

Programme Zonéco

Rapport d'activité par Yoann THOMAS



Contrat à Durée Déterminée : du 18 octobre 2004 au 31 août 2005

Financement : Agence pour le Développement Economique de la Calédonie
15, rue Guynemer BP 2384 Nouméa

Accueil : Ifremer, Département Aquaculture en Calédonie
Quai des scientifiques BP 2056 Nouméa

Partie I : Modélisation des flux de nutriments azotés et phosphorés en sortie des bassins d'élevage de crevettes *L. stylirostris* en Nouvelle-Calédonie.

Partie II : Recherche d'indicateurs des effluents d'élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie.



Nouméa, Août 2005



Avant propos

Ce travail a été mené avec le soutien et l'encadrement de :

Responsable opération : Alain HERBLAND (DAC-Ifremer)

Responsables thèmes : Hugues LEMONNIER (DAC-Ifremer), Pascal PAGAND (UNC)

Collaborations : Benoît SOULARD (DAC-Ifremer, Base de données Access), Xavier MARI (IRD, Analyse TEP), J-L MARTIN (CREMA-Ifremer), Claude Courties (CNRS-Banyuls, Analyse Cytométrie en flux), Damien BUISSON (SMAI, Cartographie), A.-L. MARTEAU (DAC-Ifremer, prélèvements, traitements et analyses).

Je tiens à les en remercier.

D'autre part, ce travail n'aurait pas été possible (notamment d'un point de vu administratif et logistique) sans l'aide et le soutien de l'ensemble du personnel Ifremer du Département Aquaculture en Calédonie. Sans tous les nommer pour n'en oublier aucun, je tiens à les remercier.

Enfin, je tiens à remercier particulièrement Yves HARACHE pour sa confiance.

Merci à Aline et à toute ma petite famille Calédonienne...

*« Notre liberté se construit sur
ce qu'autrui ignore de notre
existence » Soljenitsyne*

Rapport et communications dans le cadre de ce projet :

Thomas, Y., Pagand, P., Marteau, A.L., Lemonnier, H., Herbland, A. Modélisation des flux de nutriments en sortie des élevages de crevettes de Nouvelle-Calédonie (Programme ZoNéCo). Atelier « Ecosystèmes et Crevetticulture en Nouvelle Calédonie », IRD, Nouméa, 22-24 juin 2005. **Communication orale.**

Thomas, Y., Lemonnier, H., Marteau, A.L., Herbland, A. Recherche de traceurs des effluents des élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie (Programme ZoNéCo). Atelier « Ecosystèmes et Crevetticulture en Nouvelle Calédonie », IRD, Nouméa, 22-24 juin 2005. **Communication orale.**

Thomas, Y., Pagand, P., Marteau, A-L., Lemonnier, H., Herbland, A., 2006. Modelling the flows of nutrients at exit of the shrimp farms of New-Caledonia : First results. "The International conference and exhibition of World Aquaculture Society" AQUA 2006, May 9-13, 2006 Firenze, Italy. **Communication orale.**

El Helwe, Y., Thomas, Y., Lemonnier, H., Courties, C., Marteau, A-L., Herbland, A., 2006. Candidate indicators of shrimp farm effluents in the Caledonian lagoon: First results. "The International conference and exhibition of World Aquaculture Society" AQUA 2006, May 9-13, 2006 Firenze, Italy. **Poster.**

El Helwe, Y. Recherche d'indicateurs des effluents d'élevage de crevettes dans le lagon de la Nouvelle Calédonie. **Rapport de Master 2 Recherche** EDEL, Univ. La Rochelle. 48 pp.

MODELISATION DES FLUX DE NUTRIMENTS (AZOTE ET PHOSPHORE) EN SORTIE D'UN BASSIN D'ELEVAGE DE CREVETTES <i>LITOPENAEUS STYLIROSTRIS</i>.	1
1 INTRODUCTION	1
2 LE MODELE CONCEPTUEL	2
2.1 L'azote	2
2.2 Le phosphore	3
2.3 Le phytoplancton	3
2.4 Le sédiment	4
3 LE MODELE MATHEMATIQUE	5
3.1 La biomasse	5
3.1.1 La croissance de <i>Litopenaeus stylirostris</i>	5
3.1.2 Evolution du Nombre	9
3.1.3 Dynamique de la biomasse	9
3.2 Les pratiques culturales	9
3.2.1 L'aliment	9
3.2.2 Gestion de l'eau	10
3.2.3 La fertilisation	11
3.3 Processus physiologiques de nutrition	11
3.3.1 L'ingestion	11
3.3.2 La digestion	12
3.3.3 L'excrétion	12
3.4 Lessivage de l'aliment et des fécès	13
3.5 Le phytoplancton	14
3.5.1 Croissance phytoplanctonique	14
3.5.2 Variation de la biomasse phytoplanctonique	16
3.6 La volatilisation	16
3.7 Les flux à l'interface eau-sédiment	17
3.8 Dynamique de l'Azote	17
3.9 Dynamique du Phosphore	18

3.10	Validation du modèle global	19
3.11	Calibration du modèle	20
4	RESULTATS	21
4.1	Dynamique de la biomasse	21
4.2	L'excrétion	22
4.3	L'alimentation	23
4.4	Les déchets	24
4.5	Les pratiques culturelles	24
4.5.1	Le renouvellement	24
4.5.2	La fertilisation	25
4.6	Validation du modèle global	25
4.6.1	Elevage à faible densité	25
4.6.2	Elevage à forte densité	28
4.6.3	Les effluents	30
5	DISCUSSION	31
5.1	La biomasse	31
5.2	Les pratiques culturelles	32
5.2.1	Gestion de la biomasse	32
5.2.2	L'alimentation	32
5.2.3	Le renouvellement	32
5.3	Le sédiment	32
5.4	Le phytoplancton	33
6	CONCLUSION, PERSPECTIVES	34
7	REFERENCES	36

RECHERCHE D'INDICATEURS DES EFFLUENTS D'ELEVAGES DE CREVETTES EN NOUVELLE-CALÉDONIE	38
1 INTRODUCTION	38
2 MATERIELS ET METHODES	38
2.1 Les sites sélectionnés	38
2.2 Les variables mesurées	38
2.3 Stratégie d'échantillonnage	39
2.3.1 Les stations (Fig. 1) :	39
2.3.2 La stratégie (sur chaque station):	39
3 TRAITEMENTS ET ANALYSES	41
3.1 Les échantillons d'eau	41
3.1.1 Chlorophylle -a et phéopigments	41
3.1.2 Fraction particulaire	41
3.1.3 Fraction dissoute	41
3.2 Les sondes CTD	42
3.2.1 La sonde SeaBird	42
3.2.2 La sonde YSI	42
3.3 Les mesures directes	42
4 ARCHIVAGE DES DONNEES	43
4.1 Archivage au format Excel	43
4.2 Archivage au format Access	43
5 RESULTATS	43
5.1 Paramètres des fermes	44
5.2 Les marqueurs dans la baie	44
5.2.1 Aspect spatial	44
5.2.2 Aspect spatio-temporel	45
6 PERSPECTIVES	47

ANNEXE 1. PROTOCOLE DE DOSAGE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE DANS LES FECES DE <i>L. STYLIROSTRIS</i>	48
ANNEXE 2. PROCEDURE DE TRANSFERT DES DONNEES DE LA SONDE SEABIRD A LA BASE DE DONNEES EXCEL	50
ANNEXE 3. PROCEDURE DE TRANSFERT DES DONNEES DE LA SONDE YSI AU DATA-LOGGER	55
ANNEXE 4. FORMULAIRES DE LA BASE DE DONNEES ZONECO AU FORMAT ACCESS	57
ANNEXE 5. DIAPOSITIVES DE LA PRESENTATION DU SEMINAIRE « ECOSYSTEMES ET CREVETTICULTURE EN NOUVELLE-CALEDONIE »	58

Modélisation des flux de nutriments (azote et phosphore) en sortie d'un bassin d'élevage de crevettes *Litopenaeus stylirostris*.

1 Introduction

La filière crevette de Nouvelle-Calédonie connaît un important développement depuis les années 1990. Actuellement, 19 fermes de production, soit 620 ha de bassins, se répartissent sur la côte ouest de l'île et produisent près de 2200 tonnes de crevettes *Litopenaeus stylirostris*. Les effluents de ces élevages représentent l'équivalent de 5 à 30% du volume de chaque bassin de production par jour, de l'ensemencement à la pêche finale. Or, la multiplication des fermes et le risque d'intensification des systèmes d'élevage sont susceptibles d'augmenter la pression sur les écosystèmes aquatiques adjacents. Il a en effet été démontré que les densités d'animaux, les renouvellements et les pratiques d'alimentation agissent directement sur la quantité de déchets produits et *in fine* susceptibles d'être exportés (Lemonier et Faninoz, 2006, Lemonnier et al., 2003, Martin et al., 1998, Lemonnier, 1997). C'est pourquoi il apparaît à présent nécessaire d'être capable d'évaluer, en fonction des pratiques culturales, la nature et les quantités de déchets exportés dans les effluents des élevages de crevettes.

De nombreux auteurs décrivent l'azote et le phosphore comme des éléments majeurs dans la dynamique de l'écosystème bassin (Lorenzen et al., 1997, Montoya et al., 2000, Burford et al., 2003). Ils constituent en effet les nutriments permettant le soutien de la production primaire et il a été établi que les bassins de crevettes sont des « producteurs » de phytoplancton qui représente la majeure partie des éléments rejetés dans le milieu receveur (Paez-Osuna et al., 1997, Martin et al., 1998 [...]). Un intérêt particulier doit donc être porté sur la dynamique des nutriments et l'influence des pratiques culturales sur cette dynamique afin d'être en mesure d'évaluer les quantités de déchets produits et exportés.

Dans l'écosystème bassin, l'aliment constitue le principal apport en éléments azotés et phosphorés (Funge-Smith et Briggs, 1998, Paez-Osuna et al., 1997). Or, de l'azote et du phosphore total introduits, seulement 20-30% et 6-10% respectivement seront retenus dans les crevettes (Funge-Smith et Briggs, 1998, Martin et al., 1998, Paez-Osuna et al., 1997, Teichert-Coddington et al., 2000), une part importante de ces éléments va donc entrer dans le milieu d'élevage.

Les deux principaux composants de l'écosystème bassin sont la colonne d'eau et le sédiment qui vont interagir continuellement. Les pratiques de gestion (alimentation, renouvellement, aération, chaulage...) constituant le facteur extérieur venant influencer l'environnement de culture (Funge-Smith et Briggs, 1998). Modéliser les flux de nutriments nécessite donc d'évaluer les transferts entre les différents compartiments que sont la colonne d'eau, le sédiment, le phytoplancton et la biomasse de crevette. Dans un premier temps, le zooplancton n'est pas pris en compte.

Cette étude s'attache ainsi à établir l'influence des pratiques culturales sur la dynamique des nutriments azotés et phosphorés dans et en sortie d'un bassin d'élevage de crevettes *L. stylirostris*. Un modèle mathématique est construit et calibré sur la base de données historiques issues d'expérimentations mises en œuvre à la station Ifremer de Nouvelle-Calédonie ainsi que sur les informations extraites d'une base de données regroupant les paramètres d'un certain nombre de fermes Calédoniennes. Des expérimentations permettent en parallèle d'apporter des informations sur le processus d'excrétion de l'espèce *L. stylirostris*.

Enfin, une campagne d'échantillonnage (nov.2004-05) des eaux d'entrée et de sortie de 4 bassins répartis sur deux fermes (une intensive 35 ind/m² et une semi-intensive 20ind/m²) doit permettre de valider le caractère prédictif du modèle.

2 Le modèle conceptuel

Le modèle (Fig. 1) se subdivise en différents compartiments entre lesquels existe des flux entrant et sortant. Cinq compartiments sont ainsi identifiés : l'aliment, la biomasse de crevettes, la colonne d'eau, le phytoplancton et le sédiment. Un sixième compartiment nommé « déchets », qui émane du gaspillage de l'aliment et des fécès, est intégré.

Dans la colonne d'eau différentes formes chimiques dissoutes sont identifiées ; pour l'azote : l'azote ammoniacal total (TAN), l'azote organique dissout (NOD), les nitrites et nitrates (NOx). Pour le phosphore, la fraction organique présentant une solubilité très faible, seule la fraction inorganique va se trouver dissoute sous forme de phosphate ou phosphore réactif dissout (DRP) (Montoya *et al.*, 2000). Dans les autres compartiments, représentant la fraction particulaire des éléments, les flux se font en moles d'azote et de phosphore.

2.1 L'azote

L'excrétion et le lessivage des déchets (alimentaires et fécès) constituent les sources d'azote organique dissout (NOD). La grande partie de cet azote organique étant réfractaire et

non réellement utilisée par la faune (Burford, 2000), cette fraction sera soumise uniquement à l'évacuation par le renouvellement.

Différents flux entrant de TAN sont identifiés : l'excrétion par la biomasse de crevettes, les fertilisants (urée), le transfert à l'interface eau/sédiment (reminéralisation) et le lessivage des déchets (aliment gaspillé et fécès) (Montoya et al., 1999, Burford et Williams, 2001).

Quatre flux sortant de TAN sont définis : La nitrification qui va générer des nitrites/nitrates (NO_x), l'assimilation par la biomasse phytoplanctonique (TAN et NO_x), l'évacuation au cours du renouvellement et la volatilisation sous forme d'ammoniac gazeux (Hargreaves, 1998, Jackson et al., 2003).

2.2 Le phosphore

Le phosphore dissout a quatre origines : l'eau d'entrée, l'excrétion, le lessivage, et la diffusion à l'interface eau/sédiment, la fertilisation phosphorée étant interdite en Nouvelle-Calédonie. Ce phosphore va suivre deux voies : l'assimilation par la biomasse phytoplanctonique et l'évacuation au cours du renouvellement. Une troisième voie concernant l'adsorption sur les hydroxydes de fer ou les carbonates doit être étudiée comme une voie d'enrichissement du sédiment.

Le Phosphore particulaire, issu des déchets alimentaires, des fécès et de la sédimentation du phytoplancton va sédimenter et subir une dégradation aboutissant à la formation de Phosphore minérale dont une partie va diffuser du sédiment vers la colonne d'eau (reminéralisation).

Deux fractions seront ainsi définies pour le phosphore ; une dissoute (DRP) et une particulaire, intégrée aux compartiments : aliment, déchets, crevette, sédiment et phytoplancton.

2.3 Le phytoplancton

L'assimilation par le phytoplancton d'une partie de la fraction inorganique dissoute de l'azote et du phosphore constitue une voie primordiale de recyclage des nutriments dans la colonne d'eau (Hargreaves, 1998). La biomasse phytoplanctonique va ainsi constituer la fraction particulaire en suspension de l'azote et du phosphore. Exprimée en concentration de Chlorophylle a, le phytoplancton va être en partie évacué au cours du renouvellement et en partie sédimenté. La biomasse phytoplanctonique est convertie en équivalents N & P par l'utilisation de taux moyens par unité de Chl-a, soit 0,65 moleN/gChl-a et 0,04 moleP/gChl-a, correspondant à un rapport N/P = 16 équivalent à celui décrit par Redfield.

2.4 Le sédiment

Le sédiment va jouer un rôle important dans la dynamique des nutriments, il constitue aussi bien une source de substances dissoutes qu'un puits pour la fraction particulaire (Lefebvre et al., 2001). Funge-Smith et Briggs, (1998) estime ainsi à 24% et 84% la part respective d'azote et de phosphore retenue par le sédiment au cours d'un élevage. Alimenté par la sédimentation des fécès, de la fraction d'aliment gaspillé et du phytoplancton, le sédiment va réémettre une partie des éléments sous forme minérale (reminéralisation), réalimentant ainsi la colonne d'eau. Il est notable que la part de phosphore reminéralisé est moindre du fait de la très faible solubilité du phosphore organique et du processus d'adsorption et fixation par les particules sédimentaire (Boyd et Munsiri, 1996), expliquant ainsi la part importante (>80%) piégée au cours de l'élevage.

Le modèle s'attachera donc à représenter les flux d'azote et de phosphore entre les différents compartiments identifiés que sont l'aliment distribué, ingéré et gaspillé (N&P-ALT, N&P-A_{ING} et N&P-A_{GASP}), les Fertilisants (N-Fer), les crevettes (N&P-W), les fécès (Fe_{CN&P}), le phytoplancton (Phy_{N&P}), la colonne d'eau, l'eau d'entrée et de sortie (C_{N&P}, N&P-Inflow & Outflow) et le sédiment (N&P-Sed).

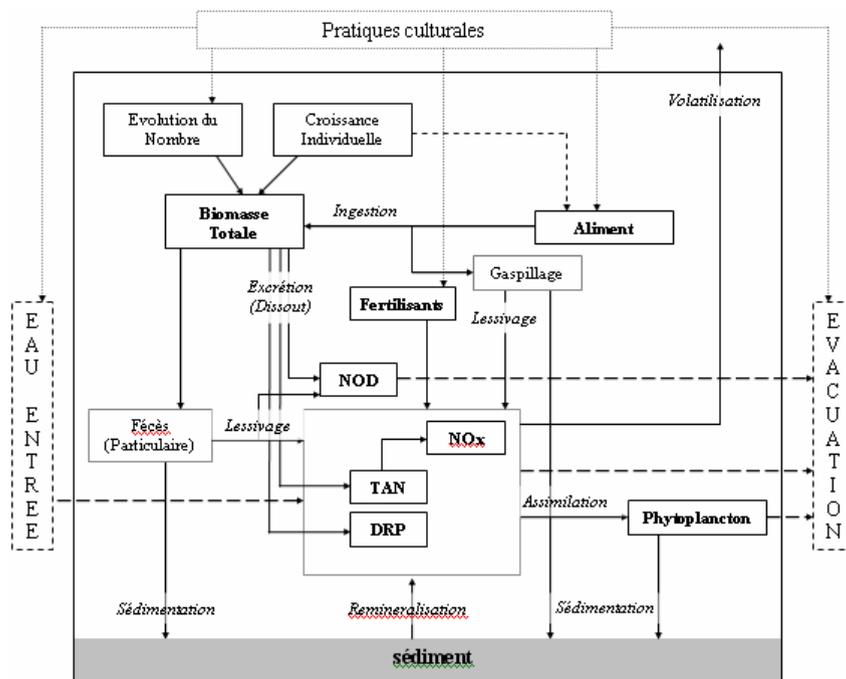


Fig. 1. Modèle conceptuel des flux de nutriments dans un bassin d'élevage de crevettes. TAN : Azote ammoniacal total, NOx : nitrite/nitrate, NOD : azote organique dissout, DRP : Phosphore réactif dissout.

3 Le modèle mathématique

La dynamique de l'azote et du phosphore dans le bassin est exprimée, tout au long du cycle de mise en culture, par un modèle mathématique (équations différentielles) permettant de rendre compte du modèle conceptuel exposé en Fig. 1. Les différentes équations du modèle sont programmées sur le logiciel STELLA[®] et les simulations sont faites avec un pas de temps horaire.

3.1 La biomasse

3.1.1 La croissance de *Litopenaeus stylirostris*

3.1.1.1 *Profil de la croissance*

L'allure générale de la courbe de croissance suit une sigmoïde (Fig. 2a) indiquant une phase exponentielle de croissance au cours des premiers stades de vie, jusqu'à un poids de 10g environ, suivie d'une diminution du taux de croissance à partir d'un poids de 15 à 20 grammes.

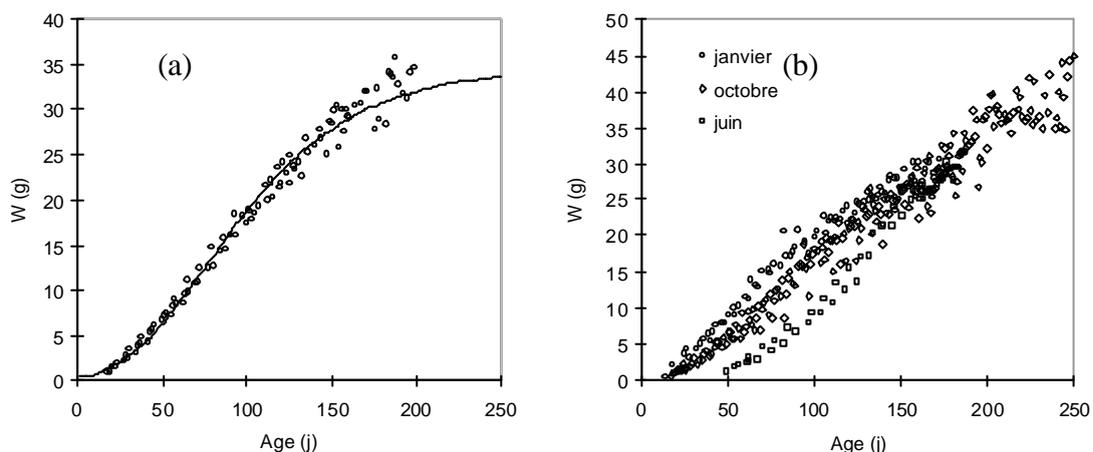


Fig. 2. Courbes de croissance de *Penaeus stylirostris* pour différentes dates d'ensemencement (a). Evolution de la vitesse de croissance G (g/j) au cours de l'élevage et ce pour différentes dates d'ensemencement (b).

Les performances de croissance présentent cependant une forte hétérogénéité selon la saison d'élevage, témoignant de l'effet de la température (Fig. 2b). Ainsi, les élevages initiés en saison chaude présentent une forte croissance initiale et une inflexion prématurée, à l'arrivée de la saison froide. Inversement, les élevages initiés à la saison froide présentent des performances très faibles en début de croissance suivi d'un profil quasi linéaire.

