

*Devenir des effluents de la crevetticulture au sein des mangroves de Nouvelle Calédonie : effets sur la communauté des invertébrés benthiques (méiofaune)*



Luc DELLA PATRONA  
Ifremer Centre du Pacifique  
Département Ressources Biologiques et Environnement  
Unité de Recherche Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture  
Durable (LEAD/NC)



## *Devenir des effluents de la crevetticulture au sein des mangroves de Nouvelle Calédonie : effets sur la communauté des invertébrés benthiques (méiofaune).*

### **Résumé :**

*L'impact des effluents sur la mangrove a été étudié à travers leurs effets sur la communauté des invertébrés benthiques. Un double plan d'étude Contrôle-Impact et Gradient a été utilisé. Un suivi annuel a été réalisé dans la même formation végétale (*Avicennia marina*) sur un site exposé depuis 25 ans et une zone de référence. L'effet des rejets à court-terme « C.T » a été analysé à 2 périodes distinctes d'activité de la ferme : assec et charge maximale. Trois cartographies ont été établies à des saisons et des stades d'exploitations différentes. Le gradient a été défini en considérant 5 strates végétales positionnées selon la durée d'immersion. Afin de pallier au niveau de résolution taxonomique jugé insuffisant de la méiofaune, une batterie de paramètres additionnels ont été analysés dans la mesure où ils pouvaient rendre compte du degré d'adaptation des communautés d'invertébrés. Le microphytobenthos (MPB), la méiofaune discriminée en 2 classes de taille 40-250 et 250-1000  $\mu\text{m}$ , les abondances, les biomasses totales et relatives, les poids individuels (7120 mesures), les structures des peuplements par saison et formation végétale, la pertinence des taxons dits « rares » et des indicateurs biologiques Ne/Co (nématode/copépodes) et For/Ne (Foraminifères/Nématodes), la productivité méiofaunique et la pression de broutage de la méiofaune totale et des communautés qui la composent ont été examinés. Des méthodes alternatives du suivi biologique classique pour déterminer l'amplitude et la portée géographique des effets ont été évoquées.*

*Les effluents crevetticoles ont un effet avéré sur les communautés d'invertébrés benthiques et le MPB. L'effet est assimilé à un enrichissement ou une eutrophisation faible à modérée. La zone exposée présente une biodiversité plus importante que le site de référence. Le rapport Ne/Co est un bio indicateur sensible à l'effet des rejets. L'ampleur et la portée géographique de la pression exercée par les eaux d'évacuation ne sont pas mesurables ou masqués par l'effet « formation végétale ». Des mesures visant à minimiser l'impact des effluents crevetticoles ont été proposées.*

## SOMMAIRE

<b>I. Introduction</b>	<b>4</b>
<b>II. Contexte et enjeux</b>	<b>4</b>
<b>III. Matériel et méthodes</b>	<b>10</b>
A. Zone et période d'étude	10
B. Calcul de la biomasse méiofaunique	12
C. Calcul de la production annuelle P/B	15
D. Calcul du « grazing » exercé par la méiofaune sur le microphytobenthos	15
E. Paramètres physico chimiques	16
<b>IV. Résultats</b>	<b>16</b>
A. Paramètres environnementaux et éléments nutritifs	16
B. Biomasse microphytobenthique	17
C. Méiobenthos	21
D. Estimations de la production annuelle de la méiofaune	61
E. Indicateurs écologiques	63
F. Pression de broutage exercée par le Méiobenthos sur le Microphytobenthos	65
<b>V. Discussion</b>	<b>71</b>
A. Vue d'ensemble	71
B. Le microphytobenthos	73
C. Méiobenthos	78
D. Pertinence des indicateurs d'eutrophisation Ne/Co et For/Ne	85
E. Estimations de la production annuelle de la méiofaune	91
F. Méthodes alternatives de suivi	94
G. Propositions de mesures palliatives	97
<b>VI. Conclusions</b>	<b>99</b>

## **I. Introduction**

A l'heure actuelle, aucune législation n'oblige les fermes crevetticoles de Nouvelle-Calédonie à effectuer des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) standardisées.

Si aujourd'hui on ne signale pas de situation alarmante, la multiplication prévisible des fermes et une formation insuffisante du futur personnel pourraient augmenter la pression sur l'environnement côtier.

Une dérive des pratiques zootechniques dans le contrôle de l'alimentation du cheptel (Jory, 1995) et le traitement des accumulations de boues (Hopkins et al., 1994) associée à une détérioration de la qualité des granulés (Tacon, 1993) pourraient exacerber les concentrations d'azote (Burford et Lorenzen, 2004) et de phosphore (Boyd, 2000) dans les milieux récepteurs dont la mangrove.

En Nouvelle-Calédonie, l'écosystème « mangrove » fait l'objet depuis quelques années d'études de recherche du fait de sa situation stratégique à l'interface terre-mer et de son importance écologique et socio-économique dans le cadre du programme ZoNéCo.

La présente étude a pour objectif d'acquérir une meilleure connaissance des effets des effluents aquacoles sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie à travers l'étude des invertébrés benthiques appartenant à la méiofaune, organismes de taille comprise entre 40 et 1000 µm.

## **II. Contexte et enjeux**

L'aquaculture de crevettes en Nouvelle-Calédonie connaît depuis une quinzaine d'années un essor important. Près d'une vingtaine de fermes produisent environ 2000 t de crevettes par an. Malgré quelques difficultés d'ordre économique et zootechnique, cette activité devrait se renforcer dans les années à venir. En effet, l'inventaire des sites potentiels réalisé par Aquadev (2000) indique un potentiel de 1290 ha pour une production résultante de 4500 t.

Selon Flaherty & Karnjanakesorn (1995) et Paez-Osuna (2001), les conséquences environnementales occasionnées par les fermes de crevettes seraient de 2 ordres :

- celles qui proviennent de la destruction de la mangrove ;
- celles qui sont engendrées par la conduite des élevages au quotidien (effluents).

Depuis les années 1980 et 1990, environ 35% des forêts de mangrove ont disparu dans le monde. Selon certaines sources, la majeure partie de cette disparition serait liée à la construction des fermes de crevettes (Menasveta, 1997 ; Shrimp tribunal, 1997 ; Valiela et al., 2001 ; Barbier & Sathirathai, 2004).

Pour Boyd (1999), la conversion de la mangrove en bassin à crevettes serait bien moindre. En effet, l'élevage de crevettes ne constitue qu'une activité parmi d'autres (salines, piscicultures, développement industriel et municipal) qui a détruit la mangrove (Mc Intosh et Phillips, 1992). Une étude historique (Hambrey, 1996) indique notamment que la destruction massive des mangroves est antérieure au boom de la crevetticulture.

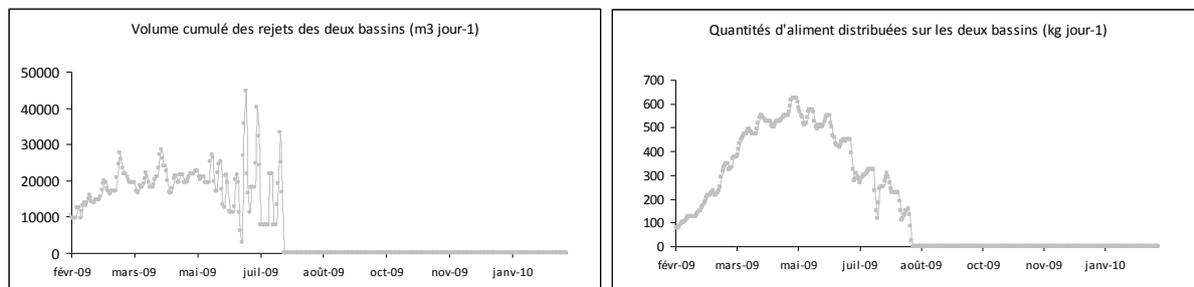
De fait une majorité de travaux évaluent cette responsabilité entre 5 et 10% globalement (Boyd, 1997 ; Lassen, 1997), avec d'importantes variations régionales (Phillips et al., 1993 ; Susrawadi, 1997).

Cependant, en Nouvelle-Calédonie, le scénario est totalement différent puisque les fermes aquacoles sont construites sur des sols nus d'arrière mangrove appelés « tannes », et la superficie de mangroves détruites sur le Territoire, pour la construction des fermes, était estimée à moins de 5 ha en 1998 (Lemonnier et Herlin, 1999). Cette superficie est donc très faible en regard des 20 000 hectares de mangrove existant sur l'ensemble de l'île.

Le contexte géographique et socio-économique de la Nouvelle-Calédonie ainsi que le choix d'inscrire cette activité émergente dans une perspective durable ont conduit au choix de pratiques culturales « douces » peu intensifiées dans des bassins de grandes dimensions.

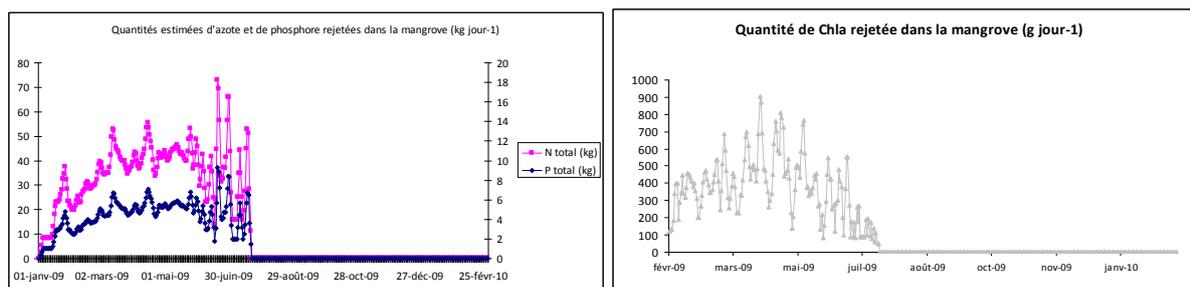
Une des conséquences de ce choix est que les entreprises locales ne fonctionnent pas en vase clos contrairement aux fermes hyper intensives Zero water exchange (Mc Intosh et al., 1999).

De sorte que pour maintenir des conditions de vie favorables aux crevettes, les élevages de type semi intensif nécessitent de pomper en amont de très importantes quantités d'eau (>100 m<sup>3</sup> pour 1 kg de crevettes) qui sont rejetées intégralement en aval dans le milieu environnant (Della Patrona et Brun, 2008). (Figure 1).



**Figure 1 Evolution temporelle des volumes des rejets à gauche (exprimé en m<sup>3</sup> jour<sup>-1</sup>) et des quantités d'aliment distribués sur les bassins de la ferme FAO à droite (exprimé en kg jour<sup>-1</sup>)**

Ces effluents sont riches en éléments nutritifs qui proviennent essentiellement du granulé dont seulement 30% sont réellement consommés par les crevettes dans les bassins (Brigg et Funge-Smith, 1994 ; Paez-Osuna et al., 1997). Compte tenu des volumes des bassins locaux (100000 m<sup>3</sup>), les effluents véhiculent quotidiennement de fortes quantités de nutriments (azote et phosphore) et de chlorophylle (Chl<sub>a</sub>) (Figure 2).



**Figure 2** Evolutions temporelles des quantités estimées de nutriments à gauche ( $\text{kg jour}^{-1}$ ) et de chlorophylle à droite ( $\text{g jour}^{-1}$ ) rejetées dans la mangrove de FAO. Les quantités de nutriments ont été estimées d'après Boyd et Gauthier (2000) qui après analyse de 14 publications scientifiques traitant des effluents de différents types de fermes de crevettes, indiquent les concentrations (mini, maxi, moyenne) suivantes : Azote total : 0,02 ; 2,04 ; 2600  $\text{mg l}^{-1}$  ; Phosphore total : 0,01 ; 0,26 ; 110  $\text{mg l}^{-1}$  ; et PM Chlorophylle<sub>a</sub> : 1 ; 67 ; 694  $\mu\text{g l}^{-1}$  . Les quantités de Chl<sub>a</sub> ont été estimées d'après les mesures faites sur la ferme au fluorimètre de terrain.

Certaines études mentionnent que les rejets aquacoles déversés dans l'environnement, sont susceptibles de déséquilibrer gravement (hypereutrophisation) l'équilibre écologique du milieu récepteur (Grall & Chauvaud, 2002) voire d'augmenter la charge virale du milieu (Danovaro et al., 2003a).

Il est rapporté également que ces eaux usées peuvent contenir des taux significatifs d'engrais chimiques, de pesticides (utilisés pour désinfecter les bassins entre deux élevages) et d'antibiotiques qui provoquent une pollution grave de l'environnement (Chelossi et al., 2003).

Dans les pires situations on peut observer des sédiments devenus complètement azoïques (Weston, 1990 ; Wu, 1995).

A l'heure actuelle, la situation de la crevetteculture calédonienne n'est pas comparable. En Nouvelle-Calédonie, un cahier des charges contraint les aquaculteurs à l'utilisation raisonnée d'engrais chimiques et interdit l'emploi d'antibiotiques en élevage. En outre, un soin particulier est dévolu aux assecs inter élevages afin de minimiser l'emploi de roténone ou de chlore.

**Ce qui n'exonère pas les aquaculteurs de surveiller attentivement le degré d'eutrophisation de leur milieu récepteur.**

L'eutrophisation (Tableau 1), ou enrichissement en éléments nutritifs, est un processus de fertilisation excessive d'une masse d'eau par des éléments nutritifs, qui se solde par la production de matière organique en des quantités qui débordent les capacités d'autopurification de la masse d'eau (Chambers et al., 2001). De sorte qu'il est important de savoir si dans certaines conditions d'élevage ou de configuration de site, les rejets de fermes crevetticoles calédoniennes pourraient constituer d'importantes sources externes de matières organiques dissoutes et particulaires et conduire à une eutrophisation délétère des milieux récepteurs (Hakanson, 1994 ; Smith et al., 1999).

**Tableau 1 Classification du niveau d'eutrophisation des eaux côtières en fonction des concentrations en Azote total, Phosphore total et chlorophylle<sub>a</sub> d'après (Hakanson, 1994).**

Niveau eutrophisation	Azote T (mg l <sup>-1</sup> )	Phosphore T(mg l <sup>-1</sup> )	Chl <sub>a</sub> (µg l <sup>-1</sup> )
Oligotrophie	<260	<10	<1
Mésotrophie	260-350	10-30	1-3
Eutrophie	350-400	30-40	3-5
Hypereutrophie	>400	>40	>5

L'impact et le devenir des effluents aquacoles dans les sédiments ou les eaux des écosystèmes côtiers peuvent être suivis par de nombreux paramètres tels que la salinité, la concentration en nutriments, la teneur en matière organique (MO), les stérols, les protéines digestibles, le soufre et les éléments traces tels le zinc, les traceurs isotopiques, la chlorophylle<sub>a</sub>, la courantologie, les isotopes stables  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ , la signature des acides gras, les bactéries, la composition en acides aminés des algues et macrophytes ainsi que le micro et meso zooplancton et les poissons ( Li-Xung et al., 1991 ; Johnsen et al., 1993 ; Findlay et al., 1995 ; McGhie et al., 2000 ; Trott & Alongi, 2000 ; Costanzo et al., 2001 ; Jones et al., 2001 ; McKinnon et al., 2002 ; Yeats, 2002 ; De Lacerda et al., 2006 ; Thomas et al., 2010 ; Aschenbroich, 2011).

Suite à l'expansion massive de la pisciculture marine en Méditerranée, de nombreux suivis environnementaux ont montré que les rejets des cages à poissons affectaient la composition biochimique de la matière organique sédimentaire à des degrés divers et sur des distances variables (Mirto et al., 2007). Parmi la batterie de paramètres environnementaux suivis, les concentrations en phytopigments, lipides, glucides et protéines des sédiments se sont avérés de bons traceurs de l'activité des fermes intensives de poissons et des signatures fiables du statut d'eutrophisation benthique (Pusceddu et al., 2008).

De manière complémentaire aux analyses physico-chimiques de la colonne d'eau ou biochimiques des sédiments, les animaux du benthos qui sont sensibles à une large gamme d'impacts physiques, chimiques et biologiques peuvent théoriquement apporter des réponses précises et graduées aux conséquences de ces perturbations sur le milieu aquatique (Lamparadariou et al., 2005). Le compartiment du « méio »benthos (45-1000µm), bien que plus difficile à étudier, se substitue de plus en plus au macrobenthos (>1mm) dans les études d'impact (Kennedy & Jacoby, 1999). Du fait de leur taille (centaine de µm), leur rapide turn over (jour/semaine), l'absence de dispersion larvaire et leur sensibilité aux changements environnementaux, l'étude des peuplements de la méiofaune revêt un intérêt croissant pour son potentiel d'utilisation comme outil de suivi environnemental (Platt et al., 1984 ; Higgins & Thiel, 1988 ; Coull & Chandler, 1992).

Le méiobenthos réunit les critères suivants :

- Facilité de mesure dans des volumes restreints de sédiment, abondant quelles que soient les conditions environnementales (1000 ind. 10 cm<sup>-2</sup>) et donc sujet à traitement de données statistiques même dans les conditions d'eutrophisation extrêmes où tous les autres groupes du macrobenthos ont disparu ;
- Réponse rapide aux perturbations à l'échelle de la semaine par des modifications de son abondance (temps de génération court) et de la composition faunistique : l'extrême

diversité du méiobenthos permet à des groupes ou à des espèces d'intégrer très finement les pressions subies par le milieu

- Intégration des effets complexes, aussi bien ceux résultant des apports de la colonne d'eau que ceux résultant de la biogéochimie du sédiment.

- Distribution à une échelle spatiale compatible avec l'aire étudiée (dizaine d'hectares) permettant de distinguer les zones perturbées et non perturbées (Boucher, 2004).

La méiofaune représente un indicateur intégrateur de la qualité environnementale, capable de répondre à différents types de perturbations d'origine anthropique (Albertelli et al., 1999 ; Gyedu-Ababio et al., 1999 ; Moreno et al., 2008).

En outre, les réponses différentes des groupes méiofauniques ont conduit de nombreux auteurs à tester la pertinence des ratios Nématodes/Copépodes (Ne/Co) comme indicateurs écologiques de pollution organique (Raffaelli & Mason, 1981 ; Warwick, 1981 ; Raffaelli, 1982 ; Amjad & Gray, 1983 ; Platt et al., 1984 ; Vezzulli et al., 2003 ; Sutherland et al., 2007) et industrielle (métaux) (Hodda & Nicholas, 1985 ; Lee et al., 2001) et Foraminifères/Nématodes (For/ Ne) comme sentinelles de conditions anoxiques prolongées (Moodley et al., 1997).

Logiquement, les scientifiques en sont venus à s'intéresser au potentiel du méiobenthos pour détecter les impacts de l'aquaculture.

Toutefois, ces travaux se sont focalisés essentiellement sur les élevages de poissons (Kim et al., 1998 ; Mazzola et al., 1999 ; Mazzola et al., 2000 ; Mirto et al., 2002 ; Vezzulli et al., 2003 ; Sutherland et al., 2007 ; Mirto et al., 2010 ; Vezzulli et al., 2008 ; Grego et al., 2007 ; Grego et al., 2009 ; Sevastou et al., 2007), et à un degré moindre sur ceux des moules et des huîtres (Castel et al., 1989 ; Dinet et al., 1990 ; Mirto et al., 2000 ; Danavoro et al., 2004) voire d'algues (Olafsson et al., 1995).

**A notre connaissance, la méiofaune n'a jamais été utilisée comme bio indicateur d'impact (eutrophisation) et/ou du suivi du devenir des effluents de la crevetticulture**

Il est bien établi dans plusieurs modèles de réponse du benthos à un enrichissement organique (Figures 3 & 4) que le niveau d'eutrophisation peut se traduire par des variations de l'abondance des invertébrés benthiques (nombre d'animaux par unité de superficie, ou densité) et de la richesse taxinomique (nombre de familles distinctes par échantillon) (Grall et Chauvaux, 2002; Nixon, 1995).

- Dans le cas d'une eutrophisation faible ou modérée, la réponse habituelle du milieu est un accroissement de l'abondance des invertébrés benthiques et du nombre de leurs taxons (richesse taxinomique), par rapport aux conditions de référence.
- En cas d'eutrophisation prononcée, les effectifs des espèces fauniques opportunistes s'accroissent de façon significative, tandis que la baisse des concentrations d'oxygène dissous dans les sédiments ou dans les eaux sus jacentes entraîne la disparition graduelle des espèces fauniques plus sensibles (comprenant des taxons dont les individus sont de grande taille) (Hellawell, 1986).
- On parle d'hypereutrophisation (eutrophisation sévère) quand on observe un déclin de l'abondance ou de la biomasse et de la richesse taxinomique des organismes benthiques; une forte sédimentation de matière organique peut étouffer le

zoobenthos, ouvrant ainsi une niche pour les colonisateurs opportunistes (p. ex. des polychètes) (Gray et al., 2002).

La consommation de l'oxygène due à la décomposition des matières organiques peut créer des conditions hypoxiques ou anoxiques. Si les courants sont faibles et ne parviennent pas à entraîner les matières organiques, ces conditions peuvent donner lieu à la formation de composés réduits potentiellement toxiques, comme le méthane, l'ammoniac et le sulfure d'hydrogène (Pearson et Rosenberg, 1978).

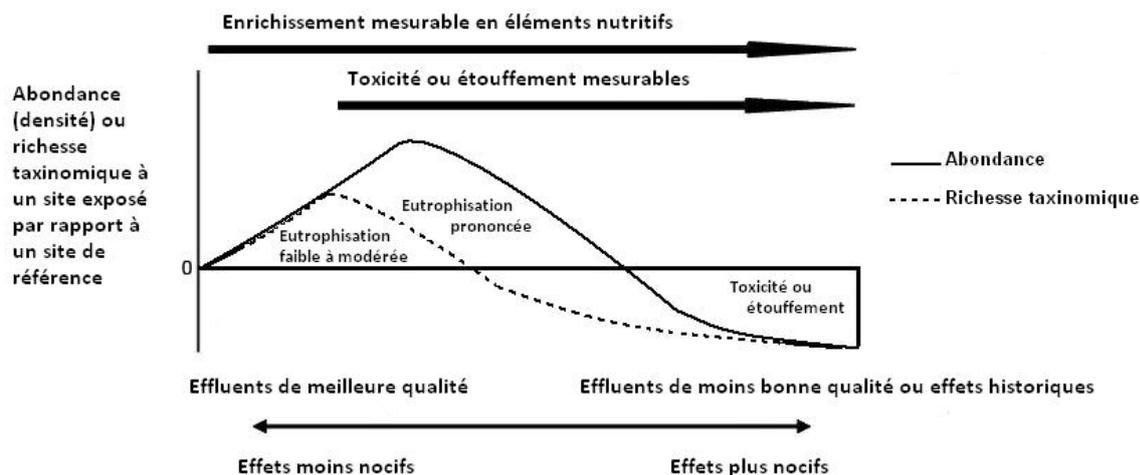


Figure 3 Variations de l'abondance (densité) et de la richesse taxinomique des invertébrés benthiques à un site exposé par rapport à un site de référence suivant un gradient croissant d'enrichissement en éléments nutritifs, produisant soit un effet de toxicité, soit un effet d'étouffement (basée sur Lowell et al., 2003).

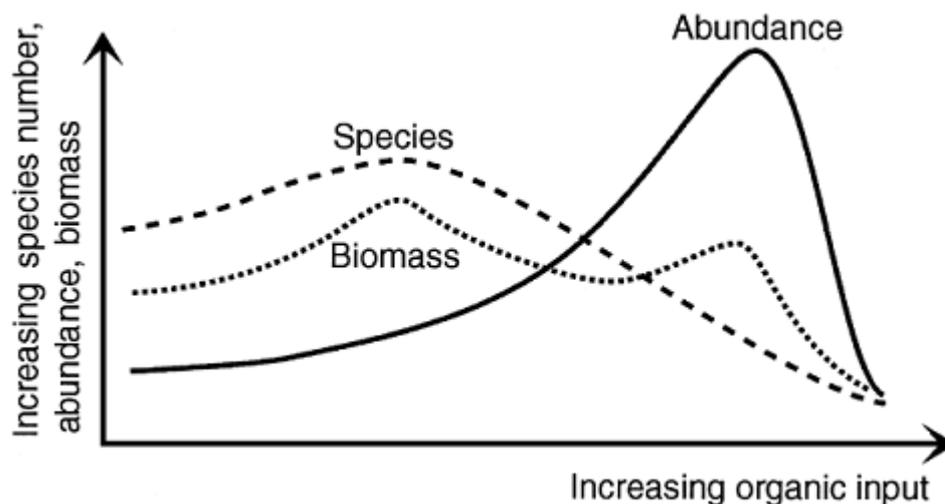


Figure 4 Modélisation de l'effet d'un enrichissement organique croissant sur les communautés benthiques (modèle SAB : Species, Abundance, Biomass) de Pearson & Rosenberg (1978) in Grall & Chauvaud, 2002).

Par son étroite dépendance et association aux caractéristiques sédimentaires (granulométrie, teneur en eau, concentration et qualité de la matière organique et potentiel

redox...), l'utilisation du méiobenthos pour identifier les effets de la pollution n'est pas sans poser certains problèmes (Kingston & Riddle, 1989). Des différences de densités ou de composition faunistique entre un site impacté et non impacté peuvent être liées aux caractéristiques sédimentaires et/ou à la végétation en place et non pas à la pollution supposée (Holmer et al., 2008).

L'absence de données sur l'état initial contraint à identifier un site « témoin » aux caractéristiques sédimentaires similaires. Le choix du milieu de référence est délicat et doit prendre en compte notamment la logistique (hostilité du milieu, distances des 2 sites et du laboratoire).

Il se peut que certains facteurs confondants, propres aux différents sites, puissent influencer sur l'identification du niveau d'eutrophisation existant à une ferme (Environnement Canada 2005 a). Comme les causes des phénomènes liés à l'eutrophisation peuvent être très spécifiques aux sites, la recherche des causes et des solutions pourrait aussi être spécifique aux milieux (Environnement Canada 2005 b).

**Faire l'effort de mesurer l'impact des fermes aquacoles sur le milieu récepteur et de délimiter le panache des effluents est utile pour améliorer l'image de la crevetticulture calédonienne et donc sa rentabilité.**

La connaissance précise de l'impact des rejets et sa prise en compte par la profession permettra de proposer des solutions pour le minimiser. Une crevette produite par une filière témoignant de son envie de travailler avec des systèmes soucieux de préserver l'environnement se vendra plus cher.

De plus si l'on considère que les eaux usées des fermes peuvent avoir un effet délétère sur le milieu environnant il est nécessaire de connaître leur cheminement et leur dilution. En effet, le re pompage d'une eau de moins bonne qualité ou « auto pollution » peut conduire en retour sur la ferme à des baisses de performances (Smith, 1996).

### **III. Matériel et méthodes**

#### **A. Zone et période d'étude**

Les deux bassins K et L de la ferme FAO ont étéensemencés respectivement en décembre 2008 et janvier 2009. Les élevages se sont achevés en juin (K) et juillet 2010 (L).

Les 8 suivis temporels de la mangrove recevant les effluents aquacoles vs mangrove témoin de Port Ouenghi ont été effectués pendant et après l'activité de la ferme :

**Tableau 2 Date des suivis temporels**

Suivi n°1	Suivi n°2	Suivi n°3	Suivi n°4	Suivi n°5	Suivi n°6	Suivi n°7	Suivi n°8
15 fév. 2009	6 avr. 2009	4 mai 2009	8 juin 2009	14 août 2009	1 <sup>er</sup> oct. 2009	26 nov. 2009	8 fév. 2010

Au cours de chaque suivi, 5 zones ont été échantillonnées dans les petits palétuviers blancs *Avicennia marina* jouxtant la ferme et dans ceux présents dans la mangrove témoin de Port

Ouenghi. Pour chacune des 5 zones, 5 échantillons ont été prélevés sur les deux premiers centimètres à l'aide d'une cuillère « profilée » de volume 10 ml et de surface 16 cm<sup>2</sup>.

Ces 5 échantillons (environ 50 ml de sédiment) ont été ensuite mélangés (« poolés ») dans un flacon et recouvert d'alcool 70°.

Les 3 cartographies ou mappings ont été réalisés au cours de trois saisons : milieu saison fraîche (août 2009), début saison chaude (novembre 2009) et début saison fraîche (juin 2010) dans la mangrove située près de la FAO. Au cours du mapping n°1, seule la méiofaune a été échantillonnée. Par ailleurs, les positions des échantillonnages n'ont pas été géoréférencées mais les stations de prélèvement ont été décrites avec précision.

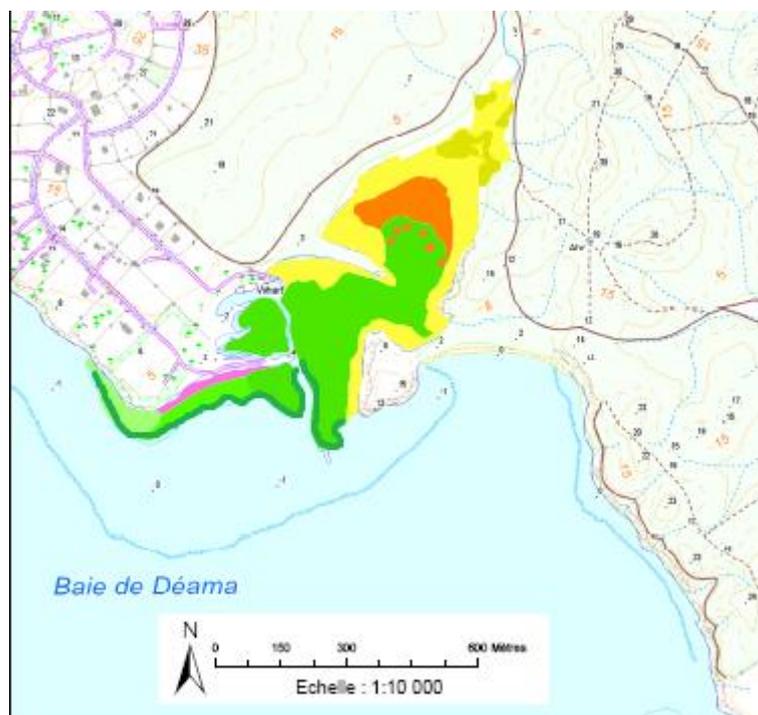
Le mapping n°1 caractérise la mangrove deux mois environ après la fin du cycle n-1. Le n°2 correspond à l'état de celle-ci un mois avant le démarrage de la production. Le n°3 est caractéristique d'un élevage fonctionnant à pleine charge.

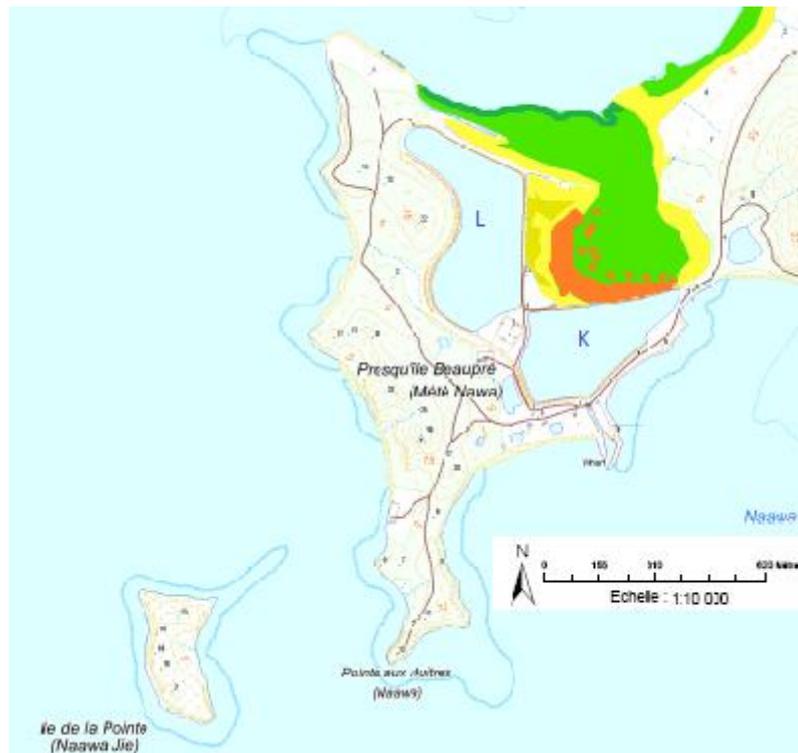
A l'occasion de chaque mapping, une cinquantaine d'échantillons ont été prélevés dans les différentes strates de végétations distribuées des abords de la ferme au bord de mer: tanne à *Sarcocornia quinqueflora*, zone à *Avicennia marina*, zone mixte abritant des *Avicennia* et des *Rhizophora*, zone à *Rhizophora spp.*, zone à *Rhizophora spp.* du bord de mer.

Chaque échantillon se compose de 5 prélèvements de 10 ml poolés et conservés comme précédemment.

**Figure 5 Typologie simplifiée des différents couverts végétaux du site témoin (Lotissement Port Ouenghi) et en aval de la ferme aquacole de FAO (Site exposé) (Source modifiée de Atlas des mangroves Virly, 2008)**

- Rhizophora du bord de mer
- Formation à Rhizophora
- Formation mixte Avi Rhizo
- Formation à Avicennia
- Tanne nu
- Tanne vif





Au laboratoire, chaque prélèvement a été filtré sur des tamis superposés de 1000, 250 et 45  $\mu\text{m}$ .

Le refus du tamis 250  $\mu\text{m}$  a été conservé dans du formol salé neutre 5% coloré avec du Rose Bengal.

Le refus du tamis 45  $\mu\text{m}$  a été centrifugé trois fois dans du Ludox ( $d=1,15$ ) selon la méthode adaptée de Burgess (2001). Il a été stocké dans de l'alcool 70° coloré avec du Rose Bengal.

Les animaux ont été dénombrés sur cuve de Dolfuss et identifiés au niveau des grands groupes. Cette discrimination en deux classes de taille 40-250 et 250-1000 $\mu\text{m}$  s'est révélée très informative pour l'étude de l'évolution/prédation de la méiofaune par les crevettes dans les bassins (Herbland & Harache, 2008).

## B. Calcul de la biomasse méiofaunique

La biomasse méiofaunique a été estimée à partir des mesures individuelles des animaux. La longueur et la largeur d'au moins 30 organismes (si nombre suffisant) par taxon ont été mesurées à la loupe binoculaire ( $\times 8-100$ ) équipée d'un micromètre oculaire. Ces mesures ont été utilisées pour la conversion en biomasse, selon les équations déterminées pour chaque groupe taxonomique.

Nématodes:

Le poids humide (WW) en  $\mu\text{g}$  a été calculé selon Wieser (1960) et Warwick et Price (1979) en utilisant l'équation empirique :

$$WW = 530 * L * W^2 * 1,13$$

où 530 est un facteur de conversion sans dimension spécifique des nématodes, L est la longueur totale (mm) des individus, W est la largeur maximale (mm) d'un individu et 1,13  $\mu\text{g}.\text{nl}^{-1}$  sa densité spécifique (Wieser, 1960). La concentration en carbone organique Corg a été estimée en considérant Corg = 12,4% du poids humide (WW) (Jensen, 1984).

#### Copépodes et copépodites:

Le volume (V en nl) a été calculé selon Warwick et Gee (1984) en utilisant l'équation :

$$V = L * W^2 * C$$

où L est la longueur totale (mm), W est la largeur (mm) et C est un facteur de conversion spécifique qui dépend de la forme du corps, semi-cylindrique (C = 560) ou pyriforme (C = 400). Le poids humide (WW en  $\mu\text{g}$ ) des copépodes a été calculé d'après Riemann et al. (1990) :

$$WW = 0,9 * V * 1,13$$

où 0,9 est un facteur de conversion sans dimension, V est le volume individuel d'un copépode (nl) et 1,13  $\mu\text{g}.\text{nl}^{-1}$  sa densité spécifique. Le poids sec d'un copépode a été estimé à 22,5% du poids humide, selon Gradinger et al. (1999). La teneur en carbone organique (Corg) a été évaluée à 40% du poids sec (Feller et Warwick, 1988).

#### Nauplii de crustacés:

Le poids humide (WW en  $\mu\text{g}$ ) a été calculé selon Gradinger et al. (1999) en utilisant l'équation :

$$WW = 360 * L * W^2$$

Où 360 est un facteur de conversion sans dimension, L est la longueur totale (mm) des individus et W est la largeur maximale (mm). Le poids sec et la teneur en carbone ont été calculés comme pour les copépodes.

#### Autres groupes majeurs :

Les poids humides des animaux suivants ont été calculés selon Warwick et Price (1979), Wieser (1960) et Nozais et al. (2005) en utilisant l'équation :

$$WW = C * L * W^2 * 1,13$$

où C est un facteur de conversion sans dimension, L est la longueur totale (mm) des individus, W est la largeur maximale (mm) d'un individu et 1,13  $\mu\text{g}.\text{nl}^{-1}$  sa densité spécifique. Le poids sec et la teneur en carbone ont été calculés comme pour les copépodes.

**Tableau 3 Facteurs de conversion estimés C dans l'équation  $WW = C * L * W^2 * 1,13$**

Taxons	Facteurs de conversion C
Amphipodes	630
Bivalves	450
Cirripèdes	450
Copépodes	500
Copépodites	500
Halacaridés	399
Kinorhynques	295
Chironomes	530
Autres diptères	530
Nauplii crustacés	360
Nématodes	530
Oligochètes	530
Ostracodes	450
Polychètes	530
L.polychètes	530
Tardigrades	614
Turbellariés	550

#### Thécamoebiens:

Les volumes (ellipsoïde) de ces amibes à thèque ont été calculés selon la formule de Charrière et al. (2006) :

$$V=4/3 \pi * W * l * d * 1/8$$

Où W, l et d sont respectivement la largeur, la longueur et l'épaisseur de l'amibe et 1/8 un facteur de forme.

#### Protozoaires:

Les volumes  $\mu\text{m}^3$  ont été calculés suivant la formule (ellipse aplatie) utilisée par Gradinger et al., (1999):

$$V=\pi * L * B^2/12$$

Où L est la longueur ( $\mu\text{m}$ ), B la largeur ( $\mu\text{m}$ ). Le volume V est converti en poids en microgrammes en multipliant par 1.13. Le poids sec est estimé à 25% du poids frais.

#### Rotifères:

Les volumes ont été calculés ( $V:\mu\text{m}^3$ ) d'après Ruttner-Kolisko (1977) suivant l'équation :

$$V=0.26*L*B^2$$

Où L représente la longueur sans les "pieds" ( $\mu\text{m}$ ), B la largeur ( $\mu\text{m}$ ). Le poids sec a été estimé à 10% du poids humide (Bottrell et al., 1976) et le contenu en carbone 8% du biovolume (Beers and Stewart, 1970).

#### Taxons rares

Le volume des autres insectes, gastropodes, pycnogonidés et foraminifères ont été déterminés suivant Guo et al. (2005). Il a été assimilé à une sphère, un cône ou à un cylindre suivant la forme, calculé en mesurant la longueur totale et le diamètre moyen. Une densité de  $1,13 \mu\text{g.nl}^{-1}$  a été adoptée et le poids sec estimé à 25% du poids frais. Pour les foraminifères étudiés spécifiquement par ailleurs (travail de JP Debenay) une moyenne globale inter sites a été calculée. Pm foraminifères (50% *Ammonia sp.* 50% *Quinqueloculina sp.*)  $40 \mu = 0,92 \mu\text{g}$ , Nb= 32, ET= 0,121; Pm foraminifères  $250 \mu = 1,27 \mu\text{g}$ , Nb=48, ET=0,253.

### C. Calcul de la production annuelle P/B

La production annuelle du méiobenthos a été estimée en se basant sur un *turn over* annuel de 8 d'après les travaux de Dye (1983a) et de Goldin et al., (1996) effectués dans des milieux similaires (mangrove ou estuaire tropical).

L'unité de la production secondaire s'exprime en g Carbone m<sup>-2</sup>.

Le contenu en carbone des différents animaux ainsi que les conversions poids frais/poids sec utilisé pour les estimations de production sont répertoriés dans les tableaux 3 et 4.

**Tableau 4** Compilation des coefficients de transformation poids frais/poids sec et biomasse carbone utilisés pour les différents taxons

Taxons	[Carbone]	Auteurs	Conversion Poids sec	Auteurs
Amphipodes	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Bivalves	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Chironomes	0,4	Nozais et al., (2005)	0,25	Nozais et al., (2005)
Cirripèdes	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Copépodes	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,224	Gradinger et al. (1999)
Copépodites	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,224	Gradinger et al. (1999)
Foraminifères	0,4	Guo et al., (2005)	0,25	Guo et al., (2005)
Gastropodes	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Halacaridés	0,4	Nozais et al., (2005)	0,25	Nozais et al., (2005)
Insectes divers	0,4	Nozais et al., (2005)	0,25	Nozais et al., (2005)
Kinorhynques	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Nauplii crustacés	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,224	Gradinger et al. (1999)
Nématodes	0,124	Jensen (1984)	0,25	Warwick & Price (1979)
Oligochètes	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Ostracodes	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Polychètes	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Protozoaires	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Gradinger et al. (1999)
Pycnogonidés	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Rotifères	0,08	Beers & Stewart (1970)	0,1	Bottrell et al., (1976)
Stratomyidés	0,4	Nozais et al., (2005)	0,25	Nozais et al., (2005)
Tardigrades	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Thécamoebiens	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)
Tipulidés	0,4	Nozais et al., (2005)	0,25	Nozais et al., (2005)
Turbellariés	0,4	Feller & Warwick (1988)	0,25	Warwick & Price (1979)

### D. Calcul du « grazing » exercé par la méiofaune sur le microphytobenthos

Le broutage ou « grazing » a été estimé par le modèle de consommation exprimé en carbone de Moloney & Field (1989) utilisé par Nozais et al., (2005) pour la méiofaune d'un estuaire tropical et modifié par selon Jaspers et al., (2009) pour le métazooplankton:

$$I_{\max} = 63M^{-0.25} e^{[0.0693(T-20)]} \text{MPB.}$$

$I_{\max}$  est le taux maximum du potentiel de consommation ( $\text{mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ ), 63 est un coefficient du taux (en  $\text{pg C}^{0.25} \text{ jour}^{-1}$ ), M est la masse d'un individu donné (en  $\text{pg C}$ ), MPB représente la biomasse microphytobenthique (en  $\text{mg C m}^{-2}$ ) et T est la température à l'interface eau-sédiment au moment de l'échantillonnage ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Le taux est ensuite corrigé pour la température avec une valeur globale de  $Q_{10}$  égale à 2.8 (Hansen et al., 1997) en utilisant l'équation corrélant la température et la vitesse des processus biologiques(r):

$$\log(r_t) = \log(r_0) + \log[Q_{10} (t-t_0)/10].$$

Le pourcentage de MPB brouté « grazed » quotidiennement est calculé comme suit:

$$\% \text{ MPB grazed} = (I_{\max}/\text{MPB})100$$

où  $I_{\max}$  est le taux maximum du potentiel de consommation (en  $\text{mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ ) et MPB représente la biomasse du microphytobenthos (en  $\text{mg Chl}_a \text{ m}^{-2}$ ), converti en carbone autotrophe (en  $\text{mg C m}^{-2}$ ) en considérant un rapport C:Chl<sub>a</sub> de 40:1 (de Jonge, 1980).

## E. Paramètres physico chimiques

Les méthodologies utilisées pour mesurer les paramètres physico chimiques pH, Redox (mV), Salinité, [H<sub>2</sub>S], NH<sub>4</sub><sup>+</sup>  $\mu\text{M}$ , [NO<sub>2</sub> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>]  $\mu\text{M}$ , [PO<sub>4</sub><sup>-</sup>]  $\mu\text{M}$ , Fe<sub>2</sub><sup>+</sup>  $\mu\text{M}$ , Fe<sub>3</sub><sup>+</sup>  $\mu\text{M}$ , SO<sub>4</sub> mM, teneur en eau %, Matière Organique Totale TOC (%), phytopigments et acides gras sédimentaires et traceurs moléculaire et isotopique des effluents sont décrites par ailleurs (Molnar in prép., Aschenbroich, 2011).

La biomasse microphytobenthique a été estimée par la teneur sédimentaire en chlorophylle a (Chl<sub>a</sub>) exprimée en  $\text{mg m}^{-2}$  (Dell'Arno et al., 2002).

# IV. Résultats

## A. Paramètres environnementaux et éléments nutritifs

Au cours du suivi temporel opéré dans les deux zones à *Avicennia marina* de FAO (Impacté) et de Port Ouenghi (Non impacté), la température, la salinité, le pH et le redox ont été mesurés ainsi que les éléments nutritifs Azote (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) et Phosphore (PO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). L'analyse des phytopigments sédimentaires Chlorophylle<sub>a</sub> (Chl<sub>a</sub>) et Phaeopigments (Phaeo) a été réalisée. Tous ces paramètres ont été examinés par ailleurs (Molnar in prep.).

Lors des cartographies, chaque point a été géoréférencé et des informations complètes sur la végétation ont été répertoriées [espèce (s) d'halophyte (s), densité, taille, âge relatif etc...]. Une analyse complète de la qualité et de la quantité de la matière organique sédimentaire incluant les phytopigments a fait l'objet d'un rapport de Master (Aschenbroich, 2011) et d'une thèse (Molnar, 2012).

**Tableau 5 Paramètres physico chimiques mesurés dans les eaux interstitielles des sédiments des zones impactée et de référence lors du suivi temporel.**

Paramètres	Zone impactée		Zone référence		Significativité niveau 5%
	Moyenne	Err.Std.	Moyenne	Err.Std.	
pH	6,119	± 0,039	6,166	± 0,055	n.s
redox (mv)	61,383	± 19,976	155,442	± 21,582	p=0,0025
salinité (‰)	50,208	± 1,767	49,917	± 2,004	n.s
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µm)	0,987	± 0,112	2,157	± 0,249	p<0,0001
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (µm)	2,096	± 0,773	0,418	± 0,062	p=0,0442

Les eaux interstitielles des sédiments des 2 zones ne présentent pas de différence significative pour le pH et la salinité.

Les sédiments du site impacté révèlent des valeurs de redox plus faibles, des concentrations en ammonium plus basses et des teneurs en phosphore plus élevées que le site de référence (Tableau 5).

