

MUSEUM NATIONAL



D'HISTOIRE NATURELLE

Ecole Doctorale Sciences de la Nature et de l'Homme – ED 227

Année 2011

N°attribué par la bibliothèque

□□□□□□□□□□

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DU MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Spécialité : Biogéochimie et écologie marine

Nathalie Molnar

**Impact des effluents de la crevetticulture sur la dynamique de
la matière organique benthique et leurs implications sur les
processus biogéochimiques dans une mangrove
(Nouvelle-Calédonie)**

Soutenue le 31 janvier 2012

Devant le jury formé par :

Tarik Meziane

Maître de conférences, MNHN

Directeur de Thèse

Cyril Marchand

Chargé de recherche, IRD Nouméa

Examineur

François Fromard

Directeur de recherche, CNRS Toulouse

Rapporteur

Jean-Robert Disnar

Directeur de recherche, ISTO Orléans

Rapporteur

Pierre Anschutz

Professeur, EPOC Bordeaux 1

Examineur

Benoît Beliaeff

Directeur de recherche, IFREMER

Examineur

Remerciements

Cette thèse est le fruit d'un travail de trois ans, réalisé en Nouvelle-Calédonie et à Paris. Elle a pu être menée à bien grâce à un travail collectif, aux soutiens et à l'aide de nombreuses personnes que je voudrais remercier ici.

Je remercie sincèrement mes deux encadrants, Tarik Meziane et Cyril Marchand, qui ont dirigé ce travail durant ces trois années. Merci infiniment pour vos enseignements, vos encouragements et votre confiance à toute épreuve. Merci pour tout.

Je remercie Jonathan Deborde, qui a été présent durant les trois années de cette thèse, aussi bien sur le terrain, au labo, qu'à travers plusieurs centaines d'emails dans la phase de rédaction. Merci pour ton soutien tout au long de ces années.

Mes remerciements vont également aux membres du jury. Merci pour le temps que vous avez consacré à examiner ce travail.

Cette thèse a été financée par le Programme ZoNeCo, je tiens à remercier l'Adecal et en particulier Adrien Rivaton pour la gestion de ce projet.

Ce projet n'aurait pas pu être réalisé sans l'accord d'Alain Dupuy et de Christophe Canel de la Ferme Aquacole de la Ouenghi. Merci de nous avoir permis un accès total à la ferme et à la mangrove.

Mes sincères remerciements vont également à Dave Welsh, qui a accepté de collaborer à ce travail. Merci pour tes connaissances et tes précieux conseils.

Je remercie fortement Adélaïde Aschenbroich pour son aide, son soutien et tout le travail qu'elle a accompli durant 8 mois.

Je tiens à remercier le Centre IRD de Nouméa de m'avoir accueilli durant un an et demi. Je souhaiterais remercier le laboratoire de Chimie marine, en particulier Philippe Gérard, ainsi que Léocadi Jamet et son équipe. Merci à Audrey Leopold, miss Bruguiera. Je remercie chaleureusement les personnes que j'ai rencontré durant mon séjour, pour leur amitié et leur soutien.

Mes remerciements vont également à Luc Della Patrona et Benoît Beliaeff, ainsi qu'à l'ensemble du personnel de la station Ifremer de Saint-Vincent pour m'avoir fait découvrir la crevetticulture calédonienne, ainsi que nous avoir accueilli dans vos locaux durant toutes nos missions de terrain.

Je remercie chaleureusement toute l'équipe ResAqua ainsi que Isabelle Hascoet et Simone Sorel, pour m'avoir accueilli au Muséum. Merci à Cédric Hubas et Hervé Rybarczyk pour votre incroyable patience et vos précieux conseils en statistique. Un grand merci à Najet Thiney pour son aide durant toutes les analyses. Merci à mes deux compagnons, Jean-michel Mortillaro et Claire Passarelli, merci pour votre soutien, vos conseils et votre amitié. Merci également à Dominique Lamy, et Véronique Perez, un soleil québécois à Paris.

Je tiens à exprimer mon infinie reconnaissance à mes amis, ainsi qu'à ma famille qui m'ont soutenu et encouragé durant toutes ces années, malgré l'éloignement. Enfin, un immense merci à Charles d'être à mes côtés.

Résumé

En Nouvelle-Calédonie, la mangrove est utilisée comme une zone tampon entre les fermes crevetticoles et le lagon, afin que celle-ci agisse comme un biofiltre qui permettrait le traitement naturel de la charge organique des effluents. Alors que les impacts des effluents sur la chimie des eaux de surface dans la mangrove sont relativement bien compris, leurs effets sur le compartiment benthique, aussi bien au niveau géochimique que biologique, sont quasiment inconnus. L'objectif de cette thèse était de comprendre la capacité de la mangrove à intégrer l'apport d'effluents aquacoles dans son substrat. Une double problématique a été définie, à savoir, la compréhension des processus de minéralisation de la matière organique sous différentes strates de végétation de mangrove, et le suivi spatio-temporelle des effluents à l'aide d'outils moléculaires et isotopiques. Un échantillonnage a été réalisé durant une année complète, afin de couvrir le cycle d'activité d'une ferme crevetticole ainsi que les variations saisonnières. Deux mangroves ont été étudiées, une recevant des effluents, et l'autre servant de zone témoin. La matière organique contenue dans les effluents est dispersée de façon homogène dans la mangrove par les marées, une partie est sédimentée et subit les processus de décomposition, mais une partie est exportée de l'écosystème, la mangrove ne pouvant traiter la totalité de la charge organique. Il apparaît clairement que la zonation de la mangrove joue un rôle clé dans le traitement naturel des effluents. Du fait de la nature très organique de son substrat, et qu'elle est quotidiennement balayée par les marées, la strate à *Rhizophora* apparaît comme une zone préférentielle de dispersion des effluents. Sa dynamique biologique ne semble pas être altérée par les rejets d'effluents. Dans la strate à *Avicennia*, malgré la quantité de MO qui s'y dépose, le substrat ne bascule pas dans l'anoxie du fait d'une bioturbation importante liée à la densité de crabes et l'activité physiologique du système racinaire qui y sont boostés par l'apport des effluents. Cependant, il ne peut s'agir d'une zone de rejet pérenne du fait de la modification de la sédimentation et donc de la durée d'immersion locale qui régit la zonation végétale de l'écosystème.

Abstract

In New Caledonia, the mangrove is used as a buffer zone between the shrimp farms and the lagoon, in order that the mangrove acts as a biofilter that would allow the treatment of the organic load of effluents. While the impacts of effluents on surface water in the mangroves are relatively well understood, their effects on the benthic compartment, at both geochemical and biological, remained largely unknown. The objective of this thesis was to understand the ability of the mangrove to process the effluent in its substrate. A dual problematic was defined, understanding the processes of mineralization of organic matter below different mangrove stands, and monitoring the effluent in a spatiotemporal way, using molecular and isotopic tools. Sampling was conducted during a year in order to cover the cycle of the farm, as well as seasonal variations, in two mangroves, one receiving effluents from a shrimp farm, and the other serving as control area. The MO contained in the effluent is dispersed homogeneously in the mangroves by the tides, some is deposited and is subjected to decay processes, but some is exported from the ecosystem, the mangroves cannot buffer the entire organic load. The zonation of mangrove clearly plays a key role in the natural treatment of effluents. Due to the organic nature of its substrate, and the fact that it is daily swept by tides, the *Rhizophora* stand appears as a zone of preferential dispersion of effluents. Its functioning does not appear altered by the effluent discharge. As for *Avicennia* stand, despite the amount of MO which is deposited, the substrate does not switch to anoxia due to intense bioturbation resulting from the density of crabs and the physiological activity of the root system, which are both boosted by the contribution of effluents. However, it may not be used as a discharge area because of the modification of the sedimentation and consequently of the immersion time, which governs the zonation of the ecosystem.

SOMMAIRE

CHAPITRE I. Introduction générale

I.A. GENERALITES SUR LA MANGROVE	3
I.A.1. Définition	3
I.A.2. Dynamique des forêts	5
I.A.2.1. Naissance et évolution des forêts	5
I.A.2.2. Adaptation des palétuviers et zonation de la mangrove	6
I.A.3.2.1. <i>Les Rhizophora</i>	6
I.A.3.2.2. <i>Les Avicennia</i>	7
I.A.3.2.3. <i>Le pré salé d'arrière mangrove (ou tanne en Nouvelle-Calédonie)</i>	
I.B. LA DYNAMIQUE DE LA MATIERE ORGANIQUE	10
I.B.1. Sources de la matière organique	10
I.B.1.1. La production primaire autochtone	10
I.B.1.1.1. <i>Les plantes vasculaires</i>	10
I.B.1.1.2. <i>Les micro-algues benthiques</i>	11
I.B.1.1.3. <i>Les micro-algues planctoniques</i>	12
I.B.1.2. Sources allochtones de matière organique	12
I.B.1.3. Le réseaux trophique associé	12
I.B.1.3.1. <i>Les crabes</i>	13
I.B.1.3.2. <i>Les mollusques</i>	14
I.B.2. Les processus de minéralisation de la matière organique dans les sédiments de mangrove	14
I.B.2.1. Le pool de matière organique des sédiments	15
I.B.2.2. Les processus de dégradation	17
I.C. LA MANGROVE : IMPACT ANTHROPIQUE	19
I.C.1. Intérêts socio-économiques et impact anthropique global	19
I.C.2. Aquaculture et mangrove	22
I.C.2.1. Etats des connaissances sur les impacts de l'aquaculture dans les zones de mangroves	22
I.C.2.2. Utilisation potentielle des mangroves en tant que biofiltre pour les effluents aquacoles	24
I.D. CADRE DE L'ETUDE : LA CREVETTICULTURE EN NOUVELLE-CALEDONIE	25

SOMMAIRE

I.D.1. Le contexte calédonien	25
I.D.1.1. La Nouvelle-Calédonie	25
I.D.1.2. Les mangroves calédoniennes	26
I.D.1.3. La crevetticulture calédonienne	29
I.D.2. Problématique scientifique et objectifs de l'étude	30
I.D.3. Les sites d'étude	32
I.D.3.1. Description des deux mangroves étudiées	32
I.D.3.2. Activité et fonctionnement de la ferme crevetteicole FAO	34
I.D.4. Organisation du travail de thèse et du mémoire	35

CHAPITRE II. Impacts des effluents de ferme crevetteicole sur la qualité de l'eau, le métabolisme benthique et la dynamique de l'azote

PRESENTATION	39
II.1. INTRODUCTION	41
II.2. MATERIAL AND METHODS	43
II.2.1 Study site	44
II.2.2. Sample collection	45
II.2.2.1. Water sampling	45
II.2.2.2. Sediment sampling	46
II.2.3. Oxygen and dissolved nutrient flux measurements	46
II.2.4. Determination of nitrate reduction rates	47
II.2.5. Sample handling and analysis	48
II.2.6. Statistical analyses	49
II.3. RESULTS	49
II.3.1. Water column dissolved and particulate nutrient concentrations	49
II.3.2. Sediment water column oxygen and dissolved nutrient fluxes	52
II.3.3. Nitrification and nitrate reduction rates	55
II.4. DISCUSSION	58
II.4.1. Effluent composition and export	58
II.4.2. Benthic metabolism and nutrients fluxes	59

SOMMAIRE

II.4.3. Nitrification and nitrate reduction processes	60
II.5. CONCLUSION	62

CHAPITRE III. Changements spatiaux et temporels des caractéristiques de la matière organique dans les sédiments de surface d'une mangrove soumise aux effluents crevettecoles

PRESENTATION	67
III.1. INTRODUCTION	69
III.2. MATERIAL AND METHODS	70
III.2.1. Study site description	70
III.2.2. Field sampling	74
III.2.3. Samples analysis	76
III.2.3.1. Chlorophyll- <i>a</i> and Phaeopigment	76
III.2.3.2. Stable isotopic analysis	77
III.2.3.3. Fatty acids methyl ester analysis	78
III.2.3.4. Micro-phythobenthos observations	80
III.2.4. Statistical treatments	80
III.2.5. Contour map representations	82
III.3. RESULTS	83
III.3.1. Pigments	83
III.3.1.1. Chlorophyll- <i>a</i>	83
III.3.1.2. Phaeopigments	85
III.3.2. Fatty acids	86
III.3.2.1. Effluent and food FA composition	90
III.3.2.2. Temporal variation of mangrove sediment FAs composition	90
III.3.2.3. Spatial changes of surface sediment FA composition	93
III.3.2.3.1. <i>Spatial differences during NAP</i>	93
III.3.2.3.2. <i>FA composition change of each vegetation stand, from NAP to AP</i>	94
III.3.2.3.3. <i>Spatial differences of FASS composition during AP</i>	94
III.3.2.3.4. <i>Spatial difference FA concentration during AP</i>	96
III.2.4. Difference in FA compositions between output and other zones	97

SOMMAIRE

III.3.3. Isotopes	102
III.3.3.1. Stable isotope spatial and temporal distribution	102
III.3.3.2. Isotopic sources in the sediment	104
III.4.4. Microscopic observations of the micro-phytobenthos	107
III.5. DISCUSSION	109
III.5.1. Temporal changes in the organic matter quality	109
III.5.2. Mangrove-derived organic matter inputs and degradation	110
III.5.3. Enhancement of fungal activity in decaying leaves and additional anthropogenic organic matter input	111
III.5.4. Change in phytoplankton communities and growth of macroalgae	114
III.5.5. Bacterial development	116
III.5.6. Degradation of organic matter and recovery	118
III.5.7. C:N and isotopes indicatives of a mangrove-derived organic matter and effluent dispersion	119
III.6. CONCLUSION	122

CHAPITRE IV. Impact des effluents sur les processus diagénétiques sous trois types de végétation de mangrove

IV.1. INTRODUCTION	127
IV.2. MATERIEL ET METHODES	128
IV.2.1. Sites et prélèvements	128
IV.2.2. Analyses et méthodes	130
IV.2.2.1. Paramètres physico-chimiques	130
IV.2.2.2. Prélèvement et analyses des eaux interstitielles	132
IV.2.2.3. Prélèvement et analyses de la phase solide	136
IV.2. RESULTATS	139
IV.2.1. Caractérisation de la matière organique	139
IV.2.1.1. Caractérisation des sources de matière organique	139
IV.2.1.2. Caractérisation des sédiments de la végétation à <i>Sarcocornia</i>	139
IV.2.1.3. Caractérisation des sédiments de la végétation à <i>Avicennia</i>	141
IV.2.1.4. Caractérisation des sédiments de la végétation à <i>Rhizophora</i>	142

SOMMAIRE

IV.2.2. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments	143
IV.2.2.1. Teneur en eau, salinité et pH	143
IV.2.2.2. Potentiel redox	144
IV.2.3. Distributions verticales des espèces biogéochimiques majeures	146
IV.2.3.1. Les espèces azotées : azote organique dissous, nitrate et ammonium	146
IV.2.3.2. Le fer dissous et particulaire	148
IV.2.3.3. Les sulfate, sulfures libres dissous et soufre total	150
IV.2.3.4. Le phosphore dissous et particulaire	151
IV.4. DISCUSSION	153
IV.4.1. Influence de la zonation végétale et du rejet d'effluents sur la matière organique benthique et les conditions physico-chimiques des sédiments	153
IV.4.1.1. Caractérisation de la matière organique dans les sédiments	153
IV.4.1.2. Influence de la zonation végétale et du rejet d'effluents sur les conditions physico-chimiques des sédiments	156
IV.4.1.2.1. Conditions physico-chimiques des sédiments de la zone à <i>Sarcocornia</i>	156
IV.4.1.2.2. Conditions physico-chimiques des sédiments de la zone à <i>Avicennia</i>	158
IV.4.1.2.3. Conditions physico-chimiques des sédiments de la zone à <i>Rhizophora</i>	160
IV.4.1.3. Comparaison des sédiments des trois strates végétales	161
IV.4.2. Distributions verticales des espèces géochimiques majeures	163
IV.4.2.1. Dynamique des espèces azotées	163
IV.4.2.2. Dynamique du fer et du soufre	165
IV.4.2.3. Dynamique du phosphore	167
IV.5. CONCLUSION	171
<hr/> CHAPITRE V. Dynamique temporelle des paramètres biogéochimiques des sédiments des zones de végétation à <i>Avicennia</i>, <i>Rhizophora</i> et <i>Sarcocornia</i> <hr/>	
V.1. INTRODUCTION	175
V.2. MATERIEL ET METHODES	176
V.2.1. Sites d'étude et stratégie d'échantillonnage	176
V.2.2. Analyses et méthodes	179

SOMMAIRE

V.2.2.1. Analyse de la chlorophylle <i>a</i> benthique	179
V.2.2.2. Analyse des carottes sédimentaires	180
V.2.2.3. Traitement statistique	180
V.3. RESULTATS ET DISCUSSION	181
V.3.1. Evolution annuelle des caractéristiques biogéochimiques des sédiments dans la zone de végétation à <i>Avicennia</i>	181
V.3.1.1. Suivi de la production primaire benthique dans la zone anthropisée et contrôle	
V.3.1.2. Influence des saisons et des périodes d'élevage sur la production primaire benthique	183
V.3.1.3. Suivi des caractéristiques géochimiques des sédiments	185
V.3.1.3.1. Evolution saisonnière des caractéristiques de la zone contrôle	185
V.3.1.3.2. Evolution saisonnière des caractéristiques de la zone anthropisée	191
V.3.2. Quelles évolutions dans les zones de végétations à <i>Sarcocornia</i> et à <i>Rhizophora</i> ?	193
V.3.2.1. Végétation à <i>Sarcocornia</i>	193
V.3.2.2. Végétation à <i>Rhizophora</i>	195
V.4. CONCLUSION	198
<hr/> CHAPITRE VI. Impact des effluents crevetticoles sur le régime alimentaire de deux invertébrés benthiques clés de la mangrove: le crabe <i>Uca</i> sp. et le gastéropode <i>Terebralia palustris</i> <hr/>	
VI.1. INTRODUCTION	203
VI.2. MATERIEL ET METHODES	204
VI.2.1. Sites d'étude et stratégie d'échantillonnage	204
VI.2.2. Méthodes d'analyses	206
VI.2.2.1. Analyses lipidiques	206
VI.2.2.2. Analyses isotopiques	207
VI.2.2.3. Analyses statistiques	207
VI.3. RESULTATS ET DISCUSSION	208
VI.3.1. Caractérisation des sources de matière organique dans les sédiments de surface	208
VI.3.1.1. Caractérisation des sources végétales	208

SOMMAIRE

VI.3.1.2. Caractérisation de la MO des sédiments de surface	208
<i>VI.3.1.2.1. Contribution de la litière</i>	211
<i>VI.3.1.2.2. Contribution des micro-algues</i>	213
<i>VI.3.1.2.3. Contribution bactérienne</i>	214
<i>VI.3.1.2.4. Contribution des signatures isotopiques à la caractérisation de la MO des sédiments de surface</i>	215
VI.3.2. Régime trophique de la macrofaune	217
VI.3.2.1. Les gastéropodes	217
<i>VI.3.2.1.1. Consommation de litière</i>	218
<i>VI.3.2.1.2. Consommation de micro-organismes</i>	219
<i>VI.3.2.1.3. Consommation bactérienne</i>	220
<i>VI.3.2.1.4. Contribution des signatures isotopiques à la caractérisation des sources de MO des gastéropodes</i>	221
IV.3.2.2. Les crabes	222
VI.4. CONCLUSION	225
Discussion générale et perspective	227
Références bibliographiques	234
Annexes	267

CHAPITRE I. INTRODUCTION GENERALE

I.A. GENERALITES SUR LA MANGROVE

Les mangroves sont des forêts ayant la capacité de se développer à l'interface entre les milieux terrestres et marins, dans la zone de balancement des marées des zones côtières tropicales et subtropicales. Cette position d'interface leur confère un rôle écologique et économique majeur. Elles contribuent à la stabilité et à la protection physique des côtes en réduisant la vitesse et la puissance des vagues, et permettent ainsi de diminuer l'érosion (Wolanski, 1992 ; Mazda et al., 2007). L'énergie des vagues peut être réduite de 75% lors de la traversée de 200 m de forêts à mangroves (Massel et al., 1999). Ces dernières représentent une protection efficace dans les événements climatiques extrêmes, tels que les cyclones, les typhons et les tsunamis. Ainsi en 2004, le tsunami qui frappa les côtes de l'Inde et du Sri Lanka a vraisemblablement engendré moins de dommages sur les côtes où des mangroves et des récifs coralliens étaient présents (Dahdouh-Guebas et al., 2005). Par ailleurs, ces formations végétales servent de nurserie, et de sites de croissance pour de nombreuses espèces de poissons et de crustacées (Nagelkerken et al., 2008) contribuant au maintien des ressources marines d'intérêts économiques (Constanza, 1997). Enfin, les mangroves représentent un filtre pour les composés solides et dissous continentaux (Robertson et Phillips, 1995 ; Gautier et al., 2001).

I.A.1. Définition

La mangrove occupe près de 75% des littoraux tropicaux et subtropicaux, couvrant une surface totale de plus de 137 760 km² sur 118 pays (Giri et al., 2010) (Figure I.1). Son développement est en particulier délimité par l'isotherme des 20°C en hiver (Alongi, 2009). Elle est principalement composée par un ensemble d'arbres et d'arbustes à caractère halophile (i.e. organisme qui se développe dans un milieu salé) regroupés sous le terme de « palétuviers » (« mangrove » en anglais). Ces palétuviers sont à distinguer de la mangrove proprement dite qui définit l'écosystème. Le terme mangrove englobe aussi un cortège d'herbiers, de microbes, de champignons et d'organismes constituant un écosystème côtier unique et complexe (Tomlinson, 1986 ; Kathiresan et Bingham, 2001).

On compte environ 20 familles de palétuviers se décomposant en 27 genres et plus de 70 espèces (Alongi, 2009). Sur les 20 familles végétales recensées, 5 sont strictement inféodées à la mangrove (i.e. espèces majeures), comprenant 9 genres répartis en 35 espèces

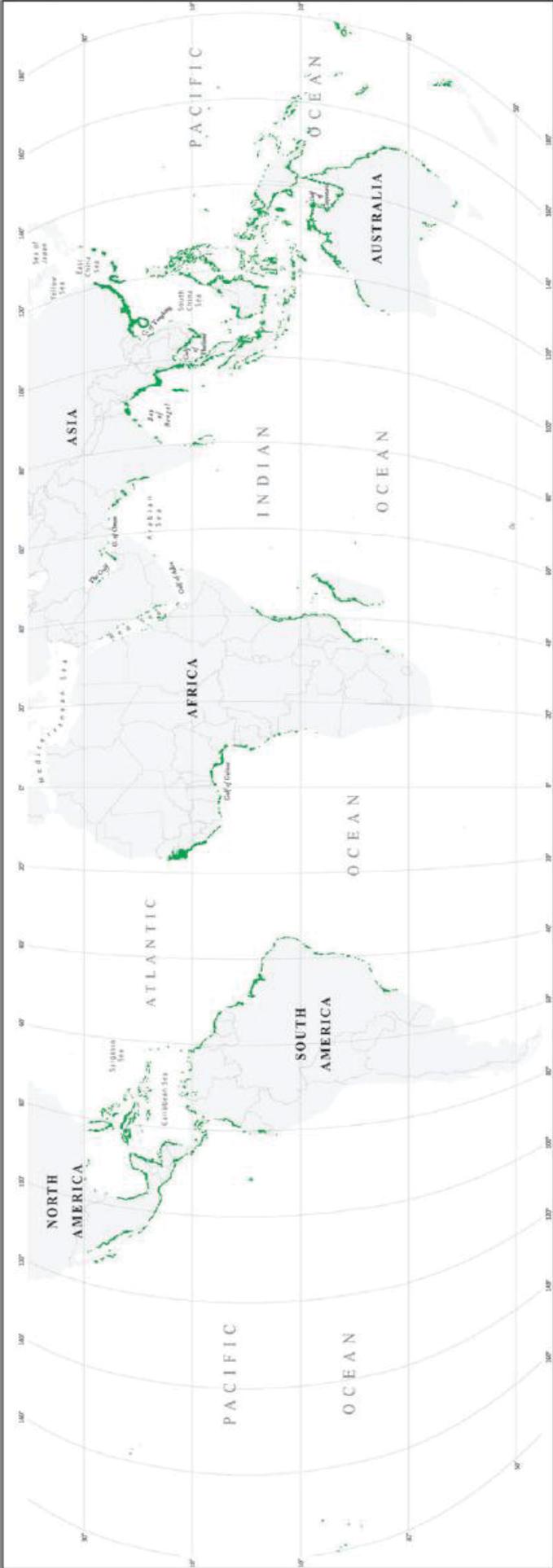


Figure I.1. Répartition des mangroves au niveau mondial (Giri et al., 2011).

(Tomlinson, 1986). Les plus diversifiées au niveau mondial sont la famille des Avicenniaceés comprenant un unique genre *Avicennia* (8 espèces), et la famille des Rhizophoracées comprenant 4 genres : *Bruguiera* (6 espèces), *Ceriops* (2 espèces), *Kandelia* (1 espèce) et le genre le plus diversifié, *Rhizophora* (8 espèces). Ces espèces majeures ont un rôle central concernant la structure de la communauté car elles ont une forte capacité de colonisation de nouvelles zones côtières : ce sont les espèces dites « pionnières » (Kathiresan et Bingham, 2001).

I.A.2. Dynamique des forêts

I.A.2.1. Naissance et évolution des forêts

Bien qu'elle puisse s'implanter sur différents types de substrat allant du sable, à la roche, en passant par des récifs, la mangrove se développe de manière optimale sur des sédiments vaseux de deltas, estuaires et lagons abrités des vagues (Saenger, 2002). Une zone côtière peut être colonisée par les palétuviers dès lors qu'elle est stable. Durant les 5 premières années, la densité et la croissance des espèces pionnières est généralement maximale (Figure I.2).

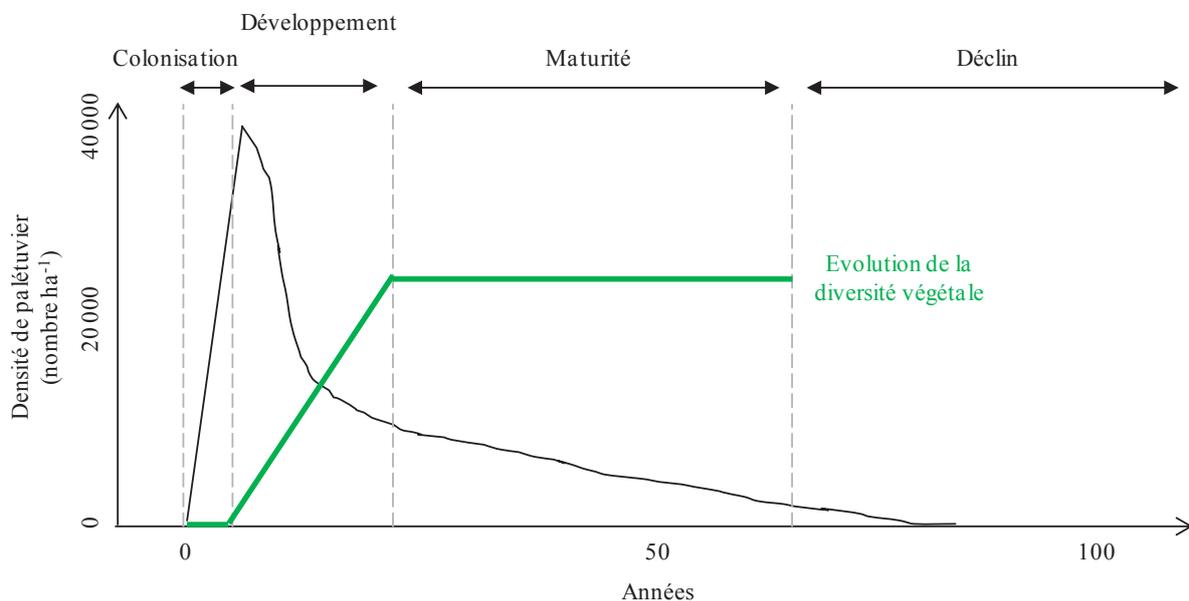


Figure I.2. Exemple de l'évolution d'une mangrove en Guyane suivant le modèle établi par Fromard et al. (1998) et modifié de Alongi (2009).

Au fil du temps, les palétuviers se développent pour former une jeune forêt, réduisant l'action des vagues et des courants, et favorisant ainsi la sédimentation (Mazda et al., 2007). L'accumulation de sédiment dans les mangroves est comprise entre 1 mm et plusieurs cm par

an, contribuant au maintien des côtes. Ces nouvelles conditions hydrodynamiques permettent l'établissement d'autres espèces de palétuviers, passant ainsi d'une forêt jeune pionnière monospécifique, à une forêt mature diversifiée (Marchand et al., 2004). La forêt mature va ainsi se stabiliser durant une cinquantaine d'années, et peut subir un déclin au bout de 70 ans. La présence de la forêt modifie également le courant de marée en provoquant une asymétrie : le courant de flot (marée montante) est souvent plus rapide et fort que le jusant (marée descendante), ce qui confère à la mangrove une forte capacité de rétention des propagules et de la matière organique (MO) particulaire. De même, le courant est différent entre les zones de chenaux où il peut atteindre 1 m s^{-1} , et les zones de forêt où il n'excède généralement pas $0,1 \text{ m s}^{-1}$ (Wolanski, 1992).

I.A.2.2. Adaptation des palétuviers et zonation de la mangrove

Les variations de paramètres physico-chimiques et les réponses adaptatives des espèces végétales engendrent une zonation de la mangrove. Il est difficile de définir l'ensemble des facteurs contrôlant cette zonation du fait des interactions complexes entre le sédiment, la végétation qui s'y développe et les organismes la colonisant, formant ainsi de nombreuses interconnexions. Néanmoins, la salinité et la concentration en oxygène ont des rôles prépondérants (Hogarth, 1999 ; Alongi, 2009). Les palétuviers ont développé une grande variété d'adaptations morphologiques, physiologiques, biochimiques et reproductives pour pouvoir occuper la zone intertidale. En particulier, ils ont développé des systèmes racinaires qui ne pénètrent pas profondément au sein du sédiment mais se développent en profusion de manière latérale et/ou aérienne, jouant un rôle de support efficace et favorisant au maximum le contact avec l'air. Les plus caractéristiques sont les racines échasses des *Rhizophora* et les pneumatophores des *Avicennia*.

I.A.3.2.1. Les Rhizophora

Le genre *Rhizophora* possède des racines d'ancrages adventives produites par le tronc et les branches, en complément des racines radiales, qui lui permettent une meilleure stabilité au sol (Figure I.3). L'ensemble de ces racines est recouvert de lenticelles, organe spécialisé dédié à la respiration (Figure I.3). Elles sont connectées à des tissus spongieux dans la racine qui aspirent l'air de manière passive lors de chaque marée basse (Tomlinson, 1986). Durant les phases de submersion, l'air présent dans ces tissus peut être ainsi utilisé par la plante.

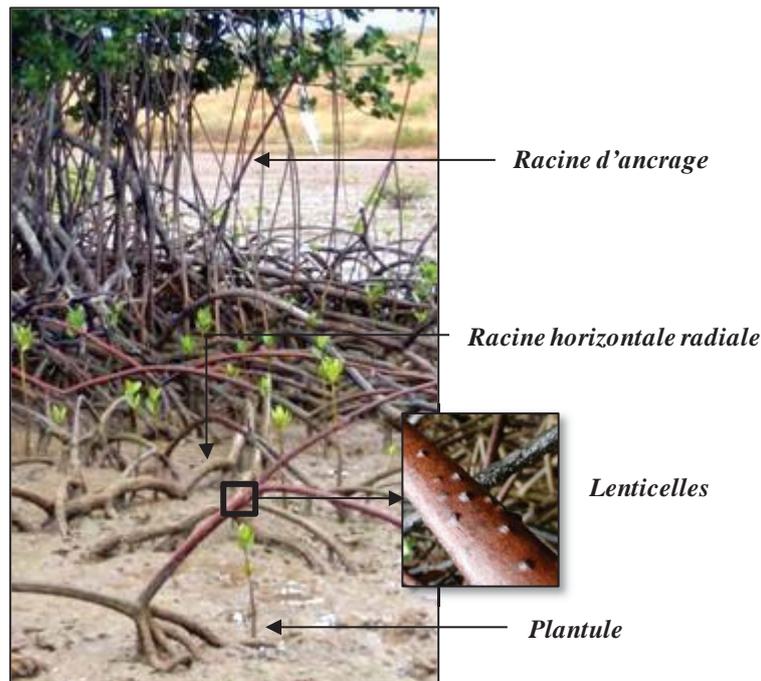


Figure I.3. Structures aériennes et système racinaire des *Rhizophora*.

Les *Rhizophora* se développent de manière optimale dans des eaux de salinité voisine ou inférieure à celle de l'eau de mer. Ils possèdent un système racinaire leur permettant d'exclure jusqu'à 90% du sel lors de l'absorption de l'eau. Ces espèces peuvent se développer dans les zones les plus soumises aux courants et à la marée dont les salinités sont rendues homogènes par le brassage des eaux en front de mangrove (Figure I.5).

I.A.3.2.2. Les Avicennia

Le système racinaire des *Avicennia* se développe de façon radiale sous la surface du sédiment, associé à des racines plus fines se développant verticalement. Il possède des pneumatophores à la surface, qui sont des ramifications de l'appareil racinaire radiale et qui se développent à l'air libre (Figure I.4). Ces pneumatophores sont totalement spongieux et couverts de lenticelles. Un *Avicennia* d'une taille comprise entre 2 et 3 m peut avoir jusqu'à 10 000 pneumatophores (Hogarth, 1999). Les *Avicennia* ont, tout comme d'autres genres de palétuviers tels que *Sonneratia*, la capacité de faire de la photosynthèse dans leurs racines aériennes (Kitaya et al., 2002), ce qui permet un apport direct d'oxygène au système racinaire enfoui (Dromgoole, 1988). Cette capacité a également été détectée dans les racines aériennes des *Rhizophora*, mais avec une moindre efficacité (Kitaya et al., 2002). Cela confère à ces espèces un rôle important dans l'oxygénation du substrat car l'oxygène présent en surplus au sein des racines peut être diffusé dans le sédiment environnant lors des marées hautes.

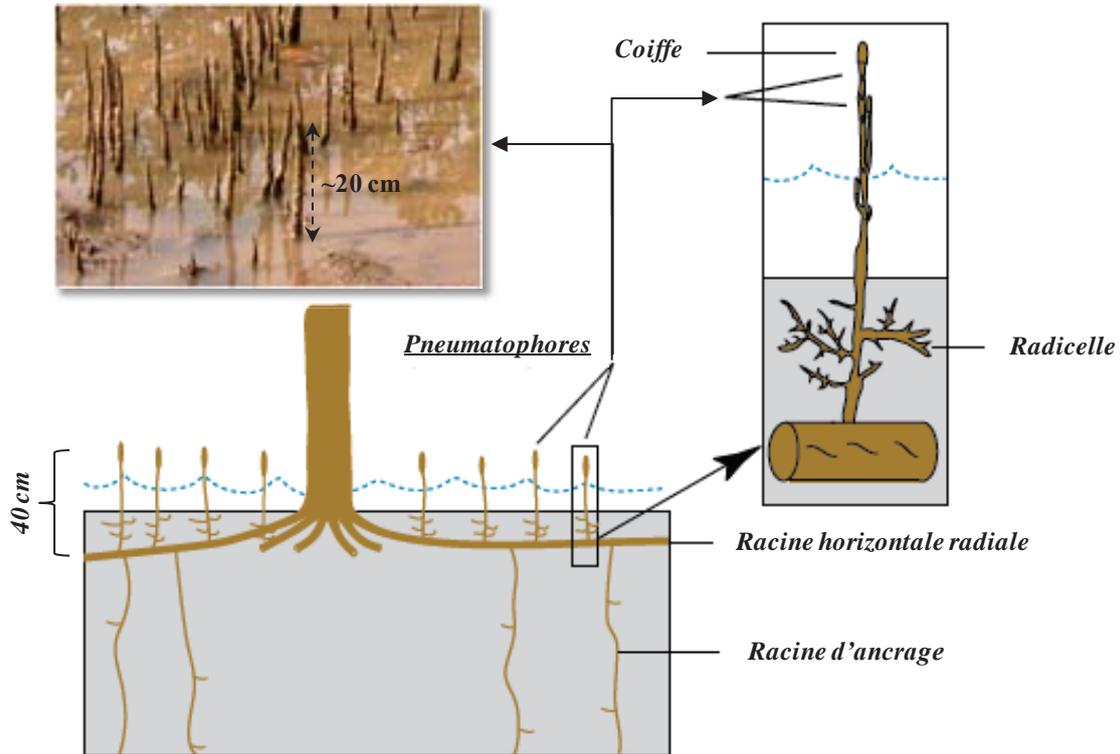


Figure I.4. Système racinaire des *Avicennia* et photo de la partie aérienne des pneumatophores (modifié de Marchand (2003)).

L'adaptation aux variations de salinité chez les *Avicennia*, en plus d'un système d'exclusion depuis les racines, se fait principalement par excrétion grâce à un mécanisme de stockage et de succulence sur leurs feuilles qui possèdent des glandes spécifiques (Hogarth, 1999). Ainsi, *Avicennia* ne peut pas se développer dans un milieu d'eau douce, et a une croissance optimale lorsque la salinité est de 20% celle de l'eau de mer (Naidoo, 1987). Ce genre est le mieux adapté aux fortes salinités ce qui lui permet de se développer dans les zones plus en amont. Le couvert moins fréquent par la marée, et l'évaporation plus intense y engendrent une salinité plus élevée du sédiment (Figure I.5). Cependant, ceci s'effectue généralement au détriment de sa croissance, et on observe dans les zones amont principalement des arbres de petite taille.

I.A.3.2.3. Le pré salé d'arrière mangrove (ou tanne en Nouvelle-Calédonie)

Les zones les plus en amont des mangroves, dans le cas de mangrove de fond de baie sans apports d'eau douce, sont des environnements où le couvert en eau a lieu seulement durant les grandes marées d'équinoxes, engendrant des processus d'évaporation particulièrement intenses. Dans ces zones, les sédiments présentent des salinités telles que la colonisation par les palétuviers y est impossible (Figure I.5). C'est un milieu extrême occupé

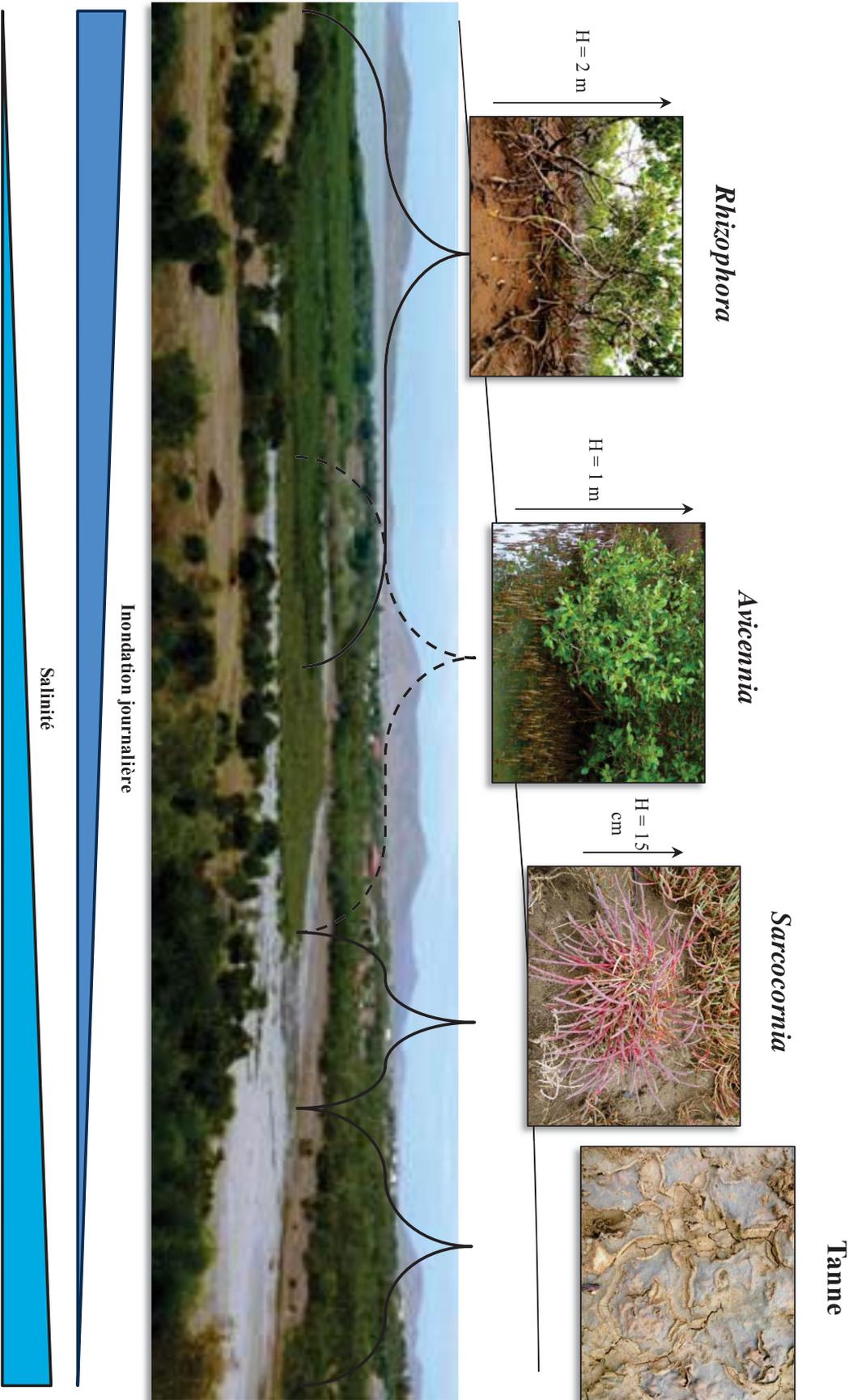


Figure I.5. Zonation végétale d'une mangrove lors d'une marée haute de vive eau (Nouvelle-Calédonie).

dans sa partie la plus en aval par des plantes halophiles appartenant à la famille des Chénopodiacées comprenant entre autres le genre *Salicornia*, qui est très présent dans les estrans tempérés sur l'ensemble des continents, et le genre *Sarcocornia*, plus fréquent dans l'hémisphère sud et présent dans les prés salés des mangroves de Nouvelle-Calédonie. Ce sont des plantes halophiles annuelles, charnues et de petites tailles (ne dépassant pas 20 cm de haut). La partie située la plus en amont dont les conditions ne permettent plus le développement de plantes, est dit « tanne nu », et permet uniquement le développement d'algues encroûtantes de type Cyanophycées.

