autre, quel que soit le taux de renouvellement, mais que le devenir de ces déchets azotés diffère.

Dans tous les cas de figure, la part d'azote exportée par les effluents représente la plus grande proportion d'azote puisqu'elle varie de 42 à 53% de l'azote introduit dans le milieu d'élevage par l'aliment et l'eau de renouvellement. La quantité d'azote utilisée par les animaux pour leur croissance semble être constante (tableau 10, ligne O), quel que soit le taux de renouvellement. La proportion relative varie de 10% à 14% de l'apport total d'azote. Les proportions d'azote accumulées dans les sédiments ou évacuées vers l'atmosphère diffèrent en fonction des taux de renouvellement. Les quatre bassins les plus faiblement renouvelés montrent une accumulation d'azote dans leurs sédiments inférieure aux deux bassins les plus renouvelés (tableau 10, ligne P). Pour les bassins à plus faibles taux de renouvellement, la quantité d'azote accumulée varie de 5,8 à 8,1  $g.m^{-2}$  alors qu'elle est de 12 et de 14,4  $g.m^{-2}$  dans les deux autres bassins. On en déduit une perte d'azote vers l'atmosphère plus importante dans les bassins les moins renouvelés (tableau 10, ligne Q). Cette perte est comprise entre 8,0 et 11,9  $g.m^{-2}$  dans le cas des quatre bassins les moins renouvelés alors qu'elle est de 5,6 et de 6,4  $g.m^{-2}$  pour les deux autres bassins.

Le tableau 11 montre le devenir de l'azote dans les différents compartiments étudiés exprimé par rapport à la quantité totale d'azote alimentaire apporté durant l'élevage. On observe une légère augmentation (de 17,6 à 20,9%) de l'utilisation de l'azote pour « fabriquer » des animaux en augmentant les taux de renouvellement. Parallèlement, l'accumulation d'azote dans les sédiments augmente. Les proportions les plus importantes sont de 50,1 et de 40,4% dans le cas des bassins les plus renouvelés (en moyenne 21 et 23% du volume total du bassin par jour). La part d'azote évacuée vers l'atmosphère varie de 32,7 à 43,1% dans le cas des quatre bassins les moins renouvelés alors qu'elle est plus faible et est de 19,5 et de 21,6% dans le cas des deux bassins les plus renouvelés.

**Tableau 10 : Budget azoté en fonction des taux de renouvellement.**

Taux de renouvellement (%.jour <sup>-1</sup> )	10±0,7 bassin 2	11±0,8 bassin 3	17±1,2 bassin 4	17±1,2 bassin 6	21±1,5 bassin 5	23±1,6 bassin 7
A surface des bassins (m <sup>2</sup> )	1370	1520	1450	1450	1460	1520
B Récolte (Kg poids humide)	182,8	238,6	198,7	266,6	263,1	294,0
C N alimentaire (kg.bassin <sup>-1</sup> )	33,5	39,0	36,8	40	42	45,1
D N crevettes pêchées (kg.bassin <sup>-1</sup> )	5,90	7,70	6,41	8,60	8,49	9,48
E Utilisation de N-aliment (%)	17,6	19,7	17,4	21,5	20,2	21,0
F N déchets total (kg.bassin <sup>-1</sup> )	27,6	31,3	30,4	31,4	33,6	35,6
G N déchets (g.kg <sup>-1</sup> crevettes pêchées)	150,8	131,1	153,1	117,8	127,5	121,1
H N déchets total (g.m <sup>-2</sup> )	20,1	20,6	21,0	21,7	23,0	23,4
I N déchets exporté par les effluents (g.m <sup>-2</sup> )	4,00	3,83	3,96	3,95	2,99	4,99
J N déchets dans le sédiment + atmosphère. (g.m <sup>-2</sup> )	16,12	16,75	17,02	17,71	19,99	18,43
<b>Apports azotés (g.m<sup>-2</sup>)</b>						
K N de l'eau (dissous + particulaire) <sup>b</sup>	10,7 (30)	12,0 (32)	17,6 (41)	18,7 (40)	23,1 (44)	23,2 (44)
L N alimentaire <sup>b</sup>	24,4 (70)	25,6 (68)	25,4 (59)	27,6 (60)	28,8 (56)	29,7 (56)
M N total apporté	35,1	37,6	43,0	46,3	51,8	52,9
<b>Exportation d'azote (g.m<sup>-2</sup>)</b>						
N N eau (dissous + particulaire) <sup>b</sup>	14,7 (42)	15,8 (42)	21,6 (50)	22,7 (49)	26,0 (50)	28,2 (53)
O N crevettes <sup>b</sup>	4,3 (12)	5,1 (14)	4,4 (10)	5,9 (13)	5,8 (11)	6,2 (12)
P N en excès dans le sédiment <sup>b</sup>	8,1 (23)	5,8 (16)	6,7 (16)	5,8 (13)	14,4 (28)	12,0 (23)
Q N vers l'atmosphère <sup>b</sup>	8,0 (23)	10,9 (29)	10,3 (24)	11,9 (26)	5,6 (11)	6,4 (12)

<sup>a</sup>Les différents compartiments azotés ont été calculés de la manière suivante : ligne C = N concentration dans l'aliment x poids total de l'aliment ; ligne D=N concentration dans les crevettes x poids des crevettes à la pêche ; ligne E=(D/C) x 100 ; Ligne F=C-D ; Ligne G=F/B ; Ligne H=F/A ; Ligne I= (N total dans les effluents)-(azote total dans les eaux de renouvellement) ; ligne J=H-I ; ligne K= voir texte ; ligne L=C/A ; ligne M=K+L ; ligne N= voir texte ; Ligne O=D/A ; ligne P= (concentration en N dans le sédiment au début de l'élevage - concentration en N dans le sédiment en fin d'élevage) x volume de sédiment accumulé ; ligne Q=M-(N+O+P)

<sup>b</sup>Les valeurs comprises entre parenthèse correspondent au pourcentage du compartiment sur l'apport azoté total (ligne M)

**Tableau 11 : Devenir de l'azote exprimé par rapport à l'azote d'origine alimentaire.**

Taux de renouvellement moyen (%.jour <sup>-1</sup> )	% dans les crevettes	% dans les effluents	% dans le sédiment	% évacué vers l'atmosphère
10 (bassin 2)	17,6	16,4	33,1	32,7
11 (bassin 3)	19,7	14,8	22,6	42,5
17 (bassin 4)	17,4	15,8	26,4	40,6
17 (bassin 6)	21,5	14,5	21,0	43,1
21 (bassin 5)	20,2	10,1	50,1	19,5
23 (bassin 7)	21,0	16,9	40,4	21,6

## DISCUSSION

### *Résultats zootechniques*

Le contrôle du renouvellement d'eau est un des outils de base dont dispose l'éleveur pour la gestion de ses bassins. Cependant, les mécanismes d'action de cet outil apparemment simple sur la dynamique du bassin sont complexes, entre autres en ce qui concerne la relation entre le taux de renouvellement et la survie.

En règle générale et d'après la bibliographie, une diminution des taux de renouvellement n'implique pas de diminution des survies. Plusieurs études ont été réalisées sur le sujet. Hopkins *et al.* (1991) ont abouti à cette conclusion lors d'une expérience réalisée dans des bassins de grossissement ensemencés avec *Penaeus vannamei* à une densité de 76 animaux par m<sup>2</sup>. Les taux de renouvellement étaient alors respectivement de 4% (renouvellement faible) et de 14% (renouvellement « normal ») par jour. De même, cet auteur montre en 1993, avec des élevages de *Penaeus setiferus* à une densité d'ensemencement de 44 post-larves par m<sup>2</sup> que les survies en fin d'élevage ne sont pas influencées par des changements d'eau plus importants. Une autre étude menée en Nouvelle-Calédonie (Goxe, 1988) ne montre pas de survies différentes (79% à 81%) en élevage semi-intensif (12 animaux par m<sup>2</sup>) en augmentant les taux de renouvellement. Le poids moyen des animaux à la pêche était alors compris entre 20,8 et 23g.

Au contraire, dans la présente étude, une diminution des survies apparaît avec une diminution des taux de renouvellement. Cependant, cette diminution des survies peut être attribuée à l'apparition d'un pic de mortalité après 80 jours d'élevage. Cette pathologie décrite par plusieurs auteurs (Berthe *et al.*, 1995 ; Costa *et al.*, 1996a ; 1996b ; Goarant *et al.*, 1996 ; Le Groumellec *et al.*, 1996a ; 1996b ; 1996c ; Mermoud *et al.*, 1996a ; 1996b) est apparue sur l'ensemble des fermes de grossissement du Territoire de Nouvelle-Calédonie en 1993. Elle s'exprime sous forme de flambées épizootiques brèves, principalement à l'entrée et à la sortie de la saison froide. Le tableau histologique est celui d'une vibriose septicémique classique. Des souches pathogènes de vibrio ont été isolées (*Vibrio penaeicida* et *Vibrio nigripulchritudo*) et il est apparu que cette pathologie était contagieuse et véhiculée par l'eau (Goarant, 1997).

Dans la présente étude, les mortalités ont été constatées au cours d'une phase de croissance phytoplanctonique. Les mortalités ont été d'autant plus importantes que les concentrations en azote particulaire, en chlorophylle-a et donc en biomasse phytoplanctonique étaient élevées dans les bassins d'élevage. Ces résultats montrent l'importance de la qualité de l'eau dans le déclenchement de cette maladie. Il est cependant difficile d'établir, dans l'état actuel de nos connaissances, une relation causale entre la biomasse phytoplanctonique dans les bassins et l'expression de la maladie. La gestion zootechnique a déjà été mise en cause lors de développements de maladies (Flegel *et al.*, 1995). Ainsi, Baticados *et al.* (1986) note un développement important du « chronic soft-shell syndrome » sur *Penaeus monodon* dans le cas de bassins insuffisamment renouvelés.

D'après la littérature, différentes gestions de l'eau de renouvellement n'influencent pas les taux de croissance des animaux (Hopkins *et al.*, 1991 ; 1993). Dans notre étude, les différences de poids moyens entre les différents bassins à la pêche finale peuvent s'expliquer par une influence de la densité sur ce paramètre après les mortalités liées au syndrome 93. En

effet, après le pic de mortalité, les densités dans les bassins d'élevage ne sont plus les mêmes. Beaucoup de travaux ont déjà montré une relation inverse entre les densités d'élevage et la croissance des animaux. (Ray et Chien, 1992 ; Lee *et al.*, 1986 ; Daniels *et al.*, 1995; Sandifer *et al.*, 1987; Martin *et al.*, in press, Briggs et Funge-Smith, 1994). Cette différence apparue au cours de l'élevage pourrait donc expliquer la différence de poids final. Le poids moyen final serait donc fonction de la survie finale, qui est elle-même fonction du taux de renouvellement. Afin de vérifier cette hypothèse, une corrélation réalisée entre la survie finale et le poids moyen montre qu'elle est significative ( $p < 0,05$ ) avec un  $r^2$  de 0,91.

Dans cette étude, la baisse de l'indice de conversion avec le taux de renouvellement peut être mise en relation avec une diminution de la part de l'alimentation naturelle dans la nutrition des crevettes. Elle pourrait aussi refléter une suralimentation progressive des animaux dans cette expérimentation. Cam *et al.*, (1991) ont montré que les aliments composés distribués durant les premières semaines après l'ensemencement avaient une importance limitée dans l'alimentation de *Penaeus japonicus* en conditions d'élevage semi-intensif. Par la suite, leur contribution augmente régulièrement jusqu'à devenir essentielle. Reymond et Lagardère (1990) ont trouvé que les proies naturelles représentaient la source de nourriture la plus importante pour *Penaeus japonicus* malgré un apport journalier d'aliment artificiel (10 animaux.m<sup>-2</sup> à l'ensemencement et 3-4 animaux.m<sup>-2</sup> à la pêche). Si la diminution de la contribution naturelle a été démontrée avec l'augmentation des densités (Maguire et Leedow., 1983), aucune étude à notre connaissance ne montre une influence des taux de renouvellement. Il est plus probable que la diminution des survies avec les taux de renouvellement ait affecté le taux de nutrition des animaux. Ainsi, une suralimentation progressive associée à une surestimation de la survie dans les bassins et une perte de biomasse de crevette au cours du pic de mortalité peut expliquer la hausse de l'indice de conversion avec le taux de renouvellement.

### Qualité de l'eau

Si la dilution de la colonne d'eau s'est avérée bénéfique pour la santé du cheptel lors de l'entrée en saison froide, une augmentation des taux de renouvellement ne s'est pas accompagnée d'un changement radical de la qualité moyenne du milieu sur toute la période d'élevage.

Les concentrations matinales en oxygène dissous ont toujours été supérieures aux seuils létaux cités dans la littérature. Les limites pour *Penaeus monodon* varient de 0,5 à 1,2 mg.l<sup>-1</sup> selon le temps d'exposition (Chamberlain, 1988). *Penaeus japonicus* peut montrer des réactions de stress à partir de 1,4 mg.l<sup>-1</sup> (Egusa, 1961). La concentration minimale observée au cours de cette étude a été de 1,2 mg.l<sup>-1</sup> dans le bassin dont le taux de renouvellement était le plus élevé en fin d'élevage. Aucune mortalité particulière n'a été observée suite à cette concentration.

Les seuils critiques pour la croissance de *Penaeus vannamei* varient de 1,2 mg.l<sup>-1</sup> à 1,9 mg.l<sup>-1</sup> (Seidman et Lawrence, 1985) et de 1,2 mg.l<sup>-1</sup> à 2,2 mg.l<sup>-1</sup> pour *Penaeus monodon* (Allan et Maguire, 1991). Selon Fast et Boyd (1992), la concentration minimale sous laquelle il faut éviter de descendre pour une croissance "normale" est probablement de 3,7 mg.l<sup>-1</sup>. Ceci est confirmé par Lawrence (comm. pers., 1996) qui recommande des concentrations de 3,5 mg.l<sup>-1</sup>

à 4 mg.l<sup>-1</sup> et plus pour *Penaeus stylirostris*. L'influence des concentrations en oxygène sur la croissance des animaux semble peu probable durant cette expérimentation. En effet, le temps d'exposition des animaux à des valeurs faibles, inférieures à 3,5 mg.l<sup>-1</sup> a été bref. Sur les bassins expérimentaux, il a été trouvé au maximum et par bassin durant toute la saison d'élevage quatre concentrations à 6h00 inférieures à 3,5 mg.l<sup>-1</sup> et donc pouvant influencer, d'après la bibliographie, la croissance des animaux. Il semblerait donc que les concentrations en oxygène du milieu d'élevage n'aient pas eu d'influence sur la survie et la croissance des animaux. Cependant, il a été démontré que l'augmentation des taux de renouvellement permet une augmentation moyenne des concentrations en oxygène dissous du matin et du soir. Celle-ci est cependant faible.