**Tableau 6 Paramètres physico chimiques mesurés dans les eaux interstitielles des différents types de végétation.**

		pH		Redox (mv)		Salinité (‰)		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µm)		PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (µm)	
		Moyenne	Err.Std.	Moyenne	Err.Std.	Moyenne	Err.Std.	Moyenne	Err.Std.	Moyenne	Err.Std.
<i>Tanne</i>	Impacté	6,97	± 0,124	328	± 19,4	53,8	± 10,5	14,1	± 8,25	0,4	± 0,05
	Référence	7,08	± 0,156	245	± 29,4	60,0	± 9,7	13,8	± 4,08	1,3	± 0,54
<i>Avicennia</i>	Impacté	6,12	± 0,039	61	± 20,0	49,6	± 2,2	1,0	± 0,11	2,1	± 0,77
	Référence	6,17	± 0,055	155	± 21,6	49,3	± 2,5	2,2	± 0,25	0,4	± 0,06
<i>Rhizophora</i>	Impacté	6,42	± 0,093	115	± 42,3	37,7	± 1,0	16,8	± 3,39	0,5	± 0,26
	Référence	5,86	± 0,081	111	± 49,0	46,5	± 1,5	1,6	± 0,52	0,7	± 0,24

Les sédiments des tannes présentent des valeurs de pH (p<0,0001 ; p<0,001) et de redox (p<0,0001 ; p=0,0003) significativement plus élevées que dans les deux autres formations végétales.

Les valeurs d'ammonium sont significativement plus faibles dans les zones à *Avicennia* que dans celles abritant les tannes (p=0,005) ou les *rhizophora* (p<0,0001).

Les salinités et les teneurs en phosphore ne sont pas significativement différentes dans les sols des 3 formations végétales (Tableau 6).

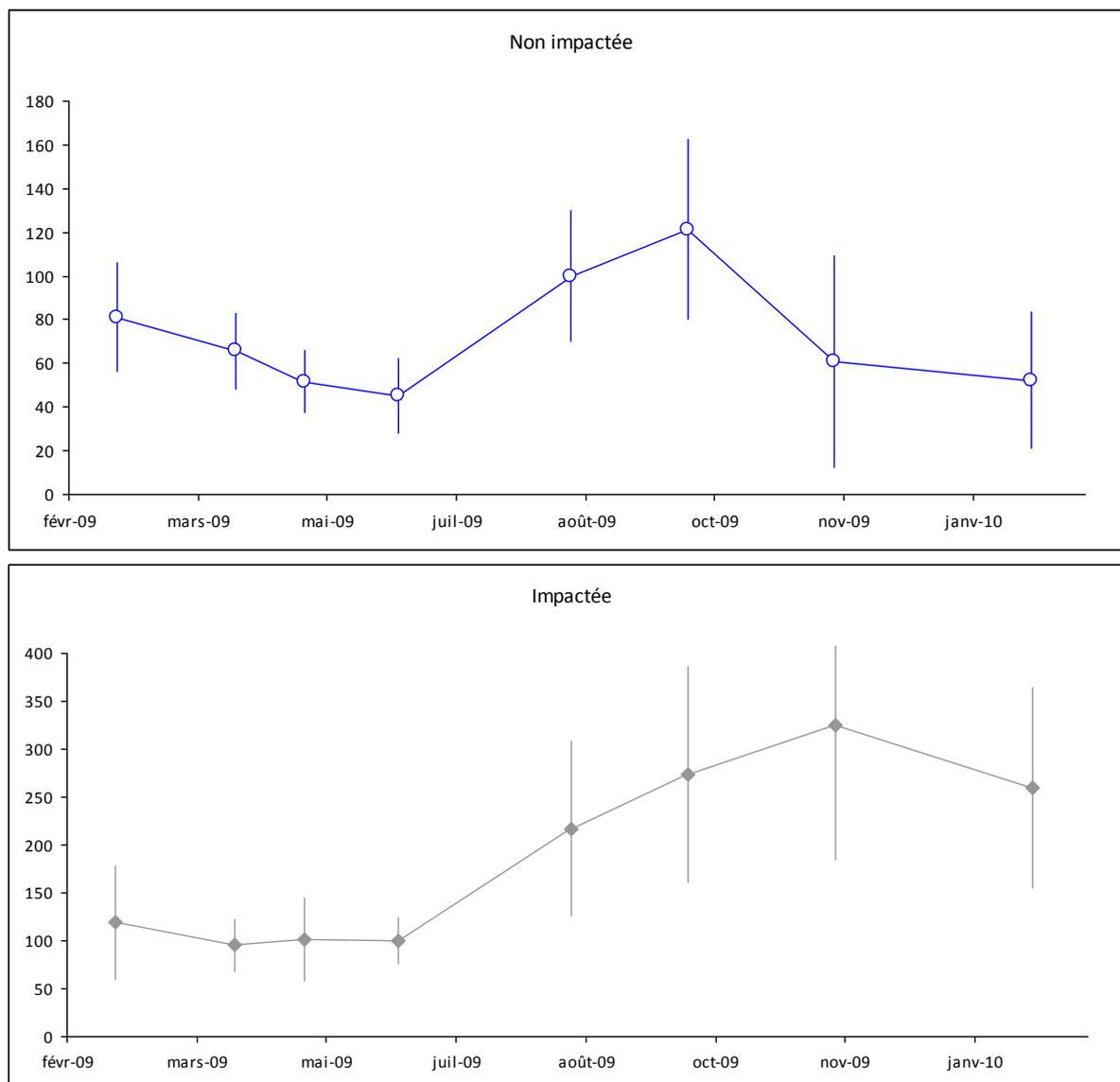
## B. Biomasse microphytobenthique

### 1) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

La biomasse microphytobenthique MPB présente des tendances assez similaires sur les deux sites (Figure 6).

Dans la zone non impactée, MPB décroît de février à mai, augmente à partir d'août pour culminer en octobre et décroître jusqu'en janvier.

Les valeurs du microphytobenthos dans le secteur impacté sont minimales de février à juillet. Elles croissent régulièrement d'août à novembre pour décliner légèrement en janvier.



**Figure 6 Evolution temporelle de la biomasse microphytobenthique observée lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (exprimée en mg Chl<sub>a</sub> m<sup>-2</sup>; moyenne ± E.T).**

Les valeurs du microphytobenthos sont significativement différentes d'un site à l'autre ( $p < 0,0001$ ).

La biomasse microphytobenthique calculée lors du suivi est pratiquement trois fois plus forte ( $p < 0,0001$ ) dans la zone impactée ( $198,0 \pm 14,95$  mg Chl<sub>a</sub> m<sup>-2</sup> en moyenne) que dans le secteur non impacté ( $73,5 \pm 4,24$  mg Chl<sub>a</sub> m<sup>-2</sup> en moyenne) (Figure 7).

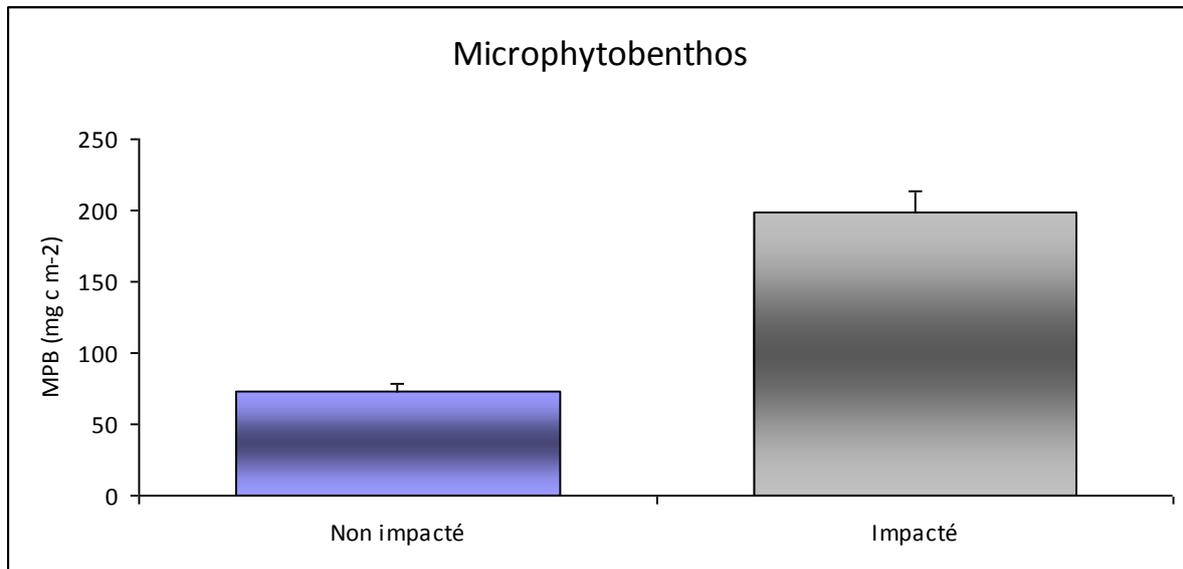


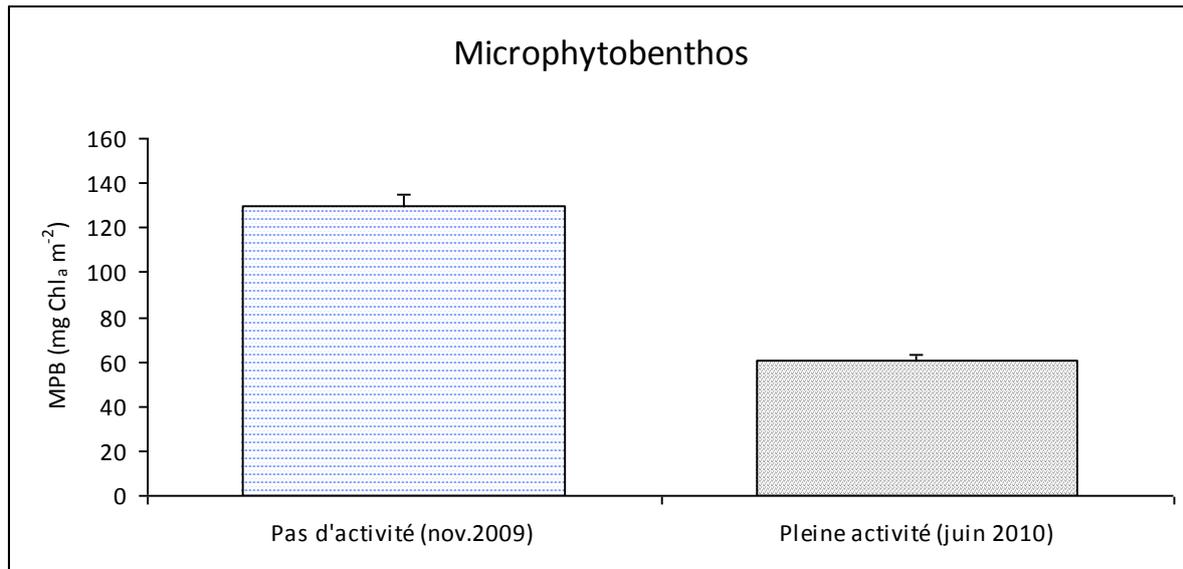
Figure 7 Biomasses du Microphytobenthos observées sur les deux sites au cours du suivi (exprimées en mg Chl<sub>a</sub> m<sup>-2</sup>; moyenne ± err.std).

## 2) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)

### a) Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)

On observe une différence significative ( $p < 0,0001$ ) de MPB entre la période inter élevage (novembre 2009) et de pleine activité de la ferme FAO (juin 2010).

La moyenne des valeurs de MPB calculée sur les 51 points répartis dans tous les types de végétation de la mangrove impactée de FAO est plus de deux fois plus élevée ( $p < 0,0001$ ) pour le mapping de novembre-pas d'activité ( $129,9 \pm 5,04$  mg Chl<sub>a</sub> m<sup>-2</sup> en moyenne) que pour celui de juin-pleine activité ( $60,7 \pm 2,79$  mg Chl<sub>a</sub> m<sup>-2</sup> en moyenne) (Figure 8).



**Figure 8** Biomasses du Microphytobenthos observées dans la mangrove de la ferme FAO à deux périodes contrastées de son activité (exprimées en mg Chl<sub>a</sub> m<sup>-2</sup>; moyenne ± err.std).

b) *Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove*

Les différentes formations végétales n'abritent pas les mêmes teneurs en Chl<sub>a</sub> (MPB) mesurées hors période d'activité (p=0,0398) ou en pleine période de production (p<0,0001). On observe pour les deux mappings (Figure 9) que :

- les valeurs de MPB mesurées dans les zones à *Avicennia marina* seuls ou mixtes avec *Rhizophora spp.* sont significativement plus fortes que dans les autres types de végétation (p<0,05);
- les biomasses de microphytobenthos sont significativement plus faibles (p<0,05) dans les tannes et les *Rhizophora spp.* ;
- les teneurs en Chl<sub>a</sub> sont significativement plus basses dans les sédiments à *Rhizophora spp.* situés à l'intérieur de la mangrove que ceux du bord de mer.

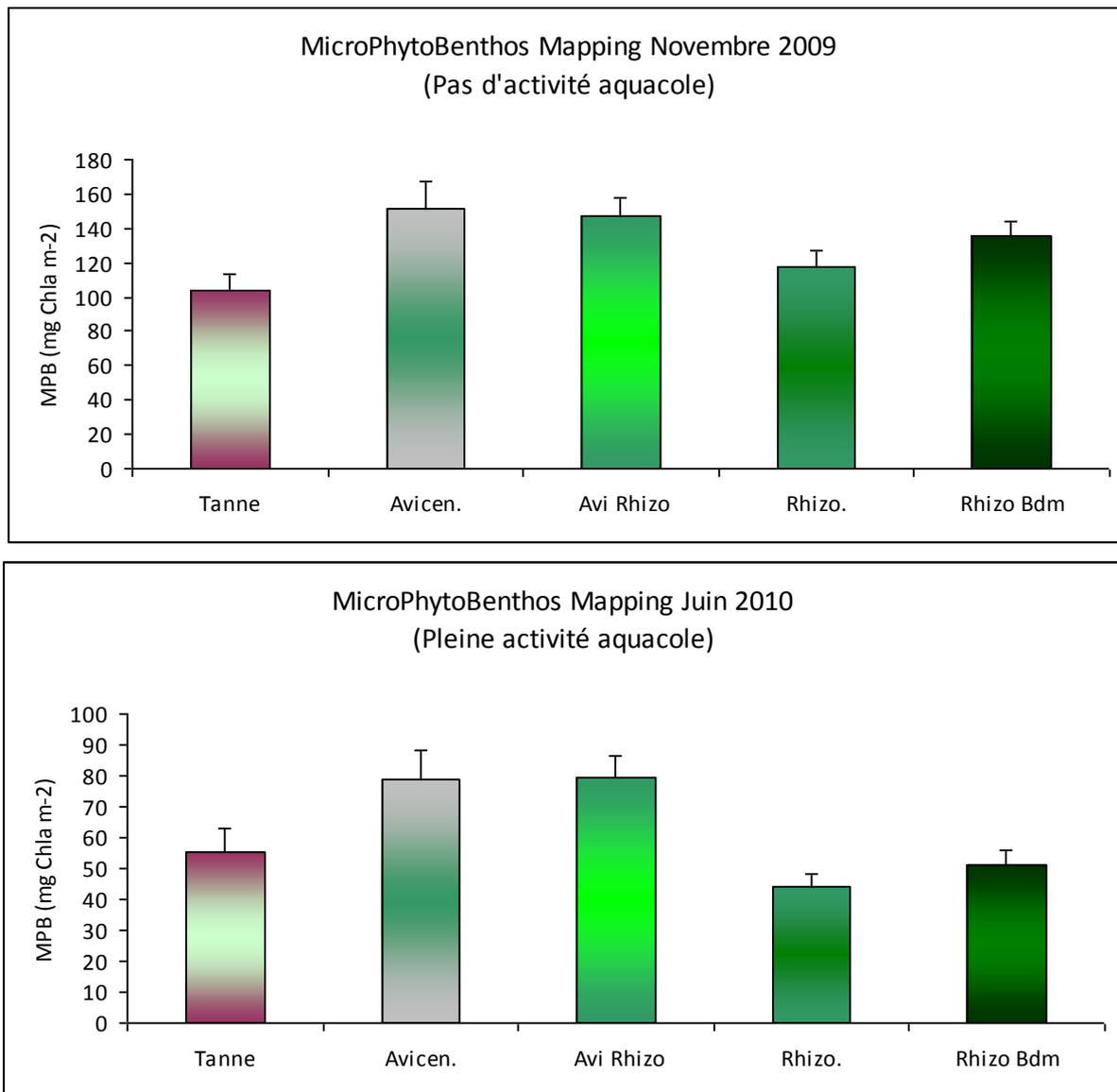


Figure 9 Biomasses microphytobenthiques par grand type de végétation observées lors des cartographies réalisées avant le démarrage des élevages (Novembre 2009) et en pleine activité (juin 2010) (exprimées en mg Chl<sub>a</sub> m<sup>-2</sup>; moyenne ± err.std).

### C. Méiobenthos

La méiofaune des sédiments échantillonnés au cours des suivis et des cartographies se compose de plus d'une vingtaine de groupes répertoriés comme suit:

- amphipodes, bivalves, cirripèdes (cypris), copépodes et copépodites, insectes diptères (Chironomidés, Tipulidés, Stratiomyidés, Syrphidés, Tabanidés et autres), insectes divers (Coléoptères, Hyménoptères, Collembolés), foraminifères, gastropodes, halacaridés, kinorhynques, larves de polychètes, nématodes, nauplii de crustacés, oligochètes, ostracodes, polychètes, protozoaires, pycnogonidés, rotifères, tardigrades, thécamoebiens.

L'identification spécifique n'a été réalisée que sur le groupe des nématodes qui ont été échantillonnés une seule fois en 5 points dans la mangrove (toutes zones confondues). (Guo et Boucher com. Pers.)

Les espèces identifiées sont ubiquistes et sont données à titre informatif (Tableau 7).

**Photo 1** Espèce de nématode dominante de la mangrove de FAO: *Diplolaimelloides aff. Meyli* (Photo G.Boucher)



**Tableau 7** Liste des espèces de nématodes de la mangrove de FAO

*Diplolaimelloides aff. meyli*  
*Paraethmolaimus appendixcaudatus*  
*Pseudochromadora buccobulbosa*  
*Syringolaimus striatocaudatus*  
*Microlaimus sp.*  
*Terschellingia longicaudata*  
*Dichromadora geophila*  
*Cobbia sp.*  
*Chromadorina macropunctata*  
*Acanthopharynx sp.*  
*Daptonema sp.*  
*Neonyx meridiana*  
*Metachromadoroides remanei*  
*Monhystera sp.*  
*Chromadorita sp.*  
*Theristus flavensis*  
*Viscosia glabra*  
*Chromadorina sp.*  
*Desmodora sp.*  
*Leptolaimus sp.*  
*Halalaimus sp.*  
*Metalinhomoeus sp.*  
*Halichoanolaimus sp.*  
*Monoposthia sp.*  
*Onyx sp.*  
*Sabatiera sp.*  
*Tricoma sp.*

## 1) Abondances globales et relatives, structure des peuplements

### a) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

Les abondances de la « petite » méiofaune ( $45 < m < 250 \mu\text{m}$ ) et de la « grosse » méiofaune ( $250 < M < 1000 \mu\text{m}$ ) sont différentes dans la mangrove impactée et dans celle non impactée par les effluents de la ferme.

La densité totale est significativement ( $p=0,0300$ ) plus grande dans la zone à *Avicennia marina* en aval de FAO que dans celle de Port Ouenghi (Figure 10).

La part que représente la grosse méiofaune par rapport à la densité totale est sensiblement la même dans les mangroves impactée ( $9 \pm 16,3\%$ ) et non impactée ( $4 \pm 4,3\%$ ).

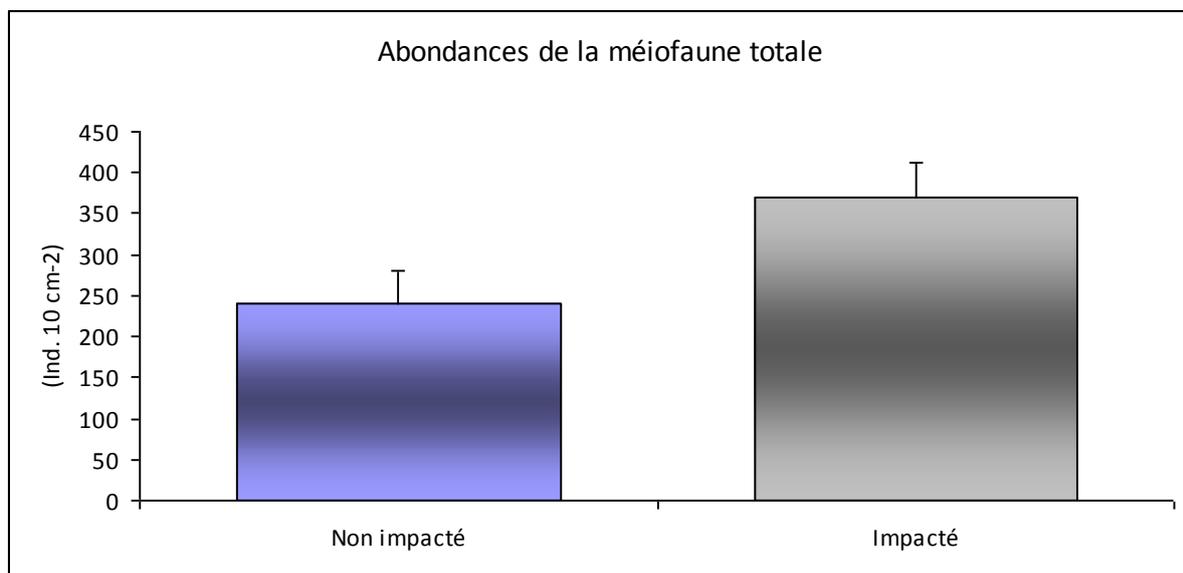


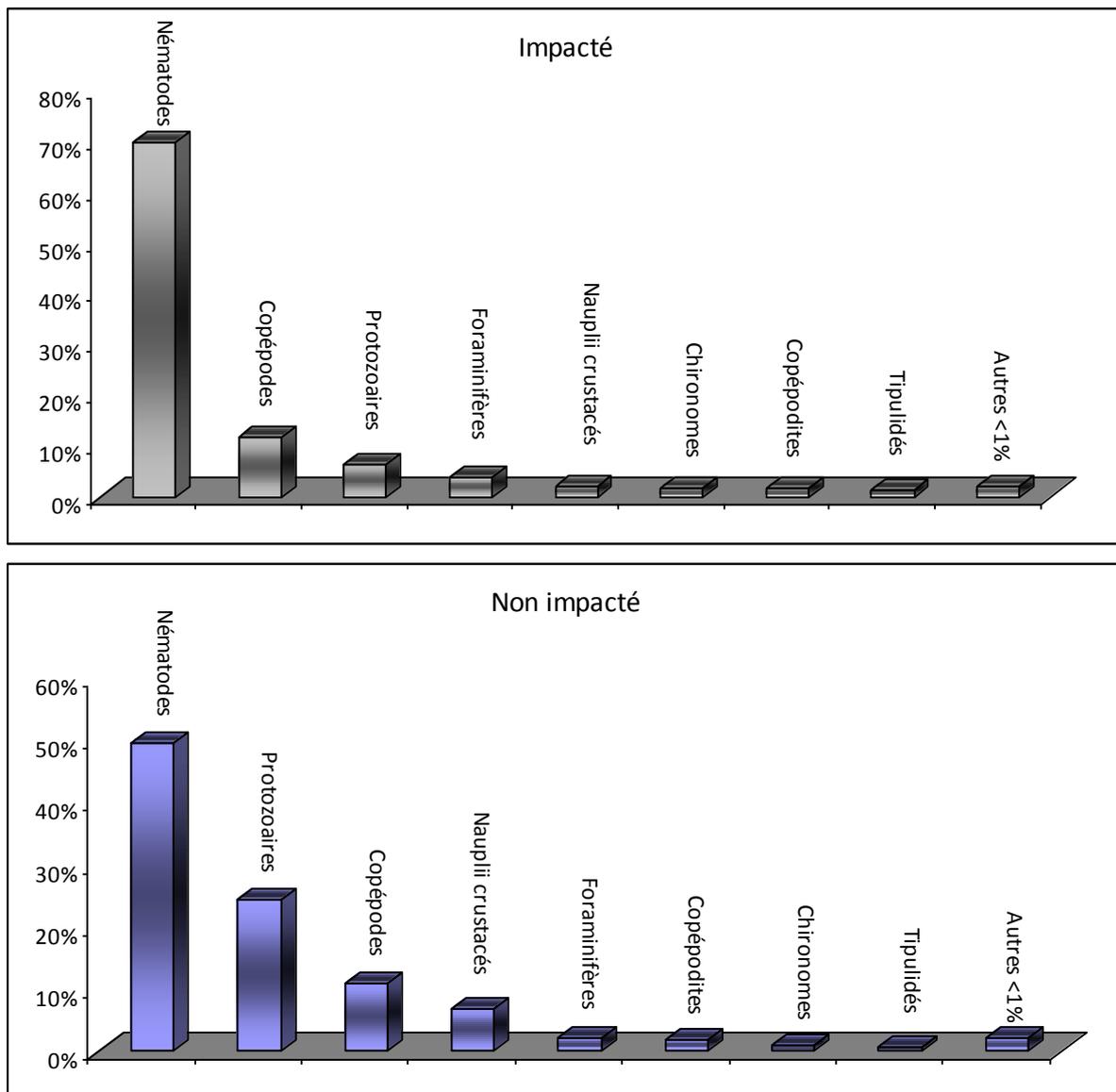
Figure 10 Densités totales de méiofaune observées lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) ( $d$  = densité en ind.10 m<sup>-2</sup> ; moyenne  $\pm$  Err.Std).

La structure des peuplements de la méiofaune (petite et grande) est sensiblement la même dans les sédiments recevant ou non des effluents aquacoles (Tableau 8).

**Tableau 8 Densités des différents groupes de méiofaune observés lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouengui (non impactée) (d = densité en ind.10 m<sup>-2</sup> ; ET = écart-type).**

Taxons	Mangrove impactée ( <i>Avicennia marina</i> )						Mangrove non impactée ( <i>Avicennia marina</i> )					
	45<M<250 µm		250<M<1000 µm		Total méiofaune		45<M<250 µm		250<M<1000 µm		Total méiofaune	
	d	ET	d	ET	d	ET	d	ET	d	ET	d	ET
Amphipodes	0,0	± 0,00	0,0	± 0,00	0,0	± 0,0	0,0	± 0,00	0,00	± 0,00	0,0	± 0,0
Autres insectes	0,1	± 0,21	0,3	± 0,58	0,3	± 0,8	0,0	± 0,25	0,31	± 0,73	0,3	± 1,0
Bivalves	0,0	± 0,00	0,0	± 0,00	0,0	± 0,0	0,0	± 0,00	0,00	± 0,00	0,0	± 0,0
Cirripèdes	0,0	± 0,00	0,1	± 0,27	0,1	± 0,3	0,0	± 0,00	0,00	± 0,00	0,0	± 0,0
Copépodes	40,8	± 54,65	1,8	± 2,59	42,6	± 57,2	26,2	± 43,56	0,34	± 0,88	26,6	± 44,4
Copépodites	5,8	± 7,24	0,2	± 1,26	6,0	± 8,5	4,3	± 10,48	0,00	± 0,00	4,3	± 10,5
Chironomes	2,6	± 3,94	3,9	± 8,05	6,5	± 12,0	1,3	± 3,73	1,09	± 2,34	2,4	± 6,1
Foraminifères	2,0	± 4,06	11,9	± 30,07	13,9	± 34,1	3,6	± 9,13	1,80	± 4,24	5,4	± 13,4
Gastropodes	0,0	± 0,00	0,1	± 0,22	0,1	± 0,2	0,0	± 0,00	0,02	± 0,12	0,0	± 0,1
Stratomyidés	0,1	± 0,24	0,4	± 0,76	0,4	± 1,0	0,0	± 0,00	0,11	± 0,57	0,1	± 0,6
Halacaridés	0,4	± 0,78	0,4	± 0,64	0,8	± 1,4	0,8	± 1,13	0,55	± 0,62	1,4	± 1,8
Kinorhynques	0,1	± 0,22	0,0	± 0,00	0,1	± 0,2	0,0	± 0,00	0,00	± 0,00	0,0	± 0,0
Tipulidés	0,0	± 0,00	4,6	± 4,33	4,6	± 4,3	0,0	± 0,00	1,88	± 2,76	1,9	± 2,8
Nauplii crustacés	7,2	± 11,95	0,0	± 0,00	7,2	± 11,9	16,7	± 37,50	0,00	± 0,00	16,7	± 37,5
Nématodes	255,4	± 206,50	2,5	± 2,79	257,9	± 209,3	119,1	± 141,04	0,68	± 1,02	119,8	± 142,1
Oligochètes	0,2	± 0,52	0,2	± 0,58	0,3	± 1,1	0,0	± 0,16	0,34	± 1,34	0,4	± 1,5
Ostracodes	0,4	± 2,12	2,2	± 4,76	2,6	± 6,9	0,0	± 0,00	0,11	± 0,38	0,1	± 0,4
Polychètes	0,1	± 0,49	0,2	± 1,08	0,3	± 1,6	0,0	± 0,00	0,07	± 0,34	0,1	± 0,3
Protozoaires	20,5	± 33,21	3,2	± 5,40	23,8	± 38,6	58,6	± 90,06	0,23	± 0,76	58,8	± 90,8
Pycnogonidés	0,6	± 3,59	0,0	± 0,00	0,6	± 3,6	0,0	± 0,00	0,00	± 0,00	0,0	± 0,0
Rotifères	0,7	± 1,97	0,0	± 0,00	0,7	± 2,0	1,5	± 2,87	0,02	± 0,15	1,5	± 3,0
Tardigrades	0,2	± 0,82	0,0	± 0,00	0,2	± 0,8	0,3	± 0,82	0,00	± 0,00	0,3	± 0,8
Thécamoebiens	0,0	± 0,00	0,4	± 0,81	0,4	± 0,8	0,0	± 0,00	1,33	± 1,81	1,3	± 1,8
Turbellariés	0,0	± 0,00	0,1	± 0,54	0,1	± 0,5	0,0	± 0,13	0,04	± 0,15	0,1	± 0,3

Les 2 sites présentent les mêmes abondances relatives. On y retrouve les nématodes qui dominent (70 et 50%), puis les copépodes (en incluant les copépodites et les nauplii de crustacés qui sont essentiellement des copépodes) et les protozoaires. Viennent ensuite, les foraminifères, les chironomes et les tipulidés (autre larve de diptère très caractéristique).



**Figure 11** Abondances relatives (% abondance totale) des assemblages de la méiofaune (40-1000  $\mu\text{m}$ ) observées lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impacté) et Port Ouenghi (non impacté) (Moyenne de 5 zones).

*b) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)*

i. Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)

Les abondances globales estimées au cours des 3 cartographies présentent des différences notables ( $P=0,0296$ ) (Figure 12).

L'abondance totale de la méiofaune observée durant la cartographie n°1 réalisée en milieu de saison fraîche (août 2009) qui caractérise la mangrove deux mois environ après la fin du cycle n-1 est significativement plus forte que celles enregistrées au cours des mappings n°2 ( $p=0,0229$ ) et n°3 ( $p=0,0197$ ).

Les densités de la méiofaune totale répertoriées au cours de la cartographie n°2 de début saison chaude (novembre 2009) qui correspond à l'état de la mangrove un mois avant le démarrage de la production n et de la n°3 réalisée en début de saison fraîche (juin 2010) caractéristique d'un élevage fonctionnant à pleine charge, sont pratiquement égales ( $1065 \pm 93,15 \text{ ind.}10\text{cm}^{-2}$  vs  $1051 \pm 132,58 \text{ ind.}10\text{cm}^{-2}$  ;  $\pm \text{Err.Std}$ ).

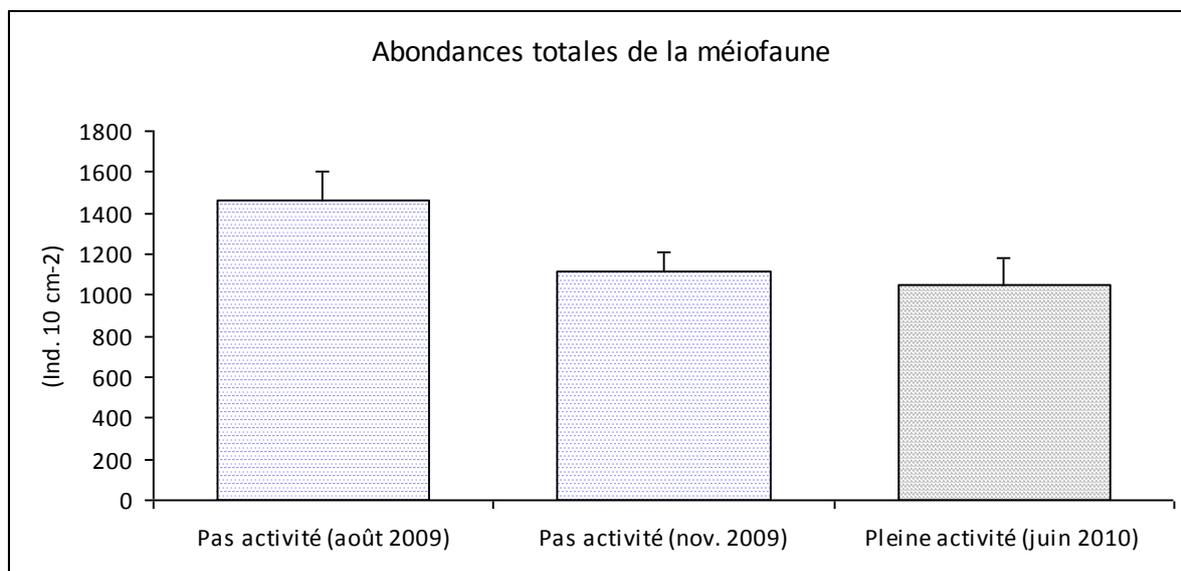


Figure 12 Densités totales de méiofaune observées lors des trois cartographies réalisées dans la mangrove de la ferme FAO (d = densité en ind.10 m<sup>-2</sup> ; moyenne  $\pm$  Err.Std).

- ii. Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove

La méiofaune présente des différences de densités importantes dans les différents groupements végétaux qu'abrite la mangrove de FAO ( $p<0,0001$ ).

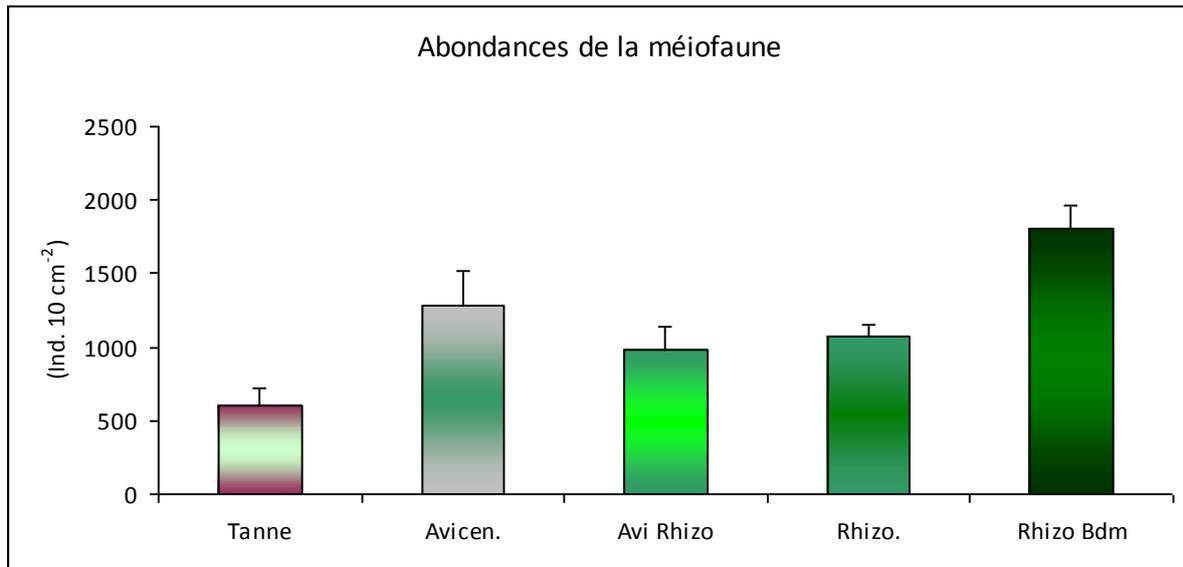


Figure 13 Densités de méiofaune dans les différentes formations végétales observées lors des trois cartographies (regroupées) réalisées dans la mangrove de la ferme FAO (d = densité en ind.10 m<sup>-2</sup> ; moyenne ± Err.Std).

Au cours des trois mappings effectués, il a été constaté que :

- les sédiments des tannes vifs et/ou herbeux à *S.quinqueflora* abritent les densités les plus faibles de méiofaune ;
- les sols des *Rhizophora spp.* de la lisière du bord de mer présentent les abondances les plus fortes (Figure 13) ;
- les peuplements méiofauniques des formations végétales situées entre les deux précédentes soit à *Avicennia marina* seuls, à *Rhizophora spp.* seuls ou mixtes à *Avicennia-Rhizophora* présentent des abondances intermédiaires (Tableau 9) ;
- la proportion de la grosse méiofaune ne varie pas de manière significative dans les différentes formations végétales.

Tableau 9 Densités totales de la méiofaune dans les 5 types de végétation échantillonnés lors des cartographies de la mangrove de FAO (impactée) (d = densité en ind.10 m<sup>-2</sup> moyenne; ET = écart-type).

Cartographie N°1 saison fraîche (Août 2009) Pas d'activité

	45<m<250 µm		250<M<1000 µm		Total méiofaune		Ratio M:T	
	d	E.T	d	E.T	d	E.T	%	E.T
Tanne à salicornes	526	± 398,9	15	± 11,1	541	± 410,0	3%	± 2,7%
Forêt arbustive à <i>Avicennia marina</i>	1312	± 976,5	19	± 10,0	1331	± 986,4	1%	± 1,0%
Forêt mixte <i>Avicennia sp. Rhizophora spp.</i>	1433	± 772,0	39	± 35,3	1472	± 807,3	3%	± 4,4%
Forêt dense à <i>Rhizophora spp.</i>	1260	± 559,3	60	± 40,0	1320	± 599,3	5%	± 6,7%
Bordure lagon à <i>Rhizophora spp.</i>	1696	± 839,0	106	± 140,6	1801	± 979,7	6%	± 14,4%

Cartographie N°2 saison chaude (Novembre 2009) Pas d'activité

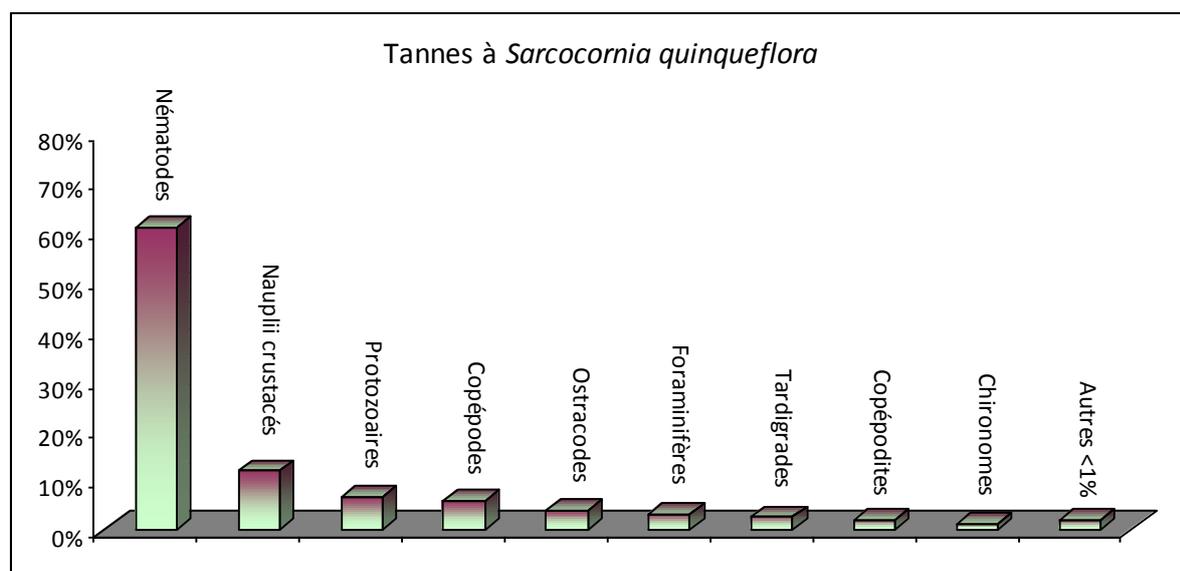
	45<m<250 µm		250<M<1000 µm		Total méiofaune		Ratio M:T	
	d	E.T	d	E.T	d	E.T	%	E.T
Tanne à salicornes	720	± 628,9	17,4	± 8,6	737	± 637,5	2%	± 1,3%
Forêt arbustive à <i>Avicennia marina</i>	958	± 473,1	25,2	± 16,3	983	± 489,4	3%	± 3,3%
Forêt mixte <i>Avicennia sp. Rhizophora spp.</i>	1038	± 799,6	26,8	± 16,9	1065	± 816,5	3%	± 2,1%
Forêt dense à <i>Rhizophora spp.</i>	1081	± 484,1	37,3	± 23,5	1118	± 507,5	3%	± 4,6%
Bordure lagon à <i>Rhizophora spp.</i>	1443	± 565,1	61,5	± 27,7	1505	± 592,8	4%	± 4,7%

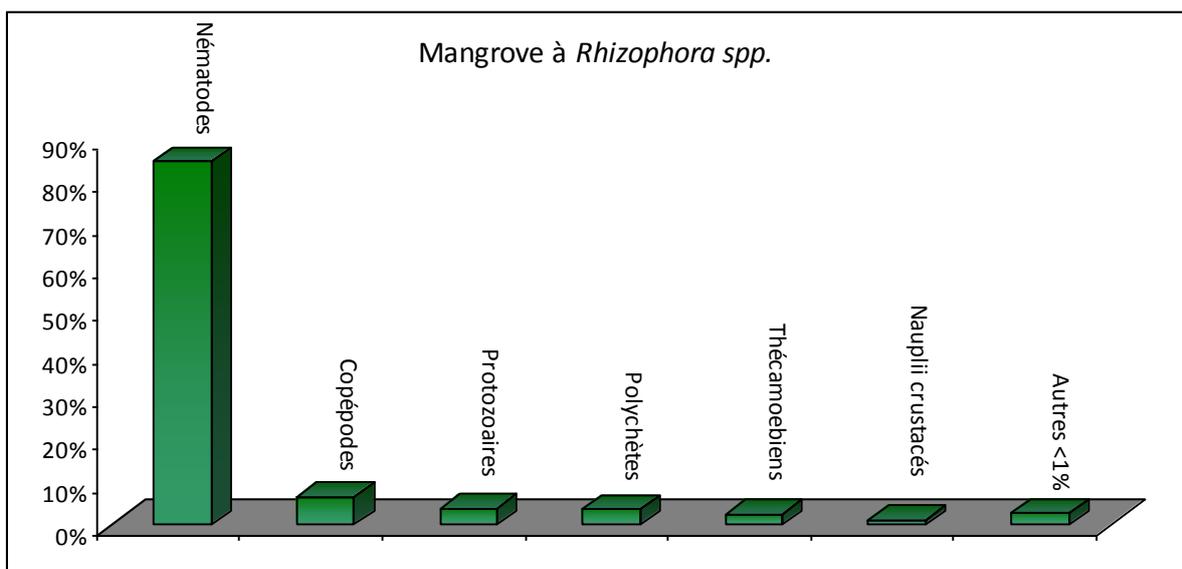
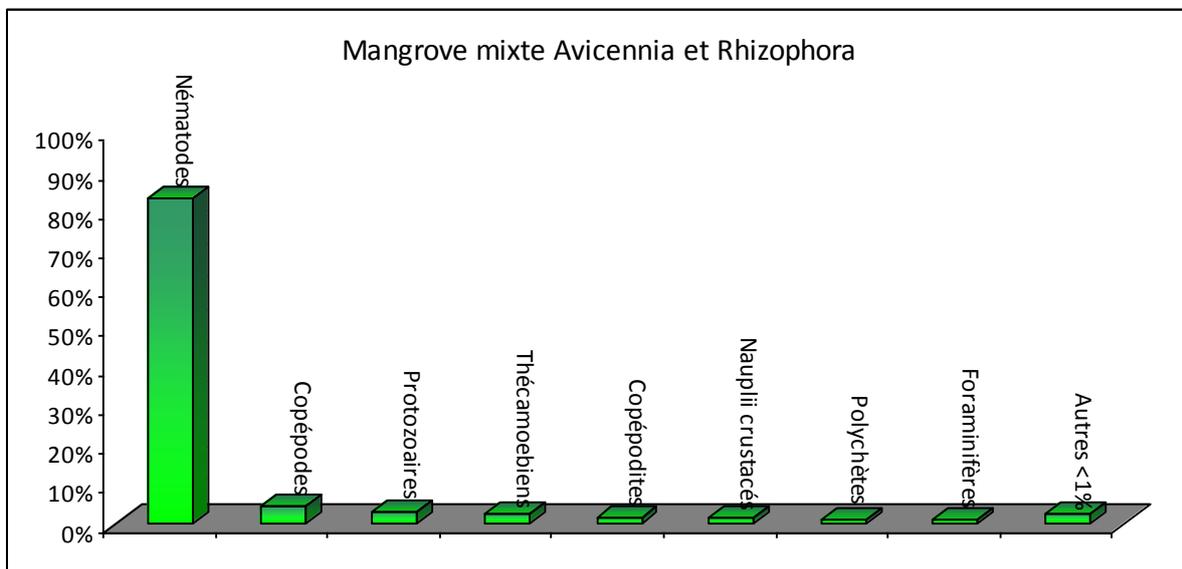
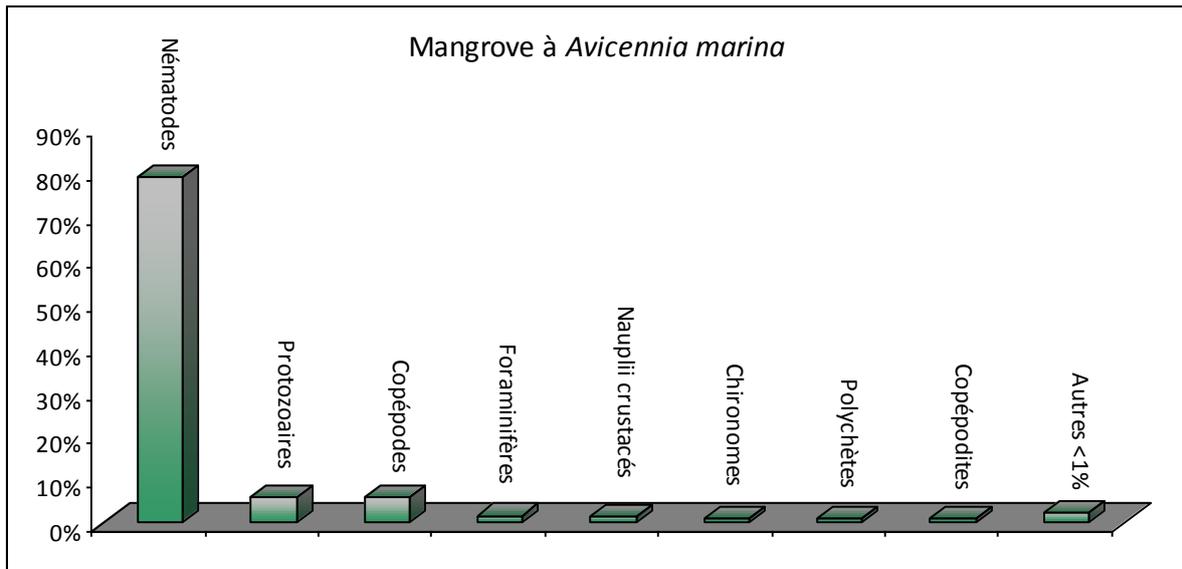
Cartographie N°3 saison intermédiaire (Juin 2010) Pleine activité

	45<m<250 µm		250<M<1000 µm		Total méiofaune		Ratio M:T	
	d	E.T	d	E.T	d	E.T	%	E.T
Tanne à salicornes	514	± 595,5	26,5	± 22,0	541	± 617,5	5%	± 3,6%
Forêt arbustive à <i>Avicennia marina</i>	812	± 597,4	35,3	± 28,2	847	± 625,7	4%	± 4,5%
Forêt mixte <i>Avicennia sp. Rhizophora spp.</i>	646	± 662,5	39,8	± 23,3	686	± 685,8	6%	± 3,4%
Forêt dense à <i>Rhizophora spp.</i>	770	± 392,7	36,3	± 29,0	807	± 421,7	4%	± 6,9%
Bordure lagon à <i>Rhizophora spp.</i>	1979	± 1162,6	70,5	± 43,4	2049	± 1206,0	3%	± 3,6%

On constate une structuration comparable des peuplements majoritaires de la méiofaune dans les 5 types de végétations (Figure 14).