3.1.1.2 Choix d'un modèle de croissance

Dans les modèles dynamiques, le développement d'équations rendant compte de la croissance est nécessaire afin de décrire le développement d'une population et les interactions avec l'environnement (Gamito, 1998).

Il existe de nombreuses stratégies pour modéliser la croissance. Elles peuvent être scindées en deux catégories : les modèles déterministes, fondés sur des processus causaux évalués expérimentalement. Les modèles empiriques, reposant sur des relations statistiques (linéaires, exponentielles, puissances...) observées, pas nécessairement causales.

Parmi les modèles déterministes, les modèles écophysiologiques semblent les plus précis car ils prennent en compte les échanges énergétiques gouvernés par des processus physiologiques et des paramètres environnementaux. Ils nécessitent cependant de nombreuses informations pour leur construction.

Parmi les modèles empiriques, une première approche vise à mettre en relation directe les paramètres (i.e. environnementaux, poids, aliment ingéré) et le processus (i.e. croissance).

Une seconde approche empirique réside dans l'utilisation d'équations telles que l'équation de Gompertz (1832), la Logistique de Pearl-Verhulst (1838) ou la Von Bertalanffy (1927). Ces différentes équations décrivant la croissance en intégrant généralement une constante de croissance et une fonction de la taille limite asymptotique. Tandis que l'équation de Von Bertalanffy décrit plutôt la fin du processus de croissance, lorsque la taille se rapproche de sa valeur limite, la logistique et la Gompertz prétendent décrire l'ensemble de la croissance suivant une forme sigmoïde, le second de ces modèles étant le plus réaliste de par la dissymétrie qu'il introduit (Frontier et Pichot-Viale, 1998).

Dans le cas présent, la croissance étudiée est celle d'une population cultivée et se limite à un an d'élevage. L'étude du profil de croissance semble indiquer que les crevettes atteignent une taille limite en fin d'élevage (dans les conditions d'élevage étudiées). Les deux phases du phénomène de croissance décrites par Frontier *et al.*, (1998), exponentielle et ralentie sont en effet observées. L'utilisation d'un modèle rendant compte de tout le processus de croissance est donc préconisée. Aussi, l'équation de Gompertz, de par sa dissymétrie entre la première et la seconde phase de croissance, semble la plus adaptée pour simuler les profils observés. C'est donc ce modèle qui est utilisé.

3.1.1.3 L'équation de Gompertz

Cette équation est de la forme (Gamito, 1998) :

$$W_t = W_0 \exp(\mu_0(1 - \exp(-kt)))$$

Où W_0 correspond au poids théorique à l'âge zéro, μ_0 le taux de croissance instantané initial et k le taux de décroissance de μ_0 au cours du temps tel que :

$$d\mu/dt = k\mu$$

3.1.1.3.1 Le taux de croissance initial instantané μ_0

Ce taux de croissance est calculé sur la base des données d'une ferme à partir de la relation :

$$\mu_0 = 100 \times \ln(W_t/W_0) / dt$$

On obtient ainsi $\mu_0 = 4,9 \text{ \%} \cdot \text{j}^{-1}$

3.1.1.3.2 Le paramètre k

La relation $d\mu/dt = f(\mu)$ est effectuée :

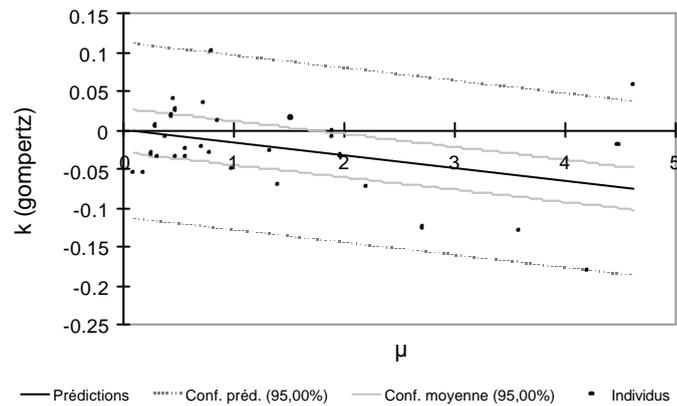


Fig. 3. régression entre la variation de μ au cours du temps et μ , permettant d'extraire le paramètre k .

Le paramètre (k) extrait est de $k = -0,0162$ ($p = 0,004$)

3.1.1.3.3 Résultat de la simulation

Le poids initial théorique est ajusté aux observations et évalué à $W_0 = 0,3 \text{ g}$. Le modèle extrait est donc de la forme :

$$W_t = 0,3 \times \exp(4,9 (1 - \exp(-0,0162 \times t)))$$

avec, W_t le poids individuel des crevettes (g) au temps t

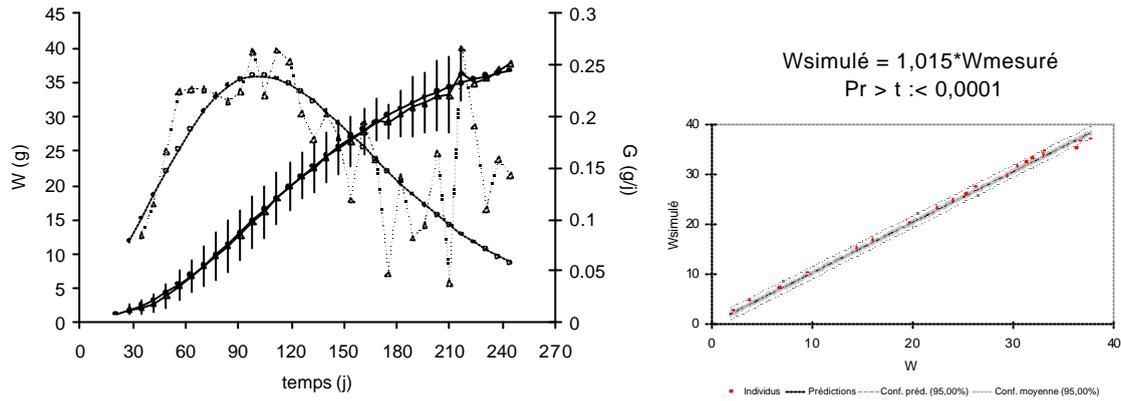


Fig. 4. Courbe de croissance moyenne mesurée (triangles) et écart-type et simulée (ronds) en lignes continues. Vitesse de croissance moyenne mesurée et simulée (lignes discontinues).

3.1.1.3.4 Introduction d'une saisonnalité

L'ajustement d'une vitesse initiale de croissance (μ_0) permet d'adapter la première phase de croissance du modèle aux observations et l'ajustement du paramètre (k) permet de rendre compte de l'inflexion de fin de croissance.

Des régression non linéaires entre les poids individuels mesurés et le temps pour l'ensemble des élevages initiés à la même période (même mois) permet d'extraire les paramètres (μ_0) et (k) correspondant (Table 1).

Table 1. Paramètres du modèle Gompertz (μ_0 et k) en fonction du mois d'ensemencement.

	janvier	février	Juin	août	septembre	Octobre	novembre	décembre
μ_0	4.6170	4.6191	5.5530	4.8113	5.0087	4.9759	4.8227	4.7931
k	0.0250	0.0240	0.0100	0.0166	0.0143	0.0155	0.0186	0.0195

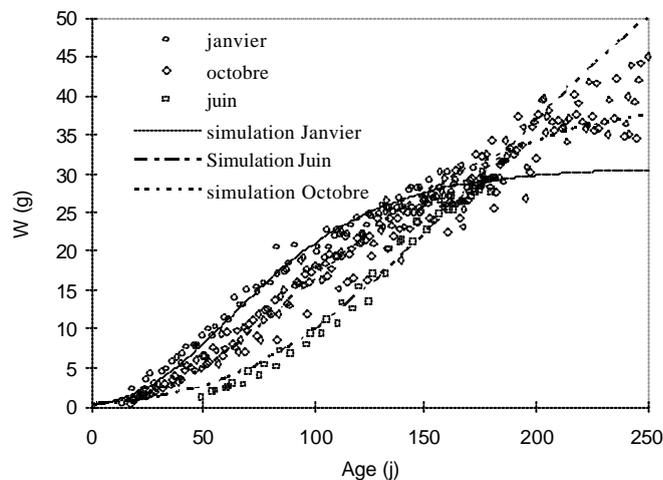


Fig. 5. Simulation de la croissance individuelle avec le modèle Gompertz « saisonnalisé » (mesures en symboles, simulations en lignes).

3.1.2 Evolution du Nombre

Afin de rendre le modèle à même de prévoir divers scénarios, l'évolution du nombre de crevettes à l'échelle du bassin est rendu dépendante du taux de survie estimé à 120 jours. Le modèle choisi est un modèle de mortalité exponentielle.

Ainsi :

$$N_t = N_0 e^{-Mt}$$

Avec:

$$M = - (\ln(T_{XS120}) / 120)$$

Où N_0 le nombre d'individus ensemencés, N_t le nombre d'individus au temps t , M le taux de mortalité journalier et T_{XS120} le taux de survie estimé sur le bassin après 120 jours d'exploitation (% du nombre ensemencé).

3.1.3 Dynamique de la biomasse

La biomasse à l'échelle du bassin va être définie par l'équation suivante :

$$B_t = (N_t - N_{Pt}) \cdot W_t$$

Avec :

$$N_{Pt} = M_{Pt} / W_t$$

Où, au temps t , B_t est la biomasse totale (g), N_{Pt} le nombre d'individus pêchés et M_{Pt} la masse de la pêche (g).

Le poids moyen individuel des crevettes va être le paramètre déterminant la première pêche, les contraintes économiques étant à l'origine de cette pratique. Ce poids est variable et peut être modifié par l'utilisateur. La masse de crevettes pêchée est aussi variable, la moyenne étant de 4 tonnes du fait de la capacité de traitement de l'usine de conditionnement. Une série de pêches (fréquence modulable) va ensuite se succéder jusqu'à l'épuisement du stock.

3.2 Les pratiques culturales

3.2.1 L'aliment

3.2.1.1 Composition

Table 2. Composition en Azote et Phosphore de l'aliment distribué (résultats sur produit brut).

Taux d'Azote (z)	Taux de Phosphore (p)
6,2%	1,4%

La composition de l'aliment est transmise par les fabricants (MSV et SICA) qui font analyser leurs produits par les laboratoires officiels vétérinaires, agroalimentaires et phytosanitaires de la Nouvelle-Calédonie (Table 2).

3.2.1.2 *Distribution*

La ration correspond à la quantité de nourriture distribuée chaque jour. Le fermier va en permanence ajuster cette ration en fonction de la croissance des crevettes et des restes observés ou non sur les mangeoires réparties dans le bassin. Cependant, la biomasse de crevette étant difficile à évaluer il peut exister une différence notable entre la ration distribuée et la part réellement mangée. Un modèle empirique est donc établi afin de simuler la ration journalière distribuée par le fermier en fonction du poids individuel des crevettes. Ainsi, pour des crevettes de plus de 1g, la ration va être définie par :

$$ALT_t = TX_{nut} \cdot B_t$$

Avec :

$$TX_{nut} = aW_t^b$$

Où ALT_t est la ration au temps t (g/j), TX_{nut} Le taux de nutrition (% du poids vif), W_t le poids individuel au temps t et a et b des paramètres déterminés par régression avec les données issues de fermes de production.

Avant que les crevettes atteignent 1g, la pratique varie selon le producteur, en général 7 à 8kg d'aliment sont distribués par hectare.

3.2.2 Gestion de l'eau

Les échanges d'eau sont utilisés en élevage semi-intensif pour équilibrer la salinité et/ou répondre aux variations de paramètres tels que l'oxygène dissout, la turbidité, les comptages d'algues (Lemonnier et Faninoz, 2006, Lemonnier et al., 2003, Lemonnier et Brizard, 1998). Cette pratique permet en outre d'éliminer en partie les matières organiques et métabolites pouvant être toxiques pour les animaux. La biomasse de crevette étant le paramètre déterminant dans la dynamique du système, celle-ci va jouer un rôle important dans l'évolution des taux de renouvellement pratiqués. En Nouvelle-Calédonie, les échanges d'eau sont compris entre 5 et 30% du volume du bassin par jour entre l'ensemencement et la pêche finale.

Le taux de renouvellement est ainsi traité dans le modèle mathématique comme une fraction de la charge en crevette (Della-Patrona *com. pers.*), la charge étant définie comme la biomasse de crevette par unité de surface ($g \cdot m^2$). Ainsi :

$$e = 0,1 \cdot \text{Charge}$$

e correspondant au taux de renouvellement journalier ($\%.j^{-1}$).

3.2.3 La fertilisation

En Nouvelle-Calédonie, seule la fertilisation azoté est autorisée afin de soutenir les blooms phytoplanctoniques. Une pratique consiste à distribuer 3 kg d'urée par hectare tous les 3 jours. L'urée (CH_4ON_2) ayant une masse molaire de 60 g.mol^{-1} , cet amendement correspond à un apport de 100 moles d' N-NH_4 par hectare tous les trois jours. Notons que cette pratique n'est pas utilisée dans toutes les fermes.

3.3 Processus physiologiques de nutrition

3.3.1 L'ingestion

La ration simulée tente de reproduire au plus juste la pratique du fermier. Cependant, cette ration peut excéder la capacité d'ingestion des crevettes et dans ce cas produire une quantité de déchets importante. Il s'agit donc d'être en mesure d'évaluer la part d'aliment « gaspillé », déduite de la ration et de l'ingestion effective.

Deux fractions sont ainsi définies telles que :

$$\text{ALT}_t = \text{A}_{\text{ING}_t} + \text{A}_{\text{GASP}_t}$$

Avec :

$$\text{A}_{\text{ING}_t} = i . \text{ALT}_t$$

$$\text{A}_{\text{GASP}_t} = (1 - i) . \text{ALT}_t$$

Où A_{ING_t} la fraction d'aliment ingérée (g/j), A_{GASP_t} la fraction gaspillée (g/j) et (i) la proportion de l'aliment total ALT_t ingérée.

Des expérimentations ont été menées afin d'évaluer le taux d'ingestion (i) en fonction du poids de la crevette (Fig. 6) (Pagand et al., in prep.). Ainsi, (i) est défini comme une fonction puissance du poids individuel, tel que :

$$i = 4,32 . W^{-0,2875}$$

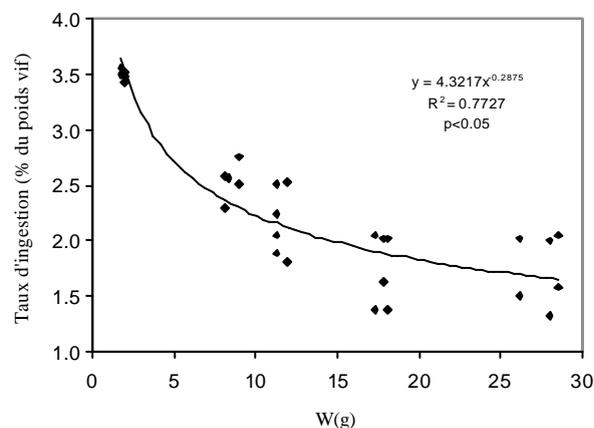


Fig. 6. Taux d'ingestion de l'aliment (% du poids vif) en fonction du poids individuel des crevettes.

3.3.2 La digestion

Seule une fraction de l'aliment ingéré va être excrétée sous forme de fécès. La Fig. 7 exprime l'évolution de cette excrétion (en % de l'aliment ingéré) en fonction du poids individuel.

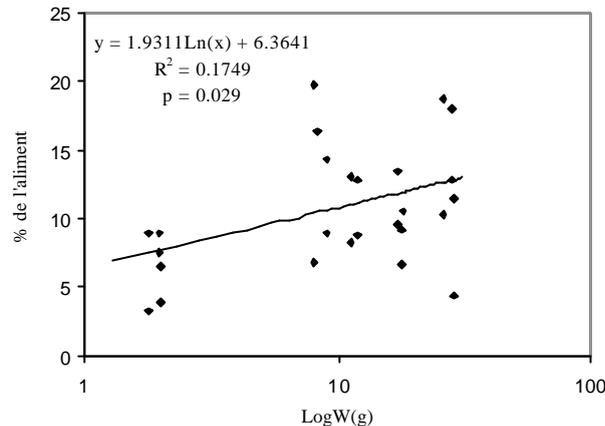


Fig. 7. Evolution de la fraction de l'aliment ingéré retrouvé dans les fécès en fonction du poids des crevettes .

En parallèle, la composition des fécès va être fonction de la digestibilité des éléments qui constituent l'aliment.

Ainsi, **Burford et Williams, (2001)** évaluent la digestibilité (d_N) de l'azote consommé à 85%. 15% de l'azote contenu dans l'aliment ingéré ($N-A_{ING}$) se trouvera donc dans les fécès, soumis au lessivage.

Un protocole de dosage de l'azote et du phosphore dans les fécès des crevettes *L. stylirostris* a été élaboré dans le cadre de l'opération, permettant d'extraire un taux de digestibilité (d) pour chacun de ces aliments ([annexe 1](#)).

3.3.3 L'excrétion

Des expérimentations ont été conduites afin d'évaluer l'excrétions branchiale d'azote ($N-NH_4$) et de phosphore ($P-PO_4$) des crevettes en fonction du poids de ces dernières (Fig. 8).

Tandis que l'excrétion azotée suit une évolution montrant une diminution progressive au cours de la croissance (fig.13b), l'excrétion phosphorée atteint rapidement un seuil de $0.5\mu\text{molP.g}^{-1}.\text{j}^{-1}$, seuls les individus de très petite taille excrétant de façon importante par rapport à leur poids.

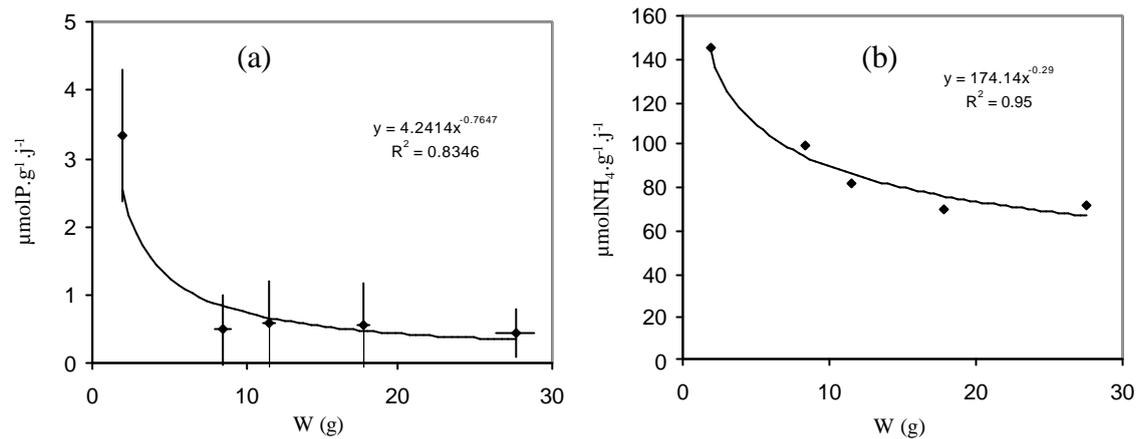


Fig. 8. Evolution de l'excrétion Phosphorée (a) et Azotée (b) en fonction du poids des crevettes .

Deux relations sont extraites :

$$\text{Excrétion azotée : } E_{\text{NH}_4} = 174,14.W^{-0,29}$$

$$\text{Excrétion phosphorée : } E_{\text{P}_{\text{O}_4}} = 4,24.W^{-0,76}$$

Notons que l'excrétion azotée se fait majoritairement sous forme de TAN (90%) le reste étant excrété sous forme d'azote organique dissout (NOD) (Burford et Lorenzen, 2004).

3.4 Lessivage de l'aliment et des fécès

L'azote et le phosphore dissout provenant du lessivage de l'aliment et des fécès contribuent significativement à l'ensemble des nutriments émis dans la colonne d'eau (Burford et Williams, 2001, Montoya et al., 2000). La majorité de l'azote lessivé à partir de l'aliment et des fécès est sous forme organique (urée, Amines Primaires Dissoutes (DPA) et autres NOD), la fraction inorganique lessivée ne représentant qu'une faible proportion : 2.7% pour l'aliment et 5% pour les fécès selon Burford et Williams, (2001). Le lessivage présente une certaine cinétique. Rapide pendant les deux premières heures dans l'eau, la perte plafonne ensuite autour de 15% pour l'azote alimentaire (Smith et al., 2002) et 0,4% pour l'azote fécal (Burford et Williams, 2001).

La solubilité du phosphore organique étant négligeable, seul le phosphore inorganique va être lessivé de l'aliment et des fécès (Montoya et al., 2000). Cependant, aucune donnée sur le taux de lessivage n'est disponible pour le phosphore.

Ainsi, dans le modèle, un taux de lessivage de l'azote et du phosphore inorganiques sera établi (ajusté) pour la fraction issue de l'aliment (respectivement l_{a-N} et l_{a-P}) et des fécès (l_{f-N} et l_{f-P}). La part d'azote organique lessivé étant déduite par ailleurs.

3.5 Le phytoplancton

3.5.1 Croissance phytoplanctonique

Le compartiment phytoplanctonique est représenté sous forme de chlorophylle-a qui est une variable communément utilisée, simple à mesurer et bien corrélée avec la biomasse phytoplanctonique.

Le modèle de croissance est formulé de la façon suivante :

$$g = g_{\max} \cdot L_{\text{light}} \cdot L_N \cdot L_P$$

Avec g le taux de croissance journalier (% du poids individuel en jour⁻¹), g_{\max} le taux de croissance maximal en l'absence de limitation (jour⁻¹), L_{light} , L_N et L_P les coefficients de limitation respectivement de la lumière, de l'azote et du phosphore.