Les valeurs de pH mesurées à 16h00 fluctuent en fonction de l'ensoleillement et de l'abondance du phytoplancton. Une diminution des taux de renouvellement a entraîné une augmentation du pH. Les valeurs moyennes observées sont comprises entre 8,20 et 8,28. Bien que significative, l'influence des taux de renouvellement sur les valeurs moyennes des différents bassins est faible.

Un pH élevé augmente le pourcentage de la forme ammoniacale non ionisée (NH<sub>3</sub>), forme considérée comme la plus toxique pour les animaux (Colt et Armstrong, 1981). Cette étude ne nous permet cependant pas d'apprécier la toxicité de l'azote ammoniacal à travers l'étude de la forme non ionisée, les prélèvements pour les analyses de l'azote ayant été réalisés le matin, et l'observation du pH le soir. Mais il est important de noter que les concentrations moyennes en azote ammoniacal de la colonne d'eau des bassins ont toujours été très faibles et inférieures aux concentrations des eaux de pompages quels que soient les taux de renouvellement. Le maintien d'une production primaire active dans les bassins d'élevage fait que l'azote ammoniacal est consommé par la production primaire, immédiatement après sa genèse à partir de la matière organique.

Les valeurs de pH les plus élevées ont été de 8,8 et ont été observées en début d'élevage sur l'ensemble des bassins. Tsai (1990) considère que les valeurs létales extrêmes pour les pénéides sont de 4,8 et de 10,6. Selon cet auteur, l'intervalle optimal de croissance des animaux est compris entre 6,6 et 8,5. L'extrême supérieur défini par Tsai (1990) n'a été que très rarement dépassé durant cette expérimentation. Aucune mesure de pH n'ayant été réalisée le matin, l'extrême inférieur n'a pas été déterminé durant cette expérimentation.

Aucune différence significative n'a pu être observée entre les moyennes pour la majeure partie des composés étudiés en sortie de bassin. Les concentrations moyennes en chlorophylle-a, en phéopigments, en matière organique particulaire, en azote particulaire et en azote ammoniacal peuvent être considérées comme semblables quel que soit le taux de renouvellement appliqué. Par exemple, les concentrations moyennes en chlorophylle-a varient de 11,6±5,5 à 14,4±6,5 µg.l<sup>-1</sup> pour une densité initiale de 20 animaux par m<sup>2</sup>. Une expérimentation de neuf semaines réalisée par Allan et Maguire (1993) sur l'influence des taux de renouvellement sur la qualité de l'eau d'élevage montre, au contraire, une augmentation des concentrations en chlorophylle-a (de 16,9 à 62,4 µg.l<sup>-1</sup>) avec la diminution des taux de renouvellement (de 40 à 0% par jour) pour une densité de 20 crevettes au m<sup>2</sup>. De même Hopkins *et al.* (1993) montre un changement de la qualité de l'eau avec une augmentation des taux de renouvellement. Il observe une augmentation significative de la fluorescence *in vivo* et donc de la biomasse phytoplanctonique, une augmentation des concentrations de différents composés azotés (azote ammoniacal, nitrite, nitrate ....) avec une

diminution des taux de renouvellement et parallèlement une diminution des matières organiques particulières.

Les résultats sont donc relativement atypiques par rapport aux données bibliographiques. Une autre étude réalisée par Martin *et al.* (in press) sur les six mêmes bassins expérimentaux montrait pas ou peu de différence de qualité d'eau pour des densités d'ensemencement de 7 à 30 crevettes au m<sup>2</sup>. Par exemple, les concentrations en chlorophylle-a étaient comprises entre 13,3±7,9 et 15,3±14,7 µg.l<sup>-1</sup> pour un taux de renouvellement moyen sur la période d'élevage (183 jours) de 10% par jour. Ces deux expériences réalisées sur le même site expérimental montrent des concentrations en chlorophylle-a semblables quels que soient les taux de renouvellement et la densité initiale. Ces deux travaux ont été conduits en majeure partie durant la saison froide. Le caractère saisonnier est relativement important en Nouvelle-Calédonie puisque les températures de l'eau sont comprises entre 19 et 25°C durant la saison froide et entre 27 et 32°C durant la saison chaude. Les périodes de transitions sont relativement courtes, de quinze jours à un mois. Les températures faibles et la diminution du temps d'ensoleillement pourraient être les paramètres déterminants expliquant le fait que nous ne trouvons pas d'influence des densités ou des taux de renouvellement sur la biomasse phytoplanctonique. Le phytoplancton joue un rôle central dans le maintien de la qualité de l'eau en régulant les concentrations en nutriments, les concentrations en oxygène, le pH, la turbidité, la nombre de bactéries, et la biomasse zooplanctonique (Chien, 1992).

Une diminution de l'ensoleillement pendant la période froide apparaît comme un facteur limitant la croissance du phytoplancton dans les bassins d'élevage de crevettes (Burford, 1997). Tucker et Van Der Ploeg (1993) suggèrent pour des élevages de poissons chat que la lumière est la variable la plus importante contrôlant l'abondance phytoplanctonique. La dégradation de la matière organique accumulée en cours d'élevage (résidus d'aliment, le phytoplancton mort, les excréments organiques) est fonction de la température. Elle pourrait être ralentie en période froide. Les formes azotées notamment, issues du recyclage de cette matière organique, entretiennent normalement la productivité primaire (Herbland, 1975). Une diminution du turn over conduirait à une diminution de la productivité primaire du milieu. De même, Boyd (1983) conclut à une efficacité relative des échanges d'eau sur les processus biologiques et le cycle de la matière organique dans certaines conditions. Elle dépendrait plutôt des conditions climatiques.

#### *La qualité du sédiment*

L'apport en aliment entraîne avec le temps un enrichissement du sédiment en matières organiques qui affectent sa qualité et par la suite la viabilité économique du bassin d'élevage (Avnimelech *et al.*, 1981). La "qualité" du sédiment est considérée comme un facteur essentiel à la réussite des élevages (Chamberlain, 1988 ; Hussenot et Feuillet-Girard, 1988 ; Boyd, 1992; Peterson et Daniels, 1992). L'influence de certaines pratiques zootechniques sur l'enrichissement du sédiment en matière organique a été testée par beaucoup d'auteurs. Il est d'autant plus important que l'intensification est poussée (Hussenot et Martin, 1995 ; Martin *et al.*, in press). L'aération des bassins améliore le pourcentage de reminéralisation de la matière organique des sédiments (Avnimelech *et al.*, 1992) et globalement, l'accumulation de matières organiques dans le temps est moins importante dans des bassins aérés que non aérés (Ghost et Mahanty, 1981; Ayud et Boyd, 1994). Cependant, peu d'auteurs ont étudié l'influence des taux de renouvellement sur le sédiment. Dans cette étude, nous n'avons pas

mis en évidence de différence significative quel que soit les prélèvements. Cependant, une accumulation de matière organique et d'azote dans les sédiments a été mise en évidence entre le début et la fin de l'élevage. L'accumulation de matière organique dans les sédiments semble être la plus importante durant la période de transition entre la saison chaude et la saison fraîche. La minéralisation de la matière organique produit du CO<sub>2</sub>, des composés azotés tels que l'ammonium, les nitrites et les nitrates. Ce processus engendre une consommation en oxygène importante et est limité par l'épaisseur de la couche oxygénée du sédiment. Aucune influence des taux de renouvellement sur la minéralisation de la matière organique à travers l'étude des concentrations en azote ammoniacal et du potentiel d'oxydoréduction n'a été observée.

### *Les effluents*

La quantité d'eau utilisée dans cette étude pour produire 1 kg de crevettes varie de 150 à 250 tonnes. Hopkins et Villalón (1992) estiment entre 39 et 199 tonnes la quantité d'eau utilisée à travers le monde dans les fermes commerciales pour produire un kilogramme de crevettes. La quantité d'eau utilisée, toujours d'après ces auteurs est généralement comprise entre 55 et 86 tonnes. Dans cette étude, les quantités d'eau utilisées peuvent donc être considérées comme très importantes.

Les données collectées dans ce travail indiquent que la quantité des déchets exportés par les élevages augmente avec une augmentation des taux de renouvellement. En revanche, en augmentant les échanges d'eau, on augmente aussi l'importation par l'eau de renouvellement de matières organiques et minérales qu'elles soient solubles ou particulières.

La quantité d'azote exportée augmente de 14,7 à 28,2 g.m<sup>-2</sup> en fonction des taux de renouvellement. Cette augmentation des exportations est due à l'augmentation des importations d'azote, de 10,7 à 23,2 g.m<sup>-2</sup>, dans l'eau de renouvellement. En effet, les bilans prenant en compte les quantités exportées moins les quantités importées ne montrent pas une meilleure évacuation des déchets azotés avec l'augmentation des taux de renouvellement. Les quantités exportées sont du même ordre que les valeurs données par Briggs et Funge-Smith en 1994 pour des élevages intensifs en Thaïlande. Elles varient de 13,45 à 22,28 g.m<sup>-2</sup> par cycle. En revanche, les quantités importées sont plus faibles dans cette dernière étude. Elle varie de 3,5 à 4,4 g.m<sup>-2</sup> par cycle. Les bilans (exportation moins importation) sont donc compris dans cette étude entre 3 et 5 g.m<sup>-2</sup> alors qu'ils varient de 10 à 18 g.m<sup>-2</sup> par cycle (Briggs et Funge-Smith, 1994) dans le cas d'élevage intensif (50 à 60 crevettes au m<sup>2</sup> à l'ensemencement). Cette différence peut s'expliquer par un effet des densités. En effet, Martin *et al.* (in press) ont montré une augmentation des bilans azotés avec une augmentation des densités (1 à 30 crevettes par m<sup>2</sup> à l'ensemencement). Les valeurs passaient de 2,0 à 5,9 g.m<sup>-2</sup>.

Les bilans montrent que la nature des déchets change avec une augmentation des taux de renouvellement. Les formes organiques sont originaires du métabolisme des organismes et de la dégradation de la matière organique (Hirayama *et al.*, 1988; Wickins, 1985). Les formes minérales (NH<sub>3,4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) sont produites à partir des déchets organiques accumulés dans les sédiments (Blackburn *et al.*, 1988). La forme ammoniacale peut aussi être excrétée par les crevettes (Wajsbrodt *et al.*, 1989). Ces minéraux sont utilisés pour la production primaire et la croissance du phytoplancton ou éliminés par volatilisation (Veiler, 1979). Les analyses des

nitrites et des nitrates n'ont pas été réalisées dans ce travail. En effet, les concentrations moyennes sur une durée d'élevage de ces composés dans les effluents des bassins sont généralement très faibles et ont été considérées comme négligeables par rapport aux concentrations moyennes en azote total soluble. De plus, elles sont toujours en moyenne très inférieures aux concentrations moyennes de l'azote ammoniacal (Martin *et al.*, in press). Dans ce travail, l'azote ammoniacal représente en moyenne au maximum 3,1% de l'azote total. On peut donc estimer que l'azote total soluble est en fait composé à plus de 95% d'azote organique soluble et que les formes organiques représentent l'essentiel des rejets azotés solubles.

Les bilans pour les formes azotées solubles (azote total et azote ammoniacal) sont d'autant moins importants que les échanges d'eau augmentent. L'augmentation des taux de renouvellement permettrait ainsi un meilleur recyclage des nutriments minéraux et des composés organiques solubles. Les bilans sont négatifs pour l'azote ammoniacal, et négatifs ou proches de zéro pour l'azote total soluble ce qui signifie que les importations sont supérieures ou égales aux exportations. Les risques essentiels encourus par l'environnement récepteur des déchets concernent essentiellement les rejets de sels nutritifs pouvant être la cause d'une eutrophisation du milieu (Pillay, 1992). Ils sont donc à priori très faibles.

Les résultats montrent donc qu'une augmentation des renouvellements permet une augmentation de la production primaire et permet une augmentation des exportations de déchets sous forme particulaire et vivant au détriment des formes solubles. Il confirme ainsi les conclusions d'une précédente étude réalisé par Lemonnier et Martin (1996) sur le même site expérimental. Cependant, une augmentation des taux de renouvellement ne permet pas d'augmenter l'exportation des déchets issus des élevages.

### *Les budgets*

La majeure partie des sources azotées entrantes et sortantes du milieu d'élevage a été évaluée afin d'étudier les principaux flux de matière dans le système.

Les principales sources azotées entrantes sont l'aliment et l'eau de renouvellement. L'apport azoté en aliment est le principal apport. Il représente entre 55 et 70% de l'apport total. Il est possible d'évaluer la proportion d'azote incorporé dans les tissus des crevettes par rapport à l'azote alimentaire distribué. Cette proportion évolue dans cette étude de 17,4 à 21,5%. Dans leurs travaux, Briggs et Funge-Smith (1994) estiment à 23% le taux relatif de rétention azotée. Ils notent que ce taux est relativement bas en comparaison des taux de rétention en aquaculture de poissons marins (de 20 à 50%). Ils attribuent cette différence au comportement alimentaire des animaux. L'apport azoté par l'eau de renouvellement est ici loin d'être négligeable puisqu'il représente entre 30 et 45% des apports.

Différentes sources azotées n'ont pas été examinées dans le détail car considérées comme négligeables par rapport aux deux citées précédemment. Il s'agit de l'azote inorganique apporté par les précipitations. L'apport d'eau par les pluies a été très faible durant cette expérimentation. En effet, à l'aide des données fournies par la Météorologie Nationale, cet apport a été par exemple estimé au maximum à 3,3% de l'apport total en eau dans le cas du bassin le moins renouvelé. Bien que les concentrations en azote minéral soient importantes dans les eaux de pluie, Hopkins *et al.* (1993) estiment à moins de 1% l'apport azoté par les pluies par rapport à l'apport azoté total pour un élevage d'une durée de 148 jours ensemencé à 44 crevettes au m<sup>2</sup> et dont le renouvellement moyen était de 25% par jour. Une autre source

d'azote entrant provient de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines algues (Sournia, 1968). Aucune évaluation n'a jusqu'à présent été réalisée lors de l'établissement de budgets azotés pour des élevages de crevettes et cet apport azoté a toujours été considéré comme négligeable par les différents auteurs (Boyd, 1985 ; Daniels et Boyd, 1989 ; Hopkins *et al.*, 1993 ; Martin *et al.*, in press ; Briggs et Funge-Smith, 1994). Les post-larvesensemencées en début d'élevage sont aussi une source azotée entrante. Cette source a été négligée. Elle représente d'après Briggs et Funge-Smith (1994) une contribution à l'apport azoté de 0,01%.

L'évaluation des différentes sources azotées sortantes comprenait l'étude de trois compartiments : l'azote exporté par les effluents, l'azote accumulé dans les sédiments, l'azote utilisé par les crevettes.