Les densités relatives témoignent de l'importance des groupes « habituels » que sont les nématodes, les copépodes au sens large (incluant les copépodites et les nii crustacés), les protozoaires, les foraminifères (et thécamoebiens associés) et les polychètes. Les nématodes et les copépodes au sens large constituent les deux groupes les plus abondants dans tous les types de végétation de la mangrove (Figure 14).





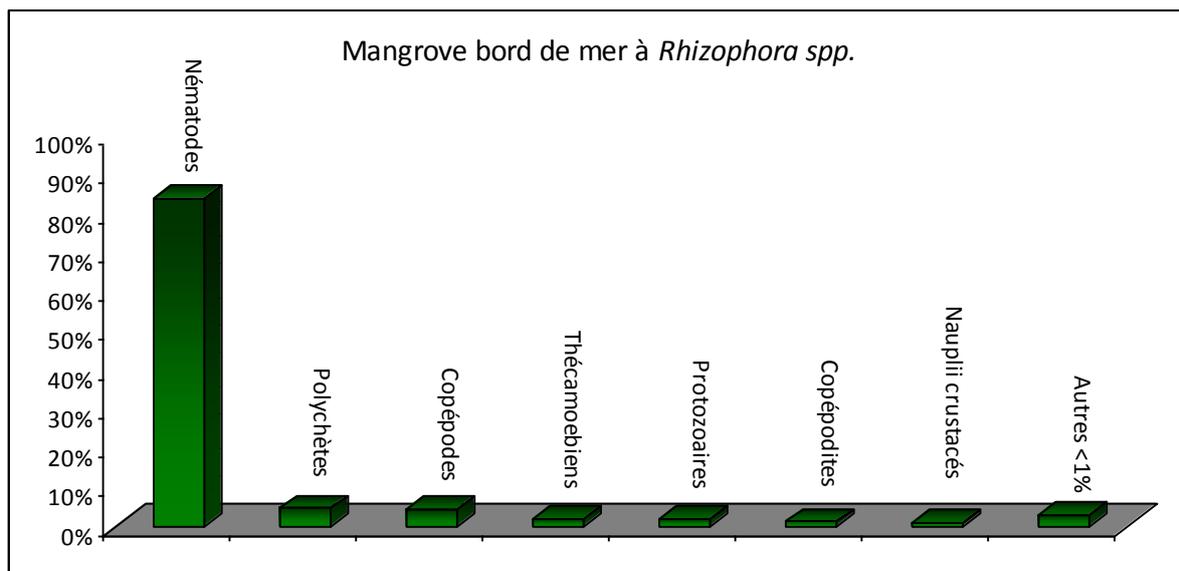


Figure 14 Abondances relatives (% abondance totale) des assemblages de la méiofaune (40-1000  $\mu$ m) observées dans les 5 types de végétation échantillonnés lors des cartographies de la mangrove de FAO (impactée).

L'examen plus approfondi des densités des nématodes apporte un éclairage complémentaire. Les abondances des nématodes (groupe largement majoritaire de la méiofaune) sont significativement différentes ( $p < 0,0001$ ) dans les 5 formations végétales. Elles augmentent selon un gradient terre-mer (Tanne  $\rightarrow$  Avicennia  $\rightarrow$  Mixte avi rhizo  $\rightarrow$  Rhizo.  $\rightarrow$  Rhizo du bord de mer) ou plus certainement en fonction de la durée d'immersion par la marée (Figure 15).

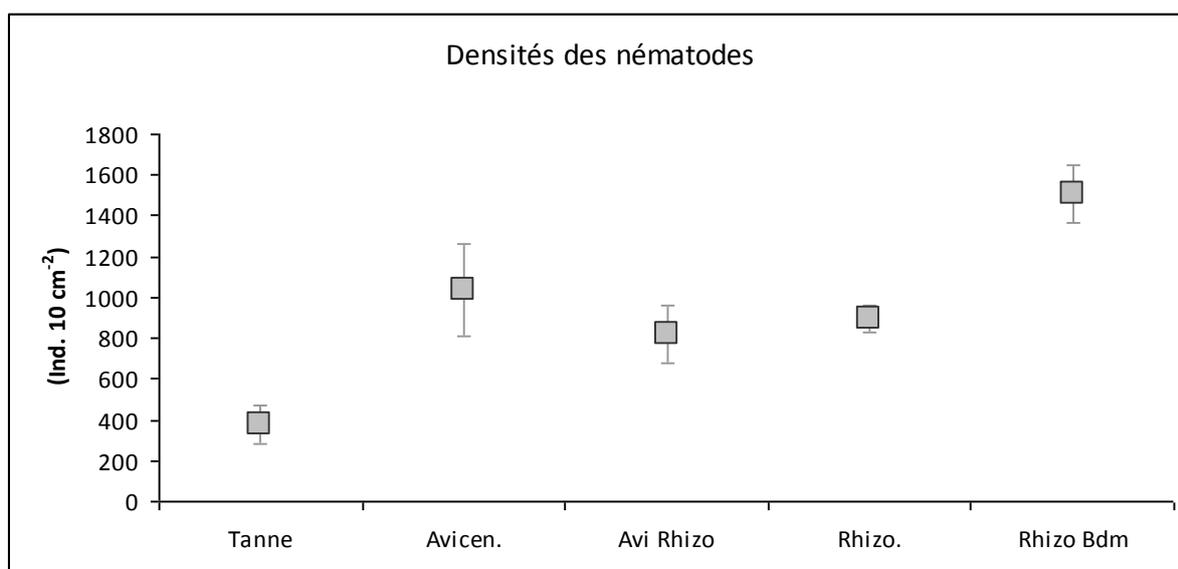
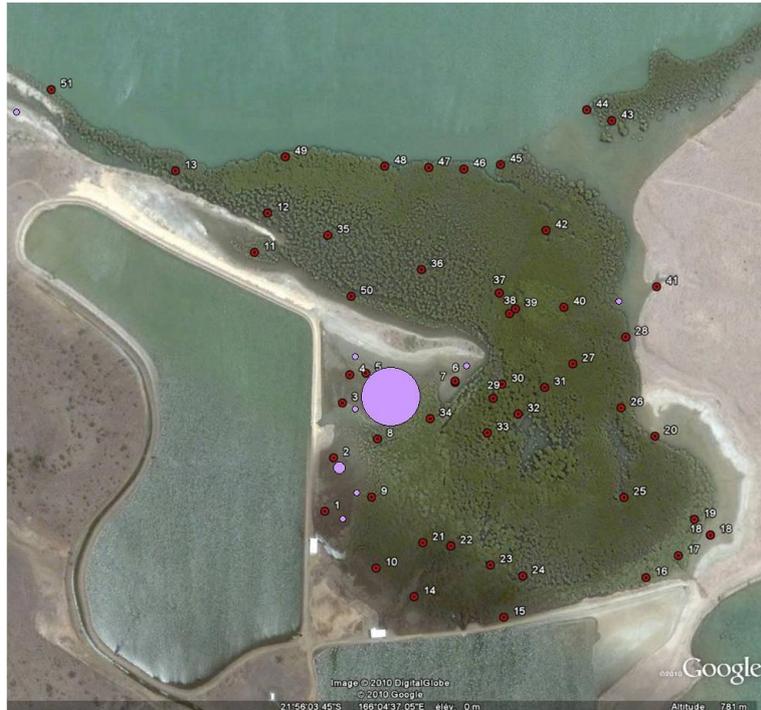


Figure 15 Influence de la durée d'immersion : densités des nématodes dans les différents types de végétations de la mangrove de FAO selon un gradient terre-mer (Ind. 10 cm<sup>-2</sup> ; moyenne  $\pm$  Err. Std)

On relève que parmi les taxons les moins bien représentés ou « rares » selon la définition de Bianchelli et al., (2010), il faut distinguer ceux dont la distribution semble restreinte aux différents niveaux tidaux (influence terrestre ou marine) de ceux qui présentent une répartition plus étendue dans les sédiments des différentes formations végétales.



**Figure 16** Distribution des taxons rares de la méiofaune dans la mangrove : les tardigrades

Les tardigrades (mauve) sont très peu représentés (<1%). Ils sont très localisés et semblent inféodés aux tannes. Ils sont souvent agrippés de manière caractéristique « water bear », parfois en forte densité (Maximum de 53 Ind. 10 cm<sup>-2</sup>), aux tiges de *Sarcocornia quinqueflora* (Figure 16) .



Figure 17 Distribution des taxons rares de la méiofaune dans la mangrove : les larves de diptères

Les larves de diptères (orange) sont présentes dans toutes les formations végétales. Elles sont prédominantes dans la frange à *Avicennia marina* et à un degré moindre dans les tannes. Leur importance décroît régulièrement d'amont en aval soulignant une influence terrestre à leur répartition (Figure 17).



Figure 18 Distribution des taxons rares de la méiofaune dans la mangrove : les ostracodes

Les ostracodes (vert) sont très fréquemment représentés en périphérie de mangrove (Tannes, *Avicennia marina*) ou à proximité des drains d'évacuations des rejets des bassins. Ils sont quasiment absents des formations denses internes à *Rhizophora spp.* Leur densité est généralement faible mais ils semblent plus abondants en bordure de tanne (Influence terrestre plus prononcée) (Figure 18).



Figure 19 Distribution des taxons rares de la méiofaune dans la mangrove : les bivalves

Les bivalves (vert pâle) sont également faiblement représentés (<1%). Ils sont majoritairement localisés en bordure de lagon dans la lisière des *Rhizophora spp.* soulignant une forte dépendance marine (Figure 19).



Figure 20 Distribution des taxons rares de la méiofaune dans la mangrove : les amphipodes et les kinorhynques

Les amphipodes (rose) et les kinorhynques (jaune) sont présents en petit nombre (<1%) à la périphérie de la mangrove ou plus rarement à proximité des chenaux secondaires drainant les *Rhizophora spp.* Leur localisation paraît très dépendante de la durée d'immersion par les marées (Figure 20).



**Figure 21** Distribution des taxons rares de la méiofaune dans la mangrove : les halacaridés

Les abondances des halacaridés (bleu) sont faibles à très faibles. Ils ont été identifiés dans 97% des 157 pools échantillonnés. Ils sont répartis en densités comparables dans tous les types de végétation de la mangrove. On ne distingue pas d'influence marine ou terrestre à leur distribution (Figure 21).

On ne relève pas de différence dans la composition de la méiofaune entre les trois mappings. Plus particulièrement, on n'observe pas de variation notable dans la structure des peuplements méiofauniques entre la cartographie réalisée hors et pendant la période d'élevage (Tableau 10).



Effets des effluents crevettecoles sur la méiofaune de la mangrove

Cartographie N°2 (Novembre 2009) Pas d'activité aquacole

Taxons	Tanne à salicornes									Forêt arbustive à <i>Avicennia marina</i>						Forêt mixte <i>Avicennia sp. Rhizophora spp.</i>						Forêt dense à <i>Rhizophora spp.</i>						Bordure lagon à <i>Rhizophora spp.</i>																	
	250<M<1000 µm			45<M<250 µm			Total méiofaune			250<M<1000 µm		45<M<250 µm		Total méiofaune		250<M<1000 µm		45<M<250 µm		Total méiofaune		250<M<1000 µm		45<M<250 µm		Total méiofaune																			
	d	±	E.T	d	±	E.T	d	±	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T																
Amphipodes	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,2	±	0,78	0,0	±	0,00	0,2	±	0,8	1,8	±	3,91	0,5	±	1,51	2,3	±	5,4						
Autres insectes	0,4	±	0,53	0,0	±	0,00	0,4	±	0,5	0,4	±	0,46	0,0	±	0	0,4	±	0,5	0,6	±	0,7	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,1	±	0,34	0,0	±	0,00	0,1	±	0,3						
Bivalves	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,4	±	1,02	0,0	±	0	0,4	±	1,0	0,4	±	1,02	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	2,3	±	3,06	0,0	±	0,00	2,3	±	3,1
Cirripèdes	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0	0,0	±	0,0	0,1	±	0,25	0,0	±	0,00	0,1	±	0,23	0,0	±	0,00	0,1	±	0,2	0,1	±	0,24	0,0	±	0,00	0,1	±	0,2			
Copépodes	0,2	±	0,46	17,2	±	32,09	17,4	±	32,6	0,0	±	0,00	45,3	±	33,428	45,3	±	33,4	0,7	±	1,73	53,9	±	65,04	54,6	±	66,8	0,4	±	1,14	52,0	±	47,02	52,4	±	48,2	1,4	±	1,76	71,0	±	96,54	72,3	±	98,3
Copépodites	0,0	±	0,00	0,6	±	0,90	0,6	±	0,9	0,0	±	0,00	3,1	±	2,5392	3,1	±	2,5	0,0	±	0,00	16,0	±	18,88	16,0	±	18,9	0,1	±	0,37	4,8	±	7,10	4,9	±	7,5	0,7	±	1,32	19,5	±	25,66	20,2	±	27,0
Chironomes	0,7	±	0,66	0,8	±	1,29	1,5	±	2,0	3,0	±	2,61	7,1	±	10,232	10,1	±	12,8	2,6	±	2,53	1,7	±	1,90	4,3	±	4,4	0,5	±	1,04	0,5	±	1,27	1,0	±	2,3	0,4	±	0,79	0,3	±	0,55	0,7	±	1,3
Foraminifères	10,7	±	6,60	6,4	±	9,74	17,1	±	16,3	7,9	±	6,54	19,8	±	33,827	27,7	±	40,4	4,2	±	5,58	12,4	±	16,38	16,6	±	22,0	0,6	±	0,96	4,6	±	6,66	5,2	±	7,6	3,7	±	4,04	10,0	±	21,84	13,7	±	25,9
Gastropodes	0,0	±	0,00	2,5	±	5,50	2,5	±	5,5	0,1	±	0,34	0,0	±	0	0,1	±	0,3	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,3	±	0,52	0,0	±	0,00	0,3	±	0,5	1,8	±	1,61	0,3	±	0,45	2,1	±	2,1
Stratomyidés	0,8	±	0,78	0,0	±	0,00	0,8	±	0,8	0,2	±	0,41	0,0	±	0	0,2	±	0,4	0,3	±	0,79	0,0	±	0,00	0,3	±	0,8	0,0	±	0,14	0,1	±	0,26	0,1	±	0,4	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0
Halacaridés	0,2	±	0,46	0,7	±	1,02	0,9	±	1,5	0,1	±	0,34	0,1	±	0,3227	0,3	±	0,7	0,3	±	0,58	0,4	±	0,47	0,6	±	1,1	0,4	±	0,60	0,4	±	0,50	0,8	±	1,1	0,5	±	0,39	0,8	±	1,57	1,3	±	2,0
Kinorhynques	0,0	±	0,00	0,2	±	0,49	0,2	±	0,5	0,0	±	0,00	0,6	±	1,1682	0,6	±	1,2	0,0	±	0,00	0,1	±	0,29	0,1	±	0,3	0,0	±	0,00	0,5	±	1,93	0,5	±	1,9	0,0	±	0,00	5,1	±	11,62	5,1	±	11,6
Tipulidés	0,7	±	0,64	0,0	±	0,00	0,7	±	0,6	2,6	±	2,90	0,0	±	0	2,6	±	2,9	1,3	±	1,86	0,0	±	0,00	1,3	±	1,9	0,5	±	1,16	0,0	±	0,00	0,5	±	1,2	0,3	±	0,78	0,0	±	0,00	0,3	±	0,8
Nauplii crustacés	0,0	±	0,00	23,6	±	37,38	23,6	±	37,4	0,0	±	0,00	4,1	±	4,7356	4,1	±	4,7	0,0	±	0,00	16,9	±	28,45	16,9	±	28,4	0,0	±	0,00	4,0	±	9,84	4,0	±	9,8	0,0	±	0,00	19,0	±	27,48	19,0	±	27,5
Nématodes	1,6	±	1,59	583,1	±	587,06	584,7	±	588,7	3,8	±	2,16	757,9	±	409,15	761,7	±	411,3	6,6	±	6,94	875,3	±	690,76	881,8	±	697,7	19,1	±	17,43	913,1	±	437,41	932,1	±	454,8	21,3	±	11,15	1233,8	±	403,05	1255,1	±	414,2
Oligochètes	1,1	±	1,27	0,2	±	0,46	1,3	±	1,7	1,2	±	1,86	6,6	±	16,98	7,8	±	18,8	1,1	±	1,66	0,0	±	0,00	1,1	±	1,7	2,3	±	3,38	0,0	±	0,00	2,3	±	3,4	7,2	±	5,63	0,1	±	0,25	7,3	±	5,9
Ostracodes	0,9	±	1,96	0,9	±	1,96	1,8	±	3,9	1,1	±	1,51	0,0	±	0	1,1	±	1,5	0,3	±	0,41	0,0	±	0,00	0,3	±	0,4	0,2	±	0,59	0,3	±	0,88	0,4	±	1,5	2,0	±	2,73	0,1	±	0,21	2,1	±	2,9
Polychètes	0,0	±	0,00	0,5	±	0,70	0,5	±	0,7	1,5	±	4,09	3,9	±	8,2662	5,4	±	12,4	1,8	±	4,08	4,2	±	11,55	5,9	±	15,6	4,5	±	7,67	7,4	±	10,24	12,0	±	17,9	11,6	±	12,59	39,5	±	32,24	51,1	±	44,8
Protozoaires	0,0	±	0,00	28,3	±	24,87	28,3	±	24,9	0,6	±	0,81	90,2	±	88,374	90,8	±	89,2	0,3	±	0,47	42,1	±	53,52	42,4	±	54,0	0,4	±	0,92	80,0	±	175,88	80,4	±	176,8	0,5	±	1,37	26,8	±	35,14	27,2	±	36,5
Pycnogonidés	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,1	±	0,24	0,0	±	0,00	0,1	±	0,2
Rotifères	0,0	±	0,00	1,5	±	3,31	1,5	±	3,3	0,0	±	0,00	19,1	±	33,69	19,1	±	33,7	0,0	±	0,00	6,0	±	13,33	6,0	±	13,3	0,0	±	0,00	0,6	±	1,42	0,6	±	1,4	0,0	±	0,00	0,3	±	0,44	0,3	±	0,4
Tardigrades	0,0	±	0,00	53,2	±	116,95	53,2	±	116,9	0,0	±	0,00	0,0	±	0	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0
Thécamoebiens	0,3	±	0,66	0,0	±	0,00	0,3	±	0,7	2,1	±	3,49	0,1	±	0,3227	2,2	±	3,8	6,5	±	7,37	9,2	±	13,57	15,6	±	20,9	7,7	±	9,37	12,9	±	13,04	20,6	±	22,4	5,8	±	3,83	16,1	±	32,76	22,0	±	36,6
Turbellariés	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0	0,0	±	0,00	0,0	±	0,00	0,0	±	0,0

Effets des effluents crevettecoles sur la méiofaune de la mangrove

Cartographie N°3 (Juin 2010) Pleine activité aquacole																																		
Taxons	Tanne à salicornes						Forêt arbustive à <i>Avicennia marina</i>						Forêt mixte <i>Avicennia sp. Rhizophora spp.</i>						Forêt dense à <i>Rhizophora spp.</i>						Bordure lagon à <i>Rhizophora spp.</i>									
	250<M<1000 µm		45<M<250 µm		Total méiofaune		250<M<1000 µm		45<M<250 µm		Total méiofaune		250<M<1000 µm		45<M<250 µm		Total méiofaune		250<M<1000 µm		45<M<250 µm		Total méiofaune		250<M<1000 µm		45<M<250 µm		Total méiofaune					
	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T	d	E.T				
Amphipodes	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,3 ± 0,95	0,0 ± 0,00	0,3 ± 0,9	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,7 ± 1,42	0,1 ± 0,3	0,8 ± 1,7		
Autres insectes	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,4 ± 0,4725	0,4 ± 0,5	0,4 ± 0,59	0,5 ± 1,55	0,9 ± 2,1	0,1 ± 0,22	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,4	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00			
Bivalves	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	2,6 ± 4,40	0,0 ± 0,00	2,6 ± 4,4	
Cirripèdes	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,3 ± 0,68	0,0 ± 0,00	0,3 ± 0,7	
Copépodes	2,3 ± 4,62	22,1 ± 27,59	24,3 ± 32,2	0,8 ± 1,00	57,3 ± 35,614	58,1 ± 36,6	2,0 ± 4,37	42,5 ± 72,97	44,4 ± 77,3	0,3 ± 0,57	37,4 ± 36,8	37,7 ± 37,4	0,1 ± 0,31	19,8 ± 35,46	19,9 ± 35,8	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	1,4 ± 1,86	78,3 ± 39,4	79,7 ± 41,3	
Copépodites	0,0 ± 0,00	12,0 ± 13,98	12,0 ± 14,0	0,0 ± 0,00	9,2 ± 5,4253	9,2 ± 5,4	0,1 ± 0,31	19,8 ± 35,46	19,9 ± 35,8	0,0 ± 0,00	5,7 ± 11,2	5,7 ± 11,2	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	1,1 ± 0,27	15,8 ± 13,1	15,9 ± 13,4	
Chironomes	5,1 ± 10,67	2,4 ± 5,41	7,6 ± 16,1	4,6 ± 6,36	7,4 ± 7,3306	12,0 ± 13,7	3,0 ± 4,57	1,6 ± 2,13	4,6 ± 6,7	0,2 ± 0,46	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,7	0,2 ± 0,46	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,7	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,1 ± 0,3	0,1 ± 0,3	0,1 ± 0,3	
Foraminifères	4,5 ± 5,10	16,0 ± 19,98	20,4 ± 25,1	3,2 ± 3,75	12,9 ± 9,8802	16,1 ± 13,6	2,3 ± 1,62	3,5 ± 4,71	5,8 ± 6,3	0,9 ± 1,33	1,0 ± 1,6	1,9 ± 2,9	0,2 ± 0,48	0,0 ± 0,00	0,2 ± 0,5	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	7,7 ± 10,64	5,5 ± 7,1	13,2 ± 17,7
Gastropodes	0,4 ± 0,61	0,0 ± 0,00	0,4 ± 0,6	0,4 ± 0,47	0,0 ± 0,00	0,4 ± 0,5	0,2 ± 0,48	0,0 ± 0,00	0,2 ± 0,5	0,2 ± 0,47	0,0 ± 0,00	0,2 ± 0,5	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	2,2 ± 3,35	0,5 ± 1,0	2,7 ± 4,4
Stratomyidés	0,2 ± 0,54	2,4 ± 5,41	2,7 ± 6,0	0,5 ± 1,27	0,3 ± 0,7103	0,8 ± 2,0	0,2 ± 0,46	0,0 ± 0,00	0,2 ± 0,5	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Halacaridés	0,5 ± 0,48	0,5 ± 1,18	1,0 ± 1,7	0,6 ± 0,48	0,2 ± 0,4553	0,8 ± 0,9	0,1 ± 0,38	0,4 ± 0,96	0,5 ± 1,3	0,1 ± 0,38	0,4 ± 0,96	0,5 ± 1,3	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,3 ± 0,51	3,6 ± 3,0	3,9 ± 3,5	
Kinorhynques	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,1 ± 0,3632	0,1 ± 0,4	0,1 ± 0,38	0,4 ± 0,96	0,5 ± 1,3	0,0 ± 0,00	0,1 ± 0,6	0,1 ± 0,6	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,1 ± 0,32	14,9 ± 23,4	15,0 ± 23,7	
Tipulidés	1,1 ± 2,10	0,0 ± 0,00	1,1 ± 2,1	2,7 ± 2,92	0,0 ± 0,00	2,7 ± 2,9	1,8 ± 1,74	0,0 ± 0,00	1,8 ± 1,7	0,2 ± 0,71	0,0 ± 0,00	0,2 ± 0,7	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,2 ± 0,41	0,0 ± 0,00	0,2 ± 0,4	
Nauplii crustacés	0,0 ± 0,00	101,1 ± 113,98	101,1 ± 114,0	0,0 ± 0,00	18,6 ± 30,349	18,6 ± 30,3	0,0 ± 0,00	13,6 ± 25,93	13,6 ± 25,9	0,0 ± 0,00	0,5 ± 1,0	0,5 ± 1,0	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	6,3 ± 8,9	6,3 ± 8,9	6,3 ± 8,9
Nématodes	2,3 ± 1,28	232,6 ± 266,95	235,0 ± 268,2	0,7 ± 1,39	0,0 ± 0,00	0,7 ± 1,4	5,5 ± 4,95	530,3 ± 550,86	535,8 ± 555,8	24,3 ± 24,00	703,3 ± 374,6	727,7 ± 398,6	0,6 ± 0,99	0,0 ± 0,00	0,6 ± 1,0	1,4 ± 2,05	0,1 ± 0,4	1,5 ± 2,4	3,7 ± 3,92	0,8 ± 1,8	4,5 ± 5,7	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00
Oligochètes	0,1 ± 0,26	0,0 ± 0,00	0,1 ± 0,3	10,8 ± 20,62	0,0 ± 0,00	10,8 ± 20,6	2,9 ± 8,46	0,0 ± 0,00	2,9 ± 8,5	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Ostracodes	9,8 ± 12,39	52,6 ± 117,61	62,4 ± 130,0	0,8 ± 2,06	8,0 ± 10,803	8,9 ± 12,9	0,0 ± 0,00	1,4 ± 2,52	1,4 ± 2,5	0,9 ± 2,81	7,2 ± 11,9	8,1 ± 14,7	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Polychètes	0,0 ± 0,00	2,0 ± 4,48	2,0 ± 4,5	0,0 ± 0,00	47,1 ± 36,483	47,1 ± 36,5	0,0 ± 0,00	21,6 ± 38,60	21,6 ± 38,6	0,1 ± 0,38	8,3 ± 17,1	8,4 ± 17,5	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Protozoaires	0,0 ± 0,00	70,0 ± 109,76	70,0 ± 109,8	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Pycnogonidés	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Rotifères	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	2,8 ± 6,8297	2,8 ± 6,8	0,0 ± 0,00	10,4 ± 24,73	10,4 ± 24,7	0,0 ± 0,00	1,3 ± 4,4	1,3 ± 4,4	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Tardigrades	0,0 ± 0,00	0,7 ± 1,06	0,7 ± 1,1	0,0 ± 0,00	0,3 ± 0,4952	0,3 ± 0,5	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Thécamoebiens	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	1,3 ± 2,44	0,0 ± 0,00	1,3 ± 2,4	20,2 ± 25,62	0,5 ± 0,82	20,8 ± 26,4	7,4 ± 7,78	4,9 ± 5,8	12,3 ± 13,6	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	
Turbellariés	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	0,0 ± 0,00	

## 2) Biomasses individuelles

Les masses individuelles des animaux de la méiofaune présentent des valeurs extrêmes de 0,1 µg pour un *nauplius* de crustacé à 1000 µg pour une larve de coléoptère (catégorie autre insecte) soit un rapport de 1 à 10000.

*N.B : L'analyse des biomasses (masse d'un individu X densité de l'individu) bien qu'extrêmement fastidieuse apporte un éclairage différent de celle des abondances.*

*L'étude seule des densités peut notamment masquer l'importance de groupes tels que les insectes et les annélides (polychètes et oligochètes) représentés par de gros individus peu nombreux.*

### a) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

L'analyse comparative de la biomasse des animaux de la méiofaune classée en « petite » ( $45 < m < 250 \mu\text{m}$ ) et « grosse » ( $250 < M < 1000 \mu\text{m}$ ) a porté sur 1593 mesures individuelles (longueur et largeur maximales puis transformation en biovolumes selon la formule spécifique appropriée). (Tableaux 11 et 13).

La comparaison des biomasses individuelles des quatre groupes les plus fréquemment rencontrés dans le suivi FAO vs Ouenghi (végétation à *Avicennia marina*) montre que :

- les nématodes sont plus gros dans la zone impactée mais la différence n'est pas significative ( $p = 0,6334$ ) ;
- les copépodes sont également plus gros dans la zone impactée mais la différence n'est pas significative ( $p = 0,1833$ ) ;
- les chironomes (Larves de diptères) sont significativement ( $p = 0,0150$ ) plus petits dans la zone impactée ;
- les halacaridés sont plus petits dans la zone impactée mais la différence n'est pas significative ( $p = 0,3930$ ) ;
- on n'observe pas de variations de poids individuels significatives en fonction de la saison pour les groupes pré cités.

**Tableau 11 Biomasses individuelles des différents groupes de la méiofaune 45<m<250 µm observés lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (Nb= nombre animaux pesés; P= poids frais en µg ;moyenne ± ET = écart-type).**

Taxons	Mangrove impactée			Mangrove non impactée		
	Nb	P (µg)	E.T	Nb	P (µg)	E.T
Amphipodes						
Autres insectes	2	0,7	± 0,02	2	4,1	± 1,80
Bivalves						
Cirripèdes						
Copépodes	77	3,2	± 2,18	143	3,4	± 1,75
Copépodites	24	0,8	± 0,43	60	0,8	± 0,36
Gastéropodes						
Stratiomyidés	1	8,6	± 0,00	4	8,4	± 11,07
Halacaridés	37	3,6	± 4,36	13	1,0	± 1,73
Kinorhynques				3	0,3	± 0,29
Tipulidés						
Chironomes	37	13,0	± 27,40	82	15,4	± 24,33
Nauplii crustacés	39	0,2	± 0,16	64	0,1	± 0,14
Nématodes	112	0,3	± 0,33	140	0,4	± 0,44
Oligochètes				7	2,7	± 1,59
Ostracodes						
Polychètes				3	3,4	± 3,11
L.polychètes						
Protozoaires	82	0,3	± 0,36	83	0,5	± 0,37
Pycnogonidés						
Rotifères	9	0,0	± 0,02	12	0,1	± 0,03
Tardigrades	12	1,3	± 1,80	5	0,1	± 0,06
Thécamoebiens						
Turbellariés						

**Tableau 12 Biomasses individuelles des différents groupes de la méiofaune 250<M<1000 µm observés lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (Nb= nombre animaux pesés; P= poids frais en µg ; moyenne ± ET = écart-type).**

Taxons	Mangrove impactée			Mangrove non impactée		
	Nb	P (µg)	E.T	Nb	P (µg)	E.T
Amphipodes						
Autres insectes	22	189,3	± 66,70	24	313,9	± 258,15
Bivalves						
Cirripèdes						
Copépodes	14	5,9	± 3,85	70	5,8	± 3,83
Gastéropodes	1	15,7	± 3,73	2	13,2	± 3,73
Stratiomyidés	2	144,6	± 138,58	12	120,0	± 114,84
Halacaridés	21	27,3	± 12,16	22	14,3	± 14,63
Kinorhynques						
Tipulidés	15	159,5	± 67,43	15	191,7	± 36,50
Chironomes	42	53,7	± 39,86	48	35,6	± 32,12
Nématodes	32	2,2	± 2,31	76	1,4	± 1,04
Oligochètes	10	142,3	± 201,52	6	38,3	± 75,24
Ostracodes	5	45,8	± 52,43	42	45,2	± 38,53
Polychètes	1	13,5	± 98,88	7	47,5	± 98,88
Protozoaires	2	3,1	± 0,92	3	1,8	± 1,04
Pycnogonidés						
Thécamoebiens	38	0,9	± 0,33	8	0,7	± 0,18

*b) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)*

i. Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)

L'analyse comparative de la biomasse des animaux de la méiofaune classée en « petite » ( $45 < m < 250 \mu\text{m}$ ) et « grosse » ( $250 < M < 1000 \mu\text{m}$ ) dans les différentes formations végétales et au cours des trois cartographies a été réalisée à partir de 5527 mesures individuelles. (Tableaux 13 et 14)

On n'observe pas de variations significatives des poids individuels en fonction de l'activité aquacole (cartographie nov.2009 vs juin 2010).

**Tableau 13** Biomasses individuelles des différents groupes de la méiofaune 45<m<250 µm observés dans les 5 types de végétation échantillonnés lors des cartographies de la mangrove de FAO (impactée) (Nb= nombre animaux pesés; P= poids frais en µg ; moyenne ± ET = écart-type).

Cartographie N°1 (Août 2009) Pas d'activité aquacole																
Taxons	Tanne			<i>Avicennia marina</i>			Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>			<i>Rhizophora spp.</i>			<i>Rhizophora</i> bord de mer			
	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	
Amphipodes													18	8,5	± 5,48	
Autres insectes				5	17,8	± 25,94	1	0,4	±	1	8,6	±				
Bivalves													1	6,1	±	
Cirripèdes										2	10,3	± 4,54				
Copépodes	32	2,6	± 0,99	36	2,7	± 1,10	28	2,5	± 0,93	68	2,0	± 0,97	66	2,5	± 2,06	
Copépodites	29	0,7	± 0,23	27	0,6	± 0,49	12	0,5	± 0,18	39	0,4	± 0,28	43	0,5	± 0,28	
Gastéropodes													4	1,2	± 0,92	
Stratiomyidés				5	15,4	± 10,89										
Halacaridés	14	2,4	± 2,39	14	1,6	± 1,22	6	6,8	± 4,68	19	2,8	± 2,39	29	3,3	± 2,88	
Kinorhynques										3	0,3	± 0,06	69	0,3	± 0,59	
Tipulidés																
Chironomes	13	3,5	± 4,80	29	7,8	± 8,23	2	6,2	± 3,39	5	11,0	± 19,55	2	6,0	± 5,90	
Nauplii crustacés	31	0,1	± 0,09	17	0,1	± 0,14	9	0,1	± 0,08	24	0,2	± 0,14	42	0,2	± 0,17	
Nématodes	35	0,3	± 0,29	35	0,3	± 0,21	32	0,3	± 0,33	78	0,3	± 0,20	72	0,3	± 0,23	
Oligochètes	4	16,1	± 12,31	9	2,2	± 2,67	37	8,8	± 18,61	32	7,2	± 6,04	10	4,2	± 2,61	
Ostracodes																
Polychètes	1	2,2		12	5,1	± 3,34	7	3,4	± 2,65	72	4,6	± 4,23	52	3,8	± 3,14	
L.polychètes													8	0,3	± 0,16	
Protozoaires	27	0,4	± 0,43	28	0,5	± 0,49	9	0,5	± 0,47	49	1,2	± 1,32	36	1,4	± 1,62	
Pycnogonidés																
Rotifères	3	0,1	± 0,01	2	0,2	± 0,01	4	0,2	± 0,03	5	0,1	± 0,06	9	0,2	± 0,04	
Tardigrades	6	0,2	± 0,13							3	0,1	± 0,05	1	0,4	±	
Thécamoebiens										3	0,1	± 0,02	1	0,1		
Turbellariés										1	0,1		16	4,5	± 0,95	

Cartographie N°2 (Novembre 2009) Pas d'activité aquacole																
Taxons	Tanne			<i>Avicennia marina</i>			Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>			<i>Rhizophora spp.</i>			<i>Rhizophora</i> bord de mer			
	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	
Amphipodes													8	6,8	± 11,09	
Autres insectes							1	2,3								
Bivalves																
Cirripèdes																
Copépodes	17	2,7	± 1,41	30	3,4	± 2,82	42	3,0	± 2,13	78	2,0	± 0,95	59	3,4	± 1,97	
Copépodites	10	0,8	± 0,44	7	0,8	± 0,34	28	0,7	± 0,57	26	0,5	± 0,24	22	0,5	± 0,37	
Gastéropodes													1	5,3		
Stratiomyidés										1	5,1					
Halacaridés	4	3,0	± 2,16	1	0,2		3	2,3	± 2,72	8	3,5	± 3,11	5	2,2	± 2,37	
Kinorhynques	1	0,2		5	0,3	± 0,17	1	0,2		11	0,3	± 0,16	33	0,2	± 0,11	
Tipulidés																
Chironomes	3	5,9	± 3,62	17	7,7	± 10,10	7	2,9	± 1,84	6	3,9	± 3,23	1	0,2	±	
Nauplii crustacés	18	0,1	± 0,06	13	0,1	± 0,05	12	0,1	± 0,08	21	0,2	± 0,08	25	0,2	± 0,15	
Nématodes	25	0,1	± 0,17	36	0,4	± 0,36	39	0,5	± 0,63	95	0,5	± 0,71	47	0,3	± 0,22	
Oligochètes	1	6,5		12	2,2	± 1,93							1	3,1		
Ostracodes										5	10,9	± 4,78	1	1,5		
Polychètes	2	1,9	± 0,25	7	5,1	± 6,38	2	0,6	± 0,64	22	5,9	± 4,50	64	3,2	± 2,63	
L.polychètes																
Protozoaires	8	0,8	± 0,43	31	0,4	± 0,42	21	0,5	± 0,59	33	0,7	± 0,59	22	1,0	± 0,71	
Pycnogonidés																
Rotifères	1	0,1		9	0,1	± 0,05	5	0,1	± 0,06	5	0,2	± 0,06	5	0,2	± 0,05	
Tardigrades	26	0,2	± 0,14	6	0,2	± 0,14										
Thécamoebiens																
Turbellariés																

Cartographie N°3 (Juin 2010) Pleine activité aquacole																				
Taxons	Tanne				<i>Avicennia marina</i>				Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>				<i>Rhizophora spp.</i>				<i>Rhizophora</i> bord de mer			
	Nb	P (µg)	±	ET	Nb	P (µg)	±	ET	Nb	P (µg)	±	ET	Nb	P (µg)	±	ET	Nb	P (µg)	±	ET
Amphipodes																	1	5,2		
Autres insectes					3	7,0	±	9,27	1	2,3			1	2,4	±					
Bivalves																				
Cirripèdes																				
Copépodes	21	4,0	±	1,98	56	2,5	±	1,44	36	2,3	±	0,90	57	1,7	±	0,80	52	2,4	±	2,09
Copépodites	14	0,7	±	0,30	26	0,7	±	0,32	14	0,6	±	0,26	22	0,4	±	0,20	22	0,6	±	0,49
Gastéropodes																	6	1,7	±	1,43
Stratiomyidés	1	9,4			2	3,9	±	1,69												
Halacaridés	3	3,6	±	2,10	2	5,7	±	0,39					4	0,7	±	0,62	40	2,5	±	2,41
Kinorhynques					1	0,8			6	0,4	±	0,16	2	0,1	±	0,02	80	0,3	±	0,24
Tipulidés																				
Chironomes	5	17,5	±	12,48	36	6,1	±	9,11	35	7,6	±	9,87	1	8,4	±		1	1,7		
Nauplii crustacés	14	0,2	±	0,21	20	0,2	±	0,14	13	0,2	±	0,15	5	0,2	±	0,09	11	0,3	±	0,21
Nématodes	19	0,3	±	0,31	69	0,4	±	0,46	40	0,3	±	0,32	71	0,3	±	0,22	47	0,2	±	0,22
Oligochètes																	6	4,9	±	3,14
Ostracodes																				
Polychètes	1	0,8			16	2,5	±	1,34	4	2,5	±	1,81	30	1,8	±	1,32	83	2,5	±	2,85
L.polychètes																				
Protozoaires	15	0,3	±	0,13	46	0,4	±	0,37	21	0,5	±	0,48	20	1,0	±	1,29	21	0,5	±	0,34
Pycnogonidés																				
Rotifères	8	0,1	±	0,02	7	0,1	±	0,06	11	0,2	±	0,06	1	0,11			6	0,1	±	0,01
Tardigrades	3	0,1	±	0,05	2	0,1	±	0,06												
Thécamoebiens									2	0,1	±	0,04					1	0,1		
Turbellariés																				

**Tableau 14** Biomasses individuelles des différents groupes de la méiofaune 250<M<1000 µm observés dans les 5 types de végétation échantillonnés lors des cartographies de la mangrove de FAO (impactée) (Nb= nombre animaux pesés; P= poids frais en µg ; moyenne ± ET = écart-type).

Cartographie N°1 (Août 2009) Pas d'activité aquacole															
Taxons	Tanne			<i>Avicennia marina</i>			Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>			<i>Rhizophora spp.</i>			<i>Rhizophora</i> bord de mer		
	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET
Amphipodes										43	77,0	± 48,05	35	29,0	± 19,47
Autres insectes	2	113,5	± 0,00	9	261,8	± 528,40	3	269,2	± 321,27	1	21,3	±	2	55,4	± 0,00
Bivalves													4	41,2	± 15,26
Cirripèdes															
Copépodes	2	4,8	± 2,73	24	4,9	± 3,83	26	4,9	± 3,71	8	8,5	± 7,05	11	7,8	± 3,95
Copépodites															
Gastéropodes										6	99,2	± 25,85	5	95,9	± 27,42
Stratiomyidés	2	161,7	± 38,11	18	168,6	± 147,54	1	188,7	±	1	287,5		1	184,0	
Halacaridés	1	36,1		4	17,3	± 16,06	9	34,6	± 24,67	20	32,9	± 12,02	8	44,9	± 40,11
Kinorhynques													3	1,1	± 1,14
Tipulidés	2	215,6	± 33,88	2	239,6	± 0,00				2	251,8	± 17,36	4	251,8	± 14,18
Chironomes	5	29,3	± 32,54	39	48,0	± 43,05	1	7,8		13	75,1	± 20,21	7	61,3	± 32,82
Nauplii crustacés															
Nématodes	9	2,0	± 1,04	61	1,2	± 1,36	45	1,7	± 1,52	52	3,9	± 4,47	68	3,8	± 4,37
Oligochètes	6	41,9	± 26,67	2	8,5	± 7,09	15	24,0	± 23,48	50	47,6	± 64,29	19	21,0	± 26,77
Ostracodes	3	16,1	± 7,09				3	16,1	± 7,09				28	14,8	± 4,53
Polychètes	7	16,2	± 0,66	4	6,7	± 4,67	7	47,2	± 75,26	4	28,8	± 9,44	20	39,3	± 61,84
L.polychètes															
Protozoaires	2	0,6	± 0,03	13	1,1	± 0,63	1	2,4		4	4,9	± 4,06	2	11,5	± 6,27
Pycnogonidés													1	9,02	
Rotifères															
Tardigrades															
Thécamoebiens	2	0,6	± 0,19	7	0,5	± 0,11	17	0,6	± 0,23	19	0,7	± 0,22	19	0,6	± 0,24
Turbellariés															

Effets des effluents crevettecoles sur la méiofaune de la mangrove

Cartographie N°2 (Novembre 2009) Pas d'activité aquacole															
Taxons	Tanne			<i>Avicennia marina</i>			Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>			<i>Rhizophora spp.</i>			<i>Rhizophora</i> bord de mer		
	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET
Amphipodes										4	42,0	± 32,13	18	24,3	± 21,37
Autres insectes							3	115,0	± 150,06				1	113,5	
Bivalves							4	203,5	± 147,16				2	79,3	± 25,89
Cirripèdes							7	2,8	± 0,32	1	41,2		1	36,6	
Copépodes	1	5,7		26	4,9	± 3,71				6	5,6	± 4,55	25	7,8	± 4,52
Copépodites															
Gastéropodes				1	210,3					3	69,7	± 20,78	15	43,3	± 49,68
Stratiomyidés	3	104,6	± 57,81	2	65,0	± 68,18	3	168,9	± 12,53	1	293,5				
Halacaridés	1	5,8		1	12,2		2	27,5	± 13,10	13	25,0	± 13,75	4	20,6	± 16,32
Kinorhynques															
Tipulidés															
Chironomes	2	14,5	± 10,23	18	49,6	± 34,73	19	50,5	± 37,98	6	51,5	± 28,54	3	45,7	± 24,62
Nauplii crustacés															
Nématodes	5	2,7	± 0,23	22	1,4	± 1,49	73	1,5	± 1,73	98	1,7	± 2,38	14	7,0	± 5,20
Oligochètes	4	17,6	± 13,99	2	2,8	± 3,46	2	10,1	± 8,91	77	10,5	± 6,99	10	8,1	± 11,69
Ostracodes				2	42,2	± 43,95	2	11,9	± 3,88	4	10,3	± 1,43	10	19,7	± 9,70
Polychètes				11	5,5	± 4,10	1	183,4		9	12,6	± 6,79	7	44,3	± 76,15
L.polychètes															
Protozoaires							2	6,1	± 8,14	8	5,3	± 4,87			
Pycnogonidés													1	3,55	±
Rotifères															
Tardigrades															
Thécamoebiens							32	0,6	± 0,33	28	0,7	± 0,28	5	0,5	± 0,12
Turbellariés															

Cartographie N°3 (Juin 2010) Pleine activité aquacole															
Taxons	Tanne			<i>Avicennia marina</i>			Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>			<i>Rhizophora spp.</i>			<i>Rhizophora</i> bord de mer		
	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET	Nb	P (µg)	ET
Amphipodes													8	10,1	± 6,89
Autres insectes				2	780,6	± 1103,94	3	578,9	± 851,23	1	118,1				
Bivalves													19	47,0	± 33,34
Cirripèdes															
Copépodes				22	5,0	± 2,60	12	4,8	± 0,16	15	4,6	± 2,69	22	5,9	± 5,45
Copépodites															
Gastéropodes				2	76,4	± 85,69	1	9,4		7	137,9	± 114,92	15	75,5	± 92,92
Stratiomyidés				2	410,3	± 105,87									
Halacaridés	3	26,2	± 26,12	3	25,4	± 29,69	2	40,5	± 15,90				2	40,7	± 1,42
Kinorhynques							2	0,8	± 0,36				1	1,0	
Tipulidés															
Chironomes				1	65,5					3	26,9	± 28,22			
Nauplii crustacés															
Nématodes				25	1,4	± 0,98	13	1,5	± 0,46	94	2,0	± 3,75	41	5,2	± 4,21
Oligochètes										9	7,9	± 7,21	14	8,8	± 4,84
Ostracodes													33	23,3	± 7,89
Polychètes	5	4,4	± 3,99	4	5,5	± 3,64				1	8,6		5	69,1	± 86,70
L.polychètes															
Protozoaires	2	1,1	± 0,00	13	2,2	± 1,29				1	1,7				
Pycnogonidés															
Rotifères															
Tardigrades															
Thécamoebiens				1	0,6		4	0,7	± 0,11	29	0,5	± 0,29	8	0,6	± 0,25
Turbellariés															

## ii. Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove

Une comparaison des poids individuels a été réalisée uniquement sur les taxons ubiquistes des 5 zones de la mangrove de FAO.