Le taux de croissance maximal (g_{\max}) apparaît très variable. Dans la littérature il oscille entre 0,2 et 8 jour⁻¹. Cependant, les valeurs les plus communément observées et utilisées dans les modèles de croissance fluctuent entre 0,5 et 2 (Burford et Lorenzen, 2004, Flynn, 2003, Barillé, 1991 [...]).

La limitation par la lumière s'exprime de la façon suivante (d'après Steele (1962)) :

$$L_{\text{light}} = (i/k) \cdot \{ \exp [-(I_0/I_{\text{sat}}) \cdot \exp(-kz)] - \exp(-I_0/I_{\text{sat}}) \}$$

i étant la base du logarithme naturel (2.72), I_0 l'intensité de la lumière incidente à la surface du bassin (J.m⁻².jour⁻¹), I_{sat} correspond à l'intensité lumineuse de saturation pour la croissance phytoplanctonique (J.m⁻².jour⁻¹), k le coefficient d'extinction (m⁻¹) et z la profondeur du bassin (m).

Le coefficient d'extinction k correspond à la somme de l'extinction due à la chlorophylle-a (auto ombrage) et à celle des autres sources, tel que :

$$k = k_{\text{Chl}} \cdot C_{\text{Chl}} + k_{\text{other}}$$

k_{Chl} étant l'extinction par unité de concentration en chlorophylle-a (m⁻¹mg⁻¹) et k_{other} exprimant l'extinction due aux sources non chlorophylliennes, principalement minérales (m⁻¹).

Sur la base des informations extraites des Résumés climatologiques annuels en Nouvelle-Calédonie, un modèle simulant l'intensité lumineuse incidente journalière est élaboré (0Fig. 9). Ainsi :

$$I_0 = I_{\text{moyen}} + a_I \cdot \sin((2 \cdot \pi / 365) \cdot t + f_I)$$

Avec, I_{moyen} l'intensité lumineuse journalière moyenne sur l'année, f_I la phase de l'oscillation, t le temps en jours (t_0 étant centré sur le 1^{er} janvier) et a_I la demie amplitude de l'oscillation.

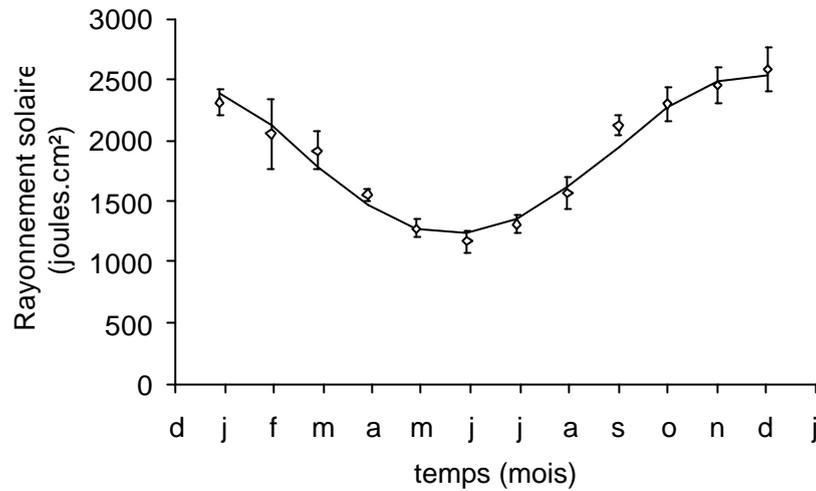


Fig. 9. Intensité lumineuse journalière mesurées (points, Source : Météofrance, station de Bourail) et simulée (ligne).

Les simulations sont faites avec un pas de temps horaire, de manière à introduire un cycle jour/nuit. Ainsi, ce cycle est introduit et impose un arrêt de la croissance au cours de la nuit soit pendant 50% du temps.

Les coefficients de limitation par les nutriments suivent une loi de saturation définie par le modèle de Michaelis-Menten, tel que :

$$L_N = (C_{\text{TAN}} + C_{\text{NO}}) / [(C_{\text{TAN}} + C_{\text{NO}}) + K_{\text{SN}}]$$

$$L_P = C_{\text{DRP}} / (C_{\text{DRP}} + K_{\text{SP}})$$

Avec, C_{DRP} , C_{TAN} et C_{NO} les concentrations en phosphore réactif dissout, TAN et NOx (mol.l⁻¹), K_{SN} et K_{SP} les constantes de demie saturation de l'azote et du phosphore (mg.l⁻¹).

Certain modèles intègrent, en plus des limitations par la lumière et les nutriments, une limitation par la température. Ainsi, dans des conditions optimales de lumière et de ressource trophique, la croissance est doublée pour une augmentation de 10°C ($Q_{10} = 2$). Ainsi :

$$f(T) = \exp(k_T \cdot T) \quad (\text{Eppley, 1972})$$

Avec $f(T)$ l'expression de la limitation par la température, k_T un coefficient dépendant de la loi du Q_{10} et T la température de l'eau. Sur la base d'enregistrements effectués au cours d'une année dans l'eau d'un bassin d'élevage, un modèle de température est élaboré. Soit :

$$T = T_{\text{moyen}} + a_T \cdot \sin((2\pi/365) \cdot t + f_T)$$

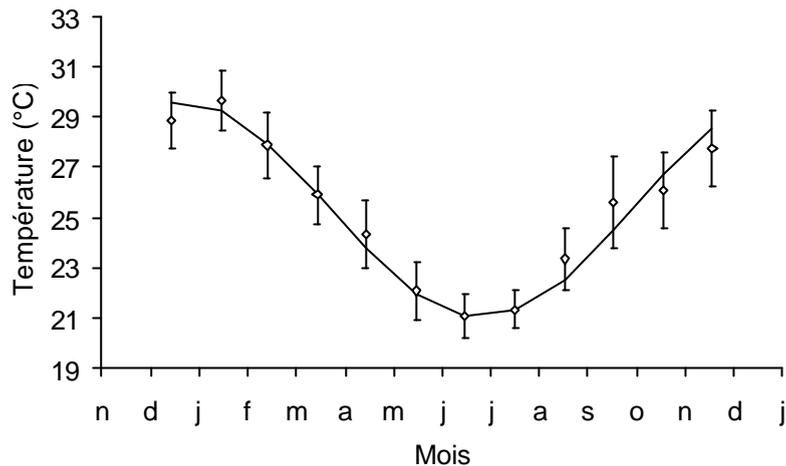


Fig. 10. température journalière de l'eau d'un bassin mesurée (points) et simulée (ligne).

La température des bassins pouvant ne pas apparaître comme un facteur limitant (Lorenzen et al., 1997) l'intégration de ce facteur sera à évaluer.

3.5.2 Variation de la biomasse phytoplanctonique

Le renouvellement va provoquer une diminution de la concentration en phytoplancton. En effet, l'eau d'entrée présente une concentration très faible au regard des concentrations observées dans le bassin. Le bilan est donc négatif, il va y avoir un effet dilution proportionnel au taux de renouvellement.

La sédimentation du phytoplancton vers le compartiment benthique va entraîner une diminution de la biomasse dans la colonne d'eau. La vitesse de sédimentation du phytoplancton vivant est estimée à $0,7 \text{ m.j}^{-1}$ (Smayda et Bienfang, 1983, repris par Barillé, 1991). Burford et Lorenzen (2004) utilisent quant à eux un taux de sédimentation de $0,8 \text{ m.j}^{-1}$ pour le phytoplancton. Ce paramètre devra donc être ajusté, il constitue une source importante de matière organique dans le sédiment.

Dans un premier temps, aucun broutage par le zooplancton n'est introduit.

3.6 La volatilisation

La proportion d'azote rejeté dans l'atmosphère par diffusion du NH_3 et dénitrification peut représenter plus de 30% de l'azote introduit dans un bassin d'élevage intensifié (Martin et al., 1998, Hargreaves, 1998, Funge-Smith et Briggs, 1998). Cette proportion apparaît cependant directement liée à la quantité de déchets produits et donc au degré d'eutrophisation (Lemonnier et Faninoz, 2006). Ainsi, Martin et al., (1998) décrivent une variation de cette proportion (9,7% à 32,9%) en fonction de la densité d'animaux.

La volatilisation est liée au pH de l'eau (au-dessus de pH=9), à la température, la concentration en ammoniacque, au vent et à l'évaporation (Hargreaves, 1998). Ce flux représente cependant une « boîte noire » qui est généralement déduite du bilan des flux comme la différence entre les entrées et sorties (Martin com. pers.).

Compte tenu des densités d'élevage observées en Nouvelle-Calédonie, qui dépassent les 15 ind./m², un taux de volatilisation v constant est appliqué dans le modèle (Table 3).

3.7 Les flux à l'interface eau-sédiment

Les processus de transfert à l'interface eau-sédiment sont complexes. Il existe en effet divers flux, tels que la diffusion passive gouvernée par la différence de concentration entre l'eau interstitielle du sédiment et la colonne d'eau (Feuillet-Girard et al., 1996, Lefebvre et al., 2001) ou bien des phénomènes de remise en suspension sous l'action de turbulences (activité des animaux, vent, aérateurs), qui vont augmenter les échanges. Il apparaît donc difficile de détailler l'ensemble de ces processus qui sont de plus dépendants de nombreux paramètres (température, biomasse...).

Un taux de reminéralisation (r) fixe est donc utilisé pour chacun des éléments N et P, rendant compte de la totalité des flux du sédiment vers la colonne d'eau. Notons que, contrairement à Burford et al., (2003), Barillé (1991) rend ce taux de reminéralisation dépendant de la température afin de reproduire l'évolution de l'activité bactérienne à l'origine de la dégradation de la matière détritique. Cette précision n'apparaît pas nécessaire dans un premier temps, les températures observées en Calédonie n'étant *a priori* pas limitantes.

3.8 Dynamique de l'Azote

La formulation mathématique du modèle des flux d'azote est la suivante :

$$\left\{ \begin{array}{l} dC_{TAN}/dt = \text{Excrétion} + \text{Reminéralisation} + \text{Fertilisation} + \text{Lessivage (féces + aliment)} + \\ \text{Affluents} - \text{Nitrification} - \text{Volatilisation} - \text{Effluents} - \text{Assimilation} \\ dC_{TAN}/dt = C_{TAN}(t-1) + \{(q.E_N.B_t)/V + C_{N-SED}.r + C_{N-FER} + [l_{f-N}.(1-d).z.A_{ING} + l_{a-N}.z.A_{GASP}]/V \\ + e.C_{N-Inflow} - (n + v + e)C_{TAN} - g.C_N.C_{PHY}(C_{TAN} / (C_{TAN} + C_{NOx}))\}/dt \\ dC_{NOx}/dt = \text{nitrification} - \text{effluents} - \text{assimilation} \\ dC_{NOx}/dt = C_{NOx}(t-1) + \{n.C_{TANt} - e.C_{NOx} - g.C_N.C_{PHY}(C_{NOx} / (C_{TAN} + C_{NOx}))\}/dt \end{array} \right.$$

$$\begin{cases}
 dC_{\text{NOD}}/dt = \text{Excrétion} + \text{Lessivage (aliment + fécès)} - \text{Effluents} \\
 dC_{\text{NOD}}/dt = C_{\text{NOD}}(t-1) + \{[(1-q).E_N.B_t + ((1-l_{f-N}).(1-d).z.A_{\text{ING}}) + ((1-l_{a-N}).z.A_{\text{GASP}})]/V - \\
 e.C_{\text{NOD}}\}/dt \\
 \\
 dC_{\text{PHY}}/dt = \text{Croissance} + \text{Affluents} - \text{Sédimentation} - \text{Effluents} \\
 dC_{\text{PHY}}/dt = C_{\text{PHY}}(t-1) + \{g.C_{\text{PHY}t} + e.C_{\text{PHY-Inflow}} - (e+s)C_{\text{PHY}}\}/dt \\
 \\
 dC_{\text{N-SED}}/dt = \text{Sédimentation(N-aliment + N-fécès + N-phytoplancton)} - \text{N-Reminéralisation} \\
 dC_{\text{N-SED}}/dt = C_{\text{N-SED}}(t-1) + \{[s.C_N.C_{\text{PHY}t}.V + (1-l_{f-N}).(1-d).z.A_{\text{ING}} + (1-l_{a-N}).z.A_{\text{GASP}}]/S - C_{\text{N-}} \\
 \text{SED}.r\}/dt
 \end{cases}$$

Où C_{TAN} , C_{NOx} , C_{NOD} , sont respectivement les concentrations en TAN, NOx, et NOD dans la colonne d'eau (mol N.l^{-1}), C_{PHY} la concentration en phytoplancton ($\text{mg chlorophylle a.l}^{-1}$), $C_{\text{N-SED}}$ la concentration en azote dans le sédiment (mol N.m^{-2}), q la proportion de l'azote excrétée sous forme de TAN (le reste étant excrété sous forme de NOD), $C_{\text{N-FER}}$ l'apport azoté (équivalent NH_3) par fertilisation (mol N.l^{-1}), $C_{\text{N-Inflow}}$ la concentration en azote de l'eau d'entrée (mol N.l^{-1}), $C_{\text{PHY-Inflow}}$ la concentration en phytoplancton dans l'eau de renouvellement ($\text{mg chlorophylle a.l}^{-1}$), r le taux de reminéralisation, l_f et l_a respectivement les taux de lessivage de l'azote des fécès $((1-d)A_{\text{ING}})$ et de l'aliment gaspillé (A_{GASP}), z le taux d'azote de l'aliment, d le taux de digestion de l'azote, n le taux de nitrification (j^{-1}), ν le taux de volatilisation de l'ammoniac (j^{-1}), e le taux de renouvellement (j^{-1}), g le taux de croissance du phytoplancton (j^{-1}), c_N le ratio N/Chlorophylle du phytoplancton et s le taux de sédimentation du phytoplancton (j^{-1}). S correspond à la surface du bassin et V au volume d'eau du bassin.

Notons qu'il est ici considéré que le phytoplancton assimile le TAN et NOx dans les proportions de leur concentration relative dans la colonne d'eau, sans préférence (Lorenzen *et al*, 1997).

3.9 Dynamique du Phosphore

$$\begin{cases}
 dC_{\text{DRP}}/dt = \text{Affluents} + \text{Excrétion} + \text{Reminéralisation} - \text{Assimilation} - \text{Effluents} \\
 dC_{\text{DRP}}/dt = C_{\text{DRP}}(t-1) + \{e.C_{\text{P-Inflow}} + (E_P.B + r_P.C_{\text{P-SED}}.S)/V - g.C_P.C_{\text{PHY}} - e.C_{\text{DRP}}\}/dt \\
 \\
 dC_{\text{P-SED}}/dt = \text{Sédimentation (phytoplancton + fécès + Aliment)} - \text{Reminéralisation} \\
 dC_{\text{P-SED}}/dt = C_{\text{P-SED}}(t-1) + \{[s.C_P.C_{\text{PHY}}.V + (1-l_{f-P}).(1-d_P).p.A_{\text{ING}} + (1-l_{a-N}).p.A_{\text{GASP}}]/S - C_{\text{P-}} \\
 \text{SED}.r_P\}/dt
 \end{cases}$$

Où, C_{DRP} la concentration en phosphore réactif dissout dans la colonne d'eau (mol.l^{-1}) $C_{\text{P-Inflow}}$ la concentration en DRP dans l'eau de renouvellement (mol.l^{-1}), E_{P} l'excrétion de DRP par la biomasse de crevettes (mol.l^{-1}), r_{P} le taux de reminéralisation de DRP par jour (jour^{-1}), c_{P} le rapport P/Chlorophylle-a ($\text{mol P.g Chl-a}^{-1}$), $C_{\text{P-SED}}$ la concentration en phosphore dans le sédiment (mol.m^{-2}), l_{f-P} le taux de lessivage du phosphore des fécès, d_{P} le taux de digestibilité du phosphore, p le taux de phosphore de l'aliment et l_{a-P} le taux de lessivage du phosphore de l'aliment.

3.10 Validation du modèle global

Les paramètres de deux élevages menés au sein de la station Ifremer dans le cadre d'une évaluation de l'effet de la densité sur la dynamique du système sont intégrés au modèle (Lemonnier, 1997). Le taux de renouvellement, la ration journalière et le poids moyen des crevettes sont intégrés comme variables forçantes.

Le premier élevage a été mené avec une densité de 11 individus par mètre carré, le bassin avait une surface de 1450 m^2 et l'élevage a été suivi pendant 150 jours. Le taux de survie a été de 60%. Aucun amendement n'était pratiqué au cours de cet élevage.

Pour le second élevage la densitéensemencée était de 30 individus par mètre carré, la surface du bassin était de 1370 m^2 et l'élevage a été suivi pendant 150 jours. Le taux de survie a été de 40,7%. Les paramètres du modèle sont les mêmes pour les deux simulations. Les variables simulées : [Chl-a], [TAN], [NOx], [DRP], [NOD] sont suivies et comparées aux mesures faites dans les bassins.

3.11 Calibration du modèle

Table 3. Les paramètres du modèle

Paramètre	Abréviation	Unité	Valeur	Référence
<u>Croissance</u>				
Poids initial théorique	W_0	g	0.3	Cette étude
<u>Aliment</u>				
Facteur du taux de nutrition	a	Sans dimension	0.098	Cette étude
Exposant du taux de nutrition	b	Sans dimension	-0.44	Cette étude
Taux d'azote de l'aliment	z	%	6.2	GFA
Taux de phosphore de l'aliment	p	%	1.4	GFA
Taux d'ingestion de l'aliment	i	jour ⁻¹	Variable	Cette étude
Taux de digestion de l'azote alimentaire	d_N	%	85	Burford et al., 2004
Taux de digestion du phosphore alimentaire	d_P	%	85	Cette étude
Taux de lessivage de l'N alimentaire	l_{a-N}	jour ⁻¹	0.15	Cette étude
Taux de lessivage du P alimentaire	l_{a-P}	jour ⁻¹	0.0001	Cette étude
Proportion de NOD lessivé de l'aliment	L_{a-NOD}	%	97.3	Burford et al. 2001
<u>Fécès</u>				
Taux de lessivage de l'N des fécès	l_{fN}	jour ⁻¹	0.05	Cette étude
Taux de lessivage du P des fécès	l_{fP}	jour ⁻¹	0.0001	Cette étude
Proportion de NOD lessivé des fécès	L_{fNOD}	%	95	Burford et al. 2001
<u>Dynamique de l'azote</u>				
Azote excrété par unité de poids	a	mg.g ⁻¹ .j ⁻¹	101.6	Cette étude
Exposant d'allométrie de l'excrétion de TAN	b	Sans dimension	-0.288	Cette étude
Taux d'azote excrété sous forme de TAN	q	jour ⁻¹	0.9	Burford et al. 2004
Taux de volatilisation du TAN	v	jour ⁻¹	0.6	Cette étude
Taux de nitrification	n	jour ⁻¹	0.01	Cette étude
<u>Dynamique du phosphore</u>				
Azote excrété par unité de poids	a	mg.g ⁻¹ .j ⁻¹	5.498	Cette étude
Exposant d'allométrie de l'excrétion de TAN	b	Sans dimension	-0.765	Cette étude
<u>Dynamique du phytoplancton</u>				
Taux de croissance maximal	g_{max}	mg.mg ⁻¹ .j ⁻¹	7	Cette étude
Taux de sédimentation du phytoplancton	s	jour ⁻¹	0.15	Cette étude
Rapport N/CHL dans le phytoplancton	c_N	mol _N .g _{Chl-a} ⁻¹	0.65	Cette étude
Rapport P/CHL dans le phytoplancton	c_P	mol _P .g _{Chl-a} ⁻¹	0.04	Cette étude
Extinction de la non-Chl-a	k_{other}	m ⁻¹	3.5	Cette étude
Extinction de la Chl-a	k_{Chl}	m ⁻¹ .mg ⁻¹	16	Cette étude
Demi-saturation Azote	K_{S_N}	μmol.l ⁻¹	1.5	Cette étude
Demi-saturation Phosphore	K_{S_P}	μmol.l ⁻¹	0.08	Cette étude
<u>Sédiment</u>				
Taux de reminéralisation de l'azote	rN	jour ⁻¹	0.05	Barillé, 1991
Taux de reminéralisation du phosphore	rP	jour ⁻¹	0.00175	Cette étude
<u>Zootecnie</u>				
Fréquence des pêches	f	Jour	Variable	
Taux de renouvellement	e	jour ⁻¹	Variable	

4 Résultats

4.1 Dynamique de la biomasse

Les paramètres d'un élevage sont extraits de la base de données «ferme » et intégrés au modèle (Table 4). Les simulations sont confrontées aux observations (Fig. 11).

Table 4. Paramètres intégrés au modèle définissant les particularités de l'élevage.