La totalité de l'azote utilisé par les crevettes est relativement faible quel que soit le taux de renouvellement. La proportion par rapport à l'azote total entrant varie de 10 à 14%. Cette même proportion variait de 12 à 25% dans le cas d'un travail réalisé par Martin *et al.* (in press), était inférieure à 5% pour Hopkins *et al.* (1993) et était située entre 20% et 22% pour Briggs et Funge-Smith (1994).

L'exportation azotée par les effluents représentait dans l'étude réalisée par Briggs et Funge-Smith (1994) 35% de l'azote apporté. Dans ce travail, elle représente entre 42 à 53% de l'azote introduit dans le milieu d'élevage. Il est important de souligner que l'azote exporté est issu directement ou indirectement et en grande majorité de l'azote apporté par l'eau de renouvellement. En effet, l'enrichissement en matières azotées de l'eau lors de son passage dans l'enceinte d'élevage est compris entre 17% et 35% en fonction des taux de renouvellement.

La part d'azote qui s'accumule dans le sédiment a été estimée entre 13 et 28% de l'azote total. L'accumulation est plus importante dans les sédiments dont les bassins ont été fortement renouvelés. Martin *et al.* (in press) estiment entre 16 et 38% la proportion d'azote accumulé dans les sédiments. Cette proportion était d'autant plus importante avec l'augmentation des densités. Briggs et Funge-Smith (1994) estiment à 31% l'accumulation d'azote dans les sédiments.

Lors de la détermination des budgets, une proportion de l'azote apporté par l'eau et par les aliments n'a pas été retrouvée dans les quatre bassins les moins renouvelés. Cette perte varie de 11% à 29% de l'azote total introduit dans le milieu d'élevage. Différents auteurs, lors de l'établissement de ce type de budget notent aussi une perte azotée. Hopkins *et al.* (1993) notent une perte azotée de 15,7% de l'azote total (aliment + eau de renouvellement) pour des élevagesensemencés à 44 crevettes au m<sup>2</sup> avec un taux de renouvellement de 25% par jour. Pour des élevages de même densité, cette perte est évaluée par l'auteur à 43% et 46% des apports pour des taux de renouvellement faible (2,5% par jour) ou nul. On peut donc noter une part d'azote non comptabilisée plus importante dans les bassins faiblement renouvelés que ce soit dans ce travail ou dans le travail décrit par Hopkins *et al.* (1993). Daniels et Boyd (1989), lors de l'établissement de budget n'ont pu retrouver 55% de l'azote apporté soit une perte estimée à 55 kg/ha/cycle (4 mois). Dans un autre cas, Boyd (1985) rapporte une perte azotée de 57% dans le cas d'élevage de poissons chats. Martin *et al.* (in press) observent aussi une perte azotée de 10 à 32% de l'azote total pour des élevages de crevettes. Cet azote non comptabilisé est attribué par l'ensemble des auteurs à une perte de l'azote par volatilisation de l'ammonium (Veiler, 1979) ou par dénitrification des nitrates en N<sub>2</sub> qui est lui même en

équilibre avec l'azote atmosphérique. Cette perte azotée (Knowles, 1982) peut atteindre 100 mg d'azote par m<sup>2</sup> et par jour dans des sédiments eutrophes côtiers. Schroeder (1987) estime quant à lui cette perte à 50 mg.m<sup>-2</sup>.jour<sup>-1</sup>. Gouleau *et al.* (1995) montrent un taux de dénitrification compris entre 2,79 et 9,61 mg.m<sup>-2</sup>.jour<sup>-1</sup>. L'azote non comptabilisé dans cette étude varie de 5,6 à 11,9 g.m<sup>-2</sup>. En moyenne, cette perte peut donc être évaluée à un taux de dénitrification compris entre 27 et 57 mg.m<sup>-2</sup>.jour<sup>-1</sup>. Cette étude confirme les résultats trouvés par Martin *et al.* (in press) sur le même site expérimental. Ces auteurs estimaient que l'azote exporté dans l'atmosphère représentait en moyenne sur une saison d'élevage entre 7,7 et 54,1 mg.m<sup>-2</sup>.jour<sup>-1</sup>.

## CONCLUSION

Le maintien d'une eau de qualité est essentiel pour la gestion des bassins d'élevage. Elle permet d'optimiser la croissance et la survie des animaux. Des eaux de pauvre qualité ont contribué à l'apparition de pathologies et à de graves problèmes de production dans le sud-est asiatique (Phillips *et al.*, 1993).

Les rendements des fermes de production néo-calédoniennes sont actuellement nettement supérieurs en saison chaude qu'en saison froide et dépendent de la saison d'ensemencement (Pham et Della Patrona, 1997). Tuckers et Van Der Ploeg (1993) ont montré une influence importante des saisons sur la qualité de l'eau de bassins d'élevage. De même, en Nouvelle-Calédonie, le fonctionnement de l'écosystème bassin dépend des facteurs climatiques. Des conditions « inadéquates » (faible température, ensoleillement insuffisant) impliquent une biomasse phytoplanctonique faible dans le milieu d'élevage et par là-même une qualité d'eau similaire et que l'on peut qualifier de « pauvre » quel que soit le type de gestion appliqué par l'éleveur. L'apparition d'une pathologie dénommée Syndrome 93 en début de saison fraîche est concomitante à la mise en place de ce milieu d'élevage. Un renouvellement en eau important du bassin d'élevage a cependant permis de limiter l'impact de la pathologie sur le cheptel en évitant l'installation de cet « écosystème » par dilution de la biomasse phytoplanctonique en phase de croissance à ce moment là.

Une augmentation des taux de renouvellement a eu donc un effet très bénéfique lors d'une période critique qui correspond à la période de transition entre la saison chaude et la saison fraîche. En revanche, elle s'avère peu efficace pour améliorer en moyenne sur toute la durée d'élevage les conditions de milieu (dans la gamme de renouvellement étudiée). En effet, la qualité moyenne de l'eau et des sols est similaire pour la majorité des composés étudiés. La limitation de la biomasse phytoplanctonique dans les bassins d'élevage n'a pas permis une forte exportation des déchets malgré de forts taux de renouvellement. Cependant, les résultats montrent qu'une augmentation des taux de renouvellement permet une exportation des déchets sous forme particulaire et vivante plutôt que sous forme soluble. La quantité de déchets exportée vers l'environnement côtier issue du milieu d'élevage est cependant faible.

Une augmentation des taux de renouvellement et donc des coûts de production ne permet pas une meilleure épuration de l'enceinte d'élevage durant la saison froide. *A contrario*, l'accumulation de déchets dans les sédiments a été estimée moindre dans les bassins les plus faiblement renouvelés. Une perte azotée par volatilisation serait à l'origine de ce dernier résultat.

## BIBLIOGRAPHIE

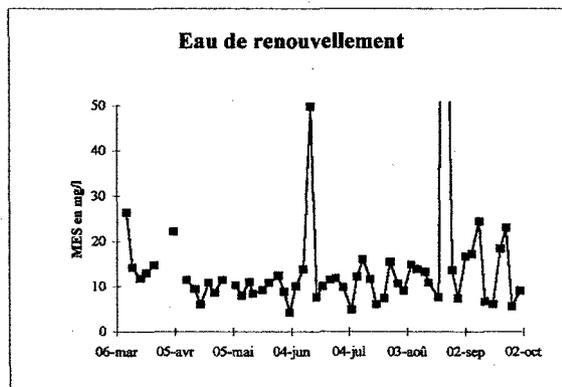
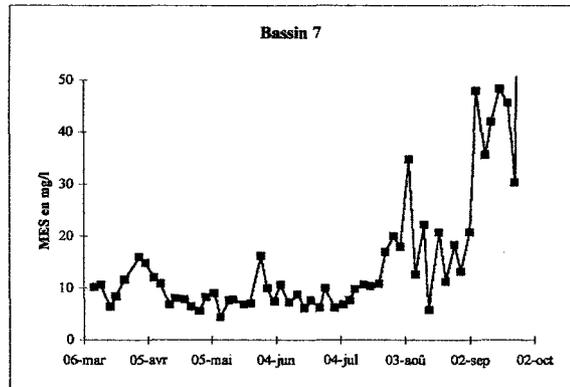
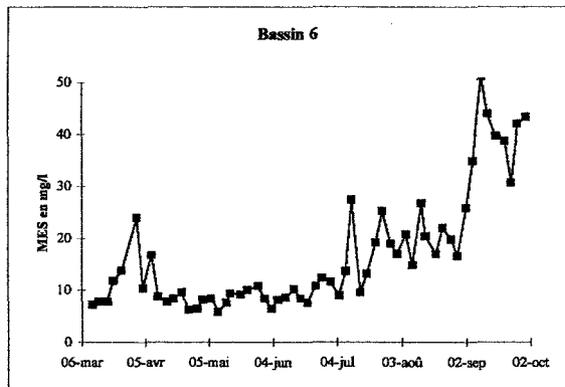
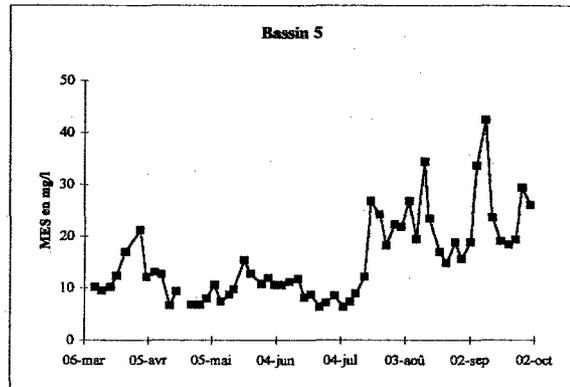
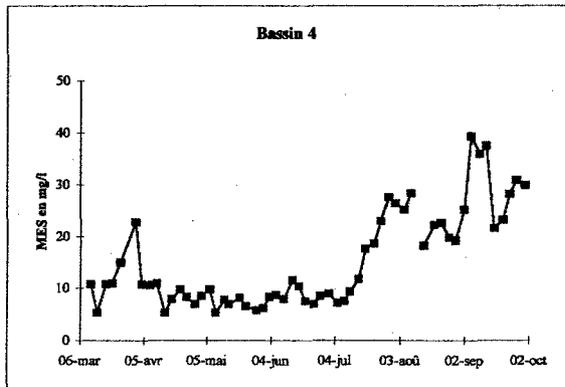
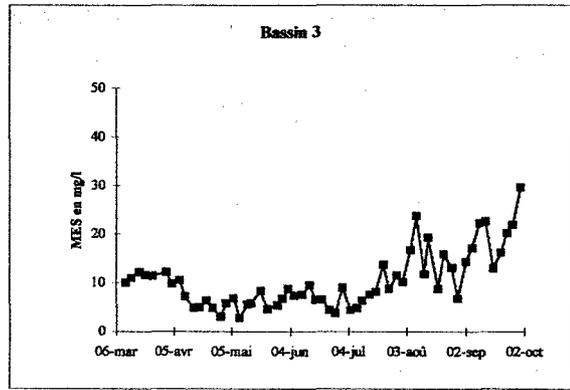
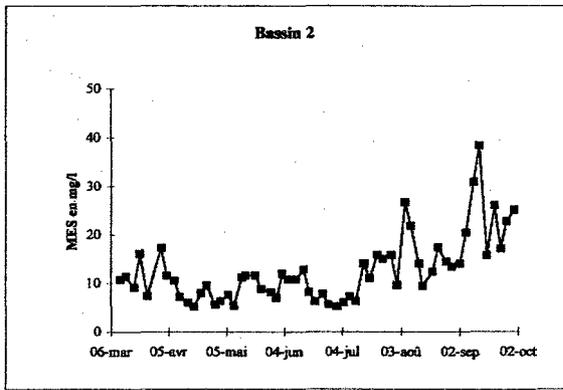
- Ackefors, H., Enell, M., 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio* 19: 28-35.
- Allan, G.L., Maguire, G.B., 1991. Lethal levels of low dissolved oxygen and effects of short-term oxygen stress on subsequent growth of juvenile *Penaeus monodon*. *Aquaculture* 94: 27-37.
- Allan, G.L., Maguire, G.B., 1993. The effect of water exchange on production of *Metapenaeus macleayi* and water quality in experimental pools. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24(3): 321-328
- Aquacop, 1984. Review of ten years of experimental penaeid shrimp culture in Tahiti and New Caledonia South Pacific). *Journal of the World Mariculture Society*, 15: 73-91.
- Avnimelech, Y., Lacher, M., Raveh, A., Zur, O., 1981. A method for the evaluation of conditions in a fish pond sediment. *Aquaculture*, 23: 361-365.
- Avnimelech, Y., Mozes, N., Weber, B., 1992. Effects of aeration and mixing on nitrogen and organic matter transformations in simulated fish ponds. *Aquacultural Engineering*, 11: 157-169.
- Ayud, M., Boyd, C.E., 1994. Comparison of different methods for measuring organic carbon concentrations in pond bottom soils. *Journal of the World Aquaculture Society*, 25(2): 322-325.
- Baticados, M.C.L., Coloso, R.M., Duremdez, R.C., 1986. Studies on the chronic soft-shell syndrome in the tiger prawn *Penaeus monodon* Fabricius from brackishwater ponds. *Aquaculture*, 56: 271-285.
- Berthe, F.C.J., Legroumellec, M., Haffner, P., Renault, T., 1995. Histological abnormalities related to experimentally induced mortality in penaeid shrimp (*Penaeus stylirostris*) reared in New-Caledonia. Seventh International Conference « Diseases of fish and shellfish ». European Association of Fish Pathologists. Palma de Mallorca, 10-15 septembre 1995. Abstract.
- Blackburn, T.H., Henriksen, R.J., 1983. Nitrogen cycling in different types of sediment from Danish waters. *Limnol. Oceanogr.*, 28: 477-493.
- Blackburn, T.H., Lund, B.A., Krom, M.D., 1988. C- and N-mineralization in the sediments of earthen marine fishponds. *Marine Ecology Progress Series*, 44: 221-227.
- Bonnet, S., 1995. Manuel d'analyses chimiques dans l'eau de mer. Nouméa ORSTOM : Notes Tech. Sci. Mer ; Océanogr. 2. 45p.
- Boyd, C.E., 1985. Chemical budgets for channel catfish ponds. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 291-298.
- Boyd, C.E., 1983. Effects of water exchange on water quality in channel catfish ponds. Technical compliance report. Alabama Water Resources Research Institute, Alvirri, Alabama, USA.
- Boyd, C.E., 1990. Water quality in ponds for Aquaculture. Alabama Agricultural Experiment Station. Auburn University, Alabama, 482 p.
- Boyd, C.E., 1992. Shrimp bottom soil and sediment management. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming* (ed. J. Wyban) World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp.166-181.
- Browdy, C.L., Holloway, J.D., King, C.O., Stokes, A.D., Hopkins, J.S., Sandifer, P.A., 1993. IHHN virus and intensive culture of *Penaeus vannamei*: Effects of stocking density and water exchange rates. *Journal of Crustacean Biology* 13(1): 87-94.
- Briggs, M.R.P., Funge-Smith, S.J., 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp pond in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management*, 25: 789-811.
- Burford, M., 1997. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. *Aquaculture Research*, 28:351-360.
- 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: 175-180.
- Chamberlain, G.W., 1987. Intensification reasonable from economic point of view. *Coastal Aquaculture* 4(1): 1-7.
- Chamberlain, G.W., 1988. Rethinking shrimp pond management. *Coastal Aquaculture*, 5(2): 1-20.
- Chien, Y.H., 1992. Water quality requirements and management for marine shrimp culture. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming* (ed. J. Wyban) World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp. 144-156.
- Chua, T.E., 1992. Coastal aquaculture development and the environment. *Marine Pollution Bulletin*, 25: 98-103.