Ces zones ne sont pas présentes dans toutes les mangroves et elles ne constituent pas à proprement parler la forêt. Mais bien qu'encore peu étudiées, elles font partie des mangroves et représentent une zone tampon pouvant être recolonisée par les palétuviers en cas de modifications hydrologiques et/ou climatiques provoquant sa dessalure.

I.B. LA DYNAMIQUE DE LA MATIERE ORGANIQUE

I.B.1. Sources de la matière organique

I.B.1.1. La production primaire autochtone

I.B.1.1.1. Les plantes vasculaires

Les mangroves sont parmi les écosystèmes côtiers les plus productifs au monde. Les compilations des données disponibles sur la production primaire des mangroves mondiales ont été réalisées par Bouillon et al. (2008a), et Alongi (2009). La production primaire nette est le rapport entre la photosynthèse brute et la respiration, et représente la quantité de carbone disponible pour la croissance et la maintenance des tissus, et permet donc de comprendre la dynamique de l'écosystème. Bouillon et al. (2008a) ont évalué la production primaire mondiale des mangroves à $\sim 218 \pm 72$ gT C par an. Ces taux de production varient suivant l'espèce, l'âge, et les paramètres environnementaux (intensité lumineuse, température, disponibilité en eau et en nutriments, salinité, etc) (Clough, 1992). La première source de production des mangroves est attribuée au système racinaire ($\sim 82 \pm 57$ gT C par an), suivi par la litière (feuilles, propagules et racines aériennes, $\sim 68 \pm 20$ gT C par an) équivalente à la production de bois ($\sim 67 \pm 40$ gT C par an) (Bouillon et al., 2008a). Alongi a, quant à lui, établi un taux de productivité de $11.13 \text{ T'(PS) C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, ce qui équivaut au taux de productivité primaire des forêts tropicales terrestres ($11.93 \text{ T (PS) C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Depuis une

vingtaine d'années, les études sur la production de bois et de litière au sein des mangroves se sont développées de part le monde, et commencent à être relativement bien documentées, par contre, les connaissances sur la productivité des racines et le stock de matière organique qu'elles représentent est encore mal défini du fait de difficultés méthodologiques (Bouillon et al., 2008a ; Kristensen et al., 2008 ; Alongi, 2009). En effet, la production primaire des mangroves est estimée majoritairement par la production des feuilles, la coupe de palétuviers, les échanges gazeux, l'atténuation de l'intensité lumineuse (Alongi, 2009). Ces méthodes permettent d'avoir une bonne estimation des processus de production de surface, mais ont tendance à sous estimer la production de MO par les systèmes racinaires. Les racines produisent des exsudats riches en MO dissoute qui, associés à leurs capacités d'oxygénation, favorisent la production primaire et les processus de dégradation au sein des sédiments (Holmer et al., 1999).

I.B.1.1.2. Les micro-algues benthiques

Les pneumatophores et les racines aériennes des palétuviers constituent des supports variés permettant le développement à la surface du sédiment de micro-algues majoritairement composées de diatomées et de cyanobactéries photosynthétiques qui sont des sources additionnelles autochtones de MO (Burford et al., 2008). La production primaire benthique microphytobenthique est comprise entre 7 et 73 mol C m⁻² an⁻¹ (Holmer et al., 2001 ; Kristensen et al., 2008). L'apport de ces micro-algues dans la production primaire des mangroves est variable et généralement considéré comme relativement faible du fait de la limitation en lumière par la canopée, et parce que le développement du microphytobenthos peut être en partie inhibé par le tanin (Alongi, 1994). Néanmoins, lorsque le couvert végétal n'est pas trop dense et que les sels nutritifs ne sont pas un facteur limitant, il peut se former d'importants tapis de micro-algues pouvant fournir jusqu'à 90% du carbone organique aux sédiments (Wooller et al., 2003) (Figure I.6). C'est le cas des zones d'arrière mangrove colonisées par des encroutements de Cyanophycées.

I.B.1.1.3. Les micro-algues planctoniques

L'importance de la production phytoplanctonique varie d'une mangrove à une autre, dépendant de la morphologie, du couvert végétal, du courant, de la turbidité et de la disponibilité en nutriments, représentant par exemple ~20% de la production primaire dans une mangrove de Papouasie Nouvelle Guinée (Robertson et Alongi, 1992), et jusqu'à ~50%

dans une lagune mexicaine (Terminos Lagoon, (Day et al., 1987)). Malgré un potentiel élevé de production phytoplanctonique dans les mangroves, la forte turbidité et la dégradation microbienne intense au sein des eaux de surface, contribue à maintenir de nombreuses mangroves en nette hétérotrophie, même durant la journée (Kristensen et Suraswadi, 2002 ; Kristensen et al., 2008).

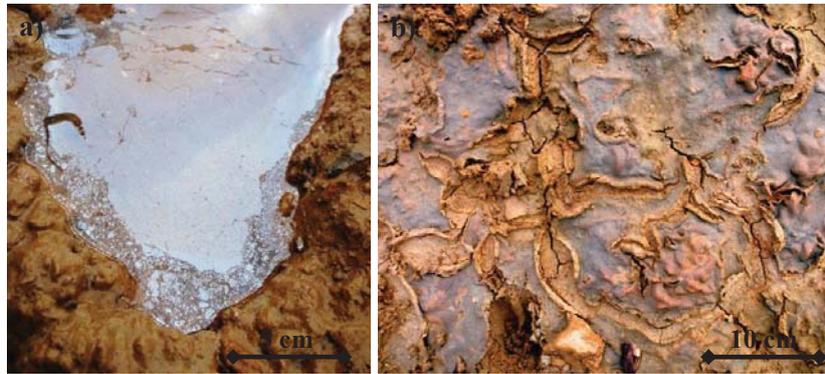


Figure I.6. Développement de microphytobenthos dans une flaque à marée basse (a) et encroutements de Cyanophycées (b) dans une zone de tanne (Nouvelle-Calédonie).

I.B.1.2. Sources allochtones de matière organique

La mangrove étant une zone d'interface entre le continent et le milieu marin, elle reçoit également une quantité importante de matière organique allochtone marine et terrestre qui dépend des apports continentaux du bassin versant et de la dynamique tidale locale.

I.B.1.3. Le réseau trophique associé

Avant les années 80, les aspects structuraux de la mangrove (richesse spécifique, zonation, productivité et biomasse) étaient uniquement interprétés comme le résultat de paramètres abiotiques (fréquence et durée d'inondation, salinité, potentiel redox). Depuis, de nombreuses études ont mis en évidence l'importance de la faune benthique sur la structure végétale, les processus écologiques et la dynamique de la MO des mangroves (Cannicci et al., 2008 ; Lee, 2008). Face aux conditions stressantes de cet environnement (variation de la salinité, hypoxie, marnage), les palétuviers ont développé des adaptations qui leur permettent de maintenir une forte productivité primaire, cependant une partie de ces adaptations consiste à minimiser la perte des nutriments (Alongi, 2009). La qualité nutritionnelle de la litière, qui est le plus large apport de MO des palétuviers au réseau trophique, est généralement très pauvre en nutriments. C'est une source importante de carbone mais peu en azote, ce qui lui confère un rapport C/N élevé et est abondante en polyphénols et en tanins qui sont des

composés réfractaires (Mfilinge et al., 2005). Cette limitation trophique associée au stress physique est la raison pour laquelle la mangrove est colonisée par d'importantes populations qui sont limitées à peu d'espèces macro-benthiques adaptées à ces conditions (Lee, 2008).

I.B.1.3.1. Les crabes

Les crabes appartenant aux familles des Sesarmides et des Ocypodides (Figure I.7) sont les principaux agents responsables du recyclage de la litière produite par les palétuviers (Robertson et Daniel, 1989; Cannicci et al., 2008; Nerot et al., 2009). Les Sesarmides sont des crabes grimpeurs se nourrissant de feuilles fraîches et de litière dont ils représentent les principaux consommateurs au sein des mangroves (Robertson et Alongi, 1992). Au Kenya, ces crabes peuvent atteindre une densité de 200 à 300 individus sur un seul palétuvier du genre *Rhizophora*, et sont capables d'endommager plus de 50% des feuilles constituant la canopée (Cannicci et al., 1996). Le genre *Uca* de la famille des Ocypodides joue également un rôle important dans la consommation de la litière à la surface du sédiment. Etant inféodé au milieu benthique, il est également l'un des principaux consommateurs de bactéries et de micro-algues benthiques (Bouillon et al., 2002).

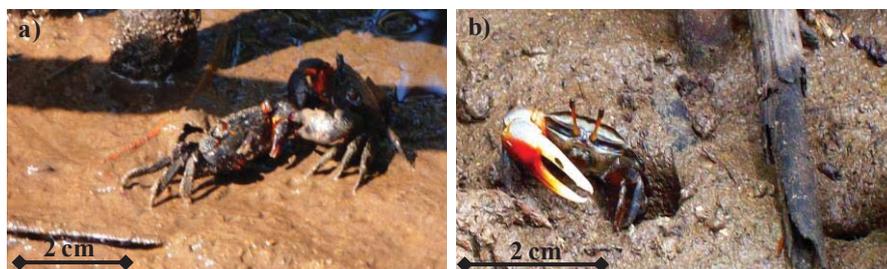


Figure I.7. (a) Crabes de la famille des Sesarmides, (b) mâle Ocypodide du genre *Uca* à la sortie de sa galerie. Photos prises dans une zone de *Rhizophora* (Nouvelle-Calédonie).

Ces crabes ont un rôle central dans la dynamique de la MO de la mangrove. Ils sont capables d'utiliser cette MO réfractaire et de la transformer en une forme plus digeste à travers la production de fèces (Werry et Lee, 2005). La qualité de la MO de la litière change durant la digestion par les crabes, dont les fèces sont enrichies en carbone, en azote et en bactéries. Ce recyclage de la litière en une MO plus labile participe à l'augmentation de la production primaire des mangroves (Lee, 1997 ; Cannicci et al., 2008). Les crabes déplacent, enfouissent et consomment également les propagules, influençant la distribution des plantules et limitant la compétition entre les palétuviers (Cannicci et al., 2008). Les Ocypodides du genre *Uca* ont également un rôle clé de bioturbation du sédiment par leurs activités de

broutage et la construction de leurs galeries à la surface. Par leurs activités, ils déplacent la MO, les nutriments et le sédiment, et augmentent son drainage et son potentiel redox (Kristensen, 2008). Ainsi, ils stimulent indirectement les processus microbiens, la dégradation de la MO et le recyclage des nutriments (Kristensen et Alongi, 2006).

I.B.1.3.2. Les mollusques

Les mollusques (Figure I.8) représentent avec les décapodes le plus important taxon d'origine marine des mangroves (Cannicci et al., 2008). Ils occupent tous les niveaux de la chaîne trophique en tant que prédateurs, herbivores, détritivores et filtreurs. Bien que les mollusques fassent l'objet de plus récentes études que les crabes, leur rôle semble également capital (Cannicci et al., 2008). *Terebralia palustris*, appartenant à la famille des Potamides, est herbivore et a un impact important sur la consommation et la dégradation de la litière, aussi bien durant la marée basse que lors de la marée haute (Fratini et al., 2004). En Nouvelle-Calédonie, des densités exceptionnelles de ces mollusques ont pu être mesurées dépassant les 150 individus par m² (Plaziat, 1984). Les mollusques induisent également une déstabilisation de la surface du sédiment qui provoque une diminution de la densité en méiofaune et en cyanobactéries (Cannicci et al., 2008).



Figure I.8. Gastropodes de la famille des Potamides dans une zone mixte de *Rhizophora* et d'*Avicennia* dont les pneumatophores sont visibles sur la photo de gauche (Nouvelle-Calédonie).

I.B.2. Les processus de minéralisation de la matière organique dans les sédiments de mangrove

Les zones de mangrove ont longtemps été considérées davantage comme des zones de sources et d'exportation de MO vers les zones côtières adjacentes, que comme des zones de puit et de recyclage. Cependant, depuis une dizaine d'années, de nombreuses études mettent en évidence la capacité de rétention et de recyclage de la MO par les mangroves (voir les reviews de (Bouillon et al., 2008a; Kristensen et al., 2008)).

I.B.2.1. Le pool de matière organique des sédiments

Les sédiments de mangrove sont généralement riches en carbone organique particulaire, avec une concentration moyenne de 2.2% (Figure I.9) (Kristensen et al., 2008). 44% des sédiments dont les données ont été compilées par Kristensen et al. (2008) ont des teneurs en COP inférieures à 2%, tandis que 28% ont des valeurs comprises entre 2 et 5%. Certaines zones de mangrove peuvent atteindre des concentrations dépassant les 40%. Les mesures d'isotopes stables du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et du rapport C/N au sein du sédiment montrent que la MO est largement alimentée par la litière mais également par une MO d'origine micro-algale importée et produite localement (Figure I.9). Ces proportions varient en fonction des conditions hydrodynamiques et géomorphologiques locales.

Le pool de feuilles déposé à la surface des sédiments va être fragmenté, lessivé, puis soumis aux processus de dégradations microbiens. Le lessivage à lui seul produit une quantité importante de matière organique dissoute (MOD (Benner et al., 1990)). Les feuilles peuvent perdre de 20 à 40% de leur carbone organique par lessivage après une dizaine de jours immergées dans l'eau de mer (Twilley et al., 1997).

De par leur consommation, les crabes et les mollusques représentent d'importants médiateurs pour la communauté microbienne, en digérant et en enfouissant la litière et les algues dans le sédiment. En général, les crabes consomment immédiatement environ la moitié de la litière qu'ils attrapent, tandis qu'ils transportent le reste dans leurs galeries. Cette partie conservée pourra être consommée plus tard par les crabes, et/ou subira les processus de dégradation bactérien. Cet enfouissement permet à la mangrove de conserver les nutriments en limitant la quantité de litière potentiellement exportable à la surface du sédiment par le lessivage de la marée et de la pluie (Kristensen, 2007).

Le tanin est un composé phénolique (molécule organique comprenant un noyau aromatique et au moins un groupement alcool) qui a des effets inhibiteurs sur les bactéries, et qui représente une fraction importante de la MO dissoute produite lors du lessivage (Benner et al., 1990). Parallèlement, la teneur en tanin des feuilles diminue, passant de 59 mg g⁻¹ pour des feuilles fraîches de *Rhizophora*, à 5,5 mg g⁻¹ pour des feuilles partiellement dégradées (Hernes et al., 2001). La majorité de la MO dissoute libérée est labile et rapidement dégradée sous des conditions oxygènes et dans des zones non limitées en nutriments, avec une conversion en biomasse microbienne pouvant aller jusqu'à 90%. A l'inverse, dans des zones

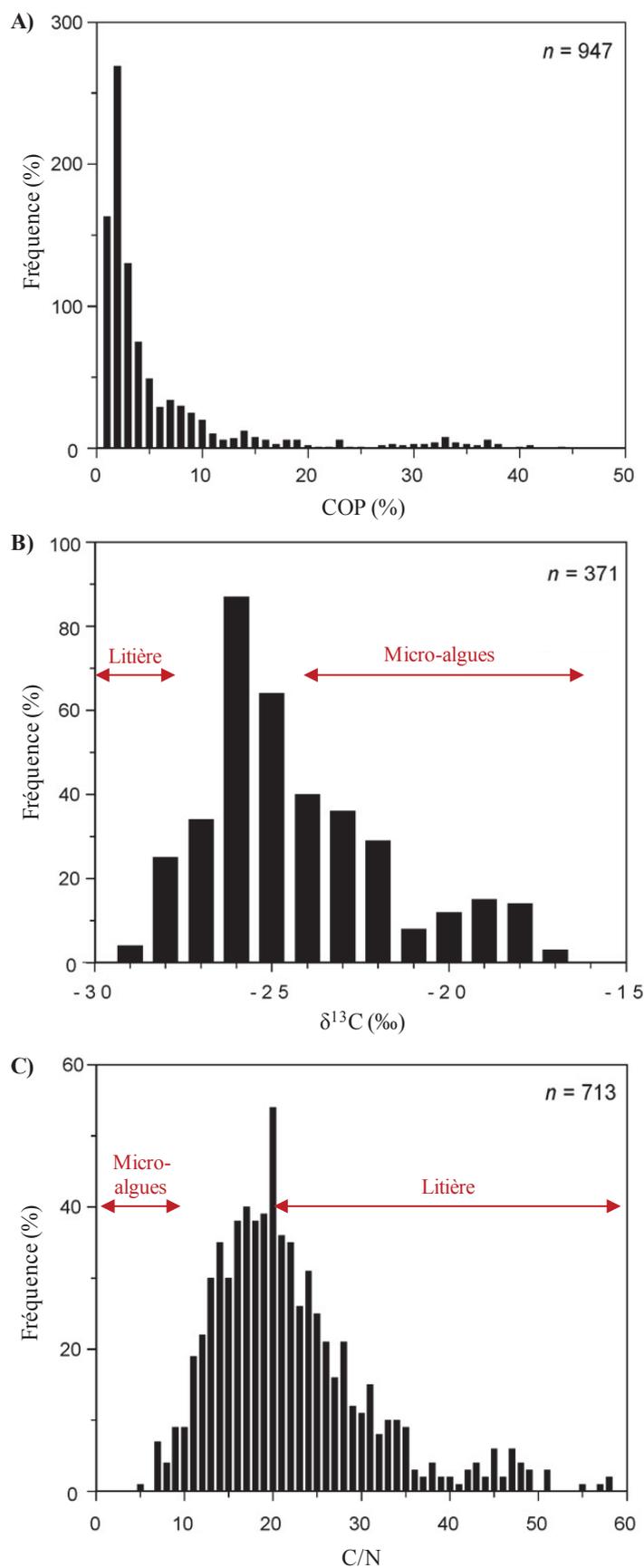


Figure I.9. Fréquence des teneurs en carbone organique particulaire (COP) (A), valeurs du $\delta^{13}\text{C}$ (B) et du rapport C/N (C) des sédiments de mangrove compilées par Kristensen (2008). Gammes de valeurs des plantes vasculaires (Bouillon et al., 2003 ; Marchand et al., 2005), et des micro-algues (Meyers, 1994).

anoxiques et limitées en nutriments, la conversion en biomasse est plus faible, environ 35% (Kristensen et al., 2008).

La MO particulaire restante dans le sédiment après les premiers processus de dégradation est principalement composée de cellulose et de lignine (Marchand et al., 2005). Tandis que ces composés peuvent être rapidement dégradés dans des conditions oxygènes, leur dégradation est extrêmement lente sous des conditions anoxiques. En particulier la lignine, qui peut avoir une demi-vie de 150 ans dans des sédiments de mangrove anoxiques (Dittmar et Lara, 2001). Ceci explique la concentration importante de MOP souvent observée en profondeur dans les sédiments de mangrove (Alongi et al., 2003; Ferreira et al., 2007; Marchand et al., 2011) (Figure I.10).

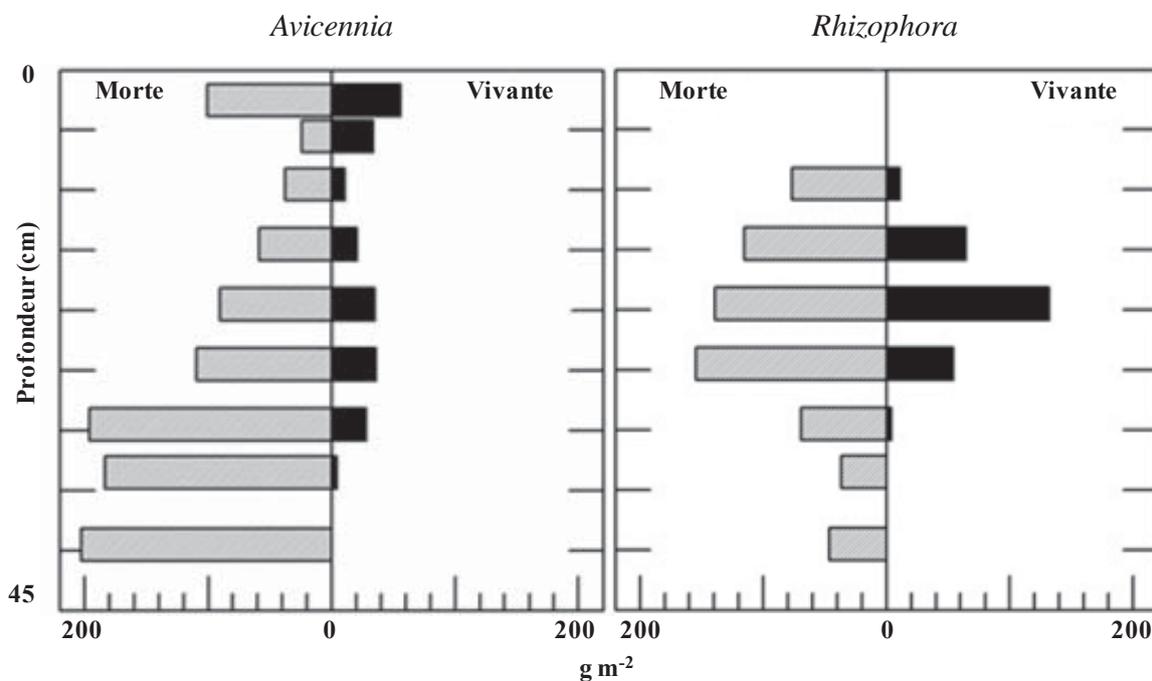


Figure I.10. Distribution verticale de la concentration (g m^{-2}) en racines vivantes et mortes sous des strates d'*Avicennia* et de *Rhizophora* mesurées par Ferreira et al. (2007) dans des mangroves brésiliennes.

I.B.2.2. Les processus de dégradation

La capacité de la mangrove à soutenir une forte productivité primaire, malgré une disponibilité limitée en nutriments, en particulier en azote et phosphore (Kristensen et al., 2008), est liée aux interrelations énergétiques entre les arbres, les micro-organismes et le stock de nutriments dans le sédiment (Alongi, 2005). Les bactéries, les champignons et les micro-algues benthiques modifient le sédiment par leurs activités métaboliques. Ils

transforment et recyclent les nutriments, modifiant la chimie du sédiment, en particulier au niveau de la rhizosphère dont la production d'exsudats représente leur source principale d'énergie, avec la production primaire de surface (litière et algues). Ainsi, le recyclage des nutriments par les bactéries est rapidement suivi de leur assimilation par les palétuviers (Alongi, 2005).

Dans les sédiments marins, les oxydants utilisés pour les processus de dégradation bactérien sont successivement : l'oxygène (O_2), les nitrates (NO_3^-), les oxydes de manganèse (Mn(IV)), les oxydes de fer (Fe(III)), et les sulfates (SO_4^{2-}), qui sont choisis en fonction de leurs disponibilités et de la quantité d'énergie libre qu'ils dégagent (Figure I.11). Leur utilisation successive contrôle leurs distributions au sein de la phase dissoute et solide de la colonne sédimentaire (Froelich et al., 1979; Postma et Jakobsen, 1996). Dans les sédiments de mangrove, la position relative des différents composés oxydés et réduits est grandement modifiée par le fort degré de bioturbation, l'alternance des périodes d'immersion et d'émersion, et la forte productivité.

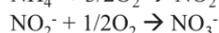
Dans ces sédiments, les processus de dégradation oxiques sont localisés en général dans les premiers mm de profondeur, et alimentés par la litière et les détritiques des algues. En profondeur, l'existence de micro-zones oxiques est rendue possible par la diffusion d'oxygène depuis les systèmes racinaires et les galeries édifiées par les communautés de crabes (Alongi, 1998 ; Kristensen et Alongi, 2006). Les conditions deviennent ensuite rapidement anoxiques, alimentées par la MO provenant des détritiques de surface, par la production depuis la rhizosphère et par le stock de MO des racines mortes. Les sédiments de mangrove sont dominés par les processus de sulfato-réduction (Kristensen et al., 2008). Cependant, des conditions suboxiques peuvent également être présentes dans les zones influencées par les racines et les galeries (Lowe et al., 2000 ; Nielsen et al., 2003a ; Kristensen et al., 2008) permettant ainsi des processus de dénitrification, et de réduction des oxydes de fer. Ces réactions ont toujours été traditionnellement considérées comme secondaires dans les processus de dégradation au sein des mangroves en raison du manque de disponibilité des accepteurs d'électron (NO_3^- et Fe(III)) (Alongi et al., 2000 ; Kristensen et al., 2000). Néanmoins, des travaux récents ont montré que la réduction bactérienne des oxydes de fer pouvait être comparable voir plus importante que la sulfato-réduction dans les environnements riches en oxydes de fer réactifs (Kristensen et al., 2011).

Réactions primaires

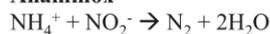
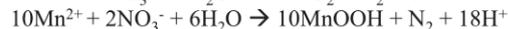
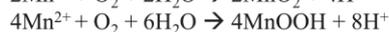
	ΔG° (KJ/mol)
Oxydation de la Matière Organique (M.O.) par l'oxygène (1)	
$138O_2 + M.O. + 18HCO_3^- \rightarrow 124CO_2 + 16NO_3^- + 122H_2O + H_3PO_4$	-479
Dénitrification (2)	
$94.4NO_3 + M.O. \rightarrow 52.2N_2 + 13.6CO_2 + 84.8H_2O + HPO_4^{2-} + 92.4HCO_3^-$	-453
Oxydation par les oxydes de manganèse (3)	
$236MnO_2 + M.O. + 104H_2O + 364CO_2 \rightarrow 236Mn^{2+} + 470HCO_3^- + HPO_4^{2-} + 8N_2$	-349
Oxydation par les oxydes de fer (4)	
$424FeO_3 + M.O. + 104H_2O + 740CO_2 \rightarrow 424Fe^{2+} + 846HCO_3^- + HPO_4^{2-} + 16NH_3$	-114
Oxydation par les sulfates (5)	
$53SO_4^{2-} + M.O. \rightarrow 53HS^{2-} + 39CO_2 + 39H_2O + HPO_4^{2-} + 67HCO_3^- + 16NH_4^+$	-77
Production de méthane (6)	
$M.O. \rightarrow 53CH_4 + 53CO_2 + HPO_4^{2-} + 16NH_4^+$	-30

Réactions secondaires

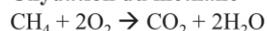
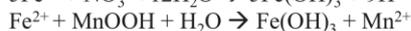
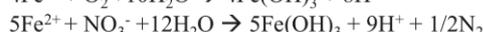
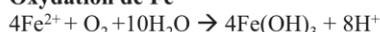
Nitrification



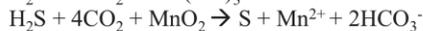
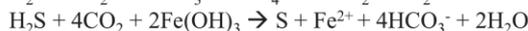
Anammox

Oxydation de Mn²⁺

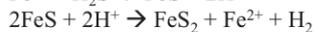
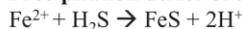
Oxydation du méthane

Oxydation de Fe²⁺

Oxydation des sulfures



Précipitation du fer et des sulfures



+ Processus d'adsorption/désorption, de dissolution/précipitation (CaCO₃, MnCO₃, FeS)

Figure I.11. Réactions d'oxydations primaires et secondaires de la matière organique établie selon Froelich et al. (1979) dans les sédiments marins et valeur de l'énergie libre standard pour une mole de carbone organique (Deborde, 2007). Les équations sont établies suivant la stœchiométrie pour une mole de matière organique proposée par Redfield : C106/N16/P (Redfield et al., 1963). Réactions secondaires de réoxydation des espèces réduites produites lors de la dégradation de la matière organique (Van Cappellen et Wang, 1996).

I.C. LA MANGROVE : IMPACT ANTHROPIQUE

I.C.1. Intérêts socio-économiques et impact anthropique global

L'importance écologique, économique et socio-économique des mangroves est aujourd'hui largement reconnue par les gouvernements, les agences de développement international, les organisations non-gouvernementales et le grand public. Les bénéfices annuels générés par la mangrove ont été évalués à plus de 900 000 \$US par km² (Constanza, 1997). En comparaison, les bénéfices apportés par les récifs coralliens ont été estimés entre 100 000 et 600 000 \$US par km² (Constanza et al., 1997 ; Cesar et al., 2003).

Comme l'ensemble des zones côtières, les zones de mangroves sont soumises à une forte pression anthropique. 40% de la population mondiale vit à moins de 100 km des côtes, et 90% des mangroves mondiales sont situées dans des pays en développement (Figure I.12). La croissance démographique et économique y est particulièrement rapide et, parallèlement, le développement de la gestion des zones côtières et de l'environnement n'est qu'à ses débuts. Les pressions anthropiques les plus fortes exercées sur les zones de mangrove sont la conversion des surfaces en terrain agricole, en bassin aquacole, ou pour l'exploitation du sel, pour l'expansion des milieux urbains, le tourisme, et la surexploitation de ses ressources (sylviculture et pêche) (Alongi, 2002). L'exploitation des mangroves se fait à différents niveaux, de la subsistance et l'artisanat par les populations locales (Barbier, 2006) jusqu'à l'exploitation industrielle par des grands exploitants ou des investisseurs étrangers, aux détriments même des exploitations locales (Ocampo-Thomason, 2006). En plus de la destruction directe de leur surface, les mangroves sont également le réceptacle d'effluents de diverses origines (agricole, urbaine, domestique ou industrielle) qui ont des effets plus insidieux et encore mal connus (Alongi, 2002).

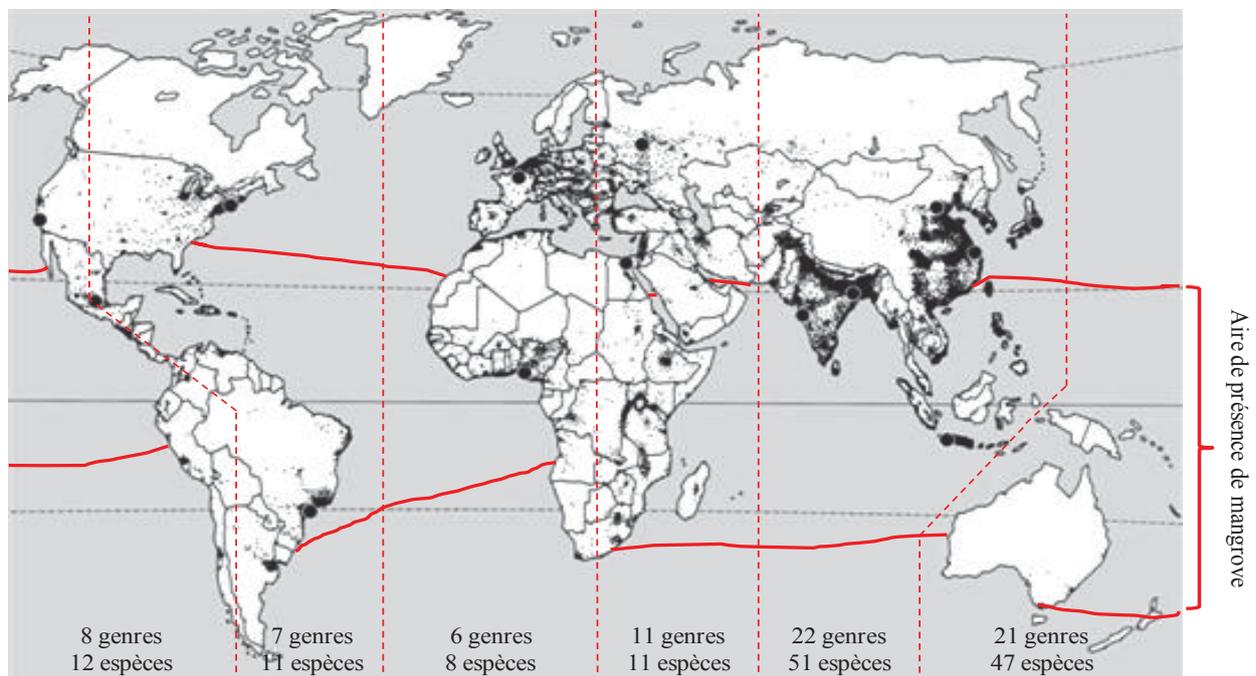


Figure I.12. Répartition de la population mondiale (1 point = 500 000 habitants, et signalisation des villes > 11 millions d'habitants), et délimitation de l'aire de présence des mangroves le long des côtes ainsi que le nombre de genre et d'espèce de palétuviers recensées par secteur géographique, d'après Alongi (20002).

Depuis les années 80, environ 35% de la surface mondiale des mangroves a disparu (Valiela et al., 2001), et chaque année, leur surface totale décroît de 1 à 2% environ, ce qui représente un taux de disparition plus élevé que les milieux coralliens ou les forêts tropicales terrestres (Duke et al., 2007). Dans certains pays, la perte des surfaces initiales de mangrove, lorsque celles-ci sont connues, dépasse les 80% ; comme en Thaïlande (87%), en Inde (85%), ou au Pakistan (78%). En moyenne, la disparition des mangroves est de 61% en Asie et de 55% sur le continent africain (Lewis et al., 2003).

Parmi les différentes pressions anthropiques exercées sur les mangroves, l'installation des bassins aquacoles est l'impact le plus largement répandu (Alongi, 2002). En Asie du sud est, il est le responsable direct pour 50 à 80% de la disparition des mangroves (Wolanski et al., 2000) (Figure I.13). L'aquaculture alimente près de 43% de la demande mondiale en protéine animale marine pour les poissons, les crustacés et les mollusques (Bostock et al., 2010). Elle a connu une croissance exceptionnelle depuis les années 70, pour atteindre 52,5 millions de tonne en 2008. Sa croissance s'accompagne d'une augmentation de la pression exercée sur l'environnement, en particulier par rapport à l'eau, l'énergie et la nourriture utilisées au cours des élevages. Il y a également le problème de la production d'effluents et de leurs dispersions dans l'environnement alentour, dont la qualité doit être conservée afin de garantir le bon fonctionnement de l'élevage. En Thaïlande par exemple, 48% de la surface des mangroves présente en 1961 a été convertie avant les années 80 en bassins pour l'exploitation du sel et l'aquaculture, le pays a ensuite connu un large essor de la crevetticulture conduisant à l'expansion de la dégradation de la zone côtière et en particulier des mangroves (Szuster, 2006).

L'élevage des crevettes est le secteur aquacole qui a connu la plus forte croissance, en atteignant 23% dans les années 70, 25% dans les années 80, et est à environ 5% de croissance depuis les années 90 (Lewis et al., 2003). Ce secteur est particulièrement critiqué de part son comportement irresponsable aussi bien d'un point de vue social, économique qu'environnemental (Menasveta, 1997 ; De Graaf et Xuan, 1998 ; Islam et Wahab, 2005; Szuster, 2006).

Le rapport réalisé par Lewis et al. (2003), et commandité par plusieurs organisations gouvernementales telles que la FAO et la Banque Mondiale, ainsi que le WWF, mettait en avant le fait de considérer la gestion de l'espace côtier de manière intégrée « mangroves and

shrimp » au lieu de « mangroves *or* shrimp ». La nécessité d'un développement durable des pratiques aquacoles, et d'une conservation conjointe des mangroves, a permis de promouvoir les études sur les conséquences, l'évolution à long terme, et l'utilisation potentielle des zones de mangroves par les activités aquacoles, tout particulièrement la crevetticulture.

I.C.2. Aquaculture et mangrove

I.C.2.1. Etats des connaissances sur les impacts de l'aquaculture dans les zones de mangroves

Dans les mangroves, l'installation des bassins aquacoles s'accompagne principalement, suivant le type et l'intensité de l'élevage utilisé, de la perte directe des surfaces de forêt (Figure I.13), de la modification de la dynamique hydrologique, de l'altération des eaux souterraines, d'une augmentation de la sédimentation et de la turbidité des eaux de surface, et enfin, de l'introduction excessive de nutriments jusqu'à la modification de la chaîne alimentaire, et parfois jusqu'à l'eutrophisation du système (Alongi, 2002). Par ailleurs, pour la crevetticulture, tandis que certains élevages utilisent des nurseries, d'autres prélèvent les géniteurs directement dans le milieu environnant, entraînant des risques de surexploitation de la population sauvage. A l'inverse, l'utilisation d'espèces non natives peut entraîner, en cas d'introduction accidentelle, une modification de la structure, de la biodiversité et du patrimoine génétique de la population naturelle locale (Primavera, 1998). A cela peut s'ajouter l'utilisation d'antibiotiques dans les bassins qui augmentent la résistance des pathogènes dans le milieu naturel et en modifie l'équilibre écologique.

La quantité et la caractéristique des effluents produits par les fermes crevetticoles dans le milieu adjacent dépendent du type d'élevage. Celui-ci peut être extensif, semi-intensif ou intensif. Ces pratiques sont caractérisées par une densité d'individus par bassin croissante, d'une quantité d'intrants (nourriture, engrais, parfois antibiotiques) accrue, et d'une consommation et d'un taux de renouvellement en eau journalier dans le bassin accentués, entraînant un rejet total en effluent plus important associé à une qualité des eaux de plus en plus dégradée (Paez-Osuna et al., 1997 ; Martin et al., 1998 ; Paez-Osuna, 2001; Paez-Osuna et Ruiz-Fernandez, 2005; Lemonnier et Faninoz, 2006). A l'exception de la Thaïlande, qui utilise un système majoritairement intensif, les élevages utilisés dans le monde sont majoritairement de type semi-intensif.



Figure I.13. Photo aérienne d'une zone de mangrove remplacée par des bassins crevetticoles dans le delta du Mékong (source : Seminars on Science).

Les effluents crevetticoles sont composée principalement de MO particulaire, de phytoplancton, de chlorophylle-*a* (Chl-*a*), de bactéries et de composés particuliers inorganiques (Martin et al., 1998; Burford et Williams, 2001; Jackson et al., 2003). Cela résulte à la fois de l'excédant d'intrants (nourriture et engrais) non utilisés dans les bassins, des cycles biogéochimiques s'y mettant en place (production primaire planctonique et benthique, processus de recyclage de la MO dans la colonne d'eau et dans les sédiments de fond de bassins) et de l'érosion physique des bassins (Paez-Osuna et al., 1997; Burford et al., 2003). De nombreuses études ont démontré la nécessité de la connaissance, du suivi, et du contrôle de ces processus intra-bassin par les éleveurs, afin de limiter la quantité et la dégradation de la qualité de l'eau rejetée durant l'élevage (Burford et Williams, 2001 ; Burford et Lorenzen, 2004 ; Della Patrona et Brun, 2009).

L'apport des effluents riches en MO particulaire et en nutriments entraîne des modifications de la dynamique biogéochimique des chenaux de mangrove, pouvant causer des modifications des équilibres écologiques. Tout d'abord, dans les eaux de surface, ces rejets entraînent une augmentation de la production primaire, avec une augmentation des concentrations totales en Chl-*a*, en ammonium et en azote à proximité de la sortie des bassins

(McKinnon et al., 2002a ; Costanzo et al., 2004). Une partie des nutriments est intégrée en biomasse phytoplanctonique et microbienne, entraînant une augmentation du broutage par le zooplancton, et par la même, attirant diverses communautés de poissons et de crustacés en sortie des bassins (McKinnon et al., 2002b). L'action des courants de marée et la sédimentation facilitent la dilution des particules solides, rendant plus faibles leurs concentrations dans la colonne d'eau (Trott et Alongi, 2000). Les impacts des effluents crevetticoles, ou aquacoles, sur les eaux de surface des mangroves sont souvent localisées à proximité des bassins et ne perdurent pas dans le temps (Alongi et al., 2009; Thomas et al., 2010).

Contrairement à la colonne d'eau, les études sur les impacts d'effluents aquacoles sur les processus biogéochimiques du compartiment benthique des mangroves sont beaucoup plus rares (Trott et al., 2004 ; Alongi et al., 2009), mais traduisent également des impacts localisés aussi bien dans l'espace que dans le temps. Parallèlement, les études sur le compartiment biologique des mangroves traduisent une incorporation de certains types d'effluents au sein de l'écosystème, aussi bien au niveau des organismes benthiques (Serrano-Grijalva et al., 2011) que des palétuviers (Virly et al., 2005 ; Herteman et al., 2011).