Paramètre	Valeur
Surface bassin (ha)	10
Mois ensemencement	Novembre
Densité ensemencée (ind.m ²)	20
Taux survie 120j	58%
Décision de pêche (W(g))	20g
Masse pêche (tonne)	4
Fréquence pêche (jour)	10

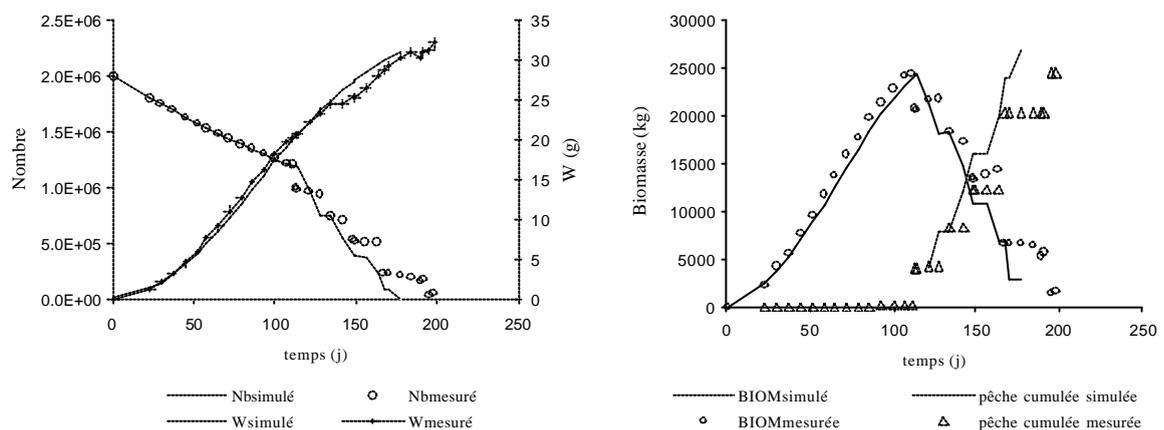


Fig. 11. Simulations et mesures du Nombre, poids individuel, biomasse et pêche cumulée pour un élevage déterminé.

L'ajustement de la biomasse est correcte ($R^2 = 0,92$ pour $y = x$) et permet de reproduire fidèlement le cumul des pêches. L'intégration d'une saisonnalité dans la simulation de la croissance individuelle (Fig. 12a) permet d'avoir une dynamique de la biomasse variable en fonction du mois d'ensemencement (Fig. 12b). Ainsi, après 120 jours d'élevage, des variations notables sont observées (Table 5).

Table 5. Evolution des poids individuels et biomasse totale à 120 jours d'élevage en fonction du mois d'ensemencement.

	Poids individuel à 120 jours (g)	Biomasse à 120 jours (tonnes)
Janvier	24.26	39.11
Mai	20.06	32.34
Juillet	15.02	24.21
Novembre	22.44	36.17

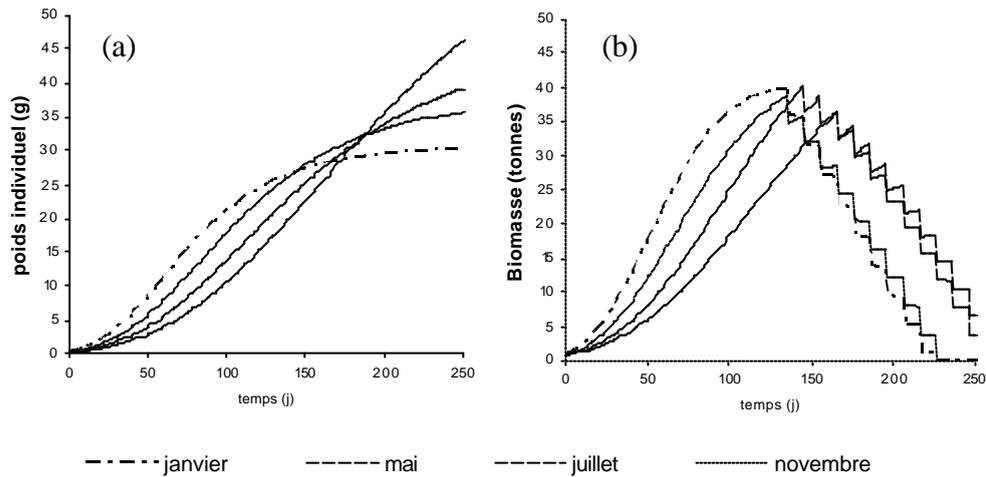


Fig. 12. Evolution des poids individuels (a) et de la biomasse totale (b) en fonction du mois d'ensemencement

En considérant une teneur en azote et phosphore de la crevette respectivement de 11,5% et 1,2% (Funge-Smith et Briggs, 1998) il est possible de calculer la fraction extraite au système par la biomasse (18-27% et 6-11% du budget d'un élevage selon Funge-Smith et Briggs, (1998)).

4.2 L'excrétion

Les quantités d'azote ammoniacal et de phosphate excrétées sont directement liées à la biomasse de crevettes. Le profil d'évolution de l'excrétion couplé au profil d'évolution de la biomasse donne une forme sigmoïde à l'excrétion journalière totale qui tend vers un plateau à la biomasse maximale (Fig. 13). A 120 jours, les simulations indiquent que les élevages initiés en janvier et en avril excrètent au même niveau. Cependant, la croissance rapide des crevettes ensemencées en janvier induit une excrétion cumulée bien supérieure (Fig. 14), avec respectivement $2,1 \cdot 10^{-6} \text{ mol.l}^{-1}$ et $1,7 \cdot 10^{-6} \text{ mol.l}^{-1}$.

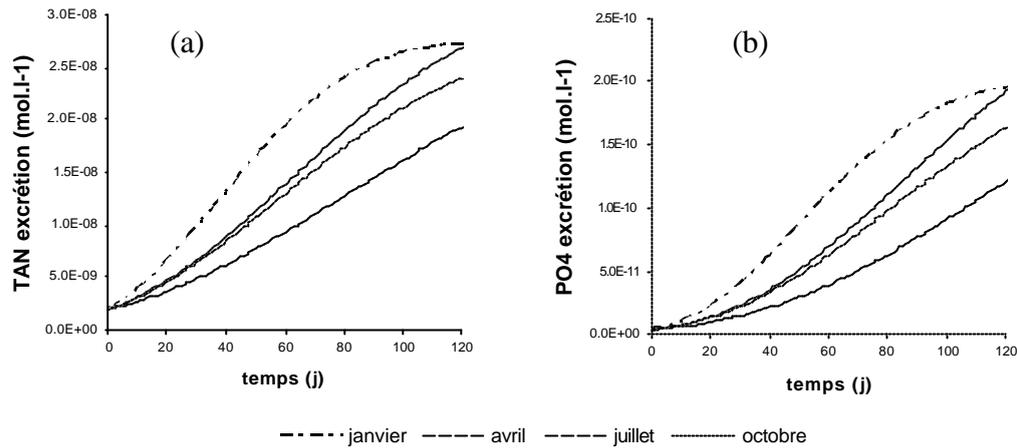


Fig. 13. Evolution de l'excrétion ammoniacale (a) et phosphatée (b) journalière totale au cours de l'élevage en fonction de la date d'ensemencement.

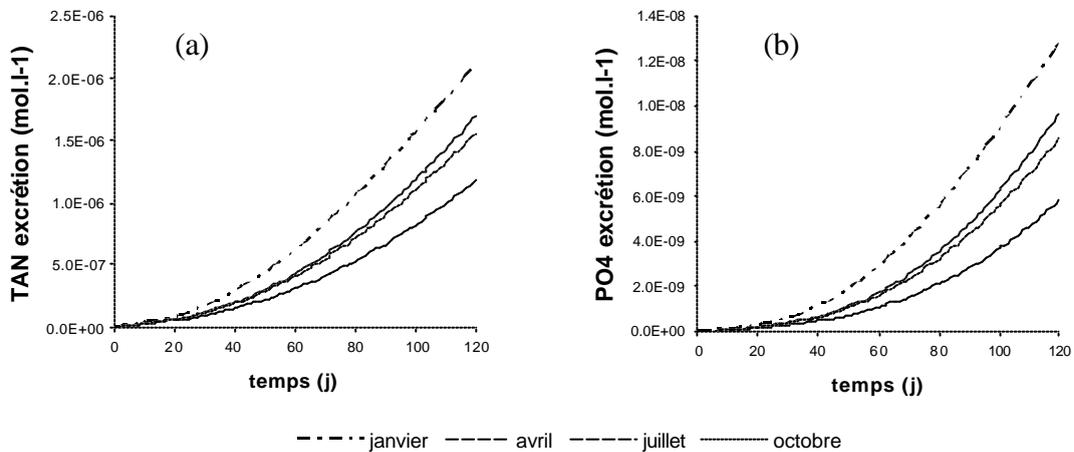


Fig. 14. Evolution de l'excrétion ammoniacale (a) et phosphatée (b) journalière totale cumulée au cours de l'élevage en fonction de la date d'ensemencement.

4.3 L'alimentation

Les paramètres d'un élevage sont extraits de la base de données «ferme » et intégrés au modèle, les simulations sont confrontées aux observations (Fig. 15a). Le cumul des apports par l'aliment (Fig. 15b) permet d'évaluer à respectivement 2657 kg et 600 kg soit $2.4 \cdot 10^{-3}$ et $2.4 \cdot 10^{-4} \text{ mol.l}^{-1}$ d'azote et de phosphore au bout de 120 jours d'élevage.

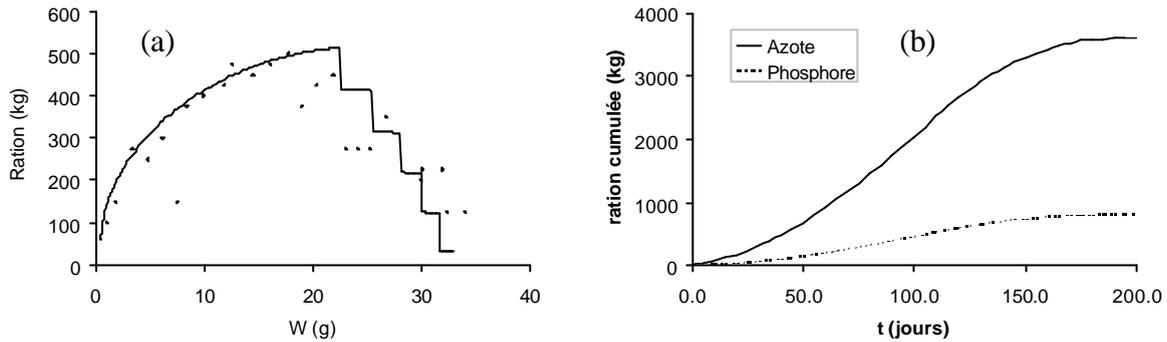


Fig. 15. (a) Ration journalière simulée (ligne) et mesurée (points) en fonction du poids moyen individuel et (b) cumul des rations d'azote et de phosphore simulées au cours de l'élevage.

4.4 Les déchets

Le rapport entre la ration distribuée et l'ingestion permet d'extraire un taux d'ingestion (Fig. 16a) qui tend vers un plateau à 75% au-delà de 100 jours d'élevage. La quantité d'aliment gaspillé diminuerait ainsi de 50% et 25% au cours du temps. En cumul, ce gaspillage représente respectivement $1,8 \cdot 10^{-4}$ mol.l⁻¹ et $1,8 \cdot 10^{-5}$ mol.l⁻¹ d'azote et de phosphore (Fig. 16b). Ces déchets subiront le lessivage et la sédimentation.

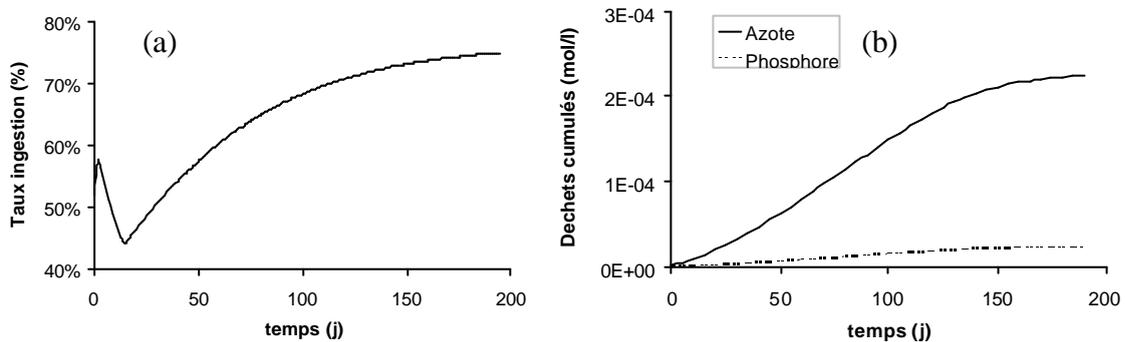


Fig. 16. profils des simulations (a) du taux d'ingestion de la ration journalière et (b) du cumul des déchets azotés et phosphorés.

4.5 Les pratiques culturales

4.5.1 Le renouvellement

Le taux de renouvellement est simulé (Fig. 17), il permet d'introduire un taux spécifique au moment des pêches. La pêche nécessite en effet la création d'un important courant afin d'orienter les animaux vers le point de pêche. Ce courant est provoqué par une vidange estimée à 40% du volume du bassin.

Le taux de renouvellement va directement influencer les concentrations en matières dissoutes et en suspension dans la colonne d'eau par dilution. Cette dilution est équivalente au taux de renouvellement moins la part d'éléments dans l'eau d'entrée.

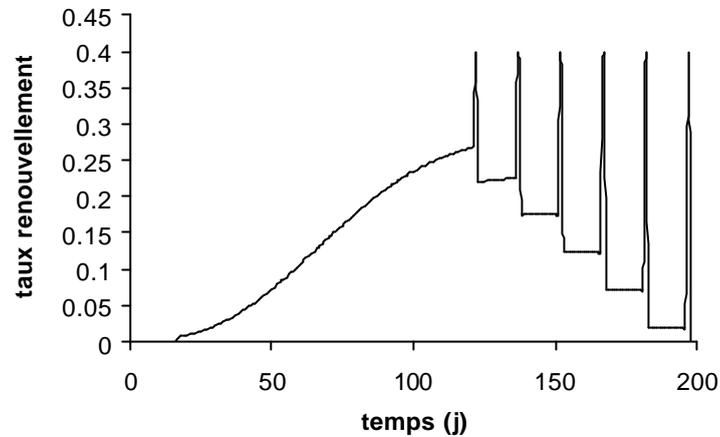


Fig. 17. Profils des taux de renouvellement simulés.

Dans l'optique d'un test de l'effet des pratiques de renouvellement sur la dynamique du système, ce modèle (lié à la charge) peut être remplacé par un paramétrage des taux de renouvellement par période.

4.5.2 La fertilisation

La pratique visant à fertiliser 3 kg d'urée par hectare tous les 3 jours aboutit à une concentration cumulée de $3,9 \cdot 10^{-4} \text{ mol.l}^{-1}$ après 120 jours d'élevage (Fig. 18).

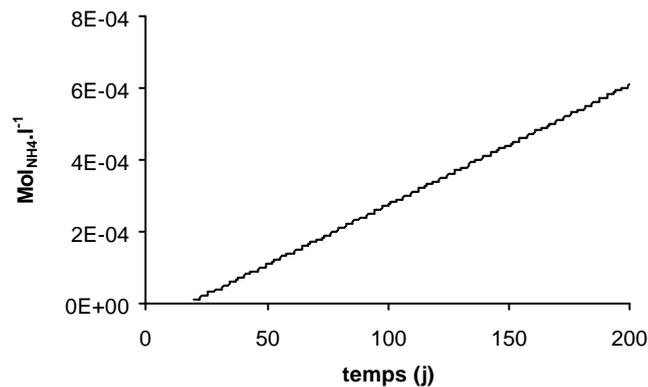


Fig. 18. Cumul des apports en NH4 par la fertilisation.

4.6 Validation du modèle global

4.6.1 Elevage à faible densité

Malgré une légère surestimation en début d'élevage, l'évolution de la concentration en DRP apparaît correctement simulée. En revanche, pour le phytoplancton, le TAN et NOx,

l'ajustement n'est correct que pendant les 90 premiers jours d'élevage. Au-delà, les concentrations en TAN et NOx sont largement surévaluées et la biomasse phytoplanctonique sous-estimée. Le profil des concentrations en Azote organique dissout est quant à lui relativement stable. Notons les forts renouvellements pratiqués après J100. Ces forts renouvellements ont été nécessaires pour palier à une forte anoxie.

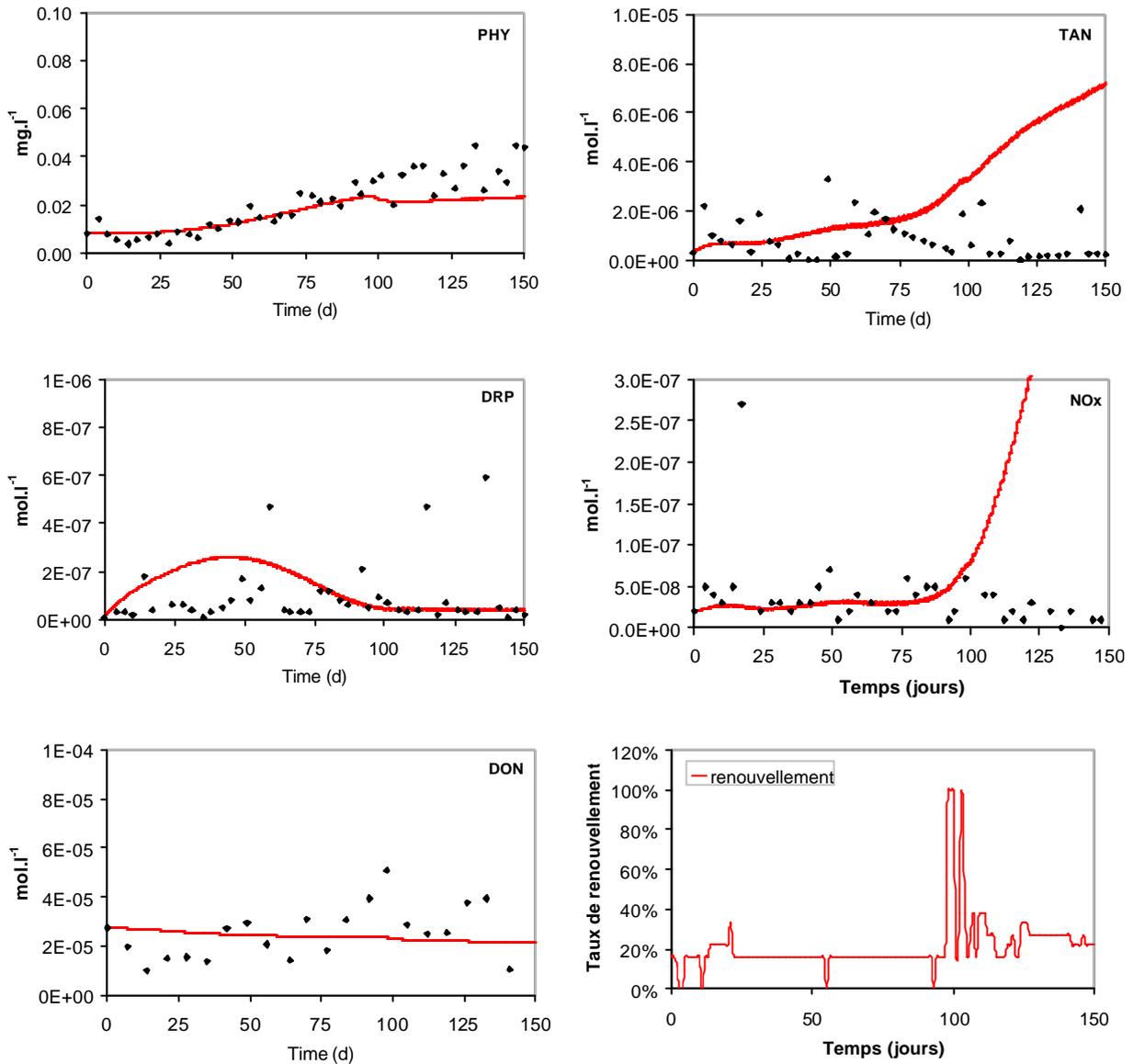


Fig. 19. Evolution des concentrations simulées (ligne) et mesurées (points) en azote ammoniacal total (TAN), nitrite/nitrate (NOx), azote organique dissout (NOD), phosphore réactif dissout (DRP) et en phytoplancton (exprimé en mg de Chl-a) dans un bassin ; profil des renouvellements pratiqués au cours de cet élevage.

Après 90 jours de simulation, un bilan du budget en azote est effectué (Table 6). Ce budget permet d'évaluer la répartition des apports, stocks et exports. La contribution de la biomasse est calculée sur la base d'un taux de matière sèche de 27% (Martin et al., 1998) et d'une

composition de la crevette à 11,5% en azote (Funge-Smith et Briggs, 1998). La contribution de la biomasse morte est calculée comme la somme des mortalités observées à chaque pas de temps.

L'aliment constitue près de 75% des apports en azote dans les bassins, le complément étant supporté par les entrées d'eau. Notons que ces entrées se font majoritairement sous forme d'azote organique dissout (NOD).

La biomasse de crevette et les effluents se partagent près de 90% de l'azote du bassin à ce stade. La contribution de la biomasse au budget en azote (33,4%) est sensiblement plus élevée (à ce stade) que ce qui est exposé dans les travaux antérieurs qui évaluent la part de la biomasse entre 18% et 22% dans des bassins d'élevage intensifs (Jackson et al. (2003), Funge-Smith et Briggs, 1998). La colonne d'eau ne représente que ~1% du bilan. La volatilisation représente ici ~6% du budget ce qui est proche des mesures de Jackson et al. (2003) qui évaluent ce paramètre à 3%, mais faible au regard des valeurs extraites de Martin et al. (1998) et Funge-Smith et Briggs (1998), qui évaluent ce paramètre à près de 30% des exports. La contribution des effluents au budget (55%, composé à 71% par du NOD et 26% de phytoplancton) se trouve dans la gamme haute des données de la littérature. En effet, dans leurs travaux, Jackson et al. (2003) et Funge-Smith et Briggs (1998), évaluent à 57% et 27% la contribution des effluents aux bilan.

Table 6. Budget en azote après 90 jours de simulation.