Elle montre que les animaux de la méiofaune présentent des poids individuels significativement différents ( $p < 0,0001$ ) selon les formations végétales.

Cependant ces différences varient selon le taxon et/ou le type de végétations considérées :

- les copépodes sont significativement plus petits dans les *Rhizophora spp.* (zone interne) que dans les autres formations végétales (dont les *Rhizophora spp.* du bord de mer);
- les polychètes et les halacaridés sont significativement plus gros dans la formation mixte à *Avicennia-Rhizophora* ;
- les masses individuelles des nématodes à l'instar des densités vues précédemment augmentent selon un gradient terre-mer (Tanne → Avicennia → Mixte avi rhizo → Rhizo. → Rhizo du bord de mer) ou plus certainement en fonction de la durée d'immersion par la marée (Figure 18).

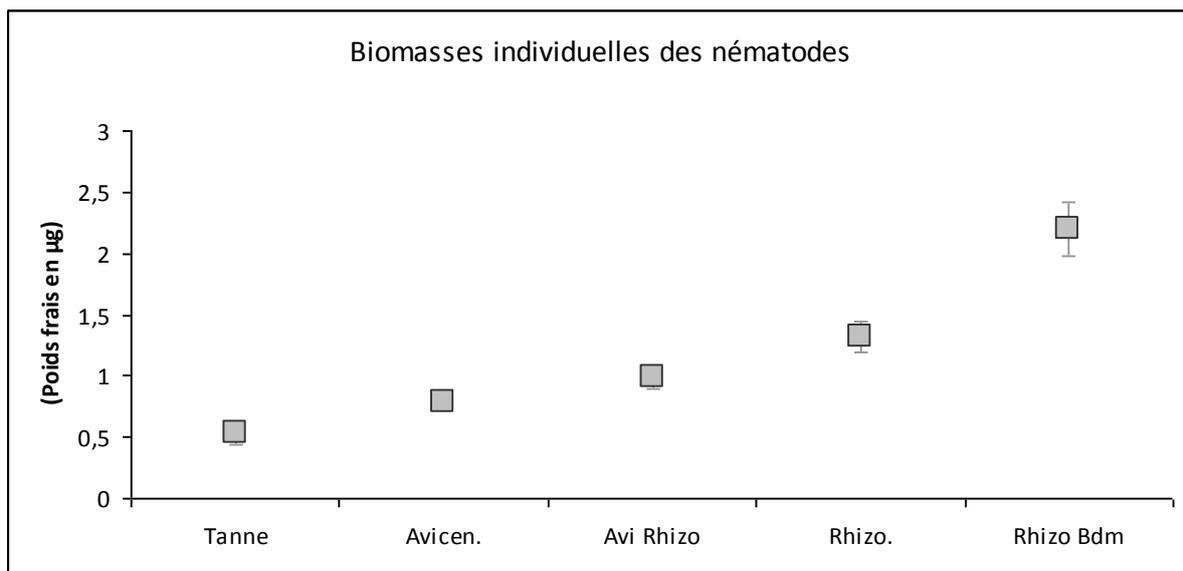


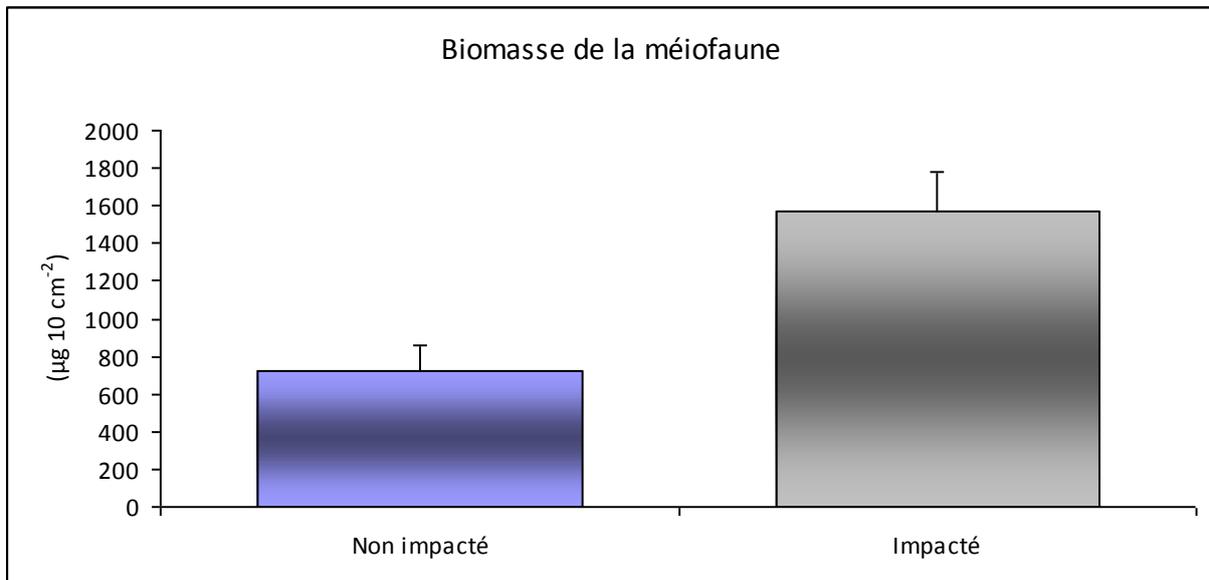
Figure 22 Influence de la durée d'immersion : masses individuelles des nématodes dans les différents types de végétations de la mangrove de FAO selon un gradient terre-mer (Poids frais en µg ; moyenne ± Err. Std)

### 3) Biomasses totales et relatives

#### a) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

Les valeurs moyennes de la biomasse du méiobenthos sont significativement différentes d'un site à l'autre ( $p=0,0011$ ).

La biomasse méiobenthique calculée lors du suivi est deux fois plus importante dans la zone impactée ( $1569,9 \pm 210,37 \mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$  en moyenne) que dans le secteur non impacté ( $725,5 \pm 137,06 \mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$  en moyenne) (Figure 23).



**Figure 23** Biomasses du Méiobenthos observées sur les deux sites au cours du suivi (exprimées en  $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$ ; moyenne  $\pm$  Err.Std).

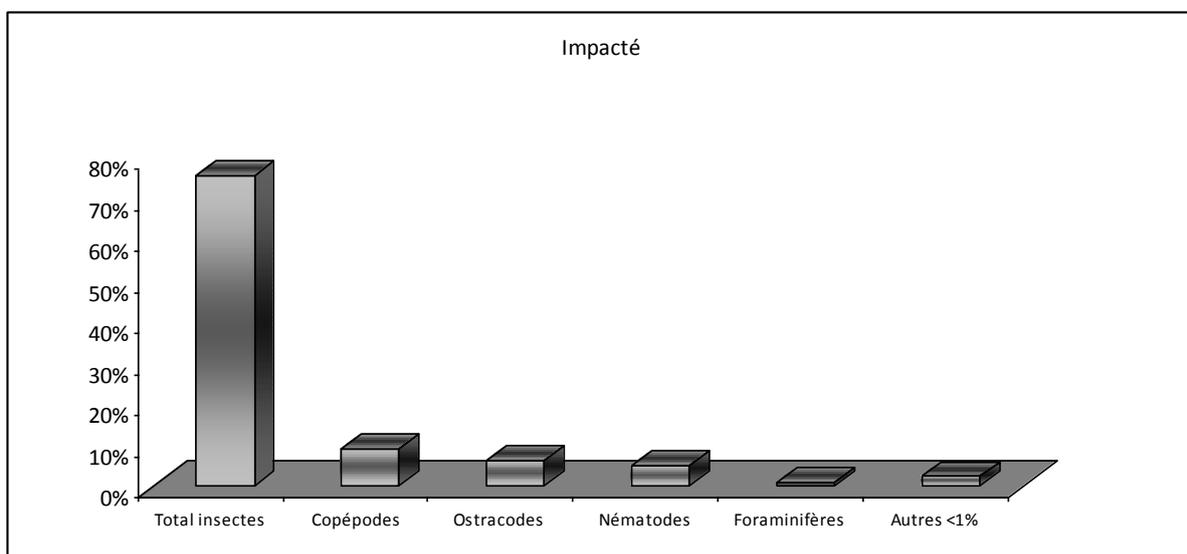
Globalement, les 2 sites présentent les mêmes biomasses relatives (Figure 24).

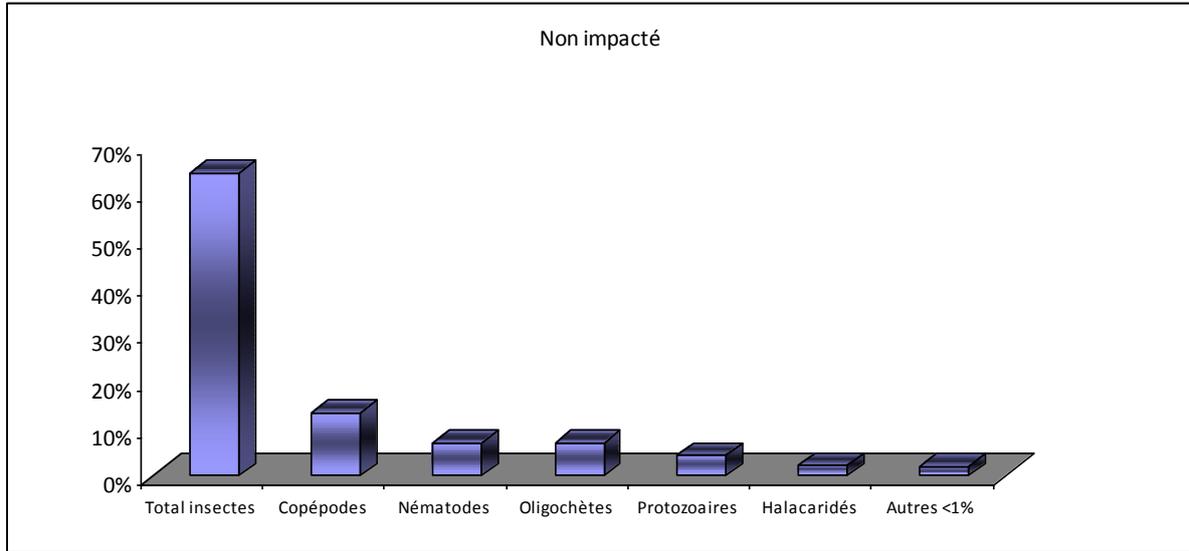
Les insectes, notamment les tipulidés et les chironomes, occupent une place prépondérante dans les sédiments des *Avicennia marina* impactés ou non impactés (respectivement 75 et 64%).

Viennent ensuite les groupes désignés comme majeurs d'après leurs abondances que sont les nématodes et les copépodes.

Ces trois groupes représentent 85 à 90% de la biomasse totale sur les deux sites.

Les points de différences en termes de biomasse, concernent l'importance des ostracodes dans la zone impactée (6,3%) et la présence des oligochètes (6,9%) et des halacaridés (2,5%) dans le milieu non impacté.



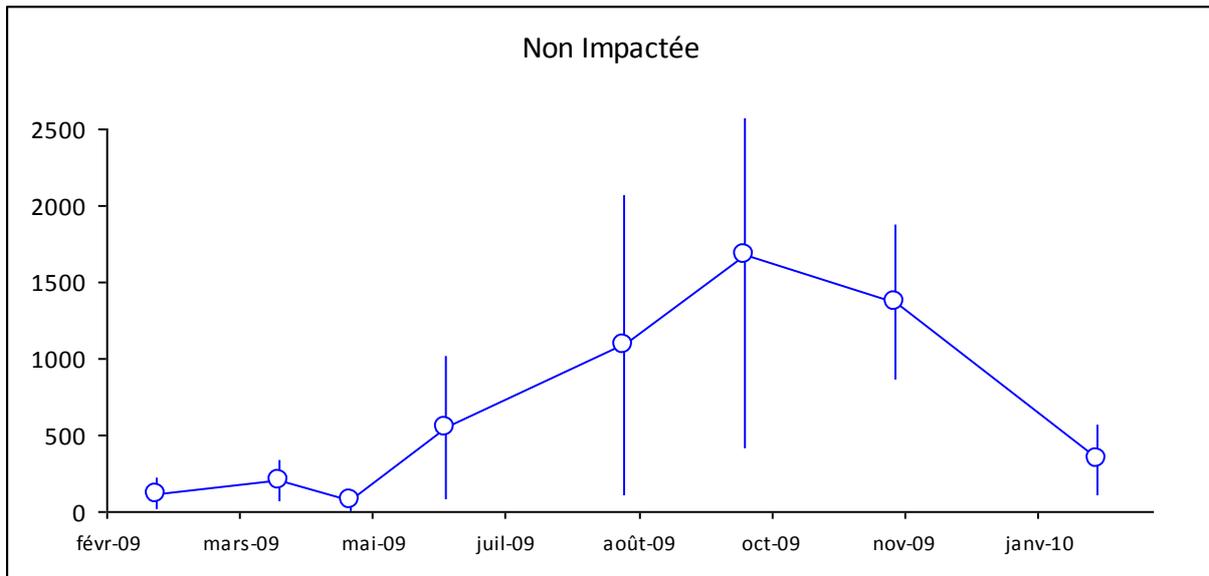


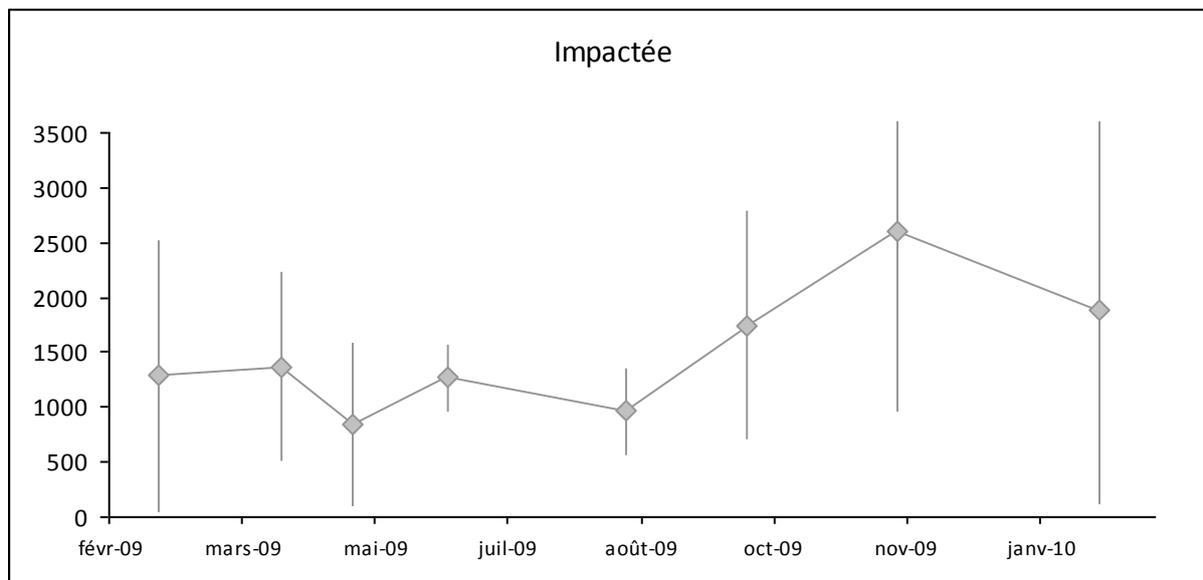
**Figure 24** Biomasses relatives (% biomasse totale) des assemblages de la méiofaune (40-1000  $\mu\text{m}$ ) observées lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (Moyenne de 5 zones).

Au niveau de l'ensemble de la méiofaune, la biomasse présente des évolutions sensiblement différentes sur les deux sites (Figure 25).

Dans la zone non impactée, les valeurs de BM sont basses et varient peu de février à mai. Elles augmentent ensuite régulièrement pour culminer en octobre puis décroissent jusqu'en janvier.

Dans le secteur impacté, les valeurs de BM sont faibles et varient guère de février à août. A partir de ce mois, elles croissent régulièrement jusqu'en novembre pour décliner légèrement en janvier.





**Figure 25 Evolution temporelle de la biomasse totale (exprimée en  $\mu\text{g}$  poids frais  $10\text{ cm}^{-2}$ ) de la méiofaune observée lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (M = moyenne de 5 zones, ET  $\pm$  écart-type).**

La BM ne donne pas une information suffisamment précise car la méiofaune ne constitue pas un groupe homogène. Le méiobenthos comprend plusieurs taxons dont il est intéressant de distinguer les évolutions saisonnières de biomasse qui ne sont pas nécessairement synchrones (Figures 26 et 27).

Dans la zone non impactée, les groupes méiofauniques présentent tous un maxima très bien défini :

- majoritairement en fin septembre (foraminifères, nématodes, chironomes, nii crustacés, divers insectes) ;
- en fin novembre (protozoaires, ostracodes, tipulidés) ;
- à la mi-août (copépodes, moins net pour les halacaridés).

On constate que les insectes (chironomes, tipulidés et autres insectes) pilotent l'évolution globale de BM du fait de leur importance pondérale individuelle.

Dans le site impacté, les profils d'évolution des biomasses des groupes de la méiofaune ne sont pas aussi clairement définis :

- les foraminifères, les chironomes, les nii crustacés voire les ostracodes exhibent un seul pic relativement net fin septembre ou fin novembre ;
- les copépodes, les halacaridés et les « divers insectes » montrent deux pics distincts ;
- les biomasses des nématodes, des protozoaires et des tipulidés présentent des fluctuations mais pas de pics distincts.

Malgré la moins bonne « définition » des pics dans le milieu impacté, il semble que les taxons présentent des maxima relativement synchrones (compte tenu du handicap du pas d'échantillonnage bi mensuel) sur les deux sites (nématodes et nii crustacés en fin septembre ; copépodes en mi-août ; ostracodes et tipulidés en fin novembre).

Effets des effluents crevetticoles sur la méiofaune de la mangrove

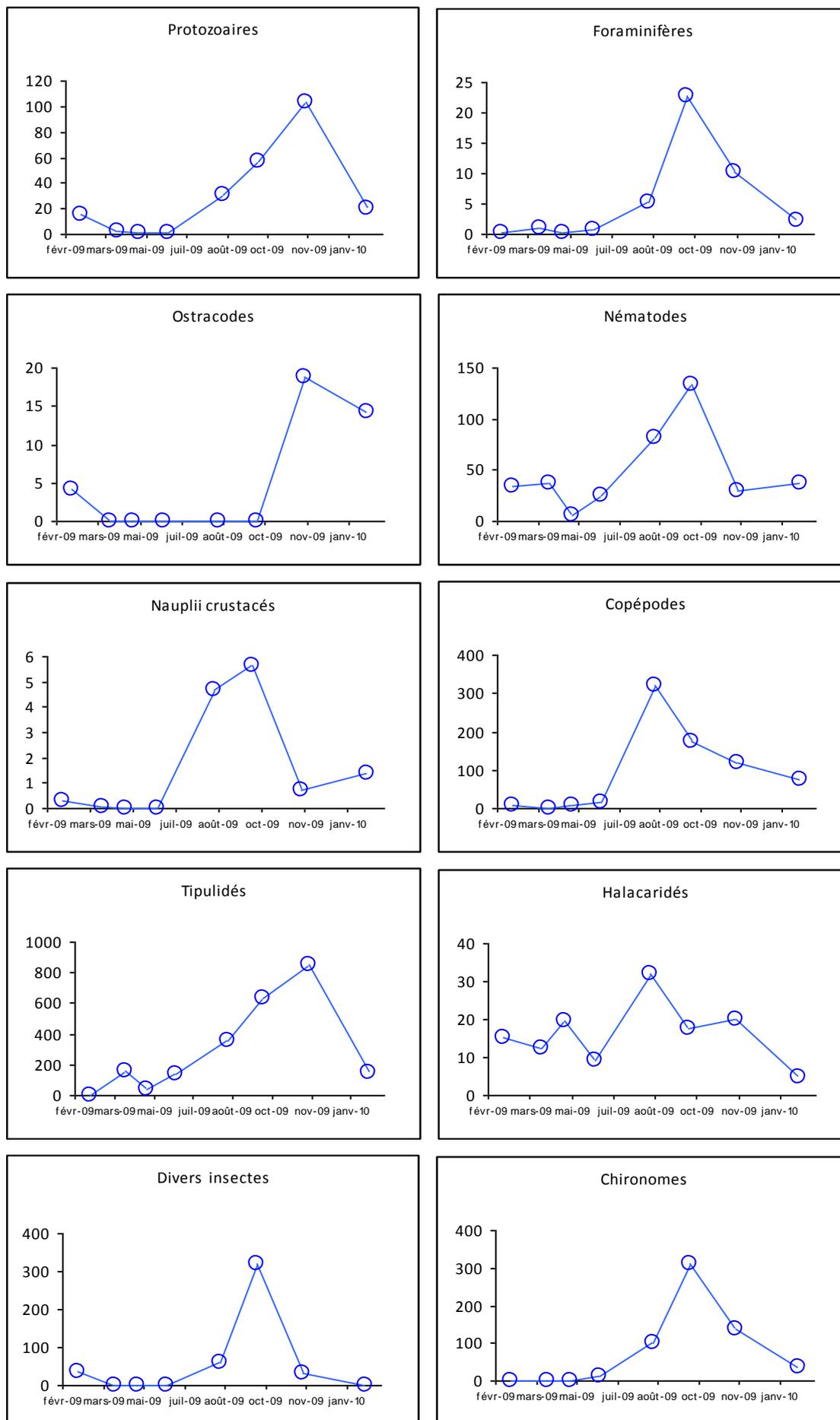
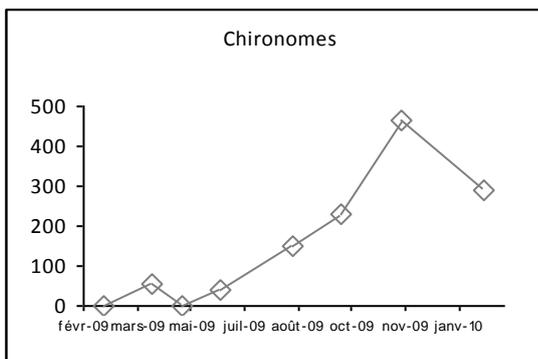
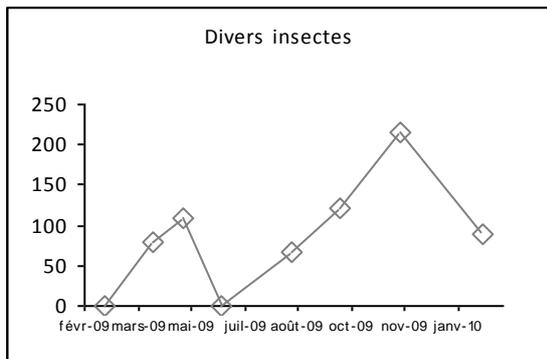
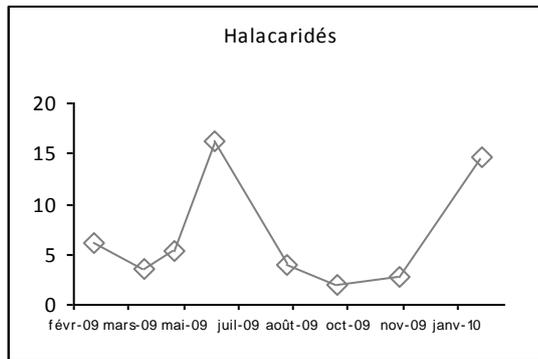
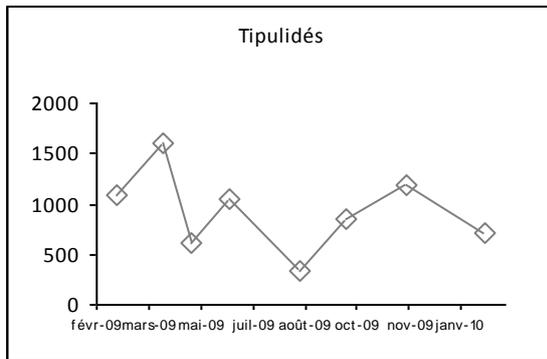
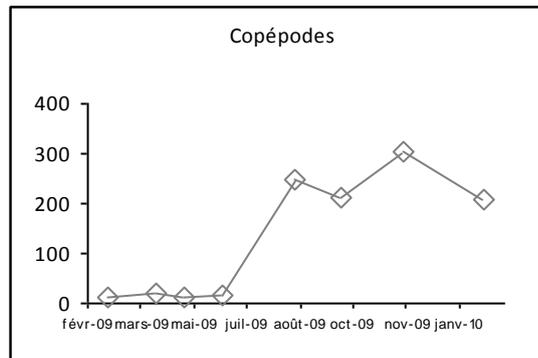
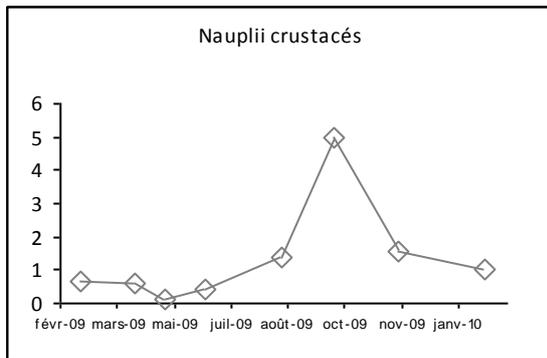
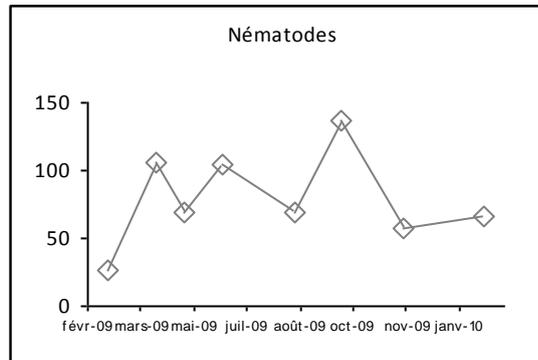
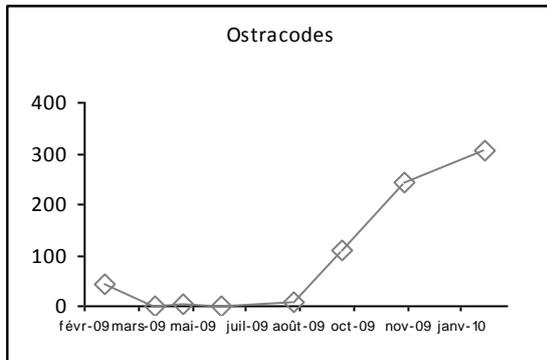
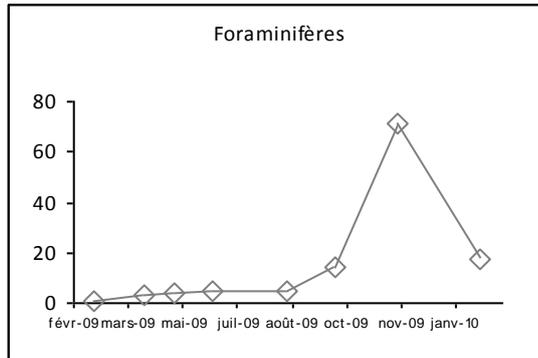
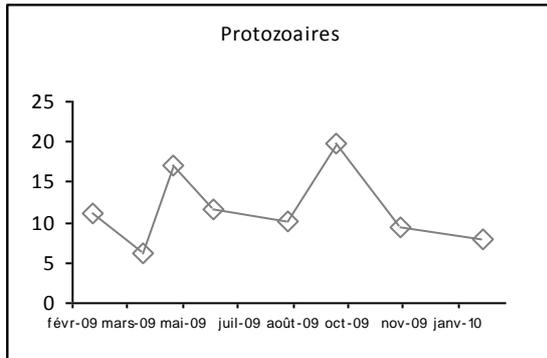


Figure 26 Evolution temporelle de la biomasse des principaux groupes de la méiofaune observés dans la zone à *Avicennia marina* de Port Ouenghi (non impactée) (exprimée en  $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$ , moyenne de 5 zones).

Effets des effluents crevetticoles sur la méiofaune de la mangrove



**Figure 27 Evolution temporelle de la biomasse des principaux groupes de la méiofaune observées dans la zone à *Avicennia marina* de la ferme FAO (impactée) (exprimée en  $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$ , moyenne de 5 zones).**

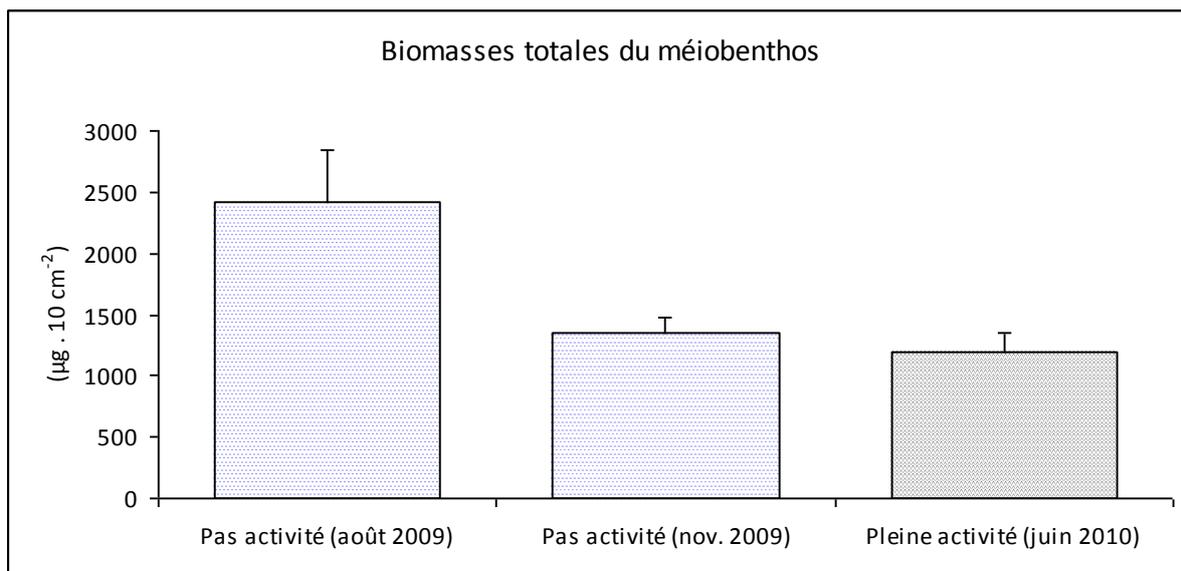
b) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)

i. Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)

Les biomasses globales estimées au cours des 3 cartographies présentent des différences notables ( $P=0,0029$ ) (Figure 28).

La biomasse totale du méiobenthos observée durant la cartographie n°1 réalisée en milieu de saison fraîche (août 2009) qui caractérise la mangrove deux mois environ après la fin du cycle n-1 est significativement plus forte que celles enregistrées au cours des mappings n°2 ( $p=0,0056$ ) et n°3 ( $p=0,0017$ ).

Les biomasses (poids frais) de la méiofaune totale répertoriées au cours de la cartographie n°2 de début saison chaude (novembre 2009) qui correspond à l'état de la mangrove un mois avant le démarrage de la production de la n°3 réalisée en début de saison fraîche (juin 2010) caractéristique d'un élevage fonctionnant à pleine charge, sont pratiquement égales ( $1352 \pm 129,71 \mu\text{g} \cdot 10\text{cm}^{-2}$  vs  $1191 \pm 153,328 \mu\text{g} \cdot 10\text{cm}^{-2}$  ;  $\pm \text{Err.Std}$ ).



**Figure 28 Biomasses totales du méiobenthos observées lors des trois cartographies réalisées dans la mangrove de la ferme FAO (en  $\mu\text{g} \cdot 10 \text{ cm}^{-2}$  ; moyenne  $\pm \text{Err.Std}$ ).**

L'importance de la grosse méiofaune qui ne représentait qu'une infime partie (1-6%) de l'abondance totale est révélée par l'approche biomasse.

Les animaux compris entre 250 et 1000  $\mu\text{m}$  représentent entre 33 à 81% de la biomasse totale du méiobenthos (Tableau 11).





Tableau 15 Biomasses totales exprimées en  $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$  de la méiofaune observées dans les 5 types de végétation échantillonnés lors des cartographies de la mangrove de FAO (impactée) (Biomasse  $\pm$  écart-type).

**Cartographie N°1 (Août 2009) Pas d'activité aquacole**

Biomasse ( $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$ )	Tanne	<i>Avicennia marina</i>	Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>	<i>Rhizophora spp.</i>	<i>Rhizophora</i> bord de mer
250<M<1000 $\mu\text{m}$	<b>1493</b> $\pm$ 1051,2	<b>1134</b> $\pm$ 561,3	<b>692</b> $\pm$ 573,4	<b>1271</b> $\pm$ 839,2	<b>2410</b> $\pm$ 4509,0
45<m<250 $\mu\text{m}$	<b>341</b> $\pm$ 281,6	<b>1117</b> $\pm$ 729,9	<b>676</b> $\pm$ 180,8	<b>776</b> $\pm$ 452,5	<b>985</b> $\pm$ 548,9
Ratio M:T	<b>81%</b> $\pm$ 78,9%	<b>50%</b> $\pm$ 43,5%	<b>51%</b> $\pm$ 76,0%	<b>62%</b> $\pm$ 65,0%	<b>71%</b> $\pm$ 89,1%
T	<b>1834</b> $\pm$ 1332,8	<b>2251</b> $\pm$ 1291,2	<b>1368</b> $\pm$ 754,2	<b>2047</b> $\pm$ 1291,7	<b>3395</b> $\pm$ 5057,9

**Cartographie N°2 (Novembre 2009) Pas d'activité aquacole**

Biomasse ( $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$ )	Tanne	<i>Avicennia marina</i>	Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>	<i>Rhizophora spp.</i>	<i>Rhizophora</i> bord de mer
250<M<1000 $\mu\text{m}$	<b>355</b> $\pm$ 189,1	<b>1030</b> $\pm$ 880,7	<b>753</b> $\pm$ 807,6	<b>331</b> $\pm$ 387,7	<b>1197</b> $\pm$ 699,3
45<m<250 $\mu\text{m}$	<b>170</b> $\pm$ 153,2	<b>605</b> $\pm$ 304,0	<b>655</b> $\pm$ 555,2	<b>676</b> $\pm$ 320,1	<b>1026</b> $\pm$ 502,4
Ratio M:T	<b>68%</b> $\pm$ 55,2%	<b>63%</b> $\pm$ 74,3%	<b>53%</b> $\pm$ 59,3%	<b>33%</b> $\pm$ 54,8%	<b>54%</b> $\pm$ 58,2%
T	<b>525</b> $\pm$ 342,2	<b>1635</b> $\pm$ 1184,7	<b>1408</b> $\pm$ 1362,8	<b>1007</b> $\pm$ 707,8	<b>2223</b> $\pm$ 1201,7

**Cartographie N°3 (Juin 2010) Pleine activité aquacole**

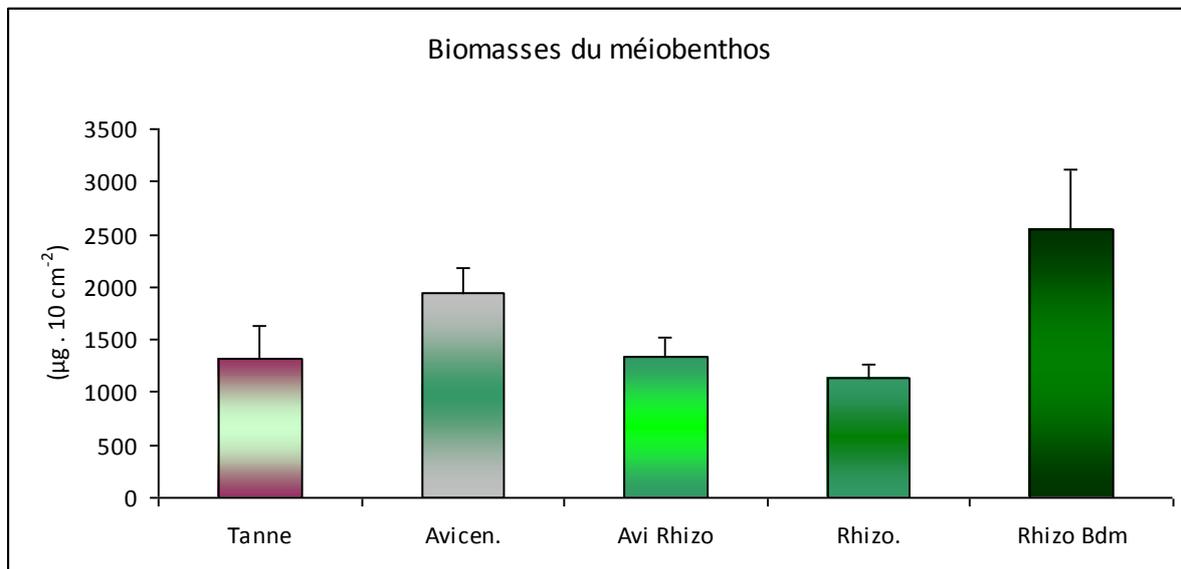
Biomasse ( $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$ )	Tanne	<i>Avicennia marina</i>	Mixte <i>Avicennia Rhizophora</i>	<i>Rhizophora spp.</i>	<i>Rhizophora</i> bord de mer
250<M<1000 $\mu\text{m}$	<b>604</b> $\pm$ 539,6	<b>1405</b> $\pm$ 1142,3	<b>955</b> $\pm$ 889,4	<b>182</b> $\pm$ 225,9	<b>956</b> $\pm$ 834,7
45<m<250 $\mu\text{m}$	<b>817</b> $\pm$ 1239,9	<b>514</b> $\pm$ 275,0	<b>305</b> $\pm$ 293,9	<b>302</b> $\pm$ 147,5	<b>707</b> $\pm$ 286,8
Ratio M:T	<b>42%</b> $\pm$ 30,3%	<b>73%</b> $\pm$ 80,6%	<b>76%</b> $\pm$ 75,2%	<b>38%</b> $\pm$ 60,5%	<b>58%</b> $\pm$ 74,4%
T	<b>1421</b> $\pm$ 1779,5	<b>1919</b> $\pm$ 1417,3	<b>1260</b> $\pm$ 1183,3	<b>485</b> $\pm$ 373,4	<b>1663</b> $\pm$ 1121,5

ii. Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove

Les cinq formations végétales répertoriées dans la mangrove de FAO abritent des biomasses méiofauniques significativement différentes ( $p=0,0214$ ).

On relève que :

- les sédiments des *Rhizophora spp.* de la lisière du bord de mer renferment les biomasses les plus fortes de méiobenthos suivis de ceux des *Avicennia marina* (Figure 29) ;
- les sols des *Rhizophora spp.* internes fournissent les charges les plus faibles de méiofaune ;
- les peuplements méiofauniques des tannes vifs et/ou herbeux à *S.quingueflora* ou mixtes à *Avicennia-Rhizophora* présentent des valeurs intermédiaires.



**Figure 29** Biomasses du méiobenthos dans les différentes formations végétales observées lors des trois cartographies (regroupées) réalisées dans la mangrove de la ferme FAO (en  $\mu\text{g} \cdot 10 \text{ m}^{-2}$  ; moyenne  $\pm$  Err.Std).

La prise en compte de la biomasse au lieu de la densité modifie la perception de l'importance des groupes de la méiofaune dans la mangrove où les nématodes sont majoritairement ultra dominateurs en termes d'abondance.

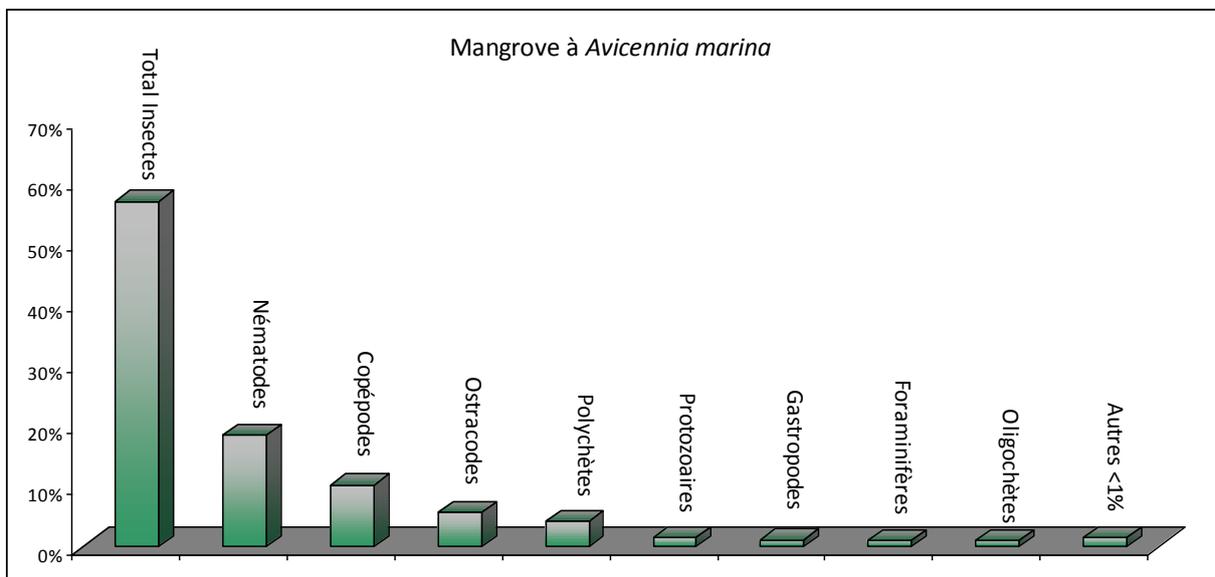
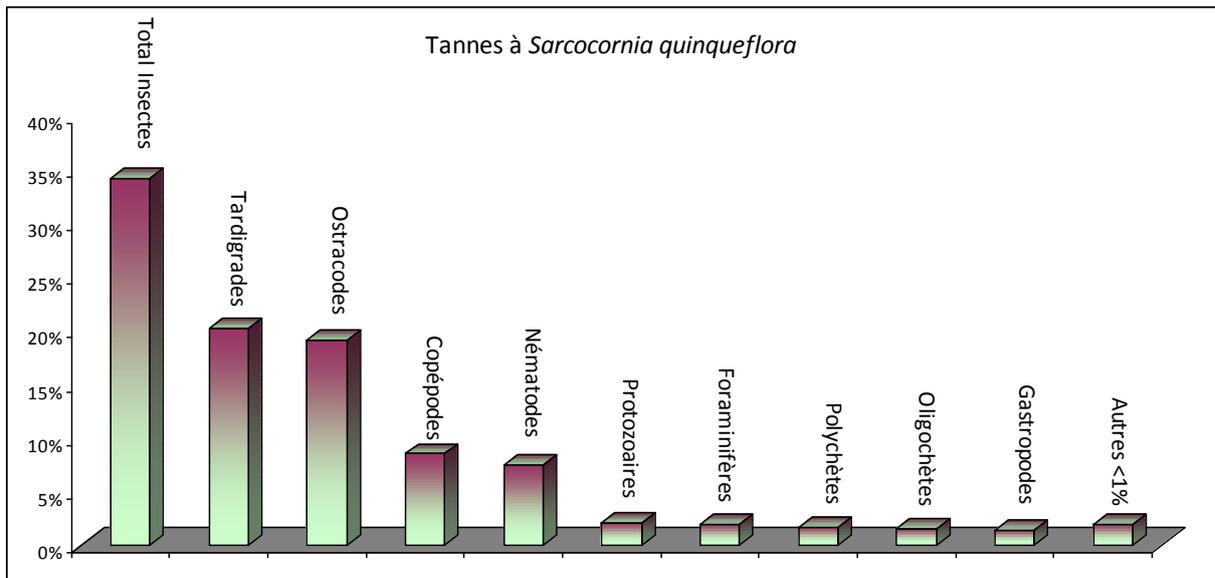
En termes de biomasse, les taxons les plus importants dans les sédiments de la mangrove de FAO sont les insectes (30%), les nématodes (23%), les annélides (19%), les copépodes (10%) et les ostracodes (6%).

L'analyse des biomasses relatives permet d'affiner les répartitions des différents taxons d'amont en aval des effluents de la ferme dans les divers couverts végétaux.

La distribution de ces derniers (tannes vifs ou herbeux, petits palétuviers blancs, mélange de palétuviers à échasses et blancs, palétuviers à échasses de l'intérieur, palétuviers à échasses du bord de mer) est largement influencée par la durée d'immersion par les marées.

Parmi les groupes du méiobenthos, on distingue :

- ceux dont les biomasses relatives diminuent d'amont en aval de la ferme comme les insectes (chironomidés, tipulidés et stratiomyidés) et les ostracodes ;
- ceux dont les biomasses relatives augmentent d'amont en aval tels les annélides (polychètes et oligochètes), les nématodes et les amphipodes;
- ceux dont les biomasses relatives demeurent relativement constantes tels que les copépodes (copépodites et *Nauplii* de crustacés), les foraminifères, les protozoaires, les gastropodes, les rotifères et les halacaridés ;
- les tardigrades inféodés majoritairement aux tannes ;
- les bivalves qui occupent préférentiellement le bord de mer.