I.C.2.2. Utilisation potentielle des mangroves en tant que biofiltre pour les effluents aquacoles

Les mangroves ont une tolérance plus élevée que d'autres systèmes aquatiques vis-à-vis d'un enrichissement organique, et leur possible utilisation en tant que biofiltre naturel a souvent été avancé (Robertson et Phillips, 1995 ; Rivera-Monroy et al., 1999). Peu d'études font état d'une eutrophisation importante dans les chenaux de mangrove recevant des effluents. Ceci est dû à une combinaison de facteurs tels qu'un marnage important permettant un fort export tidal et un mélange rapide avec les eaux côtières, une incorporation dans le réseau trophique et les processus pélagiques tels que la production primaire phytoplanctonique, la croissance bactérienne, et le développement du zooplancton (Burford et al., 2003), et enfin un taux de sédimentation important qui piège les nutriments, qui sont ensuite très rapidement utilisés par les palétuviers (Wolanski et al., 2000 ; Mckinnon et al., 2002 ; Trott et al., 2004).

Gautier et al. (2001) ont montré que la capacité de la mangrove à servir de biofiltre pour les effluents était difficilement prévisible. Dans leur étude, la mangrove s'est révélée être

un piège efficace pour les particules en suspension, mais sa capacité d'assimilation des nutriments était limitée et une part importante de ces derniers se retrouvait exportée. Ces auteurs soulignent également que le rejet direct dans la mangrove induit une inondation quasi permanente de certaines zones, impliquant des modifications écologiques ; la durée d'inondation ainsi que la salinité de ces eaux sont un facteur clé de la distribution spatiale des différentes espèces de palétuviers (Marchand et al., 2011). Par ailleurs, il semblerait que les effluents favorisent la croissance de jeunes plantules de certaines espèces de palétuviers alors qu'ils inhiberaient la croissance pour d'autres espèces (Rajendran et Kathiresan, 1996).

De façon globale, les effets des effluents sur le compartiment benthique sont encore très mal connus, et les rares études s'intéressant à ces impacts sont surtout concentrés sur les chenaux de mangrove, et non pas sur les sédiments des zones de forêts.

I.D. CADRE DE L'ETUDE : LA CREVETTICULTURE EN NOUVELLE-CALEDONIE

I.D.1. Le contexte calédonien

I.D.1.1. La Nouvelle-Calédonie

Troisième île du Pacifique Sud par sa superficie (avec 19 093 km²), la Nouvelle-Calédonie se situe à proximité du tropique du Capricorne, à environ 1 500 km de la côte australienne (Figure I.14). Cet archipel associe une île principale, appelée « Grande Terre », de 16 750 km² et plusieurs îles périphériques. Depuis les accords de Nouméa en 1998, la Nouvelle-Calédonie est une collectivité territoriale de souveraineté française à statut particulier. Ces accords prévoient le transfert progressif de toutes les compétences de l'Etat français à la Nouvelle-Calédonie dans un délai de 15 ans, excepté les compétences régaliennes (justice, ordre public, défense, monnaie et affaires étrangères). Entre 2014 et 2018 devra avoir lieu un scrutin d'autodétermination sur la question du transfert des compétences régaliennes et donc sur sa transformation éventuelle en un État souverain.

D'un point de vue économique, la Nouvelle-Calédonie juxtapose un espace minier d'environ 5 000 km², un espace forestier de 10 200 km², un espace agricole ou pastoral d'environ 3 700 km² et un espace urbain de 120 km² associant une agglomération (le « Grand Nouméa ») de 100 km² et quelques centres secondaires.

D'un point de vue environnemental, la Nouvelle-Calédonie est entourée par la deuxième barrière corallienne de la planète (1 600 km), dont les lagons couvrent 23 400 km², ce qui représente le plus grand ensemble lagonaire du monde. Environ 15 000 km² de cet espace est depuis juillet 2008 inscrit au patrimoine mondial de l'humanité (UNESCO) (Figure I.15). Siège d'une biodiversité marine exceptionnelle, à ce jour encore partiellement connue, et surtout encore très peu valorisée, les lagons de la Nouvelle-Calédonie sont soumis à des pressions humaines de plus en plus fortes sous l'effet du développement économique accéléré de ces dernières années, mais aussi à des pressions naturelles comme celles induites par le changement climatique.

D'un point de vue climatique, la Nouvelle-Calédonie étant située au nord du tropique du Capricorne, elle présente un climat tempéré de type tropical océanique largement influencé par la présence quasi permanente de l'alizé. Le climat calédonien compte quatre saisons, dont deux principales : la saison chaude et la saison fraîche séparées par deux saisons transitoires. La saison chaude s'étend de décembre à mars, elle est marquée par une influence tropicale dominante avec des précipitations abondantes et des températures élevées (Figure I.14). Tandis que la saison fraîche s'étend de juin à septembre marquée par un temps généralement sec et frais. Entre la saison chaude et fraîche, l'écart de température entre l'eau de mer encore chaude et l'air qui tend à se rafraichir peut favoriser le développement de dépressions subtropicales. La période entre août et novembre est la saison la plus sèche, caractérisée par de très faibles précipitations et des températures en progressions durant la journée. Le climat est également fortement influencé par le relief formé par la Chaîne centrale qui s'étend au centre de la Grande Terre et qui sépare les côtes ouest et est. Cette dernière est exposée aux vents dominés par les alizés, elle est plus humide et présente des paysages de forêts tropicales denses, tandis que la côte ouest est protégée des vents dominants et est donc plus sèche.

I.D.1.2. Les mangroves calédoniennes

La Nouvelle-Calédonie compte une surface totale de mangrove de 35 100 ha (Virly, 2008) (Figure I.15). Celle-ci est occupée par 25 900 ha de forêts arbustives ou arborescentes principalement peuplées de palétuviers du genre *Rhizophora* (55%) et *Avicennia* (14%). Les 9 200 ha restant sont des tannes nus (sans végétation) ou occupés par des halophytes. La grande majorité des mangroves se situe sur la côte ouest de la Grande Terre (88%), et occupe près de 80% du littoral. Leurs richesses floristiques est également très

significative. Récemment, 24 espèces ont été identifiées, incluant 6 espèces de *Rhizophora* (la plus grande diversité de cette espèce au monde) dont une espèce endémique (Cf. opération ZoNéCo 2006).

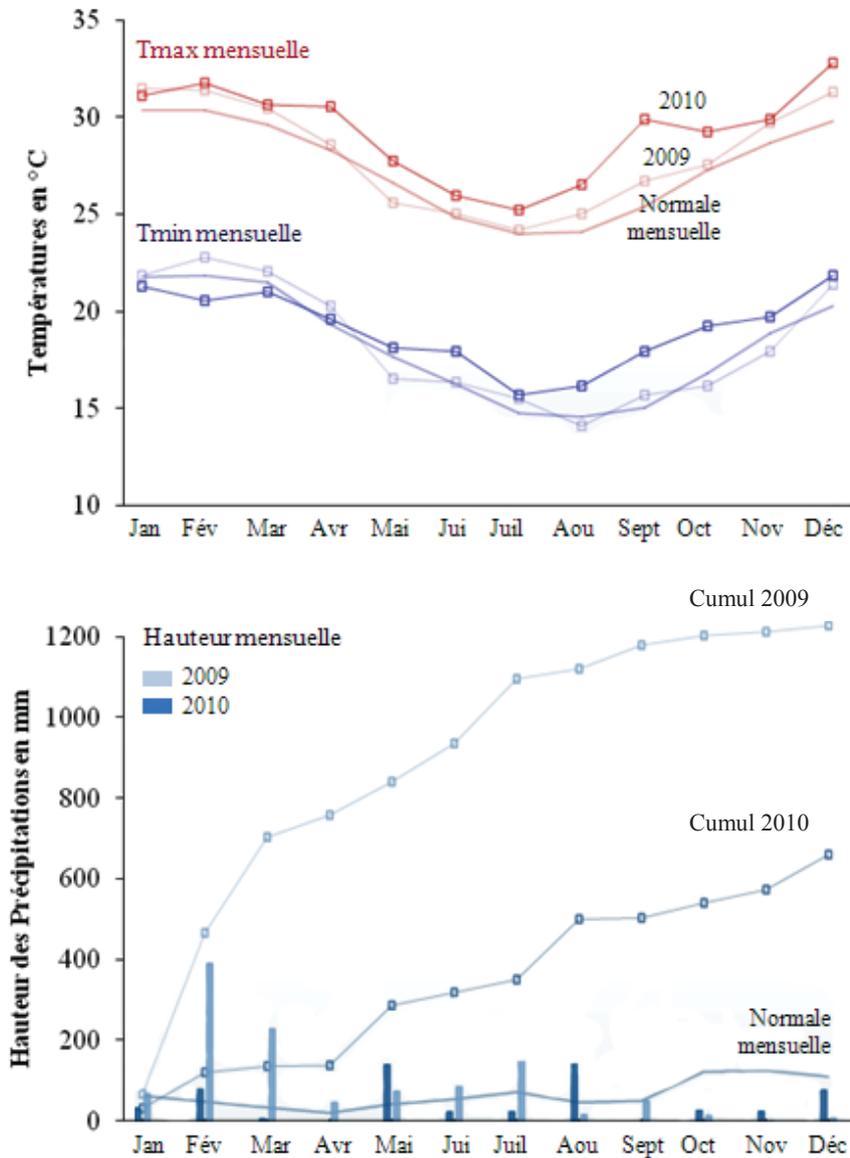


Figure I.14. Températures et hauteurs des précipitations moyennes mensuelles normales, et au cours des années 2009 et 2010 mesurées à Tontouta (modifiés de Météofrance.nc).

Les mangroves sont traditionnellement exploitées en Nouvelle-Calédonie pour le bois, et surtout pour la pêche. En particulier, celle du crabe de palétuviers constitue une ressource majeure pour les populations riveraines des mangroves. Sur la côte nord-ouest, le crabe *Scylla serrata* fait l'objet d'une pêche monospécifique active dont le caractère vivrier et traditionnel (pêche à pied traditionnellement par les femmes), a évolué progressivement vers un type commercial atteignant une production annuelle (hors vente directe) de près de 100 tonnes (Marty et al., 2005).

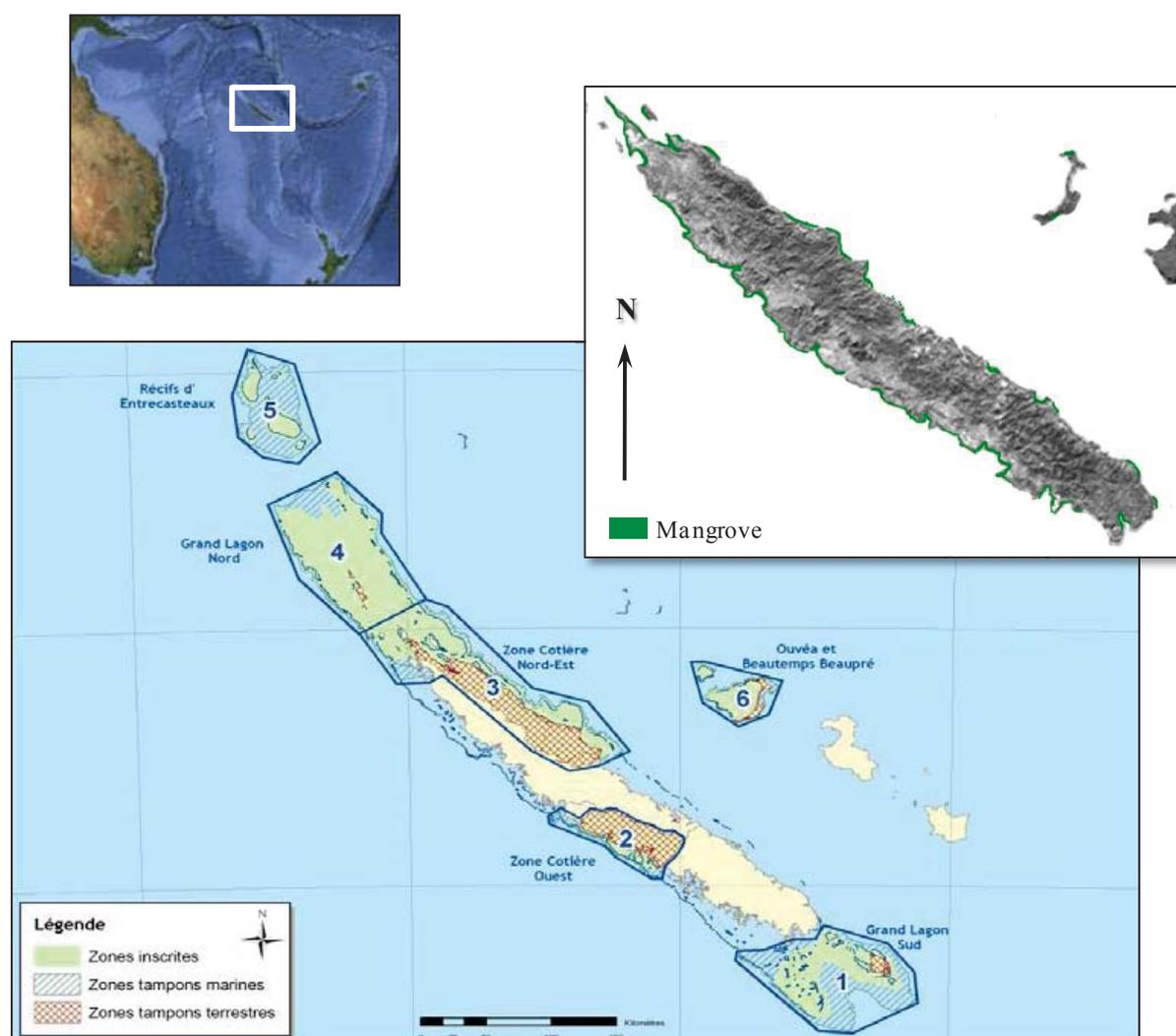


Figure I.15. Localisation géographique de la Nouvelle-Calédonie, zones terrestres et marines inscrites au patrimoine mondial de l'UNESCO (Rapport Ifremer 2010) et zone littorale occupée par des mangroves (d'après Virly, 2008).

La mangrove calédonienne n'a subi à ce jour aucune détérioration significative et est un milieu qui a été relativement préservé. Cependant, elle est aujourd'hui menacée par l'accélération du développement économique du pays, en particulier par l'urbanisation, l'exploitation du nickel, et l'aquaculture. En effet, la Nouvelle-Calédonie est le troisième producteur mondial de nickel (30 % des réserves mondiales) et connaît une activité minière particulièrement intense depuis la fin du 19^{ème} siècle. Depuis le début de cette activité, environ 300 millions de m³ de stériles latéritiques riches en Fe, Mn, Ni, Cr et Co ont été remaniés. Une partie significative de ces stériles a été transportée par érosion vers les zones littorales à la faveur d'épisodes climatiques violents (orages et tempêtes tropicaux, cyclones) qui interviennent régulièrement dans cette région (en 25 ans, on compte 6 passages cycloniques dans le sud du territoire et 11 passages dans le nord). Les impacts de ces activités minières, qui s'accroissent en particulier dans la partie nord de la Grande Terre, sur la mangrove fait l'objet de recherches actuelles. D'autre part, les zones d'arrière mangrove sont utilisées pour l'installation de bassins aquacoles, principalement pour la crevetticulture, qui constitue la seconde ressource d'exportation de la Nouvelle-Calédonie après l'exploitation minière.

I.D.1.3. La crevetticulture calédonienne

La crevetticulture a débuté en Nouvelle-Calédonie dans les années 70, d'abord sous l'égide de la SPIFDA (South Pacific Islands Fisheries Development), puis prise en charge par l'Aquacal (Association pour le développement de l'aquaculture en Nouvelle-Calédonie). Cette dernière a sélectionné et développé, conjointement avec l'Ifremer, la culture d'une espèce de crevette importée d'Amérique Centrale et du Sud : la crevette bleue *Litopenaeus stylirostris*. En 1982, un rendement annuel de 2,8 tonnes par hectare est atteint, et la Société d'Aquaculture Calédonienne (SODACAL), fait construire 125 ha de bassins (Le Guen et David, 1998). Depuis cette phase pionnière, et après 30 ans de développement technique par l'Ifremer, la crevetticulture calédonienne compte aujourd'hui 19 fermes occupant une surface totale de 658 ha de bassins en terre répartie le long de la côte ouest. Elle compte aussi cinq éclosiers, deux entreprises de conditionnement (SOPAC et Markea Prawns) pour le marché local et l'exportation, ainsi que l'entreprise CALEDOGEL. Deux usines s'occupent de la fabrication des aliments pour crevettes : la MSV et la SICA. Ainsi, la crevetticulture génère de manière directe ou induite plus de 900 emplois permanents ou occasionnels. En 2006, elle représentait la deuxième activité exportatrice du territoire après le nickel, et la première

production alimentaire exportée, avec un chiffre d'affaire de 22 millions d'euros pour une production de 2 400 tonnes. Sur ce total, 1 800 tonnes ont été exportées principalement en Europe (42%), au Japon (36%), et en Australie (15%) (SOPAC).

La crevette élevée en Nouvelle-Calédonie est reconnue comme « une référence de qualité » par les plus fins connaisseurs. Cette qualité est décrite suivant différents critères. Le premier concerne le produit lui-même qui est gustativement reconnu. Le second fait référence au respect de l'environnement. La filière crevette calédonienne, à travers la Société des Producteurs Aquacoles de Nouvelle-Calédonie (SOPAC), se présente elle-même comme respectueuse, notamment de la mangrove (Rataud, 2008). Les fermes aquacoles sont construites sur les zones de tannes nues d'arrière mangrove, et la superficie de mangroves détruites pour la construction des fermes, a été estimée à moins de 5 ha en 1998 (Lemonnier et Herlin, 1999). Cette superficie est donc très faible en regard des 25 000 hectares de mangrove existante sur l'ensemble de l'île.

Cependant la crevetticulture rejette quotidiennement des effluents dans le milieu naturel, en particulier la mangrove, dont la capacité de « filtration » est utilisée afin de limiter les rejets directs dans le lagon, c'est donc une activité en lien direct avec l'environnement.

I.D.2. Problématique scientifique et objectifs de l'étude

Les fermes d'élevages crevetticoles en Nouvelle-Calédonie pratiquent principalement un système de production semi-intensif et rejettent dans le milieu environnant des effluents avec des concentrations élevées en particules solides et en nutriments (Lemonnier et Faninoz, 2006; Lemonnier et al., 2006; Thomas et al., 2010). Les effluents de ces élevages représentent l'équivalent de 5 à 30 % du volume de chaque bassin de production par jour. Un bilan de matière a montré que 19 à 46 % des apports en azote sont exportés des bassins (Lemonnier et Faninoz, 2006). La multiplication prévisible des fermes pourrait augmenter la pression sur l'environnement côtier et en particulier sur la mangrove. Cette dernière est considérée comme un biofiltre à la fois pour les matières particulaires et celles sous forme dissoute. Cependant, peu d'études quantifiées se sont attachées à démontrer cette assertion. L'augmentation progressive des productions, et donc du rejet d'effluents vers les mangroves, pourraient se traduire par des bouleversements des équilibres géochimiques qui induiraient une modification écologique de l'écosystème.

En Nouvelle-Calédonie, les relations entre les fermes aquacoles et leur environnement ont fait l'objet de deux études ZoNéCo en 2005, l'une s'est focalisée sur l'analyse diachronique des photographies aériennes afin de mettre en évidence l'impact du développement d'une ferme sur la structure de la mangrove (Virly et al., 2005), l'autre s'est consacrée à la modélisation des flux de nutriments (azote et phosphore) en sortie d'un bassin d'élevage ainsi qu'à la recherche d'indicateurs des effluents d'élevages de crevettes dans les baies (Thomas et al., 2010).

L'étude réalisée par S. Virly et al. (2005) a mis en évidence des modifications importantes de la structure des mangroves suite à l'implantation de fermes aquacoles : i) une densification des *Avicennia* en sortie de bassins, ii) une progression et une densification de la strate de *Rhizophora* vers l'intérieur des terres au détriment des *Avicennia*, iii) une augmentation des zones inondées ou envasées. Cette étude suggère que les apports continus d'eau et de nutriments sont à l'origine de ces modifications. Elle suggère également la nécessité de développer une étude qui permettrait d'appréhender la capacité de rétention d'une mangrove vis-à-vis de ces effluents.

Le présent projet de recherche s'inscrit dans la continuité de ces recherches sur la mangrove. En particulier, il a pour objectif d'approfondir la connaissance des processus biogéochimiques du milieu benthique qui restent à ce jour encore mal définis. Ce travail s'inscrit dans une démarche de compréhension de la réponse du milieu mangrove vis-à-vis des impacts anthropiques. En particulier, des effluents issus de l'aquaculture, dont le développement est un enjeu à long terme, et n'est pas dissociable de la nécessité de conservation du milieu naturel.

L'objectif général de cette thèse est de comprendre le devenir des effluents de la crevetticulture au sein des mangroves de Nouvelle-Calédonie. Plus précisément, il est de comprendre la capacité de la mangrove à intégrer l'apport d'effluents aquacoles dans sa dynamique. C'est-à-dire, leurs effets sur la dynamique benthique de la MO, et sur les processus biogéochimiques des sédiments.

Précisément, les questions auxquelles ce travail va tenter de répondre sont :

- Les apports d'effluents riches en matière organique et en nutriments ont-ils des conséquences sur le métabolisme benthique des sédiments de mangroves ?

- Est-il possible de caractériser ces effluents et de connaître leur répartition et les modifications qu'ils impliquent sur l'ensemble de la surface de cet écosystème ?
- Quels rôles biogéochimiques les strates végétales constituant la mangrove peuvent-elles jouer dans le recyclage des effluents ?
- Par rapport au cycle d'élevage typiquement appliqué par les fermes calédoniennes (période d'activité suivi d'une période d'assec), cette stratégie a-t-elle des implications particulières sur la capacité de recyclage de ces effluents par la mangrove ?
- Enfin, les organismes macro-benthiques reflètent-ils un changement de la dynamique de la MO dans la mangrove recevant les effluents crevetticoles ?

I.D.3. Les sites d'étude

L'approche qui a été fixée dans le cadre de ce projet de recherche est l'étude comparative de deux mangroves, dont une est impactée par des effluents crevetticoles, l'autre servant de référence. Le choix des deux mangroves a été défini en premier lieu en tenant compte de leurs tailles et de leurs végétations, qui se devaient d'être identiques. Deuxièmement, la ferme crevetticole devait être représentative des élevages appliqués en Nouvelle-Calédonie (type semi-intensif) et avoir un rejet d'effluents diffus au travers de la mangrove par endroit, et canalisé jusqu'au *Rhizophora* sur une autre zone. Enfin, les facilités d'accès et la distance par rapport au laboratoire ont été des critères essentiels de sélection des sites.

I.D.3.1. Description des deux mangroves étudiées

Les deux mangroves que nous avons choisies sont situées sur la côte ouest de la Grande Terre à 40 km au nord de Nouméa dans la baie de Saint Vincent (Figure I.16). En plus du fait d'être à moins d'une heure de trajet du centre IRD de Nouméa, la station Ifremer de Saint Vincent est à 10 min de chacun des sites, et nous avons pu bénéficier de leurs infrastructures (laboratoire climatisé, frigo...) durant l'ensemble de nos déplacements sur place. Cette baie est séparée en deux ensembles : la partie nord et la partie sud. La partie nord, où sont situées les deux mangroves, est la plus abritée des vents et des courants par un ensemble d'îlots qui limitent les échanges avec le reste de la baie et le lagon, et le récif

barrière est distant d'environ 15 km. La baie de Saint Vincent reçoit principalement les apports terrigènes du bassin versant de La Ouenghi (212 km², 1428 mm de précipitation cumulée annuelle) et plus au sud du bassin versant de la Tontouta (385 km², 1765 mm de précipitation cumulée annuelle) (Terry et Wotling, 2011). Les apports de ces deux rivières sont à l'origine des fonds meubles et vaseux qui constituent la majorité des sédiments de la baie.



Figure I.16. Localisation des deux zones d'étude (Images : DTSI Nouvelle-Calédonie).

Les deux sites sont des mangroves de fond de baie, soumises uniquement à l'influence marine, sans apport significatif d'eau douce excepté par des ruissellements lors de précipitations, et présentent une zonation identique de la végétation (Figure I.16).

La mangrove contrôle (21°54'S, 166°04'E) s'étend sur une surface totale d'environ 20 hectares (Figure I.16). Le développement de lotissements sur le proche bassin versant de cette mangrove est récent et localisé, n'induisant aucun rejet notable d'effluents dans cette zone ; seul un chenal naturellement présent au sein de la mangrove a été aménagé pour faciliter l'accès à une zone de mouillage située en bordure ouest de la zone de *Rhizophora*. Cette mangrove n'est donc pas totalement vierge d'impact anthropique mais elle est vierge par rapport aux rejets de matière organique et inorganique que génère une ferme crevetticole (Martin et al., 1998 ; Burford et Williams, 2001; Jackson et al., 2003 ; Thomas et al., 2010). La mangrove anthropisée (21°56'S, 166°04'E) est distante d'environ 2 km de la mangrove contrôle, elle s'étend sur 28,9 hectares et reçoit les effluents produits par la Ferme Aquacole de la Ouenghi (FAO) (Figure I.16). Cette ferme semi-intensive libère ses effluents de manière diffuse au sein de la mangrove adjacente ou canalisée suivant la zone. Depuis la construction de la ferme, la mangrove s'est densifiée et a progressée vers les bassins, en même temps que les palétuviers se sont développés (Photos Annexe A1).

I.D.3.2. Activité et fonctionnement de la ferme crevetticole FAO

La Ferme Aquacole de la Ouengi (FAO) a été construite en 1981 sur l'ancienne zone de tanne nu et une partie de la zone de *Sarcocornia* qui occupait l'arrière mangrove (Figure I.17). Elle est une des plus anciennes fermes crevetticoles du territoire. Le type d'élevage pratiqué est semi-intensif avec un ensemencement moyen de 17 individus m², et une période d'assec de 4 mois. L'ensemencement est en général pratiqué en début d'année, après une mise en eau des bassins en décembre. La durée totale d'élevage est de 8 mois durant lesquels plusieurs pêches peuvent être pratiquées pour obtenir différents calibres de crevettes. Jusqu'en 1991, elle fut gérée par l'Ifremer pour la mise au point de techniques d'élevage, et par la suite par un éleveur privé dans une optique de production. Elle est constituée de deux bassins d'élevage d'environ 1 m de profondeur représentant un total de 18 hectares (bassin K : 7,5 h et bassin L : 10,5 h). Jusqu'en 2007, la totalité des effluents étaient rejetés de manière diffuse dans la mangrove. Depuis novembre 2007, afin de limiter les envasements en sortie de bassin et faciliter la circulation des effluents, un canal artificiel a été construit le long du bassin L (Figure II.4). Une part importante est ainsi drainée jusqu'au centre de la mangrove dans la

zone à *Rhizophora*. Toutefois lors des fortes marées ou des vidanges des bassins, les effluents débordent directement dans les zones à *Sarcocornia* et *Avicennia* situées devant les buses de rejets.

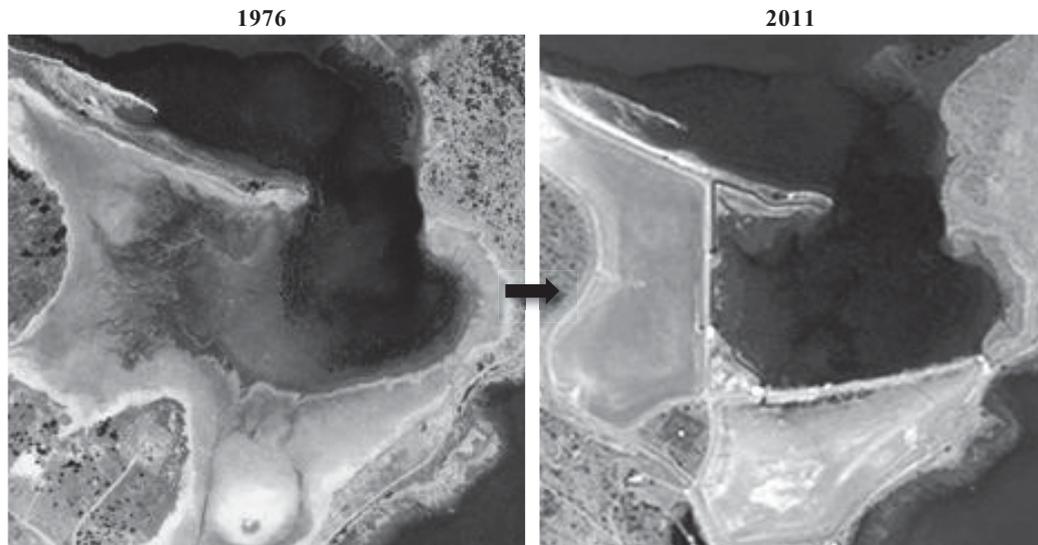


Figure I.17. Photos aériennes de la zone de mangrove avant et après l'installation des 2 bassins d'élevage de la ferme crevetticole la FAO (Images : DTSI Nouvelle-Calédonie).

I.D.4. Organisation du travail de thèse et du mémoire

Ce travail de thèse a été centré sur le compartiment benthique de la mangrove. Deux approches complémentaires ont été utilisées afin de répondre à notre problématique : l'étude des processus de dégradation et de recyclage de la MO au sein du sédiment et ses possibles modifications du fait des effluents, et une caractérisation isotopique et moléculaire de la MO (sources, sédiments et effluents) afin, d'une part, de réaliser un suivi spatio-temporel de la dispersion des effluents dans la mangrove, et d'autre part, de caractériser des liens trophiques des consommateurs au sein de la mangrove.

Le présent chapitre d'introduction est suivi de cinq chapitres de résultats organisés de la façon suivante :

- Le **Chapitre II** s'intéresse à la qualité des eaux de surface, avec une caractérisation des effluents produits annuellement par la ferme FAO, en terme de teneur en azote et phosphore, organiques et inorganiques, dissous et particulaire. Nous nous sommes également intéressés à la qualité des eaux de sorties des deux mangroves sur une année complète afin d'envisager la capacité de filtration de la

mangrove. Enfin, ce chapitre présente l'impact des effluents sur le métabolisme benthique des sédiments et plus spécifiquement les processus de recyclage de l'azote. Ce Chapitre II est rédigé en anglais et fait l'objet d'un article soumis à la revue *Estuarine Coastal and Shelf Science*. Il est précédé d'une introduction en français présentant le contexte ainsi que les principaux résultats obtenus.

- Le **Chapitre III** a pour objectif de caractériser la MO des sédiments de surface de la mangrove soumise aux effluents crevetticoles, de manière spatiale et temporelle par rapport à l'activité de la ferme, et ce afin de comprendre la dispersion des effluents au sein de la mangrove. Ce Chapitre est rédigé en anglais (Stage Master 2 MER) et fait l'objet d'un article en cours de préparation. Il est précédé d'une introduction en français présentant le contexte ainsi que les principaux résultats obtenus.
- Le **Chapitre IV** présente une comparaison des processus biogéochimiques des sédiments des trois strates végétales présentes dans les mangroves calédoniennes *Sarcocornia*, *Avicennia* et *Rhizophora* ainsi que l'impact des effluents sur ces processus.
- Le **Chapitre V** s'intéresse à la dynamique saisonnière de la mangrove à *Avicennia* par rapport aux rejets d'effluents, cette mangrove paraissant être la plus menacée selon la bibliographie. Ce chapitre permet de découpler ce qui est lié au cycle d'exploitation de la ferme, de ce qui est lié aux variations saisonnières naturelles de fonctionnement de la mangrove.
- Le **Chapitre VI** porte sur l'effet des effluents crevetticoles sur le régime trophique de deux espèces d'invertébrés benthiques clés dans la dynamique de la MO à la surface des sédiments de mangrove (le crabe *Uca* et le gastéropode *Térébralia*).

Enfin, une conclusion générale permettra de discuter de façon globale l'ensemble des résultats obtenus dans les différentes parties de cette thèse, et leur implication par rapport à la gestion des effluents vis-à-vis de la mangrove sera également abordée.

CHAPITRE II.

IMPACTS DES EFFLUENTS DE FERME CREVETTICOLE SUR LA QUALITE DE L'EAU, LE METABOLISME BENTHIQUE ET LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE DANS UNE MANGROVE (NOUVELLE-CALEDONIE)

PRESENTATION

Les effluents crevetticoles sont à la fois une source de matière organique (MO) dissoute et particulaire, et une source de nutriments incluant en particulier azote et phosphore (Paez-Osuna, 2001; Jackson et al., 2003; Thomas et al., 2010). L'impact de ces effluents sur les eaux libres des mangroves apparaît désormais relativement bien documenté (Burford et al., 2003). Les apports qu'ils constituent génèrent des productions phytoplanctoniques et bactériennes accrues dans les eaux de surface (McKinnon et al., 2002b ; Burford et al., 2003), qui peuvent s'accompagner d'une augmentation de la demande en oxygène des eaux et conduire à des situations d'eutrophisation du milieu (Trott and Alongi, 2000; Thomas et al., 2010). Cependant, les études sur le compartiment benthique sont rares et celles qui existent ne mettent pas en évidence un impact significatif des effluents (Trott et al., 2004). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les mangroves, limitées en azote et en phosphore, ont un fort potentiel d'assimilation et de recyclage de ces nutriments (Alongi, 1996 ; Holguin et al., 2001). Par ailleurs, les mangroves peuvent également éliminer d'importantes quantités d'azote par les processus couplés de nitrification-dénitrification dans les sédiments, stimulés par la présence simultanée de zones oxiques et anoxiques au niveau de la rhizosphère (Chiu et al., 2004).

Dans ce contexte, l'objectif de ce chapitre est triple. En premier lieu, une estimation de la teneur en azote et phosphore, organiques dissous et particuliers, et inorganiques dissous des effluents produits annuellement par la ferme FAO, a été réalisée durant le cycle d'élevage de l'année 2009. Ces mesures de concentration en nutriments ont également été effectuées en sortie de mangrove à marée descendante, comparées à une mangrove contrôle située non loin de la mangrove anthropisée et subissant les mêmes contraintes hydrologiques. Deuxièmement, la dynamique géochimique du sédiment en réponse à l'enrichissement en matière organique a été appréhendée par la mesure de la demande en oxygène du sédiment et des flux d'azote et de phosphore dissous, organiques et inorganiques, à l'interface eau-sédiment dans la mangrove anthropisée par les effluents, en sortie des bassins et à la sortie de la mangrove. Ces mesures ont été comparées à celles réalisées dans les zones équivalentes de la mangrove contrôle, c'est-à-dire en amont de la zone de forêt à *Avicennia*, et en sortie de la mangrove, devant la zone de végétation à *Rhizophora*. Troisièmement, une attention particulière a été portée au cycle benthique de l'azote. Tout d'abord, la mesure des processus couplés de nitrification-dénitrification a été réalisée afin d'estimer la capacité d'élimination des sédiments de mangrove vis-à-vis de ce nutriment, dont l'apport est accentué par les

effluents. Afin d'évaluer la capacité de rétention et de recyclage de l'azote au sein de la mangrove, des mesures de la réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium (DNRA) ont également été réalisées dans les sédiments. Ces mesures des processus de transformation de l'azote ont été mises en place en se basant sur la technique du ^{15}N Isotope Pairing Technique établie par Nielsen en 1992, et ont été réalisées sur les zones amont et de sortie des deux mangroves (anthropisée et contrôle).

Plusieurs résultats ressortent de cette étude. Il apparaît que les effluents produits par la ferme FAO sont enrichis en nutriments, principalement sous une forme organique particulière. Cet apport stimule de manière significative les processus de minéralisation dans les sédiments en sortie de la ferme FAO, s'accompagnant d'une demande en oxygène du sédiment accrue, ainsi que les flux de phosphore et d'azote inorganiques depuis le sédiment vers la colonne d'eau. Par ailleurs, les processus de recyclage de l'azote (nitrification-dénitrification et DNRA) apparaissent stimulés dans les sédiments de la mangrove recevant les effluents en comparaison de ceux de la mangrove contrôle. Toutefois, en raison de la dominance de la DNRA par rapport aux processus de dénitrification, l'élimination définitive de l'azote reste partielle dans ces sédiments, par rapport aux processus de recyclage et de conservation de ce nutriment au sein de l'écosystème.

II. IMPACTS OF SHRIMP FARM EFFLUENTS ON WATER QUALITY, BENTHIC METABOLISM AND N-DYNAMICS IN A MANGROVE FOREST (NEW CALEDONIA).¹

ABSTRACT

Water quality parameters, sediment oxygen demand (SOD), sediment-water column dissolved organic and inorganic nutrient fluxes, and N-cycle processes (nitrification; denitrification; dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA)) were determined in a New Caledonian mangrove receiving shrimp farm effluents compared to a natural mangrove.

Farm effluents were enriched in nutrients and organic matter, and significantly stimulated SOD and nutrient regeneration rates in the receiving sediments. All N-cycling processes were stimulated between ~2-12-fold in the sediments receiving effluents compared to the natural mangrove. However, due to the preferential enhancement of DNRA compared to denitrification, this resulted in only a small and insignificant increase in net nitrogen elimination compared to the quantitatively much larger increase in sediment nutrient regeneration rates.

Overall, these results indicate that the mangroves are only a partial filter for the shrimp farm effluents, as confirmed by the elevated nutrient concentrations measured in an external marine creek of the effluent receiving mangrove.

Keywords: mangrove; shrimp farm; nutrient fluxes; denitrification; DNRA; New Caledonia.

II.1. INTRODUCTION

Mangroves are dynamic ecosystems, which develop at the interface between terrestrial and marine environments along tropical and subtropical coastlines (Hogarth, 1999). Mangroves are important as they stabilize sediments, provide physical protection to coastlines and are nursery environments for many fish and crustaceans, including commercially important species (Nerot et al., 2009). Additionally, they play a fundamental role in the transformation, turnover and export of particulate and dissolved organic and inorganic nutrients of terrestrial origin (Marchand et al., 2006; Nagelkerken et al., 2008; Kristensen et al., 2008).

¹ Ce chapitre fait l'objet d'un article soumis à *Estuarine Coastal and Shelf Science*: Impacts of shrimp farm effluents on water quality, benthic metabolism and N-dynamics in a mangrove forest (New Caledonia). Nathalie Molnar, David T. Welsh, Cyril Marchand, Jonathan Deborde, Tarik Meziane.

One of the largest documented current threats, to mangrove ecosystems, is the development of aquaculture ponds, especially shrimp farming (Alongi, 2002). World-wide, shrimp farming has increased almost exponentially since the mid-1970's due to short production cycles and their high product values, reaching a total annual production of over 2.3 billion tons in 2008 (Bostock et al., 2010). In tropical and sub-tropical zones, particularly in South America, Indonesia and Thailand, shrimp farms have been developed at the expense of mangrove forests, which are destroyed for the establishment of the rearing ponds (Menasveta, 1997). In addition to the direct loss of mangroves during construction, shrimp farms also impact the adjacent mangroves through the release of large quantities of effluents, rich in particulate and dissolved organic and inorganic nutrients (Paez-Osuna, 2001; Jackson et al., 2003; Thomas et al., 2010). During a production cycle, it has been estimated that only 29 and 16 %, respectively, of total nitrogen and phosphorus added to the ponds as food and fertilizers inputs, is actually assimilated by shrimps (Avnimelech and Ritvo, 2003). As a consequence, most of the added N and P is released to the environment in effluents rich in particulates (e.g. uneaten feeds, faeces and phytoplankton) and dissolved organic and inorganic species (Jackson et al., 2003; Thomas et al., 2010).

Several studies have investigated the impacts of shrimp farm effluents on mangrove ecosystems, especially on water column processes in mangrove creeks. Effluents have been shown to significantly increase water column chlorophyll *a*, dissolved inorganic nitrogen (NH_4^+ and NO_x ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$)) and total nitrogen and phosphorus concentrations (Costanzo et al., 2004; Thomas et al., 2010). In addition, they enhance primary and bacterial production (McKinnon et al., 2002b ; Burford et al., 2003) and induce significant increases in biological oxygen demand, promoting water column hypoxia or anoxia (Trott and Alongi, 2000; Thomas et al., 2010). However, these effects are generally localized to areas close to effluent outlets, and water quality parameters and phytoplankton biomass return to natural levels within a few months after the cessation of the discharge (Trott and Alongi, 2000; Thomas et al., 2010). In contrast, much less is known concerning the effects of shrimp farm effluents on processes within the benthic compartment (Trott et al., 2004). Benthic nitrogen cycling can eliminate significant quantities of external N-loads as gaseous products (N_2 , N_2O and NO) via denitrification and anaerobic ammonium oxidation (Anammox) (Herbert, 1999; Dalsgaard et al., 2005; Thornton et al., 2007). Conversely, the competing process of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) recycles NO_x , which could otherwise be eliminated by denitrification and Anammox to NH_4^+ , favouring N-retention within the ecosystem

(Christensen et al., 2003; Nizzoli et al., 2006; Burgin and Hamilton, 2007). Therefore, the balance between these competing NO_x reduction pathways can exert a strong influence on benthic N-dynamics and the susceptibility of the ecosystem to eutrophication (Nizzoli et al., 2006; Burgin and Hamilton, 2007; Dong et al., 2011).

In New Caledonia, shrimp farming is still a relatively small industry consisting of 19 farms with ponds covering 680 ha, with an annual production of 2,000 tons in 2006 (Della Patrona and Brun, 2009). In contrast to other parts of the World, there are no direct losses of mangroves due to shrimp farming, as local regulations prevent construction of farms within the mangroves themselves. Therefore, farms are built upstream of the mangrove forests within the saltpans (Virly et al., 2005). However, effluents are still discharged into the adjacent mangroves, which are considered as a “natural biofilter”, to reduce or eliminate impacts on the surrounding World Heritage listed lagoon and coral reef (Lemonnier and Faninoz, 2006; Thomas et al., 2010).