- Clifford, H.C., 1985. Semi-intensive shrimp farming. In G.W. Chamberlain editor. *Texas shrimp farming manual*. Texas Agriculture Extension Service, Texas Shrimp Farming Workshop, 19-20 november 1985, Corpus Christi, Texas, USA.
- Clifford, H.C., 1992. Marine shrimp pond management: a review. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming* (ed. J. Wyban) World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp. 110-137.
- Colt, J.E., Armonstrong, D.A., 1981. Nitrogen toxicity to crustaceans, fish and molluscs. Pages 34-47 in L.J. Allen and E.C. Kinney, editors. *Proceedings of the bio-engineering symposium for fish culture*. Fish culture section of the American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Costa, R., Mermoud, I., Koblavi, S., Haffner, P., Berthe, F., Le Groumellec, M., Grimont, P., 1996a. Isolation and characterisation of bacteria associated with a *Penaeus stylirostris* (« syndrome 93) in New Caledonia. *Second International Conference on the culture of penaeid prawns and shrimps*. Iloilo, Philippines 17-17 may 1996. Seafdec, publisher. Abstract, pp 44.
- Costa, R., Mermoud, I., Morlet, B., Haffner, P., Koblavi, S., Grimont, P., 1996b. Study of episodes of mortality observed in reared *Penaeus stylirostris* since 1993 in New Caledonia: II - Isolation and identification of bacteria collected from the hemolymph of moribund prawns during peaks of mortality. *The 1996 Annual Meeting of The World Aquaculture Society*. Bangkok, Thailand, January 29 - February 2, 1996. Book of abstract, pp 91.
- Daniels, H.V., Boyd, C.E., 1989. Chemical budgets for polyethylene-lined, brackishwater ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 20(2): 53-60.
- Daniels, V.H., D'Abramo, L.R., Fondren, M.W., Durant, M.D., 1995. Effects of stocking density and feed on pond production characteristics and revenue of harvested freshwater prawns *Macrobrachium rosenbergii* stocked as size-graded juveniles. *Journal of the World Aquaculture Society* 26(1): 38-47.
- Egusa, S., 1961. Studies on the respiration of the « Kuruma » prawn *Penaeus japonicus* bates. II. Preliminary experiments on its oxygen consumption. *Bull. Japanese Soc. Sci. Fish.* 27: 650-659.
- Fast, A.W., Boyd, C.E., 1992. Water circulation, aeration and other management practices. In: *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, volume 23. Arlo W. Fast and L. James Lester, editors.
- Flegel, T.W., Fegan, D.F., Sriurairatana, S., 1995. Environmental control of infectious shrimp diseases in Thailand. In: *diseases in Asian Aquaculture II*. M. Shariff, J.R. Arthur and R.P. Subasinghe (eds.), p. 65-79. Fish health section, Asian Fisheries Society, Manila.
- Ghost, S.R. and Mahanty, A.N., 1981. Observations on the effect of aeration on mineralization of organic nitrogen in fish pond soil. *Bamidgeh*, 33(2): 51-55.
- Goarant, C., Mermoud, I., Costa, R., Haffner, P., Boglio, E., 1996. Study of episodes of mortality observed in reared *Penaeus stylirostris* since 1993 in New Caledonia: I - Biotechnical impact and gross signs in diseased prawns. *The 1996 Annual Meeting of The World Aquaculture Society*. Bangkok, Thailand, January 29 - February 2, 1996. Book of abstract, pp 139.
- Goarant, C., 1997. Typage moléculaire en AP-PCR des souches de *Vibrio spp.* isolées des épisodes de mortalité du syndrome 93. Perspectives de lutte et conseils de gestion zoosanitaires déduits. Rapport scientifique et Technique Station d'Aquaculture de Saint-Vincent : 6p.
- Goxe, D., 1988. Influence of daily water change on medium quality and growth of *Penaeus stylirostris* in semi-intensive culture conditions in New Caledonia. *Journal of the World Aquaculture Society* (Aquaculture communiques) 19(1): 32A-33A.
- Gouleau, D., Feuillet-Girard, M., Germaneau, J., Robert, S., 1995. Effets de l'assèchement des bassins ostéocoles sur le cycle biogéochimique des nutriments azotés : ammonification préférentielle. *Oceanol. Acta*, 19(2): 101-115.
- Hedges, J.I., Stern, J.H., 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 657-663.
- Herbland, A., 1975. Utilisation par la flore hétérotrophe de la matière organique naturelle dans l'eau de mer. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 19: 19-31.
- Hirayama, K., Mizuma H., Mizue., 1988. The accumulation of dissolved organic substances in close recirculation culture systems. *Aquacultural Engineering*, 7: 73-87.
- Hirono, Y., 1992. Current practices of water quality management in shrimp farming and their limitations. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming* (ed. J. Wyban) World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp.157-165.
- Holm-Hansen, O., Lorenzen, C.J., Holmes, P.E., Strickland, J.D.H., 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *Journal du conseil internationale pour l'exploitation de la mer*, 30: 3-15.

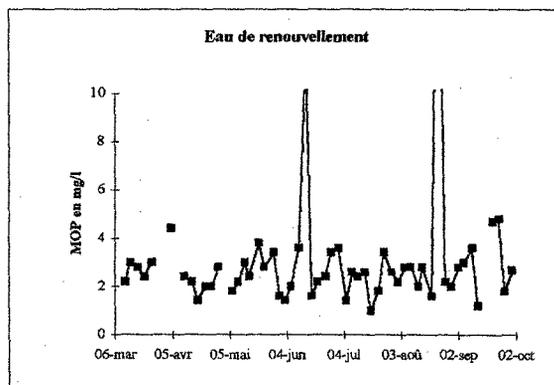
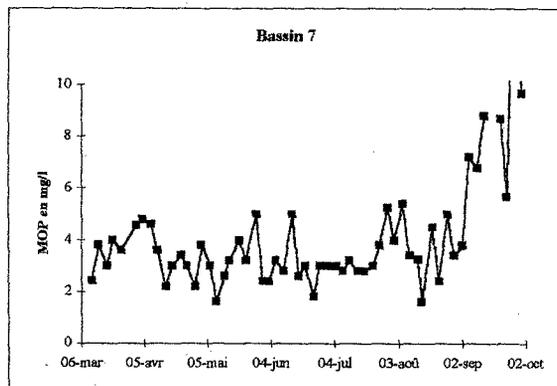
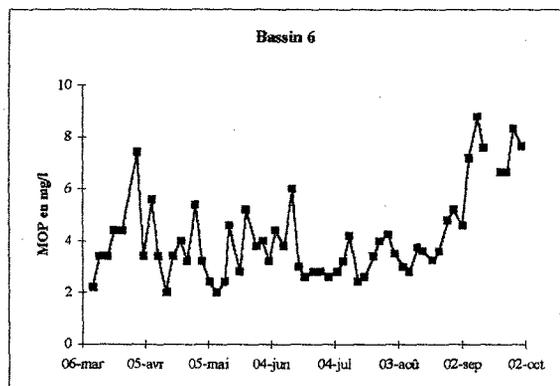
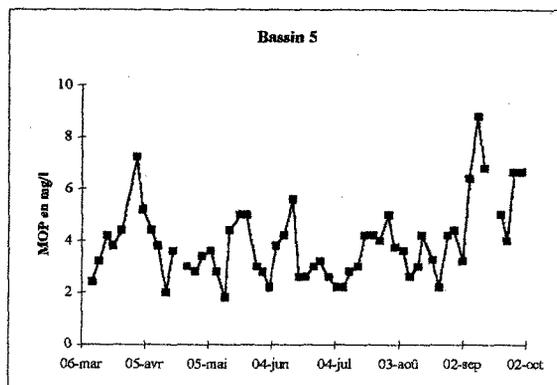
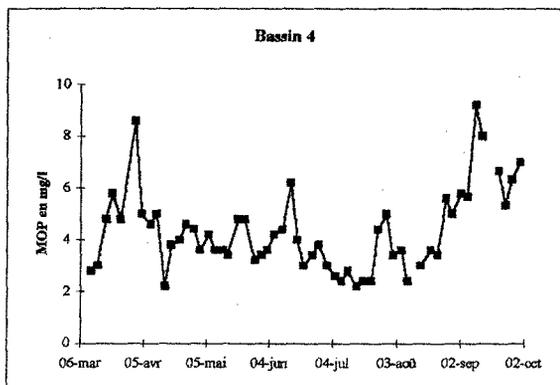
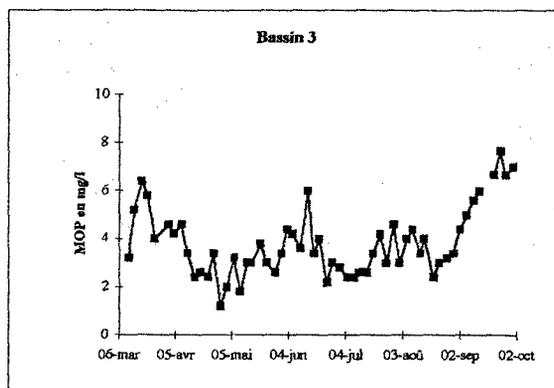
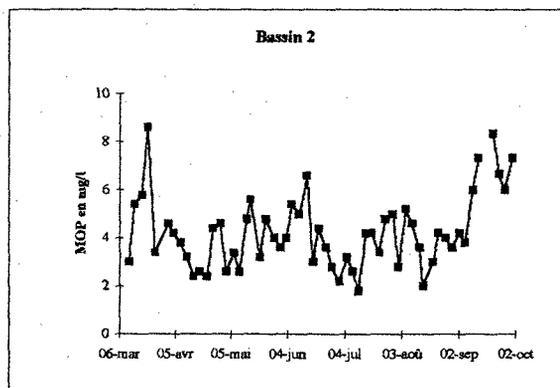
- Hopkins, J.S., Hamilton II, R.D., Sandifer, P.A., Stokes, A.D., Browdy, C.L., 1991. Effects of minimal water exchange on the water quality and production of intensive marine shrimp ponds. *Program and abstracts, 22nd Annual Conference and Exposition*, World Aquaculture Society, June 1991, San Juan, Puerto Rico.
- Hopkins, J.S., Villalón, J., 1992. Synopsis of industrial panel input on shrimp pond management. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming* (ed. J. Wyban) World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp.138-143.
- Hopkins, J.S., Hamilton II, R.D., Sandifer, P.A., Browdy, C.L., Stokes, A.D., 1993. Effects of water exchange rate on production water quality, effluent characteristics and nitrogen budgets of intensive shrimp ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 24(3): 304-320.
- Hopkins, J.S., Sandifer, P.A., Browdy, C.L., 1995. A review of water management regimes which abate the environmental impacts of shrimp farming. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming* (C.L. Browdy and J.S. Hopkins, editors) World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp.157-166.
- Hosumi, M., Sudo, R., 1986. Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in freshwater sample using persulfate digestion. *Int. J. Environ. Stud.* 27: 267-275.
- Hussenot, J., Feuillet-Girard, M., 1988. Crevettes et sediment. Recherche de paramètres indicateurs de la qualité des fonds. *Aquarevue* 17: 25-28.
- Hussenot, J., Martin, J.L.M., 1995. Assessment of the quality of pond sediment in aquaculture using simple, rapid techniques. *Aquaculture International*, 3: 123-133.
- Knowles, R., 1982. Denitrification. *Microbiol. Rev.* 35: 43-70.
- Kongheo, H., 1990. Pond management and operation. Pages 56-65 in M.B. New, H. de Saram and T. Singh, editors. Technical and economic aspects of shrimp farming: *proceeding of the Aquatec'90 Conference*. INFOFISH, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Koroleff, F., 1976. Determination of ammonia, in *methods in seawater analysis* (Grasshof K.; ed.), Verlag chemie, Weinheim, RFA: 126-133.
- Lee, C.S., Sweeney, J.N., Richards, W.K., 1986. Marine shrimp aquaculture: a novel waste treatment system. *Aquacult. Eng.*, 5: 147-160.
- Le Groumellec, M., Goarant, C., Haffner, P., Berthe, F., Costa, R., Mermoud, I., 1996a. « Syndrome 93 in New Caledonia »: Investigation of the bacterial hypothesis by experimental infections, with reference to stress-induced mortality. *Second International Conference on the culture of penaeid prawns and shrimps*. Iloilo, Philippines 17-17 may 1996. Seafdec, publisher. Abstract, pp 46.
- Le Groumellec, M., Goarant, C., Haffner, P., Mermoud, I., Costa, R., 1996b. Study of episodes of mortality observed in reared *Penaeus stylirostris* since 1993 in New Caledonia: IV - Investigation of the bacterial hypothesis by experimental infectious, with reference to stress-induced mortality. *The 1996 Annual Meeting of The World Aquaculture Society*. Bangkok, Thailand, January 29 - February 2, 1996. Book of abstract, pp 144.
- Le Groumellec, M., Goarant, C., Haffner, P., Aquacop, 1996c. « Syndrome 93 » in New-Caledonia: Investigation the bacterial hypothesis. *The 1996 Annual Meeting of The World Aquaculture Society*. Bangkok, Thailand, January 29 - February 2, 1996. Book of abstract, pp 145.
- Lemonnier, H., Martin, J.L.M., 1996. Modelling the nature and quality of wastes in semi-intensive shrimp pond effluents: preliminary results. *Second International Conference on the culture of penaeid prawns and shrimps*. Iloilo, Philippines 17-17 may 1996. Seafdec, publisher. Abstract, pp 104.
- Maguire, G.B., Leedow, M.I., 1983. A study of the optimum stocking density and feeding rates for school prawns *Metapenaeus macleayi* (Haswell) in some Australian brackish water farming ponds. *Aquaculture*, 30: 285-297.
- Martin, J.L.M., Veran, Y., Guelorget, O., Pham, D., 1997. Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output; their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture* : in press.
- Martinez-Cordova, L.R., Villareal, C. H., Porchas, C.M.A., 1995. Culture of white shrimp *Penaeus vannamei* in reduced water exchange ponds in Sonora, Mexico. *Journal of the World aquaculture*, 26(4): 47-48.
- Mermoud, I., Costa, R., Goarant, C., Haffner, P., 1996a. Mortalities observed in cultured *Penaeus stylirostris* in New Caledonia. *Second International Conference on the culture of penaeid prawns and shrimps*. Iloilo, Philippines 17-17 may 1996. Seafdec, publisher. Abstract, pp 45.
- Mermoud, I., Costa, R., Lightner, D., Haffner, P., 1996b. Study of episodes of mortality observed in reared *Penaeus stylirostris* since 1993 in New Caledonia: III - Histological abnormalities observed in moribund prawns collected during episodes of mortality. *The 1996 Annual Meeting of The World Aquaculture Society*. Bangkok, Thailand, January 29 - February 2, 1996. Book of abstract, pp 255.