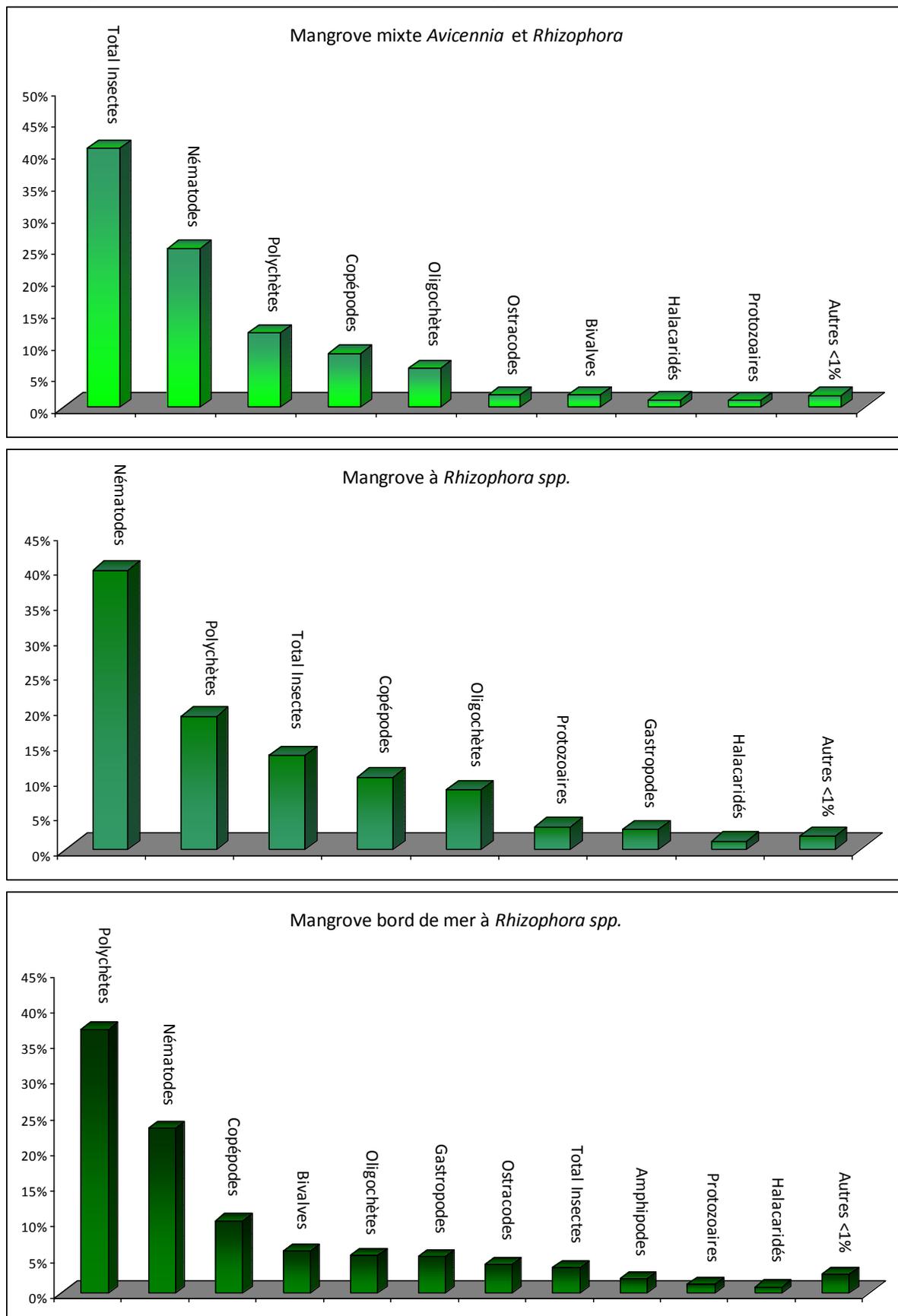


Figure 30 Biomasses relatives (% biomasse totale) des assemblages de la méiofaune (40-1000  $\mu$ m) observées dans les 5 types de végétation échantillonnés lors des cartographies de la mangrove de FAO (impactée).

## D. Estimations de la production annuelle de la méiofaune

### 1) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

Les valeurs moyennes de la production du méiobenthos sont significativement différentes d'un site à l'autre ( $p=0,0013$ ).

La production méiobenthique calculée lors du suivi est plus de deux fois forte dans la zone impactée ( $1,19 \pm 0,167 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  en moyenne) que dans le secteur non impacté ( $0,54 \pm 0,105 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  en moyenne) (Figure 31).

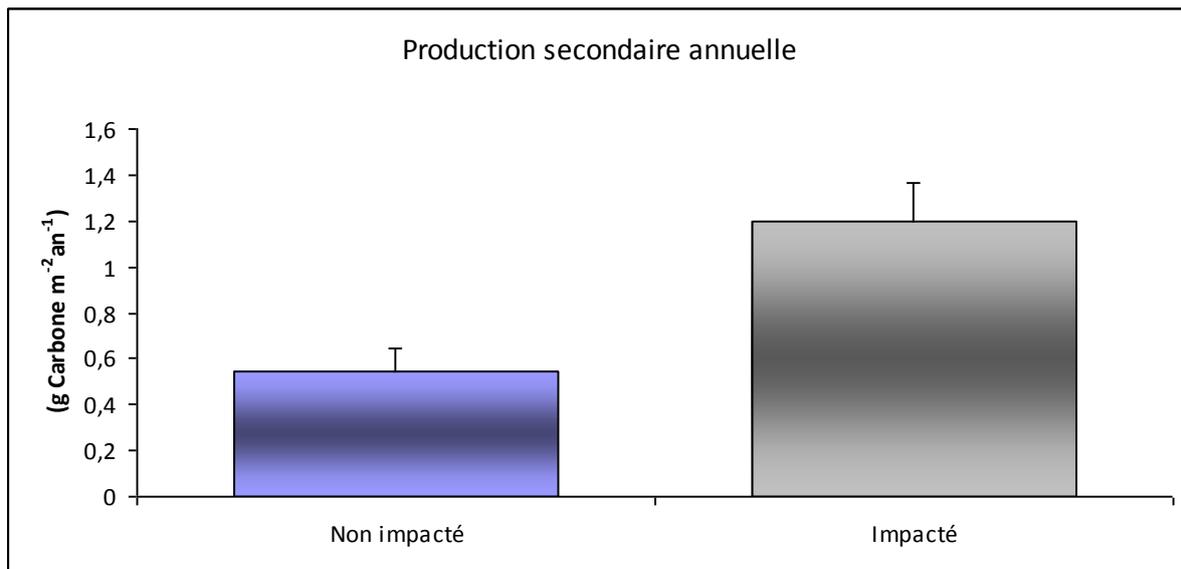


Figure 31 Estimations de la production annuelle du Méiobenthos des deux sites du suivi (exprimées en g carbone m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>; moyenne ± Err.Std).

### 2) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)

#### a) Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)

Les productions secondaires P:B estimées au cours des 3 cartographies présentent des différences notables ( $P=0,0028$ ) (Figure 32).

La production annuelle de la méiofaune estimée d'après la cartographie n°1 réalisée deux mois environ après la fin du cycle n-1 est significativement plus forte ( $1,705 \pm 0,333 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) que celles enregistrées au cours des mappings n°2 ( $p=0,0036$ ) et n°3 ( $p=0,0023$ ).

Les P:B calculées dans la mangrove un mois avant le démarrage de la production n et pendant l'élevage, extrapolées à un an sont tout à fait similaires ( $0,835 \pm 0,095$  vs  $0,784 \pm 0,114 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ).

On constate qu'avec une part d'environ 60 %, la grosse méiofaune ( $250 < M < 1000 \mu\text{m}$ ) est la fraction qui contribue le plus à la production annuelle secondaire benthique sur l'ensemble des données (mappings et formations végétales confondus).

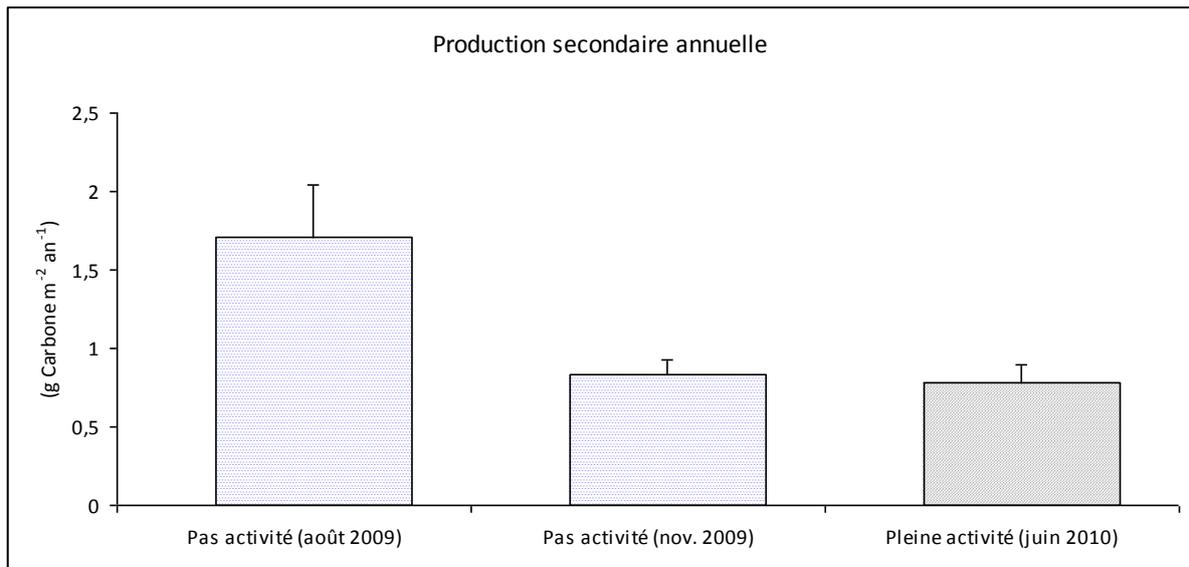


Figure 32 Estimations de la production annuelle du méiobenthos d'après les trois cartographies réalisées dans la mangrove de la ferme FAO (en g carbone m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> ; moyenne ± Err.Std).

b) Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove

La production secondaire annuelle est significativement différente dans les cinq formations végétales de la mangrove de FAO ( $p < 0,0001$ ).

On note que :

- La forêt à *Rhizophora spp.* située au milieu de la mangrove est la zone la moins productive ( $0,391 \pm 0,060$  g Carbone m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>)
- Les sédiments des formations des *Rhizophora spp.* du bord de mer ( $1,212 \pm 0,159$  g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) et des *Avicennia marina* ( $1,238 \pm 0,233$  g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) soutiennent les productions les plus fortes (Figure 33) ;
- les tannes vifs et/ou herbeux à *S. quinqueflora* ( $0,733 \pm 0,274$  g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) et mixtes à *Avicennia-Rhizophora* ( $0,883 \pm 0,162$  g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) supportent des productions équivalentes intermédiaires entre les trois précédentes.

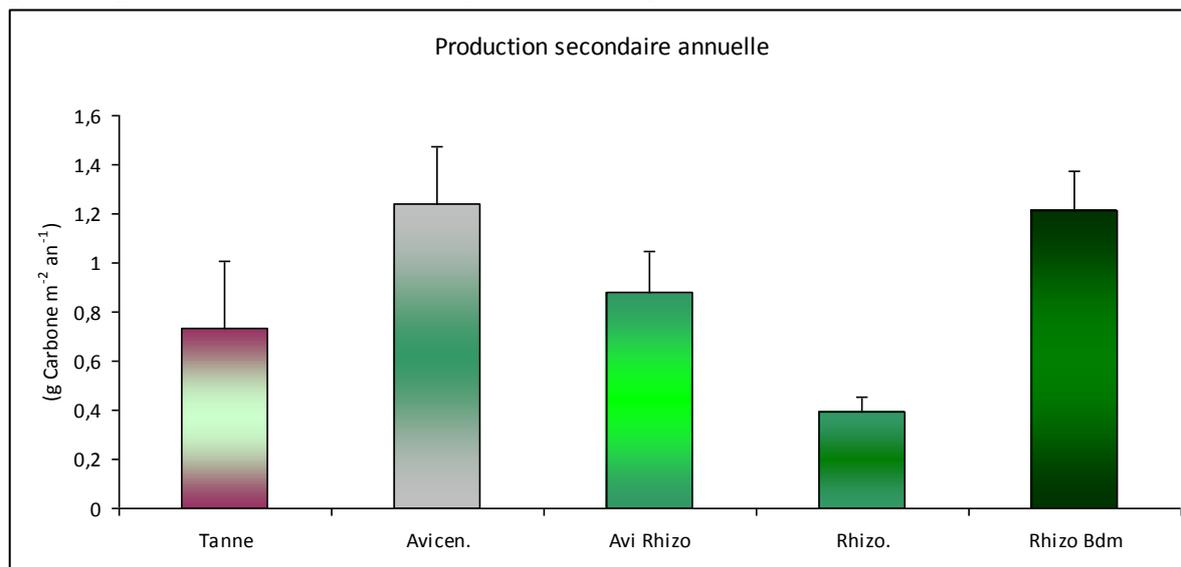


Figure 33 Estimation de la production annuelle du méiobenthos dans les différentes formations végétales d'après les deux cartographies (nov. 2009, juin 2010) réalisées dans la mangrove de la ferme FAO (en g carbone m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>; moyenne ± Err.Std).

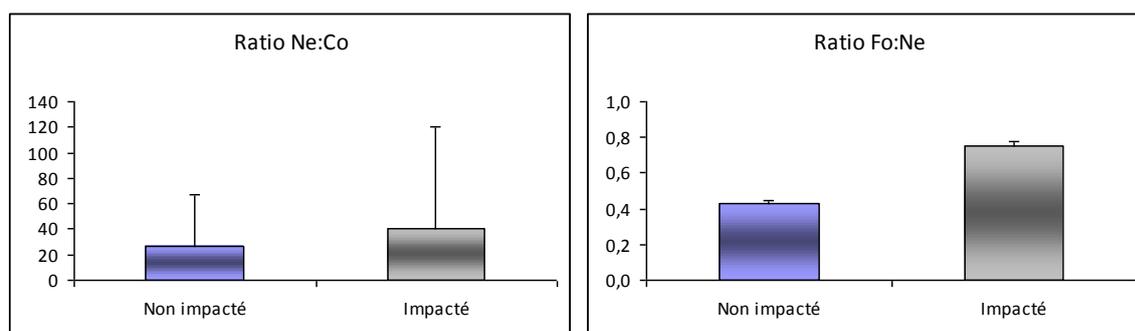
## E. Indicateurs écologiques

Les ratios Nématodes/Copépodes (Ne/Co) et Foraminifères/Nématodes (For/ Ne) sont considérés comme des indicateurs écologiques dont les valeurs augmentent respectivement avec la pollution organique (Raffaelli & Mason, 1981 ; Sutherland et al., 2007) et les conditions anoxiques prolongées (Moodley et al., 1997).

### 1) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

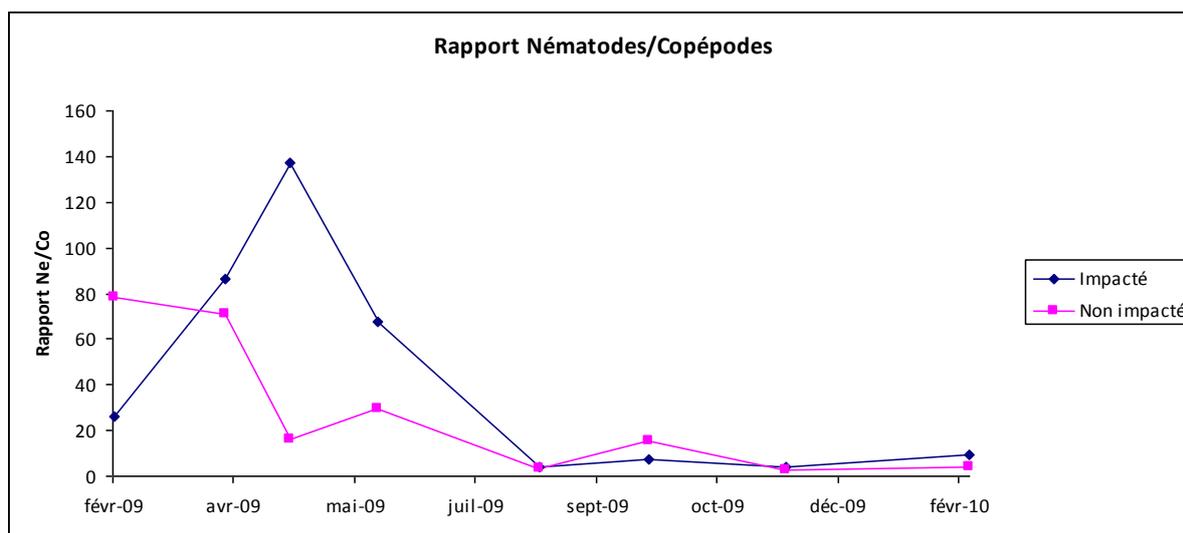
Le ratios Ne/Co oscille de  $40,5 \pm 80,0$  Dev.Stand. (impacté) à  $27,0 \pm 40,0$  (non impacté). Le ratio For/Ne varie de  $0,43 \pm 0,016$  (non impacté) à  $0,75 \pm 0,027$  (impacté).

Les ratios Nématodes/Copépodes et Foraminifères/Nématodes calculés lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) ne sont pas significativement différents ( $p=0,3633$  et  $p= 0,1045$ ) bien que respectivement plus élevés dans le milieu impacté (Figure 34).



**Figure 34 Ratios Nématodes/Copépodes et Foraminifères/Nématodes calculés lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (moyenne ± Err.Std).**

Les évolutions temporelles de ce rapport sont sensiblement différentes sur les deux zones exposée et de référence (Figure 35). Les valeurs les plus fortes s’observent sur la période février à mai 2009 pour les deux milieux avec toutefois un maximum centré sur début mai pour la zone exposée aux rejets. Ne/Co s’effondre à partir d’août 2009 et demeure faible jusqu’en février 2010.

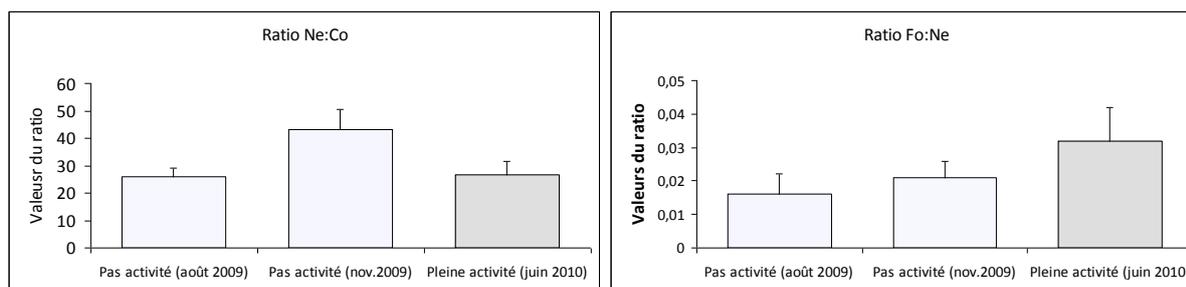


**Figure 35 Variations temporelles du rapport Ne/Co sur les sites impacté et non impacté par les rejets aquacoles.**

## 2) Ampleur et portée géographique de l’effet des effluents (Etude de Gradient)

### a) Effet de l’activité de la ferme (Etude Avant/Après)

Le ratio Nématodes/Copépodes calculé sur l’ensemble des formations végétales de la mangrove est significativement plus élevé pour le mapping n°2 (pas d’activité). Les ratios Foraminifères/Nématodes calculés sur l’ensemble des formations végétales de la mangrove ne sont pas significativement différents pour les 3 mappings (Figure 36).



**Figure 36 Ratios Nématodes/Copépodes et Foraminifères/Nématodes calculés au cours des 3 cartographies réalisées dans la mangrove de FAO. (moyenne  $\pm$  Err.Std).**

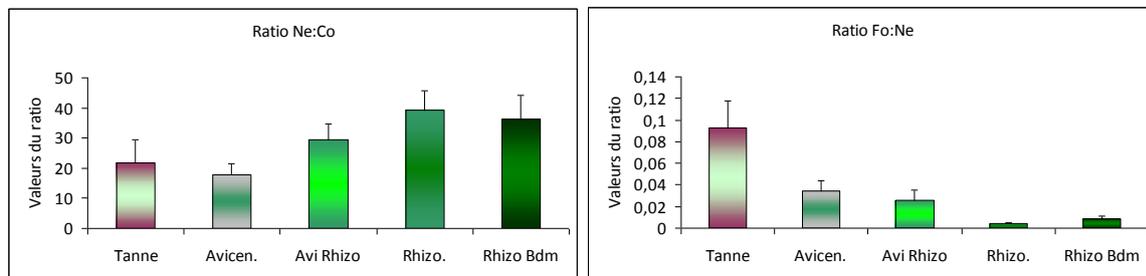
b) *Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove*

Le ratios Ne:Co oscille de  $17,7 \pm 3,77$  (*Avicennia marina*) à  $39,22 \pm 6,36$  (*Rhizophora spp.*).

Le ratio Fo:Ne varie de  $0,004 \pm 0,001$  (*Rhizophora spp.*) à  $0,09 \pm 0,025$  (tannes).

Le ratio Nématodes/Copépodes est plus élevé dans les *Rhizophora spp.* que dans les autres zones. La différence n'est significative qu'avec la formation à *Avicennia marina* ( $p=0,0366$ ).

Le ratio Foraminifères/Nématodes est significativement différent ( $p<0,0001$ ) dans les différentes couvertures végétales. Les tannes présentent les valeurs les plus fortes et les *Rhizophora spp.* les plus faibles (Figure 37).



**Figure 37 Ratios Nématodes/Copépodes et Foraminifères/Nématodes calculés dans les 5 types de végétations de la mangrove de FAO (moyenne  $\pm$  Err.Std).**

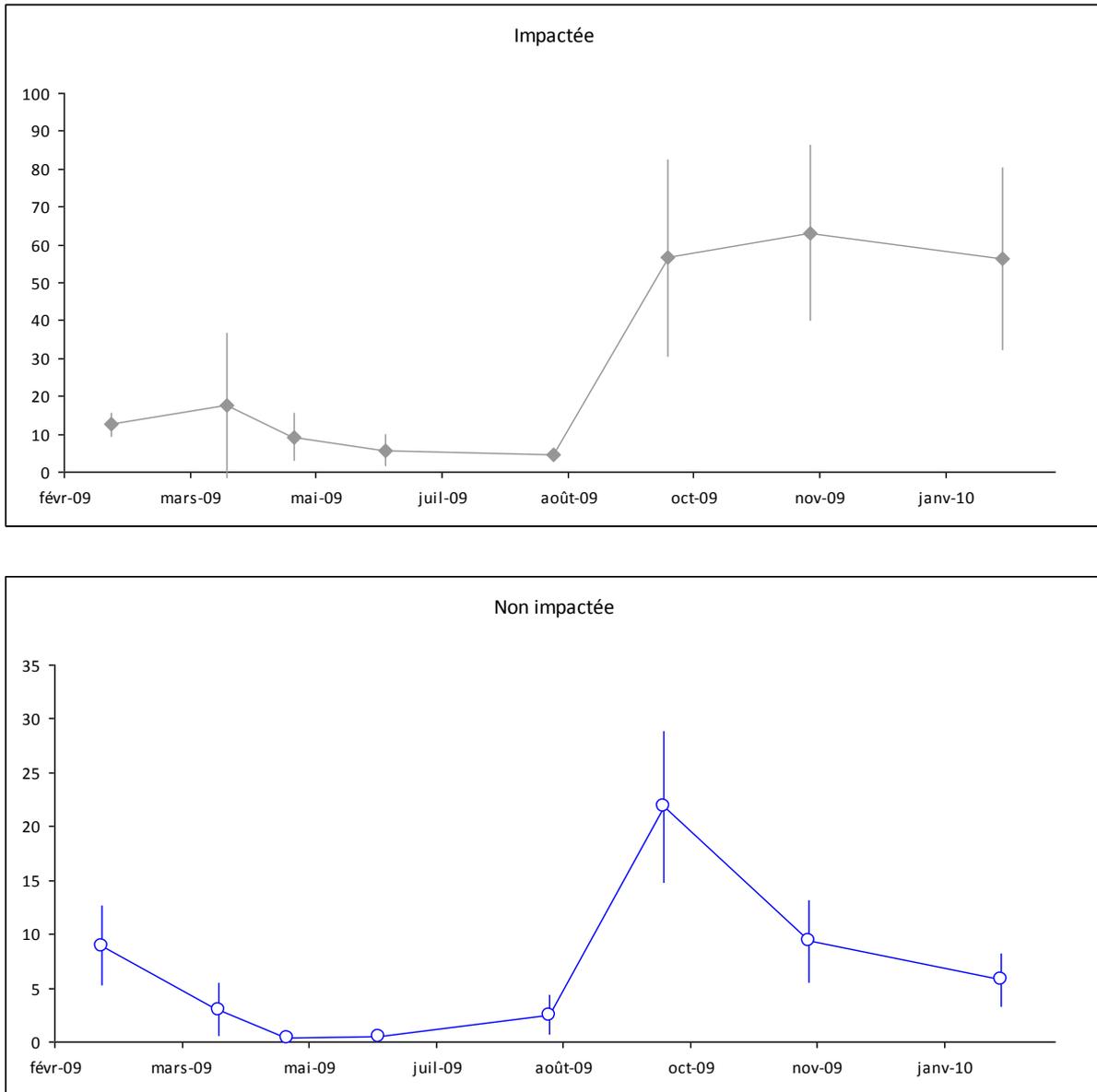
## F. Pression de broutage exercée par le Méiobenthos sur le Microphytobenthos

### 1) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

Le modèle de l'activité de « grazing » basé sur le Carbone appliqué à la méiofaune totale fournit des estimations des taux de consommation potentielle journalière qui varient de  $4,7 \pm 1,72$  (août 2009) à  $63,1 \pm 23,36$   $\text{mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$  (novembre 2009) pour la zone impactée et de  $0,3 \pm 0,14$  (mai 2009) à  $21,9 \pm 7,11$   $\text{mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$  (septembre 2009).

a) *Evolution temporelle taux maximum d'ingestion potentiel journalier I<sub>max</sub>*

Le taux maximum d'ingestion potentiel journalier  $I_{\text{max}}$  de la méiofaune totale est significativement plus élevé ( $p<0,0001$ ) dans la zone à *Avicennia marina* impactée ( $30,4 \pm 5,74$   $\text{mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ ) que dans celle qui ne l'est pas ( $6,9 \pm 1,30$   $\text{mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ ) (Figure 38).



**Figure 38** Evolution temporelle du taux maximum d'ingestion potentiel journalier de la méiofaune totale observée lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (exprimé en mg C m<sup>-2</sup> jour<sup>-1</sup>).

*b) Contributions relatives des différentes taxons au I<sub>max</sub>*

Les nématodes, les copépodes, les protozoaires, les *Nauplii* de crustacés et les foraminifères sont les taxons qui contribuent le plus au taux maximum d'ingestion potentiel journalier de la méiofaune totale dans les deux stations à *Avicennia*.

Les nématodes sont les premiers contributeurs du I<sub>max</sub> dans les zones impactée (78,9 ± E.T 14,6 %) et non impactée (66,3 ± E.T 24,1 %). Viennent ensuite les copépodes (incluant les *Nii*) qui représentent 9,3 ± E.T 6,6 % et 11,8 ± E.T 7,1 % du I<sub>max</sub> respectivement dans les zones impactée et non impactée (Figure 39).

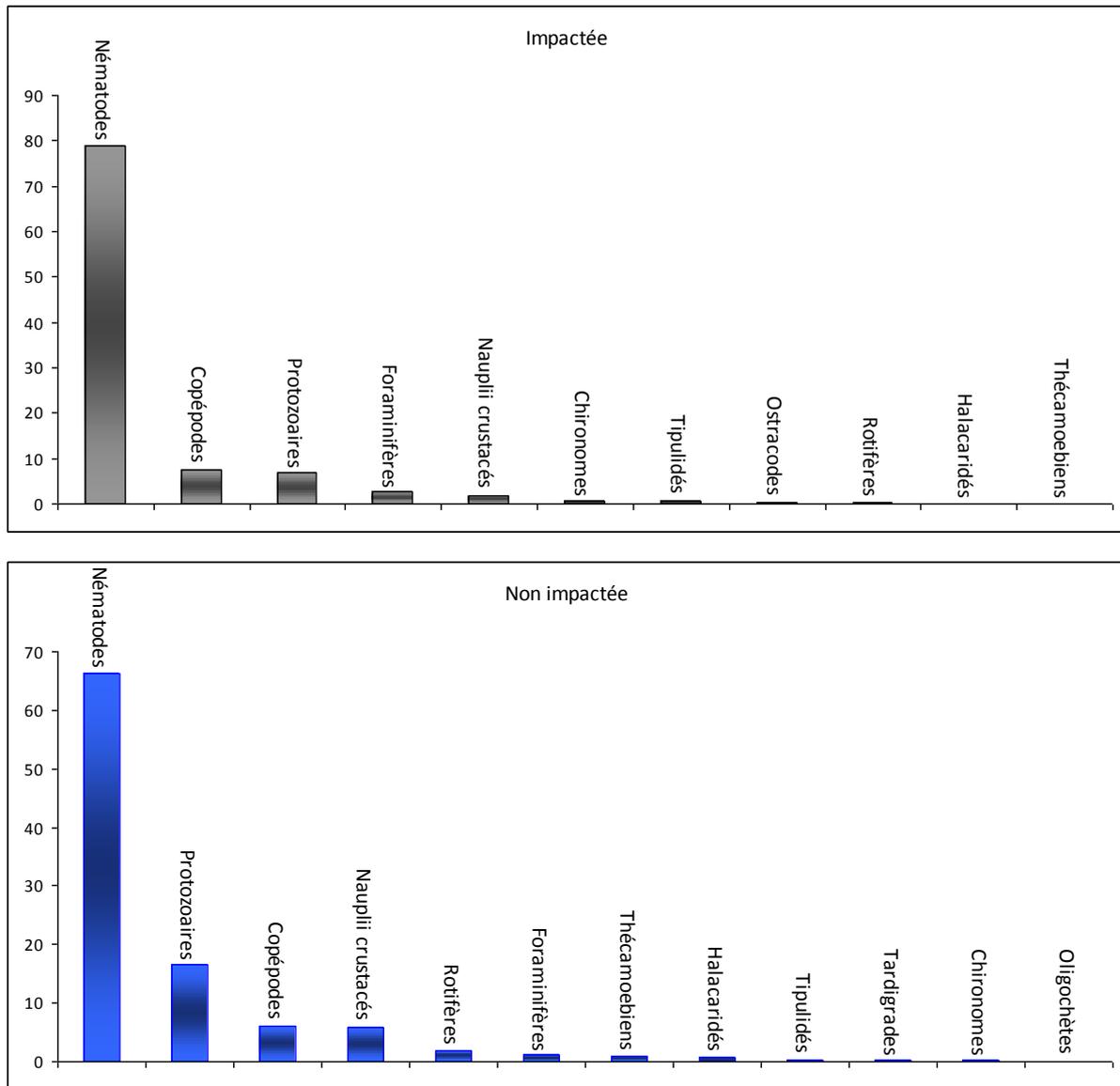


Figure 39 Contribution relative des différents groupes au taux maximum d'ingestion potentiel de la méiofaune totale observée lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (exprimée en %)

c) Pourcentage du stock de MPB brouté par la méiofaune totale

Le pourcentage de la biomasse microphytobenthique brouté par la méiofaune totale évolue de manière relativement similaire sur les deux sites recevant ou non des effluents de la ferme FAO.

La proportion de microphytobenthos MPB broutée par la méiofaune totale est importante au cours des mois de février à avril 2009. Elle décline de mai à août 2009. Elle est maximale de septembre 2009 à fin janvier 2010 (Figure 40).

En moyenne, la part de MPB broutée par la méiofaune est significativement plus élevée ( $p=0,0414$ ) sur le site impacté ( $34,0 \pm 0,5\%$ ) que non impacté ( $21,4 \pm 3,2\%$ ).

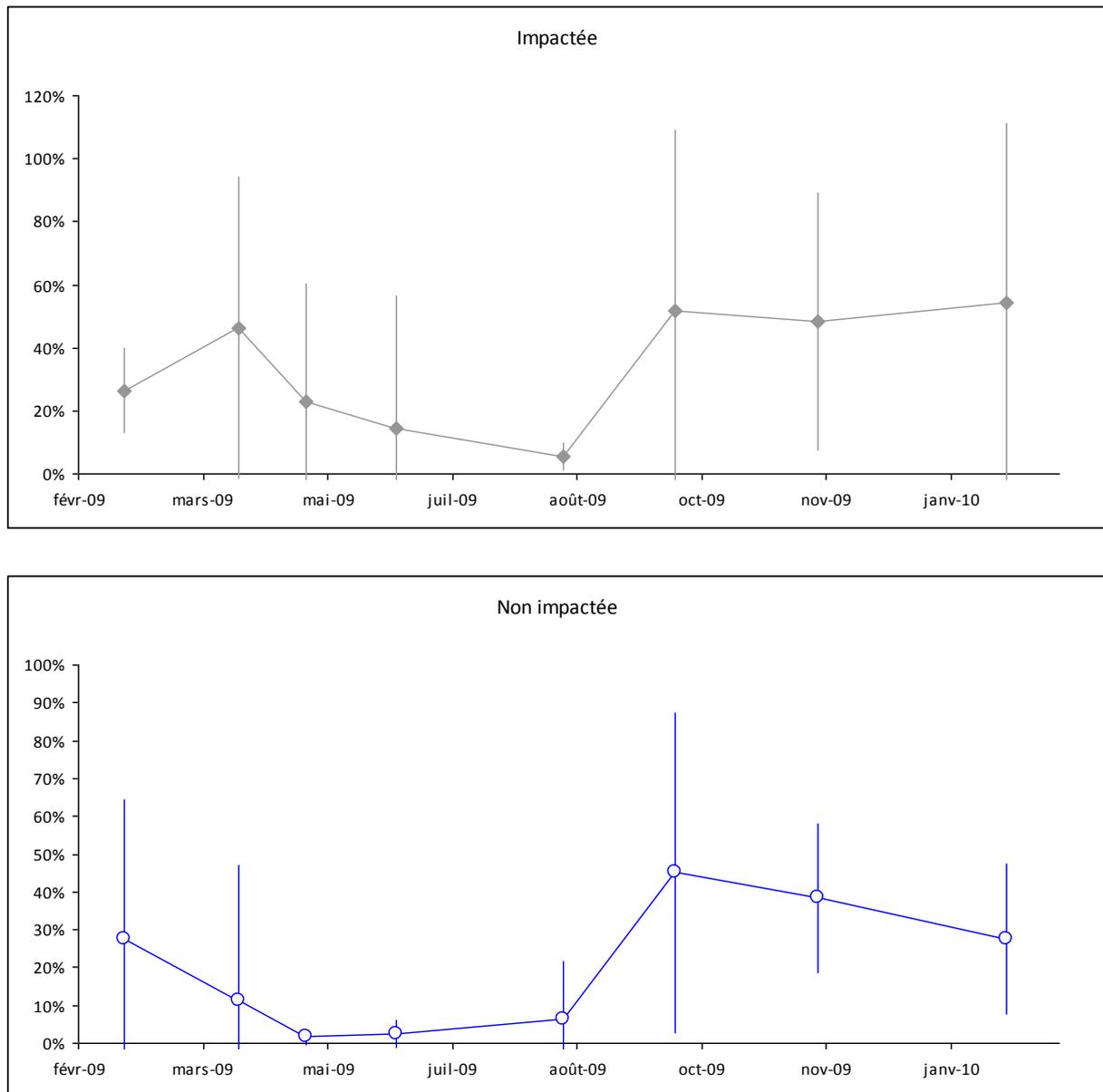


Figure 40 Evolution temporelle du pourcentage de la biomasse microphytobenthique broutée par la méiofaune totale observée lors des suivis comparatifs des stations à *Avicennia marina* de FAO (impactée) et Port Ouenghi (non impactée) (exprimée en %).

## 2) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)

### a) Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)

On constate (Figure 41) que le taux maximum d'ingestion potentiel journalier  $I_{\max}$  de la méiofaune totale est significativement plus élevé ( $p < 0,0001$ ) sur la période précédant le démarrage de l'activité ( $73,4 \pm 7,51 \text{ mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$  : mapping n°2 de novembre 2009) qu'en pleine production de la ferme ( $10,3 \pm 1,66 \text{ mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$  : mapping n°3 juin 2010).

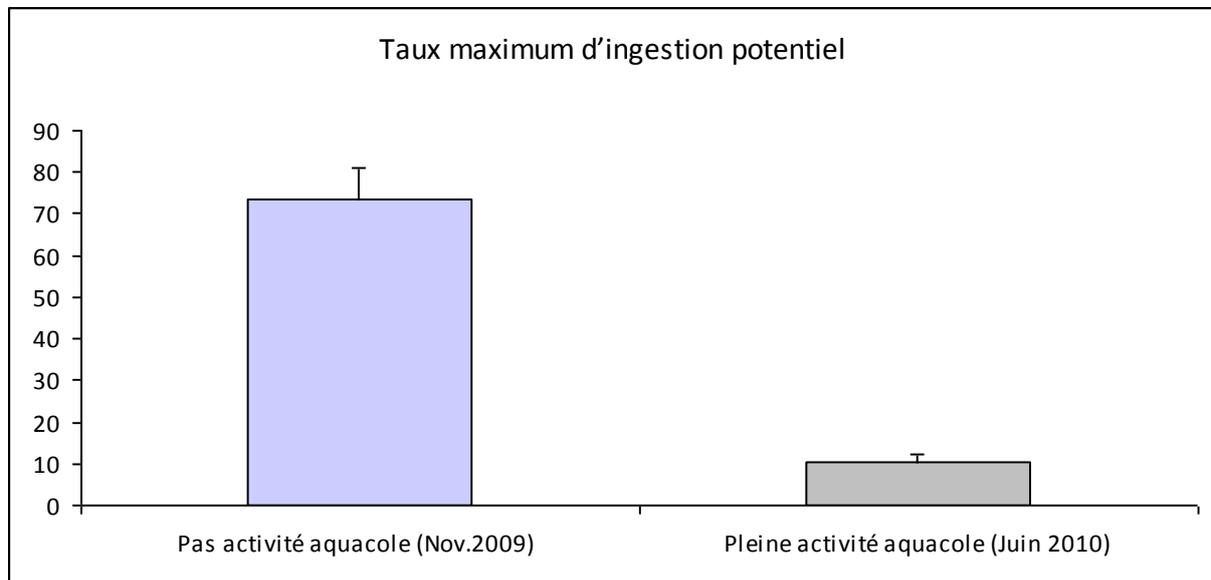
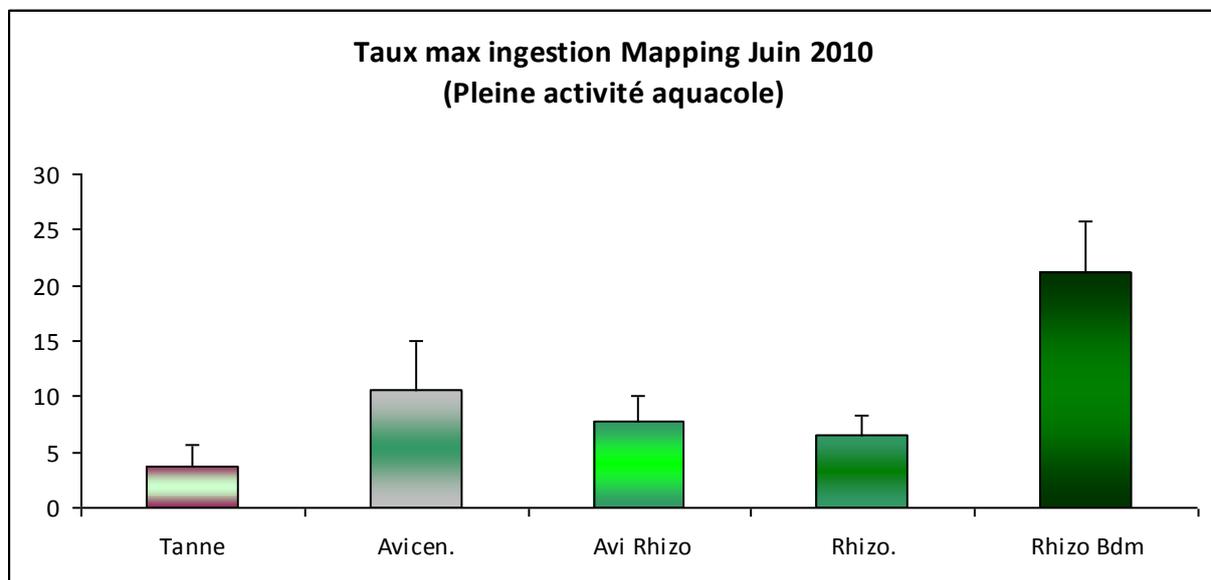
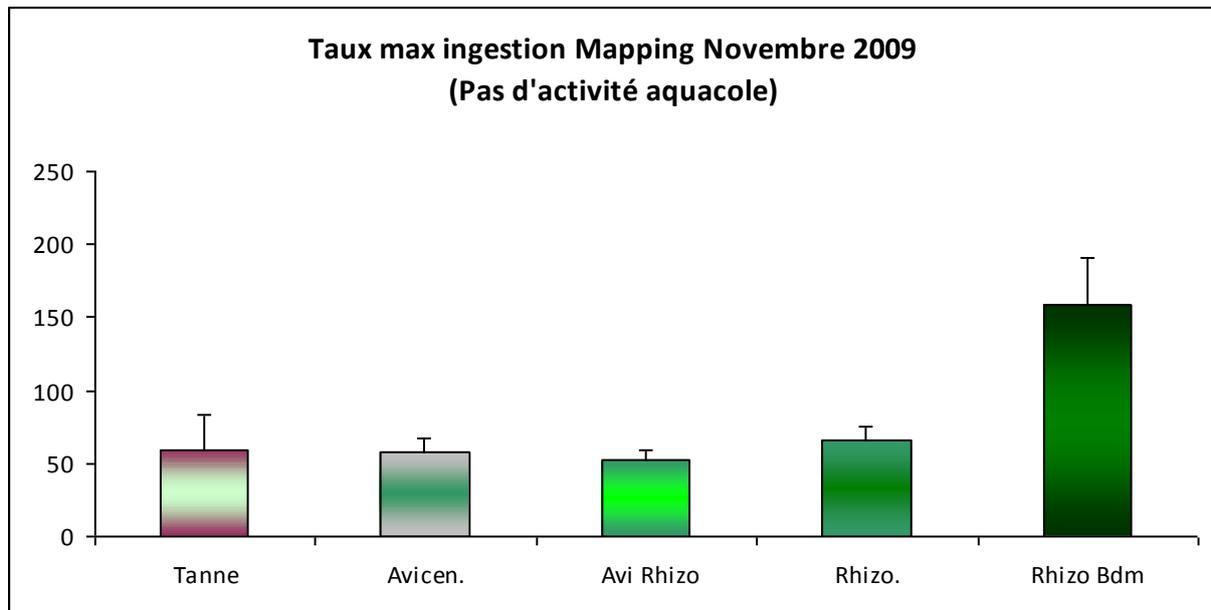


Figure 41 Taux maximum d'ingestion potentiel journalier de la méiofaune totale observés au cours des deux cartographies (exprimé en  $\text{mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$  ; moyenne  $\pm$  Err.Std)

b) *Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove*

Les valeurs du taux maximum d'ingestion potentiel journalier de la méiofaune sont significativement plus fortes ( $p=0,0006$  ;  $p=0,0042$ ) dans la zone à *Rhizophora spp.* du bord de mer pour les deux cartographies réalisées avant le démarrage de la ferme ( $I_{\max}= 158,6 \pm 32,49 \text{ mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ ) et en pleine production ( $I_{\max}= 21,1 \pm 4,66 \text{ mg C m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ ).

Elles sont sensiblement égales dans les 4 autres types de végétation retenus avec des valeurs de  $I_{\max}$  de 3 à 4 fois plus faibles que celles estimées dans les palétuviers situés en bordure de lagon (Figure 42).



**Figure 42 Taux maximum d'ingestion potentiel journalier de la méiofaune dans les différents types de végétation observés au cours des deux cartographies (exprimé en mg C m<sup>-2</sup> jour<sup>-1</sup> ; moyenne ± Err.Std)**

Les taxons qui impriment la pression de grazing la plus forte sont les mêmes pour les deux cartographies. Il s'agit des nématodes, des protozoaires, des copépodes et des foraminifères (Figure 43).

Les nématodes sont les premiers contributeurs du  $I_{max}$  dans tous les types de végétation (58,1 à 94,2%).

Les tardigrades et les diptères ainsi que les polychètes peuvent jouer un rôle non négligeable spécifiquement dans les tannes et les *Rhizophora spp.* du bord de mer.

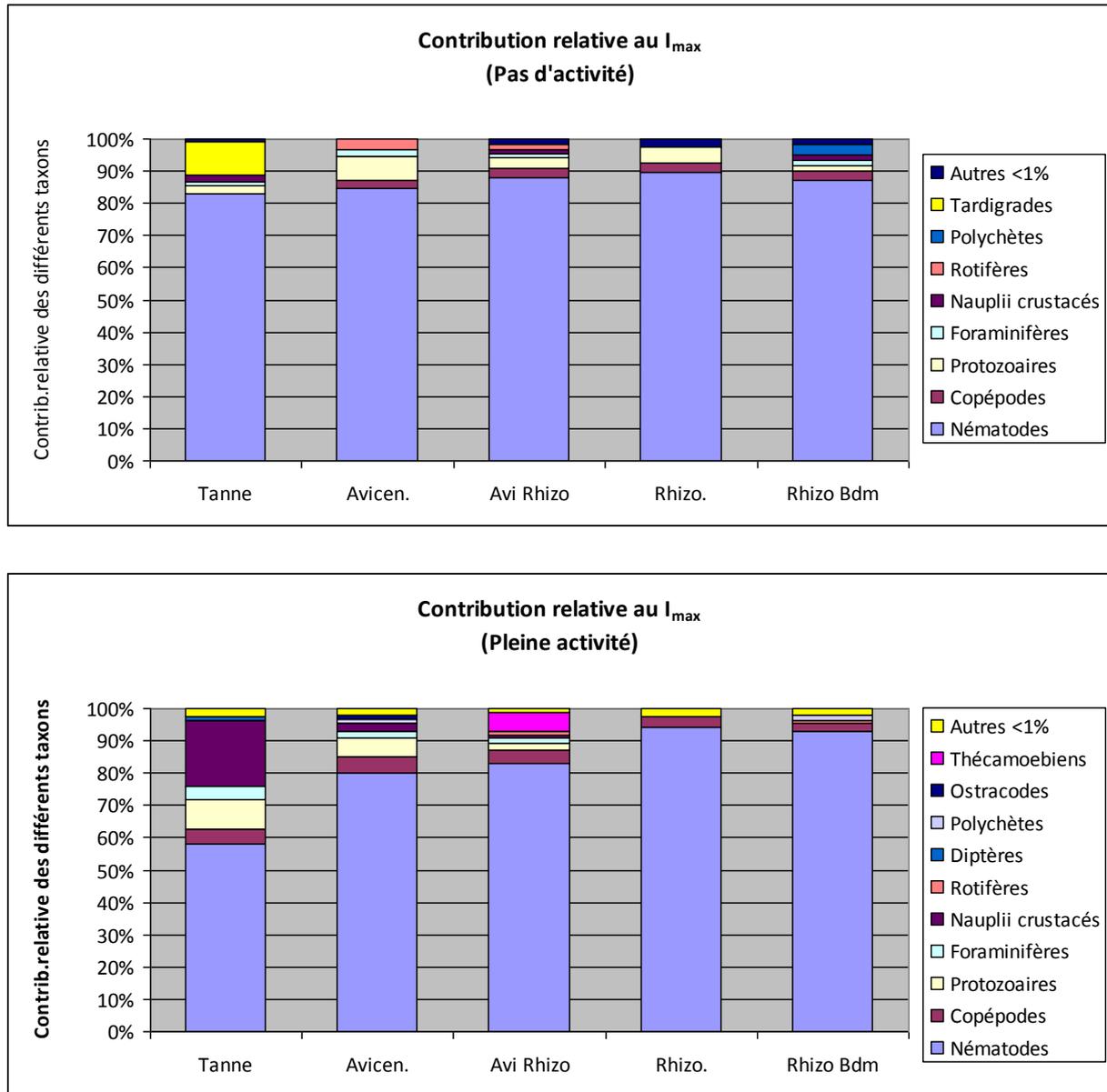


Figure 43 Contribution relative des différents groupes au taux maximum d'ingestion potentiel de la méiofaune totale dans les différents types de végétation observés au cours des deux cartographies de novembre 2009 (pas d'activité) et juin 2010 (pleine activité) (exprimée en %).