The aim of this study was to examine the ability of the mangrove to actually act as a filter for shrimp farm effluents, and more specifically to quantify the impacts of the effluents on benthic metabolism, nutrient fluxes and N processing (denitrification and DNRA) within the mangrove sediment with particular attention on their capacity to eliminate nitrogen.

II.2. MATERIAL AND METHODS

II.2.1 Study site

The study was conducted in two fringing mangroves located in Saint Vincent Bay, New Caledonia (Figure II.1), neither of which receives any significant freshwater runoff. The first “natural” (N) mangrove (21°54'S, 166°04'E) covered 20 ha (Figure II.1a) and was free of significant anthropogenic influences. The second “effluent receiving” (E) mangrove (21°56'S, 166°04'E ; total area of 28.9 ha (Figure II.1b)) receives effluent discharges from the “Ferme Aquacole de la Ouenghi” shrimp farm (FAO). Visual density and size distributions of the mangrove trees differed between the two studied mangroves. In the natural mangrove, the landward *Avicennia marina* was sparsely distributed, bush-like and never exceeded 1 m in height. Similarly in the seaward, *Rhizophora stylosa* zone had a relatively low density and individual trees seldom exceeded 2 m in height. In contrast, in the mangrove receiving shrimp farm effluents, there was a higher density of trees in both vegetation zones and individual trees in the *Avicennia* and *Rhizophora* zones were frequently more than 2 and 5 m tall.

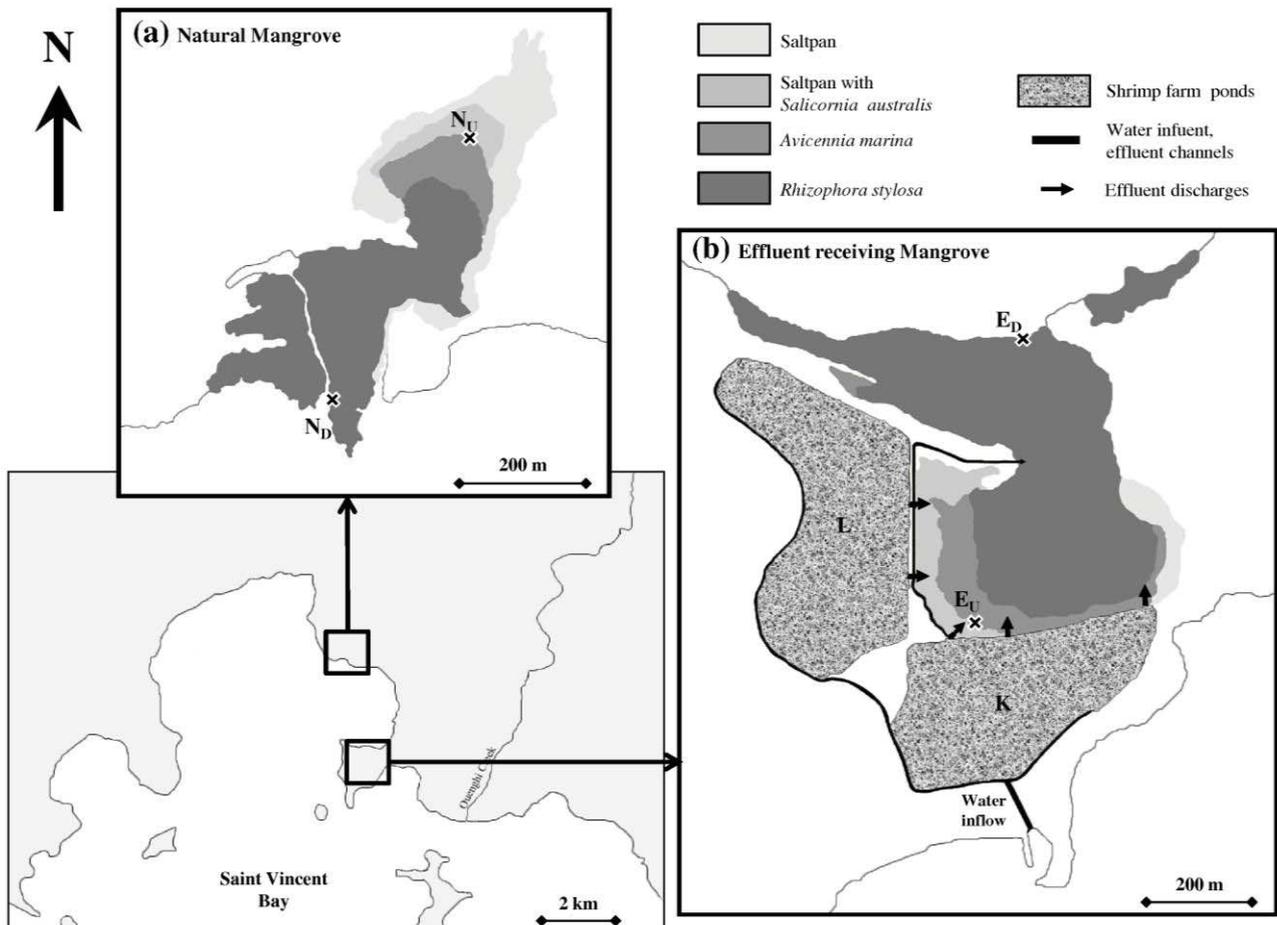


Figure II.1. Map showing the location of the two studied mangroves in Saint Vincent Bay on the west coast of New Caledonia; (a) natural mangrove, showing vegetation zonation and the location of sampling sites N_U and N_D; (b) effluent receiving mangrove with the locations of the FAO shrimp farm, the influent/effluent water channels, sites of effluent discharge (arrows) and location of sampling sites E_U and E_D.

Figure II.1. Localisation des deux zones d'étude situées dans la Baie de Saint Vincent, sur la côte ouest de la Nouvelle-Calédonie; (a) mangrove contrôlée, avec zonation des strates végétales et localisation des sites de prélèvements N_U et N_D; (b) mangrove anthropisée par les effluents de la ferme FAO, avec le plan des bassins, les canaux de drainage des eaux de pompage du lagon et des effluents, avec sites de rejets des effluents dans la mangrove (flèches noires), et positionnements des sites de prélèvements E_U et E_D.

The FAO shrimp farm opened in 1989 and operates two 1 m deep rearing ponds of 10.5 (L) and 7.5 (K) ha respectively, which are constructed within and have replaced the original saltpan zone. However, during the study period due to a shortage of shrimp larvae only the smaller pond (K) was actually in production. Like the majority of shrimp farms in New Caledonia, FAO operates a semi-intensive rearing system. Ponds are stocked with the blue shrimp, *Litopenaeus stylirostris*, at a density of ~ 17 individuals m^{-2} in December/January, which are reared for ~ 8 months. The shrimp are fed with locally produced feed pellets (35-40% protein, SICA, New Caledonia), which are added daily throughout the rearing period, with inputs increasing over the rearing cycle as the shrimp grow from ~ 0.25 to ~ 3.5 kg $ha^{-1} d^{-1}$ (Farm manager, Pers. Comm.).

Ponds are continuously irrigated in order to maintain water column oxygenation, with water that is pumped directly from the lagoon through a channel, and introduced by gravity at a rate increasing from 5 to 25% of the pond volume over the course of the rearing cycle (Farm manager, Pers. Comm.). Excess water overflows the ponds and is discharged at multiple points into the adjacent mangrove (Figure II.1b). These effluent discharges traverse the mangrove as surface flows, which are eventually collected by the short marine channels which penetrate the mangrove fringe. Following the shrimp harvest, the ponds are drained and left dry for ~ 4 months until the subsequent production cycle (Della Patrona and Brun, 2009).

Within each mangrove two sampling sites were chosen: the first was located near the downstream limit of the mangrove, near the *Rhizophora* vegetation zone, within the mouth of a fringing marine creek (sites natural downstream (N_D) and effluent receiving downstream (E_D), Figure II.1). The second site was located at the upstream limit of the mangrove at the interface between the *Avicennia* vegetation zone and saltpan (natural upstream (N_U) site) and close to effluent discharge at the *Avicennia*-shrimp farm interface (E_U , Figure II.1).

II.2.2. Sample collection

II.2.2.1. Water sampling

Water samples for determination of dissolved and particulate organic and inorganic nutrient concentrations were collected in February, April, May and June 2009 during the shrimp farm production cycle at 4 sites: the farm pumping station (input water), the shrimp pond effluent discharge point near site E_U , and at the downstream mangrove creek sites E_D

and N_D . Additionally, water samples were collected at downstream sites N_D and E_D in August, October and December 2009, and February 2010 after the production cycle had ceased.

Water samples for dissolved organic and inorganic nutrients were collected in triplicate, using 25 ml syringes, and were immediately filtered through 0.2 μm pore size cellulose acetate syringe filters (Whatman) and frozen at $-20\text{ }^\circ\text{C}$ until being analysed. Particulate nutrients were collected by filtering known volumes of water using previously combusted ($550\text{ }^\circ\text{C}$) 45 mm Whatman GF/F filters (0.7 μm) which were frozen at $-20\text{ }^\circ\text{C}$ until being analysed.

II.2.2.2. Sediment sampling

Undisturbed sediment cores were hand collected in triplicate at low tide, using plexiglass cores tubes (18 cm Ø \times 40 cm length), for the determination of sediment-water column solute fluxes and nitrate reduction rates from sites N_U , N_D , E_U and E_D in April 2010 when the farm was operational and actively discharging effluents. A parallel set of triplicate cores were collected (10 cm Ø \times 32 cm long) at each site for the characterization of sediment porosity and water content. Cores were transported to the laboratory within 30 min, and transferred into holding tanks containing in site water collected at the previous high tide. An aquarium pump was attached within each core and the tanks were filled to above the level of the cores to allow free exchange with the aerated water within the holding tanks. Cores were equilibrated overnight in the dark, prior to determinations of flux and nitrate reduction rates.

II.2.3. Oxygen and dissolved nutrient flux measurements

Prior to the incubations, the water in the holding tanks was drained and replaced with fresh site water, and the cores allowed stabilising for ~ 30 min. To initiate the incubations, the water level in the holding tanks was lowered to slightly below that of the core rims. Initial water samples for dissolved oxygen, inorganic and organic nutrients were collected and the cores were sealed using floating plexiglass lids to prevent gaseous exchange with the atmosphere (Welsh et al., 2001). The length of the incubations was set so that the final time oxygen concentration remained above 80% of the initial air saturated concentration, so that natural biogeochemical reactions were not modified. In this study, incubation times varied between 30 minutes and 4 hours depending upon sampling site. At the end of the incubations, the aquarium pumps were stopped and final time water samples for dissolved oxygen and nutrients were collected. Fluxes of individual solute species ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) were determined

from the difference between the initial and final concentrations, as described in Welsh et al. (2000).

Following flux incubations, the holding tanks were refilled with site water, the aquarium pumps within the cores were switched back on, and the cores allowed re-equilibrating for ~2 hours prior to determination of nitrate reduction rates.

II.2.4. Determination of nitrate reduction rates

Rates of nitrate reduction processes were determined using the isotope pairing technique (Nielsen, 1992), as modified to allow simultaneous determination of denitrification and DNRA (Risgaard-Petersen and Rysgaard, 1995 ; Nizzoli et al., 2006). Cores were prepared for incubation as previously described for flux determinations. An initial water sample was collected from each core, for the determination of ambient NO_3^- concentrations, prior to the addition of a 30 mmol L^{-1} 99.9 atom % $^{15}\text{N-NO}_3^-$ (ISOTECHTM) solution in each core to give a final concentration of $\sim 30 \mu\text{mol L}^{-1}$ in the overlying water. The water column was briefly mixed and a second water sample for NO_3^- concentration was taken ~ 10 mins later to allow calculation of the actual $^{15}\text{N-NO}_3^-$ addition by difference (Nizzoli et al., 2006). Cores were closed using floating Plexiglass lids and incubated under dark conditions as previously described for flux determinations. Incubation durations were the same as those used for flux determinations, to ensure that the final time O_2 concentration remained above 80% of the initial saturating concentration, a prerequisite of the isotope pairing technique (Nielsen, 1992). At the end of the incubation, a sub-core ($\text{Ø} 25 \text{ mm}$) was inserted into the sediment to the base of the incubation core. Microbial activity in the bulk sediment was inhibited by the addition of 5 ml of 50% w/v ZnCl_2 to the water outside the sub-core. The sub-core including the overlying water was withdrawn and the sediment bio-available ammonium (NH_4^+) pool extracted as previously described by Nizzoli et al. (2006). The remaining sediment within the incubation core was gently slurried to mix the dissolved N_2 pools in the sediment porewater and overlying water. After a brief settling period (1-2 min) a sub-sample of the slurry was transferred to a gas-tight, 12 ml glass vial (Exetainer, Labco), fixed with $150 \mu\text{l}$ 50% w/v ZnCl_2 and the samples stored $< 4 \text{ °C}$ awaiting determination of the dissolved N_2 pool and its isotopic composition. Rates of total denitrification (D_{14}), denitrification coupled to nitrate production by nitrification in the sediment (D_N) and denitrification fuelled by nitrate diffusing from the overlying water column (D_W) were determined according to Nielsen (1992). DNRA rates based on water column NO_3^- (DNRA_W) were calculated from the enrichment of $^{15}\text{N-}$

NO_3^- pool in the water column and ^{15}N enrichment of the sediment bioavailable NH_4^+ pool (Risgaard-Petersen and Rysgaard, 1995). Rates of DNRA coupled to sediment nitrification (DNRA_N) were estimated from the rate of DNRA_W and the ratio between D_N and D_W (Risgaard-Petersen and Rysgaard, 1995).

Anammox is a recognised interference when using the isotope pairing technique that can lead to overestimation of denitrification rates, as it also generates labelled N_2 species, following $^{15}\text{NO}_3^-$ additions (Risgaard-Petersen et al., 2003). However, in shallow water sediments Anammox has been shown to be a minor source of N_2 compared to denitrification (Dalsgaard et al., 2005; Burgin and Hamilton, 2007), especially in tropical systems (Dong et al., 2011). Therefore, we believe the calculated denitrification rates are valid estimates of the actual rates, although it should be noted that the term denitrification as used hereafter, also includes a small portion of N_2 production via Anammox.

II.2.5. Sample handling and analysis

Oxygen concentrations were determined directly using an oxygen electrode (WTW oxi 315i). Water samples for determination of dissolved nutrients were filtered through syringe filters (0.2 μm cellulose acetate; \varnothing 25 mm; Whatman) and stored frozen (-20°C) until analysed. NH_4^+ concentrations were determined by the fluorimetric method of Holmes et al. (1999) using a TurnerDesigns TD700 fluorimeter. NO_X ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) concentrations were determined using an Autoanalyzer III (Bran+Luebbe) by the method of Bendschneider and Robinson (1952). Total dissolved nitrogen (TDN) concentrations were determined as NO_X following oxidation by the method of Raimbault (1990). Dissolved organic nitrogen (DON) concentrations were calculated by difference as the TDN pool minus the measured dissolved inorganic nitrogen (DIN) as the sum of the NH_4^+ and NO_X pools. Phosphate (PO_4^{3-}) concentrations were determined using an Autoanalyzer III (Bran+Luebbe) by the method of Murphy and Riley (1962). Total dissolved phosphorus (TDP) concentrations were determined as PO_4^{3-} following oxidation by the method of Raimbault (1990) and dissolved organic phosphorus (DOP) concentrations as TDP minus PO_4^{3-} . Particulate organic nitrogen (PON) and phosphorus (POP) were determined as NO_X and PO_4^{3-} respectively, following oxidation (Raimbault, 1990) and total nitrogen (TN) and phosphorus (TP) concentrations as the sum of the respective particulate and dissolved pools.

Dissolved N_2 concentrations and the proportions of $^{29}\text{N}_2$ and $^{30}\text{N}_2$ in the dissolved N_2 pool, and ^{15}N enrichment of sediment bioavailable ammonium pool were analysed at the

National Environmental Research Institute (Silkeborg, Denmark) as previously described by Risgaard-Petersen and Rysgaard (1995).

Sediment water content for DNRA rate determinations was determined as loss of wet weight following drying to constant weight at 105 °C as described in Dunn et al. (2009).

II.2.6. Statistical analyses

As all data did not meet normality criteria (Shapiro tests), they were analysed using non-parametric tests (permutational t-tests) to investigate differences between sampling sites. All statistical analyses were performed using R version 2.11.1[©].

II.3. RESULTS

II.3.1. Water column dissolved and particulate nutrient concentrations

The shrimp farm effluents tended to be enriched in all measured particulate and dissolved, organic and inorganic, nitrogen and phosphorus species compared to the influent lagoon water (Table II.1), and were significantly enriched in TN, PON, NH_4^+ , TP and POP (Permutation t-test, $p < 0.05$).

Particulate organic nitrogen and phosphorus concentrations were up to 3 and 4.5-fold greater respectively, in the effluents compared to the influent water and represented 59 and 52% respectively, of the effluent TN and TP load. Similarly, organic species dominated the effluent dissolved nutrient pools, with DON and DOP accounting for 60.4 and 71.4% of TDN and TDP, respectively. However, although mean DON concentrations were more than 2-fold greater in the effluent compared to the influent water (Table II.1), this difference was not significant (Permutation t-test, $p > 0.05$). Mean DOP concentrations were unchanged in the effluent compared to influent water. DIN and DIP concentrations in the input water to the ponds, and the discharged effluents were relatively low and not significantly different (Permutation t-test, $p > 0.05$). However, there was a significant 6.7-fold increase in NH_4^+ concentrations in the effluent compared to the influent water (Permutation t-test, $p < 0.05$). In parallel, there was a corresponding 2-fold decrease in NO_x concentrations, although this decrease was not statistically significant (Permutation t-test, $p > 0.05$).

During the period of effluent discharge from the shrimp farm, between February and June 2009, all forms of particulate and dissolved nitrogen consistently occurred at higher

concentrations in the waters of the seaward creek in the effluent receiving mangrove than in a similar creek in the natural mangrove (Figure II.2). These increases in concentration were often significant, particularly for PON, TDN and NH_4^+ (Figure II.2). Conversely, after the cessation of effluent discharge in August 2009, there were no clear trends in the concentration differences of particulate or dissolved nitrogen species between the two creeks. Indeed, at times the concentrations of specific nitrogen species were significantly higher in the natural compared to the effluent receiving creek e.g. DIN, NO_x and NH_4^+ in August, and DIN and NH_4^+ in December (Figure II.2). In both creeks, organic forms of nitrogen dominated the water column nitrogen pool, with the sum of the PON and DON concentrations accounting for on average ~80% of TN.

Nutrient species	Influent	Effluent
TDN	13.9 ± 5.7	25.9 ± 1.2
DIN	4.8 ± 2.1	4.3 ± 1.8
NO_x	4.5 ± 2.0	2.3 ± 2.0
NH_4^+	0.3 ± 0.1	2.0 ± 1.0 *
DON	8.4 ± 3.8	19.7 ± 2.1
PON	11.4 ± 2.4	37.2 ± 2.9 *
TN	25.2 ± 5.8	63.1 ± 3.7 *
TDP	0.7 ± 0.2	3 ± 2.2
PO_4^{3-}	0.2 ± 0.0	1.9 ± 1.7
DOP	0.5 ± 0.3	0.5 ± 0.2
POP	0.7 ± 0.3	3.2 ± 0.6 *
TP	1.4 ± 0.2	6.2 ± 1.6 *

Table II.1. Concentrations of nitrogen (TDN, DIN, NO_x , NH_4^+ , DON, PON, TN) and phosphorus (TDP, PO_4^{2-} , DOP, POP, TP) species ($\mu\text{mol L}^{-1}$) measured in FAO influent water and effluent discharges. All concentrations were determined in triplicate on 4 occasions between February and July 2009 and are given as means ± the standard error, * indicates that concentrations were significantly different (Permutation t-test, $p < 0.05$).

Tableau II.1. Concentrations en azote (azote dissous total, azote dissous inorganique, NO_x , NH_4^+ , azote organique dissous, azote organique particulaire, azote total), et en phosphore (phosphore dissous total, PO_4^{2-} , phosphore organique dissous, phosphore organique particulaire, phosphore total) en $\mu\text{mol L}^{-1}$. Mesurées dans les eaux entrantes et les effluents de la ferme FAO. Ces concentrations ont été déterminées lors de 4 prélèvements entre février et juillet 2009. Les valeurs sont des moyennes ± l'erreur standard. Le * indique que les concentrations sont significativement différentes (Test t par permutation, $p < 0.05$).

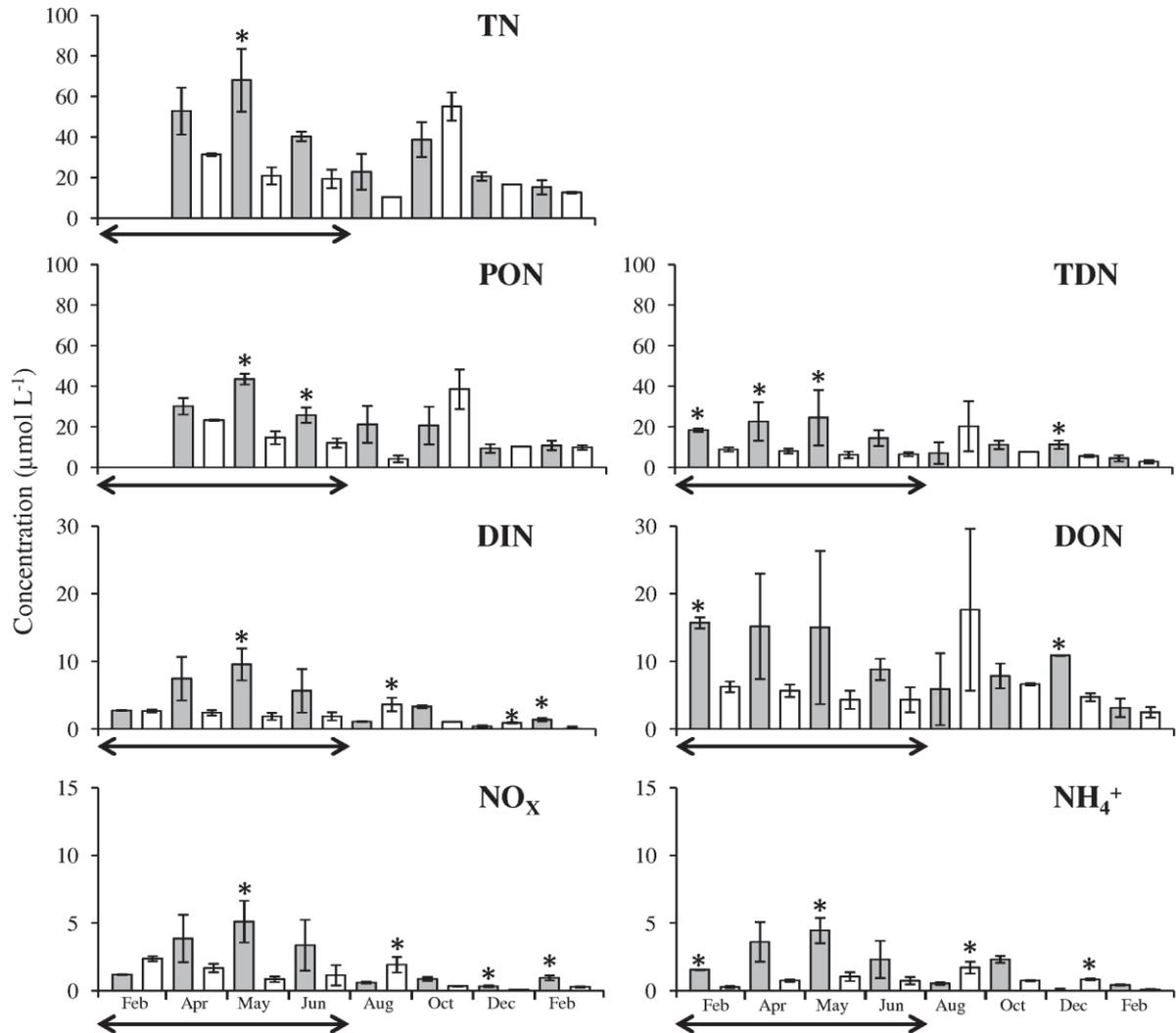


Figure II.2. Concentrations of nitrogen species in the water column of marine creek near to site E_D in the effluent receiving mangrove (gray bars) and site N_D in the natural mangrove (white bars), measured from February 2009 to February 2010. The period of effluent discharge from the FAO shrimp farm is indicated by the arrows. All concentrations are given as means \pm one standard error and an * above an individual bar indicates significantly higher concentration (Permutation t-test, $p < 0.05$). Please note differences in y-axis scales for the different nitrogen species.

Figure II.2. Concentrations des formes d'azote dans la colonne d'eau du chenal de sortie de la mangrove anthropisée proche du site E_D (en gris), et du site N_D de la mangrove contrôle (en blanc), mesurées entre février 2009 et février 2010. La période correspondant au rejet d'effluent par la ferme FAO est indiquée par la flèche en bas de graphique. Les concentrations sont indiquées en moyenne \pm l'erreur standard et le * indique que pour une même date de prélèvement, la valeur de concentration est significativement plus élevée dans un site. A noter la différence des échelles de l'axe y suivant les formes d'azote.

In contrast, concentrations of particulate and dissolved, organic and inorganic phosphorus species in the two mangrove creeks did not show any major trends, either within or outside the period of shrimp farm effluent discharge (Figure II.3), and concentration differences were only rarely statistically significant (Figure II.3). As observed for nitrogen, the organic forms of phosphorus dominated the water column phosphorus pool within the waters of both creeks, with POP and DOP accounting for on average ~80% of TP.

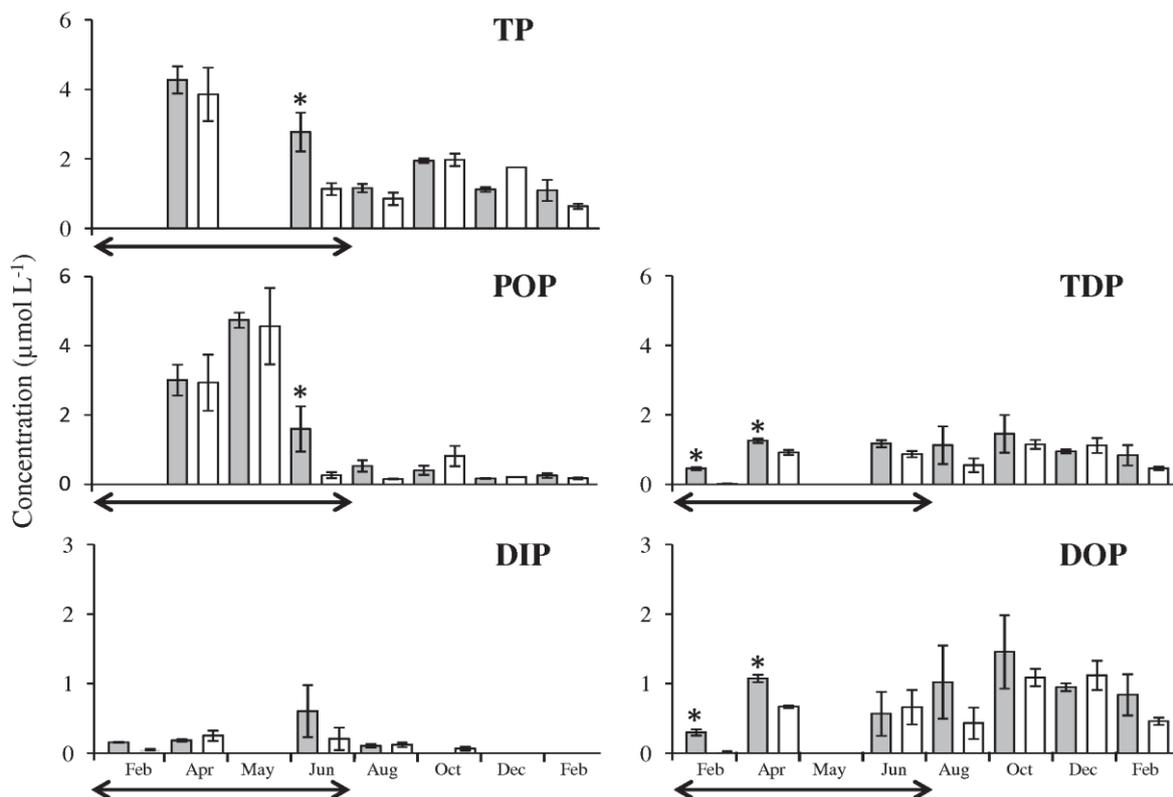


Figure II.3. Concentrations of phosphorus species in the water column of marine creek near to site E_D in the effluent receiving mangrove (gray bars) and site N_D in the natural mangrove (white bars) measured from February 2009 to February 2010. All concentrations are given as means \pm one standard error and an * above an individual bar indicates significantly higher concentration (Permutation t-test, $p < 0.05$). Please note differences in y-axis scales for the different phosphorus species.

Figure II.3. Concentrations des formes de phosphore dans la colonne d'eau du chenal de sortie de la mangrove anthropisée proche du site E_D (en gris), et du site N_D de la mangrove contrôle (en blanc), mesurées entre février 2009 et février 2010. Les concentrations sont indiquées en moyenne \pm l'erreur standard et le * indique que pour une même date de prélèvement, la valeur de concentration est significativement plus élevée dans un site. A noter la différence des échelles de l'axe y suivant les formes de phosphore.

II.3.2. Sediment water column oxygen and dissolved nutrient fluxes

Differences between concentrations of dissolved nutrients in the waters used for core incubations were recorded (Table II.2). In particular, water from the effluent-receiving site

(E_U) was significantly enriched in TDN and DON compared to the other sites (Permutation t-test, p<0.05).

	Mangrove receiving effluent		Natural mangrove	
	E _U	E _D	N _U	N _D
Nutrient concentrations (μmol L ⁻¹)				
TDN	42.8 ± 4.8 ^a	18.6 ± 2.7 ^b	21.7 ± 4.7 ^b	16.0 ± 0.7 ^b
DON	39.9 ± 4.2 ^a	15.3 ± 2.7 ^b	18.6 ± 4.7 ^b	14.6 ± 0.7 ^b
DIN	2.9 ± 0.6 ^a	3.3 ± 0.1 ^a	3.1 ± 0 ^a	1.4 ± 0.1 ^b
NH ₄ ⁺	2.4 ± 0.5 ^a	2.5 ± 0.1 ^a	2.4 ± 0.0 ^a	1.0 ± 0.1 ^b
NO _x	0.5 ± 0.1 ^a	0.8 ± 0 ^b	0.8 ± 0.1 ^b	0.3 ± 0 ^a
TDP	1.9 ± 0.1 ^a	1.4 ± 0.3 ^a	1.9 ± 0.1 ^a	1.6 ± 0.2 ^a
DOP	1.7 ± 0.1 ^a	0.4 ± 0.3 ^a	1.7 ± 0.1 ^a	1.5 ± 0.1 ^a
PO ₄ ²⁻	0.2 ± 0 ^a	0.1 ± 0 ^b	0.1 ± 0 ^a	0.1 ± 0 ^b
Nutrient fluxes (μmol m ⁻² h ⁻¹)				
TDN	339.5 ± 281.9 ^a	139.8 ± 174.5 ^b	31.2 ± 85.9 ^b	178.2 ± 68.6 ^b
DON	100.4 ± 265.1 ^a	96.5 ± 188.1 ^a	49.7 ± 91.9 ^a	154.3 ± 27.3 ^a
DIN	239.1 ± 78.2 ^a	45 ± 4.5 ^b	-21.7 ± 9.3 ^c	23.9 ± 7.3 ^b
NH ₄ ⁺	208.5 ± 75.4 ^a	40.3 ± 3.9 ^b	-27.9 ± 5.0 ^c	23.5 ± 7.9 ^c
NO _x	30.5 ± 13.2 ^a	3.0 ± 4.1 ^b	9.4 ± 2.9 ^b	0.4 ± 0.6 ^b
TDP	18.1 ± 26.5 ^a	-3.2 ± 6.1 ^a	-19.1 ± 5.3 ^a	-1.6 ± 10.1 ^a
DOP	12.3 ± 29.0 ^a	-3.2 ± 6.6 ^a	-21.6 ± 5.9 ^a	-1.7 ± 9.3 ^a
PO ₄ ²⁻	5.7 ± 5.8 ^a	0.1 ± 0.6 ^a	2.5 ± 0.7 ^a	0.1 ± 0.8 ^a

Table II.2. Concentrations of surface water for core maintenance and sediment-water column fluxes of dissolved nitrogen (TDN, DIN, NO_x, NH₄⁺, DON) and phosphorus (TDP, PO₄²⁻, DOP) species (μmol L⁻¹) at sites E_U and E_D in the mangrove receiving effluent and sites N_U and N_D in the natural mangrove. Data are means (n = 3) ± one standard error. For fluxes data, positive values indicate efflux of the solute species from the sediment to the water column and negative values indicate uptake of the solute species by the sediment. Data with different letter suffixes are significantly different between sites (Permutation t-test, p<0.05).

Tableau II.2. Concentrations des eaux de surface récoltées en vue des incubations des carottes de sédiment, et mesure des flux à l'interface eau-sédiment mesuré lors des incubations, en azote (azote dissous total, azote dissous inorganique, NO_x, NH₄⁺, azote organique dissous, azote organique particulaire, azote total), et en phosphore (phosphore dissous total, PO₄²⁻, phosphore organique dissous, phosphore organique particulaire, phosphore total) en μmol L⁻¹. Pour les données de flux, les valeurs positives indiquent un flux sortant du sédiment vers la colonne d'eau, et inversement pour les valeurs négatives. Les valeurs sont des moyennes (n = 3) ± l'erreur standard. Les valeurs signalées avec des lettres distinctes traduisent des différences significatives (Test t par permutation, p<0.05).

Sediment oxygen demand (SOD) ranged from a minimum of $2.1 \pm 0.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ at N_D to maximum of $11.0 \pm 2.0 \text{ mmol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ at E_U (Figure II.4). SOD was significantly greater at site E_U than at all other sampling sites (Permutation t-test, $p < 0.05$). Whilst, SOD was very similar at downstream sites (N_D and E_D), it was 3.3-fold greater at the effluent receiving site (E_U) than at the corresponding site in the natural mangrove (N_U).

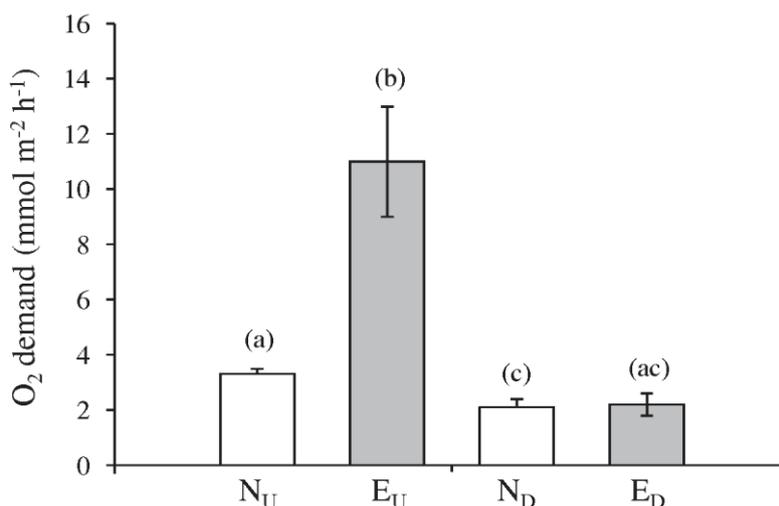


Figure II.4. SOD ($\text{mmol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) measured in April 2010 at sites N_U and N_D in the natural (white bars) and sites E_U and E_D in the effluent receiving mangrove (gray bars). Data are means ($n = 3$) \pm one standard error. Bars labelled with different letters are significantly different (Permutation t-test, $p < 0.05$).

Figure II.4. Demande en oxygène du sédiment ($\text{mmol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) mesurée en avril 2010 aux sites N_U et N_D de la mangrove contrôle (en blanc), et aux sites E_U et E_D de la mangrove anthropisée. Les valeurs sont des moyennes ($n = 3$) \pm l'erreur standard. Les valeurs signalées avec des lettres distinctes traduisent des différences significatives (Test t par permutation, $p < 0.05$).

Sediments at all sampling sites were net sources of dissolved nitrogen to the water column (Table II.2), with TDN effluxes ranging from 31.2 ± 85.9 (N_U) to 339.5 ± 281.9 (E_U) $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. However, despite the more than 10-fold difference in mean TDN effluxes between the upstream sites, this difference was not significant, due to the large degree of variability of the rates between replicates (Permutation t-test, $p > 0.05$). Similarly, DON effluxes demonstrated a high degree of within site variability and were not significantly different between sites (Permutation t-test, $p > 0.05$).

In contrast, all dissolved inorganic nitrogen fluxes demonstrated significant differences between sites (Table II.2). The DIN efflux at site E_U of $239.1 \pm 78.2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ was significantly greater than at all other sites (Permutation t-test, $p < 0.05$) and the DIN flux at

site N_U of $-27.7 \pm 9.3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ was significantly lower than that at all other sites (Permutation t-test, $p < 0.05$). Similarly, the NH_4^+ and NO_x effluxes of 208.5 ± 75.4 and $30.5 \pm 13.2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ respectively, measured at site E_U were significantly different from those at all other sites (Permutation t-test, $p < 0.05$). NH_4^+ fluxes at both sites in the effluent receiving mangrove were significantly greater than those at the two sites in the natural (Permutation t-test, $p < 0.05$).

All sites were net sinks for TDP and DOP with the exception of the site E_U , where the sediment was a source of TDP and DOP to the water column (Table II.2). Phosphate fluxes were directed toward the water column at all sample sites at rates ranging from 0.1 (N_D and E_D), to $5.7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (E_U). However, despite the differences in mean phosphorus fluxes at site E_U compared to the other 3 sites, statistical analysis revealed no significant differences in benthic TDP, DOP or PO_4^{2-} fluxes (Permutation t-test, $p > 0.05$).

II.3.3. Nitrification and nitrate reduction rates

Total nitrate reduction rates (denitrification + DNRA) ranged from 28.7 ± 6.1 (N_D) to 231.6 ± 75.1 (E_U) $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figure II.5, Table II.3). Rates of total nitrate reduction were significantly greater at site E_U than at all natural sites (Permutation t-test, $p < 0.05$). Additionally, rates measured at both sites in the effluent receiving mangrove were higher than at the corresponding upstream or downstream sites in the natural mangrove.

Denitrification was the dominant pathway for nitrate reduction at sites N_U , N_D and E_D accounting for 63-90% of total nitrate reduction (Figure II.5, Table II.3). In contrast at site E_U , which directly receives shrimp farm effluents, DNRA accounted for ~60% of total nitrate reduction (Table II.3). Denitrification rates varied from 22.6 ± 8.8 (N_U) to 68.8 ± 42.54 (E_D) $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figure II.5). Although rates of denitrification were approximately 3-fold higher at sites E_U and E_D in the effluent receiving mangrove compared to the corresponding sites N_U and N_D in the natural (Figure II.5) these differences were not statistically significant (Permutation t-test, $p > 0.05$).

Rates of total DNRA at sites N_U , N_D and E_D ranged from 3 (N_D) to 31 (E_D) $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Whereas, at the site E_U , the total DNRA reached to $169.4 \pm 95.4 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Similarly, rates of DNRA_N and DNRA_W at E_U were also very much greater than at all the other sites (Figure II.5).

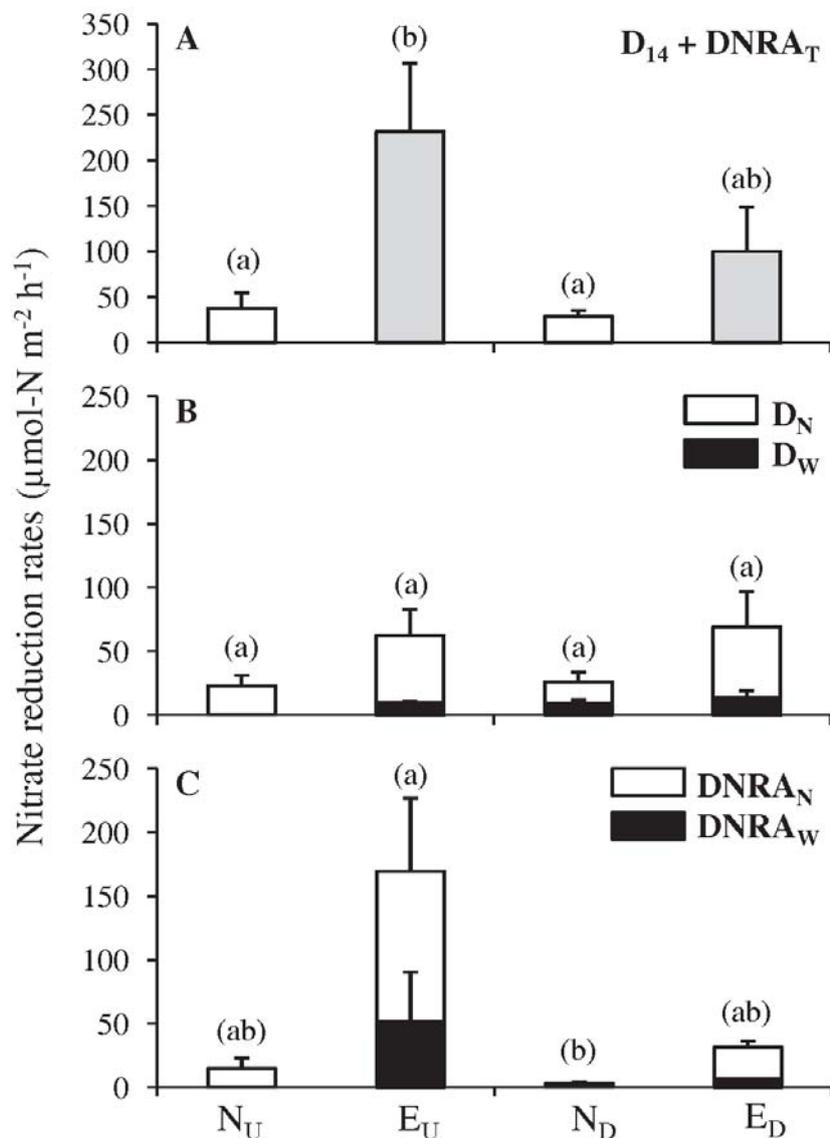


Figure II.5. Rates of nitrate reduction ($\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) measured in April 2010 at sites N_U and N_D in the natural mangrove, and E_U and E_D in the effluent receiving mangrove: A) Total nitrate reduction rates ($D_{14} + DNRA_{\text{Total}}$); B) Total denitrification rates divided into denitrification based on D_W and D_N ; C) Total DNRA divided into $DNRA_W$ and $DNRA_N$. Values are given as means ($n = 3$) \pm one standard error. Bars labelled with different letters are significantly different considering the total processes (Permutation t-test, $p < 0.05$).