- Pétard, J., 1993. Les méthodes d'analyse; Tome 1 : analyses des sols. Notes techniques : Laboratoire commun d'analyses N°5 : 192 p
- Peterson, J., Daniels, H., 1992. Shrimp industry perspectives on soil and sediment management. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming* (ed. J. Wyban) World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp.182-186.
- Pham, D., Della Patrona, L., 1997. Shrimp aquaculture in New Caledonia: Zootechnical aspects. In: short communications and abstracts presented at the International Conference « Martinique 97 - Island Aquaculture and Tropical Aquaculture ». European Aquaculture Society, Les Trois Ilets, Martinique, French West Indies May 4-9, 1997.
- Philipps, M.J., Kwei-Lin, C., Beveridge, M.C.M., 1993. Shrimp culture and the environment - Lessons from the world's most rapidly expanding warmwater sector. In: *Environment and Aquaculture in Developing Countries* (ed. by R.S.V. Pullin, H. Rosenthal, J.L. Maclean), pp. 171-197. ICLARM Conference Proceeding 31, ICLARM, Manila.
- Pillay, T.V.R., 1992. Aquaculture and environment. *Bleekwell Scientific Publication*, Cambridge, 189 pp.
- Pruder, G.D., 1992. Marine shrimp pond effluent: characterization and environmental impact. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming* (ed. J. Wyban) World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp.187-194.
- Ray, W.-M., Chien, Y.-H., 1992. Effects of stocking density and aged sediment on tiger prawn, *Penaeus monodon*, nursery system. *Aquaculture*, 104: 231-248.
- Reymond, H., Lagardère, J.P., 1990. Feeding rhythms and food of *Penaeus japonicus* bate (Crustacea, Penaeidae) in salt marsh ponds: role of halophilic entomofauna. *Aquaculture*, 84: 125-143.
- Sandifer, P.A., Hopkins, J.S., Stokes, A.D., 1987. Intensive culture potential of *Penaeus vannamei*. *Journal of the World Aquaculture Society* 18(2): 94-100.
- Seidman, E.R., Lawrence, A., 1985. Growth, feed digestibility and proximate body composition of juvenile *Penaeus vannamei* and *Penaeus monodon* grown at different dissolved oxygen levels. *Journal of the World Mariculture Society*, 16:333-346.
- Schroeder, G.L., 1987. Carbon and nitrogen budgets in manured fish ponds on Israel's coastal plain. *Aquaculture* 62: 259-279.
- Sournia, A., 1968. La cyanophyceae *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) dans le plancton marin : Taxonomie et observations dans le canal de Mozambique. *Nova Hedwigia* 15: 1-12.
- Tsai, C.K., 1990. Water quality management. In: *D.M. Akiyama* (Editor), Proc. Southeast Asia Shrimp Farm Management Workshop, Philippines, Indonesia, Thailand. 26 July-11 August 1989. American Soybean Association, Singapour, pp. 56-63.
- Treguer, P., Le Corre P., 1975. Manuel d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilisation de l'autoanalyseur II, Technicon R. *Rapport U.B.O.* ; 110 pp.
- Tuckers, C.S., Van Der Ploeg, M., 1993. Seasonal changes in water quality in commercial channel catfish ponds in Mississippi. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24: 473-481.
- Veiler, R.L., 1979. Rates of loss ammonia from water to atmosphere. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36: 685-689.
- Wajsbrot, N., Krom, M.D., Gasith, A., Samocha, T., 1989. Ammonia excretion of green tiger prawn *Penaeus semisulcatus* as a possible limit on the biomass density in shrimp ponds. *Bamidgeh*, 41(4): 159-164.
- Wang, J.K., 1990. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquacultural Engineering* 9: 61-73.
- Wickins, J.F., 1985. Organic and inorganic carbon levels in recycled seawater during the culture of tropical *Penaeus* sp. *Aquacultural Engineering*, 4: 59-84.

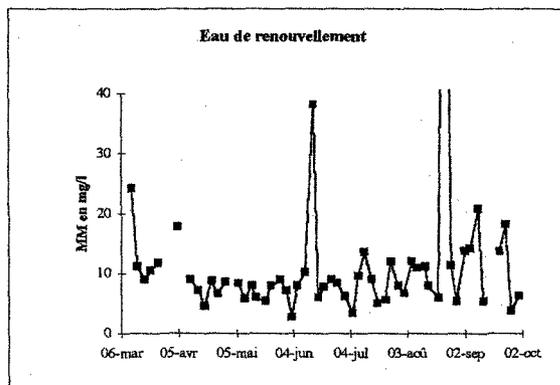
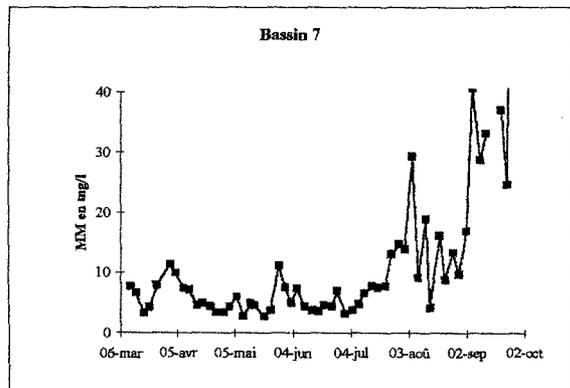
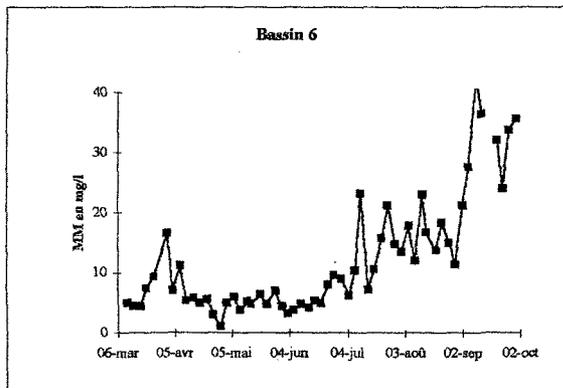
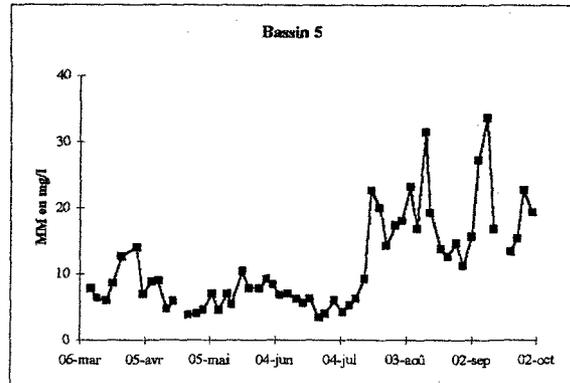
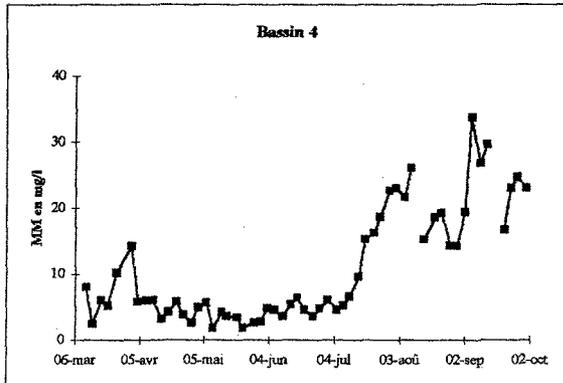
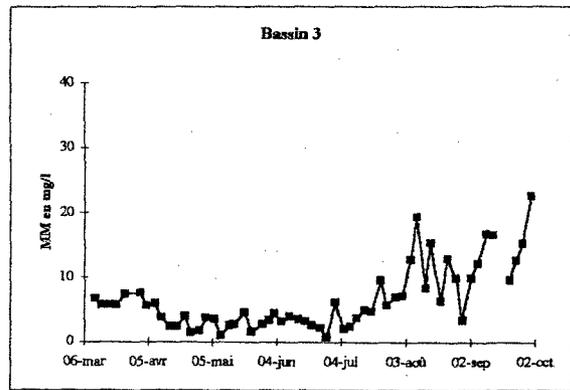
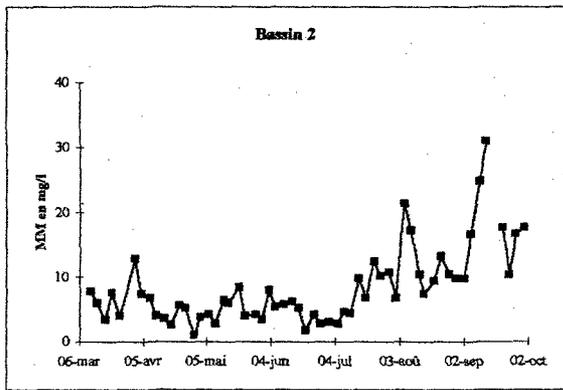
## ANNEXES



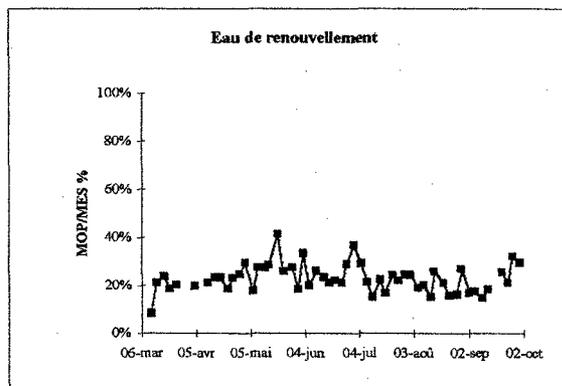
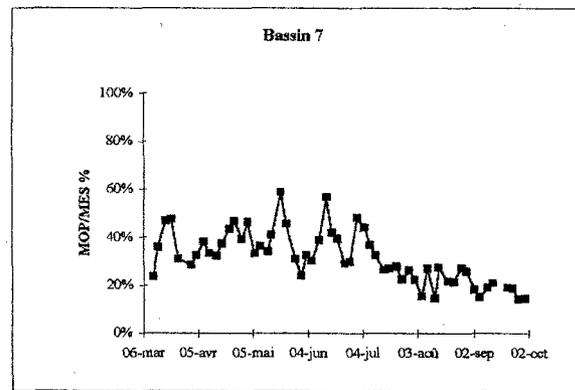
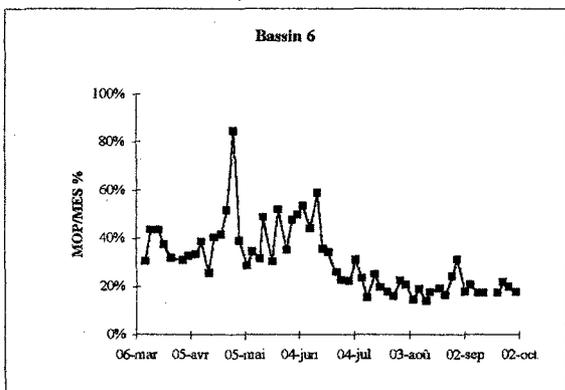
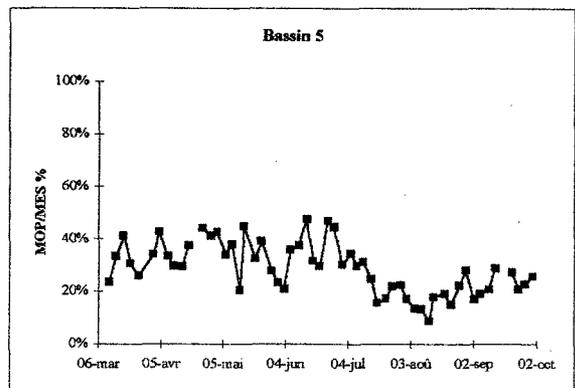
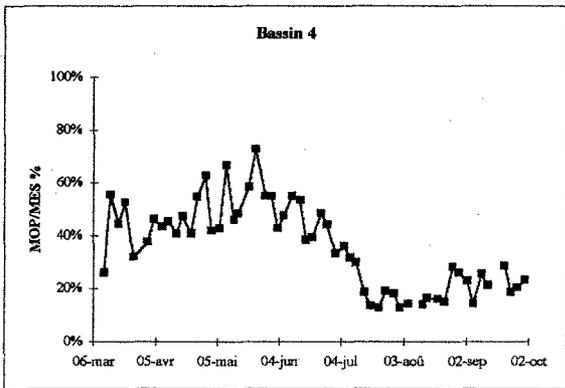
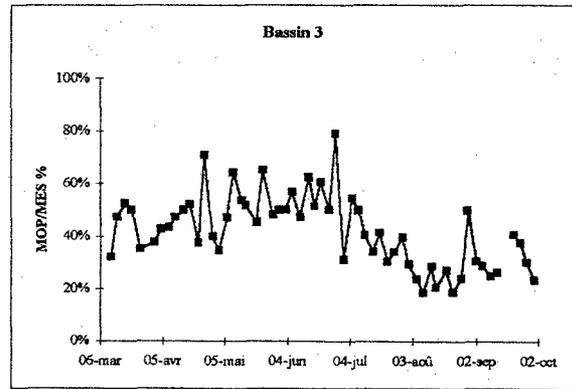
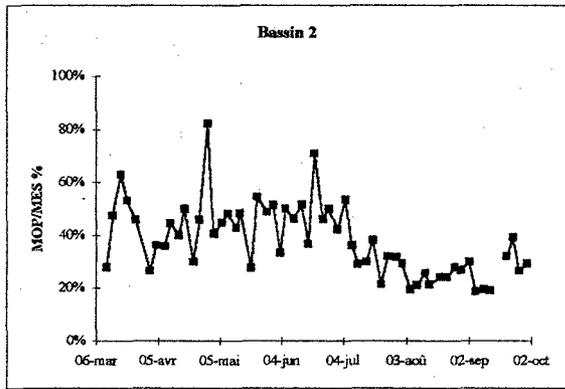
Annexe 1A : Evolutions journalières des concentrations en matières en suspension MES en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.