		Densité = 11 ind.m ⁻²	
Compartiment		mol _N	
ENTREES	ration	1013.9	74.9%
	affluent	340.1	25.1%
		1354.0	100%
SORTIES	Biomasse	452.3	33.4%
	Biomasse (mortes)	53.9	4.0%
	colonne eau	10.8	0.8%
	sédiment	7.9	0.6%
	volatilisation	82.6	6.1%
	effluent	745.1	55.1%
	1352.6	100%	

Si l'on s'intéresse à la contribution des différents flux à l'apport en azote permettant le soutien de la croissance phytoplanctonique, il est notable que pour l'élevage considéré l'excrétion par la biomasse de crevettes constitue le principal pourvoyeur d'éléments nutritifs

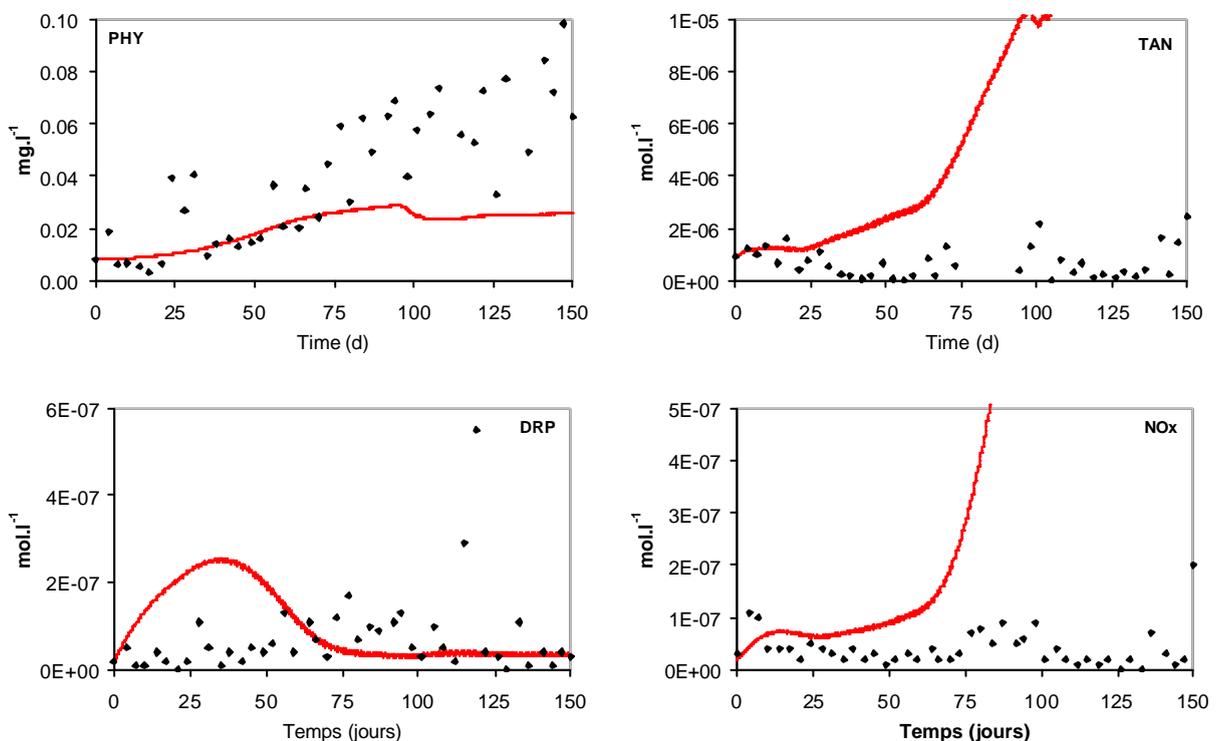
avec plus de 73% des apports (Table 7). Le sédiment complète les apports par reminéralisation avec près de 26% des apports.

Table 7. contribution des différents flux à l'apport en éléments nutritifs azotés dans la colonne d'eau.

	Contribution moyenne
Excrétion	73,8%
Reminéralisation	25,8%
Affluents	0,2%
Lessivage	0,1%

4.6.2 Elevage à forte densité

La surestimation de la concentration en DRP en début d'élevage est aussi observée dans ce cas. Malgré cela, l'évolution apparaît correctement simulée. En revanche, pour le phytoplancton, le TAN et NO_x, l'ajustement n'est correct que pendant les 65 premiers jours d'élevage. Au-delà, les concentrations en TAN et NO_x sont largement surévaluées et la biomasse phytoplanctonique sous-estimée. Notons le profil plus erratique dans ce cas des mesures de NOD. Les simulations restent quant à elles très stables bien que légèrement décroissantes.



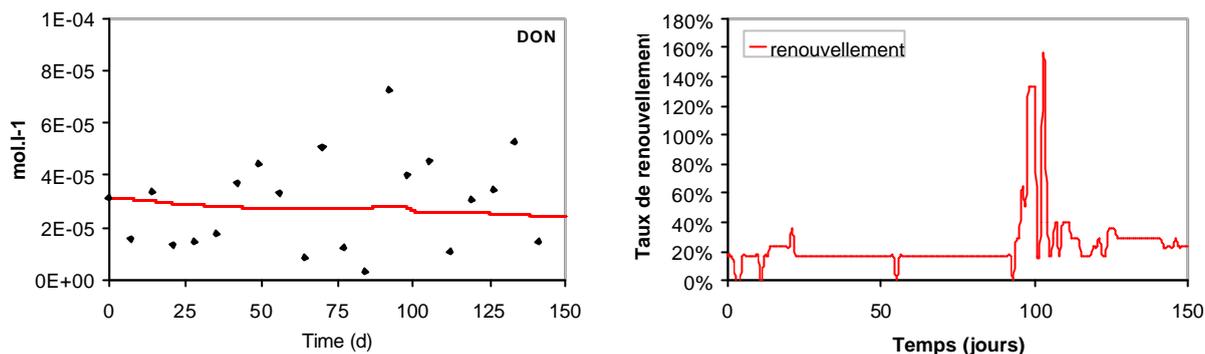


Fig. 20. Evolution des concentrations simulées (ligne) et mesurées (points) en azote ammoniacal total (TAN), nitrite/nitrate (NO_x), azote organique dissout (NOD), phosphore réactif dissout (DRP) et en Chlorophylle-a (PHY) dans un bassin. Et profil des renouvellements pratiqué au cours de l'élevage.

Le budget en azote apparaît relativement comparable à celui obtenu dans le bassin à faible densité. Après 65 jours d'élevage, la ration prend une part légèrement plus importante des entrées d'azote (80%). Pour ce qui est des « sorties », la biomasse supporte une part sensiblement plus importante, compensée par une diminution dans la contribution des effluents.

Table 8. Budget en azote après 65 jours de simulation.

		Densité = 30 ind.m ⁻²	
Compartiment		mol _N	
ENTREES	ration	916	79.2%
	affluent	240	20.8%
		1156	100%
SORTIES	Biomasse	432	36.2%
	Biomasse (mortes)	56	4.7%
	colonne eau	10	0.8%
	sédiment	11	0.9%
	volatilisation	101	8.5%
	effluent	583	48.9%
		1193	100%

La contribution des différents flux à l'apport en azote permettant le soutien de la croissance phytoplanctonique est dans ce cas bien plus supportée par l'excrétion, la part de contribution du sédiment par reminéralisation étant moins importante.

Table 9. Contribution des différents flux à l'apport en éléments nutritifs azotés dans la colonne d'eau.

	Contribution moyenne
Excrétion	88,2%
Reminéralisation	11,5%
Lessivage	0,2%
Affluents	0,1%

4.6.3 Les effluents

Le cumul des effluents des deux bassins sur 65 jours (faible et forte densité) est présenté en Fig. 21. Le bilan après 65 jours d'élevage est présenté dans la Table 10.

L'augmentation de la densité provoque une nette croissance de la quantité d'effluents. Il y a cependant une hétérogénéité en fonction des paramètres. L'azote minéral présente ainsi un gain de plus de 100% là où celui de l'azote organique est de 11% et celui du phytoplancton de 13%. Dans le cas d'un élevage classique, de nombreuses pêches interviennent en fin de cycle, donnant lieu à d'importantes vidanges (~40%). Ces vidanges sont donc susceptibles d'expulser une grande quantité d'éléments. Ainsi, [Funge-Smith et Briggs \(1998\)](#) évaluent à 10% et 3% la contribution des pêches sur l'export global respectivement de l'azote et du phosphore. Le mauvais ajustement du modèle en fin d'élevage dans les deux cas testés ne permet cependant pas d'évaluer ces contributions.

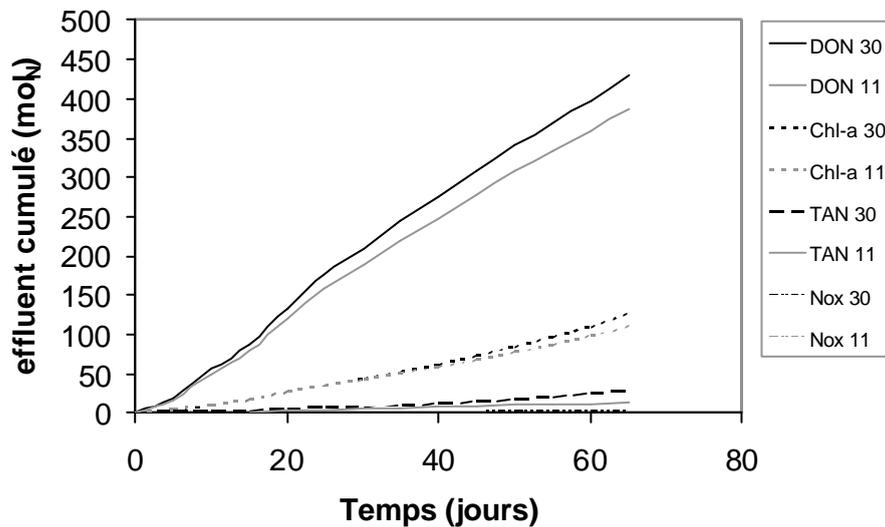


Fig. 21. profils des effluents cumulés sur 65 jours en azote organique dissout (NOD), phosphore réactif dissout (DRP), nitrite/nitrate (NOx), en Chlorophylle-a (PHY) et un azote ammoniacal total (TAN), dans le bassin à faible densité (11 ind.m⁻²) et dans le bassin à forte densité (30 ind.m⁻²).

Table 10. Bilan du cumul des effluents sur 65 jours, en azote organique dissout (NOD), nitrite/nitrate (NOx), Chlorophylle-a (PHY) et en azote ammoniacal total (TAN) exprimés en mol d'azote, et du phosphore réactif dissout (DRP) exprimé en mol de phosphore, dans les bassins à faible et forte densité.

	11 ind/m ²	30 ind/m ²	Variation
DON	387.5	429.0	11%
N-Phyto	110.5	125.1	13%
TAN	13.5	28.1	108%
Nox	0.4	1.1	161%

5 Discussion

5.1 La biomasse

Un modèle empirique de croissance couplé à un modèle de mortalité permet de simuler l'évolution de la biomasse. Les simulations s'ajustent correctement aux observations reconstruites sur la base du cumul des pêches. L'introduction d'une saisonnalité dans les facteurs du modèle de croissance permet de moduler la croissance en fonction de la période d'ensemencement. D'autre part, l'ajustement d'un taux de survie à 120 jours permet une flexibilité d'intérêt dans l'ajustement de la biomasse. Le profil des mortalités reste cependant contraint et les difficultés à suivre l'évolution de la biomasse *in situ* au cours de l'élevage ne permet pas de valider totalement ce modèle.

Le caractère empirique du modèle de croissance ne permet pas d'introduire de forçage environnemental. Or, la relation entre des paramètres environnementaux tel que la température et la croissance est largement décrite. La saisonnalité introduite dans le modèle de Gompertz permet de palier en partie et de façon empirique à cet aspect en contraignant le profil général de la croissance en fonction de la période d'ensemencement.

Une perspective d'intérêt réside donc dans l'évolution vers un modèle de croissance plus déterministe (e.g. modèle DEB (Dynamic Energy Budget) [Kooijman, 2000](#)), qui permettrait de rendre compte des relations entre l'environnement (i.e. température, ressource trophique) et la biomasse. Cela permettrait en outre de mettre en relation directe la pratique d'alimentation et la croissance.

Les paramètres de digestibilité des éléments azotés et phosphorés doivent être ajustés. En effet, nous ne disposons pas d'informations sur les efficacités d'assimilation et le taux de digestibilité de l'azote et du phosphore chez *L. stylirostris*. Un protocole de dosage de ces éléments dans les fèces des crevettes a été mis en place et les expérimentations effectuées ([annexe 1](#)). Ces résultats devront être intégrés au modèle.

5.2 Les pratiques culturelles

5.2.1 Gestion de la biomasse

Le modèle permet une modulation des paramètres du bassin (surface, profondeur), des paramètres d'ensemencement (densité, date) et de pêche (taille limite, fréquence, masse). L'ensemble de ces paramètres permet ainsi de couvrir une large gamme de pratiques visant à reproduire la diversité des pratiques potentielles.

5.2.2 L'alimentation

Un modèle associé à la charge permet de simuler la pratique d'alimentation. Il s'agit d'une approche empirique qui reproduit une pratique « moyenne ». Or les pratiques sont variables d'un producteur à l'autre mais aussi en fonction de la saison. Il apparaît donc nécessaire de pouvoir ajuster ce paramètre qui est au cœur de la dynamique des nutriments. Dans le cadre de l'application du modèle global, cette variable pourra être utilisée comme une variable forçante, la pratique d'alimentation pouvant être contrainte et non simulée.

D'autre part, malgré les informations extraites de la littérature il reste des ajustements à effectuer sur les paramètres de lessivage, de l'aliment comme des fèces. Il n'existe pas d'éléments sur le lessivage du phosphore et les informations sur le lessivage des éléments azotés doivent être complétés et ajustés aux aliments utilisés en Nouvelle-Calédonie. Il apparaît cependant des simulations que le lessivage ne constituerait pas une source majoritaire d'éléments au regard de l'excrétion et de la reminéralisation.

5.2.3 Le renouvellement

Dans le modèle, le taux de renouvellement est traité empiriquement comme une fraction de la charge en crevette. Cette approche vise à simuler une pratique « moyenne ». Le modèle peut toutefois évoluer et intégrer ; soit un paramétrage du renouvellement (fractionné au cours de l'élevage), soit un forçage de tout le cycle d'élevage.

5.3 Le sédiment

Le sédiment apparaît comme une source non négligeable d'éléments par le biais de la reminéralisation. La dynamique à l'interface eau/sédiment est cependant largement simplifiée, un taux unique de reminéralisation de la matière organique sédimentée étant appliqué pour l'azote comme pour le phosphore. Notons par ailleurs que le taux de reminéralisation du phosphore est ici ajusté. D'autre part, il existe un phénomène d'adsorption du phosphore sur les particules sédimentaires. Ce phénomène serait à l'origine du piégeage d'une partie du phosphore introduit dans le bassin, expliquant la forte proportion de phosphore retrouvée dans

le bilan de [Funge-smith et Briggs, 1998](#) avec 80%. Dans le cas des simulations dans les bassins à faible et forte densité, ce phénomène d'adsorption permettrait d'améliorer l'ajustement des concentrations en DRP en début d'élevage.

Ainsi, le compartiment DRP dans le modèle pourrait être scindé en deux parties, l'une d'entre elles correspondant au DRP disponible et l'autre au DRP adsorbé, donc non disponible. Dans cette idée, [Boyd et Munsiri, 1996](#) identifient une PAC (Phosphorous Adsorption Capacity) pour les sols des bassins en fonction de leur teneur en argile (relation linéaire) qui pourrait être intéressante pour l'introduction d'un déterminisme dans la capacité d'adsorption du sol des bassins Calédoniens.

5.4 Le phytoplancton

Le modèle de croissance phytoplanctonique est caractérisé par un taux de croissance maximale et des limitations par la ressource (TAN, NO_x, DRP) et la lumière. La limitation par la lumière intègre une extinction par la matière en suspension non phytoplanctonique k_{other} . Or, comme dans notre modèle, ce k_{other} est parfois considéré comme constant ([Lorenzen et al., 1997](#), [Burford et Lorenzen, 2003](#)). Mais dans des milieux très turbides, une très forte corrélation est observée entre ce coefficient d'extinction et la charge en particules minérales ([Barillé, 1991](#)). Ainsi :

$$k_{\text{other}} = a.PIM + b$$

Avec PIM la concentration en particules minérales en suspension dans la colonne d'eau. L'intégration de la PIM dans le modèle doit être évaluée dans le cadre de sa validation. Malgré les nombreux facteurs déterminant la remise en suspension (activité des crevettes, vent, aérateurs) qui rendent difficile la modélisation de la [PIM] il a été observé, par le biais d'enregistrement en continu de la turbidité, des cycles réguliers (Com. pers. H., Lemonnier) pouvant être potentiellement modélisés.

Dans le cadre de la validation du modèle, avec les deux élevages à faible et forte densité, l'ajustement des simulations est correct pendant le début des élevages et sous-estime ensuite les observations qui présentent dès lors un profil relativement erratique. La disjonction se fait de façon plus précoce dans le cas de l'élevage à forte densité. Or si l'on observe l'évolution des limitations de la croissance phytoplanctonique par les nutriments (Fig. 22), il apparaît que le mauvais ajustement des simulations intervient au moment d'une inversion, lorsque la limitation par le phosphore devient prédominante. Cette inversion intervient autour de J80

pour l'élevage à faible densité et J50 pour celui à forte densité. Notons que pour les deux élevages cela correspond à une la charge seuil de 150 g/m².

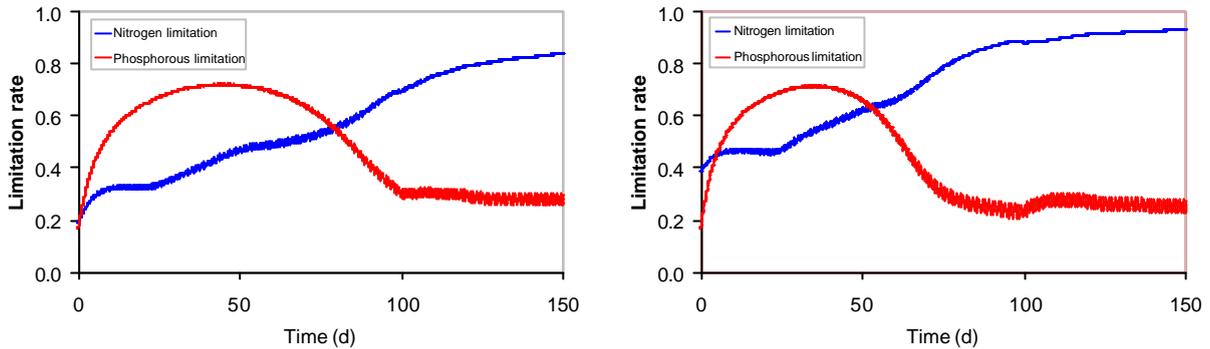


Fig. 22. Evolution des limitations de la croissance phytoplanctonique par l'azote et le phosphore au cours de l'élevage pour les deux élevages (a) faible densité et (b) forte densité.

Si l'on s'intéresse aux simulations des concentrations en nutriments, il est notable que les concentrations en phosphore sont correctement reproduites sur la fin de l'élevage, il semblerait donc que le phytoplancton présent dans les bassins en fin d'élevage ait la capacité de croître dans un milieu limitant en phosphore. Le déficit de croissance phytoplanctonique du modèle pourrait dans ce cas être à l'origine d'une non consommation de l'azote d'où la forte surestimation des concentrations en TAN et NO_x à la fin de l'élevage.

L'hypothèse d'une succession de communautés phytoplanctoniques au cours de l'élevage pourrait expliquer ces observations. Cette succession a notamment été décrite par des études de cytométrie en flux dans les bassins Calédoniens (com. pers. C. Courtis). Il est alors possible de faire l'hypothèse de la succession d'une communauté phytoplanctonique capable de se développer dans un milieu limitant en azote avec dans un second temps (au delà d'un seuil de 150 g.m² de crevettes) le développement d'espèces se développant dans un milieu limitant en phosphore. Il faudrait dans ce cas adapter le modèle, notamment les coefficients de demie saturation en azote et phosphore, aux conditions du milieu (e.g. seuils de limitations).

6 Conclusion, perspectives

En l'état actuel, le modèle est structuré et codé sous STELLA. Il intègre l'ensemble des compartiments du bassin et spécifie leur dynamique et les interactions identifiées entre ces derniers. Le potentiel de modulation des pratiques culturales permet en outre d'évaluer leur influence sur le système bassin.

Le premier test de validation du modèle a permis de mettre en évidence la difficulté à simuler l'ensemble du cycle d'élevage. Un ajustement du modèle de croissance

phytoplanctonique semble nécessaire afin d'explorer l'hypothèse d'une succession de communautés aux caractéristiques différentes. Dans cet optique, les travaux qui seront développés dans le cadre du travail de thèse : « Le rôle de l'azote et du phosphore sur les communautés planctoniques des bassins aquacoles et du proche lagon en Nouvelle Calédonie. Conséquence sur la productivité naturelle et l'environnement lagonaire » apporteront des informations d'intérêt.

D'autre part, deux autres perspectives d'intérêt permettraient d'optimiser le modèle actuel : (i) l'évolution du modèle de croissance vers un modèle plus déterministe permettant de mettre en relation directe la croissance avec les paramètres environnementaux (e.g. température, ressource trophique), (ii) l'apport de précisions sur la dynamique des flux à l'interface eau/sédiment et au sein du sédiment (adsorption, reminéralisation, diffusion, remise en suspension...).