Figure II.5. Taux de réduction du nitrate ($\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) mesuré en avril 2010 aux sites N_U et N_D de la mangrove contrôle, et aux sites E_U et E_D de la mangrove anthropisée : A) Taux de réduction total du nitrate ($D_{14} + DNRA_{\text{Total}}$); B) Taux de dénitrification totale divisé en D_W et en D_N ; C) La DNRA totale divisé en $DNRA_W$ et en $DNRA_N$. Les valeurs sont des moyennes ($n = 3$) \pm l'erreur standard. Les valeurs signalées avec des lettres distinctes traduisent des différences significatives (Test t par permutation, $p < 0.05$).

Nitrification was the dominant source of nitrate fuelling nitrate reduction processes (Table II.3). Nitrate reduction coupled to nitrification ($D_N + DNRA_N$ /total nitrate reduction * 100) accounted for between 53 (N_D) and 88% (E_D) of total nitrate reduction, with intermediate values at N_U and E_U of 74 and 82%, respectively (Table II.3). Nitrification rates calculated by mass balance as the sum of denitrification, $DNRA_N$ and the NO_X flux, ranged from 28.1 ± 7.1 (N_D) to 210.6 ± 46.8 (E_U) $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Table II.3).

Nitrification rates at the upstream site in the effluent receiving mangrove (E_U) were significantly greater than at either of the natural sites (Permutation t-test, $p < 0.05$), and the rate at the downstream site E_D was 3.3-fold higher than at the equivalent site N_D , but this difference was not statistically significant (Permutation t-test, $p > 0.05$). Nitrate reduction rates were strongly coupled to nitrification at sites E_U , E_D and N_U with the % coupling ranging from 74.3 ± 5.2 (N_U) to 82.2 ± 5.0 (E_U) % (Table II.3). Coupling between nitrification and nitrate reduction was lower at site N_D ($53.4 \pm 24.4\%$), but not significantly different from that at the other sites (Permutation t-test, $p > 0.05$).

Sites	Nitrate reduction ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	% DNRA	Nitrification ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	% coupling	Net N-loss ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$)
E_U	231.6 ± 75.1^a	60.0 ± 21.5^a	210.6 ± 46.8^a	82.2 ± 5.0^a	10.6 ± 19.5^a
E_D	$100.0 \pm 39.9^{a,b}$	$36.9 \pm 9.6^{a,b}$	$92.8 \pm 43.3^{a,b}$	88.1 ± 3.9^a	61.9 ± 34.7^a
N_U	37.3 ± 17.0^b	34.1 ± 6.7^a	46.4 ± 19.7^b	74.3 ± 5.2^a	22.3 ± 8.7^a
N_D	28.7 ± 6.4^b	10.3 ± 2.8^b	28.1 ± 7.1^b	53.4 ± 24.4^a	24.8 ± 6.1^a

Table II.3. Rates of total nitrate reduction ($D_{14} + DNRA_{total}$), DNRA as % of total nitrate reduction ($(DNRA_{total}/D_{14} + DNRA_{total}) * 100$), nitrification rates ($DNRA_N + D_{14} + NO_X$ flux), % coupling between nitrification and nitrate reduction processes ($(D_N + DNRA_N/nitrification) * 100$) and net nitrogen loss due to nitrate reduction processes ($D_{14} - DNRA_w$) at sites E_U and E_D in the mangrove receiving effluent and sites N_U and N_D in the natural mangrove. Data are means ($n = 3$) \pm one standard error. Data with different letter suffixes are significantly different between sites (Permutation t-test, $p < 0.05$).

Tableau II.3. Taux de réduction totale du nitrate ($D_{14} + DNRA_{total}$), DNRA en % par rapport à la réduction totale ($(DNRA_{total}/D_{14} + DNRA_{total}) * 100$), taux de nitrification ($DNRA_N + D_{14} + NO_X$ flux), % de processus couplés entre la nitrification et la réduction de nitrate ($(D_N + DNRA_N/nitrification) * 100$) et la perte nette d'azote due au processus de réduction du nitrate ($D_{14} - DNRA_w$). Les valeurs sont des moyennes ($n = 3$) \pm l'erreur standard. Les valeurs signalées avec des lettres distinctes traduisent des différences significatives (Test t par permutation, $p < 0.05$).

II.4. DISCUSSION

II.4.1. Effluent composition and export

Effluents from the FAO shrimp farm were significantly enriched in both total nitrogen and phosphorus compared to the input lagoon water. The excess nutrients exported from shrimp ponds were predominantly in organic and particularly in particulate organic forms, with organic N and P representing 90 and 60%, and PON and POP alone representing 59 and 51% of total nitrogen and phosphorus. This composition is similar to those recorded in previous studies of shrimp farm effluents in New Caledonia (Lemonnier and Faninoz, 2006; Thomas et al., 2010) and elsewhere (e.g. Jackson et al., 2003, 2004). The high particulate nutrient concentrations in the effluents probably results from enhancement of phytoplankton production within the shrimp ponds, as well as from the resuspension of benthic microalgae, deposited faeces and waste feeds from the pond sediments due to bioturbation by the shrimps (Burford et al., 2003).

Total effluent release by the shrimp farm over the 2009 rearing cycle was approximately $2.58 \cdot 10^9$ L (Farm manager, pers. Comm.). Based on the mean TN and TP concentrations measured in the effluents, the total N and P loads to the mangrove were approximately 2.3 and 0.5 tonnes of N and P respectively, which are equivalent to loads of approximately 79 kg N ha^{-1} and 19 kg P ha^{-1} , over the course of the 8 months rearing cycle. These values are highly similar to the maximum estimates of Robertson and Phillips (1995) of the maximum quantities of N and P that can be processed and immobilised within mangroves of $71 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ and $20 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$.

The higher density and much greater individual size of the mangrove trees in the mangrove receiving these effluents compared to the adjacent natural mangrove, suggest that a proportion of these nutrient loads has been assimilated into the mangrove biomass over the 20 years of operation of the FAO shrimp farm. However, the fact that dissolved and particulate, organic and inorganic N concentrations were consistently elevated during the period of effluent discharge, and often significantly elevated in the waters of the effluent receiving mangrove creek compared to that in the natural mangrove, indicates that the mangrove is at best only a partial filter for the shrimp farm effluents. This conclusion is supported by the recent study of Thomas et al. (2010) of two other New Caledonian shrimp farms, where signs of eutrophication; elevated nutrient and phytoplankton concentrations were detected in both mangrove creeks and an external Bay.

Although nitrogen pools in the effluent influenced mangrove creek were predominantly in particulate forms, it is likely that they are the result of increased production within the mangrove, rather than direct transport through the mangrove of particulate organic nitrogen present in the discharged effluent. Indeed, the consistently elevated concentrations of dissolved organic and inorganic nitrogen recorded in the effluent receiving mangrove creek may contribute to phytoplankton and bacterioplankton productivity. Several studies of mangroves impacted by shrimp farm effluents have reported increased phytoplankton and bacterioplankton production within the water column (Trott and Alongi, 2000; McKinnon et al., 2002b; Burford et al., 2003; Thomas et al., 2010) and this would contribute to elevated PON concentrations. Additionally, the elevated concentrations of dissolved nitrogen species in the effluent receiving mangrove creek suggest that there may have been significant processing of the shrimp farm release within the mangrove.

II.4.2. Benthic metabolism and nutrients fluxes

The high sediment oxygen demand (SOD) at site E_U, which is close to an effluent discharge point, shows that effluent organic matter loads accumulated within the sediment and stimulated the benthic metabolism. This SOD was more than 5 times higher than those in the natural mangrove and well outside of the range of SOD previously reported in mangrove ecosystems in Malaysia (0.4 to 6.6 mmol m⁻² h⁻¹) (Alongi et al., 2004). Indeed, this high SOD is similar or higher than those recorded in sediments directly below aquaculture fish cages or mussel farms where the sediments receive very high organic matter loads as faeces and/or uneaten feeds (Christensen et al., 2000, 2003; Holmer et al., 2002, 2005; Nizzoli et al., 2005, 2006). This large stimulation of benthic metabolism may be a relatively localized effect, as the SOD at the downstream site in the effluent receiving mangrove was not significantly different from those recorded within the natural mangrove. Additionally, SOD at E_D was well within the range previously reported for pristine mangrove sediments (Alongi et al., 2004), as were those at both sites in the natural mangrove.

Sediment-water column dissolved nitrogen fluxes determined in this study also support the hypothesis that organic loads transported in shrimp farm effluents stimulated mineralization rates in the mangrove sediments. The effluxes of DIN and NH₄⁺ at site E_U were very high (up to 230 and 200 μmol m⁻² h⁻¹ respectively); whereas, at the upstream natural mangrove site (N_U) the sediment was a small net sink for inorganic nitrogen. Furthermore, effluxes measured at the downstream effluent receiving site were 2-fold higher than those at

site N_D , indicating that the effluents may have influenced N-cycling throughout this mangrove. DON fluxes showed a high degree of within site variability at all the studied sampling sites, as also observed in other studies of mangrove sediments (Alongi, 1996; Holmer et al., 2001; Trott et al., 2004).

Similarly, although site E_U sediments were a source of DOP and PO_4^{3-} to the water column, when sediments all other sites were net sinks for dissolved P, this difference was not significant due to high within site variability in P-fluxes. However, despite the equivocal results for N and P fluxes, overall the nutrient flux data support the hypothesis that effluent release stimulates mineralization processes in the receiving mangrove sediments and that the benthic compartment plays a major role in the transformation and recycling of effluent organic matter loads. The efflux of regenerated dissolved nutrients from the sediment associated with this enhancement of organic matter mineralization would favour production processes in the water column and/or increased export of dissolved nutrients to the bay.

II.4.3. Nitrification and nitrate reduction processes

Total nitrate reduction (denitrification + DNRA) rates were stimulated 5.5 and 3.5-fold at the effluent receiving mangrove sites E_U and E_D respectively, compared to sites N_U and N_D in the natural mangrove. Nitrification in the sediment was the predominant source of nitrate fuelling nitrate reduction processes at all sites with $D_N + DNRA_N$ accounting for 53 to 97 (mean 77)% of total nitrate reduction. Mass balance estimates of nitrification rates ($D_{14} + DNRA_N + NO_X$ flux) ranged from 28.1-210.6 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ and rates were stimulated 4.5 and 3.3-fold respectively at sites E_U and E_D , compared to N_U and N_D . The high nitrification rate of $210.6 \pm 46.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ recorded in the highly metabolic sediments at site E_U is somewhat surprising. Indeed, previous studies (Nizzoli et al., 2006 and references therein) have shown that in sediments with high oxygen demands, nitrification is usually limited, due to aerobic heterotrophs and other chemoautotrophic bacteria, which have higher affinities for oxygen, out-competing nitrifying bacteria for oxygen. However, the noticeable abundance of fiddler crab populations at E_U , and the burrowing activity, seemingly promotes oxygen transport to the sediment, particularly during sediment exposure at low tide, as their burrow walls greatly increase the surface area of sediment available for diffusive oxygen exchanges (Botto and Iribarne, 2000; Kristensen and Alongi, 2006). Faunal tubes and burrow wall sediments are privileged sites for nitrification (Mayer et al., 1995) which can account for a large proportion of total benthic nitrification (Blackburn and Henriksen, 1983; Jordan et al., 2009).

DNRA was a significant nitrate reduction pathway in both mangrove systems, with DNRA accounting for 10-60% of total nitrate reduction, supporting the results of Dong et al. (2011) that DNRA is a quantitatively more important process in tropical compared to temperate coastal sediments. Rates of DNRA at sites E_U and E_D in the mangrove receiving effluents were enhanced by 11.5 and 10.5-fold respectively, compared to sites N_U and N_D in the natural mangrove. Similarly, denitrification was also stimulated within the effluent receiving mangrove with rates at sites E_U and E_D being 2.8 and 2.7 fold higher respectively, than those at N_U and N_D. Thus, although rates of both nitrate reduction processes were stimulated in the effluent receiving mangrove; DNRA was preferentially stimulated compared to denitrification. This is also reflected by the greater contributions of DNRA to total nitrate reduction at sites E_U and E_D of 60 and 37%, compared to 34 and 10% at sites N_U and N_D.

Several environmental factors including high temperature, low nitrate availability, high ratios of electron donor (organic matter) to electron acceptor (nitrate) and high sulfide concentrations have been proposed to favour DNRA over denitrification (Christensen et al., 2003; Nizzoli et al., 2005 and references therein). Thus, generally DNRA is favoured by sediment organic matter enrichment (Tiedje, 1988), as this enhances electron donor to electron acceptor ratios and stimulates sulfate reduction, and the production of dissolved sulfides which can directly inhibit denitrification (Christensen et al., 2003; Nizzoli et al., 2005 and references therein). Therefore the greater contribution of DNRA to total nitrate reduction in the mangrove receiving effluents, and especially at site E_U close to an effluent release point, would be expected due to organic enrichment of the sediment with labile organic matter transported from the shrimp farm effluents. Indeed, previous studies of fish and mussel farm impacts on the underlying sediment compartment have shown a switch in the relative contribution of the competing nitrate reduction processes, from denitrification towards DNRA, associated with enrichment of the sediment with labile organic matter (Christensen et al., 2003; Nizzoli et al., 2006).

In terms of the net effect of nitrate reduction processes on nitrogen loss/retention within the mangroves, denitrification can be considered as a loss, as fixed nitrogen is eliminated as gaseous products, whereas DNRA favours nitrogen retention by recycling nitrate, which otherwise would be denitrified, to ammonium. More specifically, considering the fate of the N-loads from the shrimp farm effluents, denitrification of nitrate already present in the effluents (D_W) can be considered to represent the sediments capacity to eliminate nitrate during transport; and denitrification coupled to nitrification (D_N) as the

sediments capacity to eliminate N during the remineralisation of organic matter deposited from the effluents. Conversely, DNRA of nitrate already present in the effluents ($DNRA_W$) represents a net input of “new” N to the sediment system as ammonium (Nizzoli et al., 2006), whereas coupled nitrification-DNRA ($DNRA_N$) simply recycles the nitrate generated from ammonium by nitrification back to ammonium. Therefore, the net effect of nitrate reduction processes on sediment N-loads can be expressed as total denitrification minus $DNRA_W$. Based on this formula, nitrate reduction processes at the sites E_U and E_D in the mangrove receiving shrimp farm effluents resulted in net N-losses of 62 and 11 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ respectively. While intermediate losses of 22 and 25 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ were estimated for the natural sites N_U and N_D respectively (Table II.3), although none of these between site differences were statistically significant. However, even if we consider the difference between site E_U and the sites in the natural mangrove as real, the increased N-loss of $\sim 40 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ is quantitatively of minor compared to the excess regeneration of soluble N-species in the same sediment. As the difference in sediment TDN and DIN effluxes between sites E_U and N_U in the effluent receiving and natural mangroves were almost 310 and 270 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectively. Thus, whilst processing of the particulate organic nitrogen loads in the FAO shrimp farm effluents within the adjacent mangrove may result in a small increase in nitrogen elimination via denitrification, the major effect of the sediments was to remineralize the organic matter and recycle dissolved nitrogen species back to the water column.

II.5. CONCLUSION

The approach used in the present study has demonstrated direct impacts of the shrimp farm effluent release on benthic metabolism, nutrient fluxes and N processing within the sediment compartment of an adjacent mangrove. Organic matter exported from shrimp farm stimulated oxygen demand and nutrient regeneration rates in the receiving mangrove sediments, resulting in large effluxes of dissolved organic and inorganic nutrients to the overlying water. All N-cycling processes (nitrification, denitrification and DNRA) were stimulated in the mangrove sediments receiving shrimp farm effluents. However, due to the preferential enhancement of rates of DNRA compared to denitrification, this resulted in only a small and insignificant increase in net nitrogen elimination compared to the quantitatively much larger increase in sediment nutrient regeneration rates. Thus, the major role of the sediment was to process the effluent PON loads and to export them directly in dissolved forms to the surrounding lagoon waters, or indirectly by stimulating bacterial and

phytoplankton biomass production, which was subsequently exported. Thus, the mangrove is only a partial filter for the shrimp farm effluent and part of the nutrient loads are exported to adjacent bay, as confirmed by the consistently higher dissolved and particulate nutrient concentrations recorded in the fringing creek of the effluent receiving compared to that of the natural mangrove. This study suggests that a more comprehensive monitoring of shrimp farms and the effluent receiving mangroves is required in New Caledonia, to quantitatively assess the true export of nutrients to the surrounding lagoon due to this activity, especially due to the recent addition of this environment to the World Heritage list.

Acknowledgements

This work was supported by the ZONECO Program, the Northern Province and Southern Province of New Caledonia. We thank the staff of the FAO farm who made this project possible by allowing us to access to the ponds, farm data and to the adjacent mangrove. We thank the staff of the IFREMER, Saint Vincent station for their valuable help, in particular Luc Della Patrona and Benoit Beliaeff. We thank Audrey Leopold for her assistance with field and laboratory work, and Phillipe Gerard (Laboratoire de Chimie Marine) from IRD for chemical analysis. Finally we thank Cedric Hubas and Hervé Rybarczyk for their help with statistical treatments, and for their constructive reading of the manuscript.

**CHAPITRE III. CHANGEMENTS SPATIAUX ET
TEMPORELS DES CARACTERISTIQUES DE LA MATIERE
ORGANIQUE DANS LES SEDIMENTS DE SURFACE D'UNE
MANGROVE SOUMISE AUX EFFLUENTS CREVETTICOLES**

PRESENTATION

Comme montré précédemment, un apport supplémentaire de MO augmente le métabolisme microbien, la demande en oxygène, ainsi que le recyclage des nutriments dans le sédiment (Chapitre II). Cependant, les processus de reminéralisation ne dépendent pas seulement de la quantité de la MO sédimentée, mais dépendent également de sa qualité (origine, degré de labilité) (Bouillon, 2003 ; Kristensen, 2008). Celle-ci est contrôlée par de nombreux paramètres biologiques et physiques locaux, naturels ou influencés par les activités anthropiques telles que le rejet d'effluents aquacoles. L'identification des sources de la MO déposée à la surface des sédiments des zones côtières, et des mangroves en particulier, est difficile à appréhender car elle est à la fois d'origine autochtone et allochtone (Cf. Chapitre I).

De fait, l'objectif de ce Chapitre III est double. D'une part, il est de caractériser l'origine et donc la qualité de la MO grâce à différents « biomarqueurs » naturels identifiés à la surface des sédiments de l'ensemble de la mangrove anthropisée par les effluents de la ferme crevetticole. Cette caractérisation permettra de définir le rôle des facteurs biologiques (végétations, macrofaunes), physiques (courant, dessiccation, salinité) et anthropiques (effluents) dans ce contrôle de la qualité de la MO présente à la surface des sédiments. D'autre part, l'objectif est de mettre en évidence la dynamique temporelle de la MO de surface entre une période où la ferme FAO est non active, c'est-à-dire en assec (décembre 2009), et une période où elle est en activité avec des rejets en effluents effectifs (juillet 2010).

L'étude a été basée sur l'utilisation des marqueurs suivants: la chlorophylle-*a* (Chl-*a*) et la phéophytine-*a* (Pheo-*a*), les acides gras (AG), et les isotopes stables du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$). Ces marqueurs sont classiquement utilisés dans l'étude des milieux marins côtiers et permettent de quantifier la MO, ainsi que de définir son origine et sa qualité (Meyers, 1994 ; Dunn et al., 2008 ; Meziane et Tsuchiya, 2000 ; Meziane et Tsuchiya, 2002).

Ce travail a permis de constater que les rejets d'effluents chargés en MO particulaire et en nutriments sont à l'origine d'un changement saisonnier de la qualité et de la distribution de la MO à la surface des sédiments de la mangrove anthropisée.

Pendant l'activité de la ferme, la MO est plus fraîche (plus de AG insaturés) et la litière est fortement dégradée, étant associée à une augmentation des marqueurs de champignons et de bactéries anaérobies (ex. 18:1 ω 7 et les branchés du 15:0), par rapport à la période d'assec. En même temps, la valeur du $\delta^{15}\text{N}$ du sédiment est appauvrie et les

concentrations en Pheo-*a* sont diminuées, indiquant un sédiment plus réduit qui est le siège de processus de dégradations bactériennes. Les AG marqueurs de certaines communautés microphytobenthiques (18:3 ω 6, 20:3 ω 6) déclinent, alors que la croissance des diatomées (16:1 ω 7 et 20:5 ω 3) augmente à l'encontre de la tendance saisonnière (bloom estival). De plus, les concentrations en Chl-*a* mesurées durant les deux périodes sont nettement supérieures à celles rencontrées dans la littérature ce qui suggère que le rejet d'effluents a des conséquences à long terme sur la production primaire benthique.

Le suivi de deux AG typiquement 'anthropiques' (18:2 ω 6 et 18:1 ω 9) dans cet environnement a permis de mettre en évidence l'influence des courants sur la dispersion de la MO provenant des bassins dans la mangrove, et son exportation jusqu'au front de mer. Lorsque la ferme est active, la nature de la MO est plus homogène sur l'ensemble de la mangrove et se rapproche de celle de la zone de *Rhizophora*. La MO de cette zone semble subir moins de changement qualitatif d'une période à l'autre. Finalement, l'activité bactérienne stimulée par les apports en MO de la ferme aboutit à une plus forte activité de dégradation notamment de la MO additionnelle.

III. SPATIAL AND TEMPORAL CHANGES OF SURFACE SEDIMENT ORGANIC MATTER CHARACTERISTICS IN A MANGROVE SUBJECTED TO SHRIMP FARM EFFLUENTS (NEW-CALEDONIA)¹

III.1. INTRODUCTION

In New-Caledonia, research for shrimp farm development began in the 1970s managed by IFREMER, and commercial exportation began ten years later. Nowadays, New-Caledonia accounts for 19 shrimp farms corresponding to 620 hectares of ponds (Thomas et al., 2006). In 2005, the annual production was about 2 004 tons making the shrimp production the second largest economic exporting activity after the nickel industry, and a doubling of the production is expected by 10 years (Della Patrona and Brun, 2009). Waters from lagoon, river or from mangrove are imported to ponds, and non filtered waters from shrimp pond, richer in nutrients and particulate organic matter (Martin et al., 1998; Riviera-Monroy et al., 1999; Lemonnier et al., 2003; Thomas et al., 2010) than supply water are released into the mangrove swamps. These daily discharges can reach up to 30 % of ponds volume (Della Patrona and Brun, 2009).

Mangroves have been reported to be efficient for removing suspended solids and nutrients (Twilley et al., 1993; Robertson and Phillips, 1995), and for cleaning discharge waters before entering the lagoon. But there is a lack of information about the direct and indirect impacts of effluents on mangrove ecosystems and their potential reversibility. Improving the knowledge about the shrimp farm effluents effects on the receiving mangrove ecosystem are needed in order to optimize the management practices respectful of the environment.

In this context, the present study mainly deals with the surface sediment analysis to qualify and quantify the organic matter of the FAO mangrove by using three main tracers: chlorophyll-*a*, stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) and fatty acid signatures. Chlorophyll-*a* (Chl-*a*) concentration is used to quantify the primary production in sediment and to inform about the ecological status of an environment such as an algal bloom, which load to an increase of organic matter production, in response to changing environmental conditions, which in turn result in low levels of dissolved oxygen in the sediment, known to be a limiting factor for

¹ Ce chapitre réunit les travaux d'Adélaïde Aschenbroich réalisés dans le cadre de son stage de recherche de Master 2 MER au MNHN (Paris) et au centre IRD de Nouméa (6 mois) (2011).

many marine organisms (Pelley, 1998). Fatty acids (FAs) are hydrophobic carbon chain with a carboxyl group which is hydrophilic. FAs constituting lipids in living tissues, which can be used as biomarker² since several FAs are referred to be specific of some organisms (Parrish, 1991). Therefore, they inform about the OM sources, the health of an ecosystem or the degree to which it has been influenced by anthropogenic inputs (Boon and Duineveld, 1996; Parrish et al., 2000). Potential sources of FAs are largely discussed in literature and their roles as biomarkers strongly depend upon the environment (wetland, lake, Open Ocean; see review in Napolitano, 1998). Similarly, analysis of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ stable isotopic ratios are regularly used in ecology to assess relative contributions of multiple sources to bulk OM pool, and to follow the flow of OM in marshes and estuaries (Peterson et al., 1985). The natural stable isotopes ^{14}N and ^{15}N occur overall on earth and their ratios differ among specific N pools in the environment (Peterson and Fry, 1987). Therefore, N-isotopic signature from distinct sources can be identified and traced (McClelland et al., 1997). The heavy form of the atom carbon (^{13}C) is always found in small proportion in photosynthetic organisms since the latest preferably use the ^{12}C from the atmosphere, which is lighter for photosynthesis. Measurement of the $\delta^{13}\text{C}$ marks the deviation of isotopic concentration in any sample with respect to a standard measurement (PDB marine fossil shell, Rodelli et al., 1984) and is characteristic of specific sources. Both ratios have been largely used to trace wastewater plume in coastal sediment (Sweeney et al 1978a; Rogers 1999; Ramírez-Álvarez et al., 2007).

On this basis, the present work aims to (1) identify and estimate the relative contribution of the major sources of organic matter at the surface sediment in a mangrove receiving shrimp farm effluents, and (2) compare the spatial and temporal surface OM (SOM) composition between a non active period (NAP) and an active period (AP) (i.e. of the shrimp farm). Sampling was performed within a mangrove receiving shrimp farm effluent waters half of the year, in order to assess within an unique environment the direct influences of shrimp farm discharge.

III.2. MATERIAL AND METHODS

III.2.1. Study site description

Study was conducted in a mangrove area located on the west coast of New-Caledonia (21°56'S 166°04'E, Saint Vincent Bay) (Figure III.1) which receives shrimp farm effluents

² *Compounds or groups of compounds that can be used as signatures of individual organisms or groups of organisms, or of certain environmental processes*

from the “Ferme Aquacole de la Ouenghi” (FAO).

FAO farm, opened in 1989, is made of two 1 m deep rearing ponds (L and K, 10.5 and 7.5 ha, respectively), extend over 28.9 ha over a former mangrove saltpan (Figure III.1). Ponds are stocked with the blue shrimp and farm operates a semi intensive rearing system with an average of 17 individuals per m². Activity is launched in December/January for ~8months after which farm proceeds a ~4 months break (August-November) in order to drain and dry the ponds (Della Patrona and Brun, 2009). Shrimps are fed with locally produced feed pellets (35-40% protein, SICA ©, NC) which are added daily throughout the rearing period, with inputs increasing over the rearing cycle as the shrimp grow, from ~0.25 to ~3.5 kg ha⁻¹ d⁻¹ (Farm manager, Pers. Comm). Ponds are continuously irrigated with water pumped directly from the lagoon to maintain water column oxygenation, at a rate of 5 to 25% of the ponds volume over the course of the rearing cycle (Farm manager, Pers.Comm.). Excess water from ponds is released at multiple points into the adjacent mangrove (Figure III.1). Effluents flow on sediment mangrove forest surface and are eventually collected by short channels which penetrate the mangrove fringe. The main discharge outflow from the dyke after collecting effluents from both ponds diverted around the saltpan area through little sandy-dykes from which frequent overflows occur.

The vegetation developed in the study area is represented by *Sarcocornia* on the saltpan and by *Avicennia marina* and *Rhizophora stylosa* (Figure III.1) successively distributed from ponds to the sea front. More rarely, few *Bruguiera sp* trees have been noted. Saltpan is either covered by *Sarcocornia* or by cyanophyceae. Downstream, mangrove is occupied by *Avicennia marina* shrubs forming a zone submerged at each high tide, and which covers ~15% of the mangrove area. Shrubs are densely present and are about 2 m height; however they reach higher sizes along the K pond, in front of the effluent discharges. Along both ponds, shrubs account for algae and/or moss presence on their pneumatophores. Additionally some zones have higher pneumatophores density than other ones notably at *Avicennia-Rhizophora* interphase in front of discharges.

Rhizophora stylosa is the dominant vegetation of the mangrove and forms a stand which represents about 85% of forest extending to the seaward edge. It is a quite heterogeneous group since it includes a large range of tree sizes. In a general pattern, trees are smaller on stand borders and higher at the West Sea front. Besides, there is a notable and exceptional trees fringe reaching up to 5 m of height along the main channel, close to the output zone ‘d’ (Figure III.1).

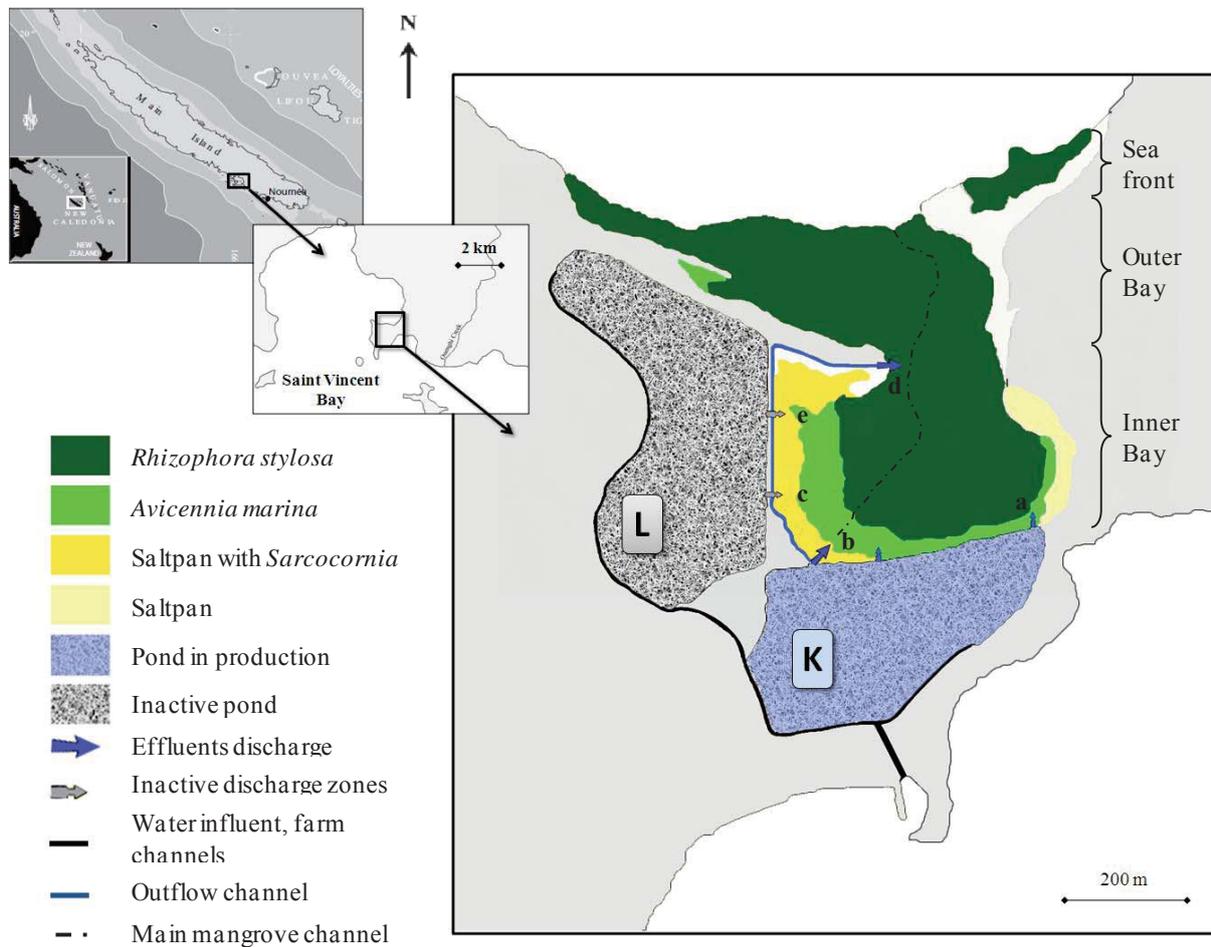


Figure III.1. The FAO constituted of two ponds L and K, located in the St Vincent Bay, New-Caledonia. During the study period only the pond K was in production. Wastewaters are released in the adjacent mangrove composed of three vegetation stands: the *Rhizophora* stand, the *Avicennia* stand and the saltpan. Lowercases name the discharge zones. 'e' and 'c' refers to the frequent overflows which occur from the channel (sandy-made).

Figure III.1. La ferme FAO est composée de deux bassins: le L et le K. Elle est localisée dans la baie de Saint-Vincent, Nouvelle-Calédonie. Durant cette étude en 2010, seul le bassin K était en production. Les effluents sont rejetés dans la mangrove adjacente composée de trois zones de végétation principales : *Rhizophora*, *Avicennia* et le tanne couvert ou non de *Sarcocornia*. Les différentes zones de rejets sont nommées par des lettres, les points « e » et « c » sont des zones de fréquent débordement depuis le canal.

Within the mangrove area, several crab species are present such as *Uca sp*, particularly in *Sarcocornia* and *Avicennia* stands with a large number of visible burrows. Density was estimated to be 20 burrows m⁻² in *Sarcocornia* stand, and 60 burrows m⁻² in *Avicennia* stand. *Uca sp* were not present in *Rhizophora* stand, in where *Grapsidae sp* are dominant, with an estimated density of 40 burrows m⁻² (Molnar, submitted).

Surface sediment of the FAO mangrove was collected during two contrasting periods: during a non active period (NAP) and during an active period (AP) of the shrimp farm. The NAP corresponds to the early hot and wet summer (December 2009). Rainy and cyclonic season only starts in February and generally last 2 months. The AP corresponds to the dryer and colder winter and sampling was done during July 2010. Winter sampling period was however characterized by higher daily precipitation than summer (Figure III.2). Due to a shortage of shrimp larvae, only the smaller 7.5 ha pond (K) was in production at sampling time.

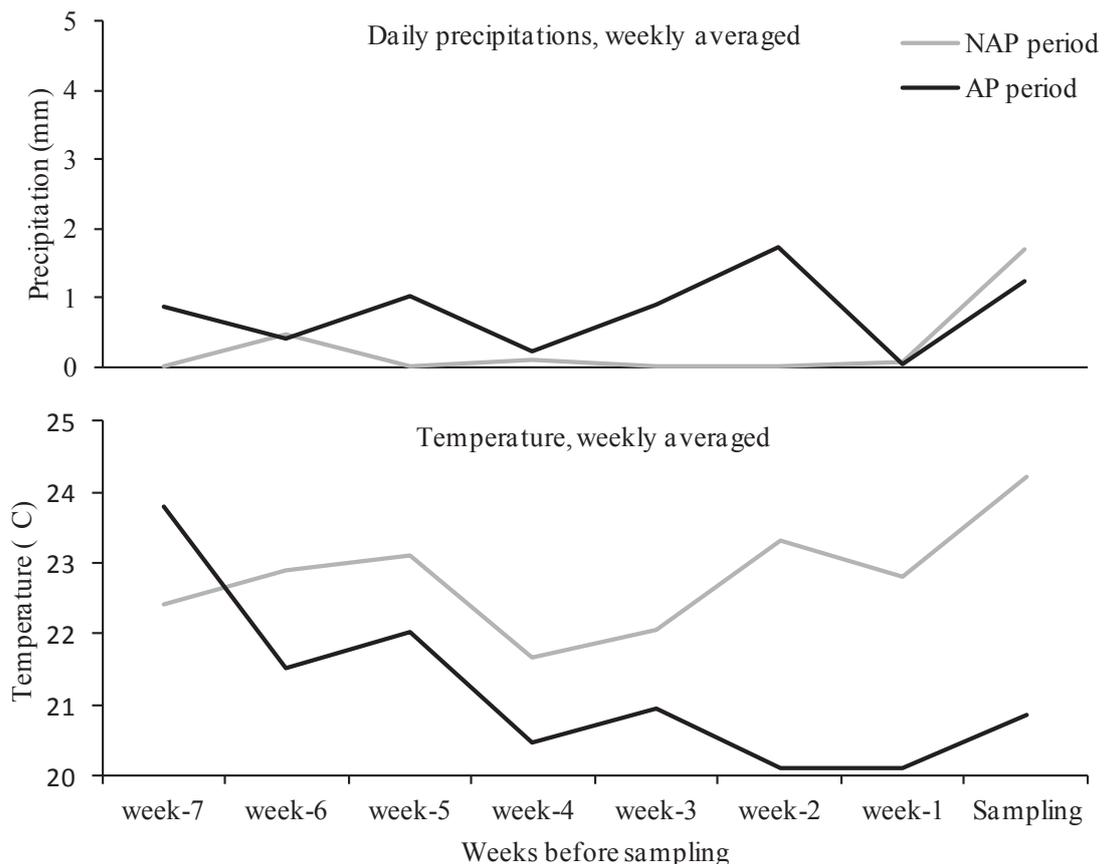


Figure III.2. Data of precipitations and temperatures from “Meteo France” for the sampling weeks and 7 weeks before. Data are daily values weekly averaged.

Figure III.2. Données de précipitations et de températures (météo France). De 7 à 0 semaines avant le prélèvement.

III.2.2. Field sampling

Surface sediment was collected randomly throughout the FAO mangrove at low tide during NAP (i.e. no effluents releases) and at the end of a rearing period corresponding to the maximum effluents discharge within the mangrove (AP). Because of the high density of trees and aerial roots, several sites were not accessible and the use of a systematic sampling approach (Caeiro et al, 2003) was therefore not always possible. Thus, sampling was optimized to consider a maximum of the mangrove area. To that end, mangrove forest was sub-divided into 51 sites (considered as a minimum for a good statistical treatment; as shown on Figure III.3) using a hand-held GPS receiver (Colorado 300, Garmin) for geographical coordinate's registrations.

Sediment samples for fatty acid and stable isotopic analysis were collected in triplicates during AP whereas only one replicate in each site was sampled during NAP. One replicate corresponded to the pooling of five 1cm depth x 2cm Ø syringes contents. For chlorophyll-a samples, one replicate corresponded to one syringe core. Samples were swiftly transported to the laboratory (IRD Noumea Center, New Caledonia), freeze-dried and stored at -20°C until analysed.

In order to identify isotopically the sources which could influence the sediment, mangrove leaves (from *Sarcocornia*, *Avicennia marina* and *Rhizophora stylosa*) were randomly collected (pool of 5 leaves x 3 trees), as well as cyanophyceae presented within the surface sediment in the *Sarcocornia* stand. Additionally, suspended particulate organic matter (POM) of effluents was collected by filtration through Glass-Fibre Filters (GF/F). FAO farm food (granule) using for shrimp development was also sampled and grounded to assess their fatty acid and isotopic compositions. All samples were freeze-dried and stored at -25°C until analyze.

To measure stable isotopic signatures of the microphytobentos, an additional sampling was conducted in February 2011 (corresponding to an active effluent release). Surface sediment was collected (in triplicates) within the three vegetation stands of FAO and benthic microalgae able to migrate, were extracted from sediment following the Riera and Richard (1996) method slightly modified from Couch (1989).