## V. Discussion

### A. Vue d'ensemble

Pour exposer nos résultats, nous avons choisi une présentation qui s'apparente au format d'une ESEE (Etude du Suivi des Effets sur l'Environnement) du type de celui mis au point pour le suivi des effluents de nature organique rejetés par les usines de pâtes et papier au Canada (Environnement Canada, 2005 a et b ; 2010).

En effet dans ce type de programme, les invertébrés benthiques jouent un rôle majeur comme principaux organismes indicateurs des milieux récepteurs aussi divers que l'eau

douce, les estuaires, le milieu marin et les marais (Environnement Canada, 2008 ; Teissier et al., 2009).

Le niveau de résolution taxinomique minimum utilisé pour les études de suivi est la famille. Il peut néanmoins varier d'une étape à l'autre, des niveaux plus fins (genre, espèce) étant requis pour détecter des effets environnementaux plus subtils.

A la différence des ESEE sus citées, le degré de détermination taxinomique de nos échantillons de méiofaune (grands groupes), limite nos interprétations et ne nous permet pas de calculer l'indice de régularité (de Simpson), la richesse des taxons et l'indice de Bray-Curtis.

C'est pour pallier à cette insuffisance taxinomique que nous avons considéré divers paramètres qui peuvent livrer des informations additionnelles utiles tels que la biomasse, le microphytobenthos, la production secondaire et le grazing ainsi que différencié la méiofaune 40-250 et 250-1000  $\mu\text{m}$ . De plus une attention particulière a été portée aux taxons de la méiofaune dits « rares » qui même considérés à un niveau taxinomique peu poussé peuvent se révéler très informatifs (Bianchelli et al., 2010 ; Pusceddu et al., 2011).

Les analyses de l'abondance complétée par celle de la biomasse des organismes benthiques marins fournissent un indicateur sensible des changements de la composition de la communauté benthique (Warwick, 1986). Ainsi, dans les échantillons marins, la distribution de la biomasse permet de séparer les trois principaux groupes fonctionnels d'organismes benthiques, soit la microfaune (organismes vivant à la surface des particules de sédiments), la méiofaune (organismes occupant les espaces interstitiels) et la macrofaune (organismes fouisseurs et épifaune) (Schwinghamer, 1981, 1983). Comme ces trois groupes d'organismes présentent des modes de reproduction, des rythmes métaboliques, des adaptations environnementales et des cycles vitaux différents, ils réagissent différemment aux perturbations de l'habitat (Thomassin et al., 1976 ; Castel et al., 1989 ; Austen & Widdicombe, 2006) . Cette particularité peut devenir fort importante dans les habitats infralittoraux, où l'abondance peut être faible mais les individus de grande taille. Toutefois, la mesure précise de la biomasse peut être fastidieuse et difficile (Crisp, 1984).

La comparaison des données environnementales et biologiques dans les sites de contrôle et d'impact doit permettre de déceler les impacts sur la vie aquatique et benthique, de déterminer quels sont les agents stressants et renseigner sur les tendances temporelles et spatiales. Cependant, il existe de très nombreux facteurs potentiels pouvant déterminer la distribution et l'abondance de la méiofaune (Hicks & Coull, 1983 ; Heip et al., 1985 ; Higgins & Thiel, 1988 ; Giere, 1993).

De sorte que le choix de la zone de référence et du plan d'étude (gradient ou référence-exposition) revêt une grande importance afin de ne pas attribuer au site impacté un effet de la ferme qui proviendrait en fait de ses caractéristiques physico-chimique propres.

Nous avons opté pour une double approche. Un suivi temporel de type contrôle-impact (C-I) dans un type de végétation ciblée : les *Avicennia marina* afin de respecter au mieux le fait que dans une étude C-I les sites de référence et d'exposition doivent présenter des caractéristiques physiques et biologiques les plus proches possibles (Environnement Canada, 2003).

Une analyse spatiale par « mapping » de type gradient pour suivre l'ampleur de l'effet des effluents dans les différentes franges végétales réparties d'amont en aval des sorties de bassins dans deux situations extrêmes : arrêt ou pleine production de la ferme.

## B. Le microphytobenthos

La teneur sédimentaire en chlorophylle<sub>a</sub> ou microphytobenthos (MPB) a été prise en compte en considérant qu'elle pouvait jouer important sur l'abondance et la biomasse (Chapman & Tolhurst, 2007), la composition taxonomique (Pusceddu et al., 2011) ou la structure (Gyedu-Ababio et al., 1999) des peuplements méiofauniques.

De manière complémentaire, les teneurs sédimentaires en phytopigments constituent à elles seules de bons descripteurs de la qualité environnementale et les concentrations en phéopigments en particulier sont connues pour répondre à différentes pressions aquacoles (Dell'arno et al., 2002).

### 1) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

Au vu des teneurs en N et P ainsi que des volumes des effluents aquacoles, on pourrait s'attendre logiquement à un enrichissement organique résultant du milieu récepteur et par voie de conséquence à des valeurs plus fortes du MPB dans la zone impactée vs contrôle.

Toutefois, la littérature révèle que l'effet est loin d'être systématique et dépend des sites et du type de l'activité aquacole. Il est à noter qu'aucune étude ne s'est intéressée au cas de la crevetticulture.

Ainsi, Vezzulli et al., (2008) observent des teneurs plus faibles de MPB dans les sédiments impactés par les cages de grossissement du thon rouge que dans le milieu témoin.

Tandis que Danovaro et al., (2004) rapportent des valeurs similaires de MPB dans les zones impactée et de référence d'un élevage mytilicole.

Enfin, Danovaro et al., (2003b) relèvent une augmentation importante du MPB dans les milieux sous influence des élevages de moules et de poissons.

C'est ce dernier scénario attendu qui est observé dans le milieu récepteur de la ferme de FAO.

**Dans cette étude on constate que les rejets relatifs aux 25 années d'exploitation de la ferme FAO ont conduit à un triplement des valeurs du microphytobenthos dans la zone à *Avicennia marina* de la mangrove (Figure 6).**

### 2) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)

#### a) Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)

Mazzola et al., (1999) relèvent que les teneurs en MPB augmentent rapidement peu après l'installation d'une nouvelle activité aquacole. Mazzola et al., (2000) notent des valeurs plus fortes pendant la durée d'exploitation sur le site piscicole impacté vs témoin. Ils font remarquer que peu de temps après la cessation d'activité les concentrations du MPB diminuent sur la zone des rejets et se retrouvent rapidement au niveau du contrôle. De part ces observations on pouvait s'attendre à des variations importantes de la teneur sédimentaire en MPB en relation avec l'activité de la ferme. Et notamment en relation avec ce qui précède, un dopage du MPB au cours de la période d'émission des rejets était attendu.

Au contraire, on note qu'il y a deux fois plus de MPB pendant l'arrêt de l'exploitation (novembre) que pendant la phase d'exploitation (juin) de la ferme (Figure 7) en moyenne sur toute la surface de la mangrove.

On pourrait alors supposer un effet d'inhibition « physique » des effluents sur le développement du microphytobenthos dans les sédiments de la zone d'exposition.

L'évolution temporelle du MPB (Figure 6) nous révèle qu'en juin (début saison fraîche) les teneurs sont basses alors qu'en novembre (début saison chaude) elles sont élevées et ce dans les zones à *Avicennia marina* exposée et de référence et illustre un facteur confondant : la saison.

*A posteriori*, il faut admettre que la combinaison choisie pour les dates de mappings et d'activité n'est pas pertinente pour interpréter les variations du MPB. Puisque d'une part, on associe une période naturelle défavorable (juin) au MPB à une période d'activité intense de rejets *a priori* propice à son développement et d'autre part une saison bénéfique au développement du MBP (novembre) à l'arrêt de l'élevage privant le MPB de ses sources de nutriments.

Il n'y a pas donc contradiction avec ce qui précède. Sur le L.T, il y a un effet cumulatif des rejets qui « engraisent » le MPB. Sur le C.T, à l'échelle temporelle de l'élevage, l'impact des effluents est plus subtil et peut être contrebalancé par l'effet saisonnier.

**A l'échelle temporelle de l'élevage, l'influence saisonnière (température) masque l'effet des effluents sur le développement du microphytobenthos.**

*b) Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove*

L'effet d'une source ponctuelle d'effluent s'estompe généralement progressivement à mesure que l'on s'éloigne de celle-ci (Environnement Canada, 2005).

L'effet attendu est donc celui d'une dissipation graduelle des rejets de la zone des tannes à celle des *Rhizophora* spp. du bord de mer.

On constate que les teneurs en MPB sont significativement différentes dans les différentes formations végétales de la mangrove impactée. Mais les teneurs sédimentaires de MPB ne diminuent pas graduellement de la terre vers la mer (figure 9).

On pourrait supposer que les rejets ne dépassent pas le stade des *Avicennia* qui enregistrent les teneurs les plus fortes en MPB. Il faudrait vérifier cette hypothèse en considérant des mesures de MPB dans les différentes formations végétales au cours d'une étude C/I complémentaire.

Cependant, les photos aériennes de certaines fermes en pleine activité situées dans une configuration similaire (surface de mangrove réceptrice réduite) révèlent sans ambiguïté que le panache des effluents peut traverser la frange de la mangrove réceptrice pour atteindre le lagon.

De sorte que nous faisons l'hypothèse que chaque formation végétale abrite des conditions plus ou moins propices au développement du MPB qui viennent masquer un éventuel effet de gradient des effluents.

Les valeurs les plus fortes sont enregistrées dans les *Avicennia*. De sorte que le choix de la strate des *Avicennia marina* intrinsèquement la plus riche semble *a posteriori* le plus pertinent pour mettre en évidence des différences de teneurs sédimentaires en  $Chl_a$ .

**On n'observe pas d'effet de gradient des rejets crevetticoles sur le microphytobenthos à travers les différentes formations végétales de la mangrove.**

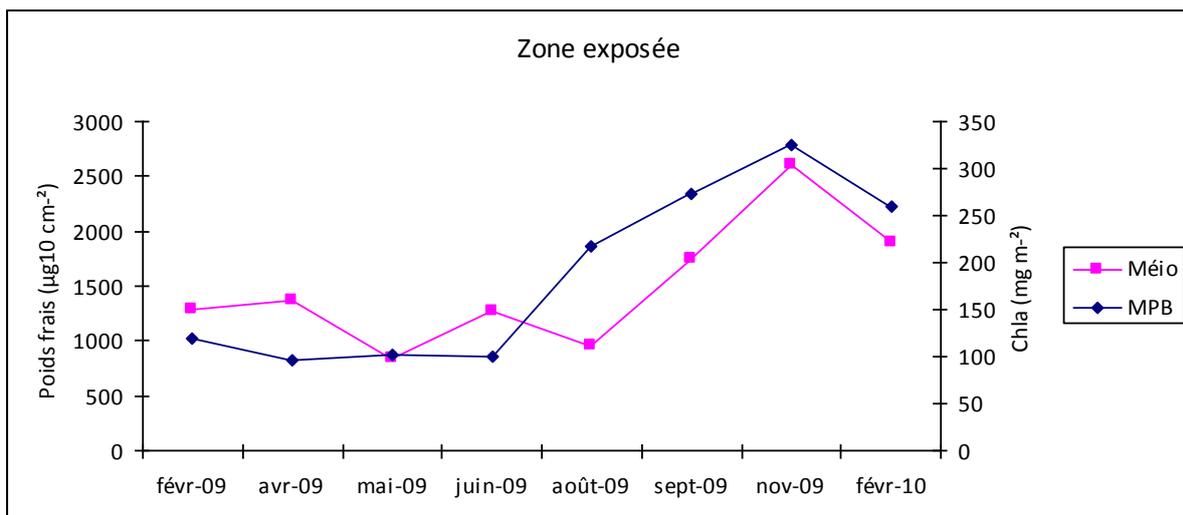
### 3) Y-a-t-il un « bottom up control » du MPB sur la méiofaune?

Il est important de savoir si le MPB est/ou peut devenir limitant pour le développement de la méiofaune. Dans cette hypothèse, la méiofaune perdrait de sa pertinence pour détecter les effets des effluents qui interviendraient de manière indirecte sur celle-ci. Il faudrait alors interpréter les répercussions des effets des effluents associés à ceux des paramètres environnementaux agissant sur le MPB, pour comprendre les fluctuations des communautés benthiques.

#### a) Covariabilité ou interaction trophique du microphytobenthos et de la méiofaune ?

Les interactions trophiques sont complexes entre les différents compartiments benthiques tels que la qualité de la matière organique (glucides, protéines, lipides, microphytobenthos), la méiofaune, les bactéries et les protozoaires (Danovaro et al., 2000 ; Vezzulli et al., 2003).

Dans les milieux estuariens tropicaux, les marais ou la mangrove, l'abondance de la méiofaune est le plus souvent positivement corrélée à la densité microphytobenthique (Dye, 1983a ; Montagna et al., 1983 ; Hodda & Nicholas, 1985 ; Alongi, 1987a; Ansari et al., 1993). Dans les sites ouverts exposés aux effluents aquacoles, les résultats sont plus contradictoires (Mirto et al., 2007). La Rosa et al., (2001) observent que les biomasses méiofaunique et microphytobenthique augmentent de manière synchrone en réponse à l'enrichissement sédimentaire en sels nutritifs sous une cage à poissons. Au contraire, Vezzulli et al., (2003) rapportent que l'abondance de la méiofaune n'est ni corrélée à celle du microphytobenthos ni à celle des bactéries dans les sédiments recevant les rejets d'une ferme piscicole.



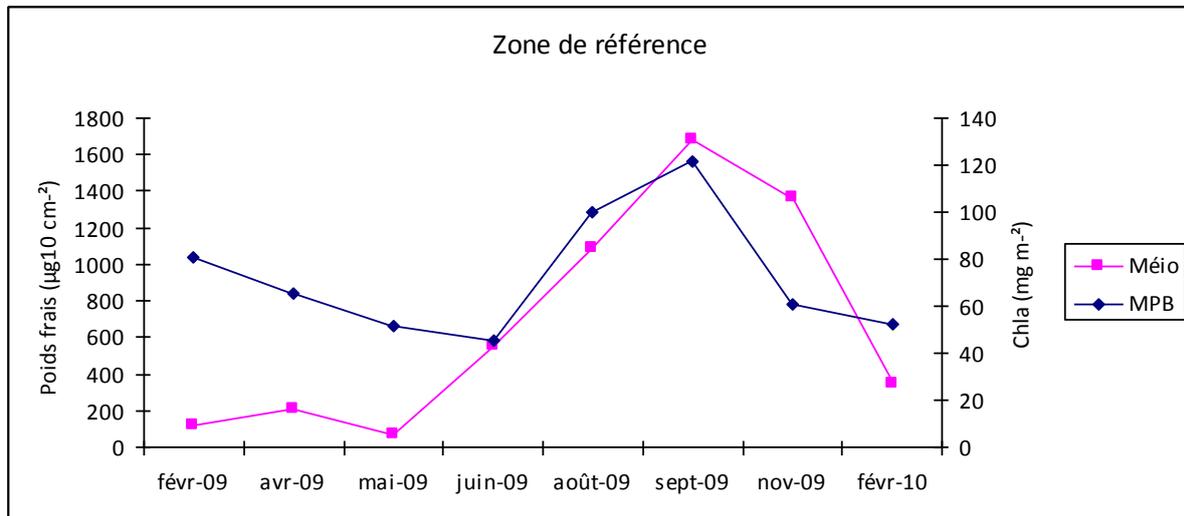


Figure 44 Evolution temporelle des biomasses de la méiofaune et du microphytobenthos sur les zones exposée et de référence (*Avicennia marina*).

Dans notre étude, on relève que les stocks de la méiofaune et du microphytobenthos évoluent conjointement dans les sites impacté et non impacté (Figure 44) sans pouvoir toutefois établir de corrélation entre les deux compartiments (Ansari et al., 1993 ; Gyedu-Ababio et al., 1999).

Si l'on superpose les figures 38 et 44, on constate que les variations temporelles du « grazing » évoluent de manière synchrone avec les biomasses de la méiofaune et du microphytobenthos. Ce qui signifie que la prédation exercée par la méiofaune n'est pas suffisante pour épuiser le microphytobenthos qui ne constitue donc pas quantitativement une ressource limitante pour celle-ci (Blanchard, 1991).

Dans le cadre d'une ESEE, on privilégiera donc la saison chaude pendant laquelle la méiofaune et le microphytobenthos sont les plus abondants pour réaliser les échantillonnages.

**Les biomasses du microphytobenthos et du méiobenthos covarient sous l'effet des mêmes paramètres environnementaux en fonction de la saison dans la formation des *Avicennia marina* considérée. Le microphytobenthos ne constitue pas une ressource limitante pour la méiofaune et ne restreint pas la pertinence de celle-ci comme détecteur d'impact organique.**

#### b) Qualité nutritionnelle du MPB pour la méiofaune

Alors que les biomasses méiofauniques sont identiques (Figure 28) pendant les périodes d'arrêt (novembre) et de fonctionnement (juin), le grazing  $I_{max}$  (Figure 41) et le microphytobenthos (Figure 7) diffèrent d'un facteur 7 et 2 respectivement.

Ce paradoxe supposé pourrait trouver son explication dans la qualité du microphytobenthos (Pusceddu et al., 1999 ; Mirto et al., 2004).

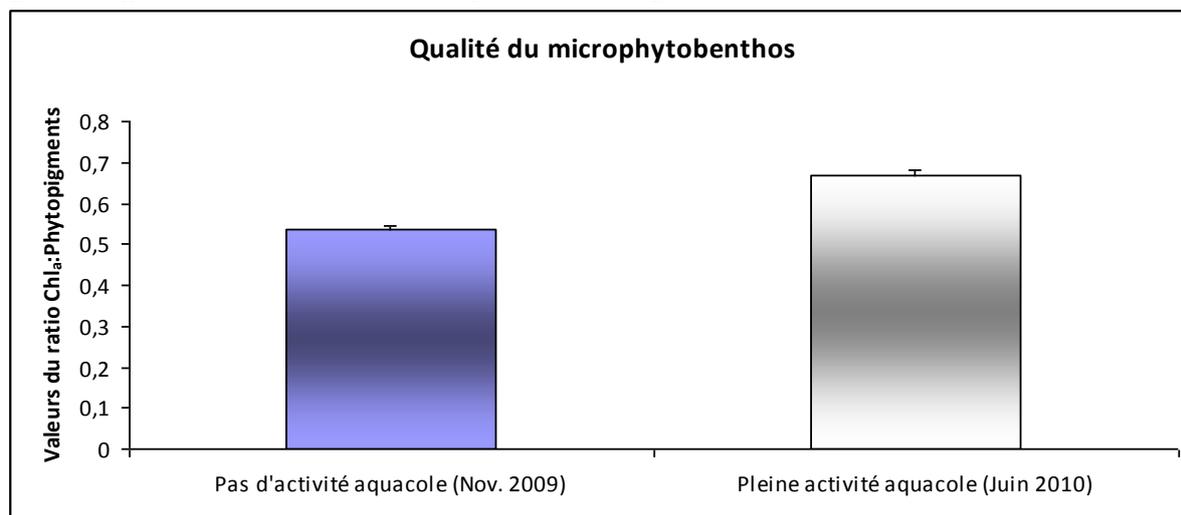


Figure 45 Qualité du microphytobenthos au cours des 2 phases d'activité de la ferme

En effet, le ratio Chl<sub>a</sub> : Phytopigments totaux est significativement plus élevée ( $p < 0,0001$ ) au cours de la phase d'activité de la ferme (Figure 45). Ce rapport est reconnu comme étant un bon descripteur de la fraction métaboliquement active du compartiment autotrophe. De faibles valeurs de ce ratio peuvent être le résultat d'une turbidité accrue, d'une pollution chimique ou de tout autre facteur affectant le potentiel photosynthétique (Manini et al., 2003 ; Dell'Arno et al., 2002).

Dans cette étude, ce résultat pourrait être interprété comme une valeur nutritionnelle plus forte du microphytobenthos ou une meilleure digestibilité de celui-ci pour la méiofaune (Plante-Cuny & Bodoy, 1987) au cours de la phase active de l'élevage.

Ceci est en accord avec Aschenbroich (2011) qui dans une étude connexe à la notre a pu mettre en évidence une différence de qualité de la Matière Organique (MO) sédimentaire entre les deux périodes. Selon cet auteur, les effluents contribueraient au développement d'une MO qualifiée de « fresher OM » selon les valeurs des acides gras et des isotopes  $\delta^{13}\text{C}$   $\delta^{15}\text{N}$ .

Notre hypothèse est que pendant la période d'arrêt, les populations méiofauniques doivent exercer une pression de broutage beaucoup plus intense (X7) pour digérer un microphytobenthos (2X) d'une qualité nutritive inférieure à celle que contribuent à apporter les rejets de la ferme riches en éléments azotés et phosphorés.

Cette hypothèse est étayée par les travaux de Nozais et al., (2001) qui associent le taux de broutage de la méiofaune présente dans la glace de mer dans la banquise arctique à la proportion de phéopigments du microphytopigment responsable de sa digestibilité. Un faible pourcentage en phéopigments (=ratio Chl<sub>a</sub> : Phytopigments élevé) déterminerait une pression de « grazing » réduite par la méiofaune selon Schuman & Lorenzen (1975).

La pression de broutage ne renseigne donc pas indirectement sur les stocks présents de la méiofaune et/ou du microphytobenthos.

**Le renouvellement en continu des bassins nécessaire à la conduite des élevages produit un MPB d'une qualité nutritive qui serait plus favorable au développement du méiobenthos.**

c) Relation MPB/Méiofaune dans les différentes formations végétales de la mangrove

On ne note pas de corrélation évidente entre les stocks en place de la méiofaune et du microphytobenthos dans les différentes formations végétales.

En effet, les biomasses du MPB sont plus importantes respectivement dans n°1 les *Avicennia* et n°2 la formation mixte Avi-rhizo. Alors que la méiofaune est plus abondante respectivement dans n°1 les *Rhizophora* du bord de mer et n°2 les *Avicennia*.

Il est bien établi que certains paramètres abiotiques et biotiques sont limitants pour la méiofaune. En effet, la granulométrie, la température, la salinité, le pH, le redox, la teneur en oxygène et les concentrations en éléments nutritifs sont considérés comme les principaux facteurs impliqués dans la distribution de la méiofaune (Alongi, 1989 ; Vanhove et al., 1992 ; Coull, 1999 ; Olfasson et al., 2000 ; Armenteros et al., 2006).

Or ces paramètres diffèrent grandement suivant les types de végétation présents dans la mangrove (Alongi, 1987 a et b) notamment en relation avec les teneurs en tannins des litières (Alongi, 1987c, Gee & Sommerfield, 1997).

Nous supposons donc que :

ces paramètres n'influent pas de la même manière sur microphyto et le méio benthos et/ou; la qualité nutritionnelle du MPB diffère dans le sédiment des différentes formations végétales. N.B : En théorie, on ne devrait pas retenir la même formation végétale pour prélever le microphytobenthos ou la méiofaune dans le plan d'étude d'une ESEE. Dans la pratique pour optimiser les prélèvements, on pourra se satisfaire de la zone à *Avicennia marina*.

**Le MPB apparaît être un facteur d'appui intéressant à considérer dans une ESEE pour mettre en évidence et mieux interpréter la réaction des communautés d'invertébrés benthiques à l'exposition aux émissions des fermes aquacoles.**

## C. Méiobenthos

### 1) Vue d'ensemble

Dans une compilation des articles réalisés sur la densité de la méiofaune en milieu tropical Alongi (1989) mentionne des valeurs comprises entre 1000 et 8000 ind. 10 cm<sup>-2</sup> pour les plages abritées et moins de 500 ind. 10 cm<sup>-2</sup> pour les mangroves. Cependant, un certain nombre de travaux postérieurs indiquent des valeurs bien plus élevées pour cette formation végétale (Tableau 16).

Les densités mesurées dans cette étude, de l'ordre de 500 à 2500 ind.10 cm<sup>2</sup> sont conformes à celles que l'on trouve généralement dans la mangrove et/ou en zone estuarienne (Coull, 1999).

**Tableau 16 Travaux publiés sur l'abondance de la méiofaune et des nématodes dans les sédiments de mangrove**

Auteur	Région	Taxon dominant	Abondance (Nb 10 cm <sup>-2</sup> )
Ansari et al., (1993)	Inde (15°N)	Nématodes (41-91%)	1778-2340 (100 cm <sup>3</sup> )
Alongi (1987)	Australie (Cape York)	Turbellariés (46-70%)	217-2454
Alongi (1989)	Australie (Queensland)	Nématodes	14-2517
Armenteros et al., (2006)	Cuba (22°N)	Nématodes (88%)	(0-1298)
Chinnadurai & Fernando (2003)	Inde (10°N)	Nématodes (40-7200)	90-7300
Chinnadurai & Fernando (2006)	Inde (11°N)	Nématodes (10-260)	20-500
Della Patrona (2008)	N <sup>elle</sup> Calédonie (Moindou)	Nématodes (279-1517)	417-2025
Dye (1983b)	Afrique du Sud (31°S)	Nématodes (80%)	800-5300
Goldin et al., (1996)	Inde (19°N)	Nématodes (78%)	2000-6000
Hodda & Nicholas (1985)	Australie (32°S)	Nématodes (87-100%)	74-12061
Kondalarao (1984)	Inde (Godavari River)	Nématodes (86%)	2131
Kondalarao (1988)	Inde (16°N)	Nématodes (88%)	302-5924
Lalara-Rueda et al., (1986)	Cuba (21°N)	Nématodes (54%)	36-245
Netto & Galluci (2003)	Brésil (27°S)	Nématodes (>90%)	77-1589
Olafsson (1995)	Zanzibar (6°S)	Nématodes (64-99%)	205-5263
Olafsson et al., (2000)	Zanzibar (6°S)	Nématodes (58-87%)	271-656
Schrivers (1996)	Kenya (Gazy Bay)	Nématodes (79-92%)	1439-6101
Sultan Ali et al., (1983)	Inde (Baie du Bengal)	Nématodes (50-67%)	32-280
Vanhove et al., (1992)	Kenya (Gazy Bay)	Nématodes (95%)	1976-6707
Xuan et al., (2007)	Vietnam (10°N)	Nématodes (85%)	1156-2032
Balasubramanian et al., (2011)	Inde (10°N)	Foraminifères (52-97%)	1372-9228
Présente étude	N <sup>elle</sup> Calédonie (Boulouparis)	Nématodes (43-88%)	541-2049

## 2) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)

### a) Significativité statistique

Les figures 10 et 26 montrent que la zone des *Avicennia marina* exposée aux effluents aquacoles abrite une méiofaune significativement plus importante en termes d'abondance ( $369 \pm \text{é.t } 249,3$  vs  $241 \pm \text{é.t } 244,3$  ind. 10 cm<sup>2</sup>) soit 50% de plus, et de biomasse ( $1570 \pm 1244,6$  é.t vs  $726 \pm 833,7$  µg. 10 cm<sup>2</sup>) soit 100% de plus que celle qui est indemne.

Toutefois, une différence statistiquement significative ne préjuge en rien de la nocivité de l'effet. C'est pour cette raison que le concept de seuils critiques d'effet a été élaboré pour établir les différences qui pourraient avoir des effets écologiques significatifs (Environnement Canada, 2005 et 2010). Dans les ESEE des programmes de suivi des rejets des usines de pâtes et papiers, les seuils critiques d'effet pour les mesures terminales concernant les communautés d'invertébrés benthiques correspondent au point où le changement des mesures terminales excède la plage de variabilité naturelle, avec un critère statistique de deux écarts types ( $\pm 2$  é. t.). Cette même règle a été retenue pour la classification de l'eutrophisation, les augmentations ou diminutions signalées étant classées suivant une double exigence : 1) significativité statistique, et 2) ampleur de l'effet excédant deux écarts types.

Dans les modèles prédictifs de réaction des communautés benthiques (Figures 3 & 4), les données des relevés du benthos révèlent la présence d'une **eutrophisation prononcée** quand l'abondance (densité) moyenne au site exposé est significativement plus élevée que l'abondance moyenne au site de référence, et la différence est de plus de +2 écart type (é.t) par rapport à la moyenne au site de référence. **L'hypereutrophisation** est le scénario correspondant à la situation où la moyenne de l'abondance est significativement inférieure à la valeur moyenne et où la différence est de plus de 2 é. t. par rapport à la moyenne au site de référence.

Dans cette étude, les différences d'abondance et de biomasse entre les zones exposée et de référence sont significatives. Toutefois, l'ampleur de l'effet n'excède pas deux écarts types (en fait moins de 1 é.t. pour les 2 paramètres).

Ce qui place les rejets de la ferme FAO « vers la gauche » des modèles de Pearson & Rosenberg (1978) et de Lowell et al., (2003), correspondant à un cas d'eutrophisation faible à modérée.

**Si l'on retient les critères employés pour la classification de l'ampleur de l'eutrophisation proposés dans d'autres pays, l'activité sur 25 ans d'une ferme calédonienne semi intensive produirait un enrichissement limité (effets peu nocifs) sur les communautés méiobenthiques de la mangrove exposée.**

#### *b) Richesse taxinomique*

Un autre scénario indiquant la présence d'une eutrophisation prononcée est celui où la richesse taxinomique moyenne au site exposé est significativement inférieure à la richesse taxinomique moyenne au site de référence, et où la réduction est de plus de 2 é. t. par rapport à la moyenne au site de référence.

L'hypercotrophisation peut être également définie comme la situation où la moyenne de la richesse taxinomique est significativement inférieure à celle mesurée au site de référence, et où la différence est de plus de 2 é. t. par rapport à celui-ci.

Nous ne pouvons pas nous prononcer au sujet de l'impact des rejets crevetticoles sur la richesse spécifique de la méiofaune (métazoaires) du fait des lacunes taxonomiques inhérentes à ce compartiment sur le Territoire.

En Nouvelle-Calédonie un niveau d'identification poussé (famille, genre, espèce) n'est pas encore envisageable dans la mesure où les travaux de taxonomie de la méiofaune de la mangrove sont inexistantes. Les travaux disponibles concernent le méiobenthos des fonds meubles lagonnaires (Salvat, 1964 ; Renaud-Debyser, 1965 ; Salvat 1965 ; Boucher, 1997) ou des récifs coralliens (Delamarre Deboutteville & Renaud-Mornant, 1966 ; Higgins, 1967 ; Inglis, 1967 ; Renaud-Mornant, 1967 ; Renaud-Mornant et al., 1967 ; Coineau, 1970; Jouin, 1970).

Toutefois, il existe une controverse sur le niveau de résolution taxonomique suffisant « taxonomic sufficiency » pour détecter les réponses des communautés benthiques aux perturbations anthropiques (Dauvin et al., 2003 ; Nozais et al., 2005 ; Chainho et al., 2007).

Pour les programmes de suivi tels que le Programme d'ESEE des fabriques de pâtes et papiers, l'identification exacte des invertébrés benthiques aquatiques est considérée comme cruciale. Il est considéré qu'une identification jusqu'à la famille fournit un niveau de résolution taxinomique adéquate pour détecter les réponses des communautés benthiques aux perturbations anthropiques (Environnement Canada, 2005). Cette exigence peut être facilement atteinte dans la mesure où l'identification du macrobenthos est plus aisée que celle du méiobenthos et que par ailleurs le Canada dispose de toutes les clés taxonomiques pour tous les groupes.

Dans le contexte aquacole, il semble qu'une identification au niveau des grands groupes serait suffisante pour obtenir une réponse de la méiofaune à des modifications environnementales avec une résolution similaire à celle fournie par analyse plus fine selon (Kennedy & Jacoby, 1999 ; Moreno et al., 2008 ; Grego et al., 2009 ; Mirto et al., 2009).

Par ailleurs, l'analyse comparative des poids individuels et des différentes formes d'organismes des principaux groupes entre les deux sites ne montre pas de différences notables qui indiqueraient une perte de biodiversité sous l'effet des rejets.

**Malgré l'absence d'une résolution taxonomique fine, la situation de la richesse taxonomique du site impacté semblerait confirmer que la crevetticulture calédonienne produirait une eutrophisation faible à modérée sur les peuplements méiobenthiques inféodés à la mangrove.**

*c) Signification des taxons rares*

Au contraire, nous constatons que la zone à *Avicennia marina* impactée abrite deux taxons additionnels que sont les kinorhynques et les pycnogonidés.



**Photo 2 Pycnogonidé (800  $\mu$ m photo LDP)**

Les kinorhynques sont caractéristiques des sédiments meubles et fins et sont reconnus comme étant très sensibles aux environnements présentant de faibles valeurs du redox (Lampadariou et al., 2005) ou des teneurs élevées en hydrogène sulfuré (Kovac & Cermelj, 2001) . Leur abondance diminue rapidement en relation avec l'augmentation des sulfures (Sutherland et al., 2007).



**Photo 3 Kinorhynque (570  $\mu$ m photo LDP)**

Ces animaux sont considérés comme de précieux bio indicateurs de la pollution organique (Mirto et al., 2007), par hydrocarbures (Danovaro ; 1995) ou par les divers polluants portuaires (Moreno et al., 2008). Ils répondent clairement aux changements saisonniers des

**Contre toute attente, la zone exposée depuis 25 ans aux effluents aquacoles présente une biodiversité plus grande avec la présence de deux taxons additionnels. Les kinorhynques étant particulièrement sensibles à l'eutrophisation d'origine aquacole, nous formulons l'hypothèse que le niveau d'enrichissement organique du site de référence est trop bas pour promouvoir le développement de ce taxon.**

### **3) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)**

#### *a) Lacunes du plan gradien utilisé*

Pour les protocoles fondés sur des gradients, le critère d'eutrophisation prononcée est une diminution statistiquement significative de l'abondance et/ou une augmentation statistiquement significative de la richesse taxonomique avec l'accroissement de la distance depuis le point de rejet (ce qui correspond à une abondance accrue et/ou une richesse taxonomique réduite dans les zones davantage exposées aux effluents à proximité du point de rejet). Le critère d'hyperculture est une augmentation statistiquement significative de l'abondance et de la richesse taxonomique avec l'accroissement de la distance depuis le point de rejet (ce qui correspond à une abondance et une richesse taxonomique réduites dans les zones davantage exposées aux effluents à proximité du point de rejet) (Environnement Canada 2005 et 2010).

Or, le plan d'étude (mappings) de l'analyse spatiale des effets des effluents sur les communautés benthiques n'a pas été conçu pour mesurer précisément l'extension du panache des effluents des sorties de bassin au lagon. En effet, il aurait fallu effectuer des radiales complémentaires orientées selon la durée d'immersion à l'intérieur de chaque formation végétale. Ceci pourrait être envisagé dans le cadre d'une prochaine étude.

#### *b) Facteur confondant : méiofaune totale vs communautés*

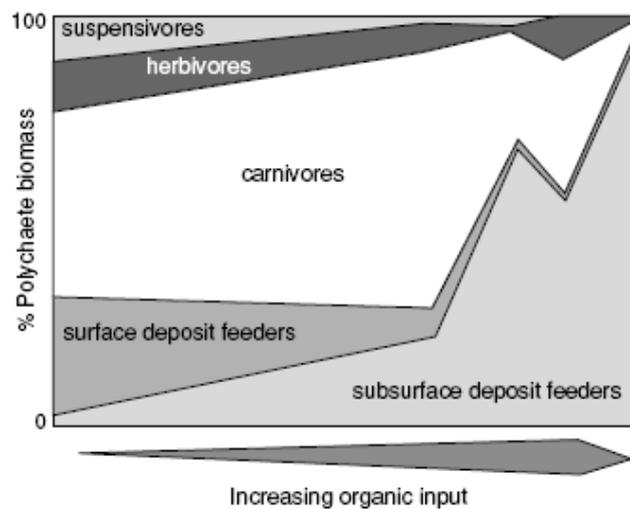
La méiofaune n'est pas un groupe homogène d'un point de vue écologique mais comprend des assemblages qui répondent à des pressions environnementales qui leurs sont propres (Coull, 1999). Généralement, les études employant la méiofaune comme outil de détection d'enrichissement organique se concentrent sur les taxons tels que les nématodes, les copépodes et les annélides (polychètes et oligochètes) qui sont considérés comme ubiquistes et résistants à différents types de perturbations environnementales (Mazzola et al., 1999 ; Gambi et al., 2009). Si on se concentre sur ces groupes, on observe que l'abondance (Figure 15) et le poids individuel (Figure 22) des nématodes, taxon le mieux représenté, augmentent ostensiblement de la terre vers la mer soit des tannes aux *Rhizophora* du bord de mer. On observe la même tendance pour les biomasses relatives des polychètes dont la proportion croît des tannes aux *Rhizophora* du bord de mer (Figure30).

En se basant uniquement sur ces deux taxons, on pourrait conclure hâtivement à une situation d'hyperculture (Environnement Canada, 2005) qui serait illustrée par une

augmentation de l'abondance et de biomasse avec l'accroissement de la distance depuis le point de rejet.

Les polychètes sont en effet connus pour répondre positivement à un enrichissement organique (Tsutsumi, 1995) notamment par des modifications des guildes trophiques (Weston, 1990).

Cependant, il a été établi par Hodda & Nicholas (1985) et Olafsson (1995) que la distribution des nématodes dans la mangrove était étroitement corrélée à la durée d'immersion de leur habitat. Le gradient observé pour ce groupe à travers les différentes formations végétales de la mangrove ne serait donc pas le fruit du panache des effluents.



**Figure 46** Dominance relative des principaux groupes trophiques de polychètes en réaction à un gradient organique croissant (Weston, 1990).

En outre, les biomasses relatives des copépodes harpacticoïdes (Figure 30) ne montrent pas d'évolution particulière dans les différents types de végétation et/ou selon l'accroissement de la distance depuis le point de rejet. La salinité et la nature du sédiment sont considérés comme les facteurs les plus influents sur leur répartition dans la mangrove (Hodda & Nicholas, 1985 ; Kondalarao & Ramanamurty, 1988 ; Balasubramanian et al., 2011).

En conclusion, l'ampleur du panache des effluents ne doit pas être évaluée en se limitant à son effet sur « la » méiofaune considérée comme une entité, ni même sur les taxons les plus représentés. Il faut apprécier cet effet taxon par taxon voire espèce par espèce (Austen et al., 1994) par des méthodes alternatives de suivi telles des microcosmes (Environnement Canada, 2010).

### c) Appui des taxons rares

Il s'avère que l'ultra dominance des nématodes, des copépodes et annélides dans les communautés de la méiofaune peut masquer les changements plus subtils des taxons considérés comme rares <1% de la méiofaune totale (Bianchelli et al., 2010). Il a ainsi été démontré très récemment que les assemblages méiobenthiques associés à différents niveau d'eutrophisation fournissaient des résultats plus fiables et clairs si on se focalisait sur les taxons rares (Mirto et al., 2010 ; Gambi et al., 2010 ; Pusceddu et al., 2011).

La distribution des différents taxons « rares » ne semble pas être corrélée avec l'ampleur et la portée géographique de l'effet qui est supposé s'estomper avec l'accroissement de la distance des points de rejets. La plupart de ces groupes paraissent inféodés à des niveaux d'élévation qui leurs sont propres en relation probablement avec la durée d'immersion (Figures 16, 17, 18, 19, 20 et 30).

Toutefois, il manque de l'information additionnelle permettant de comparer leur répartition dans un site non exposé comportant un assemblage de classes d'habitats comparable à la gamme d'habitats trouvés dans la zone exposée ainsi que les déterminations spécifiques.

La distribution des halacaridés pourrait être plus informative. En effet ce taxon « rare » présente pour sa part une répartition plus vaste dans les sédiments des différentes formations végétales.



**Photo 4 Halacaridé (250 µm photo LDP)**

Par ailleurs, en absence d'une identification plus fine qui reste à faire, les nombreuses formes qui ont pu être observées témoigneraient d'une biodiversité élevée de ce groupe plutôt originale pour ce type de milieu (Marshall et al., 2001 ; Nozais et al., 2005). Cette richesse spécifique pourrait peut être servir à mesurer l'impact et/ou l'étendue des rejets.

**Selon le plan d'étude adopté, l'examen des communautés méiobenthiques des différentes successions végétales de la mangrove exposée ne permet pas de détecter un impact éventuel des rejets aquacoles et *a fortiori* de déterminer l'ampleur et la portée géographique de diffusion des rejets.**

#### **4) Effet différentiel selon le mode de renouvellement : zero water exchange vs pompage en continu**

La volonté d'inscrire cette activité émergente dans une perspective durable a conduit au choix de pratiques culturales « douces » peu intensifiées dans des bassins de grandes dimensions qui déversent des quantités importantes d'éléments nutritifs dans le milieu récepteur. Il est souvent opposé à ce modèle les fermes hyper intensives Zero water exchange (Mc Intosh et al., 1999) qui seraient moins polluantes. Bien qu'ils diminuent l'impact direct sur la mangrove, les élevages intensifs ont d'autres inconvénients. Il est ainsi bien établi que les rejets issus des fermes extensives sont moins concentrés que ceux issus de fermes travaillant à des densités de crevettes plus importantes (Samocho et al., 2004).

Par ailleurs, l'emploi d'un renouvellement d'eau en continu sur les fermes calédoniennes affecte probablement moins les communautés méiobenthiques du milieu récepteur que l'unique vidange finale ou « flush » pratiqué par les « zero water exchange farms » qui libèrent en une fois les accumulations de tout un élevage (Boyd, 2000). Il a en effet été démontré de manière élégante par Schratzberger & Warwick (1998) que la même quantité de matière organique fractionnée en nombreuses petites doses avait un effet moins prononcé sur la microfaune benthique que si elle était administrée moins fréquemment et à plus fortes rations.

Cette hypothèse mériterait d'être étayée par des bioessais en microcosmes ou mésocosmes (Austen, 1989).

**Le renouvellement continu pratiqué par les fermes semi intensives calédoniennes a probablement un effet moindre sur les communautés d'invertébrés benthiques que les vidanges « flush » épisodiques réalisées par les fermes hyper intensives.**

## **5) Effet C.T vs L.T : impact d'un premier élevage**

A l'échelle de la durée de l'élevage, on ne note pas d'effet lié à l'activité de la ferme sur la composition, l'abondance, le poids individuel ou la biomasse totale de la méiofaune.

L'impact éventuel est sans doute trop subtil pour être détecté et/ou est masqué par les variations saisonnières des peuplements de la méiofaune en relation ou non avec le microphytobenthos.

En effet, il est supposé que les effluents aquacoles auraient sur le C.T ou le L.T des conséquences écologiques distinctes sur la méiofaune. Plusieurs auteurs ont montré que sur le C.T, la densité de la méiofaune diminue sous l'effet des rejets aquacoles (Mazzola et al., 1999 ; Mazzola et al., 2000 ; Mirto et al., 2000 ; La Rosa et al., 2001). Alors que sur le L.T, on constate une augmentation de l'abondance du méiobenthos (Vezzulli et al., 2003).

A ce titre, l'impact d'un premier élevage sur le méiobenthos (et le microphytobenthos) serait intéressant à étudier.

## *D. Pertinence des indicateurs d'eutrophisation Ne/Co et For/Ne*

### **1) Intérêt du rapport Ne/Co**

La pertinence du rapport **Ne/Co** pour évaluer la qualité environnementale a été débattue pour la première fois par Raffaelli et Mason (1981) qui ont constaté que la pollution organique des plages était corrélée à des valeurs élevées de celui-ci.

Ce rapport dont l'intérêt est de ne pas requérir d'identification spécifique des nématodes et/ou des copépodes (Raffaelli, 1982) est basé sur les observations indiquant que généralement les nématodes sont résistants aux basses teneurs en oxygène et à l'exposition aux sulfures alors que les copépodes y seraient plus sensibles (Murrel & Fleeger, 1989 ; Hendelberg & Jensen, 1993).

Toutefois, l'utilisation de ce rapport comme bio indicateur de la qualité environnementale a fait l'objet de nombreux débats (Coull *et al.*, 1981 ; Warwick ,1981 ; Amjad & Gray,1983 ; Lamshead, 1984 ; Shiells & Anderson, 1985).

Moreno *et al.* (2008) ont démontré son utilité comme indicateur de pollution dès lors que les sites comparés présentaient une faible variabilité intra et inter sites de leurs caractéristiques physico-chimiques.

Parmi celles-ci, la granulométrie en particulier qui co varie avec la teneur sédimentaire en MO dans le milieu naturel peut être source de confusion (Hodda & Nicholas, 1985).

Il peut être difficile de déterminer si c'est la nature physique (granulométrie) ou organique (eutrophisation) du sédiment qui pilote les fluctuations de Ne/Co.

Sutherland *et al.* (2007) rapportent que cet indice est délicat à utiliser notamment lorsque les valeurs des numérateurs (nématodes) et/ou des dénominateurs (copépodes) de ce rapport tendent vers zéro mais qu'il permet néanmoins de déceler une eutrophisation d'origine aquacole.