Enfin, le modèle devra être testé sur les élevages suivis au cours de l'année 2004-05 dans le cadre de l'opération Zonéco. Ce test permettra (i) de comparer deux type d'élevage (intensive, semi intensive) dans deux sites différents (Pénéide de Ouano, La Sodacal) et (ii) de confirmer ou non les observations faites dans le présent travail.

7 Références

- Barillé, A.L., 1991.** Contribution à l'étude des potentialités conchylicoles du Pertuis Breton. Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille II, France. 312pp.
- Barillé, L., 1997.** Modélisation de l'écophysiologie de l'huître *Crassostrea gigas* dans un environnement estuarien, *Aquat. Liv. Resour.*, 10, 31-48.
- Boyd, C.E., Munsiri, P., 1996.** Phosphorus adsorption capacity and availability of added phosphorus in soils from aquaculture areas in Thailand. *Journal of the world aquaculture society*. Vol. 27, No. 2, 160-167.
- Buford M.-A., Lorenzen K., 2004.** Modelling nitrogen dynamics in intensive shrimp ponds: the role of sediment remineralization. *Aquaculture*, In press.
- Buford M.-A., Williams K.C., 2001.** The fate of nitrogenous waste from shrimp feeding. *Aquaculture*, 198, 79-93.
- Burford, 2000.** Fate and transformation of dietary nitrogen in penaeid prawn aquaculture ponds. PhD thesis, The University of Queensland, Brisbane, Australia.
- Eppley, R.W., 1972.** Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fishery Bull.* 70, 1063-1085. 332-339.
- Feuillet-Girard M., Gouleau D., Joassard L., Heral M., 1996.** Recycling of nutrients in the bay of Marennes-Oléron : comparisons between different methods for sediment-water fluxes measurements. ND
- Flynn K.J., 2003.** Modelling multi-nutrient interactions in phytoplankton ; balancing simplicity and realism. *Oceanography* 56, 249-279.
- Frontier, S., Pichot-Viale, D., 1998.** Ecosystèmes ; structure, fonctionnement, évolution. 2ème édition, Dunod, 419pp.
- Funge-Smith S.J., Briggs M.R.P., 1998.** Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. *Aquaculture* 164 1998 117-133.
- Gamito S., 1998.** Growth models and their use in ecological modelling: an application to a fish population. *Ecological Modelling* 113, 83-94.
- Hargreaves J.A., 1998.** Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture* 166, 181-212.
- Jackson C., Preston N., Thompson P.-J., Burford M., 2003.** Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture*, 218, 397-411.
- Jackson C.-J., Wang Y.-G., 1998.** Modelling growth rate of *Penaeus monodon* Fabricius in intensively managed pond: effect of temperature, pond age and stocking density. *Aquaculture Research*, 29, 27-36.
- Kooijman, S.A.L.M., 2000.** Dynamic Energy and Mass Budgets in Biological Systems. Cambridge University Press.
- Lefebvre S., Bacher C., Meuret A., Hussenot J., 2001.** Modeling approach of nitrogen and phosphorus at the sediment-water interface of an intensive fishpond system. *Aquaculture* 195, 279-297.
- Lemonnier H., Brizard R., 1998.** Effet des renouvellements en eau sur l'écosystème des bassins d'élevages semi-intensifs de crevettes en Nouvelle-Calédonie Durant la saison froide. Rapport interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'Ifremer. 48p.
- Lemonnier, H., 1997.** Effet de l'intensification des élevages de crevettes *Penaeus stylirostris* sur la production de déchets en période estivale. Rapport scientifique et technique 97.03 de la station d'Aquaculture de saint-Vincent. 52p.
- Lemonnier, H., Faninoz. S., 2006.** Effect of water exchange rate on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New Caledonia. *Aquaculture Research*. 37(9) : 938-948.
- Lemonnier, H., Martin, J.L., Brizard, R., Herlin, J., 2003.** Effect of water exchange rate on waste production in semi-intensive shrimp ponds during the cold season in New Caledonia. *Journal of the World Aquaculture Society* 34(1): 40-49.
- Lorenzen K., Struve J., Cowan V.-J., 1997.** Impact of farming intensity and water management on nitrogen dynamics in intensive pond culture: a mathematical model applied to Thai commercial shrimp farms. *Aquaculture research*. 28, 493-507.

- Martin J-L., Veran Y., Guelorget O., Pham D., 1998.** Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output and their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture* 164 1998 135–149.
- Miao S., Tu S., 1995.** Modeling effect of trophic amplitude on growing Chinese shrimp, *Penaeus chinensis* (Osbeck). *Ecological Modelling* 88, 93-100.
- Montoya, R.A., Lawrence A.L., Gran, W.E., Velasco, M., 2000.** Simulation of phosphorus dynamics in an intensive shrimp culture system: effect of feed formulations and feeding strategies. *Ecological Modelling* 129, 131-142.
- Paez-Osuna, F., Guerrero-Galvan S.R., Ruiz-Fernandez, A.C., Espinoza-Angulo, R., 1997.** Fluxes and Mass Balances of Nutrients in a Semi-Intensive Shrimp Farm in North-Western Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 34, No. 5, pp. 290-297, 1997.
- Roux O., Parmentier G., 1996.** Etude de la morphométrie et de la croissance de *Penaeus stylirostris*. Rapport interne, Ifremer.
- Smayda T.J., Bienfang, P.K., 1983.** Suspension properties of various phyletic groups of phytoplankton and tintinnids in an oligotrophic subtropical system. *Mar. Ecol.*, 4, 289-300.
- Smith, D.M., Burford, M.A., Tabrett, S.J., Irvin, S.J., Ward, L., 2002.** The effect of feeding frequency on water quality and growth of the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Aquaculture* 207, 125– 136.
- Steele, J.H., (1962).** Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, 7(2), 137-150.
- Teichert-Coddington D.-R., Martinez D., Ramírez E., 2000.** Partial nutrient budgets for semi-intensive shrimp farms in Honduras. *Aquaculture* 190, 139– 154.
- Wyban J., Walsh W.A., Godin D.M., 1995.** Temperature effects on growth, feeding rate and feed conversion of Pacific white shrimp (*Penaeus vannamei*). *Aquaculture* 138, 267-279.

Recherche d'indicateurs des effluents d'élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie

1 Introduction

Le système de production (semi intensif) pratiqué dans les fermes de crevettes en Nouvelle-Calédonie induit une interaction notable entre les bassins et l'environnement littoral. Les taux de renouvellement, visant à réguler les paramètres hydrologiques et biologiques des bassins, varient entre 5 et 30% au cours de l'élevage. Or, ces eaux de rejets présentent des caractéristiques (charge en MES, phytoplancton, MOD...) très différentes du milieu receveur. Leur rejet direct est donc susceptible d'avoir un impact sur l'environnement littoral. Ainsi, dans un contexte d'essor de la filière il apparaît nécessaire d'être capable d'évaluer le devenir de ces effluents dans le milieu receveur.

En conséquence, la présente opération vise à rechercher des indicateurs pertinents, permettant le suivi spatio-temporel des effluents des fermes de production.

2 Matériels et méthodes

2.1 Les sites sélectionnés

Les bio-indicateurs des effluents sont recherchés dans la colonne d'eau des baies de Chambeyron et de Teremba (Fig. 1). Ces baies reçoivent les effluents de 2 fermes aquacoles aux caractéristiques différentes. Celle de Chambeyron correspond à une ferme intensive de moyenne importance, la Pénéide de Ouano (29 ha), celle de la baie de Teremba est une ferme semi-intensive de très grande superficie, La sodacal (129 ha, la plus grande ferme de Nouvelle-Calédonie).

2.2 Les variables mesurées

Les variables environnementales susceptibles d'être les plus sensibles à l'influence des rejets sont les suivantes :

Variables physico-chimiques : température, salinité, oxygène dissout, turbidité, matières en suspension, PAR (Photosynthetic Available Radiation).

Variables chimiques : sels nutritifs (NO_3 , NO_2 , NH_4 , PO_4 , $\text{Si}(\text{OH})_4$), Matière Organique Particulaire (MOP) et Matière Organique Dissoute MOD (carbone, azote et phosphore).

Variables biologiques : Chlorophylle-a totale et phéopigments (avec fractionnement en classes de taille), diversité phytoplanctonique (cytométrie en flux), particules exopolymériques transparentes.

2.3 Stratégie d'échantillonnage

Elle doit permettre de répondre aux questions suivantes : Quelle est l'étendue de la zone concernée par les rejets ? Quelle est la variabilité temporelle de cette étendue en fonction de l'intensité des rejets ?

Pour répondre à ces questions la stratégie suivante a été adoptée (la même pour chaque baie) :

2.3.1 Les stations (Fig. 1) :

→ Une radiale de 5 stations depuis l'eau de rejet (station n°5), 3 stations en aval du rejet le long d'un gradient côte large (stations n°2 à 4) et une station de référence dans le lagon hors de toute influence (station n°1).

→ Une station dite de «référence» (uniquement pour la baie de Chambeyron, station n°3), avec une bouée instrumentée d'une sonde multiparamétrique (installée à -4m) en continu (fréquence de mesure de 15 minutes) mesurant : température, salinité, oxygène dissout, turbidité, pH et fluorescence de la Chla *in vivo*.

2.3.2 La stratégie (sur chaque station):

→ Campagnes de prélèvement faites à l'étale de marée haute.

→ Un prélèvement d'eau en vue d'analyses au laboratoire sur chaque station.

→ Un profil avec une sonde CTD SeaBird enregistrant la fluorescence *in vivo*, turbidité (NTU), salinité, température et PAR (Photosynthetic Available Radiation). Ces enregistrements permettent de disposer de profils verticaux sur les stations présentant une profondeur suffisante (OA1 à 4) et d'enregistrements de surface pour les autres.

→ Une mesure directe du pH et de l'oxygène dissout.

→ La fréquence de base est de 2 sorties par mois pendant un an, les opérations de terrain ayant débuté en Septembre 2004.

De manière à évaluer l'aspect représentatif de la radiale établie et pour disposer d'une vision spatialisée à l'échelle de la baie d'une partie des paramètres mesurés, des campagnes visant à couvrir la baie de Chambeyron ont été initiées en décembre 2004. Ainsi, 19 stations ont été établies en plus des 5 stations de la radiale (Fig. 2). Sur chacune de ces stations, un profil avec la sonde SeaBird est pratiqué ainsi qu'un prélèvement d'eau sur les stations les plus extérieures (Fig. 2) pour mesure de MES, MOP, MM et CHI-a totale.

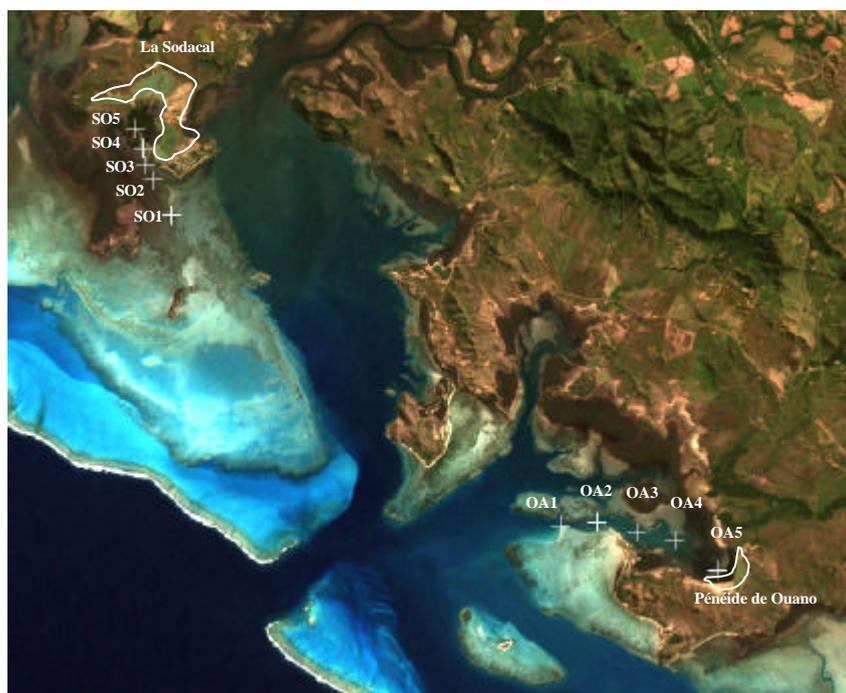


Fig. 1. Localisation des Baies, fermes et stations d'échantillonnage.



Fig. 2. Identification des stations d'échantillonnage pour la couverture géographique en baie de Chambeyron. Stations de la radiale (triangle), stations supplémentaires (rouges), stations avec prélèvement d'eau (carré rouge).

3 Traitements et analyses

3.1 Les échantillons d'eau

3.1.1 Chlorophylle-a et phéopigments

Trois filtrations sont effectuées : une filtration sur filtre GF/F pour la Chl-a totale, une filtration sur GF/F avec préfiltration sur maille de 20 μ m pour la fraction <20 μ m et une filtration sur filtre millipore 2 μ m pour la fraction >2 μ m. Trois classes de taille sont identifiées après calcul : <2 μ m, 2 μ m<<20 μ m et >20 μ m.

Les dosages de Chl-a et Phéopigments sont faits après extraction au méthanol et lecture au fluorimètre selon la méthode de Lorenzen.

3.1.2 Fraction particulaire

Un échantillon d'eau est filtré sur filtre GF/C calciné pré pesé. Après séchage à l'étuve les filtres sont pesés afin d'extraire la concentration en MES. Les filtres sont ensuite passés au four 4 heures à 450°C afin de distinguer les fractions minérale et organique de la MES. Trois paramètres sont ainsi extraits : la matière en suspension totale (MES en mg.l⁻¹), la matière minérale (MM en mg.l⁻¹) et la matière organique particulaire (MOP en mg.l⁻¹).

L'identification des éléments de la MES est faite par mesure CHN (Ifremer, laboratoire du CREMA), après filtration sur filtre GF/F calciné.

La concentration en phosphore total est mesurée (Université de Nouvelle-Calédonie) sur un échantillon brut de 50ml d'eau.

La concentration en particules exopolymériques transparentes (TEP en μ gC.l⁻¹) est mesurée par une méthode colorimétrique (IRD Nouméa) après fixation au formol d'un échantillon brut de 120 ml d'eau.

L'identification des communautés picoplanctoniques est faite par la cytométrie en flux (CNRS Banyuls) sur des échantillons brut de 1,5 ml d'eau fixés dans 7,5 μ L de Glutaraldéhyde et maintenu à -80°C après passage à l'azote liquide.

3.1.3 Fraction dissoute

L'ensemble des éléments dissout est mesuré sur un échantillon d'eau pré filtré sur filtre GF/F calciné.

Les concentrations en sels nutritifs : NH_{3,4}, SI(OH)₄, PO₄, sont mesurées au laboratoire du DAC par des méthodes colorimétriques.

Le phosphore dissout total (PD) est mesuré à l'Université de Nouvelle-Calédonie.

Les nitrites, nitrates (NOx) et l'azote organique dissout (NOD) sont dosés à l'IRD de Nouméa par auto-analyseur (technicon).

La concentration en matière organique dissoute (MOD) () est mesurée au DAC selon la méthode Pagès (spectre d'absorption au spectrophotomètre).

3.2 Les sondes CTD

3.2.1 La sonde SeaBird

Un enregistrement est pratiqué sur chaque station visitée (paramètres : fluorescence *in vivo*, turbidité (NTU), salinité, température, PAR, profondeur). Pour les stations présentant une profondeur suffisante (OA1 à 4) des profils verticaux sont effectués à raison d'une moyenne de 4 enregistrements par seconde au cours de la descente. Pour les stations peu profondes les paramètres sont enregistrés à une profondeur unique proche de -1m.

Les mesures sont enregistrées dans la sonde dans un format spécifique (.hex). Après extraction, les données sont converties dans un format texte (.cnv) permettant leur archivage. Les enregistrements sont ensuite extraits au format Excel et intégrés dans une base de données spécifique. Une procédure de transfert est exposée en [Annexe 2](#).

3.2.2 La sonde YSI

Les enregistrements de la sonde YSI sont récupérés à chaque campagne et transférés dans un data logger (procédure de transfert en [Annexe 3](#)). Ces données sont transférées sur un PC sous deux formats : un format (.dat) permettant leur lecture sur le logiciel EcoWatch et un format (ASCII) (texte). Le format texte est transféré dans une base de données Excel dans laquelle sont archivées toutes les campagnes.

3.3 Les mesures directes

Le pH, l'oxygène dissout et la température sont mesurés *in situ* à chaque station à l'aide d'appareils de terrain. Les résultats des mesures sont archivés dans une base de données spécifique.

4 Archivage des données

4.1 Archivage au format Excel

Les données sont enregistrées dans des fichiers distincts au format « base de donnée¹ » selon leur origine. Ainsi, des « bases descriptives » permettent de regrouper les informations ayant trait aux baies, stations, campagnes et paramètres. Des « bases d'archivage » permettent en parallèle de regrouper les résultats des mesures spécifiques à la sonde SeaBird, aux mesures directes et aux analyses de laboratoire. Les enregistrements de la sonde YSI sont quant à eux archivés dans une base au format « tableau² » compte tenu du grand nombre d'enregistrements.

Les informations ayant trait à chaque échantillonnage sont ainsi incrémentés dans chacune des tables au retour des campagnes de prélèvement.

4.2 Archivage au format Access

Sur la base des différents tableau au format Excel, une base de données Access a été établie permettant l'archivage dans un fichier unique de l'ensemble des résultats et la visualisation et extraction ciblée de données enregistrée au cours de l'opération ([Annexe 4](#)).

Cette base permet, outre l'archivage de l'ensemble des données :

- de visualiser, extraire et imprimer les stations d'une campagne donnée
- de visualiser, extraire et imprimer les données par station
- de visualiser, extraire et imprimer les données par campagne
- de visualiser, extraire et imprimer les profils verticaux enregistrés par la sonde SeaBird

L'accès aux tables de la base permet en outre d'établir des requêtes spécifiques donnant accès à tout ou partie des données enregistrées.

L'intégration des données dans les tables se fait par le biais des tableaux Excel.

5 Résultats

Les campagnes de prélèvement étant en cours, les résultats n'ont été que partiellement analysés. Une communication au cours du Séminaire « Ecosystèmes et Crevetticulture en Nouvelle-Calédonie », organisé par l'Ifremer (Auditorium de l'IRD, Nouméa, 22-24 juin 2005) aura permis d'exposer les résultats préliminaire de cette opération et les perspectives envisagées ([Annexe 5](#)).

¹ Enregistrements identifiés par des noms de champ : structure horizontale

² les paramètres sont identifiés comme nom de champ : structure croisée

5.1 Paramètres des fermes

Les résultats du suivi des différents paramètres dans les bassins des deux fermes sont en concordance avec les données de la littérature qui indiquent une prédominance de la production phytoplanctonique au regard des autres paramètres tels que les nutriments (Fig. 3). Les concentrations dans l'eau d'entrée sont en effet nettement inférieures aux concentrations mesurées dans les bassins. En revanche, il n'apparaît pas de différence entre les concentrations en ammoniacque entre l'eau d'entrée et de sortie pour les deux fermes.

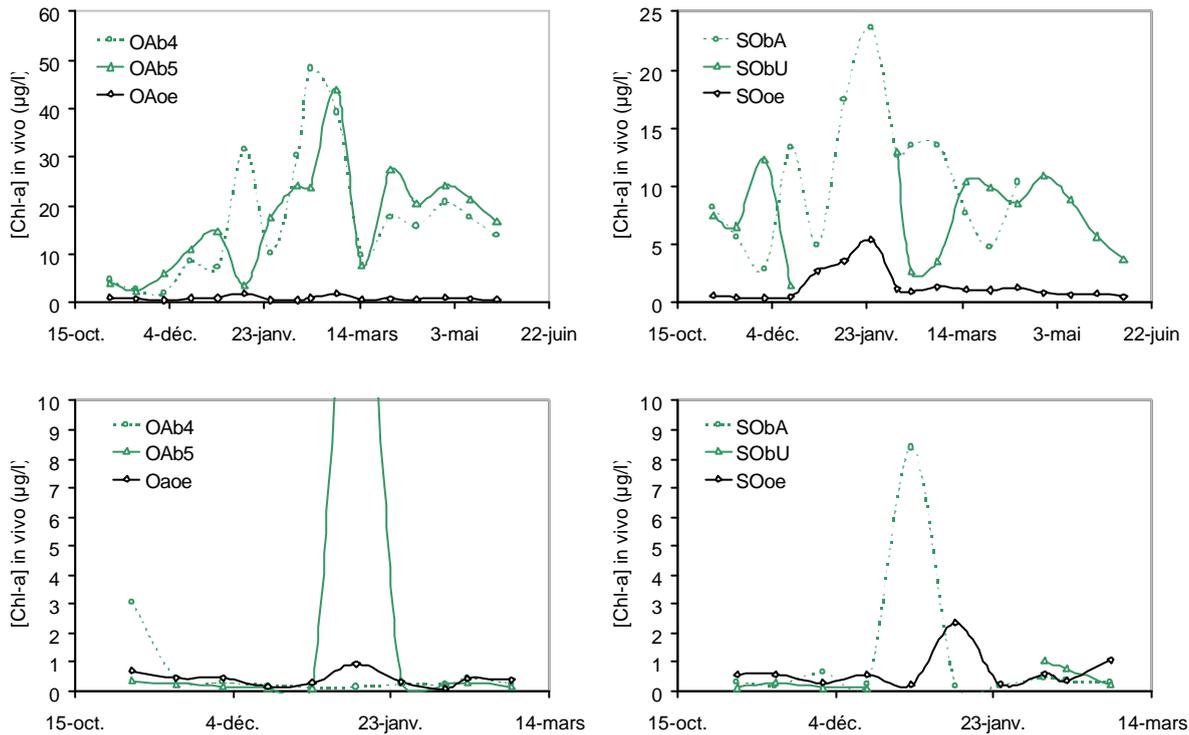


Fig. 3. profil de la chlorophylle in vivo et de l'ammoniacque mesurés dans les bassins des deux fermes et dans leur eau d'entrée.