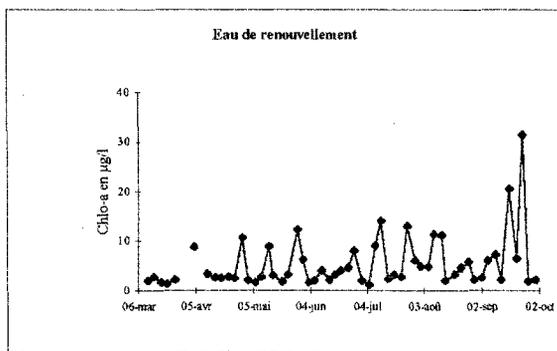
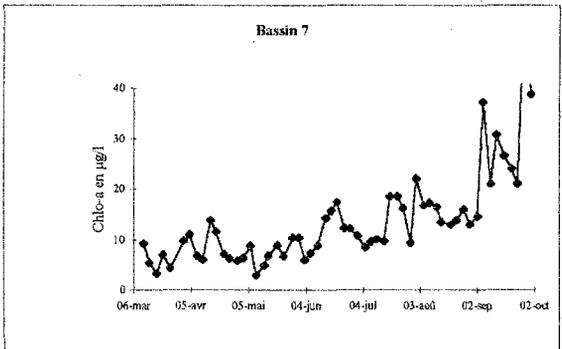
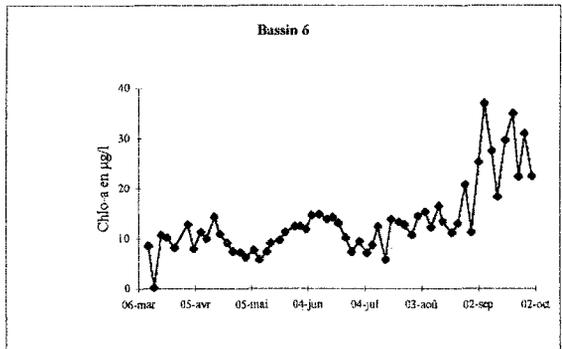
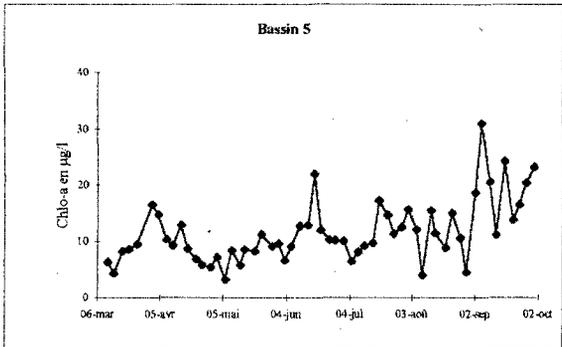
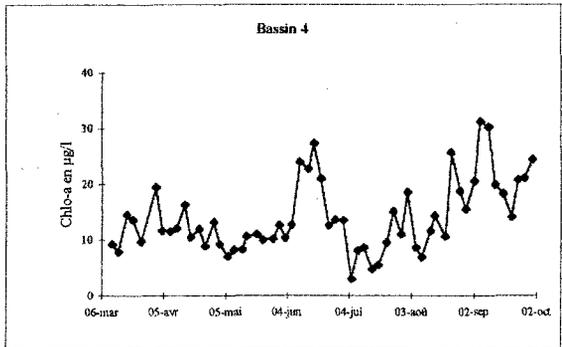
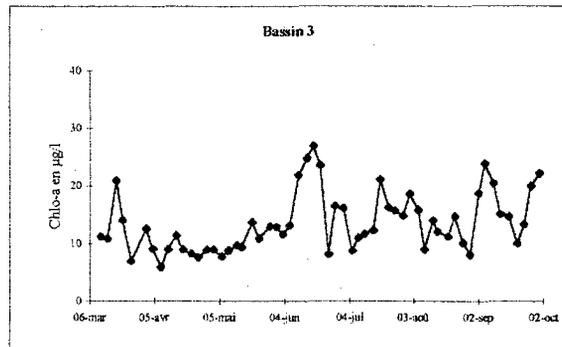
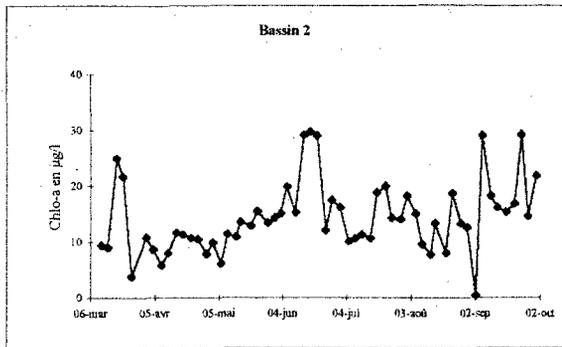
Annexe 1B : Evolutions journalières des concentrations en matière organique particulaire MOP en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.



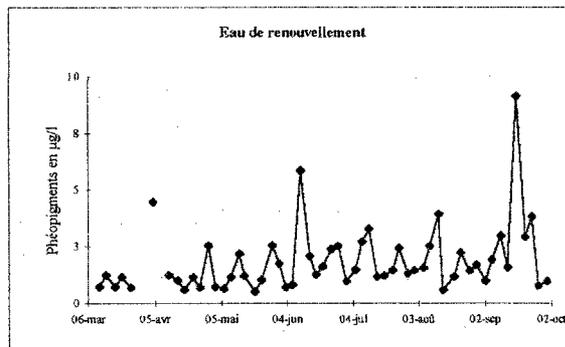
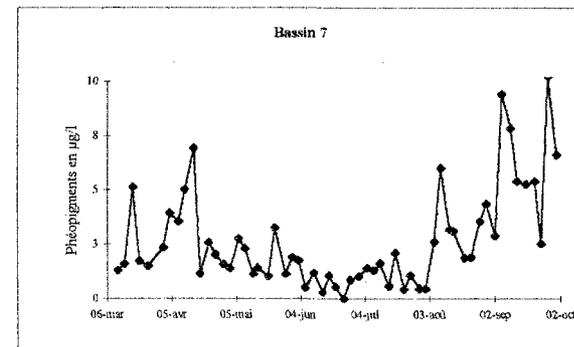
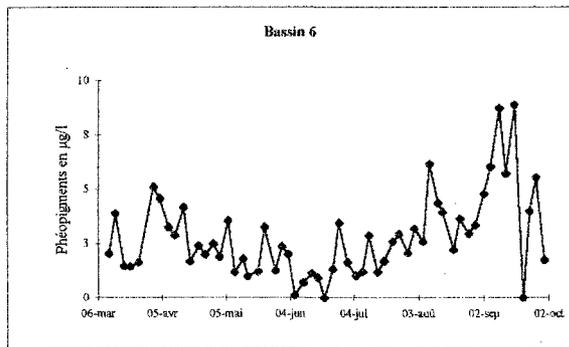
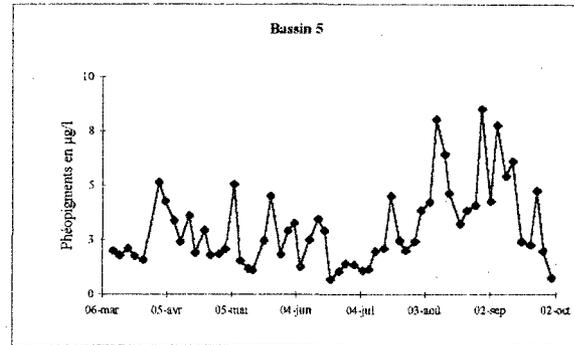
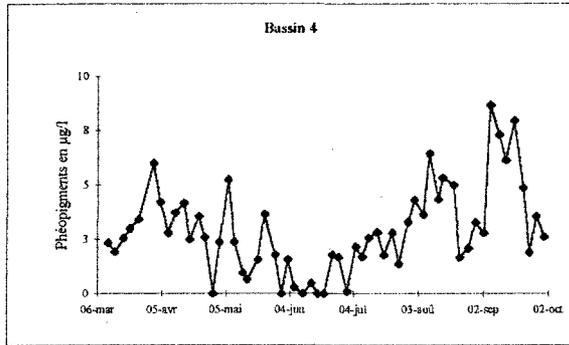
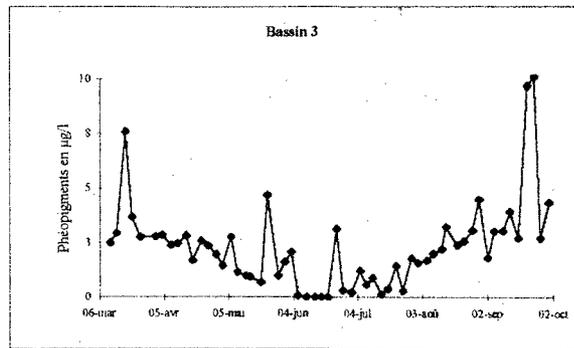
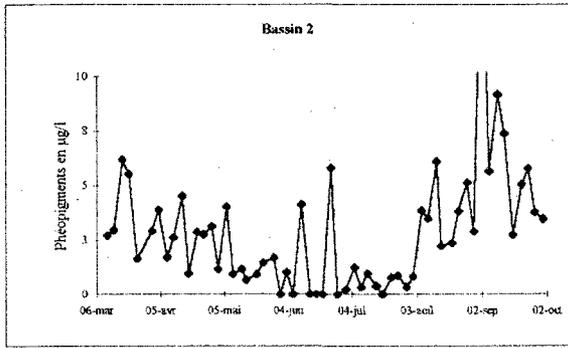
Annexe 1C : Evolutions journalières des concentrations en matière minérale MM en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.



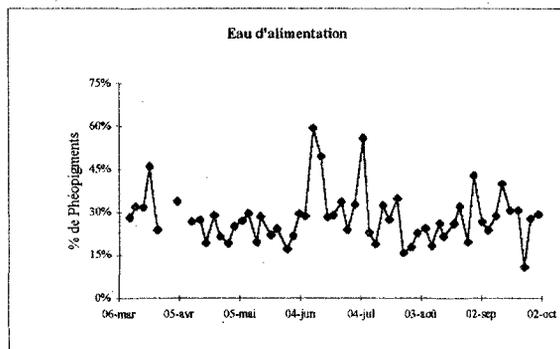
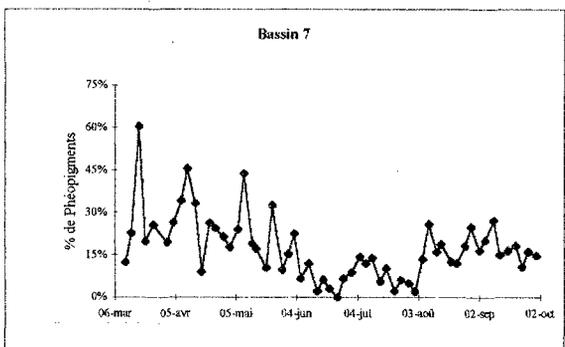
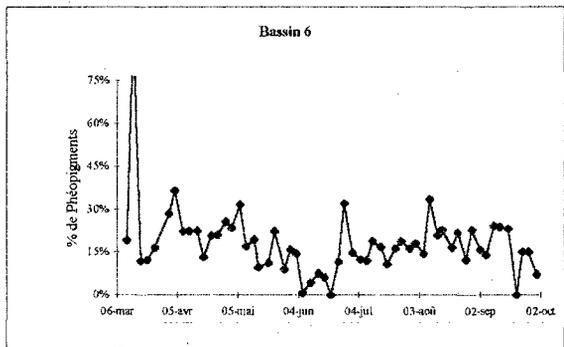
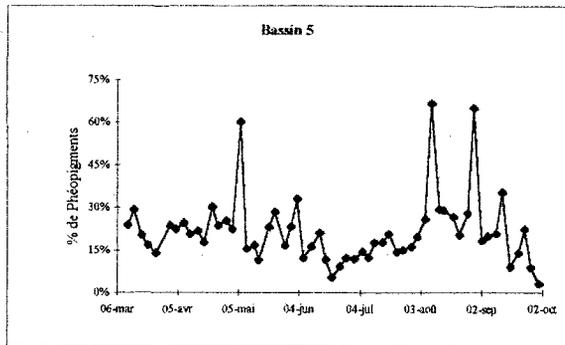
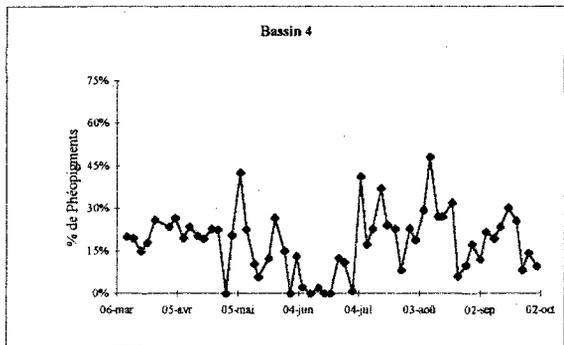
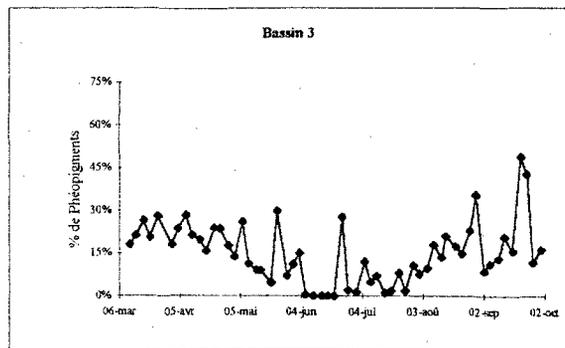
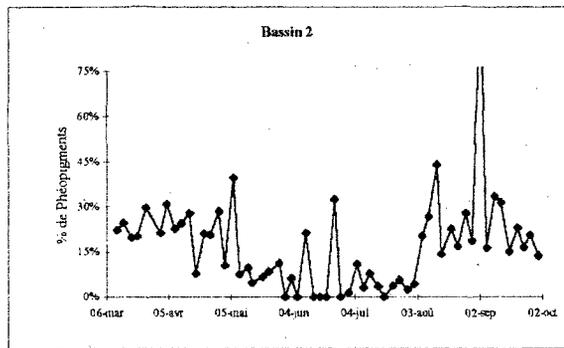
Annexe 1D : Evolutions journalières du pourcentage de matière organique particulaire contenu dans les matières en suspension MES en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.