Dans ce contexte, Kim *et al.*, (1998) obtiennent une valeur double de Ne/Co dans les sédiments impactés vs témoin par les rejets d'une ferme piscicole au cours d'un élevage. Sur le L.T (15 ans), ce rapport permet à Vezzulli *et al.* (2003) de montrer un changement important de la composition des communautés méiofauniques exposées aux effluents d'une pisciculture marine. Mirto *et al.*, (2007) rapportent que la biodéposition d'origine aquacole modifie la structure de la méiofaune soit le rapport Ne/Co. Ils notent que les nématodes prolifèrent alors que les copépodes se raréfient sous l'effet des rejets des cages à poissons.

Ne/Co permet de discriminer des zones saines et d'accumulations de boues dans un même bassin ou des bassins plus ou moins productifs dans les fermes de crevettes locales (Della Patrona *et al.*, 2011).

Les foraminifères benthiques constituent un groupe important de la méiofaune que l'on trouve communément sous la couche aérobique-anaérobique de l'interface eau-sédiment (Moodley *et al.*, 1998). De nombreuses espèces appartenant à ce groupe présentent une forte tolérance aux métaux lourds (Gustafsson *et al.*, 1997) et prolifèrent dans les milieux riches en H<sub>2</sub>S (Moodley *et al.*, 1998) où d'autres tels les nématodes pourtant reconnus comme très résistants n'arrivent plus à se maintenir (Motjahid *et al.*, 2008). Leur intérêt comme bio indicateurs dans les bassins crevetticoles a été discuté par Debenay *et al.*, (2009). En conséquence, Moodley *et al.*, (1997) proposent d'utiliser le rapport **For/Ne** comme un indicateur de conditions d'anoxie prolongée.

Cependant, la contribution écologique de ce rapport n'a pu être confirmée dans cette étude.

## **2) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)**

Les valeurs du rapport Ne/Co que nous avons calculé dans cette étude sont de 41 et de 27 respectivement dans les sédiments des *Avicennia marina* impactés et non impactés.

Toutefois, en absence de grille de lecture, la portée de ces valeurs en terme de « gravité de l'impact » est limitée.

Néanmoins, la littérature fournit quelques chiffres qui permettent de comparer nos estimations et de positionner les situations des sites dans un gradient d'eutrophisation croissant.

Pour Rafaelli *et Mason* (1981), la valeur 100 de ce rapport représente le seuil à partir duquel 100% des sites qu'ils ont étudié sont pollués par des rejets urbains.

Warwick (1981) en se limitant aux nématodes et copépodes appartenant au même groupe trophique suggère d'abaisser ce seuil de détection d'une pollution organique à 40 pour les sédiments fins et 10 en milieu sableux.

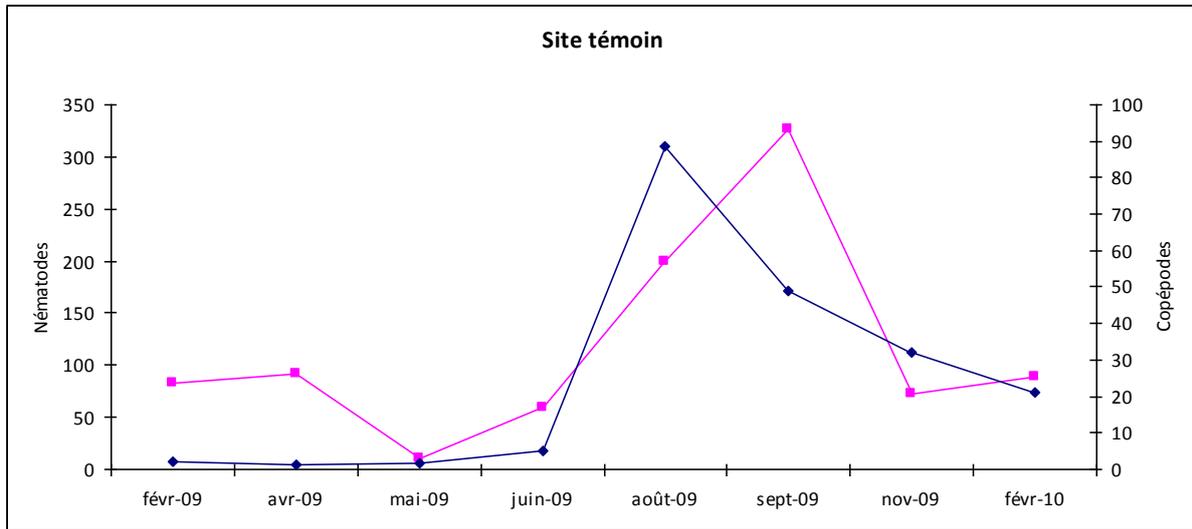
Amjad & Gray (1983) considèrent que ce ratio est un bon indicateur de pollution dans des milieux qui présentent des gradients nets d'enrichissement organique. Ils définissent un milieu non pollué, faiblement pollué et pollué par des valeurs respectives du rapport Ne/Co de 20, 70 et supérieure à 100.

**Selon la classification de (Amjad & Gray, 1983) des valeurs du rapport Ne/Co, la zone à *Avicennia marina* qui a été exposée depuis 25 ans aux rejets crevetticoles présenterait un statut de « non impactée » à « faiblement impactée » par une pollution organique.**

Les valeurs du ratio des abondances entre les nématodes et les copépodes présentent des écarts types importants très supérieurs à la moyenne en raison notamment des fortes variations temporelles (Figure 35). De sorte que l'on ne peut pas mettre en évidence une différence significative de ce rapport entre les sites impacté et témoin ( $P=0,3633$ ). Afin de mieux comprendre les variations du rapport, il convient d'étudier séparément les évolutions du « numérateur=nématodes » et du « dénominateur=copépodes ».

Les profils temporels des abondances des nématodes et des copépodes sont différents sur les sites exposé et témoin (Figure 47). Les évolutions temporelles sont parfaitement synchrones sur la zone de référence alors qu'elles divergent sur l'aire impactée notamment pour la période février à juin 2009.





**Figure 47** Evolutions temporelles comparées des abondances des nématodes (carré) et des copépodes (losange) (ind. 10 cm<sup>2</sup>) sur les sites exposé et témoin

Les abondances élevées des nématodes observées de février à juin 2009 sur le site impacté sont en contradiction avec le schéma présenté dans la figure 42. On y observait une évolution conjointe de la méiofaune totale et du microphytobenthos dans les sites impacté et non impacté.

Comme l'indiquent les figures 1 et 2 la période incriminée de février à juin 2009 correspond aux volumes de rejets les plus intenses, aux quantités d'aliment distribué dans les bassins, de nutriments azotés et phosphorés et de Chlorophylle<sub>a</sub> les plus fortes.

Les copépodes harpacticoïdes ne semblent pas être affectés (pas d'effet de dopage) par les arrivées d'eaux massives chargées de nutriments puisque leurs densités demeurent faibles sur cette période pour les sites exposé et témoin.

Selon Giere (1993), la source de nourriture et la température sont des facteurs déterminants pour le développement des populations des harpacticoïdes.

Hicks (1979) ajoute que si la température est certainement un facteur majeur contrôlant le cycle de reproduction de nombreux copépodes, la disponibilité de la nourriture peut venir se superposer à cet effet et venir masquer toute influence de la température.

Les sources de nourriture potentielles des copépodes harpacticoïdes sont constituées par la M.O et les détritiques (ou plus probablement les décomposeurs fixés à ces détritiques), les microorganismes autotrophes et hétérotrophes (micro algues et ciliés), la MOD et certaines sources d'énergie comme le mucus et sécrétions extracellulaires de polymères (Huys et al., 1996).

Dans ce suivi, les fluctuations des populations des copépodes harpacticoïdes seraient liées principalement à leur cycle naturel (reproduction) comme cela a été observé par Hicks & Coull (1983) et Della Patrona et al., (2011) et moins à l'aspect trophique (quantitatif et/ou qualitatif ?). Les valeurs similaires de leurs abondances dans les deux milieux qui présentent pourtant des différences très importantes de teneur en MPB (facteur 3) en seraient l'illustration (Figure 6).

Au contraire, l'effet des effluents semble stimuler fortement les nématodes sur la période février à juin 2009 dont les populations demeurent faibles sur le site de référence.

Les nématodes présentent des adaptations buccales extrêmement variées qui leur permettent d'exploiter toutes les niches trophiques disponibles soit les ciliés, les bactéries, la M.O.D ou la M.O.P, le MPB voire leurs propres congénères (Heip et al., 1985).

Les nutriments et autres substances dissoutes inconnues (Leber et al., 1988 ; Moss et al., 1991 ; Moss et al., 1992 ; Moss, 1995) contenues dans les rejets crevetticoles doperaient les (ou certaines) populations de nématodes qui naturellement (cycle de référence) sont peu abondantes à cette période. Un effet indirect mentionné plus haut serait que les rejets contribuent à une amélioration rapide de la qualité nutritive du MPB du milieu récepteur favorable à l'essor de ces communautés qui y répondraient plus rapidement.

Cette observation confirme les travaux de Guo et al., (2005) et Della Patrona et al., (2011). Ils ont constaté que les abondances des nématodes « baignant dans une colonne d'eau de composition similaire à celle des rejets » augmentaient en relation avec la montée en puissance de l'élevage dans les sédiments (de même origine que ceux de la mangrove) des bassins à crevettes.

Les valeurs du rapport Ne/Co relevées dans ce travail, ne fluctuent pas selon le schéma classique (Raffaelli & Mason, 1981 ; Coull et al., 1981 ; Raffaelli, 1981 ; Warwick, 1981 ; Amjad & Gray, 1983 ; Lamshead, 1984 ; Shiells & Anderson, 1985 ; Raffaelli, 1987) à savoir un accroissement des nématodes « peu sensibles » conjointement à une diminution des copépodes « très sensibles » sous l'influence de conditions hypoxiques et/ou anoxiques. Dans notre contexte, l'effet d'une eutrophisation peu prononcée serait à peine identifiable sur les copépodes et uniquement perceptible sur les nématodes. Néanmoins, cette situation fait « évoluer » le rapport Ne/Co qui « détecte » bien la perturbation environnementale sur la période active de février à juin 2009.

Il manque les résultats d'une étude C/I sur le suivi d'un élevage « d'hiver » qui se déroulerait sur la période juillet-novembre. Ils permettraient de compléter l'analyse de l'effet saisonnier qui semble prépondérant sur le développement des nématodes et des copépodes harpacticoïdes, conjointement à celui des effluents. L'influence de la saison pourrait en effet dissimuler l'effet ténu des rejets sur ces populations et minimiser la portée écologique du rapport Ne/Co.

### **3) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)**

#### *a) Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)*

Nous avons pu mettre en évidence (Figure 36) une valeur significativement plus forte du rapport Nématodes/Copépodes pendant l'arrêt de la ferme-pas de rejets ( $43,0 \pm 7,61$ ) que lors de sa pleine activité-maximum de rejets ( $26,7 \pm 4,80$  ; moyenne  $\pm$  Std.Dev.), ce qui pourrait paraître contradictoire avec ce qui précède.

Toutefois, ces valeurs représentent des moyennes calculées sur l'ensemble des 5 formations végétales qui abritent à la fois des abondances différentes et des proportions variables de ces deux assemblages méiofauniques et qui affaiblissent le signal (Figure 37).

En effet, si l'on ne se focalise que sur la zone à *Avicennia marina*, on obtient des valeurs très proches de ce rapport ( $27,5 \pm 27,0$  Std.Dev) et ( $21,0 \pm 16,6$  Std.Dev) respectivement en absence et en présence de rejets.

Un autre facteur confusionnel qui biaise probablement la comparaison « présence-absence d'effluents » est l'influence de la saison à travers l'effet de la température, important facteur

pour la reproduction des nématodes (Tietjen & Lee, 1972), et de la teneur sédimentaire en MPB comme semble le confirmer la faible valeur du rapport Ne/Co ( $25,9 \pm 22,7$  ; moyenne  $\pm$  Std.Dev) enregistré en août en absence d'effluent (Figure 36).

La composition et les abondances totales et relatives des populations des nématodes et des copépodes harpacticoïdes différent vraisemblablement en août et en novembre (pas de rejet) et en juin (rejets maximum). Mais seule une identification spécifique ou générique de ces peuplements permettrait d'étayer cette hypothèse.

b) *Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove*

La figure 37 indique une progression du rapport Ne/Co des tannes aux *Rhizophora* du bord de mer ce qui pourrait être interprétée comme une dégradation progressive des conditions environnementales (Rafaelli et Mason, 1981).

La littérature nous apprend que les effluents aquacoles ont un impact certain et des effets complexes (Mirto et al., 2010) sur les végétaux adjacents tels que les herbiers à Posidonies (Delgado et al., 1999) qui en retour influent sur la méiofaune (Holmer et al., 2008). L'étude diachronique de l'impact des fermes aquacoles calédoniennes a révélé des changements de densité et de composition des principaux types de végétations de la mangrove incluant les tannes (Virly et al., 2005).

Parallèlement à ce constat, il est établi que les communautés méiobenthiques ne sont pas les mêmes dans les sédiments des différentes espèces de palétuviers (Schrivers, 1996 ; Chinnadurai et al., 2007) en relation avec les paramètres relatifs au gradient d'immersion (Somerfield et al., 1997) tel que la salinité (Olafsson et al., 2000), la température et le pH (Alongi, 1987b) ou le redox (Dye, 1983b ; Ansari et al., 1993) qui varient eux-même en fonction de la saison (Marchand, comp. Pers.).

La couverture et la densité arbustive (Dye, 1983a ; Chinnadurai & Fernando, 2003 et 2006) ainsi que la densité des racines (Olafsson, 1995) des espèces de palétuviers, la granulométrie du sédiment associé aux différentes formations végétales (Kondalarao & Ramanamurty, 1988) et/ou les conditions d'oxygène associées (Vanhove et al., 1992) sont également des facteurs importants influençant la distribution méiobenthique.

La litière notamment ayant pour origine la chute des feuilles des différentes espèces de palétuviers a un effet certain sur la densité des assemblages de la méiofaune (Gee & Somerfield, 1997 ; Gwyther, 2003). Chinnadurai et al., (2007) observent que la densité de la méiofaune est plus forte dans les zones à *Avicennia sp.* que dans celles à *Rhizophora spp.* Les feuilles d'*Avicennia sp.* qui présentent une teneur en azote élevée et un rapport C:N faible se décomposent plus vite (Robertson, 1988). Elles possèdent une plus faible concentration en tannins que les feuilles de *Rhizophora spp.* et ou de *Ceriops spp.* qui par leur acidité et/ou leur toxicité sont connus pour affecter négativement la méiofaune (Alongi, 1987c).

On pourrait alors supposer que la nature et l'état de décomposition des feuilles des Rhizophoracées interfère différemment sur la composition relative des nématodes et des copépodes et altère le rapport Ne/Co. Toutefois, la teneur en tannins toxiques ne constitue pas l'unique explication de la baisse de biomasse méiofaunique et de l'altération supposée du rapport Ne/Co puisque les sédiments (et les litières) de la même espèce de palétuviers *Rhizophora stylosa* soutiennent à la fois les plus faibles (à l'intérieur de la mangrove) et les plus fortes (en bordure du lagon) abondances et biomasses totales de la méiofaune.

En conclusion l'accroissement du rapport Ne/Co des tannes au *Rhizophora* du bord de mer ne traduit pas un gradient croissant d'eutrophisation contraire au schéma classique du « panache qui s'estompe au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source de pollution ». Les variations du rapport Ne/Co semblent être largement conditionnées par les abondances des nématodes (vue plus haut) qui augmentent selon le gradient d'immersion (Figure 15) alors que celles des copépodes harpacticoïdes fluctuent peu selon le type de substrat et la salinité des différentes formations végétales (Hodda & Nicholas, 1985 ; Kondal Rao & Ramanamurty, 1988).

On peut ajouter de la précision à cet indice dans le cadre d'une ESEE, en se focalisant sur la même saison et le même type de végétation. A défaut de détermination plus précise, il serait pertinent d'accroître la résolution de ce rapport dans une étude C/I en se limitant à des populations de nématodes et de copépodes exploitant la même niche trophique du type 2A « brouteurs de surface » (Marcotte, 1977 ; Alongi & Tietjen, 1980 ; Warwick, 1981 ; Huys et al., 1996).

**Le rapport Ne/Co peut constituer un indicateur utile pour détecter un enrichissement organique d'origine aquacole car ce dernier interfère différemment sur les nématodes et les copépodes. Cependant l'effet différentiel des effluents sur ces deux assemblages est complexe et peut être masqué par la saison. Pour une meilleure sensibilité, ce rapport doit être calculé dans la même formation végétale dans le cadre d'un plan C/I.**

## *E. Estimations de la production annuelle de la méiofaune*

### **1) Vue d'ensemble**

De nombreux descripteurs des invertébrés benthiques autres que ceux évoqués précédemment sont proposés dans la documentation scientifique pour servir à étayer l'interprétation des effets. Resh & McElvry (1993) énumèrent les divers critères qui orientent la sélection de ces descripteurs et évaluent leur applicabilité à l'étude des invertébrés benthiques.

La production secondaire fait partie de ceux là car elle rend compte du degré d'adaptation des communautés d'invertébrés. En outre, c'est un critère « clé » lié au thème de la biodiversité qui a été proposé en 2010 par les groupes de travail de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (Directive 2008/56/CE) (Levrel et al., 2010).

En se basant sur les données des abondances de la méiofaune, on peut calculer la biomasse à un moment donné sur une surface donnée pour déterminer les « stocks en place ». Toutefois, ces paramètres sont d'une faible portée écologique si l'on ne les recoupe pas avec les cycles de vie ou turn over des organismes. En effet, la faible contribution relative (1-5%) de la méiofaune en terme de biomasse vis à vis de la faune benthique totale masque sa réelle importance dans le réseau trophique et doit être relativisée par des valeurs de production (Benke & Wallace, 1997; Benke, 1998).

Les estimations de production des stocks en place sont très difficiles à calculer. Elles nécessitent de connaître la fécondité, la mortalité naturelle et par prédation, la durée de vie ainsi que d'autres données relatives à la dynamique de ces communautés. Elles sont souvent basées sur des études des cycles larvaires en laboratoire ce qui limite leur portée. Car il est

peu probable que les conditions optimales maintenues en microcosmes puissent être extrapolées à celles observées sur le terrain (Tietjen & Lee, 1972).

Une estimation simple de la production est fournie par la formule P/B (Production de la population donnée/Biomasse pendant une période déterminée généralement annuelle).

Les taux de générations annuels varie fortement au sein d'un même groupe de 1 à 40 pour les nématodes (Heip et al., 1985), 1 à 20 pour les copépodes (Fleeger & Palmer, 1982) et 1-260 pour les chironomes (Benke, 1998 ; Yan & Li, 2007). Toutefois, pour la méiofaune prise dans son ensemble les estimations du turnover annuel P/B sont plus resserrées et varient de 6 à 10 par an (McIntyre, 1969 ; Gerlach, 1971 ; Arlt, 1973 ; Gerlach, 1978).

Un P/B de 8 a été choisi dans cette étude en accord avec les travaux de Dye (1983a) et Goldin et al., (1996) réalisés spécifiquement en mangrove.

## **2) Détection de l'effet des effluents (Etude zone exposée/référence)**

Comme il a été rapportée plus haut, la zone à *Avicennia marina* impactée depuis 25 ans par les effluents de la ferme FAO abrite en terme de stocks 3 fois plus de microphytobenthos et 2 fois plus de méiofaune que la zone témoin. Par ailleurs, les eaux d'évacuation des bassins contribuent sur la durée à un accroissement très important (facteur 2) de la productivité des invertébrés benthiques de la méiofaune.

## **3) Ampleur et portée géographique de l'effet des effluents (Etude de Gradient)**

### *a) Effet de l'activité de la ferme (Etude Avant/Après)*

On ne détecte pas d'effet de dopage significatif de la productivité du méiobenthos sur le C.T sous l'effet des effluents. Les P/B calculées dans la mangrove un mois avant le démarrage de la production et pendant l'élevage, extrapolées à un an sont tout à fait similaires ( $0,835 \pm 0,095$  vs  $0,784 \pm 0,114$  g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>). Si effet il y a, il est sans doute masqué par l'influence saisonnière (vu plus haut) qui contrebalance l'impact des effluents sur la durée de l'élevage.

### *b) Extension de l'effet du panache des effluents à travers les formations végétales de la mangrove*

Nos valeurs obtenues au cours des trois cartographies comprises entre 0,78 et 1,71 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> sont cohérentes avec celles rapportées par Dye (1983a) : 4,34 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> et (Dye & Furstenberg, 1981) : 0,24 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> pour la méiofaune totale dans les zones de mangrove d'Afrique du Sud. Nous n'avons pas trouvé dans la littérature des valeurs complémentaires établies dans d'autres régions pour comparer.

La productivité moyenne calculée sur la base des 3 cartographies dans la formation à *Avicennia marina* exposée aux rejets de FAO située à Boulouparis ( $1,238 \pm 0,233$  g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) est remarquablement similaire à celle établie pour le même type de végétation impactée par la ferme de SODACAL à Moindou ( $1,74 \pm 0,450$  g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) par Della Patrona (2008).

Il a été rapporté par Della Patrona (2008) que la productivité de la méiofaune diffère selon la formation végétale de mangrove (*Avicennia* vs *Rhizophora*) et au sein même de celle-ci suivant son état de santé (*Rhizophora* morts vs vivants).

Le présent travail confirme le précédent. La forêt à *Rhizophora* située au milieu de la mangrove est trois fois moins productive ( $0,391 \pm 0,060$   $450 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) que la formation à *Avicennia* ( $1,238 \pm 0,233 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ).

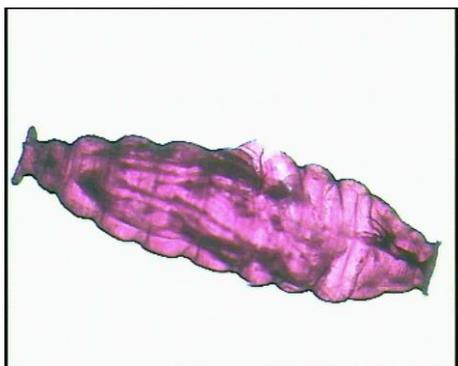
Par ailleurs, on note que dans le même couvert végétal à *Rhizophora stylosa*, la productivité de la méiofaune est trois fois plus faible dans les sédiments situés au centre de la mangrove que ceux localisés en bord de mer. Les hypothèses explicatives sont les mêmes que celles formulées précédemment pour la biomasse.

#### **4) Originalité de la production méiofaunique dans la mangrove exposée aux effluents aquacoles ou spécificité calédonienne ?**

Dans cette étude, les nématodes constituent le plus important taxon des différentes zones échantillonnées de la mangrove de FAO en terme d'abondance confirmant les observations de la majorité des auteurs ayant opérés dans ces milieux en Inde (Ansari *et al.*, 1993 ; Chinnadurai et Fernando, 2006 ; Chinnadurai et Fernando, 2007 ), en Australie (Hodda & Nicholas, 1985 ; Nicholas *et al.*, 1991) , au Kenya (Vanhove *et al.*, 1992), en micronésie (Min *et al.*, 2006), à Cuba (Armenteros *et al.*, 2006), en Afrique du Sud (Dye, 1983a) et au Vietnam (Xuan *et al.*, 2007). Il faut signaler pour être complet que dans quelques rares cas d'autres taxons dominant tels les turbellariés (Alongi, 1989) où les foraminifères (Balasubramanian *et al.*, 2011).

En général, les copépodes représentent toujours le second plus important taxon (Rao, 1986 ; Lalana-Rueda & Gosseleck , 1986) en terme de densité.

L'étude de la productivité présentée ici apporte un éclairage supplémentaire sur la singularité apparente de la mangrove de FAO par rapport à celles étudiées en Inde, en Australie ou en Afrique qui se traduit notamment par l'importance (et probablement leur diversité) des larves d'insectes (Tableau 16).



**Photo 5 Larve d'insecte (2250  $\mu\text{m}$  photo LDP)**

En effet, les cinq principaux contributeurs de la production secondaire recensés dans la mangrove de FAO sont les insectes (29,7%), les nématodes (22,9%), les annélides (19,1%), les copépodes (9,9%) et les ostracodes (6,2%). En outre, la participation des insectes est certainement sous estimée dans la mesure où un P/B moyen de 8 a été appliqué à l'ensemble de la méiofaune alors que pour ce groupe Jackson & Sweeney (1995) proposent des turn over très supérieurs.

**En milieu de mangrove, la production des invertébrés benthiques peut livrer des informations additionnelles utiles sur les effets des effluents aquacoles parce qu'elle renseigne sur la quantité d'énergie disponible pour les autres niveaux trophiques (poissons, crabes, crevettes). C'est un descripteur incontournable qui fait partie des éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance, avec une diversité normale, et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien total de leurs capacités reproductrices.**

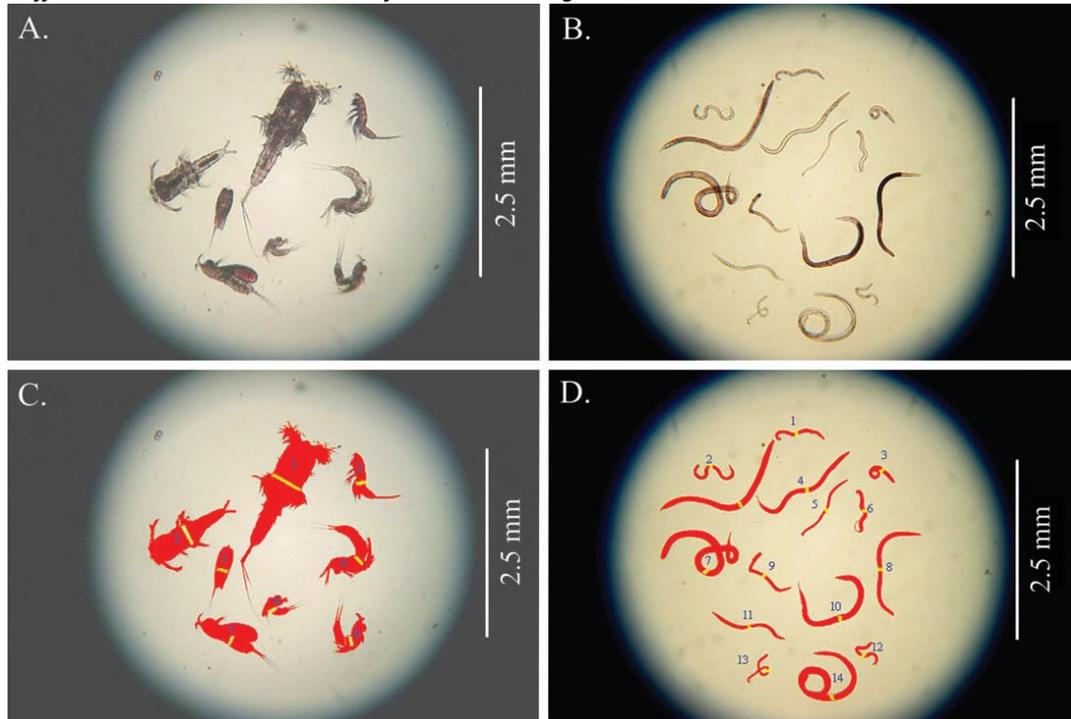
**Sur le L.T, les rejets des fermes aquacoles conduisent à un doublement de la production de la méiofaune dans la mangrove exposée (zone à *Avicennia marina*).**

## *F. Méthodes alternatives de suivi*

Il peut arriver que les méthodes de suivis biologiques décrits ci-dessus ne conviennent pas en raison de la difficulté d'analyse sur le terrain ou en laboratoire ou bien parce que des facteurs confondants ne permettent pas d'isoler les effets attribuables à l'effluent faisant l'objet du suivi. On peut alors proposer d'autres méthodes de rechange qui soient à la fois plus économiques et plus pratiques. La clé à toute méthode de substitution est qu'elle soit scientifiquement défendable et conformes aux directives du projet (Environnement Canada, 2010).

### **1) Substrats artificiels**

Le traitement de la méiofaune (extraction, tri, centrifugation, séparation, détermination) est un processus très long et complexe qui explique la rareté des compétences sur le Territoire voire en métropole. Si l'on s'arrête à une identification au niveau des grands groupes taxonomiques (classes), une automatisation par reconnaissance digitale qui permet un gain de temps considérable après calibration peut être envisagée (Baguley et al., 2004).



**Figure 48** Photomicrographs of harpacticoids (A) and nematodes (B) using a Kodak DC290 digital camera (set at a medium resolution of 1440 × 960 pixels) mounted on a Zeiss compound light microscope fitted with a Plan 2.5 10/8 objective. Camera operation was controlled via Kodak MDS 290 software interface and Dell P780 PC. Photomicrographs of harpacticoids (C) and nematodes (D) showing application of three discrete color overlays per animal for numeric identification and measurement by SigmaScan software. A blue overlay assigned unique numeric identifiers to each animal. A red overlay was used to approximate area of individual images. A yellow overlay was used to approximate mid-body width of each animal (Baguley et al., 2004)..

Dans cette optique, l'utilisation de substrats artificiels comme outils simulant l'état des communautés méiofauniques pour le suivi de la qualité environnementale et de l'impact des contaminants pourrait être considérée (Atilla & Fleeger, 2000). Cette solution qui allège le process a été très souvent suggérée mais peu d'informations sont disponibles sur son applicabilité et sa sensibilité (Smith & Rule, 2002 ; Atilla et al., 2003). Dans la mangrove les seuls travaux disponibles à notre connaissance sont ceux de Gwyther & Fairweather (2002 & 2005) qui se sont intéressés à la colonisation des pneumatophores des *Avicennia* par les épibiontes méiofauniques.

Il existe une certaine controverse sur l'intérêt d'utiliser des substrats artificiels (S.A).

Compte tenu de leurs résultats concluants obtenus en zone côtière avec leurs collecteurs de méiofaune, Mirto & Danovaro (2004) suggèrent que les substrats artificiels présentent les avantages suivants:

- abaissement très sensible des coûts relatifs aux campagnes d'échantillonnage sur le terrain ;
- diminution du temps d'analyse des échantillons ;
- indépendance des caractéristiques du substrat naturel.

Atilla & Fleeger (2000) et Atilla et al., (2003) qui ont investigué la capacité de colonisation de la méiofaune sur des S.A identifient trois points importants à examiner avant de valider cette méthode :

- la structure architectonique des collecteurs (ex brosses ou géotextiles) ;
- la composition des substrats artificiels ;
- le temps de colonisation.



**Figure 49 Substrats artificiels utilisés pour fixer la méiofaune (Mirto & Danovaro, 2004)**

Parmi les sujets additionnels à approfondir, demeurent le fait de savoir si ces substrats artificiels reflètent bien les conditions in situ des sédiments naturels (Mirto et al., 2004) et si toutes les communautés répondent de manière similaire (Atilla et al., 2005).

Sur le même principe de colonisation par la méiofaune, l'utilisation de bacs remplis de sédiment (Wu & Shin, 1997 ; Schratzberger et al., 2004) à la place de collecteurs constitue peut être une méthode plus appropriée dans la mangrove.

Par ailleurs, il faut vérifier au préalable quel est le niveau taxonomique minimum requis pour détecter un éventuel impact environnemental sur les assemblages de la méiofaune (Heip et al., 1985 ; Warwick et al., 1988 ; Olafsson, 1992 et 1995).

Pour Environnement Canada (2005), l'utilisation de substrats artificiels pour l'échantillonnage des invertébrés benthiques n'est généralement pas recommandée comme protocole d'échantillonnage dans le cadre d'un Programme d'ESEE.

Ces auteurs avancent qu'il n'y a aucun avantage à utiliser des substrats artificiels, quand les méthodes courantes fournissent des données au moins aussi fiables que les substrats artificiels, sans leurs nombreux inconvénients et problèmes.

Les substrats artificiels ne permettent pas d'obtenir des échantillons représentatifs de la communauté benthique indigène du site où ils sont placés. Il s'agit d'engins sélectifs qui favorisent les espèces mobiles, sujettes à la dérive, des substrats durs. En outre, les substrats artificiels ne permettent pas de surveiller adéquatement les effets des contaminants présents dans les sédiments ou liés à ces derniers sur les organismes aquatiques, car les taxons associés aux sédiments sont généralement sous-représentés dans les échantillons prélevés à l'aide de substrats artificiels. Les communautés d'invertébrés sur les substrats artificiels reflètent uniquement les conditions qui prévalaient durant la période d'exposition et n'intègrent pas les effets à plus long terme. L'utilisation de substrats artificiels pour l'échantillonnage des invertébrés benthiques peut donc se révéler inefficace pour détecter les effets des effluents, particulièrement lorsque les espèces non mobiles, les contaminants liés aux sédiments et l'intégration à long terme des effets sont importants.

Les considérations d'Environnement Canada (2005) sur la pertinence des S.A sont étayées par des ESEE qui ont utilisé les organismes benthiques appartenant au macrobenthos et non au méiobenthos. Or, il est bien établi que ces communautés présentent des réponses différentes face aux perturbations environnementales (Castel et al., 1989 ; Albertell et al., 1999 ; Kennedy & Jacoby , 1999 ; Austen & Widdicombe, 2006 ; Motjahid et al., 2008).

**Dans cette optique, l'utilisation de substrats artificiels comme outils simulant l'état des communautés méiofauniques pour le suivi de la qualité environnementale et de l'impact des contaminants mériterait d'être considérée.**

## **2) Bioessais à l'aide de micro- mésocosmes**

Cette démarche est recommandée lorsque certains descripteurs environnementaux peuvent être une source de confusion ou lorsqu'il y a rejets multiples, ou à cause de l'hostilité du milieu d'étude, ou encore si des rejets d'effluents dans le passé ont modifié l'habitat à l'étude (Environnement Canada, 2010).

Par exemple, le fait que les conditions expérimentales soient contrôlées se traduit vraisemblablement par une moindre variabilité dans les milieux de référence et d'exposition par rapport aux données de terrain. Il peut ainsi être possible d'atteindre des niveaux équivalents de puissance statistique en utilisant des tailles d'échantillon plus petites que celles utilisées sur le terrain. De même, il pourrait être possible d'atteindre des niveaux supérieurs de puissance ou de déceler des amplitudes d'effet plus petites tout en utilisant les mêmes tailles d'échantillon que celles qui sont employées sur le terrain. En fait, il peut même être souhaitable de disposer d'une puissance suffisante pour détecter de plus faibles amplitudes d'effet dans les études en mésocosme que dans les études de terrain, étant donné que les durées d'exposition sont généralement plus courtes dans les études en mésocosme (Coull & Chandler, 1992).

En outre, étant donné le cycle relativement court des changements de structure des communautés d'invertébrés à l'intérieur des mésocosmes ou des microcosmes (Austen, 1989; Austen et al., 1994 ; Austen et al., 1997a, b ), on peut envisager d'utiliser les mêmes critères d'effet que dans l'étude des invertébrés sur le terrain.

Cette augmentation de la précision est l'un des avantages les plus fréquemment cités de l'usage des mésocosmes par rapport à l'échantillonnage sur le terrain, et doit être évaluée par rapport au désavantage que représente une baisse potentielle de l'exactitude en raison de l'utilisation d'une simulation (aussi réaliste que possible) des conditions réelles de terrain (Environnement Canada, 2005).

**La conduite sur le terrain de bioessais à l'échelle des communautés au moyen de mésocosmes ou en laboratoire à l'aide de microcosmes pourrait être envisagée en remplacement du suivi biologique classique pour déterminer l'amplitude et la portée géographique des effets.**

## *G. Propositions de mesures palliatives*

### **1) Réduction des composés azotés N et phosphorés P dans les effluents**

Un des moyens les plus efficaces pour minimiser l'impact des effluents crevetticoles sur l'écosystème mangrove calédonien porte sur l'alimentation du cheptel, source majeure des éléments nutritifs qui conduisent à l'eutrophisation (Smith et al., 1999 ; Trott & Alongi,

2000 ; Jones et al., 2001 ; MacKinnon et al., 2002 ; Burford et al., 2003 ; De Lacerda et al., 2006) .

Parmi les voies de progrès on peut citer :

1. augmentation de la durée de tenue à l'eau du granulé pour réduire les pertes par désintégration (Cuzon et al., 1982 ; Fox et al., 2001) ;
2. diminution du taux de protéines dans l'aliment et utilisation de sources végétales et animales de phosphore plus digestibles par la crevette afin de réduire la pollution en azote et en phosphore (Cuzon et al., 2004) ;
3. amélioration du rapport protéines/énergie afin d'allouer l'essentiel du pool de protéines à la croissance et moins à l'énergie à partir de nutriments hautement digestibles ( Suresh et Zendejas, 2000) ;
4. affiner l'estimation et le contrôle de la consommation de l'aliment (mangeoires) par les crevettes (Della Patrona & Brun, 2008).

Certaines voies sont menées en routine par les providiers locaux (1). D'autres sont en cours par le LEAD en relation avec les usines d'aliment (2). Enfin, l'effort majeur devrait porter sur le 4 qui constitue, à nos yeux, la principale source d'épargne environnementale du milieu récepteur mais qui dépend de la profession.

## **2) Réduction des Matières Solides en Suspension (MESS) dans les effluents**

Il est suspecté que l'impact majeur d'une ferme aquacole ne résiderait pas dans son effet « organique » mais « physique ». Ces implantations aquacoles interfèreraient « physiquement » selon deux modes sur le milieu récepteur.

En premier lieu, certaines fermes sont situées sur des tannes qui correspondent à des zones d'évacuations naturelles des pluies cycloniques (ZENPC). Ces phénomènes exceptionnels se soldent par de violents « flush » qui gouvernent sur le L.T, l'architecture « naturelle » de la mangrove et de son réseau de drainage hydrologique. Les digues des bassins agiraient comme une barrière physique bloquant l'effet « bénéfique » des vidanges décennales ou centennales à travers des ZENPC.

En second lieu, les effluents crevetticoles charrient des quantités énormes de Matières Solides en Suspension (MESS) (Pruder, 1992) comme le soulignent Boyd et Gauthier (2000) qui indiquent les concentrations (mini, maxi, moyenne) suivantes : 10 ; 108 ; 3671 mg l<sup>-1</sup>. Ces MESS contenues dans les effluents s'amoncellent dans la mangrove et modifient sa topographie et son hydrologie comme l'a montré l'étude diachronique (pluri décennale) des formations végétales de la mangrove de (Virly et al., 2005).

L'origine de ces MESS est bien établie. Dès que l'on met un bassin en eau, la sédimentation se met en place, alimentée par des sources internes et externes (Boyd, 1995). L'érosion des parois du canal d'amenée d'eau est la principale source extérieure de dépôts solides. A l'intérieur du bassin, les vagues, la bioturbation et l'aération remettent en suspension les particules qui sédimentent en retour sur le fond (Yuvanatemiya et Boyd, 2006).

Pour minimiser les MESS, on peut adopter plusieurs stratégies à l'intérieur et/ou à l'extérieur du bassin.

Della Patrona & Brun (2008) conseillent de placer un liner sur les digues des bassins dès la phase de construction suite au constat de Yuvanatemiya & Boyd (2006).

Une autre voie est la mise en place de bassins de décantation. De très nombreux travaux ont été menés sur leur efficacité et sur le volume/surface nécessaire pour « essayer » les rejets (Schwartz & Boyd, 1995 ; Teichert-Coddington et al., 1999 ; Negroni, 2000).

Ces unités sont généralement efficaces pour réduire les MESS mais peu ou pas les éléments nutritifs (Gauthier et al., 2001 ; Jackson et al., 2003). Les performances de rétention de ces systèmes peuvent être légèrement améliorées par la culture de palétuviers (Robertson & Philipps, 1995), de plantes halophytes (Brown et al., 1999 ; Brown & Glenn, 1999 a,b) et de macroalgues (Jones et al., 2002) ou bien encore par l'élevage de poissons et/ou d'huîtres (Erler et al., 2004).

**Il existe de nombreuses possibilités à explorer et à développer pour minimiser l'impact potentiel des effluents crevetticoles sur le milieu récepteur.**

## **VI. Conclusions**

Cette étude préliminaire apporte de nombreux éléments qui pourraient satisfaire aux exigences d'une Etude de Suivi des Effets sur l'Environnement (ESEE) normalisée du type de celles qui sont employées pour le suivi des effluents des usines de pâtes et papiers depuis une dizaine d'années (Environnement Canada, 2005a).

En premier lieu, le plan d'étude standardisé réalisé conformément aux méthodes normalisées de bonnes pratiques scientifiques doit s'établir comme suit (Environnement Canada, 2010):

1. couvrir une saison représentative sur le plan écologique ;
2. prévoir un échantillonnage dans une zone de référence et une zone fortement exposée ;
3. prévoir un échantillonnage dans des habitats écologiquement représentatifs ;
4. appliquer un plan d'échantillonnage sélectionné selon les caractéristiques du site ;
5. comporter la mesure de variables environnementales connexes particulières à chaque site ;
6. permettre l'uniformisation des méthodes de terrain et de laboratoire.

*Conformité de cette étude avec la norme du plan évoqué ci-dessus:*

1. *Oui. Un suivi a été réalisé sur plus de 1 an dans la zone à Avicennia. Une comparaison a été effectuée avant et pendant l'activité.*

*A améliorer : La variabilité et la fréquence trop large de l'échantillonnage 27-76 jours. Les saisons différentes de la comparaison avant et pendant l'activité.*

2. *Oui.*
3. *Oui.*
4. *Oui.*
5. *Oui.*

*A améliorer : Ajouter des variables de qualité de la MO par des mesures de glucides, protéines et lipides (Dell' Arno et al., 2002 ; Pusceddu et al. 2007 & 2008). Niveau de résolution taxonomique.*

6. *Oui*

Le bilan de l'ESEE type (Environnement Canada, 2010) doit finalement répondre aux questions cruciales suivantes :

7. Y-a-t-il un effet ?
8. L'effet a-t-il été confirmé au cours de deux cycles consécutifs ?
9. L'effet mesuré dépasse-t-il un seuil critique ?
10. Connaît-on l'ampleur de l'effet ;
11. Connaît-on la portée géographique de l'effet ?
12. Connaît-on la cause de l'effet attribuable à la ferme ?

Réponses apportées par cette étude :

7. Oui.
8. Non.
9. Non.
10. Oui.
11. Non. Biaisé par l'effet type de végétation.

*A améliorer : établir un gradient d'échantillonnage selon la durée d'immersion à l'intérieur de chacune des 5 formations végétales.*

12. Oui.

*A préciser : la part de responsabilité des MESS et des sels nutritifs (Cf. Thèse Nathalie Molnar).*

Cependant, il faut analyser avec prudence ces résultats qui ne sont valables pour l'instant que pour le contexte étudié, c-à-d une petite ferme rejetant ses effluents dans une mangrove ayant une superficie équivalente à celle des bassins.

En effet, pour Mirto et al., (2002), les résultats des ESEE ne sont pas toujours transposables à différents contextes écologiques car la plupart du temps ils ont été obtenus dans des zones de surfaces réduites (Danovaro et al., 2003b). Dans une vaste étude à l'échelle de la méditerranée, Mirto et al., (2010) montrent que l'influence des rejets est spécifique suivant la région ou l'habitat considéré. Pusceddu et al., (2007) complètent cette démonstration en rappelant que la généralisation d'un effet obtenu sous la pression d'une ferme donnée à d'autres environnements aquacoles est fragile étant donné la nature *idiosyncratique* avérée de l'impact des rejets aquacoles sur la biogéochimie des sédiments. Il conviendrait donc de réitérer ces études sur FAO ou de les envisager sur un autre site.

## Références

- Albertelli, G., Covazzi-Harriague, A., Danovaro, R., Fabiano, M., Frascchetti, S., Pusceddu, A., 1999. Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *Journal of Sea Research* .Vol. 42, N° 1, 11-26.
- Alongi, D.M., 1987a. Inter-estuary variation and intertidal zonation of free living nematode communities in tropical mangrove systems. *Marine Ecology Progress Series* 40, 103-114.
- Alongi, D.M., 1987b. Intertidal zonation and seasonality of meiobenthos in tropical mangrove estuaries. *Marine Biology* 95, 447-448.
- Alongi, D.M., 1987c. The influence of mangrove-derived tannins on intertidal meiobenthos in tropical estuaries. *Oecologia* 71, 537-540.
- Alongi, D.M., 1989. The role of soft bottom benthic communities in tropical mangrove and coral reef ecosystems. *Review Aquatic Sciences.*, 1 : 243-280.
- Alongi, D.M., Tietjen, J.H., 1980. population growth and trophic interaction among free-living marine nematodes. In *Marine Benthic Dynamics* (K.R. Tenore and B.C. Coull, eds.). University of South Carolina Press, Columbia.
- Amjad, S., Gray, J.S., 1983. Use of the Nematode-copepod ratio as an index of organic pollution. *Marine Pollution Bulletin*. Vol.14., no. 5, 178-181.
- Ansari, Z.A., Sreepada, R.A., Matondkar, S.G.P., Parulekar, A.H., 1993. Meiofauna stratification in relation to microbial food in a tropical mangrove mudflat. *Tropical Ecology* 34, 63-75.
- Aquadev.,2000. Inventaire des sites aquacoles de Nouvelle-Calédonie.10p.

- Armenteros, M., Martin, I., Williams, J.P., Creagh, B., Gonzalez-Sanson, G., Capetillo, N., 2006. Spatial and temporal variations of meiofaunal communities from the western sector of the Gulf of Batabano, Cuba. I. Mangrove system. *Estuaries and Coasts* 29, 124-132.
- Arlt, G., 1973. Zur produktionsbiologischen Bedeutung des Meiofauna in Küstengewässern. *Wiis. Z. Univ. Rostock* 22, 1141-1145.
- Aschenbroich, A., 2011. Spatial and Temporal Changes of Surface Sediment Organic Matter Characteristics in a Mangrove subjected to Shrimp Farm Effluents, New Caledonia. Rapport Master 2. Département des Peuplements et Mileux Aquatiques, Museum National d'Histoire Naturelle. 71 pp.
- Atilla, N., Fleeger, J.W., 2000. Meiofaunal colonization of artificial substrates in an estuarine embayment. *Marine Ecology* . Vol. 21, no. 1, 69-83.
- Atilla, N.; Wetzel, M.A.; Fleeger, J.W. 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 287, no. 2, 273-287.
- Atilla, N., Fleeger, J.W., Finelli, C.M., 2005. Effects of habitat complexity and hydrodynamics on the abundance and diversity of small invertebrates colonizing artificial substrates. *Journal of Marine Research*. Vol. 63, 1151-1172.
- Austen, M.C., 1989. Factors affecting estuarine meiobenthic assemblage structure: a multifactorial microcosm experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol.130, 167-187.
- Austen, M.C., Mc Evoy, A.J., Warwick, R.M., 1994. The specificity of meiobenthic community responses to different pollutants: Results from microcosm experiments. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 28, no. 9, 557-563.
- Austen, M.C., McEvoy, A.J., 1997. The use of offshore meiobenthic communities in laboratory microcosm experiments: Response to heavy metal contamination. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 211, no. 2, 247-261.
- Austen, M.C., McEvoy, A.J., 1997. Experimental effects of tributyltin (TBT) contaminated sediment on a range of meiobenthic communities. *Environmental Pollution*. Vol. 96, no. 3, 435-444.
- Austen, M.C., Sommerfield, P.J., 1997. A community level sediment bioassay applied to an estuarine heavy metal gradient. *Marine Environmental Research*. Vol. 43, no. 4, 315-328.
- Austen, M.C., Widdicombe, S., 2006. Comparison of the response of meio- and macrobenthos to disturbance and organic enrichment. Vol. 330, 96-104.
- Avnimelech, Y., Ritvo, G., 2003. Shrimp and fish soils: processes and management. *Aquaculture* 220, 549-567.