5.2 Les marqueurs dans la baie

5.2.1 *Aspect spatial*

Les concentrations en Chl-a pour chaque station des deux baies aux différentes dates sont exposées en Fig. 4. Elles sont confrontées aux concentrations dans les bassins. Les stations de fond de baie présentent à certaines dates des concentrations importantes en Chl-a. Exclusivement localisé en station 5 à Ouano, les fortes concentrations semblent se répartir plus largement à Teremba.

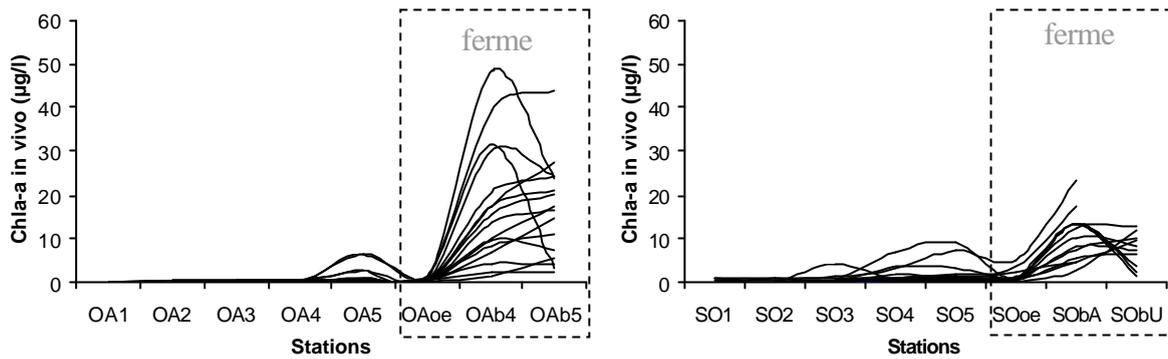


Fig. 4. profils des concentrations en Chl-a in vivo pour différentes dates au niveau des stations des deux baies et deux fermes.

5.2.2 *Aspect spatio-temporel*

Les concentrations en Chl-a in vivo aux cinq stations des baies et des eaux d'entrée au cours du temps sont confrontées à la concentration moyenne dans les bassins des deux fermes (Fig. 5).

Alors que les concentrations aux stations 1 à 4 en baie de Ouano restent stables à de faibles concentrations, la concentration mesurée en station 5 présente un profil croissant qui s'accroît en fin de période, au moment des pêches. Les fortes vidanges des bassins au cours des pêches de fin d'élevage seraient à l'origine d'une expulsion importante de phytoplancton en fond de baie.

En baie de Teremba, les effluents semblent se répartir de façon plus importante vers la sortie de la baie. En effet, les stations 4 et 5 présentent des concentrations importantes au regard des autres stations de la baie au moment des pêches qui débutent autour de j100.

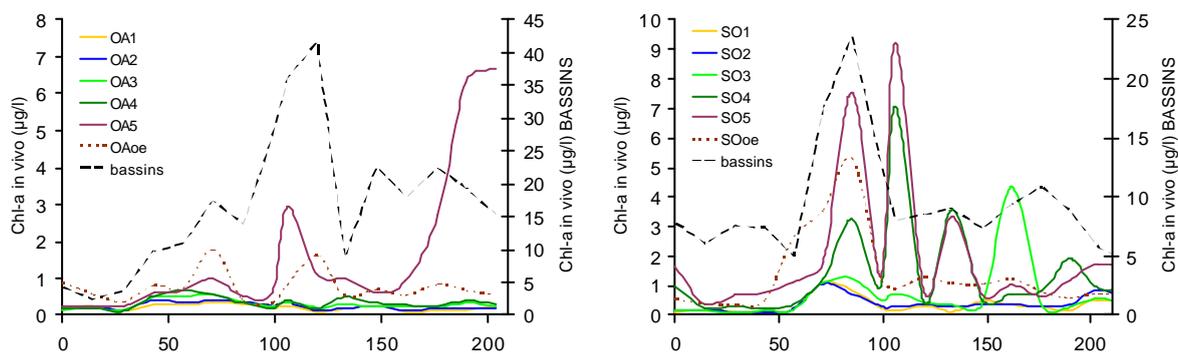


Fig. 5. profils des concentrations en Chl-a in vivo au cours du temps aux stations des baies, dans l'eau d'entrée des deux fermes et en moyenne dans les bassins.

Notons les concentrations en Chl-a dans les eaux d'entrée. Cette observation laisse à penser que les fermes pompent leurs propres rejets. Ceci peut être vrai pour la ferme de la

baie de Ouano dont le canal d'entrée se situe à proximité des rejets, mais pour la ferme de Teremba, qui pompe son eau dans une baie adjacente, l'éventualité d'un recyclage des effluents est exclu.

Les résultats des campagnes de couverture spatiales effectuées en baie de Ouano permettent d'avoir une image à marée haute de la répartition du marqueur (ici la Chl-a) sur toute la zone (Fig. 6). Ainsi, il est notable qu'à marée haute, les effluents semblent se cantonner en fond de baie avec des concentrations croissantes au cours de la saison. Les concentrations mesurées en fond de baie atteignent plus de $8\mu\text{g.l}^{-1}$ en mai là où elles se limitaient à $0,59\mu\text{g.l}^{-1}$ en décembre.

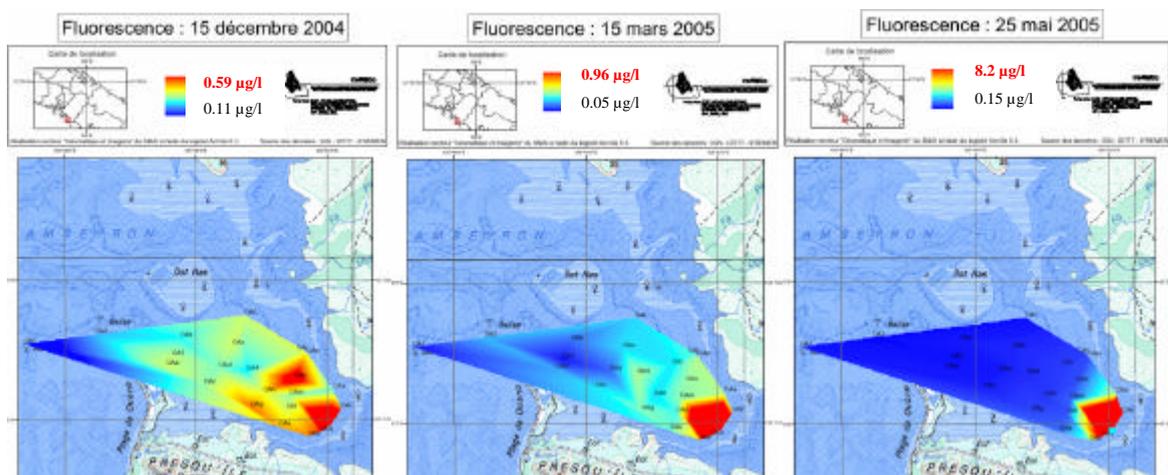


Fig. 6. cartographie de la répartition du marqueur Chl-a en baie de Ouano pour trois dates.

Les enregistrements de la sonde à post en baie de Ouano permettent d'identifier une éventuelle cinétique dans la répartition des effluents. Ainsi il est possible d'identifier des cycles dans l'évolution des paramètres enregistrés (Fig. 7). Les cycles principaux sont ajustés sur une période de 24h (flèches noires) donc sur un double cycle de marée. Il existe une parfaite concordance des cycles de la Chl-a et de la turbidité. Les pics de concentration éléments sont centrés au moment des basses mers tous les deux cycles.

Ces enregistrements laissent à penser que les effluents qui apparaissent concentrés en fond de baie à marée haute, sont susceptibles de circuler dans la baie. Les cycles de 24h mettent en évidence un fonctionnement probablement complexe, dépendant de l'hydrodynamisme de la baie.

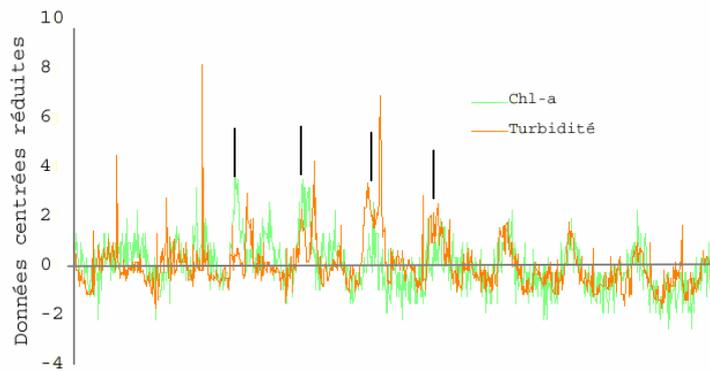


Fig. 7. données centrées réduites de l'évolution de la Chl-a et turbidité *in vivo* enregistrées par la sonde YSI en baie de Ouano entre le 20 mai et le 30 mai

6 Perspectives

L'ensemble des paramètres devra être intégré à l'étude, en l'occurrence les différents nutriments non encore analysés. Des précisions sur la composition de la matière organique (particules exopolymériques transparentes, NOD...) devraient apporter de nouveaux éléments dans la recherche de traceurs pertinents des effluents.

D'autre part, les études de cytométrie en flux devraient permettre d'apporter des précisions sur la composition des communautés phytoplanctoniques qui présentent des particularités marquantes au sein des bassins d'élevage (Courties, com. séminaire, 2004).

La définition d'indicateurs de la production des fermes au cours de l'élevage devrait permettre de mettre en relation cinétique et les particularités de l'élevage avec la dynamique des marqueurs dans la baie. En parallèle, il apparaît nécessaire d'être en mesure d'identifier les particularités propres aux baies susceptible de modifier les profils des marqueurs.

Enfin, l'étude fine des enregistrements en continu, couplé à une acquisition de connaissance sur l'hydrodynamique de la baie (travaux de l'IRD) devra permettre d'accéder à une vision plus juste de la dynamique à courte échelle de temps des marqueurs dans la Baie.

Annexe 1. Protocole de dosage de L'azote et du Phosphore dans les fécès de *L. stylirostris*

Introduction

Un modèle simulant la dynamique des nutriments au sein d'un bassin de production de crevettes est construit. Ce modèle intègre un compartiment «déchet» qui se compose d'une part de l'aliment gaspillé, non ingéré par les crevettes et d'autre part des fécès produits par la biomasse de crevettes. A la vue des résultats d'un protocole expérimental mis en place dans le cadre de l'opération (Pagand et al., in prep.) il apparaît que plus de 10% de la masse d'aliment ingéré est rejetée sous forme de fécès. Ce compartiment constituerait donc une source importante d'éléments organiques dans le système venant alimenter le sédiment par sédimentation et la colonne d'eau par lessivage des éléments. Burford et al., (2001) évaluent ainsi chez *P. monodon* la digestibilité de l'azote consommé à 85%, 15% de l'azote contenu dans l'aliment ingéré se trouverait ainsi dans les fécès. Il n'existe cependant pas dans la littérature de données sur la digestibilité de l'azote et du phosphore chez *L. stylirostris*.

L'objectif de la présente opération est donc d'évaluer le taux de digestibilité de l'azote et du phosphore chez *L. stylirostris*.

Matériel et méthode

Deux classes de taille sont suivies en parallèle afin de déterminer un éventuel **effet poids** sur la digestibilité des éléments N et P.

Les individus sont transférés dans des aquariums propres la veille de la manipulation (un triplicata par traitement). Le nombre de crevettes par aquarium est tel que la biomasse soit équivalente entre ces derniers (i.e. 10 individus de 7g et 4 individus de 18g).

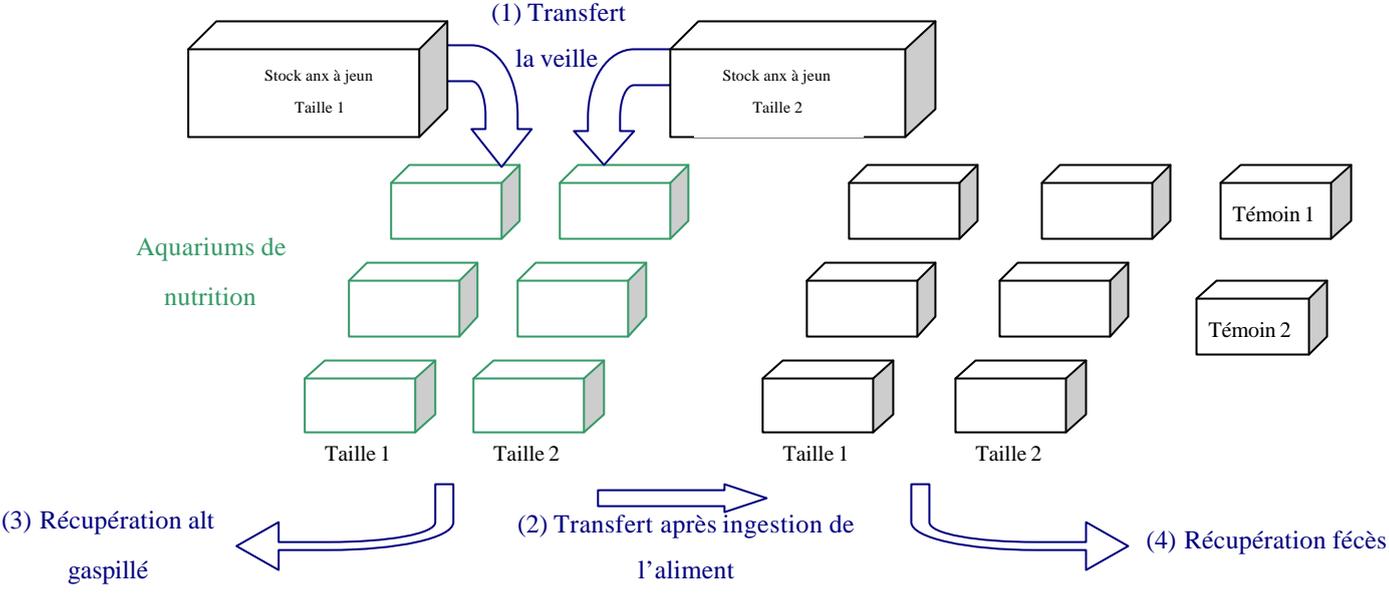
Après 24h à jeun, les individus sont nourris une fois (3% du poids moyen des crevettes). Après l'ingestion totale du repas, les crevettes sont transférées dans des aquariums propres afin de ne pas récupérer de déchets alimentaires. Les fécès sont récupérés au fur et à mesure de leur production.

Les fécès sont ainsi récupérés sur filtres pré-pesés GF/C pour dosage du phosphore total, un aliquote étant filtré sur GF/F calciné pour analyse CHN. Passé à l'étuve 60°C les filtres sont pesés afin de connaître la masse de fécès sec.

En parallèle, pour chaque classe de taille, un témoin sans nourriture est suivi afin de doser la production de déchets existant chez les individus à jeun.

L'aliment non ingéré dans les aquariums de nutrition est récupéré de manière à reporter la digestibilité des éléments réellement ingérés.

Schéma de principe



Annexe 2. Procédure de transfert des données de la sonde SeaBird à la base de données Excel

Note : il est important de savoir que chaque mise en marche de la sonde est enregistrée sous forme de «cast » (fichier indépendant regroupant toutes les données enregistrées lors de cette mise en marche). Il est donc indispensable sur le terrain de noter et identifier chaque mise en marche afin d'être en mesure de la retrouver par la suite. Les «casts » s'incrémentent et sont identifiés dans l'ordre chronologique.

➤ **branchement du câble de liaison**

- a. Dévisser le cache marqué à la peinture bleue, tirer sur le bouchon caoutchouc.
- b. Brancher le câble (1 des 4 broches est plus grosse et sert de repère).

➤ **Téléchargement des fichiers .hex vers le PC**

- a. Ouvrir le logiciel [SeaTerm.exe](#) (raccourci sur le bureau)
- b. Cliquer sur «[connect](#) »
- c. Puis sur «[Upload](#) », des infos sur le statut de la sonde défilent puis les « casts » dans l'ordre chronologique (identifiés par un n°, la date et l'heure).
- d. Une fenêtre «Upload parameters » s'ouvre automatiquement. Dans la fenêtre «[cast number](#) » noter le numéro du cast à télécharger puis «[OK](#) ».
- e. Une nouvelle fenêtre s'ouvre avec un certain nombre de champs à remplir.
Identifier :
Bateau : [scylla serrata](#) (*pas obligatoire*)
Date : [jj/mm/aaaa](#)
Station : [Baie_Type_n°Station_jjmmaa](#) (*voir Nomenclature à la suite...*)
latitude/longitude/heure/profondeur : « - » (pas utile, gain de temps)³
Comments : «[radiale](#) » ou «[crigeage](#) »
- f. Cliquer «[OK](#) », une nouvelle fenêtre s'ouvre avec des fiches .hex.
- g. Ecrire à nouveau le nom de la station : [Baie_Type_n°Station_jjmmaa](#)
- h. «[OK](#) », attendre la fin du téléchargement (assez rapide) on retrouve alors la page SeaTerm avec : S> et le curseur qui clignote.
- i. Répéter l'opération depuis (c.) pour chaque cast (changer le n°cast à chaque fois).
- j. Une fois tous les casts téléchargés, clique sur «[disconnect](#) » dans la barre des tâches.
- k. Fermer le logiciel SeaTerm.

³ Tous les champs correspondent aux champs obligatoires identifiés dans la base access de l'IRD, en vue d'une utilisation du module d'extraction (pas utilisé pour l'instant, peut-être pas adapté pour nos besoins...)

➤ **Conversion des fichiers .hex en .cnv**

Note : seuls les fichiers .cnv sont transférables sur Excel ce qui explique cette conversion.

- a. Ouvrir le logiciel SBE Data Processing.exe (raccourci bureau [SBEDataProc.exe](#)).
- b. Un menu déroulant de «Run » s'ouvre, cliquer sur «[data conversion](#) »
- c. Une fenêtre s'ouvre, cliquer sur «[select...](#) » situé à droite de la saisie «Input files ». (cette opération permet d'identifier les fichiers à convertir)
- d. Une nouvelle fenêtre s'ouvre, avec les fichiers .hex, [sélectionner les fichiers](#) qui doivent être convertis (on retrouve les noms Baie_Type_n°Station_jjm⁴)
- e. Cliquer sur «[ouvrir](#) »
- f. On retrouve la fenêtre «data conversion », il est possible de modifier le dossier d'archivage des .cnv créés (clique «select » à droite de la saisie «output directory »)⁵.
- g. Cliquer sur «[start process](#) », la conversion est presque immédiate.
- h. «[exit](#) », une fenêtre s'ouvre demandant si les modifications doivent être enregistrées, cliquer sur « non ».
- i. Fermer le logiciel SBE Data Processing.exe

➤ **Extraction des données sous Excel et ajout à la base de données**

- a. Ouvrir Excel.
- b. Dans le menu «ouvrir », sélectionner les fichiers .cnv qui doivent être transférés. (pour ZoNéCo : C:\Program files\Sea-Bird\Seaterm\fichiers CNV⁶)
- c. Cliquer sur «ouvrir », une fenêtre «assistant importation de texte » s'ouvre, sélectionner «délimité » «suivant » «espace » «suivant » «terminer », la feuille Excel s'ouvre avec comme nom de fichier et de feuille celui de la station (Baie_Type_n°Station_jjm⁴).
- d. Répéter l'opération pour chaque station à extraire (les fenêtres «assistant importation de texte » s'ouvrent successivement), un fichier par station.
- e. Dans C:\Mes documents\sonde Seabird\fichiers_xls ouvrir un fichier déjà traité (choisir un fichier correspondant à la baie considérée SO ou OA). Dans ce fichier, une feuille est nommée «extraction ». cliquer droit sur l'onglet de la feuille, «déplacer ou copier », sélectionner «créer une copie », puis dans la liste déroulante, choisir le fichier destinataire (correspondant au premier fichier à traiter), «OK ».

Note : cette feuille permet d'extraire les données qui seront introduites dans la base. Elle a un format défini qui doit faciliter le transfert.

- f. Les données brutes peuvent être effacées, elles correspondent à celles du fichier source (les moyennes sont faites à partir des données brutes).
- g. Modifier les champs du tableau au format base de données (BDD) afin qu'ils correspondent aux paramètres de la station. Se référer à la base de données « campagne » pour les champs « Idcampagne » et « date » et à la base

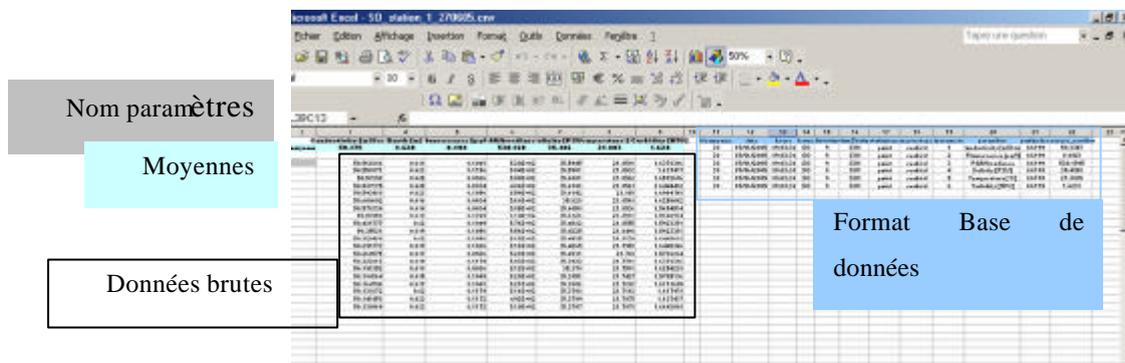
⁴ Gain de temps : il est préférable de classer, dans la fenêtre, les fichiers dans l'ordre chronologique (mode détails) clique sur « modifié le », ce qui permet d'avoir accès en début de liste aux derniers fichiers enregistrés.