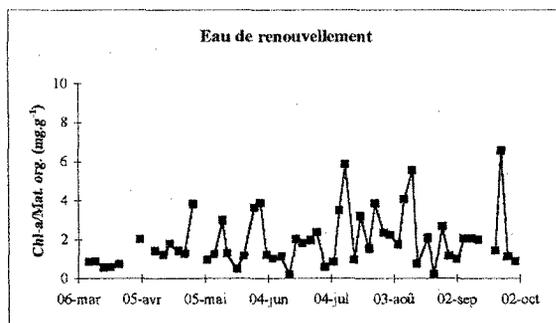
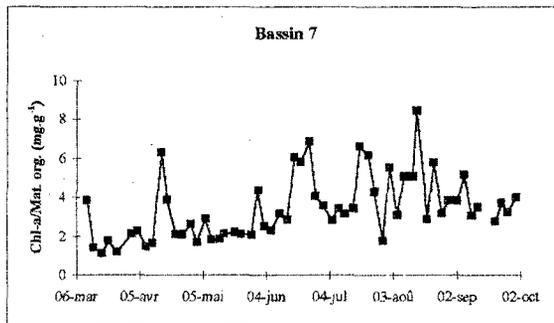
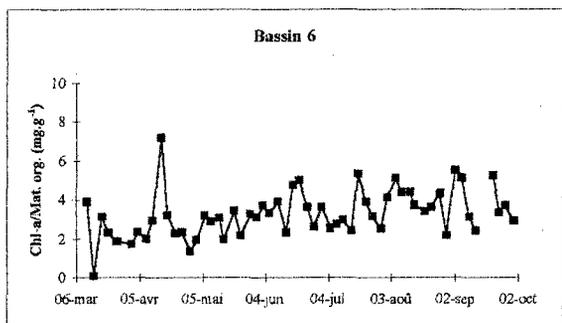
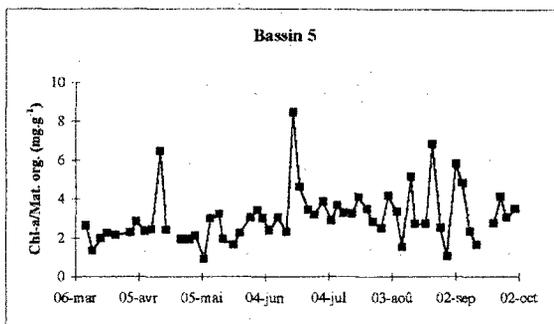
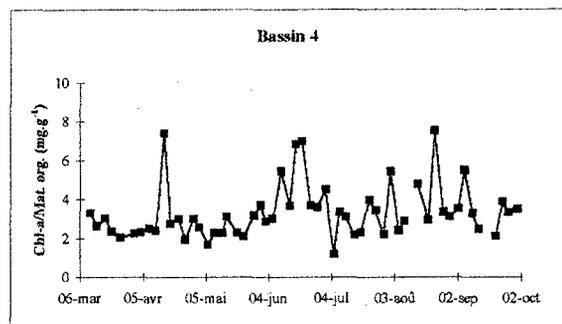
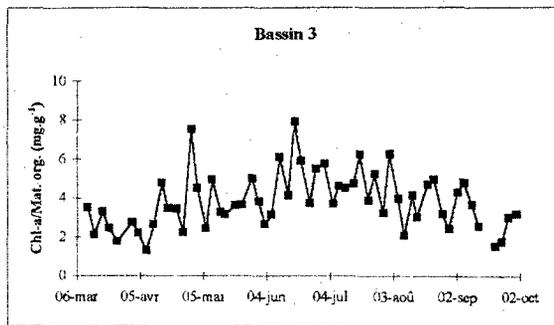
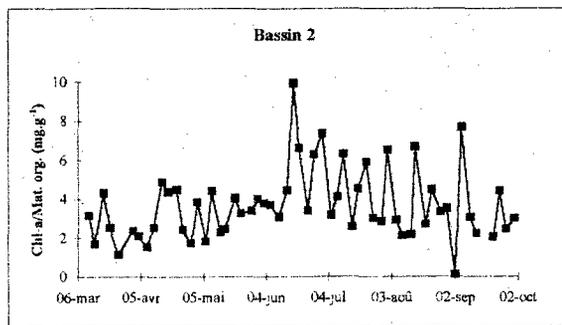
Annexe 1E : Evolutions journalières de la concentration en chlorophylle-a en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.



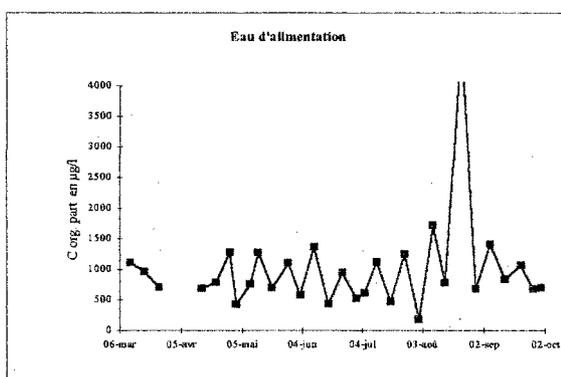
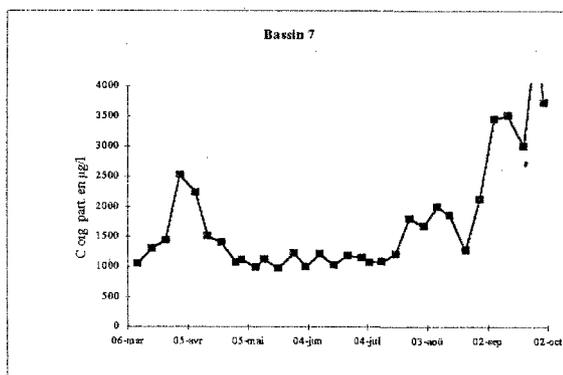
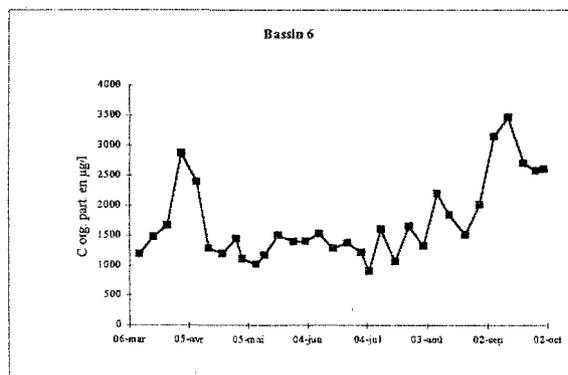
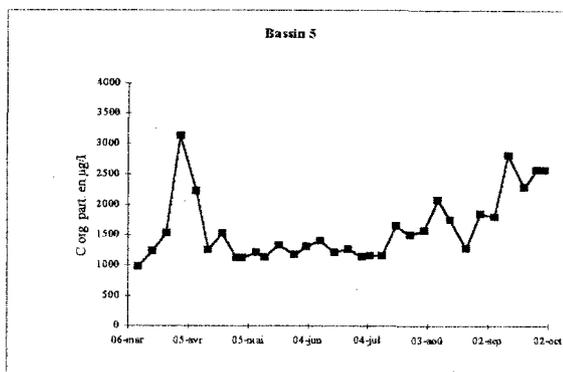
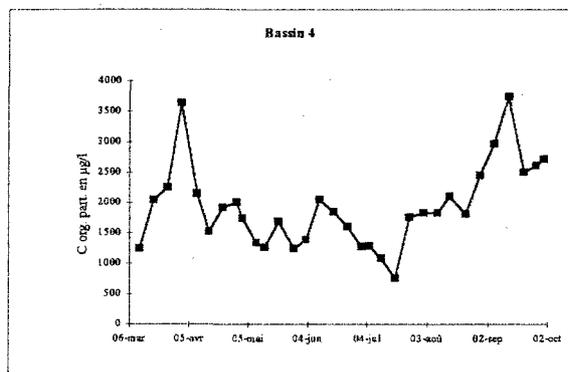
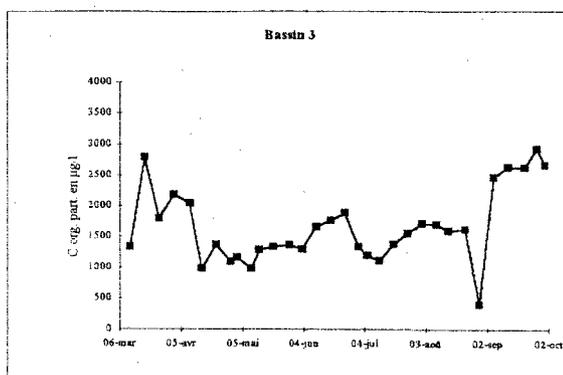
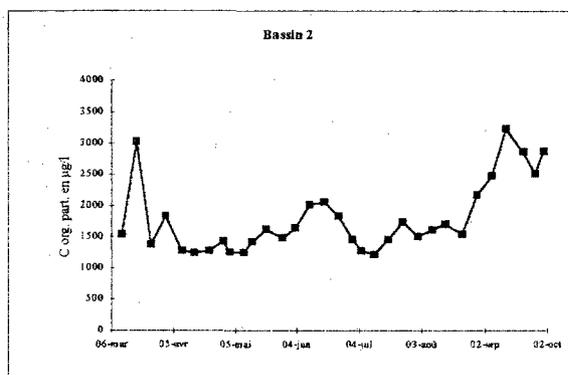
Annexe 1F : Evolutions journalières de la concentration en phéopigments en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.



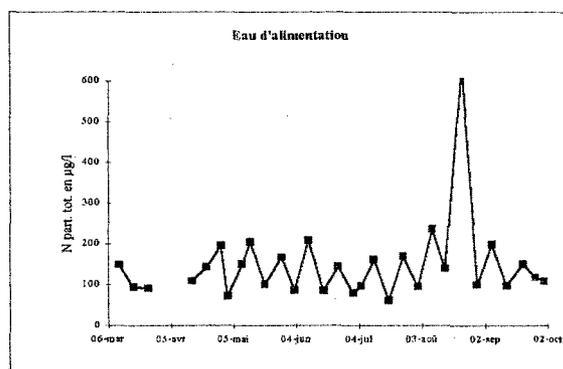
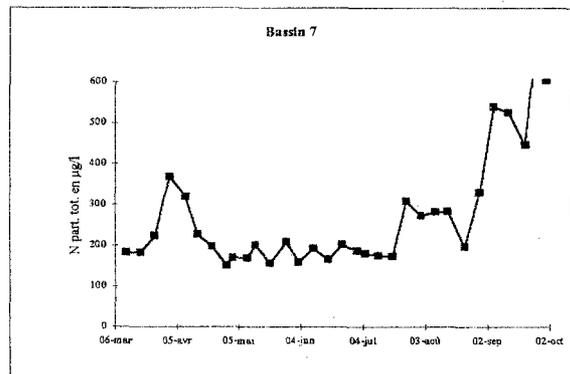
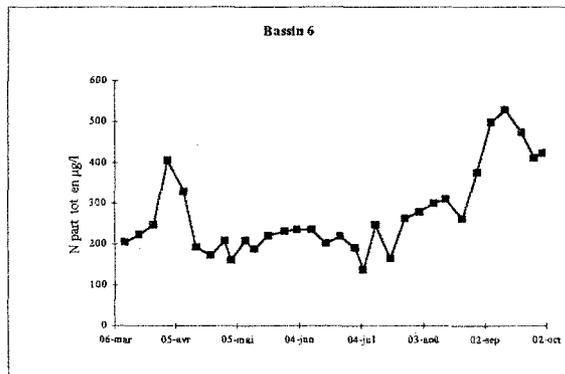
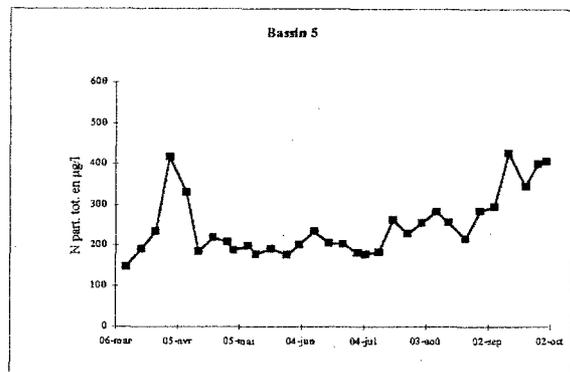
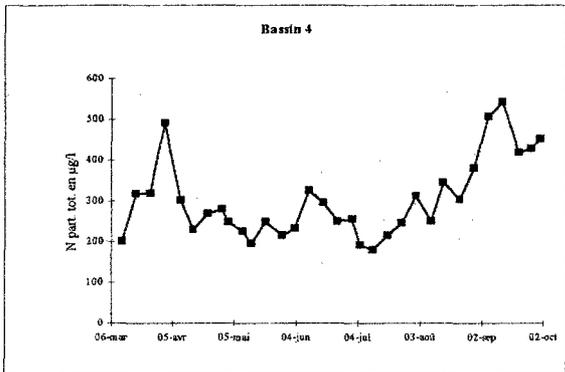
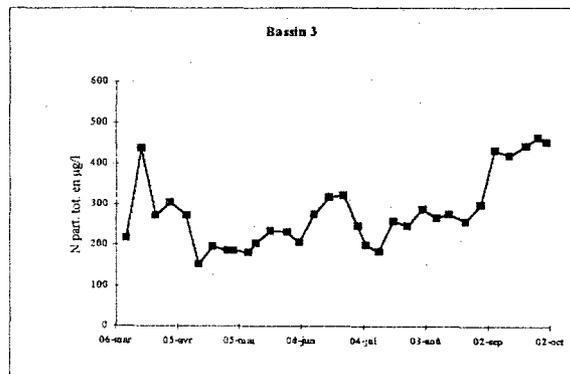
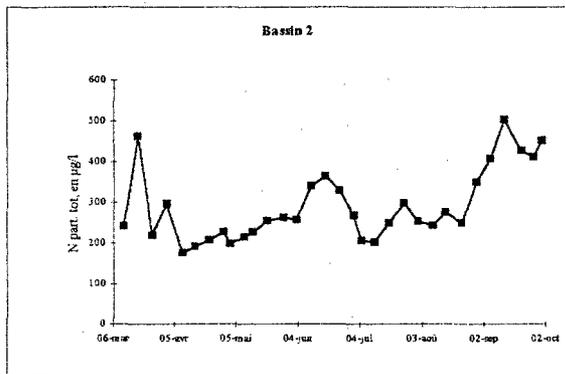
Annexe 1G : Evolutions journalières du pourcentage en phéopigments contenu dans les pigments totaux en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.



Annexe 1H : Evolutions journalières du rapport chlorophylle-a / matières organiques particulières en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.