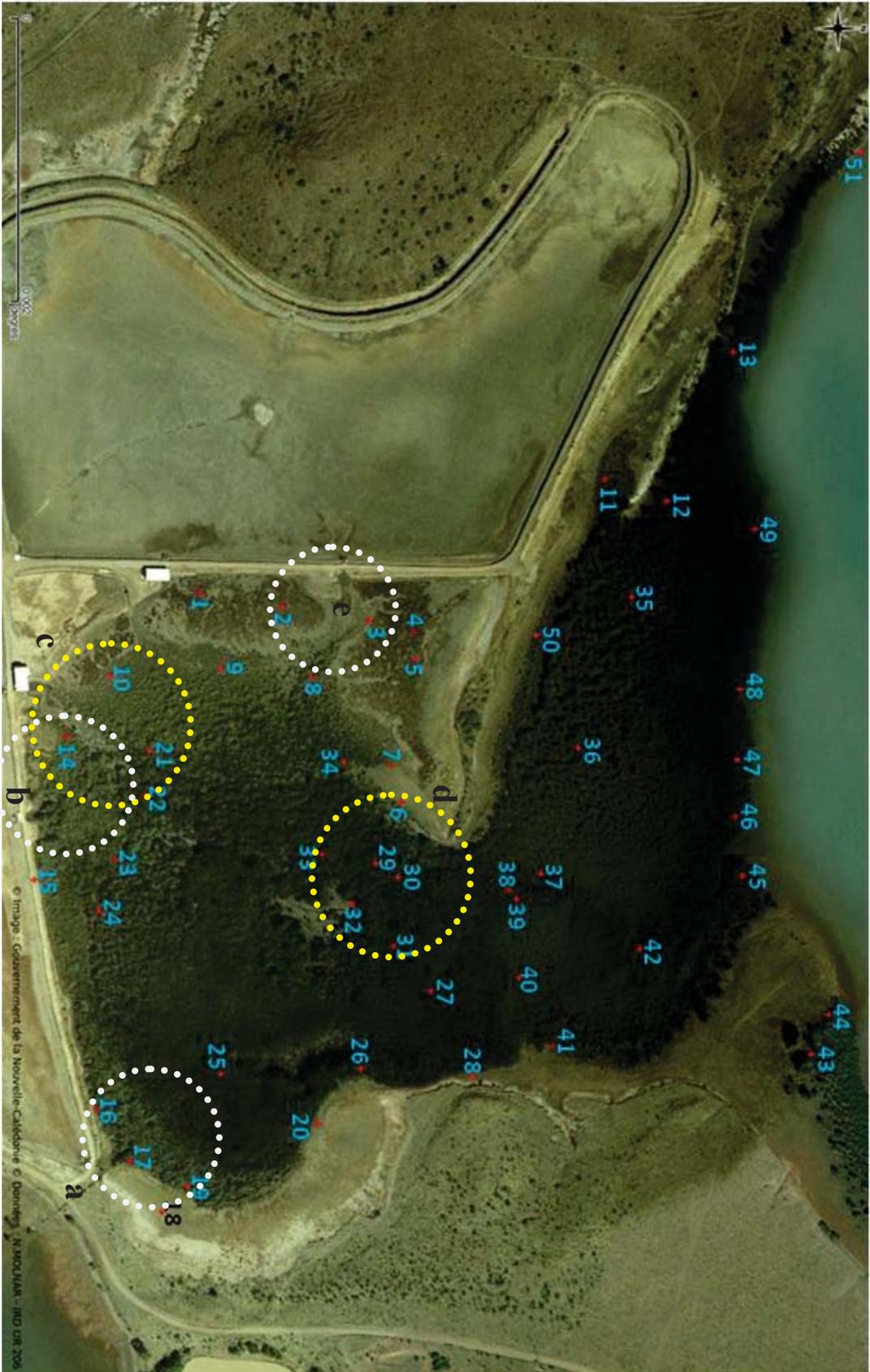


Figure III.3. The FAO mangrove with the sample locations. The circles indicate the output zones of the effluents. The yellow circles refer to the main discharge zones and the white circles refer to the secondary discharge zones.
Figure III.3. La mangrove FAO avec la localisation des points de prélèvements. Les cercles indiquent les zones de rejets des effluents, avec en jaune les points de rejets maximums, et en blanc les zones de rejets secondaires.

Sediment was collected by scraping the upper 5 mm part and spread on 50x30 cm flat tray, a nylon screen (60 µm) was laid upon the sediment surface, then covered by a thin combusted silica powder (60 to 200 µm grain size) layer kept wet by spraying filtered seawater from adjacent lagoon. Silica allows recovering microphytobenthos which use to migrate at low tide to reach light. Trays were held under light during 3 hours and silica powder into which microalgae had migrated was collected and sieved through a 60 µm nylon screen to separate diatoms from the greater part of the silica powder. Filtrates were then filtered on GF/F previously combusted at 450°C. Filters containing microalgae were freeze-dried and stored at -20°C until analysed.

Finally, in order to realize microscopic observation of the microphytobenthic composition, complementary samples were collected (in triplicate within the three mangrove stands) by scraping the upper 5mm sediment layer. Samples were stored in the dark at 4°C in a 50% filtered lagoon water 50% formalin solution in pillboxes. On the other hand, microalgae able to migrate were extracted from sediment following the method of Easton and Moss (1966). A double layer (1x1 cm on 15x10 cm) of Whatman's No 105 lens tissue was placed on sediment during 30 minutes. Lens tissues saved were stored in 50% formalin and 50% filtered lagoon water solution in the dark at 4°C before microscopic observation.

III.2.3. Samples analysis

III.2.3.1. Chlorophyll-*a* and Phaeopigment

Chl-*a* and Phaeopigments were measured fluorometrically according to the slightly modified method of Yentsch *et al.* (1963) in the Chemistry laboratory of the IRD center of Noumea. Fluorometer used was a Turner Designs TD700 equipped with an optical kit n°7000-961 including an excitation filter of 340-500 nm wavelength, and an emission filter up to 665 nm wavelength.

Between 0.4 g and 0.5 g of freeze-dried and ground sediment were extracted with 8 ml methanol 93% and shaken during 30 minutes (sheltered from light), allowing pigments transfer in methanol, improved by centrifugation (3000 rpm, 5 min). The supernatant methanol was x10 diluted in small vials.

Pigments in methanol were then excited in the fluorometer with a 450 nm wavelength beam of light and fluorescence emitted at 664 nm. Fluorescence was measured twice, before and after acidification with HCl (20 µl; 0.3 mol/l and 20s shaking). Before acidification, both

Chl-*a* and phaeopigments were measured, and acidification converts all Chl-*a* contents into phaeopigments which also emitted fluorescence but less intensively. Therefore fluorescence after acidification (Fa) decreased compare to fluorescence before acidification (Fo) due to the Chl-*a* degradation by HCl.

Finally, Chl-*a* and phaeopigments were calculated using the following equations (from Chifflet et al., 2004):

$$\text{Chl } a = (F_a^\lambda - F_o^\lambda) / (K_a - K_o)$$

$$\text{Phaeo} = (K_o \cdot F_a^\lambda - K_a \cdot F_o^\lambda) / [k_a \cdot (K_a - K_o)]$$

Where K_o is the fluorometer calibration factor for pure Chl-*a*, and K_a is the fluorometer calibration factor after acidification.

III.2.3.2. Stable isotopic analysis

Samples for stable isotopic analysis ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) were firstly freeze-dried in the IRD center of Noumea. Carbonates were removed from sediment previously grounded in the BOREA laboratory (Paris, France) using a 1N HCl solution. Plant and sediment samples as well as filters POM of effluent waters and including migratory microalgae were weighted (20 ± 1 mg and 30 ± 1 mg respectively) in tin caps.

Isotopic analyses were carried out by the UC Davis Stable Isotope Facility laboratory, using a PDZ Europa ANCA-GSL elemental analyzer interfaced to a PDZ Europa 20-20 isotope ratio mass spectrometer (Sercon Ltd., Cheshire, UK). These samples were burnt at 1000°C in reactor packed with chromium oxide and silvered cobalts oxide. Thereafter oxides were removed from samples in a reduction reactor (reduced copper at 650°C). Helium gas carried flow through a water trap (magnesium perchlorate) and through an optimal CO_2 trap (for N analysis only). Finally, N_2 and CO_2 were separated on a Carbosieve GC column (65°C , 65 mL/min) before entering the IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometry). The analytical precision (standard deviation for repeated measurement of the internal standards) for the measurement was 0.06‰ and 0.13‰ for $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ respectively.

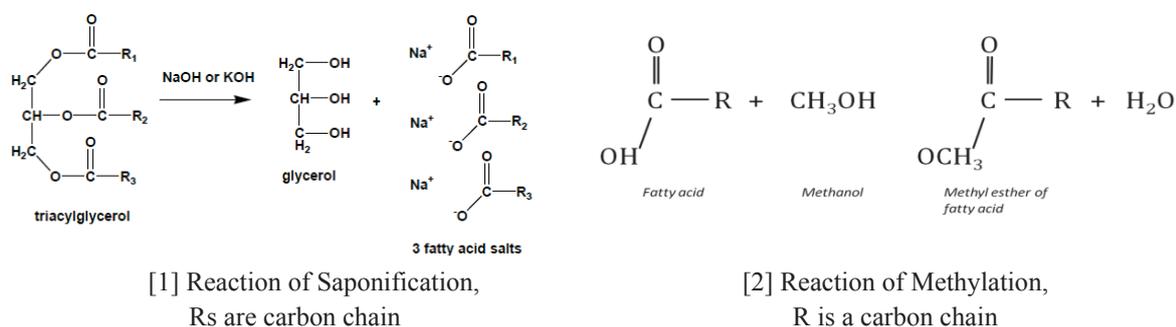
$\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ are calculated according to a standard value. Stable nitrogen isotope data are normalized relative to $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ of atmospheric N_2 as $\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = [(\text{Ratio}_{\text{sample}}/\text{Ratio}_{\text{atm}}) - 1] \times 10^3$ (Peterson and Fry, 1987) and the $\delta^{13}\text{C}$ marks the deviation of isotopic concentration in any sample with respect to a standard measurement (PDB marine fossil shell, Rodelli 1984) as $\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = [(\text{Ratio}_{\text{sample}}/\text{Ratio}_{\text{PDB}}) - 1] \times 10^3$.

III.2.3.3. Fatty acids methyl ester analysis

Fatty acids were extracted following the method of Bligh and Dyer (1959) slightly modified as in Meziane et al. (2007) from 0.4 to 0.5 g of sediment and from 0.12 to 0.18 g of filter (including migratory microphytobenthos and POM from effluent waters). A standard fatty acid (23:0; 4µl) was added to samples before extracting to allow concentration calculations further. 23:0 is a useful internal standard since it cannot be found naturally in the environment.

Lipids were extracted ultrasonically for 20 min with a mixture of distilled water:methanol:chloroform (1:2:1; v:v:v). Addition of distilled water:chloroform mixture (1:1; v:v) formed an aqueous-organic two-layers system. Lipids were transferred into the lower chloroform phase improved by centrifugation (3000 rpm, 5 min). Some of the chloroform phase was kept aside, and chloroform mixture was re-added to samples, ultrasonicated and centrifuged once more to make sure fatty acid were totally transferred into chloroform.

Chloroform was evaporated under a rotary evaporator and the remaining extract (i.e Fatty acids) was once again diluted in chloroform. To separate structural Fatty Acids (FAs) from other organic compounds, the extract was saponified after final evaporation under nitrogen. The saponification (reaction [1]) hydrolyses esterified molecules such as Tryacylglycerols (TAGs) by addition a mixture of NaOH (2N) solution in methanol and distilled water (2:1; v: v) under reflux (1h30, 90°C).



After acidification with ultra pure HCl solution (35%), 1.5 mL of chloroform were added successively to recover the fatty acids which transfer was improved by centrifugation (3000 rpm, 5 min) and partially transferred into another tube. Once more 1.5 mL of chloroform was added and after centrifugation all chloroform with lipids was transferred in a

third tube. The third tube content was evaporated under a N₂ stream and the fatty acids of the total lipids were then converted to methyl esters under reflux with 1 mL BF₃-Methanol (14% Borontrifluoride and 86% Methanol) for 10 min at 90°C. Methylation (reaction [2]) consists in adding a methyl group to fatty acids by using methanol, producing a fatty acid methyl ester (FAME) and a H₂O molecule and making molecules volatiles and available for Gas Chromatography.

Total fatty acids (methylated) were washed with chloroform (in two times). After evaporation under a N₂ stream, the extracts were transferred in hexane (200µl) just before the injection. Fatty acids were then separated and quantified using Gas Chromatography (GC; Varian CP-3800 with flame ionization detector) equipped with a Supelco OMEGAWAX 320 column (30 m x 0.32 mm i.d., 0.25 µm film thickness) using Hydrogen as carrier gas.

Extracts (1µl) in hexane were injected in GC at 60°C. GC oven raised 150°C at 40°Cmin⁻¹, and then 240°C at 3°C min⁻¹. GC gives chromatograms with peaks successions; each refers to a specific fatty acid, given that lighter carbonated chains appear earlier than heavier ones (Figure III.4). Therefore most of fatty acid peaks were identified according to their retention times and comparing with those of standards. Identification were completed or confirmed by Gas Chromatography-Mass Spectrometry (GC-MS; Varian 450-GC).

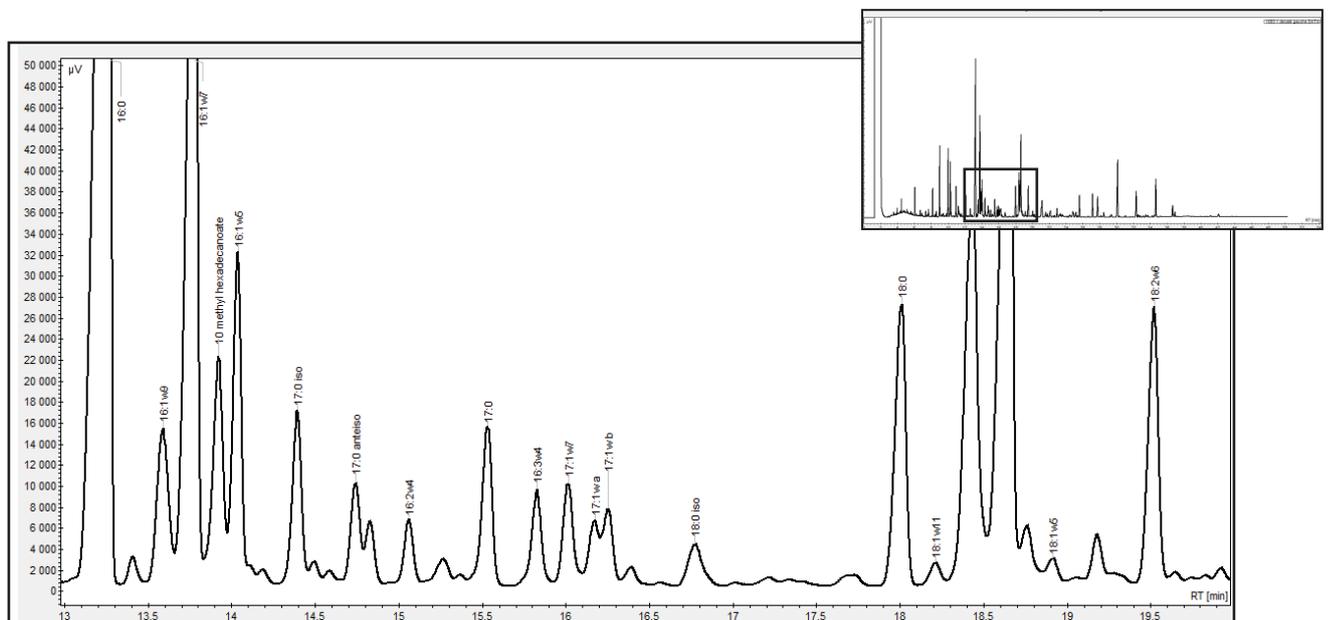


Figure III.4. Example of FA profile for a given sample: lighter FAs are detected firstly by the GC column. Peak intensity of a given FA traduces the quantity of this FA in the sample when comparing with the 23:0 standard (4µl).

Figure III.4. Exemple d'un profil d'acide gras (AG) pour un échantillon: les AG les plus légers sont détectés en premiers par la colonne de la GC. La concentration de chaque AG est déterminée grâce à l'intensité de chaque pic, rapportée à l'AG standard 23:0 (4 µl).

Finally, calculation of fatty acid concentration was performed using Schomburg equation (1987) slightly modified.

$C_{FA} = A_S / A_{IS} \times C_{IS} / W_S$, where A_S is the peak area of the FA, A_{IS} the peak area of the internal standard, C_{IS} the concentration of the internal standard (mg) and W_S the dry weight of sample (g). Result is given in $mg \cdot g^{-1}$.

FAs which potentially found can be either saturated or unstaturated when they account for at least one double bond carbon=carbon. Nomenclature of FAs is variable, but in this study the ω -z nomenclature system has been chosen. FAs are designed by the form X:Y ω Z, where X is the number of carbons, Y the number of double bonds and Z the position of the ultimate double bond from the terminal methyl.

III.2.3.4. Micro-phytobenthos observations

Micro-phytobenthos was observed and identified using inverted microscopy (Leica DM500). Observation was performed at a magnification of x400. Sediment was diluted x2 and observed on slide. Lens tissues were cleaned through 60 μ m nylon screen, after products settled down 24h long micro-phytobenthos was observed on decantation slide. Inverted microscopy often does not allow smallest specimen identification (Jacquet et al., 2006). Observation was done by a novice observer (the writer) resulting probably in some misidentifications. In this study, phytobenthos was identified at the branch level, whereas tentative identification at genus and species levels was made.

III.2.4. Statistical treatments

Chlorophyll-*a* and phaeopigment concentrations, percentage of total FAs sequences, concentration of selected individual FAs as well as $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ stable isotope signatures, were statistically compared according to several factors summarized in table II.1 with their diminutives used in this report.

Differences in concentrations of Chl-*a* were tested using a three-way crossed analysis of variance (ANOVA) (Period x Vegetation cover x Distance from effluent discharge). Prior to ANOVA, all data were log (x+1) transformed and tested for homoscedasticity (Bartlett test) and normal distribution of residuals (Shapiro-Wilk). Tukey's HSD Post-hoc tests were then used to determine the differences between groups (as the factor Vegetation included six groups, this test allowed to compare them one another). For phaeopigment data homoscedasticity and normal distribution of residuals condition were not fulfilled. Therefore

differences in phaeopigment concentrations were tested using non parametric test (Kruskal-Wallis test), each of the three factors was test one after the other. Wilcoxon Mann Whitney (WMW) Post-hoc tests (pairwise test) were used for multiple comparisons to determine differences between groups. Pearson correlation were used to explore data and identify relationship between Chl-*a* and phaeopigment concentrations. All these tests were performed using the R version 2.9.0 2009 software, and for all tests the probability α was set at 0.05. The initial hypothesis H_0 (means of the groups are equals one another) is rejected if the p values $< \alpha$ i.e at least one group is different from other ones.

Factors	Levels	Abbreviations
Period of activity	1. Non active period	NAP
	2. Active period	AP
Vegetation cover (Figure III.1)	1. Saltpan	Sz
	2. <i>Avicennia</i>	Az
	3. <i>Rhizophora</i> inner bay	Rhi
	4. <i>Rhizophora</i> outer bay	Rho
	5. <i>Rhizophora</i> at the sea front	RhSF
	6. <i>Avicennia</i> and <i>Rhizophora</i> mixed	Av/Rh
	7. Saltpan and <i>Avicennia</i> and/or <i>Rhizophora</i>	SVeg
Distance from effluent discharges (Figure III.3)	1. Output zone	Oz
	2. Farther (None Output zone)	NOz

Table III.1. Factor and their different levels used for statistical treatments, with abbreviations associated.

Tableau III.1. Facteurs et degré utilisés pour les traitements statistiques, avec leurs abréviations.

The PRIMER 6 software was used for multivariate analysis (Clarke, 1993). The data matrices (% of total FAs sequences) were used to create triangular similarity matrices, based on Bray–Curtis similarity coefficient. All FAs were used in the analyses and no transformation was performed on the data. Differences in FAs composition among factors were tested using separate one-way, and two-way crossed analysis of similarity (ANOSIM) and the statistic test was computed after 5,000 permutations. Where differences in FAs compositions were detected, similarity of percentage (SIMPER) tests, a module of PRIMER 6, were used to determine which FAs drive the observed differences between two sets of data. Here was report FAs which contributed at 60% to difference between groups (cumulated contribution) for sediment samples and at 80 % for migratory micro phytobenthos. Temporal and vegetation variation in FAs composition of sediment sample was displayed using non

metric multi-dimensional scaling (NMDS) plots based also on Bray-Curtis similarity measures.

Differences in concentrations of selected individual FAs as well as $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ stable isotopic signatures vs. factors were tested using one-way analysis of variance (ANOVA) or Kruskal wallis test of variance, and data were compared and explored using Pearson correlation tests. The FAs selected for analysis of variance included the ones which contributed at 60% (80% for migratory phyto-benthos) to dissimilarities between groups in term of concentration, identified by way of SIMPER.

To estimate the influence of some isotopic sources to sediment Stable Isotope Analysis in R (SIAR; Parnell et al., 2010) was performed.

III.2.5. Contour map representations

Surface maps were used to illustrate spatial variation in the data sets (chlorophyll-a, phaeopigments, selected FAs and $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ stable isotope), using Surfer for Windows (Golden Softwer Inc.2002, version 8). The krigging algorithm was employed as the interpolation method with a linear variogram model. The spatial interpolation aims to estimate the value of a function $F(X)$ at a point $X_p(x,y)$, when knowing some F values at some surrounding point $X_i(x,y)$, and calculate a coefficient (weight which link the position initial and the position interpolated). To that end the method uses the covariance between points X_i in term of the distance between points. To apply the Krigeage method, means and variance of F do not have to be dependent to point positions, but to the distance between points. The Krigeage method only use a semi-variogram for the points X_i and Y_i separated by a distance h . The semi-variance according to the distance between points can be plot (P). The method consist in the determination of the combination of weights which guarantees that semi-variance calculated with the target point X_p , will be on the curb given by (P). The weights can be assessed and the search values at X_p are then calculated by using known values of F in (1) (Gratton et al 2002).

III.3. RESULTS

III.3.1. Pigments

III.3.1.1. Chlorophyll-*a*

Chl-*a* concentrations in surface sediments ranged from $1.72 \pm 0.2 \mu\text{g.g}^{-1}dw$ to $42.25 \pm 9.3 \mu\text{g.g}^{-1}dw$ during the non active period (NAP), and from $2.92 \pm 1.62 \mu\text{g.g}^{-1}$ to $41.56 \pm 9.71 \mu\text{g.g}^{-1}$ during the active period (AP; i.e. of the shrimp farm). Chl-*a* concentrations demonstrated patchiness at sediment surface for both periods (Figure III.5. a and b).

Chl-*a* concentrations were significantly lower ($F=32.25$, $p<0.001$) in mangrove sediments during AP ($12.06 \pm 9.5 \mu\text{g.g}^{-1}$ in average) than during NAP ($16.15 \pm 9.15 \mu\text{g.g}^{-1}$ in average) (Table III.2). The decrease mainly occurred within Rhi (*Tuckey's HSD*, $p<0.001$), whilst within other vegetation stands, no differences were observed between both sampling periods. ANOVA analysis found that at least one vegetation stand significantly differed from others ($F= 16.48$, $p<0.001$) in term of sediment Chl-*a* content at both periods. Seasonal and Vegetation factors interacted (*two-way crossed ANOVA; period activity x vegetation; F=2.73 p<0.05*) i.e. differences between vegetation stands were influenced by seasonality differences (i.e. change in farm activity). Chl-*a* concentrations of surface sediments of the output zones (Figure III.5. a and b) did not differ significantly from those of other sites during NAP as well as during AP.

During NAP, highest Chl-*a* concentrations were measured in the sediment of the *Avicennia-Rhizophora* interphase (station (stn) 24; Figure III.5a). Another zone of high concentration was measured within *Rhizophora stylosa* sediments outer bay from the dyke (stn 36; $34.01 \pm 9.3 \mu\text{g.g}^{-1}dw$). Sediment samples collected at the sea front and on saltpan where characterized by lower Chl-*a* concentrations (Table III.2). Concentrations were significantly higher in the Az, Av/Rh, Rhi and Rho sediments than those measured at the saltpan stations (*Tuckey's HSD*, $p < 0.01$ for all) and those situated in the Sea front (*Tuckey's HS*; $p < 0.01$ for all).

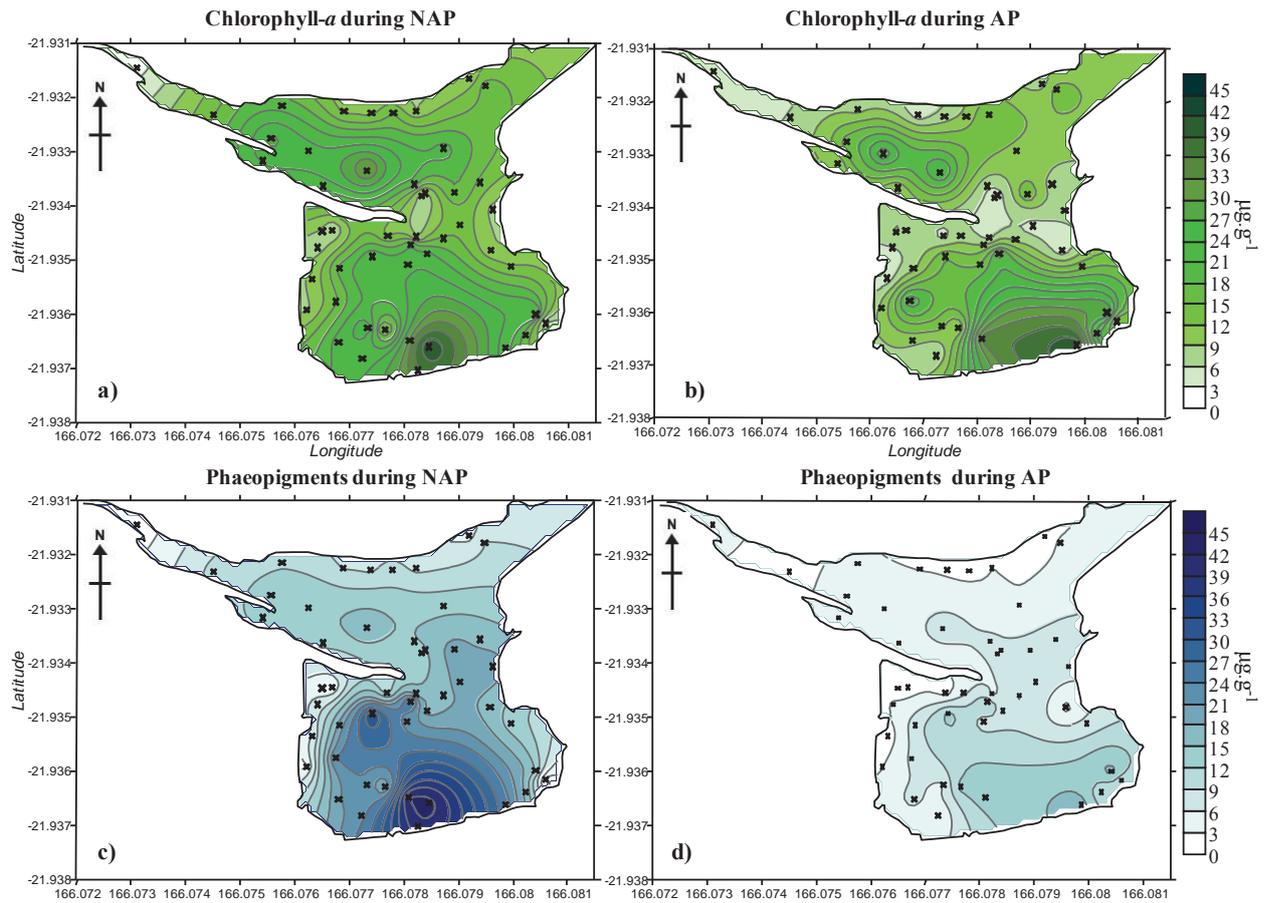


Figure III.5. Maps of benthic Chl-*a* (a, b) and Phaeo (c, d) concentrations distribution during NAP and AP.

Figure III.5. Cartes des concentrations de Ch-*a* (a, b) et de Phaeo (c, d) à la surface des sédiments durant les periods de NAP et AP.

Chl-<i>a</i>	NAP	AP	Phaeo	NAP	AP
Sz	7.15 ± 3.15	8.09 ± 3.77	Sz	3.30 ± 2.02	3.62±3.83
Az	20.48 ±10.37	17.45 ± 15.96	Az	23.42 ± 11.81	7.37±5.66
Av/Rh	20.62 ± 9.24	17.53 ± 12.27	Av/Rh	22.63 ±11.71	8.91±5.64
Rhi	15.58 ± 7.13	8.79 ± 5.87	Rhi	18.72±6.29	7.72±4.09
Rho	24.93 ± 7.04	17.60 ± 8.58	Rho	13.99±3.82	4.22±2.23
SVeg	11.22 ± 5.41	14.59 ± 9.74	Sveg	8.78±4.39	4.86±5.57
RhSF	11.57 ± 6.28	8.09 ± 3.93	RhSF	7.32±3.53	2.74±1.53
			Oz	18.36 ± 11.69	8.41 ± 5.37
			NOz	12.45 ± 6.68	4.44 ± 3.13

Table III.2. Chl-*a* and phaeo average concentrations in µg.g⁻¹ dw (mean ± SD), according to sample locations (Vegetation stands or distance from effluent discharges).

Tableau III.2. Concentrations moyennes en Chl-*a* et en phaeo µg.g⁻¹ dw (moyenne ± σ) suivant les différentes zones de la mangrove en fonction de la végétation et de la distance aux effluents.

During AP, maximum Chl-*a* concentrations were measured along the K pond in the *Avicennia* stand at the station 16 (Figure III.5.b), other high concentrations were found outer bay (station 35 and 36; $25.70 \pm 4.55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$). Lowest concentrations appeared at the saltpan along the L pond, at the seafront and where the mangrove forest narrows (stn 26, 27 and 38, 39; $4.36 \pm 1.42 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$). However, sediments within the *Avicennia* stand did not have statistically higher concentrations than at other parts of the mangrove. Sediment Chl-*a* concentrations were highest at the *Avicennia* -*Rhizophora* interphase (Tukey's HSD, $p < 0.05$ for all comparison with others groups). Secondly, values at Rho were significantly higher than those at the Saltpan (Tukey's HSD; $p < 0.01$), Rhi (Tukey's HSD; $p < 0.001$) and RhSF (Tukey's HSD; $p < 0.01$).

III.3.1.2. Phaeopigments

During NAP, phaeopigment (Phaeo) ranged from $0.88 \pm 0.14 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ to $63.3 \pm 17.19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$, and from $0.76 \pm 0.39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$ to $16.80 \pm 2.29 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$ during AP (Table III.2). Distribution of Phaeo concentrations demonstrated a gradient from ponds to lagoon especially during AP (Figure III.5.c and d). At both periods, Chl-*a* and Phaeo were significantly correlated (Pearson correlation; $r=0.783$, $p < 0.001$, $n=179$ for NAP; $r=0.537$, $p < 0.001$, $n=182$ for AP).

Phaeo concentrations significantly decreased (Kruskal-Wallis; $\chi^2=101.12$, $p < 0.001$) from NAP ($14.83 \pm 9.47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$ in average) to AP ($6.18 \pm 4.69 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$ in average). In fact, they decreased in the surface sediment of the Az ($\chi^2=21.9925$, $p < 0.001$), Rhi ($\chi^2=71.9781$, $p < 0.001$), Rho ($\chi^2=26.8538$, $p < 0.001$), RhSF ($\chi^2=20.9875$, $p < 0.001$) and Av/Rh ($\chi^2=15.6355$, $p < 0.001$) but not in the Sz sediment.

During NAP, maximum of Phaeo concentrations were measured in the sediment of Az and Av/Rh (stn 15, 23 and 24; Figure III.5.c) and in the *Rhizophora* stand (stn 34; $37.04 \pm 9.97 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$). The lowest concentrations were found in saltpan and RhSF sediments (Table III.2; Figure III.5.c). Similarly, WMW analysis found that Az sediments had significantly higher Phaeo concentrations than the other groups (i.e. saltpan, Rhi, Rho, and RhSF; $p < 0.001$ for all). Sediment Phaeo concentrations at the limit between *Avicennia* and *Rhizophora* stands (Av/Rh) were not significantly differentiable either from those of Rhi sediments or from those of Az. Additionally, Phaeo concentrations in Rhi sediments were significantly higher ($p < 0.01$) than those of Rho which exhibited high concentrations as well.

During AP, maximum concentrations were measured in the sediment along the K pond in the *Avicennia* and *Rhizophora* stands (stn 16, 19 and 34; $15.39 \pm 3.90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} dw$ in average) and the Sz and the RhSF showed the lowest phaeo concentration (Table III.2). Indeed, WMW analysis indicates that phaeo concentrations of the Sz were not significantly different than those of the seafront (and of the Rho sediment). Both were significantly lower than values measured in *Avicennia* and *Rhizophora* stand sediments ($p < 0.01$ for both) which were not significantly different one another.

Additionally, Kruskal analysis showed that during both NAP and AP, Phaeo concentrations in surface sediments of the output zones (Oz) were significantly higher than those measured in sediments of the rest of the studied mangrove (NOz; $\chi^2=15.66$, $p < 0.001$ for NAP; $\chi^2=32.66$, $p < 0.001$ for AP).

III.3.2. Fatty acids

Concentrations of FAs in sediment samples and the contribution of selected (or summed) FAs according to the sampling zones and the studied periods are given in Table III.3 and III.4. Figure III.6 presents respectively the contribution (a) and the concentrations (b) of the FA species detected in samples, averaged by period. From 30 to 62 FAs were identified in sediment samples. Identified FAs included long chain fatty acids (LCFAS; $\geq 24:0$), saturated fatty acids (SAFAs; $\geq 11:0-30:0$), polyunsaturated fatty acids (PUFAs; e.g. $18:2\omega 6$ and $20:5\omega 3$), monounsaturated fatty acids (MUFAs; e.g. $16:1\omega 7$ and $18:1\omega 9$), and branched fatty acids (BFAs; e.g. *iso*- $15:0$ and *anteiso*- $15:0$). Figures III.10 to III.18 illustrate the absolute concentrations distribution of selected (or summed) FAs in the surface sediment of the FAO mangrove.

FAs names	NAP													
	Sz		Az		Av/Rh		Rhi		Rho		RhSF		SVeg	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
11:0	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
12:0	2,2 ± 1,0	3,0 ± 0,6	4,3 ± 1,0	6,2 ± 1,8	4,9 ± 1,7	2,3 ± 1,1	2,8 ± 1,0	2,3 ± 1,1	2,8 ± 1,0	2,3 ± 1,1	2,8 ± 1,0	2,3 ± 1,1	2,8 ± 1,0	2,3 ± 1,1
13:0	0,5 ± 0,1	1,0 ± 0,2	1,5 ± 0,4	1,9 ± 0,6	1,6 ± 0,5	0,6 ± 0,3	1,0 ± 0,3	0,6 ± 0,3	1,0 ± 0,3	0,6 ± 0,3	1,0 ± 0,3	0,6 ± 0,3	1,0 ± 0,3	0,6 ± 0,3
14:0	6,9 ± 3,7	17,7 ± 5,8	24,0 ± 9,6	22,4 ± 12,7	20,2 ± 6,8	8,9 ± 4,2	13,1 ± 5,6	8,9 ± 4,2	13,1 ± 5,6	8,9 ± 4,2	13,1 ± 5,6	8,9 ± 4,2	13,1 ± 5,6	8,9 ± 4,2
15:0	4,8 ± 4,5	18,6 ± 5,6	19,6 ± 10,5	13,4 ± 10,5	26,1 ± 5,7	5,2 ± 2,6	18,5 ± 11,7	5,2 ± 2,6	18,5 ± 11,7	5,2 ± 2,6	18,5 ± 11,7	5,2 ± 2,6	18,5 ± 11,7	5,2 ± 2,6
16:0	43,1 ± 21,1	82,5 ± 29,1	113,8 ± 50,3	83,4 ± 42,2	86,5 ± 28,0	36,9 ± 16,3	57,1 ± 25,2	36,9 ± 16,3	57,1 ± 25,2	36,9 ± 16,3	57,1 ± 25,2	36,9 ± 16,3	57,1 ± 25,2	36,9 ± 16,3
17:0	2,4 ± 0,9	5,8 ± 1,4	8,0 ± 2,4	7,2 ± 2,4	7,4 ± 2,2	2,3 ± 1,1	5,1 ± 2,7	2,3 ± 1,1	5,1 ± 2,7	2,3 ± 1,1	5,1 ± 2,7	2,3 ± 1,1	5,1 ± 2,7	2,3 ± 1,1
18:0	5,7 ± 1,6	10,3 ± 2,8	14,3 ± 4,3	14,4 ± 4,5	11,8 ± 4,5	6,0 ± 2,5	7,9 ± 3,6	6,0 ± 2,5	7,9 ± 3,6	6,0 ± 2,5	7,9 ± 3,6	6,0 ± 2,5	7,9 ± 3,6	6,0 ± 2,5
19:0	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,2 ± 0,3	0,2 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2
20:0	1,6 ± 0,8	3,7 ± 1,2	4,7 ± 1,2	4,6 ± 1,2	3,4 ± 1,2	1,4 ± 0,7	2,3 ± 1,3	1,4 ± 0,7	2,3 ± 1,3	1,4 ± 0,7	2,3 ± 1,3	1,4 ± 0,7	2,3 ± 1,3	1,4 ± 0,7
21:0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,4	0,1 ± 0,3	0,4 ± 0,3	0,3 ± 0,5	0,4 ± 0,3	0,3 ± 0,5	0,4 ± 0,3	0,3 ± 0,5	0,4 ± 0,3	0,3 ± 0,5	0,4 ± 0,3
22:0	3,7 ± 2,3	8,0 ± 2,9	12,2 ± 3,8	16,3 ± 5,7	9,8 ± 5,3	3,3 ± 2,0	6,3 ± 3,2	3,3 ± 2,0	6,3 ± 3,2	3,3 ± 2,0	6,3 ± 3,2	3,3 ± 2,0	6,3 ± 3,2	3,3 ± 2,0
Σ SAFA	70,8 ± 34,0	150,8 ± 44,5	202,9 ± 74,2	170,2 ± 78,5	172,1 ± 53,4	67,6 ± 29,4	115,0 ± 53,0	67,6 ± 29,4						
24:0	5,2 ± 2,3	18,0 ± 5,8	23,8 ± 6,8	25,6 ± 8,2	19,9 ± 7,8	7,8 ± 4,9	13,3 ± 6,4	7,8 ± 4,9	13,3 ± 6,4	7,8 ± 4,9	13,3 ± 6,4	7,8 ± 4,9	13,3 ± 6,4	7,8 ± 4,9
25:0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
26:0	5,4 ± 3,6	9,3 ± 2,0	11,2 ± 2,2	20,5 ± 8,0	17,7 ± 7,3	8,0 ± 5,7	8,7 ± 4,5	8,0 ± 5,7	8,7 ± 4,5	8,0 ± 5,7	8,7 ± 4,5	8,0 ± 5,7	8,7 ± 4,5	8,0 ± 5,7
28:0	7,4 ± 5,9	5,0 ± 1,2	5,2 ± 0,8	12,1 ± 5,3	9,2 ± 5,2	4,8 ± 3,8	5,9 ± 4,1	4,8 ± 3,8	5,9 ± 4,1	4,8 ± 3,8	5,9 ± 4,1	4,8 ± 3,8	5,9 ± 4,1	4,8 ± 3,8
30:0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
Σ LCFA	18,1 ± 11,7	32,3 ± 8,0	40,1 ± 8,7	58,2 ± 20,4	46,8 ± 19,5	20,6 ± 14,1	27,9 ± 12,7	20,6 ± 14,1						
12:0iso	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1
13:0iso	0,1 ± 0,2	0,5 ± 0,1	0,8 ± 0,3	1,0 ± 0,2	0,6 ± 0,3	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2
13:0anteiso	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
14:0iso	1,0 ± 0,6	3,0 ± 1,1	5,1 ± 1,9	7,5 ± 2,4	4,1 ± 1,8	1,7 ± 1,0	2,6 ± 1,1	1,7 ± 1,0	2,6 ± 1,1	1,7 ± 1,0	2,6 ± 1,1	1,7 ± 1,0	2,6 ± 1,1	1,7 ± 1,0
15:0iso	6,2 ± 3,2	11,9 ± 4,6	17,7 ± 5,9	21,9 ± 5,7	13,1 ± 6,2	5,8 ± 3,0	8,7 ± 4,4	5,8 ± 3,0	8,7 ± 4,4	5,8 ± 3,0	8,7 ± 4,4	5,8 ± 3,0	8,7 ± 4,4	5,8 ± 3,0
15:0anteiso	2,8 ± 2,4	10,1 ± 4,5	14,1 ± 4,2	19,0 ± 4,8	10,2 ± 4,6	4,3 ± 2,3	7,1 ± 3,8	4,3 ± 2,3	7,1 ± 3,8	4,3 ± 2,3	7,1 ± 3,8	4,3 ± 2,3	7,1 ± 3,8	4,3 ± 2,3
10Me	2,4 ± 1,6	3,7 ± 1,3	6,7 ± 1,6	8,8 ± 1,8	7,0 ± 2,2	4,0 ± 2,3	3,3 ± 1,7	4,0 ± 2,3	3,3 ± 1,7	4,0 ± 2,3	3,3 ± 1,7	4,0 ± 2,3	3,3 ± 1,7	4,0 ± 2,3
16:0iso	2,4 ± 1,1	4,5 ± 1,4	6,3 ± 1,4	7,6 ± 1,5	4,9 ± 1,8	2,3 ± 1,2	3,5 ± 1,6	2,3 ± 1,2	3,5 ± 1,6	2,3 ± 1,2	3,5 ± 1,6	2,3 ± 1,2	3,5 ± 1,6	2,3 ± 1,2
17:0iso	2,1 ± 0,8	3,3 ± 1,4	5,8 ± 1,9	5,7 ± 1,8	4,0 ± 1,6	2,1 ± 1,3	2,7 ± 1,3	2,1 ± 1,3	2,7 ± 1,3	2,1 ± 1,3	2,7 ± 1,3	2,1 ± 1,3	2,7 ± 1,3	2,1 ± 1,3
17:0anteiso	1,5 ± 0,5	2,5 ± 0,9	3,2 ± 0,8	3,8 ± 0,8	2,3 ± 0,8	1,0 ± 0,5	1,7 ± 0,9	1,0 ± 0,5	1,7 ± 0,9	1,0 ± 0,5	1,7 ± 0,9	1,0 ± 0,5	1,7 ± 0,9	1,0 ± 0,5
18:0iso	0,4 ± 0,1	1,1 ± 0,8	2,5 ± 1,7	2,3 ± 1,3	1,2 ± 0,9	0,7 ± 0,4	0,9 ± 0,6	0,7 ± 0,4	0,9 ± 0,6	0,7 ± 0,4	0,9 ± 0,6	0,7 ± 0,4	0,9 ± 0,6	0,7 ± 0,4
Σ BFA	19,1 ± 10,4	40,6 ± 15,9	62,6 ± 19,0	78,0 ± 18,6	47,5 ± 19,8	22,4 ± 12,2	30,8 ± 15,1	22,4 ± 12,2						
12:1ω7	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,7 ± 0,3	0,9 ± 0,3	0,6 ± 0,4	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,2
14:1ω3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
14:1ω5	0,4 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,8 ± 0,3	0,9 ± 0,3	0,7 ± 0,3	0,2 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,3
15:1ω1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,7 ± 0,8	0,8 ± 0,7	1,0 ± 0,5	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2
16:1ω5	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,7	3,4 ± 4,3	5,6 ± 3,3	1,8 ± 2,3	0,3 ± 0,5	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,5	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,5	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,5	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,5
16:1ω7	0,2 ± 0,1	4,0 ± 4,9	24,8 ± 28,0	30,9 ± 15,2	15,4 ± 16,5	2,4 ± 2,8	3,2 ± 4,1	2,4 ± 2,8	3,2 ± 4,1	2,4 ± 2,8	3,2 ± 4,1	2,4 ± 2,8	3,2 ± 4,1	2,4 ± 2,8
16:1ω9	0,1 ± 0,2	0,5 ± 0,3	4,2 ± 5,2	5,0 ± 3,8	2,0 ± 2,6	0,6 ± 0,9	0,7 ± 0,5	0,6 ± 0,9	0,7 ± 0,5	0,6 ± 0,9	0,7 ± 0,5	0,6 ± 0,9	0,7 ± 0,5	0,6 ± 0,9
17:1ω7	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,6	3,3 ± 3,1	3,8 ± 3,4	2,6 ± 2,7	0,2 ± 0,2	0,9 ± 1,2	0,2 ± 0,2	0,9 ± 1,2	0,2 ± 0,2	0,9 ± 1,2	0,2 ± 0,2	0,9 ± 1,2	0,2 ± 0,2
17:1ωa	1,0 ± 0,8	1,7 ± 0,7	3,6 ± 3,2	3,6 ± 1,1	2,1 ± 1,3	1,1 ± 0,9	1,0 ± 0,6	1,1 ± 0,9	1,0 ± 0,6	1,1 ± 0,9	1,0 ± 0,6	1,1 ± 0,9	1,0 ± 0,6	1,1 ± 0,9
17:1ωb	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,9 ± 1,0	1,8 ± 0,8	0,8 ± 1,0	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1
18:1ω11	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,5 ± 0,6	0,9 ± 0,3	0,5 ± 0,5	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,1
18:1ω5	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,6	0,7 ± 0,4	0,3 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0
18:1ω7	0,7 ± 0,3	2,4 ± 2,5	14,1 ± 15,1	34,8 ± 15,9	11,2 ± 13,3	2,7 ± 3,5	2,0 ± 1,7	2,7 ± 3,5	2,0 ± 1,7	2,7 ± 3,5	2,0 ± 1,7	2,7 ± 3,5	2,0 ± 1,7	2,7 ± 3,5
18:1ω9	0,0 ± 0,0	1,4 ± 1,8	9,0 ± 10,1	14,4 ± 7,3	6,1 ± 6,9	1,3 ± 1,6	1,3 ± 1,6	1,3 ± 1,6	1,3 ± 1,6	1,3 ± 1,6	1,3 ± 1,6	1,3 ± 1,6	1,3 ± 1,6	1,3 ± 1,6
19:1ω9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
20:1ω11	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,9 ± 0,5	1,7 ± 0,5	0,9 ± 0,6	0,2 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,3
20:1ω7	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,4	0,7 ± 0,8	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2
20:1ω9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,8	1,0 ± 0,7	0,3 ± 0,5	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2
22:1ω9	1,1 ± 1,0	0,4 ± 0,2	0,9 ± 0,5	0,6 ± 0,4	0,8 ± 0,5	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,2	0,0 ± 0,0
24:1ω9	0,2 ± 0,2	0,7 ± 0,4	0,6 ± 0,6	0,5 ± 0,8	0,6 ± 0,7	0,2 ± 0,3	0,5 ± 0,5	0,2 ± 0,3	0,5 ± 0,5	0,2 ± 0,3	0,5 ± 0,5	0,2 ± 0,3	0,5 ± 0,5	0,2 ± 0,3
Σ MUFA	4,4 ± 2,0	13,2 ± 11,5	69,7 ± 72,4	108,6 ± 52,7	48,2 ± 49,1	9,8 ± 11,1	11,6 ± 10,4	9,8 ± 11,1						
16:2ω4	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	1,0 ± 1,3	1,3 ± 0,8	0,6 ± 0,7	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
16:2ω6	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2	1,4 ± 2,2	1,9 ± 6,6	0,4 ± 0,7	0,3 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,6
16:3ω3	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
16:3ω4	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,2	1,7 ± 2,1	1,9 ± 1,3	1,0 ± 1,5	0,2 ± 0,3	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,3
17:2ω5	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
18:2ω6	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,5	4,8 ± 6,6	5,3 ± 4,1	1,9 ± 2,7	0,3 ± 0,6	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,6	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,6	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,6	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,6
18:3ω3	4,6 ± 2,6	3,7 ± 1,4	8,7 ± 7,0	6,5 ± 4,2	4,4 ± 2,8	1,6 ± 1,0	2,3 ± 1,5	1,6 ± 1,0	2,3 ± 1,5	1,6 ± 1,0	2,3 ± 1,5	1,6 ± 1,0	2,3 ± 1,5	1,6 ± 1,0
18:3ω6	2,1 ± 3,6	6,2 ± 4,2	5,7 ± 3											