⁵ Pour la suite des campagnes ZONECO, il ne paraît pas nécessaire de modifier le dossier l'archivage.

⁶ Si aucun fichier n'apparaît, dans le menu déroulant « type de fichier », choisir « tous les fichiers ».

« station » pour le champ « Idstation ». L'heure correspond à celle qui est notée dans la feuille de données brutes, autour de la ligne 90, identifié comme « start time ».

- h. Les mesures sont enregistrées dans la feuille portant le nom de la station. L'ordre des paramètres est celui identifié dans la feuille extraction.
- i. Vérifier les mesures en faisant un graph par paramètre. Cela permet de voir d'éventuels problèmes ou aberrations.



- j. Choisir une vingtaine d'enregistrements (si possible au-delà du 20^{ème} enregistrement, temps nécessaire à la sonde pour s'équilibrer), copier les enregistrements choisis (7 colonnes, hormis la dernière ; valeur nulle).
- k. Coller les enregistrements dans la feuille « extraction » au niveau des données brutes. Les moyennes sont calculées automatiquement et reportées automatiquement dans la table au format BDD.
- l. « enregistrer sous » le fichier au format .xls (nom du fichier correspondant au nom de la station) dans un nouveau dossier (nom de dossier : baie_date ex : SO 230405) dans C:\Mes documents\sonde Seabird\fichiers_xls
- m. renouveler l'opération pour chaque station à partir de (e.), en copiant la feuille « extraction » à partir du nouveau fichier d'extraction créé.
- n. Pour le transfert dans la base de données, copier la table au format BDD (sauf noms de champ) et coller (! collage spécial valeur !) le tout dans la base de donnée, à la suite.

→ Pour les stations de Ouano qui présentent un profil vertical (stations 1 à

4)

- o. L'opération est la même hormis le fait qu'il y a autant d'enregistrements par paramètre que d'enregistrements faits lors de la descente (surface → fond). Ce ne sont pas les moyennes qui sont utilisées dans ce cas.
- p. La feuille « extraction » doit dans ce cas être extraite d'un fichier de Ouano (station 1 à 4).
- q. Effacer les données brutes correspondant au fichier source, garder les noms des paramètres de la première colonne.
- r. Dans la table au format BDD, ne garder qu'un seul enregistrement (cela permet de garder les fonctions...) effacer les autres.
- s. Modifier les champs de la table BDD (voir g.).
- t. Dans la feuille de données brutes, faire un graphique des profondeurs (2^{ème} colonnes des mesures) afin d'identifier les enregistrements correspondant à la descente. Copier ces enregistrements (7 colonnes) et les coller dans la table de données brutes.

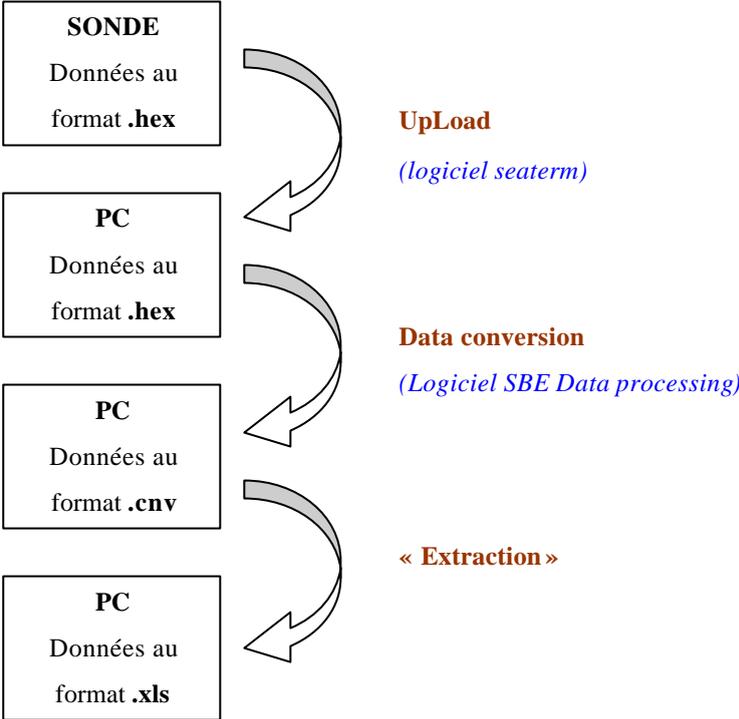
- u. Les données brutes sont ordonnées verticalement (les paramètres constituent les champs), or il faut disposer ces données horizontalement avec comme champs ceux qui sont identifiés («Nomparamètre », « profondeur », mesure_résultat ») Puis reprendre au (m.).

10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
id_station	date	heure	ferme	station	NomStation	id_bordtype	mesuretype	idparametre	parametre	profondeur	mesure_resultat		
3	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	0.700	49.682102	
4	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	0.992	49.949702	
5	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	1.007	49.961900	
6	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	1.336	50.070000	
7	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	1.612	50.026269	
8	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	1.981	50.027597	
9	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	2.177	50.058528	
10	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	2.437	50.003555	
11	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	2.699	50.032763	
12	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	2.952	50.117437	
13	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	3.245	50.320315	
14	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	3.461	50.322908	
15	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	3.719	50.320043	
16	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	3.974	50.380447	
17	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	4.206	50.282743	
18	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	4.433	50.259549	
19	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	4.662	50.244941	
20	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	4.876	50.228131	
21	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	5.134	50.222121	
22	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	5.352	50.214379	
23	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	5.647	50.204925	
24	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	5.911	50.190008	
25	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	6.162	50.202342	
26	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	6.419	50.203389	
27	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	6.691	50.209496	
28	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	6.946	50.207508	
29	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	6.870	50.207658	
30	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	1	Conductivity [nS/cm]	6.885	50.203009	
31	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	2	Phorescence [µg/l]	0.799	0.1524	
32	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	2	Phorescence [µg/l]	0.692	0.1532	
33	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	2	Phorescence [µg/l]	1.067	0.1256	
34	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	2	Phorescence [µg/l]	1.330	0.1154	
35	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	2	Phorescence [µg/l]	1.612	0.1524	
36	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	2	Phorescence [µg/l]	1.981	0.1638	
37	30	20.05.2005	08:10:59	OA	2	OA2	profil	seabed	2	Phorescence [µg/l]	1.177	0.1429	

Table : Nomenclature des stations zonéco-Ifremer

Ouano	baie	OA_station_1_230205
		OA_station_2_230205
		OA_station_3_230205
		OA_station_4_230205
		OA_station_5_230205
	ferme	OA_bassin_4_230205
		OA_bassin_5_230205
		OA_bassin_entree_230205
Sodacal	baie	SO_station_1_230205
		SO_station_2_230205
		SO_station_3_230205
		SO_station_4_230205
		SO_station_5_230205
	ferme	SO_bassin_A_230205
		SO_bassin_U_230205
		SO_bassin_entree_230205

Annexe : schéma conceptuel du transfert :



Annexe 3. Procédure de transfert des données de la sonde YSI au Data-logger

Après nettoyage de la sonde, prendre soin de sécher le bouchon protégeant la prise de branchement du câble de liaison au data-logger.

Dévisser le bouchon, brancher le câble relié au data-logger.

Vérifier la propreté du bouchon, du pas de vis et surtout du joint torique présent dans le bouchon. Nettoyer l'ensemble et si possible mettre un peu de graisse sur le joint (petit tube de graisse présent dans le «kit » de nettoyage).

Arrêt de l'enregistrement et lancement du suivant :

- Allumer le D-logger (bouton vert) se déplacer avec les flèches sur le menu : « **menu sonde** » enter (↵)

Puis :

- « **Mesurer** » ↵
- « **Echantillon non supervisé** » ↵
- Descendre à l'aide des flèches jusqu'au menu « **arrêter enregistrement** » ↵
- Valider « **oui** » ↵

De retour dans le menu « échantillon non supervisé » entrer les nouveaux paramètres d'enregistrement :

- « **Date de début** »
- « **Heure** » du prochain enregistrement
- « **Station** » : OAST3 (ne change pas)
- « **?** » : OAjmmaa

Une fois les paramètres du prochain enregistrement identifiés, se déplacer vers le bas ;

- « **Démarrer enregistrement** » ↵
- Valider « **oui** » ↵

Une fois l'enregistrement démarré, pour revenir aux menus précédents utiliser la touche « **Esc** » du D-logger.

Dès lors, le nouvel enregistrement est lancé (!! Il est préférable de bien vérifier si le lancement est effectif à la fin des manipulations, avant de débrancher le D-logger, et ce en retournant dans le menu «échantillon non supervisé » pour voir si le dernier menu propose bien « arrêter enregistrement » !!)

Transfert des fichiers de la sonde vers le Data-logger :

- Entrer dans le « **menu sonde** » ↵

- Puis « **fichier** » ↵
- « **transférer les données** » ↵
- choisir le fichier identifié de la manière suivante : « **OAJmmaa** » ↵
- attention, le fichier choisi devrait porter la date de la campagne précédente, jmmaa étant la date de début d'enregistrement. (la présence du nouvel enregistrement précédemment lancé peut porter à confusion).
- « **procéder** » ↵

Un menu propose trois formats de transfert. **Deux formats nous intéressent** (PC6000 & texte ASCII), il faudra donc transférer successivement les deux formats.

- Choisir l'un des formats « **PC6000** » ou « **ASCII** » à l'aide des flèches ↵

Le téléchargement commence. Généralement, le format ASCII met plus de temps que le PC6000 pour se télécharger. Compter 3-4 minutes environ chacun.

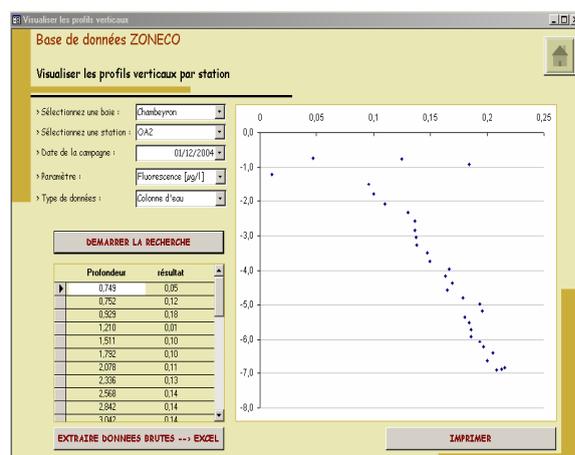
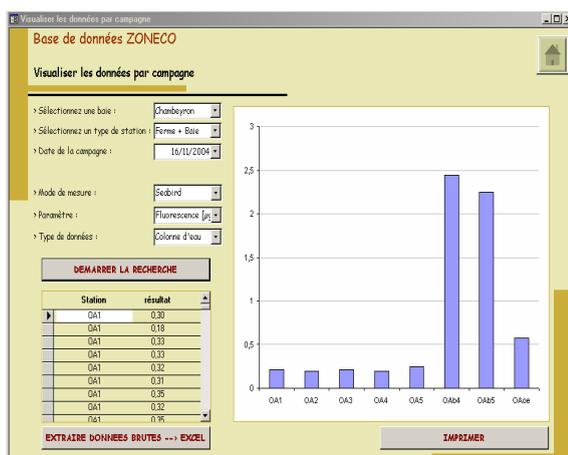
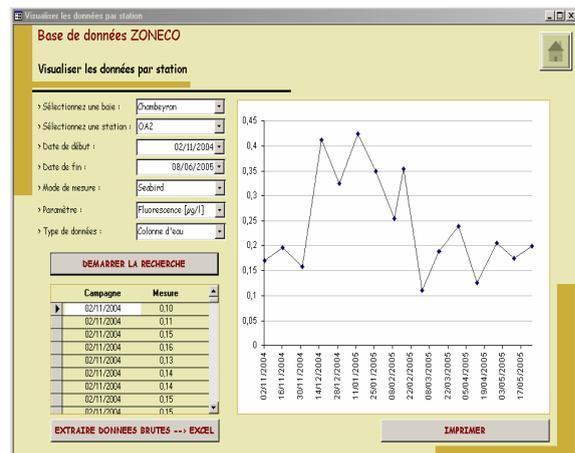
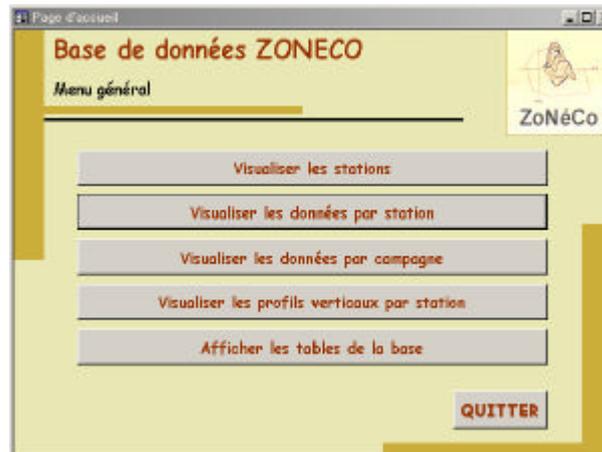
Vérification sur site des données téléchargées :

Il est possible de visualiser directement sur le D-logger les données enregistrées. Pour cela sortir du « menu sonde » à l'aide du bouton « Esc » du D-logger. Dans le menu du D-logger (menu d'accueil), choisir :

- « **fichier** » ↵
- « **graphe du fichier** » ↵
- la liste des fichiers présents dans le D-logger s'affichent, il y a deux fichiers par date, avec des extensions différentes, pour la visualisation choisir le fichier avec une extension « **OAJmmaa.dat** » ↵
- « **paramètre** » ↵ pour choisir le paramètre à visualiser, descendre à l'aide des flèches puis ↵.
- « **graphe** » ↵

Le graphique de variation temporelle du paramètre choisi s'affiche à l'écran.

Annexe 4. Formulaires de la base de données ZONECO au format Access



Annexe 5. Diapositives de la présentation du séminaire « Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie »

Programme ZonéCo

Recherche de traceurs des effluents d'élevages de crevette en Nouvelle-Calédonie

Yves THOMAS
Responsable opération : Auro HROUBI (IRD) (DAC-Themat)
Responsable thème : Hugues LEMONIER (DAC-Themat)
Collaborateurs : Jean-Baptiste (JBC) ZI-MARTIN (CIRMA-D-Themat), Jeanne BUESGOUY (SMND), Claude Guenès (CIRMA-S-Themat)

1

Introduction

Objectifs :
→ Apporter des outils (analytiques & méthodologiques) permettant le suivi des effluents des fermes dans le milieu receveur.

Moyen :
→ Recherche d'indicateurs des effluents.

Méthode :
→ Suivi spatio-temporel de paramètres hydrologiques dans des baies accueillant des fermes de production.

2

Matériel et méthodes

Sites sélectionnés

3

Matériel et méthodes

Stratégie d'échantillonnage

→ Realisés de 5 stations
→ Prélèvements d'eau et profil avec sonde CTD (SeaBird)
→ Une sonde CTD (YSI) à poste en Baie de Chaudryenne
Fluorescence in vivo, turbidité (NTU), température, salinité, CD
→ Fréquence de sortie : 2 sorties par mois

Début des données
Octobre 2004
J. An

4

Matériel et méthodes

Variables mesurées

Sonde SeaBrd : Fluorescence in vivo, turbidité (NTU), salinité, température, PAR
Particulaires : MES, MDP, T_{susp} , Chl-a, Chl-b et phéopigments (total = classes de taille), Cytométrie en flux, Réflectance Despolymères Transparents (TSP)
Sièges : NO_3^- , NH_4^+ , NO_2^- , PO_4^{3-} , SiO_4^{2-} , Fe , NO_2^-

5

Matériel et méthodes

Stratégie d'échantillonnage

Couverture spatiale de la baie :

- 10 stations supplémentaires
- Profil avec sonde SeaBrd (toutes stations)
- Prélèvements d'eau (8 stations) : MES, POP, CH_4 , CO_2
- Fréquence de sortie : 3 mois

6

Résultats (préliminaires)

Production des fermes → Particulaires

MES (mg/l)
→ Sorties + entrées
→ Ouano - Sédouil
→ Ouano - abattoirs

TSP
→ Débit d'élevage = croquis
→ Intégration entre 70-80%

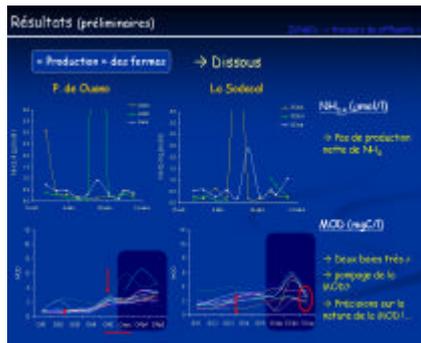
7

Résultats (préliminaires)

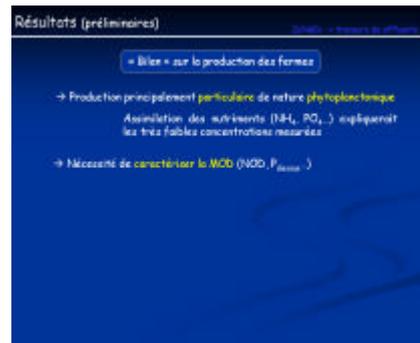
Production des fermes → Particulaires

→ Les fermes sont des productrices de phytoplancton
→ Importance du degré d'eutrophication (Ouano - La Sédouil)

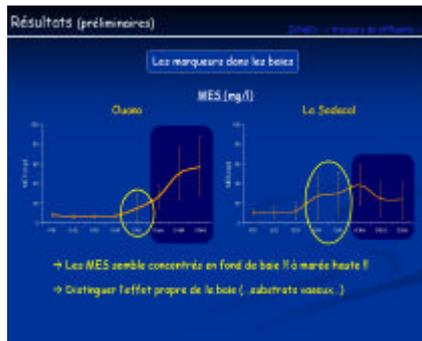
8



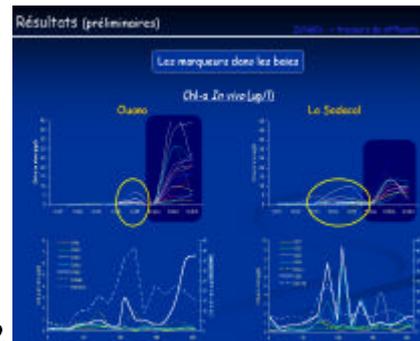
9



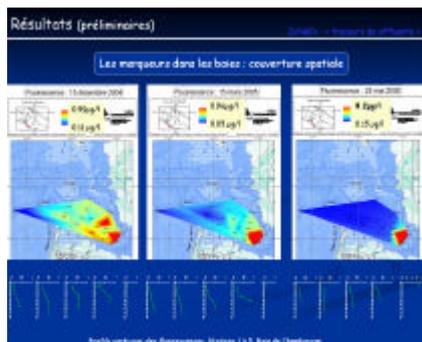
10



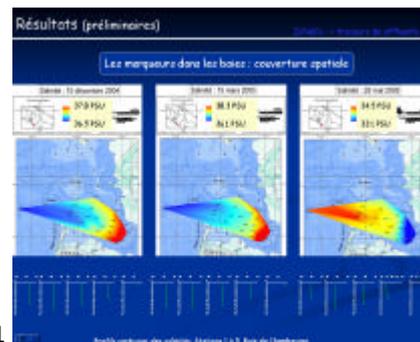
11



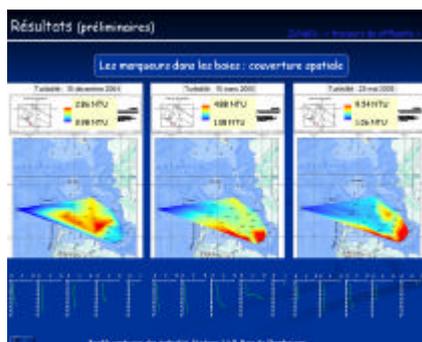
12



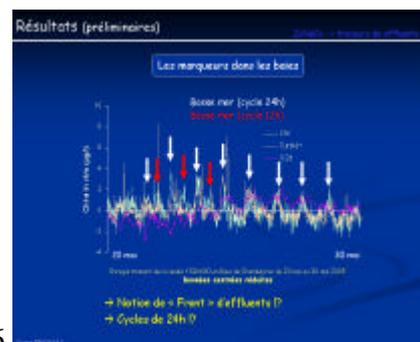
13



14



15



16

Discussion & perspectives

Perspectives

- Des indicateurs :
 - Phytoplancton ($Chl-a$)
 - MOD
- D'un point de vue spatial :
 - Concentration en fond de baie à MH
- D'un point de vue temporel :
 - Parallèle Intensité de production-rejets et concentration des « indicateurs »
- D'un point de vue spatio-temporel :
 - Importance des cycles tidiaux (24h)
 - Notion de « front d'effluents »

- *Cytométrie en flux (p. courte)
- *Nature de la MOD
- *TEP (x. dur)
- *Extrême effet propre de la baie (typologie?..)
- *Affiner l'étude qualitative et quantitative des relations rejets-environnement
- *Analyse fine des données YSI
- *Etude de l'hydrodynamique
- *Couplage tempo-espace sur cycle tidal (marées?..)