*Effets des effluents crevetticoles sur la méiofaune de la mangrove*

Balasubramanian, T., Das, B., Saravanakumar, A., Raja, K., 2011. Benthic meiofaunal Composition and Community in the Sethukuda mangrove Area and Adjacent Open Sea, east Coast of India. *Ocean Science Journal*, 46, no2, 63-72.

Barbier, E. Sathirathai, S., 2004. Shrimp farming and mangrove loss in Thailand. Edward Edgar Publishing, Inc. Massachusetts, USA.

Baguley, J.G., Hyde, L.J., Montagna, P.A., 2004. A semi-automated digital microphotographic approach to measure meiofaunal biomass. *Limnology and Oceanography: methods* 2, 181-190.

Beers, J.R., Stewart, G.L., 1970. Part VI: Numerical abundance and estimated biomass of microzooplankton. In: Strickland, J.D.H. (Eds.), *The ecology of the plankton off La Jolla, California, in the period April through September, 1967*. Bulletin Scripps Institution of Oceanography. Vol. 17, 67-87.

Benke A.C., 1998. Production dynamics of riverine chironomids: extremely high biomass turnover rates of primary consumers. *Ecology*, 79, 899-910.

Benke A.C., Wallace J.B., 1997. Trophic basis of production among riverine caddisflies: implications for food web analysis. *Ecology*, 78, 1132-1145.

Bianchelli, S., Gambi, C., Zeppilli, D., Danovaro, R., 2010. Metazoan meiofauna in deep-sea canyons and adjacent open slopes: a large-scale comparison with focus on the rare taxa. *Deep Sea Research I* 57, 420-433.

Blanchard, G.F., 1991. Measurement of meiofauna grazing rates on microphytobenthos: is primary production a limiting factor? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 147, 37-46.

Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierck, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurusawa, H., Larsson, P., Wegelnska, T., 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal Zoology* 24, 419-456.

Boucher, G., 2004. Meiobenthos et indicateurs de la qualité des écosystèmes. Quel intérêt pour l'aquaculture des crevettes ? *Styli* 2003. Actes du colloque. IFREMER , 167-172.

Boucher, G., 1997. Structure and biodiversity of nematode assemblages in the SW lagoon of New Caledonia. *Coral Reefs*. Vol. 16, no. 3, 177-186..

Boyd, C.E., 1995. *Bottom soils, sediment and pond aquaculture*. Chapman and Hall, New York, USA, 348pp.

Boyd, C.E., 1997. *Shrimp farming and the Environment*. A white paper. Department of Fisheries and Allied Aquacultures, Auburn University, Alabama.

Boyd, C.E., 1999. *Codes of practice for responsible shrimp farming*. Global aquaculture alliance. St Louis, MO USA. 42 pp.

- Boyd, C.E., 2000. Farm effluent during draining for harvest. *The advocate* August 2000., 26-27.
- Boyd, C.E., 2000. Water quality standards: total phosphorus. *The Advocate* 3, 70-71.
- Boyd, C.E., Gauthier, D., 2000. Effluent composition and water quality standards. *The Advocate* 3, 61-66.
- Briggs, M.R.P., Funge-Smith, S.J., 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management* 25, 789-811.
- Brown, J.J., Glenn, E.P., Fitzsimmons, K.M., Smith, S.E., 1999. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquaculture*. Vol. 175, no. 3-4, 255-268.
- Brown, J.J., Glenn, E.P., 1999a. Management of saline aquaculture effluent through the production of halophyte crops. *World aquaculture*, December 1999, 44-49.
- Brown, J.J., Glenn, E.P., 1999b. Reuse of highly saline aquaculture effluent to irrigate a potential forage halophyte, *Suaeda esteroa*. *Aquacultural Engineering*. Vol. 20, no. 2, 91-111.
- Burd, B.J., Nemec, A., Brinkhurst, R.O., 1990. The development and application of analytical methods in benthic marine infaunal studies. *Advance in Marine Biology*, no. 26, 169-247.
- Burford, M.A., Costanzo, S.D., Dennison, W.C., Jackson, C.J., Jones, A.B., McKinnon, A.D., Preston, N.P., Trott, L.A., 2003. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 46, Issue 11, 1456-1469.
- Burford, M., Lorenzen, K., 2004. Modeling nitrogen dynamics in intensive shrimp ponds: the role of sediment remineralisation. *Aquaculture* 229, 129-145.
- Burgess, R., 2001. An improved protocol for separating meiofauna from sediments using colloidal silica sols. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 214, 161-165.
- Castel, J., Labourg, P.J., Escavavage, V., Auby, I., Garcia, M.E., 1989. Influence of seagrass beds and oysters park on the abundance and biomass patterns of meio- and macrobenthos in tidal flats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28, 71-85
- Chainho, P., Lane, M.F., Chaves, M.L., Costa, J.L., Costa, M.J., Dauer, D.M., 2007. Taxonomic sufficiency as a useful tool for typology in a poikilohaline estuary. *Hydrobiologia*, no. 587, 63-78.
- Chambers, P.A., Guy, M., Roberts, E.S., Charlton, M.N., Kent, R., Gagnon, C., Grove, G., Foster, N., 2001. Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. *Environnement Canada, Ottawa (Ontario)*. 271 p.
- Chapman, M.G., Tolhurst, T.J., 2007. Relationships between benthic macrofauna and biogeochemical properties of sediments at different spatial scales and among different

habitats in mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 343, 96-109.

Charrière, F., Pavillon, N., Colomb, T., Depeursinge, C., Hegera, T.J, Mitchell, E.A.D., Marquet, P., Rappaz, B., 2006. Living specimen tomography by digital holographic microscopy: morphometry of testate amoeba. *Optics Express* 7013. Vol. 14, no. 16, 7005-7013.

Chelossi, E., Vezzulli, L., Milano, A., Branzoni, M., Fabiano, M., Riccardi, G., Banat, I.M., 2003. Antibiotic resistance of benthic bacteria in fish-farm and control sediments of the Western Mediterranean. *Aquaculture* 219, 83-97.

Chinnadurai, G., Fernando, O.J., 2003. Meiofauna of Pitchavaram Mangroves along Southeast Coast of India. *Journal Marine Biology Association of India*, 45, no. 22, 158-165.

Chinnadurai, G., Fernando, O.J., 2006. Meiobenthos of Cochin Mangroves (Southwest Coast of India) with emphasis on free living marine nematode assemblages. *Russian Journal of Nematology*, 14, no. 2, 127-137.

Chinnadurai, G., Fernando, O.J., 2007. Meiofauna of Mangroves of the Southeast Coast of India with special reference to the free-living marine nematode assemblage. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 329-336.

Clarke, K.R., 1990. Comparizon of dominant curves. *Marine Biology and Ecology*, no. 138, 143-157.

Coineau, N., 1970. Isopodes interstitiels de Nouvelle-Caledonie. In *Expéditions Francaise récifs coralliens Nouvelle-Calédonie*. Fondation Singer-Polignac 4, 353-376.

Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., Loneragan, N.R., Thomas, M., 2001. A new approach for detecting and mapping sewage Impacts. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 42, no. 2, 149-156.

Coull, B.C., Hicks, G.R.F., Wells, J.B.J.. 1981. Nematode/copepods ratios for monitoring pollution: a rebuttal. *Marine Pollution Bulletin*.Vol. 12., 378-381.

Coull, B.C, 1999. Role of meiofauna in estuarine soft bottoms Habitats. *Australian Journal of Ecology* 24, 327-343

Coull, B.C., Chandler, G.T., 1992. Pollution and meiofauna: field, laboratories, and mesocosm studies. *Oceanography Marine Biology Annual Review*. 30, 191-271.

Crisp, D.J., 1984. Energy flow measurements, pp. 284-370 in Holme, N.A., McIntyre, A.D., (eds). *Methods for the study of marine benthos*.IBP hand book 16. Blackwell Scientific Publications. 387 pp.

Cuzon., G., Hew., M.,Cognie., D., Solechnik., P. 1982. Time lag effect of feeding on growth of juvenile shrimp *Penaeus japonicus* bate. *Aquaculture* 29, 33-44.

Cuzon, G., Lawrence, A.L., Gaxiola, G., Rosas, C., Guillaume, J., 2004. Nutrition of *L. vannamei* reared in tanks or in ponds. *Aquaculture* 235, 513-551.

Danovaro, R., Fabiano, M., Vincx, M., 1995. Meiofauna response to the Agip Abruzzo oil spill in subtidal sediments of the Ligurian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 30, no. 2, 133-145.

Danovaro, R., Tselepides, A., Otegui, A., Della Croce, N.D., 2000. Dynamics of meiofaunal assemblages on the continental shelf and deep sea sediments of the cretan sea (NE mediterranean): relations with seasonal changes in food supply. *Progress in Oceanography* 46, 367-400.

Danovaro, R., Armeni, M., Corinaldesi, C., Mei, M.L., 2003a. Viruses and marine pollution. *Marine Pollution Bulletin* 46, 301-304.

Danovaro, R., Corinaldesi, C., Luna, G.M., La Rosa, T., Mazzola, A., Mirto, S., Vezzulli, L., Fabiano, M., 2003b. Aquaculture impact on benthic microbes and organic matter cycling in coastal mediterranean sediments: a synthesis. *Chemistry and Ecology*, Vol. 19, no. 1, 59-65.

Danovaro, R., Gambi, R., Luna, G.M., Mirto, S., 2004. Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 325-333.

Dauvin, J.C., Gomez Gesteira, J.L., Salvande Fraga, M., 2003. taxonomicsufficiency : an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin* 46, 552-555.

Debenay, J.P., Della Patrona, L., Herbland, A., Goguenheim, H., 2009 . The impact of easily oxidized material (EOM) on the meiobenthos: Foraminifera abnormalities in shrimp ponds of New Caledonia; implications for environment and paleoenvironment survey. *Marine Pollution Bulletin* , 59 , 323–335.

Delamarre Deboutteville, C., Renaud-Mornant, J., 1966. Un nouveau genre de Tardigrades des sables coralliens détritiques de Nouvelle-Calédonie. *Cahiers du Pacifique* 9, 150-156.

De Lacerda, L.D., Vaisman, A.G., Maia, L.P., Silva, C.A.E., Cunha, E.M.S., 2006. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. *Aquaculture* 253, 433-446.

Delgado, O., Ruiz, J., Pérez, M., Romero, J., Ballesteros, E., 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica acta*, Vol.22., no. 1, 109-117.

Della Patrona L., 2008. Contribution de l'Ifremer au projet Structuration écologique et bilan des processus biogéochimiques au sein d'une mangrove « atelier » (Baie de Téremba, Nouvelle-Calédonie) – Impact potentiel des effluents de la crevetticulture. Ifremer/DAC/RC ., 20 p.

Della Patrona, L., Beliaeff, B., Pickering, T., 2011. Mitigation of sea level rise effects by addition of sediment to shrimp ponds. *Aquaculture Environment Interaction*. Vol. 2, 27–38.

*Effets des effluents crevetticoles sur la méiofaune de la mangrove*

Della Patrona, L., Beliaeff, B., Debenay, J.P., Herbland, A., 2011. Mise en évidence de variables biologiques et biogéochimiques discriminantes de l'état de fonctionnement des bassins d'élevage de crevettes de mer *Litopenaeus stylirostris* en Nouvelle Calédonie- Sélection d'indicateurs de la qualité des sédiments. Centre du Pacifique. Département Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture Durable (LEAD/NC).Ifremer/LEAD/RC 2011.

Della Patrona, L., Brun, P., 2008. Elevage de la crevette bleue en Nouvelle-Calédonie *Litopenaeus stylirostris* Bases biologiques et zootechnie.LEAD/NC 320 p.

Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A., Danovaro, R. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. Marine Pollution Bulletin, 44, 611-622.

Dinet, A., Sornin, J.M., Sablière, A., Delmas, D., Feuillet-Girard, M., 1990. Influence de la bioéposition de bivalves filtreurs sur les peuplements méiobenthiques d'un marais maritime. Cahiers de Biologie Marine, 31, 307-322.

Dye, A.H., 1983a. Composition and seasonal fluctuations of meiofauna in a southern African mangrove estuary. Marine Biology 73, 165-170.

Dye, A.H., 1983b. Vertical and horizontal distribution of meiofauna in mangrove sediments in Transkei, Southern Africa. Estuarine, Coastal and Shelf Science 16, 591-598.

Dye, A.H., Furstenberg, J.P., 1981. Estuarine meiofauna. In: Estuarine ecology: with particular reference to southernAfrica, pp 179-186. Ed. J.H. day. Cape Town: A.A. Balkema.

Environnement Canada., 2003. Guide technique révisé pour la réalisation d'étude de délimitation du panache des effluents. Bureau national des ESEE, Institut national de recherche sur les eaux, Gatineau (Québec), Canada.

Environnement Canada., 2005a. Guide technique pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les fabriques de pâtes et papiers. Environnement Canada, Bureau national des ESEE, Institut national de recherche sur les eaux, Gatineau (Québec), Canada.

Environnement Canada., 2005b. Améliorer l'efficacité et l'efficience de la surveillance des effets environnementaux dans le secteur des pâtes et papiers : un projet de réglementation intelligente. Non publié.

Environnement Canada., 2008. Recherche des causes pour les ESEE des effluents des fabriques de pâtes et papiers. Bureau national des ESEE, Institut national de recherche sur les eaux, Gatineau (Québec), Canada

Environnement Canada., 2010. Guide technique pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les fabriques de pâtes et papiers. Aperçu du programme 2010. Environnement Canada, Bureau national des ESEE, Institut national de recherche sur les eaux, Gatineau (Québec), Canada.

Erlor., D., Pollard.,P., Duncan., P., Knibb., W., 2004. Treatment of shrimp farm effluent with omnivorous finfish and artificial substrates. Aquaculture Research 35, 816-827.

- Feller, R.J., Warwick, R.M., 1988. Energetics. In: Higgins RP, Thiel H (eds). Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 181-196.
- Findlay, R.H., Watling, L., Mayer, L.M., 1995. Environmental impact of salmon netpen culture on marine benthic communities in Maine. A case study. *Estuaries* 18, 145-179.
- Flaherty, M., Karnjanakesorn, C., 1995. Marine shrimp aquaculture and natural resource degradation in Thailand. *Environmental Management* 19, 27-37.
- Fleeger, J.W., Palmer, M.A., 1982. Secondary production of the estuarine, meiobenthic copepod *Microarthridion littorale*. *Marine Ecology Progress Series*, 7, 157-162.
- Fox, J.M., Treece, G.D., Sanchez, D.R., 2001. Shrimp nutrition and feed management. In Haws, M.C. and Boyd, C.E. (Eds.). *Methods for improving shrimp farming in Central America*; UCA Press, Managua, Nicaragua, 292 pp.
- Gambi, C., Bianchelli, S., Pérez, M., Iners, O., Ruiz, J.M., Danovaro, R., 2009. Biodiversity response to experimental induced hypoxic-anoxic conditions in seagrass sediments. *Biodiversity and Conservation* 18, 33-54.
- Gambi, C., Lampadariou, N., Danovaro, R., 2010. Latitudinal, longitudinal and bathymetric patterns of abundance, biomass of metazoan meiofauna : importance of the rare taxa and anomalies in the deep Mediterranean Sea. *Advances in Oceanography and Limnology* 1, 167-198.
- Gautier, D., Amador, J., Newmark, F., 2001. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents: preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. *Aquaculture Research* 32, 787-799.
- Gee, J.M., Somerfield, P.J. 1997. Do mangrove diversity and leaf litter decay promote meiofaunal diversity? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 218, 13-33.
- Somerfield, P.J., Gee, J.M., Aryuthaka, C., 1998. Meiofaunal communities in a Malaysian mangrove forest. *Journal Marine Biology Association of United Kingdom*, 78, 717-732.
- Gerlach, S.A., 1971. On the importance of marine meiofauna for benthos communities. *Oecologia (Berl)* 6, 176-190.
- Gerlach, S.A., 1978. Food chain relationships in subtidal silty-sand marine sediments and the role of meiofauna in stimulating bacterial growth. *Oecologia (Berl)* 33, 55-69.
- Giere, O., 1993. *Meiobenthology. The microscopic fauna in Aquatic Sediments*. Springer-Verlag. 329p.
- Gradinger, R., Friedrich, C., Spindler, M., 1999. Abundance, biomass and composition of the sea ice biota of the Greenland Sea pack ice. *Deep-Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography* 46, 1457-1472.

Grall, J., Chauvaud, L., 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*, 8, no. 9, 813-830.

Gray J.S., Wu, R.S., Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238, 249-279.

Grego, M., De Troch, M., Forte, J., Malej, A., 2009. Main meiofauna taxa as an indicator for assessing the spatial and seasonal impact of fish farming. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1178-1186.

Grego, M., De Troch, M., Cermelj, B., Forte, J., Berden-Zrimec, M., Malej, A., 2007. Impact of fish farming on meiofauna: a case study from the bay of Piran (Slovenia). Thirteenth international meiofauna conference (THIRIMCO): Pernanbuco, Brazil, July 29-August 3, 2007 Ed. Univ. Fed. de Pernambuco, 2007 .107pp.

Gyedu-Ababio, T.K., Furstenberg, J.P., Baird, D., Vanreusel, A., 1999. Nematodes as indicators of pollution: A case study from the Swartkops River system, South Africa. *Hydrobiologia*. Vol. 397, 155-169.

Guo, Y., Della Patrona, L., Reznik-Orignac, J., Boucher, G., 2005. La méiofaune des bassins à crevettes *Litopenaeus stylirostris* du syndrome d'hiver en Nouvelle-Calédonie. Rapport de contrat universitaire Ifremer/CNRS N°2004 7 7523400. 20p.

Gustafsson, M., Dahlloef, I., Blanck, H., Hall, P., Molander, S., Nordberg, K., 2000. Benthic Foraminiferal Tolerance to Tri-n-Butyltin (TBT) Pollution in an Experimental Mesocosm. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 40, no. 12, 1072-1075.

Gwyther, J., 2003. Nematode assemblages from *Avicennia marina* leaf litter in a temperate mangrove forest in south-eastern Australia. *Marine Biology*, 142, 289–297.

Gwyther, J., Fairweather, P.G., 2002. Colonisation by epibionts and meiofauna of real and mimic pneumatophores in a cool temperate mangrove habitat. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 229, 137-149.

Gwyther., D., Fairweather., P., 2005. Meiofaunal recruitment to mimic pneumatophores in a cool-temperate mangrove forest: spatial context and biofilm effects. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 317, 69-85.

Hakanson, L., 1994. A review of effect-dose-sensitivity models for aquatic ecosystems. *Internationale revue des Gesamten Hydrobiologie* 79, 621-667.

Hambrey, J., 1996. The mangrove question. Asian shrimp news, Asian shrimp culture council, Bangkok, Thailand, Issue Number 26, 2<sup>nd</sup> quarter.

Hansen P.J., Bjornsen, P.K., Hansen B.W., 1997. Zooplankton grazing and growth: Scaling with the 2-2,000- $\mu$ m body size range. *Limnology and Oceanography*, 42, 687-704.

Heip, C., Vincx, M., Vranken, G., 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 399-489.

Hellawell, J.M., 1986. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier, Londres.

Hendelberg, M., Jensen, P., 1993. Vertical distribution of the nematode fauna in a coastal sediment influenced by seasonal hypoxia in the bottom water. *Ophelia*, 37, 83-94.

Herbland, A., Harache, Y., 2008. Santé de la crevette d'élevage en Nouvelle-Calédonie. Editions QUAE :142 pp.

Hicks, G.R.F., Coull, B.C., 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 21, 67-175.

Higgins, R. P., 1967. The Kinorhyncha of New Caledonia. In Expedition Française récifs coralliens Nouvelle-Calédonie. Fondation Singer-Polignac 2, 75-90.

Higgins, R.P., Thiel, H., 1988. Introduction to the study of Meiofauna. Published by the Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. London. 488p. Published by the Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. London. 488p.

Hodda, M., Nicholas, W.L., 1985. Meiofauna associated with mangroves in the Hunter river estuary and Fullerton cove, South-Eastern Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 36, 41-50.

Holmer, M., Frederiksen, M., Pusceddu, A., Danovaro, R., Mirto, S., Perez, M., Marbà, N., Duarte, C.M., Diaz-Almela, E., Tsapakis, M., Karakassis, Y. 2008. Effects of fish-farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: synthesis and provision of management tools. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1618-1629

Hopkins, J.S., Browdy, C.L., Sandifer, P.A., 1994. Sludge management in Intensive pond Culture of shrimp: effect of management regime on water quality, sludge characteristics, nitrogen extinction, and shrimp production. *Aquacultural Engineering* 13, 11-30.

Huys, R., Gee, J.M., Moore, C.G., Hamond, R., 1996. Marine and brackishwater Harpacticoid copepods. Part 1. Key and notes for identification species. Synopses of the british fauna. edited by R.S.K. Barnes & J.H. Crothers. no 51., 353p.

Inglis, W. G., 1967. Interstitial nematodes from St. Vincent's Bay, New Caledonia. In Expédition Française récifs coralliens Nouvelle-Calédonie. Fondation Singer-Polignac 2, 29-74.

Jackson, C.J., Preston, N., Burford, M.A., Thompson, P.J., 2003. managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. *Aquaculture* 226, 23-34.

Jackson J.K., Sweeney B.W., 1995. Egg and larval development times for 35 species of tropical stream insects from Costa Rica. *Journal of the North American Benthological Society*, 14, 115-130.

Jaspers C., Nielsen T.G., Carstensen J., Hopcroft R.R., Møller E.F., 2009. Mesozooplankton distribution across the Southern Indian Ocean with emphasis on the role of Larvaceans. *Journal of Plankton Research*, 31, 525-540.

Jensen, P., 1984. Measuring carbon content in nematodes. *Helgol Meeresunters*, 38, 83-86.

Johnsen, R.I., Grahl-Nielsen, O., Lunestad, B.T., 1993. Environmental distribution of organic waste from a marine fish farm. *Aquaculture* 118, 229-244.

Jones, A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J., Dennison, W.C., 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52, 91-109.

Jones, A.B., Preston., N.P., Dennison., W.C., 2002. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. *Aquaculture Research* 33, 1-19.

Jonge V.E. De., 1980. Fluctuations in the organic Carbon to chlorophyll a ratios for estuarine benthic Diatom populations. *Marine Ecology Progress Series*, no. 2, 45-353.

Kennedy, A.D., Jacoby, C.A., 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna- a neglected component? *Environmental Monitoring and Assessment* 54, 47-68.

Jory, D.E., 1995. Feed management practices for a healthy pond environment. Pages 118-144 In: Browdy, C.L. and Hopkins, J.S. (eds.) *Proceedings of the special session, aquaculture "95"*. World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana USA.

Kim, D.S., Choi, J.W., Je, J.W., 1998. Community structure of meiobenthos for pollution monitoring in mariculture farms in Tongyong coastal areas, southern Korea. *Journal of the Korean Fisheries Society* 2, 217-225.

Kingston, P.F., Riddle, M.J., 1989. Cost effectiveness of benthic faunal monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 20, 490-496.

Kondalarao, B., 1984. Distribution of meiobenthic harpacticoid copepods in Gautami-Godavari estuarine system. *Indian Journal of Marine Science*, 13, 80-84.

Kondalarao, B., Ramanamurty, K.V., 1988. Ecology of intertidal meiofauna of the Kakinada Bay (Gautami-Godavari estuarine system), East coast of India. *Indian Journal of Marine Science* 17, 40-47.

Kovac, N., Cermelj, B., 2001. Impacts of net cage fish farm on sediment biogeochemical and meiofaunal properties of the Gulf of Trieste. *Annales.Ser.hist.nat.*, no 11, 2001 .1 (23), 65-74.

Lalana-Rueda, R., Gosseleck, F., 1986. Investigation of the benthos of mangrove coastal lagoons in southern Cuba. *International Revue des Gesamte. Hydrobiologia*, 71, 779-794.

Lambshhead, P.J.D., 1984. The nematode-copepod ratio. Some anomalous results from the Firth of Clyde. *Marine Pollution Bulletin* 15, 256-259.

Lamparadariou N., Karakassis, I., Terasche, S., Arlt, G., 2005. Changes in the benthic meiofaunal assemblages in the vicinity of fish farms in the eastern Mediterranean. *Vie et Milieu*, no. 55, 61-69.

La Rosa, T., Mirto, S., Mazzola, A., Danovaro, R., 2001. Differential responses of benthic microbes and meiofauna to fish-farm disturbance in coastal sediments. *Environmental Pollution* Vol. 112, no. 3, 427-434.

La Rosa, T., Mirto, S., Mazzola, A., Maugeri., T.L., 2004. Benthic microbial indicators of fish farm impact in a coastal area of the Tyrrhenian Sea. *Aquaculture* 230, 153-167.

Lassen, T.J., 1997. Environmental extremes versus sustainable policies in aquaculture. *World Aquaculture* , September 1997, 47-51.

Leber, K.M., Pruder, G.D., 1998. Using experimental microcosms in shrimp research: the growth enhancing effect of shrimp pond water. *Journal of World Mariculture Society*, no. 19, 197-203.

Lee, M.R., Correa, J.A., Castilla, C., 2001. An assessment of the potential use of the nematode to copepod ratio in the monitoring of metals pollution. The Chanaral case. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 42, no. 8, 696-701.

Lemonnier, H., Herlin, J., 1999. New-Caledonia: a case of friendly shrimp aquaculture. *World aquaculture* 99 "bridging the gap" 26 april-2 may 1999, Sydney Australia.

Menasveta.,P., 1997. Mangrove destruction and shrimp culture systems. *World aquaculture*, december 1997, 36-42.

Levrel, H., Fossat, J., Pelletier, D., 2010. Les indicateurs de biodiversité marine et côtière : état des lieux institutionnel. *Vertigo*, Vol.10, no.2, 1-22.

Li-Xung, Y., Ritz, D.A., Fenton, G.E., Lewis, M.E., 1991. Tracing the influence on sediments of organic waste from a salmonid farm using stable isotope analysis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 145, 161-174.

Lowell, R.B., Ribey, S.C., Ellis, I.K., Porter, E.L., Culp, J.M., Grapentine, L.C., McMaster, M.E., Munkittrick, K.R., Scroggins, R.P., 2003. National assessment of the pulp and paper environmental effects monitoring data. Institut national de recherche sur les eaux, Contribution de l'INRE no 03-521.

McGhie, T.K., Crawford, C.M., Mitchell, I.M., O'Brien, D., 2000. The degradation of fish cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture* 187, 351-366.

McIntyre, A.D., 1969. Ecology of marine meiobenthos. *Biology Review*, 44, 245-290.

McIntosh, R.P., Drennan, D.P., Bowen, B.M., 1999. Belize aquaculture: development of an intensive sustainable, environmentally friendly shrimp farm in Belize. Pages 85-98 In B.W. Green et al. (eds). *Aquacultura y ambiente, junto hacia el nuevo milenio*.

McIntosh, D.J., Phillips, M.J., 1992. Environmental issues in shrimp farming, pp.118-145. In: H.Desaram and T.Singh (eds.), Shrimp 92, Proceedings of the 3<sup>rd</sup> Global Conference on the shrimp industry, Infofish, Kuala Lumpur, Malaysia.

McKinnon, A.D., Trott, L.A., Cappo, M., Miller, D.K., Duggan, S., Speare, P., Davidson, A., 2002. The trophic fate of shrimp farm effluent in mangrove creeks of North Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 655-671.

Manini, E., Fiordelmondo, C., Gambi, C., Pusceddu, A., Danovaro, R., 2003. Benthic microbial loop functioning in coastal lagoons: a comparative approach. *Oceanologica Acta* Vol. 26, no. 1, 27-38.

Marcotte, B.M., 1977. An introduction to the architecture and kinematics of harpacticoid (copepoda) feeding: *Tisbe furcata* (Baird, 1837). *Mikrofauna Meeresboden*, 61, 183-196.

Marshall, D.J., Perissinotto, R., Nozais, C., Haines, C.J., Proche, S., 2001. Occurrence of the astigmatid mite *Tyrophagus* in estuarine benthic sediments. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81, 889-890.

Mazzola, A., Mirto, S., Danovaro, R., 1999. Initial Fish-Farm Impact on Meiofaunal Assemblages in Coastal Sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 38, no. 12, 1126-1133.

Mazzola, A., Mirto, S., La Rosa, T., Fabiano, M., Danovaro, R., 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. *ICES Journal of Marine Science*. Vol. 57, no. 5, 1454-1461.

Menasveta, P., 1997. Mangrove Destruction and Shrimp Culture Systems. *World Aquaculture*. December 1997.

Min, W.G., Kim, D.S., Kwon, M.S., 2006. Meiobenthic community structures on the sediment of seagrass bed and mangrove forest in Chuuk lagoon, Micronesia. *Ocean and Polar Research*, Vol.28, no. 1, 13-24.

Mirto, S., La Rosa, T., Danovaro, R., Mazzola, A., 2000. Microbial and Meiofaunal Response to Intensive Mussel-Farm Biodeposition in Coastal Sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 244-252.

Mirto, S., La Rosa, T., Gambi, C., Danovaro, R., Mazzola, A., 2002. Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environmental Pollution*. Vol. 116, no. 2, 203-214.

Mirto, S., La Rosa, T., Mocciano, G., Costa, K., Sra, G., Mazzola, A., 2004. Meiofauna and benthic microbial biomass in a semi-enclosed Mediterranean marine system (Stagnone of Marsala, Italy). *Chemistry and Ecology*, Vol.20, 387-396.

Mirto, S., Pusceddu, A., Gambi, C., Holmer, M., Danovaro, R., 2007. Ecological assessment of aquaculture impact in the Mediterranean Sea. Impact of mariculture on coastal ecosystems. no. 32, pp. 21-28. *Workshop Monographs CIESM*.

Mirto, S., Bianchelli, S., Gambi, C., Krzelj, M., Pusceddu, A., Scopa, M., Holmer, M., Danovaro, R., 2010. Fish-farm impact on metazoan meiofauna in the Mediterranean Sea : Analysis of regional vs. habitat effects. *Marine Environmental Research* 69, 38-47.

Modig, H., Olafsson, E., 1998. Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 229, no. 1, 133-148.

Moloney C.L., Fiel, J.G., 1989. General allometric equations for rates of nutrient uptake, ingestion and respiration in plankton organisms. *Limnology and Oceanography*, 34, 1290–1299.

Montagna, P.A., Coull, B.C., Herring, T.L., Dudley, B.W., 1983. The relationship between abundances of meiofauna and their suspected microbial food (diatoms and bacteria). *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 17, 381-394.

Moodley, L., Zwaan, G.J., Herman, P.M.J., Kempers, L., Breugel, P., 1997. Differential response of benthic meiofauna to anoxia with special reference to Foraminifera (Protista: Sarcodina). *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 158, 151-163.

Moodley, L., Schaub, B.E.M., Zwaan, G.J., Van der Herman, P.M.J., 1998. Tolerance of benthic foraminifera (Protista: Sarcodina) to hydrogen sulphide. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 169, 77-86.

Moreno, M., Vezzulli, L., Marin, V., Laconi, P., Albertelli, G., fabiano, M., 2008. The use of meiofauna diversity as an indicator of pollution in harbours. *ICES Journal of Marine Science*, 65, 1428-1435.

Moss, S.M., Pruder, G.D., 1991. Effect of feed quality on the growth enhancing properties of suspended particles in shrimp pond water. *Journal of the World Aquaculture Society* 22, 43A.

Moss, S.M., Pruder, G.D., Leber, K.M., Wyban, J.A., 1992. The relative enhancement of *P. vannamei* growth by selected fractions of shrimp pond water. *Aquaculture* 101, 229-239.

Moss, S.M., 1995. Production of growth enhancing particles in a plastic-lined shrimp pond. *Aquaculture* 132, 253-260.

Motjahid, M., Jorissen, F., Perason, T.H., 2008. Comparisons of benthic foraminiferal and macrofaunal responses to organic pollution in the Firth of Clyde (Scotland). *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 56, 42-76.

Murrel, M., Fleeger, J.W., 1989. Meiofauna abundance on the Gulf of Mexico continental shelf affected by hypoxia. *Continental Shelf Research* 9, 1049-1062.

Najdek, M., Travizi, A., Bogner, D., Blazina, M., 2007. Low impact of marine fish farming on sediment and meiofauna in Limski Channel (Northern Adriatic, Croatia). *Fresenius Environmental Bulletin*, Vol.16., 784-791.

Negrone, L., 2000. Management optimization and sustainable technologies for the treatment and disposal/reuse of fish farm effluent with emphasis on constructed wetlands. *World Aquaculture*. September 2000, 16-19.

Netto, S.A., Gallucci, F., 2003. Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from the island of Santa Catarina, south Brazil. *Hydrobiologia*, Vol. 505, 159-170.

Nicholas, W.L., Elek, J.A., Stewart, A.C., Marples, T.G., 1991. The nematode fauna of a temperate Australian mangrove mudflat: its population density, diversity and distribution. *Hydrobiologia* 209, 13-27.

Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41, 199-219.

Nozais, C., Gosselin, M., Michel, C., Tita, G., 2001. Abundance, biomass, composition and grazing impact of the sea-ice meiofauna in the North Water, northern Baffin Bay. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 217, 235-250.

Nozais, C., Perissinotto, R., Tita, G., 2005. Seasonal dynamics of meiofauna in a South African Temporarily-open Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*. Vol. 62, no. 1-2, 325-338.

Olafsson, E., 1995. Meiobenthos in mangrove areas in Eastern Africa with emphasis on assemblage structure of free-living nematodes. *Hydrobiologia* 312, 47-57.

Olafsson, E., Johnstone, R.W., Ndaro, S.G.M., 1995. Effects of intensive seaweed farming on the meiobenthos in a tropical lagoon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* Vol. 191, no. 1, 101-117.

Olafsson E., Carlstroem S., Ndaro S.G.M., 2000. Meiobenthos of hypersaline tropical mangrove sediment in relation to spring tide inundation. *Hydrobiologia*, 426, 57-64.

Paez-Osuna, F., Guerrero-Galvan, S.R., Ruiz-Fernandez, A.C., Espioza-Angulo, R.E., 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in semi-intensive shrimp farm in North-West Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 34, 290-297.

Paez-Osuna, F., 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture : a global perspective. *Environmental Pollution* 112, 229-231.

Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 16, 229-311.

Phillips, M.J., Kwei Lin, C., Beveridge, M.C.M., 1993. pages 171-197. in *Environment and aquaculture in developing countries* (R.S.V. Pullin, H. Rosenthal, J.L. MacLean, eds.) ICLARM conf.proc. 31, 359 pp.

Platt, H.M., Shaw, K.M., Lambshead, P.J.D., 1984. Nematode species abundance patterns and their use in the detection of environmental perturbations. *Hydrobiologia*, Vol. 118, no. 1., 59-66.

Plante-Cuny, M.R., Bodoy, A., 1987. Biomasse et production du phytoplancton et du microphytobenthos de deux biotopes sableux. *Ocanologica Acta* 10.,223-237.

Pruder, G.D., 1992. Marine shrimp pond effluent: characterization and environmental impact. Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, L.A., USA, 187-194.

Pusceddu, A., Sara, G., Armeni, M., Mazzola, A., 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean sea). *Hydrobiologia*, 397, 59-70.

Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Fabiano, M., Danovaro, R. 2008. Quantity, biochemical composition and bioavailability of sediment organic matter as complementary signatures of benthic trophic status. *Marine Ecology Progress Series*, 375, 41-52

Pusceddu, A., Frascchetti, S., Mirto, S., Holmer, M., Danovaro, R., 2007. Effects of intensive mariculture on sediment biochemistry. *Ecological Applications* . Vol. 17., 1366-1378.

Pusceddu, A., Bianchelli, S., Gambi, C., Danovaro, R., 2011b. Assessment of benthic trophic status of marine coastal ecosystems: significance of meiofaunal rare taxa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93, 420-430.

Raffaelli, D., Mason, C.F., 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Marine pollution bulletin*. Vol. 12, 158-163.

Raffaelli, D., 1982. An assessment of the potential of major meiofauna groups for monitoring organic pollution. *Marine Environmental Research* 7., 151-164.

Raffaelli, D., 1987. The behaviour of the nematod/copepod ratio in organic pollution studies. *Marine Environmental Research*, 23, 135-152.

Rao, G.C., 1986. Meiofauna of the mangrove sediments in South Andaman. *Journal of Andaman Science Association* 2, 23-32.

Renaud-Debyser, J., 1965. Note préliminaire sur la microfaune des fonds meubles du lagon (baie Saint-Vincent, Nouvelle-Calédonie). *Cahiers du Pacifique*, no 7, 107-116.

Renaud-Mornant J., 1967. Tardigrades marins de Nouvelle-Calédonie. In *Expédition Française récifs coralliens Nouvelle-Calédonie*. Fondation Singer-Polignac 2, 103-120.

Renaud-Mornant J., Salvat, B., Bossy, R., 1967. Annelides Polychetes interstitielles de Nouvelle-Calédonie. In *Expédition Française récifs coralliens Nouvelle-Calédonie*. Fondation Singer-Polignac 2, 91-101.

Resh, V.H., McElvry, E.P., 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using macroinvertebrates. Pp159-194 in: D.M. Rosenberg and V.H. Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring of benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall. New York.

Riemann, F., Ernst, W., Ernst, R., 1990. Acetate uptake from ambient water by the free-living nematode *Adoncholaimus thalassophygus*. *Marine Biology*, 104, 453-457.

Robertson, A.I., 1988. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 116, 235-247.

Robertson A.I. & Phillips M.J., 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia* 295, 311-321.

Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für hydrobiologie* 8, 71-76.

Salvat, B., 1964. Prospections faunistiques en Nouvelle-Calédonie dans le cadre de la mission d'études des récifs coralliens. Etude préliminaire de quelques fonds meubles du lagon. *Cahiers du Pacifique* 6, 77-119.

Salvat, B., 1965. Etude préliminaire de quelques fonds meubles du lagon calédonien (additif). *Cahiers du Pacifique* 7, 101- 106..

Samocha, T.M., Lopez, I.M., Jones, E.R., Jackson, S., Lawrence, A.L., 2004. Characterization of intake and effluent waters from intensive and semi-intensive shrimp farms in Texas. *Aquaculture Research*, 35, 321-339.

Schratzberger, M., Warwick, R.M., 1998. Effects of the intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematode communities. *Marine Ecology Progress Series.*, Vol. 164, 83-94.

Schratzberger, M., Whomersley, P., Warr, K., Bolam, S.G; Rees, H.L., 2004. Development of a meiobenthic nematode community following the intertidal placement of various types of sediment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 303, 79-96.

Schrivers, J., 1996. Meiobenthos of *Cerios* and *Rhizophora* mangroves at Gazi Bay, Kenya: human impact. *Mededelingen van de Koninklijke Academie voor Wetenschappen, Letteren en Schone Kunsten van België, Academiae Analecta Jaargang* 58, no; 1, 97-114.

Shrimp tribunal, 1997. Ecuador Bill of particulars Version 1.2 June 1997 Earth Summit watch shrimp tribunal online. [www. Earthsum.../shrimp/ecuabp.html](http://www.Earthsum.../shrimp/ecuabp.html).

Shuman, F., Lorenzen, C., 1975. Quantitative degradation of chlorophyll by a marine herbivore. *Limnology and Oceanography* 20, 580-586.

Schwartz, M.F., Boyd, C.E., 1995. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *Fish-culturist* 57, 255-266.

Schwinghammer, P., 1981. Characteristic size distributions of integral benthic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38, 1255-1263.

Schwinghammer, P., 1983. Generating ecological hypotheses from biomass spectra using causal analysis. A benthic example. *Marine Ecology and Progress Series*, 13, 151-166.

Sevastou K., Lampadariou, N., Tomassetti, P., Pranovi, F., Bodoy, A., Karakassis, I., 2007. The use of meiofauna in the assessment of marine farming effects on the environment.

Thirteenth international meiofauna conference (THIRIMCO): Pernambuco, Brazil, July 29-August 3, 2007 . Ed. Univ. Fed. de Pernambuco, 2007 .107pp.

Shiells, G.M., Anderson, K.J., 1985. Pollution monitoring using the nematod-copepod ratio. A practical application. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 16, 62-68.

Smith, P.T., 1996. Physical and chemical characteristics of sediments from prawn farms and mangrove habitats on the Clarence river, Australia. *Aquaculture* 146, 47-83.

Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100, 179-196.

Smith., D.A., Rule., M.,J., 2002. Artificial substrata in a shallow sublittoral habitat: do they adequately represent natural habitats or the local species pool? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 277, 25-41.

Somerfield, P.J., Gee, J.M., Aryuthaka, C., 1998. Meiofaunal communities in a Malaysian mangrove forest. *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom*, 78, 717-732.

Sultan, A.M.A., Krishnamurthy, K., Jeyaseelan, M.J.P., 1983. Energy flows through the benthic ecosystem of the mangroves with special reference to nematodes. *Mahasagar Bulletin*. National Institute of Oceanography., 16, 317-325.

Suraswadi, P., 1997. Thailand presentation at April 10, 1997. Shrimp Tribunal. In national Reports. Earth Summit watch shrimp tribunal online. [www. Earthsum.../shrimp/thaibp.html](http://www.Earthsum.../shrimp/thaibp.html).

Suresh, V., Zendejas, J., 2000. Environmentally friendly feeds : trends and recent developments. *The advocate* 3, 39-42.

Sutherland, T.F., Levings, C.D., Petersen, S.A., Poon, P., Piercey, B., 2007. The use of meiofauna as an indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid culture. *Marine pollution bulletin*. Vol. 54, 1249-1261.

Tacon, A.G.J., 1993. Feed formulation and on farm-management. Pages 61-67 In M.B.New, A.G.J. Tacon, I. Casavas (eds.). *Farm-made aquafeeds*. Proceedings of the FAO/AADCP Regional expert consultation on farm-made aquafeeds, 14-18 december 1992, Bangkok, Thailand, 434pp.

Teichert-Coddington, D.R., Rouse, D.B., Potts, A., Boyd, C.E. 1999. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. *Aquacultural Engineering* 19, 147-161.

Tessier, C., Lowell, R.B., Willsie, A., Kaminski, G., 2009. Evaluation nationale des données du cycle 4 du Programme de suivi des effets sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers. Bureau national des ESEE, Institut national de recherche sur les eaux, Gatineau (Québec), Canada 46p.

Thomas, Y., Courties, C., El Helwe, Y., Herbland, A., Lemonnier, H., 2010. Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonia lagoon. *Marine Pollution Bulletin*., 61, 387-398

Thomassin, B.A., Vivier, M.H., Vitiello, P., 1976. Distribution de la méiofaune et de la macrofaune des sables coralliens de la retenue d'eau épirécifale du grand récif de Tuléa (Madagascar). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol.22, 31-53.

Tietjen, J.H., Lee, J.J., 1972. Life cycles of marine nematodes. Influence of temperature and salinity on the development of *Monhystera denticulata* Timm. *Oecologia (Berl.)* 10, 167-176.

Tsutsumi, H., 1995. Impact of fish net pen culture on the benthic environment of a cove in South Japan. *Estuaries*. Vol. 18, no. 1A, 108-115.

Trott, L.A., Alongi, D.M., 2000. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 40, no. 11, 947-951.

Valiela, I., Bowen, J. L., York, J.K., 2001. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience* 51(10), 807 – 815.

Vanhove, S., Vincx, M., Gansbeke, D.V., Gijssels, W., Schram, D., 1992. The meiobenthos of five mangrove vegetation types in Gazi Bay, Kenya. *Hydrobiologia*, 247, 99-108.

Vezzulli, L., Marralle, D., Moreno, M.P., Fabiano, M., 2003. Sediment organic matter and meiofauna community response to long-term fish farm impact in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Chemistry and Ecology*. Vol. 19, no. 6, 431-440.

Vezzulli, L., Moreno, M., Marin, V., Pezzati, E., Bartoli, M., Fabiano, M., 2008. Organic waste impact of capture-based Atlantic Bluefin Tuna aquaculture at an exposed site in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 369-384.

Virly, S., Buisson, D., Clough, D., Lemonnier, H., Richer de Forges, B., 2005. Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Rapport final. Pgm ZoNeCo.

Warwick, R.M., 1981. The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. *Marine Pollution Bulletin*. Vol.12., 329-333.

Warwick, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine benthic communities. *Marine Biology* 92, 557-562.

Warwick, R.M., Price, R., 1979. Ecological and metabolic studies on free living Nematodes from an estuarine mud flat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 9, 257-271.

Warwick, R.M., Gee, J.M., 1984. Community structure of estuarine Meiobenthos. *Marine Ecology Progress Series*, 18, 97-111.

Warwick, R.M., Pearson, T.H., Ruswahyuni, M., 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology* 95, 193-200.

Weston, D.P., 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organiceenrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 61, 233-244.

Wieser, W., 1960. Benthic studies in Buzzards Bay.II. The meiofauna. *Limnology and Oceanography*, 5, 121-137.

Wu, R. S. S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 31, Issues 4-12, 159-166.

Wu, R.S.S., Shin, P.K.S., 1997. Sediment characteristics and colonization of soft-bottom benthos: A field manipulation experiment. *Marine Biology*. Vol. 128, no. 3, 475-487.

Xuan, Q.N., Vanreusel, A., Thanh, N.V., Smol, N., 2007. Biodiversity of Meiofauna in the Intertidal Khe Nhan Mudflat, Can Gio Mangrove Forest, Vietnam with special emphasis on free living nematodes. *Ocean Science Journal*, Vol. 42, no. 3, 135-152.

Yan Y., Li X., 2007. Production dynamics and life cycle of dominant chironomids (Diptera, Chironomidae) in a subtropical stream in China : adaptation to variable flow conditions in summer and autumn. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 25, 330-342.

Yeats, P.A., 2002. Trace metal tracers of fish farms wastes. 2002. Pages 80-83 in B.T. Hargrave, editor. *Environmental studies for sustainable aquaculture (ESSA)*. 2002 workshop report. Canadian Technical Reports of Fisheries and Aquatic Sciences 2411.

Yuvanatemiya, V., Boyd, C.E., 2006. Physical and chemical changes in aquaculture pond bottom soil resulting from sediment removal. *Aquacultural Engineering* 35, 199-205.