FAs names	AP													
	Sz		Az		Av/Rh		Rhi		Rho		RhSF		SVeg	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
11:0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,1	1,3 ± 0,1	0,9 ± 0,5	0,8 ± 0,3	0,5 ± 0,1	1,3 ± 1,9	13,0 ± 7,4	7,6 ± 1,5	5,7 ± 1,8	1,3 ± 1,9	9,0 ± 5,2		
12:0	4,6 ± 1,6	8,6 ± 4,5	11,3 ± 1,8	13,0 ± 7,4	7,6 ± 1,5	5,7 ± 1,8	1,3 ± 1,9	9,0 ± 5,2	2,8 ± 2,4	35,8 ± 25,6	30,2 ± 32,2	142,4 ± 120,2		
13:0	1,5 ± 0,7	3,2 ± 2,6	3,6 ± 0,6	4,1 ± 1,8	2,7 ± 0,5	1,5 ± 0,6	2,8 ± 2,4	35,8 ± 25,6	30,2 ± 32,2	142,4 ± 120,2	12,1 ± 10,1	12,1 ± 10,1		
14:0	21,8 ± 10,8	37,5 ± 19,6	46,8 ± 7,2	44,2 ± 21,4	32,8 ± 8,0	22,0 ± 7,2	25,2 ± 7,2	19,8 ± 4,7	14,8 ± 3,8	22,4 ± 16,8	1,4 ± 0,7	6,3 ± 5,3		
15:0	25,2 ± 16,7	43,3 ± 34,3	44,8 ± 1,9	17,9 ± 11,3	30,4 ± 8,7	9,1 ± 1,9	88,2 ± 29,5	142,4 ± 120,2	12,1 ± 10,1	12,1 ± 10,1	1,4 ± 0,7	6,3 ± 5,3		
16:0	97,3 ± 54,0	163,9 ± 102,1	175,4 ± 29,5	151,0 ± 66,1	134,0 ± 38,6	88,2 ± 29,5	142,4 ± 120,2	12,1 ± 10,1	12,1 ± 10,1	1,4 ± 0,7	6,3 ± 5,3	1,2 ± 1,0		
17:0	8,8 ± 5,8	14,3 ± 10,1	14,2 ± 1,8	12,6 ± 5,9	11,6 ± 3,5	5,4 ± 1,8	12,1 ± 10,1	12,1 ± 10,1	1,4 ± 0,7	6,3 ± 5,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:0	13,7 ± 6,2	26,4 ± 15,0	24,6 ± 3,8	28,5 ± 11,5	19,8 ± 4,7	14,8 ± 3,8	22,4 ± 16,8	1,4 ± 0,7	6,3 ± 5,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
19:0	0,9 ± 0,3	1,4 ± 0,5	1,4 ± 0,3	1,6 ± 0,5	1,2 ± 0,3	1,0 ± 0,3	0,6 ± 0,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
20:0	3,5 ± 2,0	7,4 ± 4,7	6,8 ± 1,3	8,5 ± 3,7	5,0 ± 1,6	3,0 ± 1,3	6,3 ± 5,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
21:0	0,6 ± 0,5	1,2 ± 0,7	1,3 ± 0,3	1,7 ± 1,0	1,0 ± 0,4	0,6 ± 0,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
22:0	8,1 ± 5,9	15,0 ± 10,6	15,6 ± 3,9	22,3 ± 9,5	14,1 ± 6,4	7,0 ± 3,9	17,3 ± 16,1	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
Σ SAFA	187,2 ± 101,9	323,4 ± 199,1	347,1 ± 48,0	306,1 ± 133,1	260,9 ± 70,4	158,6 ± 48,0	282,3 ± 233,1							
24:0	12,0 ± 12,5	24,8 ± 18,3	24,9 ± 6,0	28,4 ± 8,4	25,5 ± 10,8	11,5 ± 6,0	23,7 ± 21,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
25:0	1,5 ± 0,9	2,1 ± 1,3	2,1 ± 0,6	2,4 ± 0,7	2,1 ± 0,9	1,0 ± 0,6	1,9 ± 1,7	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
26:0	7,2 ± 5,5	11,1 ± 8,8	13,2 ± 6,0	20,7 ± 9,6	23,2 ± 11,5	9,7 ± 6,0	12,4 ± 10,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
28:0	5,7 ± 3,3	6,5 ± 6,9	6,2 ± 3,3	9,7 ± 7,1	10,5 ± 5,0	4,4 ± 3,3	6,4 ± 6,7	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
30:0	0,0 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
Σ LCFA	26,4 ± 21,9	44,6 ± 34,4	46,3 ± 15,7	61,3 ± 22,9	61,5 ± 27,4	26,7 ± 15,7	44,6 ± 38,9							
12:0iso	0,4 ± 0,4	1,1 ± 0,9	1,7 ± 0,3	2,1 ± 1,4	1,0 ± 0,3	0,6 ± 0,3	1,2 ± 1,1	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
13:0iso	0,9 ± 0,4	1,6 ± 0,9	2,3 ± 0,4	2,7 ± 1,2	1,4 ± 0,5	0,9 ± 0,4	1,6 ± 1,2	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
13:0anteiso	0,2 ± 0,3	0,6 ± 0,5	0,8 ± 0,2	1,0 ± 0,6	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
14:0iso	5,5 ± 3,1	11,5 ± 6,5	14,9 ± 2,7	17,6 ± 7,6	9,6 ± 2,7	6,6 ± 2,7	11,2 ± 8,7	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
15:0iso	15,7 ± 7,5	28,7 ± 18,1	38,2 ± 9,1	50,3 ± 23,0	25,2 ± 7,4	18,2 ± 9,1	29,5 ± 24,1	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
15:0anteiso	12,2 ± 8,1	28,5 ± 20,1	36,4 ± 8,3	49,3 ± 23,8	23,0 ± 7,1	15,7 ± 8,3	29,5 ± 25,2	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
10Me	6,3 ± 2,0	10,7 ± 5,9	17,2 ± 4,9	22,4 ± 7,4	14,1 ± 3,7	11,7 ± 4,9	11,7 ± 6,7	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
16:0iso	6,4 ± 2,8	11,7 ± 6,8	13,9 ± 2,9	17,5 ± 7,5	9,9 ± 2,7	6,8 ± 2,9	11,3 ± 8,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
17:0iso	5,2 ± 2,2	8,3 ± 5,1	10,7 ± 2,0	11,7 ± 4,9	7,6 ± 2,1	5,1 ± 2,0	8,5 ± 6,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
17:0anteiso	3,8 ± 1,5	6,5 ± 4,1	7,4 ± 1,6	9,7 ± 4,0	5,0 ± 1,5	3,5 ± 1,6	6,3 ± 5,2	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:0iso	2,2 ± 1,3	4,6 ± 3,2	4,8 ± 0,6	4,1 ± 1,8	3,3 ± 0,9	2,0 ± 0,6	4,0 ± 3,4	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
Σ BFA	58,7 ± 28,7	114,0 ± 70,9	148,3 ± 32,1	188,5 ± 80,3	100,5 ± 28,4	71,6 ± 32,1	115,1 ± 90,1							
12:1ω7	0,3 ± 0,3	0,6 ± 0,4	0,7 ± 0,6	1,0 ± 0,6	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,6	0,5 ± 0,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
14:1ω3	0,5 ± 0,5	0,8 ± 0,5	1,2 ± 0,3	1,1 ± 0,3	1,0 ± 0,4	0,5 ± 0,3	0,9 ± 0,7	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
14:1ω5	1,2 ± 0,6	1,9 ± 0,8	2,3 ± 0,5	3,0 ± 1,3	1,7 ± 0,5	1,1 ± 0,5	1,9 ± 1,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
15:1ω1	3,0 ± 1,8	5,2 ± 3,6	5,7 ± 0,3	2,8 ± 1,4	4,1 ± 1,4	1,1 ± 0,3	3,6 ± 3,8	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
16:1ω5	6,9 ± 2,6	11,5 ± 7,1	19,5 ± 3,0	20,0 ± 9,8	11,5 ± 3,6	6,9 ± 3,0	13,4 ± 10,4	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
16:1ω7	60,0 ± 37,4	87,5 ± 56,5	93,5 ± 14,4	79,5 ± 33,7	81,4 ± 31,9	42,4 ± 14,4	71,9 ± 47,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
16:1ω9	8,3 ± 5,3	16,6 ± 13,3	19,9 ± 2,4	13,2 ± 6,8	11,1 ± 2,4	6,9 ± 2,4	14,4 ± 16,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
17:1ω7	11,3 ± 8,0	22,3 ± 22,1	21,3 ± 0,9	8,5 ± 5,3	14,3 ± 4,5	3,5 ± 0,9	14,9 ± 17,8	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
17:1ωa	2,2 ± 0,9	4,7 ± 3,3	5,3 ± 1,6	8,0 ± 3,1	3,8 ± 1,5	2,5 ± 1,6	3,9 ± 3,2	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
17:1ωb	3,3 ± 2,5	5,7 ± 4,1	6,8 ± 1,1	6,6 ± 2,8	5,6 ± 1,7	2,5 ± 1,1	5,4 ± 4,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:1ω11	0,9 ± 0,4	1,4 ± 0,8	1,7 ± 0,2	1,6 ± 0,6	1,4 ± 0,3	0,8 ± 0,2	1,4 ± 0,9	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:1ω5	0,9 ± 0,5	1,5 ± 1,2	1,8 ± 0,3	2,2 ± 0,9	1,6 ± 0,5	0,9 ± 0,3	1,6 ± 1,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:1ω7	26,1 ± 14,7	56,0 ± 43,4	71,1 ± 16,6	92,6 ± 39,3	50,8 ± 15,9	35,5 ± 16,6	56,5 ± 48,1	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:1ω9	20,3 ± 8,2	34,3 ± 20,0	36,3 ± 6,0	36,5 ± 16,0	27,6 ± 7,8	22,2 ± 6,0	29,9 ± 20,6	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
19:1ω9	8,3 ± 3,1	10,6 ± 6,1	12,2 ± 1,6	9,4 ± 4,2	7,3 ± 2,6	3,1 ± 1,6	9,3 ± 7,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
20:1ω11	1,2 ± 0,6	1,5 ± 0,9	2,1 ± 0,8	3,8 ± 1,8	2,4 ± 0,6	1,6 ± 0,8	1,6 ± 1,1	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
20:1ω7	1,1 ± 0,5	2,1 ± 1,4	1,8 ± 0,4	2,9 ± 2,0	1,6 ± 0,4	1,1 ± 0,4	1,9 ± 1,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
20:1ω9	1,3 ± 0,5	2,9 ± 2,2	2,6 ± 0,5	3,2 ± 1,0	2,4 ± 0,8	1,9 ± 0,5	3,0 ± 3,4	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
22:1ω9	0,3 ± 0,6	1,1 ± 0,8	0,9 ± 0,1	0,4 ± 0,4	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,7 ± 1,1	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
24:1ω9	0,6 ± 1,2	2,4 ± 2,2	2,0 ± 0,2	0,7 ± 0,6	0,6 ± 0,2	0,3 ± 0,2	1,2 ± 1,7	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
Σ MUFA	158,3 ± 86,2	270,6 ± 182,4	308,7 ± 43,5	297,0 ± 119,7	230,9 ± 67,8	135,4 ± 43,5	238,0 ± 188,9							
16:2ω4	2,5 ± 1,1	3,5 ± 1,9	4,0 ± 0,6	2,8 ± 1,3	3,4 ± 0,9	1,9 ± 0,6	3,6 ± 2,8	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
16:2ω6	1,2 ± 0,8	1,9 ± 1,5	4,3 ± 1,6	1,2 ± 0,9	3,1 ± 1,1	2,3 ± 1,6	2,0 ± 1,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
16:3ω3	0,0 ± 0,0	0,8 ± 2,6	2,6 ± 2,3	0,2 ± 1,1	0,1 ± 0,4	2,9 ± 2,3	0,1 ± 0,2	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
16:3ω4	3,4 ± 1,8	4,8 ± 2,6	6,2 ± 0,8	3,6 ± 2,5	6,2 ± 1,7	3,0 ± 0,8	5,8 ± 3,2	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
17:2ω5	0,9 ± 0,7	2,2 ± 2,5	1,4 ± 0,2	0,7 ± 1,0	1,1 ± 0,3	0,5 ± 0,2	1,2 ± 1,8	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:2ω6	5,1 ± 4,6	12,6 ± 9,8	16,8 ± 6,7	18,0 ± 14,2	15,8 ± 9,0	16,1 ± 6,7	13,9 ± 12,1	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:3ω3	2,1 ± 1,4	4,4 ± 3,6	5,7 ± 3,6	7,7 ± 6,5	5,1 ± 2,6	6,6 ± 3,6	5,5 ± 6,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
18:3ω6	1,5 ± 1,0	2,5 ± 1,7	3,1 ± 1,5	1,3 ± 0,8	2,3 ± 1,1	2,1 ± 1,5	4,0 ± 8,8	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
20:3ω6	0,4 ± 0,8	1,1 ± 0,8	1,3 ± 0,2	1,1 ± 0,6	1,2 ± 0,4	0,7 ± 0,2	1,1 ± 0,9	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
20:4ω3	0,2 ± 0,4	0,9 ± 0,9	0,8 ± 0,8	3,4 ± 3,1	1,1 ± 0,5	1,0 ± 0,8	1,2 ± 1,4	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
20:4ω6	7,3 ± 5,8	14,1 ± 10,2	14,4 ± 4,0	10,5 ± 4,3	18,5 ± 6,6	10,4 ± 4,0	14,8 ± 9,1	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
20:5ω3	13,1 ± 7,7	19,1 ± 11,8	20,8 ± 4,0	9,9 ± 7,3	21,2 ± 6,4	11,9 ± 4,0	19,1 ± 13,3	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
22:6ω3	1,6 ± 0,9	2,2 ± 1,6	2,1 ± 0,5	1,8 ± 1,1	2,1 ± 0,7	1,6 ± 0,5	2,1 ± 1,6	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0		
Σ PUFA	39,1 ± 26,2	70,0 ± 47,1	83,5 ± 17,3	62,3 ± 34,0	81,4 ± 24,5	61,0 ± 17,3	74,4 ± 59,7							
MTAD	2,5 ± 1,0	4,2 ± 3,2	3,3 ± 0,8	3,7 ± 1,6	3,0 ± 1,0	1,5 ± 0,8	2,5 ± 2,5	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0	1,2 ± 1,0</			

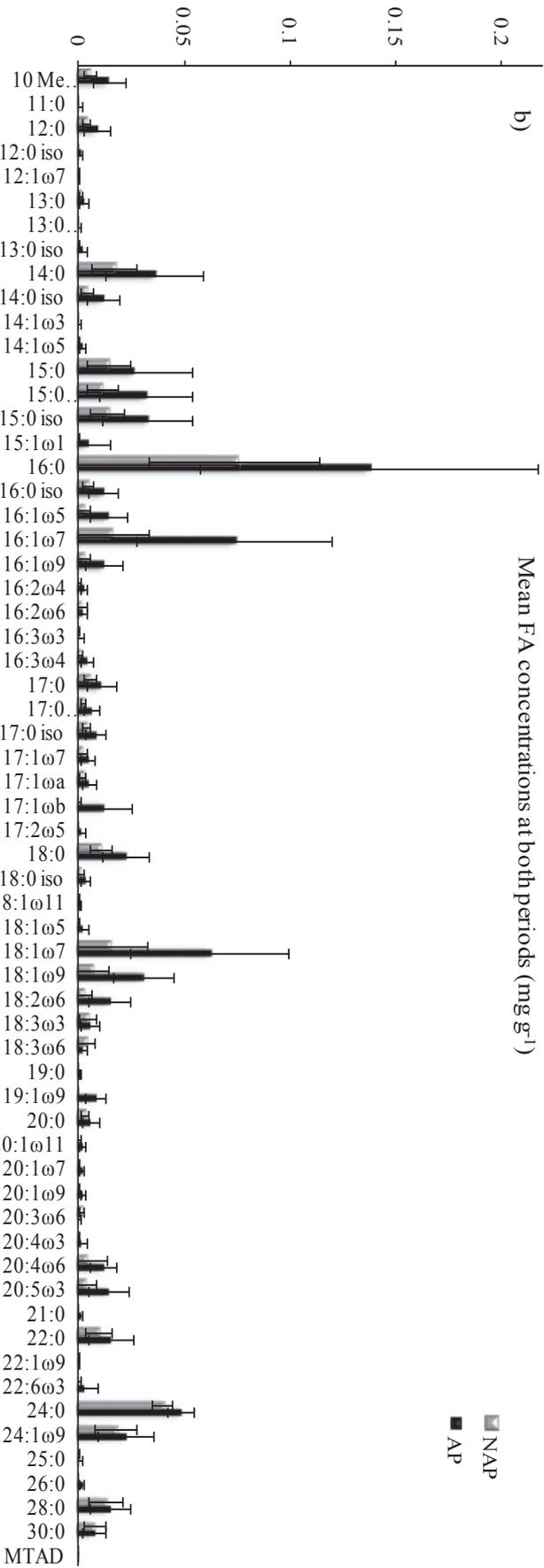
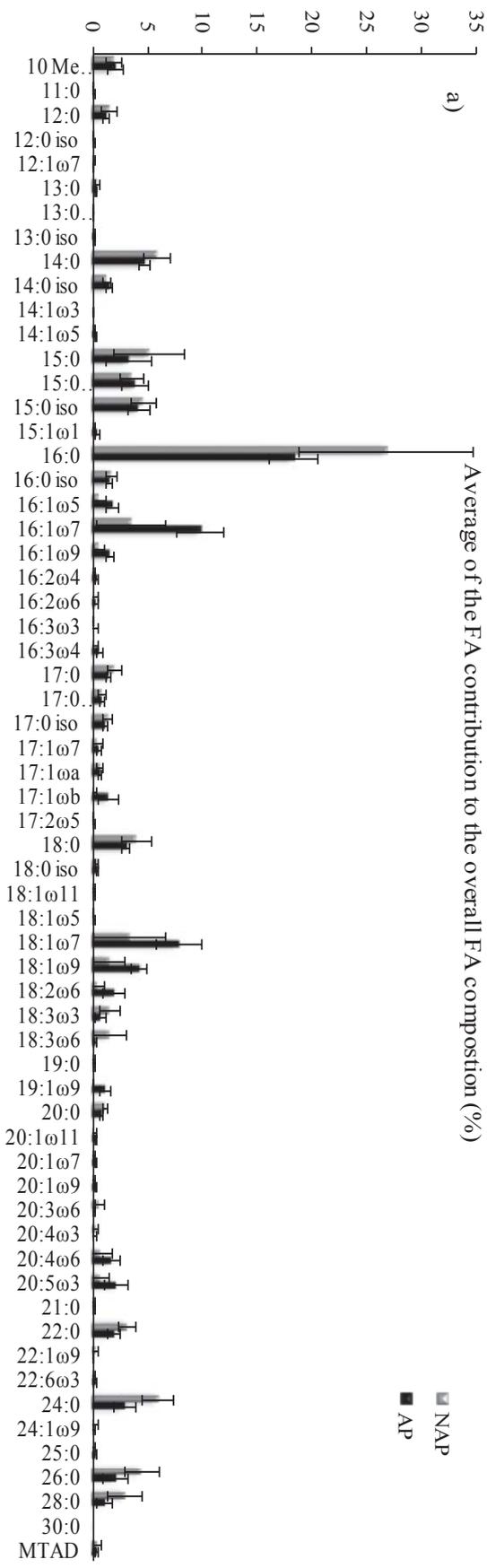


Figure III.6. Profiles of (a) the mean contributions of the FAs detected to the total FA composition of the surface sediment and of (b) their mean concentrations. These values are an average of the 51 stations.

Figure III.6. Profils des contributions moyennes en AG par rapport aux totaux mesurés dans la composition des sédiments de surface (a), et leurs concentrations moyennes (b). Ces valeurs sont les moyennes des 51 stations.

III.3.2.1. Effluent and food FA composition

Complete FA compositions of the granule given to shrimp in pond and of the effluent are given in Table III.5. Food was mainly composed of the FA 18:2 ω 6 (42.08 ± 1.3 %), 18:1 ω 9 (10.50 ± 4.0 %) and 16:0 (18.62 ± 1.0 %). Effluent waters were mainly composed of the FAs 16:0 (22.1 ± 1.2 %), 18:1 ω 9 (15.3 ± 5.4 %), 16:1 ω 7 (10.0 ± 5.0 %), and notably of the 18:2 ω 6 (3.8 ± 1.3 %).

III.3.2.2. Temporal variation of mangrove sediment FAs composition

ANOSIM analysis showed significant differences between FA compositions of surface sediments (FASS) of NAP and AP ($R=0.694$, $p=0.02$ %). An average dissimilarity (AD) of ca. 30% (*SIMPER analysis*) was found between both periods due to a greater contribution of the FAs 16:1 ω 7, 18:1 ω 7, 18:1 ω 9, 20:5 ω 3 and 18:2 ω 6, and a lower contribution of 16:0, 15:0 and LCFAs (24:0, 26:0, 28:0) to the FASS of the AP than to the FASS of NAP. From NAP to AP there was, in concentration, a significant increase of 16:1 ω 7 (*one-way ANOVA*; $F=70.88$, $p<0.001$), 18:1 ω 9 ($F=107.6$, $p<0.001$), 18:1 ω 7 ($F=65.05$, $p<0.001$), 20:5 ω 3 ($F=53.90$, $p<0.001$), 18:2 ω 6 ($F=71.32$, $p<0.001$), 16:0 ($F=27.07$, $p<0.001$), 15:0 ($F=7.85$, $p<0.001$), *iso*-15:0 ($F=37.64$, $p<0.001$), *anteiso*-15:0 ($F=38.82$, $p<0.001$), 20:4 ω 3 ($F=14.39$, $p<0.001$), and a significant decrease of 18:3 ω 6 ($F=12.17$, $p<0.001$) and 20:3 ω 6 ($F=21.07$, $p<0.001$).

At the both periods, the sum of 18:3 ω 6 + 20:3 ω 6 and the Chl-*a* concentration were significantly correlated (*Pearson test*; $r=0.737$, $p<0.001$, $n=49$ and $r=0.489$, $p<0.001$, $n=49$, respectively).

As a general trend, there was a significant increase of unsaturated FAs (UFAs e.g. 16:1 ω 7, 20:5 ω 3; *one-way ANOVA*; $F=147.18$, $p<0.001$) in the sediment from NAP to AP. Relative LCFA contributions to sediments decreased but the Figures III.10 show a slight increase of concentrations from NAP to AP, however not significant (*one-way ANOVA*; $F=29.253$, $p>0.05$).

The NMDS (Non metric Multi Dimensional Scale) analysis is given in Figure III.7; it regroups samples according to their similarities. In other words, the closer samples are, the more similar are their FA profiles. As shown on Figure III.7, both sampling periods are well distinct in term of sediment FA profile compositions, and all profiles of the AP are 70%

similar to each other, whereas the FASS highly varied from a sampled station to another during NAP.

Shrimp food			Effluents		
FA names	Mean %	Std D	FA names	Mean %	St D
12:0	0.0	0.0	12:0	0.6	0.4
13:0	0.0	0.0	14:0iso	0.8	0.4
14:0iso	0.0	0.0	14:0	12.9	3.7
14:0	1.2	0.1	14:1ω3	0.3	0.2
15:0iso	0.0	0.0	15:0iso	1.5	0.3
15:0anteiso	0.0	0.0	15:0anteiso	0.9	0.2
15:0	0.2	0.0	15:0	1	0.2
16:0	18.6	1.1	16:0	22.1	1.2
16:1w9	0.5	0.7	16:1ω9	0.7	0.3
16:1w7	0.8	0.7	16:1ω7	10	5
16:1w5	0.1	0.0	16:1ω5	0.8	0.4
17:0iso	0.1	0.0	17:0iso	0.3	0.1
16:2w4	0.2	0.1	16:2ω6	0.3	0.1
17:0	0.3	0.1	16:2ω4	0.6	0.4
16:3w6	0.2	0.1	17:0	0.4	0.1
17:1w7	0.2	0.1	17:1ω7	0.4	0.1
16:4	0.6	0.5	18:0iso	1.5	1.4
18:0	6.9	3.2	18:0	4.9	2.7
18:1w9	10.5	3.9	18:1ω9	15.3	5.4
18:1w7	1.0	0.3	18:1ω5	5.5	0.6
18:2w6	42.1	1.4	18:1ω7	2.9	1.6
18:3w6	5.6	0.4	18:2ω6	3.8	1.3
FA 1 unidentified	0.2	0.0	18:3ω3	4.7	3.6
20:0	0.2	0.1	18:4ω3	1.1	0.7
20:1w9	1.3	0.1	20:0	0.6	0.3
FA 2 unidentified	0.1	0.0	20:1ω9	0.9	0.4
20:3w6	0.2	0.1	20:1ω7	0.3	0.1
21:0iso	0.0	0.0	20:3ω6	0.2	0.2
20:4w6	0.4	0.0	20:4ω6	0.3	0.2
20:0	0.3	0.2	20:4ω3	0.1	0
20:4w3	0.1	0.0	20:5ω3	1.1	0.4
20:5w3	3.5	0.3	22:6ω3	1.9	1.5
22:0	0.3	0.1	A unidentified	0.7	1.5
22:5	0.4	0.0	B unidentified	0.5	1.5
22:6w3	4.1	0.6			

Table III.5. Fas compositions given in contribution of the total FAs of the shrimp food and identified in the effluents.

Tableau III.5. Compositions en acide gras exprimées en contribution des AG totaux identifiés dans la nourriture utilisait dans les bassins crevetticoles et dans les effluents.

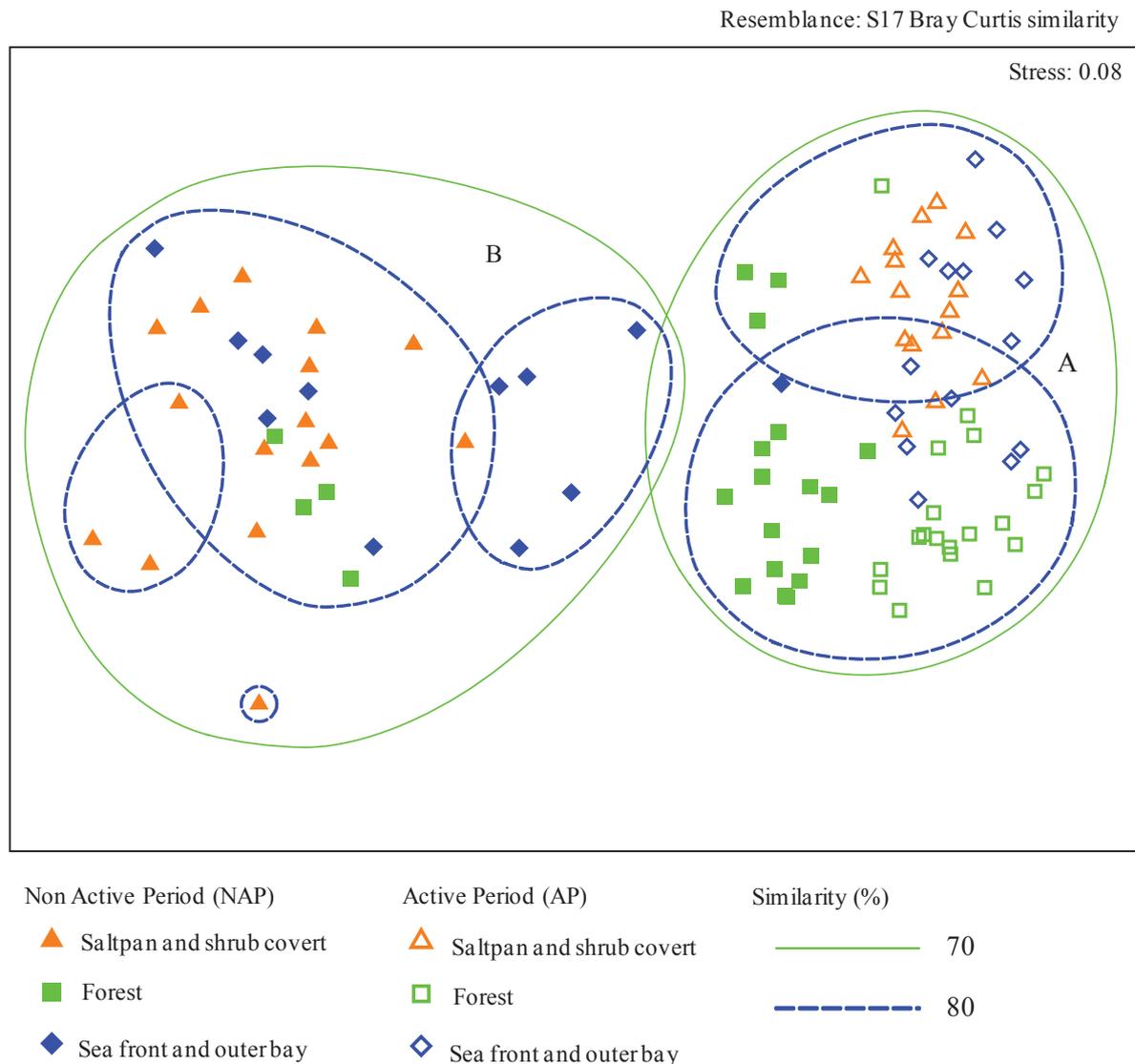


Figure III.7. NMDS (Non-metric multidimensional scaling) plot: FA profiles of sediment samples are grouped at 70 % (green circle) and 80% (blue circle) similarity. Samples of NAP are represented by filled forms whereas those of AP are unfilled forms. “Saltpan and shrub cover” refers to sediment samples within the *Sarcocornia* and the *Avicennia*, “Forest” refers to sediment sampled in the mixed *Avicennia-Rhizophora* and in the *Rhizophora* at the inner bay, and “Seafront and outer bay” refers to sediment sample in the mixed *Avicennia-Rhizophora* at the sea front and in the *Rhizophora* outer bay and at the seafront.

Figure III.7. NMDS (Non-metric multidimensional scaling) des compositions en acides gras. Les échantillons sont regroupés suivant leur similarité à 70% (cercle vert) et à 80% (cercle bleu). Les échantillons de la période de non activité de la ferme sont représentés par des figurés pleins, et inversement pour les échantillons de la période active.

Circles A and B regroup samples similarity at the 70% level. The group A includes all samples of the AP and some of the NAP, and the group B includes the rest of NAP samples. ANOSIM showed that these two groups were significantly different ($R=0.956$, $p=0.02\%$) with an AD of ca.36% (*SIMPER analysis*). This difference was mainly due to higher contribution of 16:1 ω 7, 18:1 ω 7, 18:1 ω 9, 20:5 ω 3 and 18:2 ω 6, and to a lower contribution of

16:0, 15:0, LCFAs and 18:3 ω 3 to the group A than in the group B. FAs 16:1 ω 7, 18:1 ω 7, 18:1 ω 9, 18:2 ω 6, 20:5 ω 3, *iso-anteiso-15:0* concentrations were significantly higher in the group A than in the group B (*one-way ANOVA*; $p < 0.01$ for all).

III.3.2.3. Spatial changes of surface sediment FA composition

III.3.2.3.1. Spatial differences during NAP

ANOSIM indicates a significance difference between FA compositions according to the collected sites during NAP ($R=0.660$ and $p=0.02\%$). Only sediments of the Az, Rho and RhSF zones could be regrouped as their sediment FA profiles were not different (*ANOSIM analysis*; $p > 5\%$). The Sz and RhSF sediments were weakly, but significantly different ($R=0.246$, $p=4.4\%$). All other zones defined were significantly different one another (e.g. the Rhi from all other; $R > 0.600$, $p < 1\%$) with an AD between areas that were up to 20% (*SIMPER analysis*).

Relative contribution of FAs 18:1 ω 7, 16:1 ω 7 and 18:1 ω 9 were significantly higher in the Rhi sediment than in the other parts of the mangrove (*SIMPER analysis*, Table III.3), and the SAFAs contributed lower to Rhi than to the rest of the mangrove (14:0, 15:0, 16:0 and/or LCFAs, according to the zones that are compared). The BFAs *iso- anteiso-15:0* contributed more to Sz, Az and RhSF sediments than to the *Rhizophora* forest, however, according to the *SIMPER analysis*, BFAs were not among the main contributors of spatial differences in FASS.

In term of absolute FAs concentrations, it appeared that Rhi clearly differed from other zones by hosting the maximum FA concentrations of the FAO mangrove. Concentrations of the 16:1 ω 7 ranged from 0 to 74.3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{dw}$ (at the station 25, Figure III.11a) and were significantly higher in the Rhi sediment than in the other parts of the mangrove (*Tukey's HSD*; $p < 0.05$, Table III.3). The 20:5 ω 3 had the highest concentration at the station 25 (25.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{dw}$; Figure III.13a) and presented significant higher concentrations in Rhi and Az/Rh than in the rest of the mangrove (*Tukey's HSD*; $p < 0.05$). The FA 18:1 ω 7 ranged from 0 to 78.8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{dw}$ (at the station 25, Figure III.16a) and was also significantly higher in the Rhi sediment (*Tukey's HSD*; $p < 0.01$) than in the rest of the mangrove. BFAs *iso and anteiso-15:0* ranged respectively from 0.1 to 38.2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{dw}$ and from 0 to 29.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{dw}$, and are the main constitutors to the odd-branched FAs, which like other, presented the highest concentrations in the *Rhizosphora* stand (*Tukey's HSD*; $p < 0.01$, Figure III.15a) and were

detected in all sediment samples. FAs 18:1 ω 9 and 18:2 ω 6 which contributed in lower amount to spatial differences in FASS, were, nevertheless, mostly present in the Rhi sediment (*Tukey's HSD*; $p < 0.01$ for all) and ranged from 0 to 35.0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{dw}$, and from 0 to 18.6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{dw}$ respectively (Figure III.17a and 18a). LCFAs were well represented all over the mangrove area. Theirs concentrations were significantly higher in Rhi sediments than in Sz and RhSF sediments (*Tukey's HSD*; $p < 0.05$ for all), with the highest concentrations found at the stations 25 and 32 (94.1 and 92.0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{dw}$, respectively; Figure III.6a).

III.3.2.3.2. FA composition change of each vegetation stand, from NAP to AP

Surface sediment FA (FASS) composition of defined zones in the FAO mangrove, significantly change from NAP to AP (*ANOSIM*; $R \leq 1$, $p < 0.8\%$) with an AD up to 15% (*SIMPER*). The highest AD has been found between Sz during NAP and Sz during AP (43.23%) and the lowest between Rhi during NAP and Rhi during AP (17.44%). Differences in vegetation stands between both periods were mainly due to the higher contributions of the FAs 16:1 ω 7, 18:1 ω 7 and 18:1 ω 9, and to the lower contribution of 16:0 during AP than during NAP (*SIMPER*). The concentrations of these MUFAs significantly increased from NAP to AP in all vegetation stand (*one-way ANOVA*; $p < 0.01$ for all). Additionally the FA 20:5 ω 3 concentration increased (*one-way ANOVA*; $p < 0.01$ for all) from NAP to AP in each vegetation stand except in the Rhi. Relative contributions to FASS of the 16:1 ω 5 highly increased in Rhi sediments from NAP to AP as well as its concentrations (*one-way ANOVA*; $p < 0.001$ both). BFA iso-anteiso 15:0 concentrations increased (*one-way ANOVA*; $p < 0.05$ for all) everywhere.