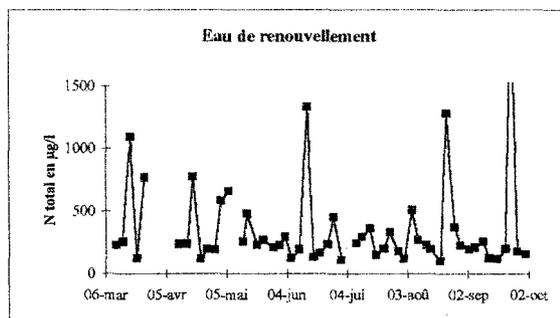
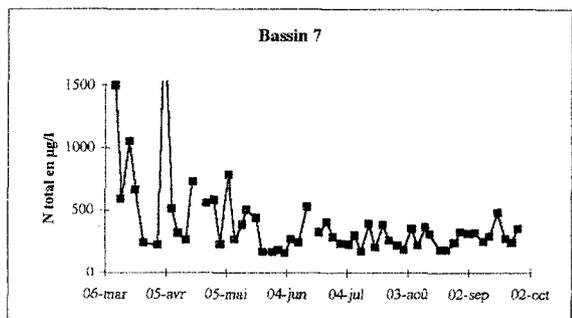
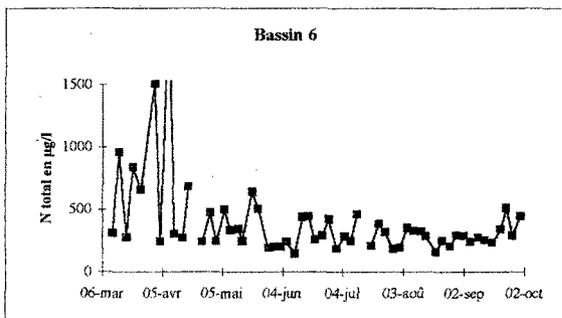
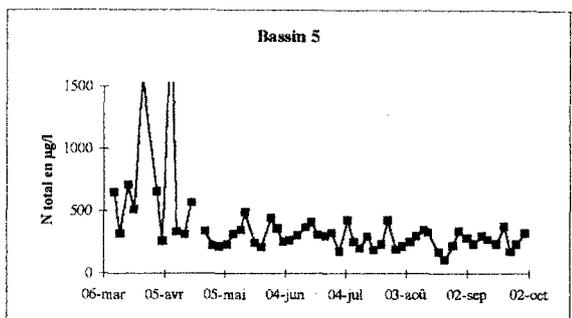
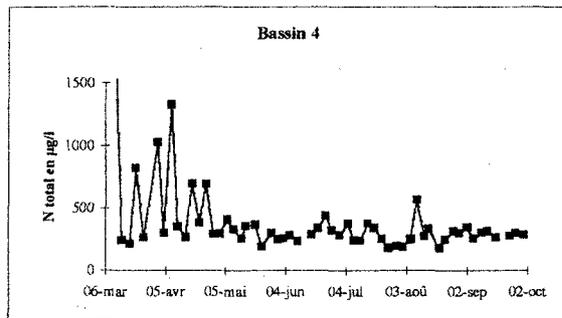
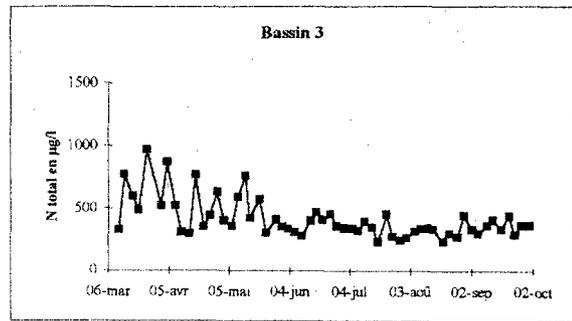
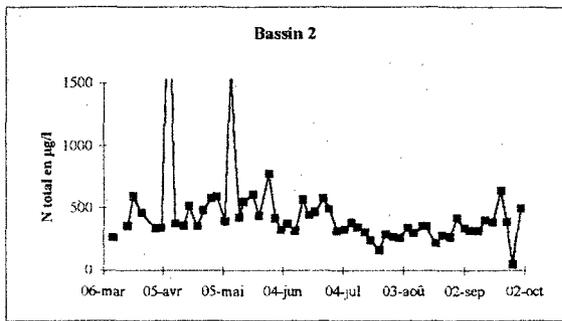


Annexe II : Evolutions journalières de la concentration en carbone organique particulaire C.O.P. en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.

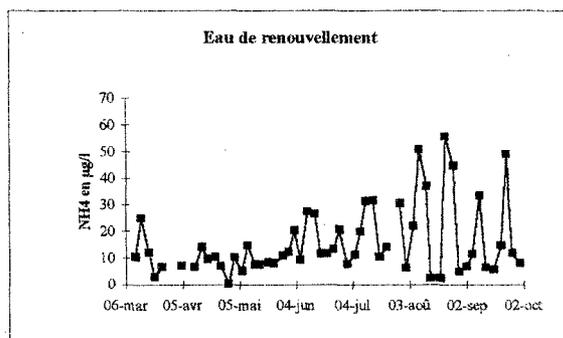
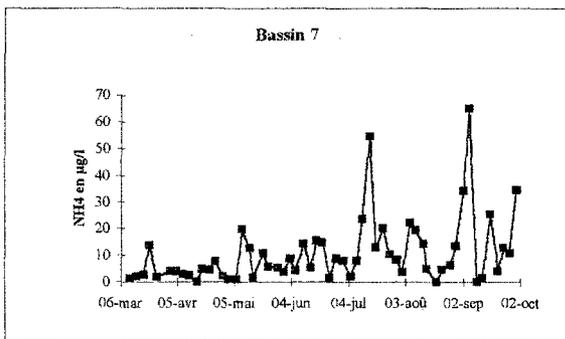
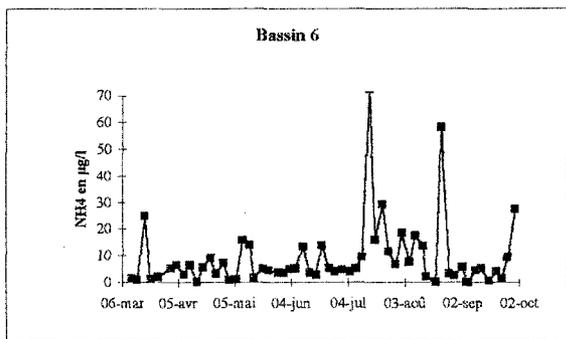
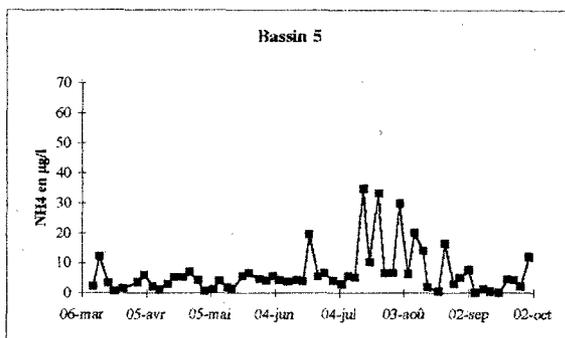
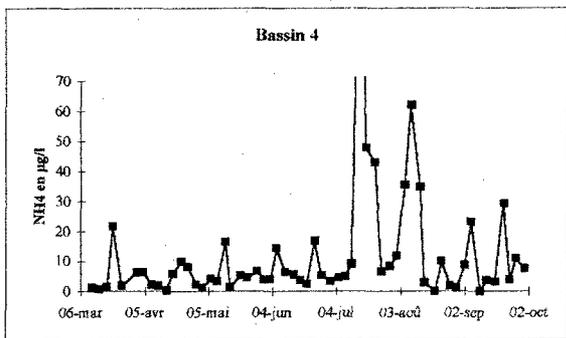
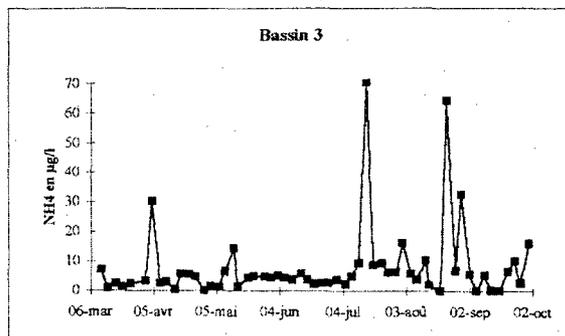
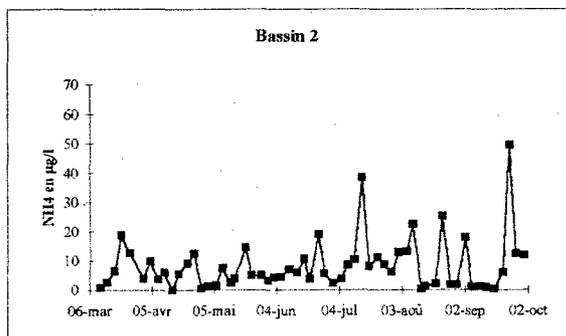


Annexe 1J : Evolutions journalières de la concentration en azote particulaire en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.





Annexe 1L : Evolutions journalières des concentrations en azote total dissous en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.



Annexe 1M : Evolutions journalières des concentrations en  $\text{NH}_3,4^+$  en entrée et en sortie de bassin en fonction des taux de renouvellement.

ANNEXE 2 : Influence du bassin d'élevage sur la chlorophylle-a (a), sur les phéopigments (b), sur le pourcentage de phéopigments (c), sur les matières en suspension (d), sur la matière organique particulaire (e), sur les matières minérales (f), sur le pourcentage de matière organique (g), sur l'azote ammoniacal (h), sur l'azote total dissous (i), sur le carbone organique particulaire (j), sur l'azote particulaire et sur le rapport C/N. Une analyse de variance a été réalisée en fin d'expérimentation (208<sup>ème</sup> jour).

a - La chlorophylle-a

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	273,072	54,614	1,187	0,3151
Résidus	342	15735,660	46,011		

b - Les phéopigments

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	18,958	3,792	0,782	0,5629
Résidus	342	1657,207	4,846		

c - Le % de phéopigments

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	0,134	0,027	1,751	0,1225
Résidus	342	5,241	0,015		

d - Les matières en suspension

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	1871,563	374,313	3,195	0,0078
Résidus	340	39828,266	117,142		

e - La matière organique particulaire

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	10,656	2,131	0,736	0,5968
Résidus	334	966,999	2,895		

f - Les matières minérales

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	1545,657	309,131	3,479	0,0044
Résidus	334	29676,663	88,852		

g - Le pourcentage de matière organique

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	0,723	0,145	8,502	<0,0001
Résidus	335	5,694	0,017		

h - L'azote ammoniacal

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	1118,924	223,785	1,273	0,2751
Résidus	342	60123,472	175,800		

i - L'azote total dissous

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	231633,490	46326,698	0,532	0,7522
Résidus	334	29099260,215	87123,534		

j - Le carbone organique particulaire

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	2004737,633	400947,527	0,839	0,5238
Résidus	186	88921469,705	478072,418		

k - L'azote particulaire

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	55951,618	11190,324	1,048	0,3908
Résidus	186	1985709,153	10675,856		

l - Le rapport C/N

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
Bassins	5	3,694	0,739	1,941	0,0895
Résidus	186	70,799	0,381		

## RIDRV98

N° RI DRV	DEPARTEMENT	LABORATOIRE	AUTEURS	TITRE	DATE SORTIE	DIFFUSION	NB PAGES	TIRAGE
98/01	RA	Tahiti	S. Pouvreau, A. Bodoy, D. Buestel	Détermination du bilan énergétique chez l'huître perlière <i>Pinctada margaritifera</i> ; premier modèle écophysologique de croissance dans le lagon de Takapoto (Polynésie fr.)	fév-98			
98/02	RA	La Tremblade	P. Soletchnik, O. le Moine, N. Faury, D. Razet, P. Geairon, G. Forest	Mortalités printanières et estivales de l'huître creuse <i>Crassostrea gigas</i> dans le bassin de Marennes-Oléron : étude des élevages des bancs de Ronce-Perquis	mar-98			
98/03	RA	Port-en-Bessin	JP Kopp, JP Joly, E Le Gagneur, F Ruelle	Atouts et contraintes de la conchyliculture normande. 1: la côte ouest du Cotentin	mar-98			
98/04	RH	Brest	D Halgand, G Arzul, ML Cocard, E Erard-Le Denn, J Huet, J Le Claire, F Quiniou	Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la centrale de Penly (Manche est) : année 1997	avr-98	restreinte	122	
98/05	RA/DEL-AO	Crema, Brest, Tahiti, Nouvelle-Calédonie, ENSAR, Université Montpellier	J.Fuchs, J.L.Martin, J.Populus et al	Assesment of tropical shrimp aquaculture impact on the environment in tropical countries using hydrobiology, ecology and remote sensing as helping tools for diagnosis	mai-98		320	
98/06	RA	Nouvelle Calédonie	H. Lemonnier, R. Brizard	Effets des renouvellements en eau sur l'écosystème des bassins d'élevages semi-intensifs de crevettes en Nouvelle-Calédonie durant la saison froide	mai-98	libre		
98/07	RA	Sète	H. Grizel	Projet Qualité des Mollusques : synthèse des résultats ; propositions et applications	mai-98			
98/07a				Projet Qualité des Mollusques : marqueurs d'espèces et de populations chez les huîtres creuses				
98/07b				Projet Qualité des Mollusques : propositions de grille nationale de qualité des huîtres creuses <i>Crassostrea gigas</i>				
98/07c				Projet Qualité des Mollusques : mesure instrumentale de texture et relation avec la teneur en glycogène (cas de l'huître creuse)				
98/07d				Projet Qualité des Mollusques : grille nationale de qualité des huîtres creuses <i>C. gigas</i> . Analyse des huîtres commercialisées en Normandie				
98/07e				Projet Qualité des Mollusques : grille nationale de qualité des huîtres creuses <i>C. gigas</i> . Analyse des huîtres commercialisées en Bretagne				
98/07f				Projet Qualité des Mollusques : grille nationale de qualité des huîtres creuses <i>C. gigas</i> . Analyse des huîtres commercialisées en Baie de Bourgneuf				
98/07g				Projet Qualité des Mollusques : grille nationale de qualité des huîtres creuses <i>C. gigas</i> . Analyses des huîtres commercialisées dans le bassin de Marennes-Oléron				

98/07h				Projet Qualité des Mollusques : grille nationale de qualité des huîtres creuses <i>C. gigas</i> . Analyse des huîtres commercialisées en Méditerranée				
98/07i				Projet Qualité des Mollusques : grille nationale de qualité des mollusques				
98/07j				Projet Qualité des Mollusques : enquête d'opinion nationale sur la qualité et la commercialisation des huîtres				
98/07k				Projet Qualité des Mollusques : étude préliminaire sur la caractérisation d'huîtres par évaluation sensorielle et analyse des composés volatils				
98/07l				Projet Qualité des Mollusques : composition biochimique et valeur alimentaire des huîtres et des moules				
98/07m				Projet Qualité des Mollusques : contribution à l'étude du stockage des huîtres en bassin				
98/07n				Projet Qualité des Mollusques : essais de stockage et de décontamination de moules en conteneurs				