From NAP to AP, FA 17:1 ω 7 concentrations significantly increased in saltpan (*one-way ANOVA*; $p < 0.05$), Az ($p < 0.05$) and in Rho ($p < 0.001$) sediments. The FA 18:2 ω 6 concentrations significantly increased from NAP to AP in the Rhi ($p < 0.05$), Rho ($p < 0.05$) and RhSF ($p < 0.001$) contributing more to the sediment of these zones during AP than during NAP (*SIMPER analysis*). Additionally the FA 20:4 ω 6 significantly increased from NAP to AP in the Rho sediment ($p < 0.01$).

III.3.2.3.3. Spatial differences of FASS composition during AP

During AP, defined zones were significantly different in term of FASS, ($R = 0.324$, $p = 0.02$; *ANOSIM*). Sz and Az were the less different zones (*ANOSIM*; $R = 0.141$, $p = 1.7\%$),

and all other zones defined were significantly different from one to another ($R > 0.300$; $p = 0.02\%$ for all). ADs between groups during AP were lower than during NAP, ranging from ca. 11% (between Sz and Az) to ca. 19% (between Az and Rhi).

FAs 16:1 ω 7 contributed more to the Sz sediment than to other defined zones and showed the lowest contribution in the Rhi sediment, as shown on Figure III.8. In the same manner, 20:5 ω 3 contributed more to the Sz sediment, as well as to the Rho and RhSF sediments (*SIMPER*), and contributed less to the Rhi sediment than to the rest of the mangrove. In contrast, FAs 18:1 ω 7 (Figure III.8) and *iso-anteiso-15:0* more contributed to FASS of Rhi sediment than to sediment of other zones (*SIMPER*). The FA 18:1 ω 9 contributed more to the Sz (the highest contribution) and to the RhSF sediments than to Rhi and Rho (*SIMPER*, Figure III.8) but its contribution to the mangrove sediment was quite homogeneous. The FA 17:1 ω 7 contributed more to the Sz, Az and Av/Rh zones than to the rest of the mangrove FASS composition. Additionally, the FA 10 Me 16:0 contributed more to the Rhi and RhSF zones than to the rest of the mangrove. The FAs 20:4 ω 6 and 18:2 ω 6 contributed more to the Rho and RhSF (low intertidal sediments) than to the Rhi (mid-intertidal sediment), Sz and Az (high intertidal sediments) i.e. their contributions decreased from the lagoon to the ponds. Finally, LCFAs contributed more to the Rhi, Rho and RhSF sediments than to the Az and Sz.

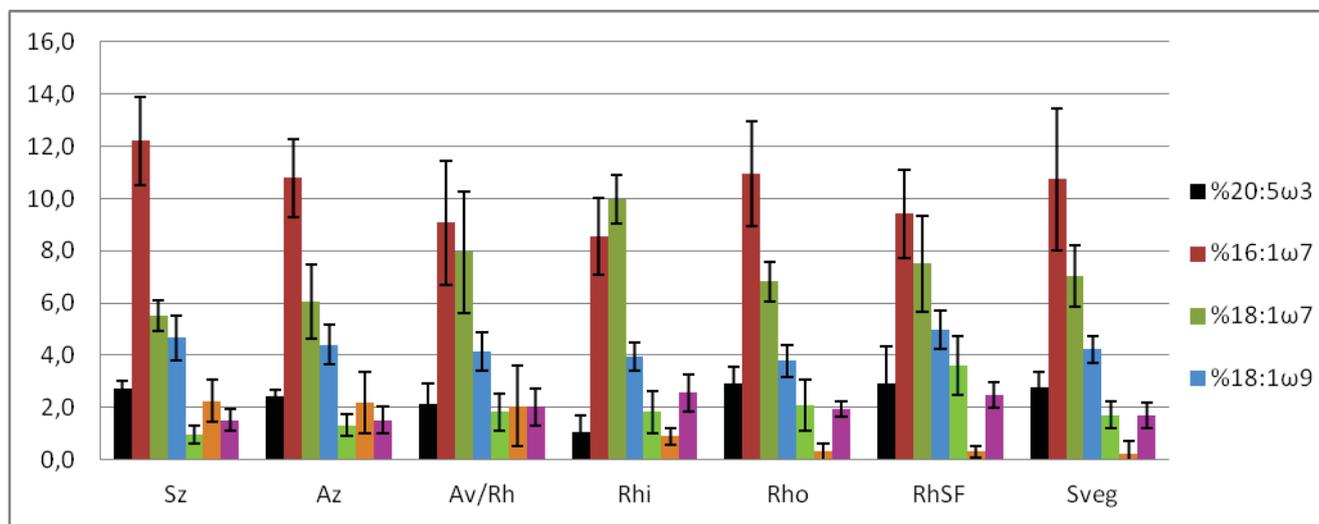


Figure III.8. Mean contribution of selected FAs to the FASS composition according to the vegetation stands during AP.

Figure III.8. Contribution moyenne des AG sélectionnés par rapport à la composition en AG totaux des sédiments de surface suivant les zones durant la période active.

III.3.2.3.4. Spatial difference FA concentration during AP

Concentration of 16:1 ω 7 and 20:5 ω 3 during AP ranged from 25.8 ± 10.8 to $290.3 \pm 145.1 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$ and from 3.5 ± 0.5 to $49.3 \pm 9.9 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$, respectively. For these both FA, higher concentrations were found at stn 17 (Figure III.11b and III.13b). Distribution of these FA concentrations in the mangrove sediment did not exhibit any significant spatial differences (*Tukey's HSD; p>0.05*).

Concentration of the FA 18:1 ω 7 ranged from 8.8 ± 2.6 to $160.5 \pm 3.1 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$ and its highest concentration was found at stn 34 (Figure III.16b). Concentrations of this FA were significantly lower at the saltpan and at the seafront than at the rest of the mangrove (*Tukey's HSD; p<0.01 for all*). FAs iso-anteiso15:0 ranged from 6.5 ± 1.3 to $102.8 \pm 4.5 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$ and from 5.0 ± 1.7 to $108.6 \pm 7.0 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$, respectively (the highest concentration were found at the station 34). Concentrations of these both BFAs were significantly higher in Rhi sediment than in Sz and RhSF sediments (*Tukey's HSD; p<0.01 for all*). The odd-branched sum, shown on Figure III.15b exhibited its highest concentrations at the stns 17 and 34. The FA 10Me 16:0 (ranged from 3.6 ± 1.1 to $31.0 \pm 2.3 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$, reached at stn 32) exhibited the same trend that of the odd-branched and the highest concentrations in the *Rhizophora* stand.

Concentrations of the FA 18:1 ω 9 ranged from 9.9 ± 3.4 to $76.9 \pm 3.9 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$ and the highest concentration was found at the station 34 (Figure III.17b). High concentrations were also detected at the stn 17 and 10. Concentrations of the FA 18:1 ω 9 did not present significant spatial differences (*one-way ANOVA; p>0.05*) as well as the FA 18:2 ω 6, which ranged from 1.7 ± 0.4 to $54.3 \pm 11.5 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$. The highest concentration of the 18:2 ω 6 was also detected at stn 34 (Figure III.18b).

The FA 20:4 ω 6, ranged from 2.7 ± 0.8 to $28.4 \pm 3.1 \mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$, with the highest concentration detected outer bay at stn 35. No significant differences in concentrations were found between most of the vegetation stands, however this FA was significantly higher in Rho sediment than in Sz (*Tukey's HSD, p<0.001*). The concentration of FAs 18:3 ω 6 and 20:3 ω 6 (relatively low) did not involve spatial difference in the mangrove sediment during AP. However, when looking at the map of their sum (Figure III.14b), it appears that the highest concentrations were located at the output zones (stn 17 and 29) and that saltpan sediments were particularly poor in these two FAs.

Sum of LCFA concentrations were homogeneously distributed over the mangrove sediment and it did not exhibit significant differences between vegetation stands excepted between Rhi and RhSF sediments in where LCFA concentrations were lower (*Tukey'sHSD*; $p < 0.05$).

III.2.4. Difference in FA compositions between output and other zones

During NAP, output zones (Oz) of saltpan, *Avicennia* and *Rhizophora* stands did not differ from the non output zones (NOz) of the same vegetation stands (*ANOSIM*; $p > 5\%$; output zones are shown on the Figure III.3).

However during AP, FASS composition of Oz and NOz on the saltpan were significantly different (*ANOSIM*; $R=0.296$ and $p=1.8\%$) with an AD of ca. 11% (*SIMPER*). This difference was mainly due to higher contributions of 16:0, 16:1 ω 7, 18:2 ω 6, and 20:4 ω 6, and lower contributions of 18:1 ω 9, 17:1 ω 7, 18:1 ω 7, 10Me 16:0 and iso-15:0 in Oz than in NOz of the Sz sediment. However, no differences in term of FA concentration were found between these two zones (*one-way ANOVA*; $p > 0.05$). Nevertheless, their ranges of concentration were larger in Oz of Sz than in NOz (Figure III.9).

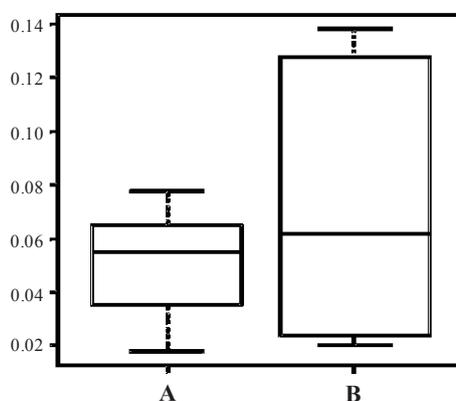


Figure III.9. Boxplot of the 16:1 ω 7 concentrations (mg.g⁻¹dw) at the output zone (A) and in the rest of the mangrove sediment (B). The same pattern of change in concentrations appeared for: 16:0, 18:2 ω 6, 20:4 ω 6, 18:1 ω 9, 17:1 ω 7, 18:1 ω 7, 10Me 16:0 and anteiso-iso-15:0.

Figure III.9. Boxplot des concentrations en 16:1 ω 7 (mg.g⁻¹dw) à la sortie des effluents (A) et dans le reste de la mangrove (B). La même tendance s'observe pour le 16:0, 18:2 ω 6, 20:4 ω 6, 18:1 ω 9, 17:1 ω 7, 18:1 ω 7, 10Me 16:0 et le anteiso-iso-15:0.

During AP, Oz and NOz sediments significantly differed within Rhi (*ANOSIM*; $R=0.319$, $p=0.02\%$) with an AD of ca. 12% (*SIMPER*). This difference is mainly due to the higher contributions of 16:1 ω 7, 18:1 ω 7, 18:2 ω 6 and 20:5 ω 3, and to the lower contribution of

iso-anteiso-15:0 to Oz than to the rest of the Rhi zone (NOz). FAs 18:1 ω 9 (*one-way ANOVA*; $F=4.59$ $p<0.05$), 16:1 ω 7 ($F=7.84$; $p<0.01$) and 20:5 ω 3 ($F=11.97$; $p<0.01$) were significantly higher close to effluent discharges than farther. No significant differences in term of FA contribution to the sediment were found between Oz and NOz in the *Avicennia*. Moreover, the FA composition of the saltpan Oz sediment were not different from the FA composition of the *Avicennia* NOz (*ANOSIM*; $p=15.5\%$) and of the *Avicennia* Oz (*ANOSIM*; $p=35.9\%$).

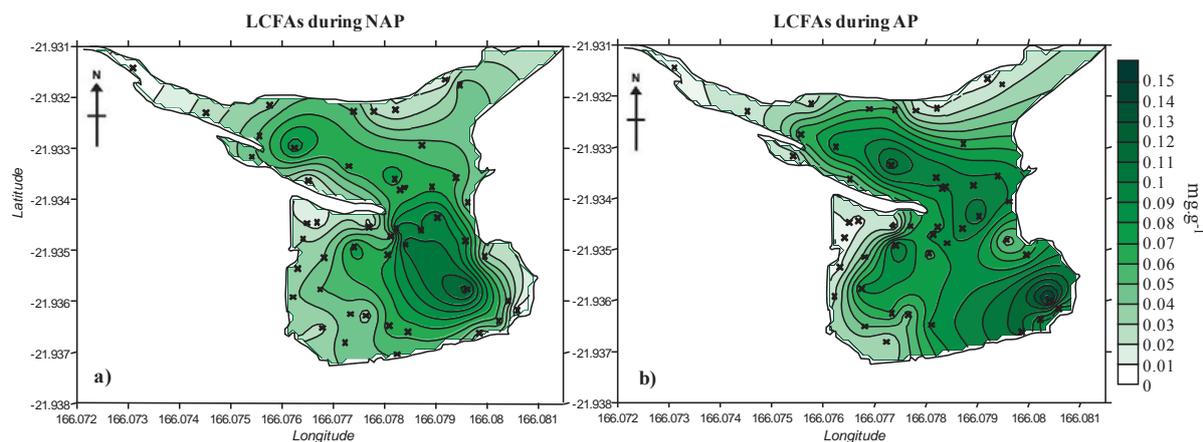


Figure III.10. Distribution of the LCFAs ($\geq 24:0$) concentrations in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.10. Distribution des concentrations à la surface des sédiments des acides gras à longues chaînes ($\geq 24:0$) durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

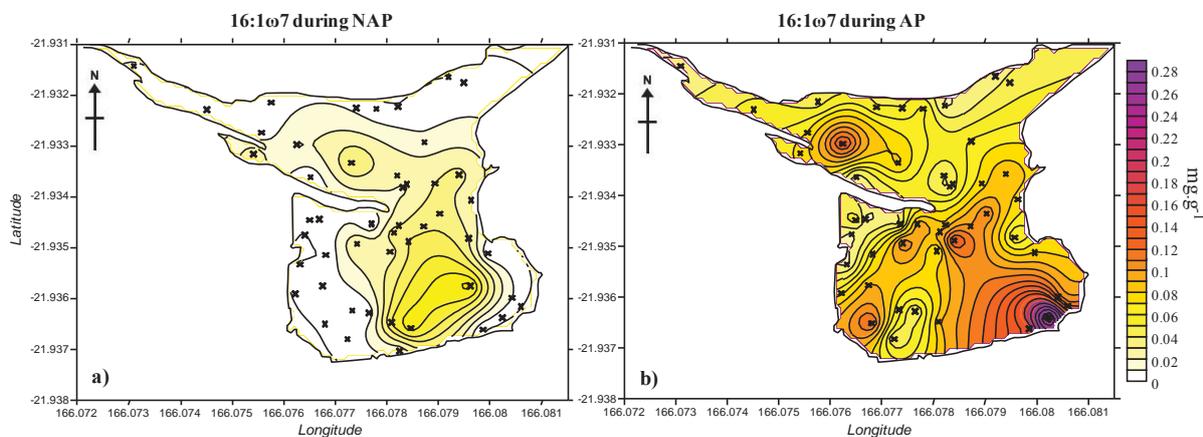


Figure III.11. Distribution of the 16:1 ω 7 concentrations in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.11. Distribution des concentrations à la surface des sédiments du 16:1 ω 7 durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

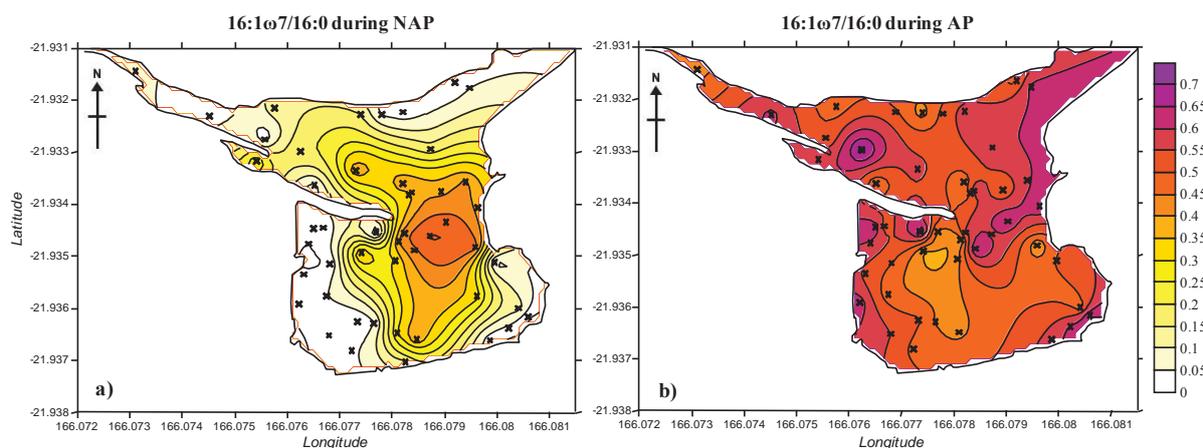


Figure III.12. Distribution of the 16:1 ω 7/16:0 ratio in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.12. Distribution du ratio 16:1 ω 7/16:0 ratio à la surface des sédiments durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

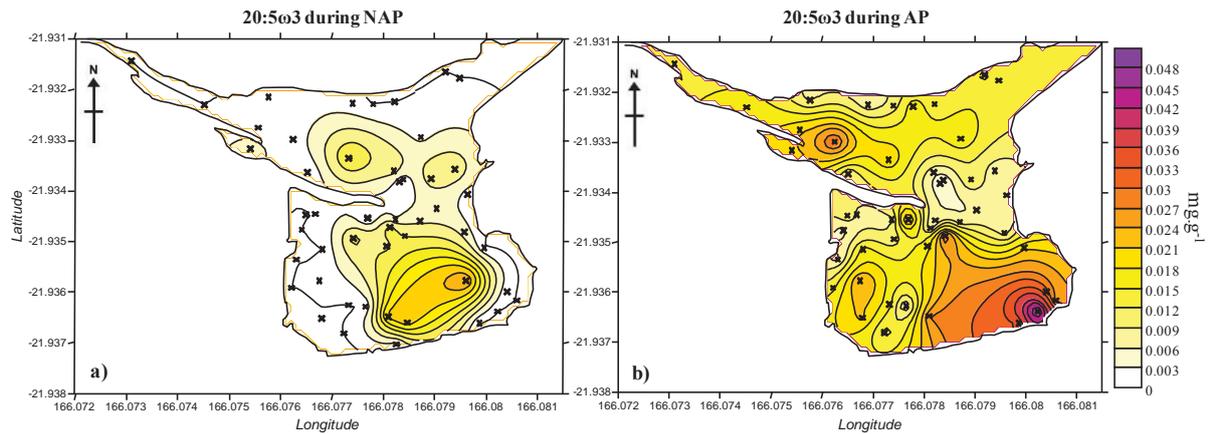


Figure III.13. Distribution of the 20:5 ω 3 concentrations in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.13. Distribution des concentrations à la surface des sédiments du 20:5 ω 3 durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

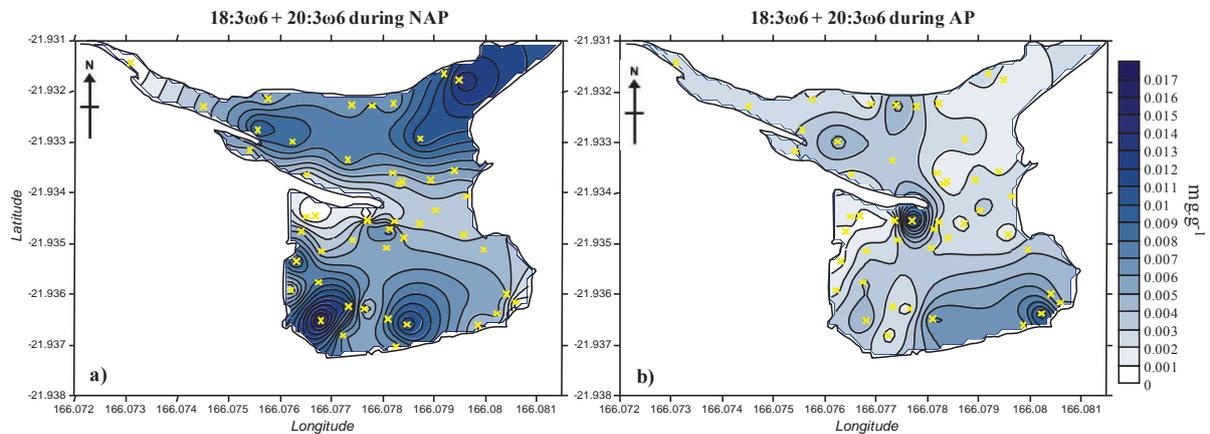


Figure III.14. Distribution of the 18:3 ω 6 + 20:3 ω 6 concentrations in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.14. Distribution des concentrations à la surface des sédiments du 18:3 ω 6 + 20:3 ω 6 durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

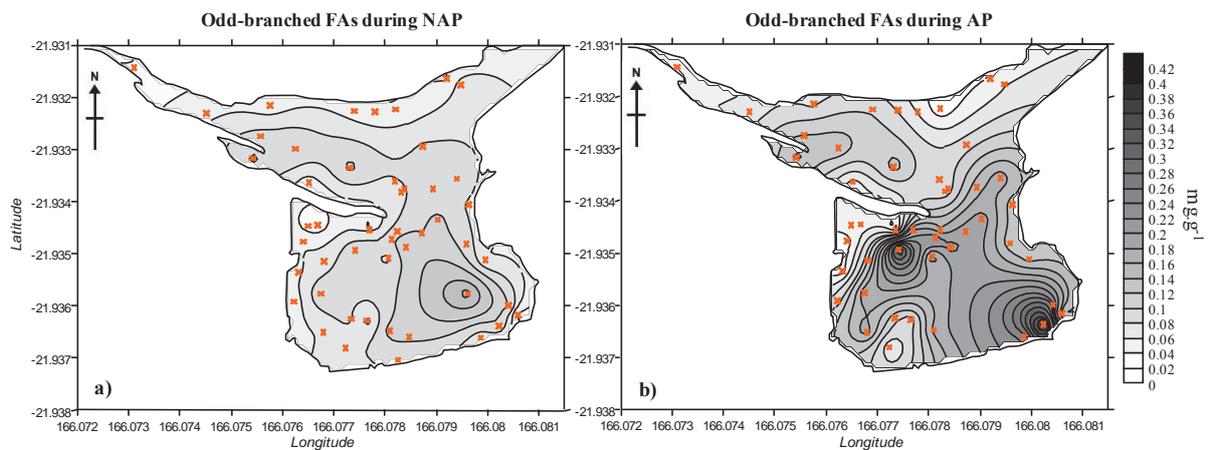


Figure III.15. Distribution of the sum of the odd-branched (11:0+ iso-anteiso-13:0 + iso-anteiso-15:0+iso-anteiso-17:0+19:0) concentrations in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.15. Distribution des concentrations à la surface des sédiments des AG branchés (11:0+ iso-anteiso-13:0 + iso-anteiso-15:0+iso-anteiso-17:0+19:0) durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

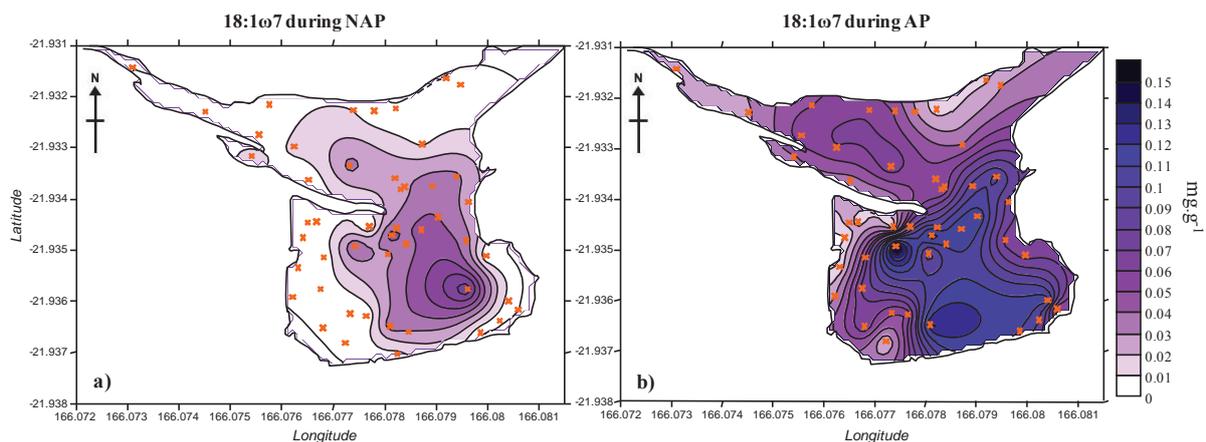


Figure III.16. Distribution of the 18:1ω7 concentrations in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.16. Distribution des concentrations à la surface des sédiments du 18:1ω7 durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

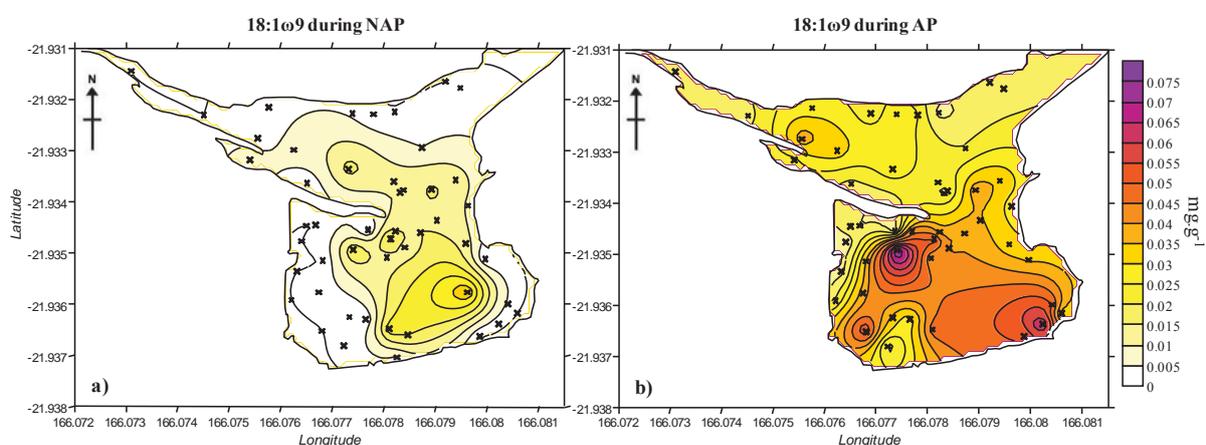


Figure III.17. Distribution of the 18:1ω9 concentrations in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.17. Distribution des concentrations à la surface des sédiments du 18:1ω9 durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

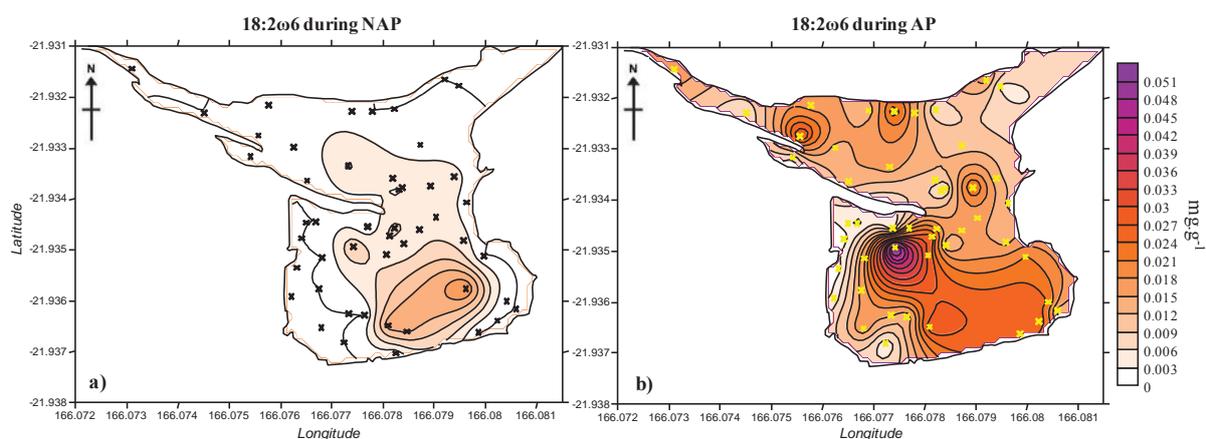


Figure III.18. Distribution of the 18:2ω6 concentrations in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).

Figure III.18. Distribution des concentrations à la surface des sédiments du 18:2ω6 durant la période non active (a) et active (b) de la ferme.

III.3.3. Isotopes

III.3.3.1. Stable isotope spatial and temporal distribution

Kruskal wallis test found that both $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values were significantly lower during AP than during NAP ($\chi^2=4.99$, $n=2$, $p<0.05$; and $\chi^2=0.064$, $n=2$, $p<0.05$ respectively). During NAP there were no significant differences ($p>0.05$) between output zones (Oz) and the rest of the mangrove (NOz) for both stable isotopes. However, Oz had significant enrichment of the $\delta^{15}\text{N}$ during AP ($\chi^2=9.31$, $n=2$, $p<0.01$) and lower $\delta^{13}\text{C}$ values ($\chi^2=13.17$, $n=2$, $p<0.001$) than the rest of the mangrove.

The C:N ratio (Redfield ratio) did not significantly change between NAP and AP (Kruskal Wallis; $p>0.05$).

As shown on the Figure III.19.a and b, changes in $\delta^{13}\text{C}$ values occurred mainly within the saltpan and *Avicennia* stands where values significantly decreased from NAP to AP (WMW test; $p<0.05$), No significant change occurred within the *Rhizophora* sediment (either at the inner bay, at the outer bay or at the seafront; $p>0.05$). During NAP $\delta^{13}\text{C}$ values detected in the Sz and Az sediments were significantly higher than those found in the forest sediment (Rhi; $p<0.01$), as well as during AP (all other vegetation stands; $p<0.01$). WMW analysis also shown that $\delta^{13}\text{C}$ values from the forest (Rhi) significantly decreased from NAP to AP ($p<0.05$).

Maps of Figures III.20.a and b indicated that the highest values of the $\delta^{15}\text{N}$ were found at the output zones (stns 10, 18 and 30) during NAP. At both periods, it appeared a gradient of the $\delta^{15}\text{N}$ from ponds to the lagoon. Indeed, sediments collected in the saltpan, *Avicennia* stand, and at the *Avicennia*-*Rhizophora* interphase formed a group, which $\delta^{15}\text{N}$ values were significantly higher than those collected in the forest sediments (Ri, Rho and RhSF; WMW, $p<0.05$). During AP, this group (Sz, Az, Av/Rh) is also composed of the Rhi zone and had higher values than in the rest of the mangrove sediment (WMW; $p<0.05$). Zones mainly affected by the changes in $\delta^{15}\text{N}$ were the saltpan (WMW; $p<0.05$) and *Avicennia* stands ($p<0.01$), which sediments $\delta^{15}\text{N}$ significantly decreased from NAP to AP. No significant changes were recorded in forest sediments (Rhi, Rho and RhSF; $p>0.05$).

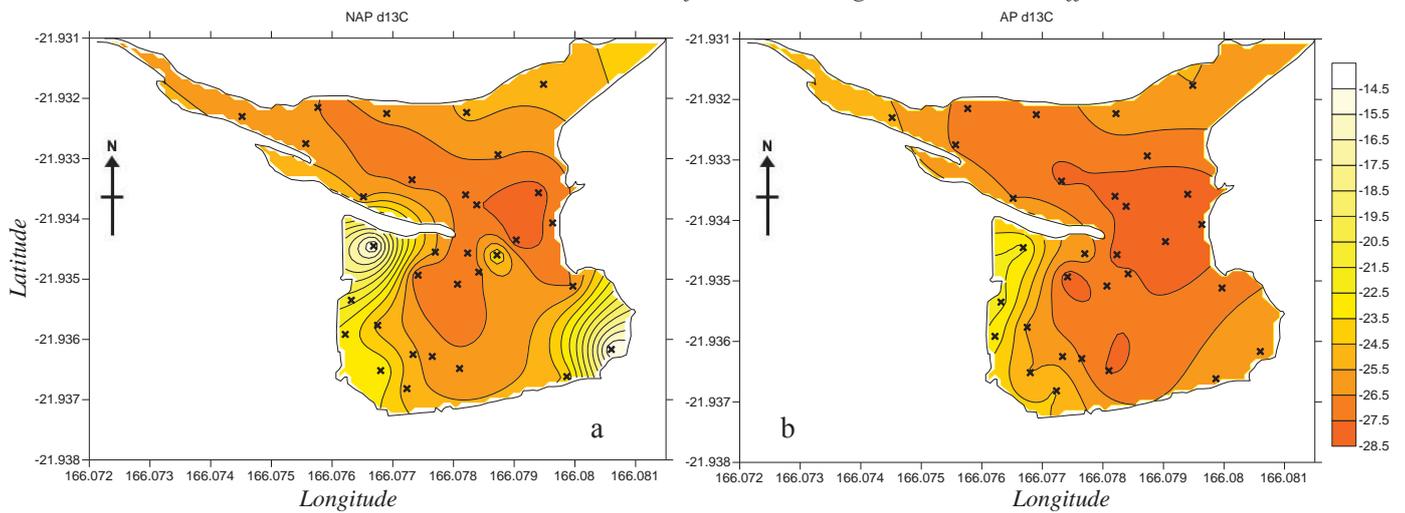


Figure III.19. Distribution of the $\delta^{13}\text{C}$ values in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).
 Figure III.19. Distribution des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ des sédiments de surface de la mangrove durant la période non active (a) et active (b).

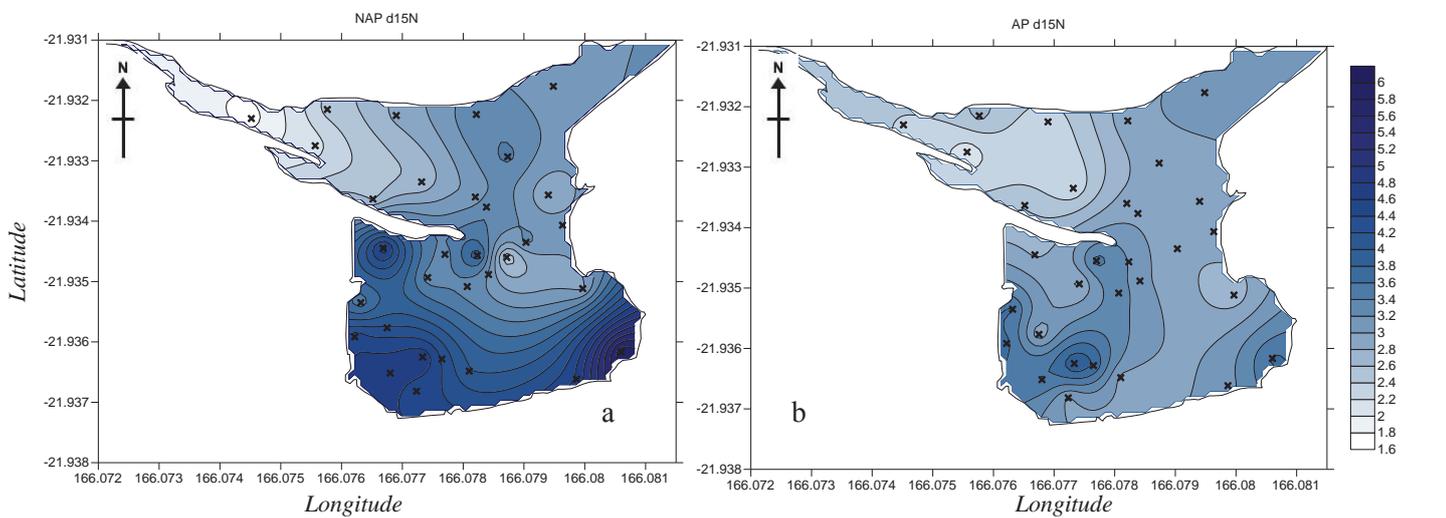


Figure III.20. Distribution of the $\delta^{15}\text{N}$ values in the mangrove surface sediment during NAP (a) and during AP (b).
 Figure III.20. Distribution des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments de surface de la mangrove durant la période non active (a) et active (b).

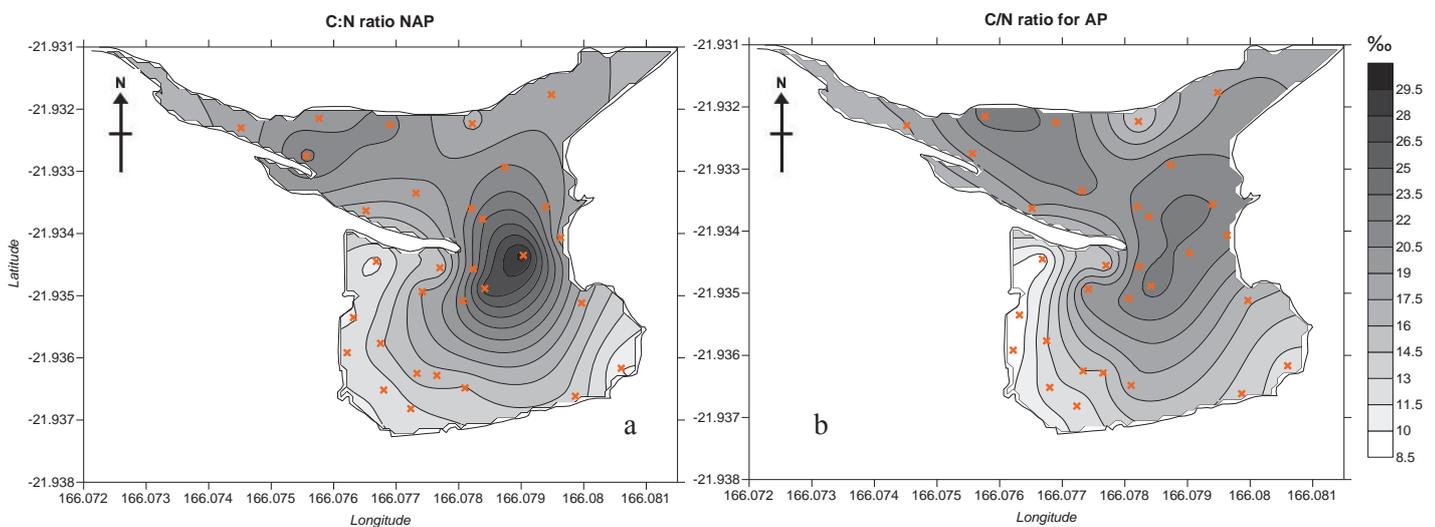


Figure III.21. Distribution in the mangrove surface sediment of the C:N ratio during NAP (a) and AP (b).
 Figure III.21. Distribution des valeurs de C/N des sédiments de surface de la mangrove durant la période non active (a) et active (b).

The C:N ratio did not significantly change from NAP to AP (*one-way ANOVA*; $p > 0.05$), and presented almost the same spatial distribution pattern during the both periods (Figures III.21.a and b). The Rhi, Rho and RhSF sediments formed a distinct group of higher C:N values than all other zones during the NAP (*Tukey's HSD*; $p < 0.001$), and than in the Az and Sz sediments during the AP (*Tukey's HSD*, $p < 0.05$ for all).

III.3.3.2. Isotopic sources in the sediment

Mean values of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and C:N sources considered in this works are given in Table III.6 and their contributions (%) to the mangrove sediment are given in Annexe Table A.2.

During NAP, all considered sources of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ collected (i.e. litter of *Sarcocornia*, *Avicennia marina*, *Rhizophora stylosa*, cyanophyceae and diatoms) almost equally contributed to the sediment isotopic signature. Contribution of *Sarcocornia* was maximum ($27.2 \pm 10.3\%$) to the saltpan sediment. *Avicennia marina* contributed about 20% of stable isotopic signature of sediments at each stand (Figure III.22b), and *Rhizophora stylosa* contribution ranged from $15.5 \pm 10.1\%$, to $25.2 \pm 9.3\%$ everywhere with the highest contribution in the forest (Figure III.22c). Isotopic signature of cyanophyceae collected on saltpan contributed to the entire mangrove sediment with higher level at Sz, Az, Av/Rh (sediment collected inner bay close to ponds; boxplot *d*, Figure III.22). Diatom contribution was higher outer bay and at the seafront (22.8 ± 9.9 and $25.8 \pm 10.8\%$ respectively) than inner bay (all vegetations considered, below 20%).

Sources	$\delta^{13}\text{C} \text{ ‰}$	$\delta^{15}\text{N} \text{ ‰}$	C/N
<i>Sarcocornia</i>	-28.5 ± 0.5	6.5 ± 1.1	24.5 ± 5.6
<i>Avicennia marina</i>	-27.2 ± 0.8	4.0 ± 1.7	22.9 ± 2.7
<i>Rhizophora stylosa</i>	-28.8 ± 2.4	2.4 ± 2.0	54.1 ± 11.3
Diatoms	-25.1 ± 0.8	1.3 ± 1.6	8.2 ± 2.1
Effluents	-23.6 ± 0.3	1.1 ± 1.7	5.9 ± 3.0
Shrimp food	-22.6 ± 0.5	6.5 ± 0.7	6.8 ± 0.7
cyanophyceae	-17.9 ± 2.1	2.4 ± 1.9	9.5 ± 0.2

Table III.6. Values of isotopic signatures of the sources considered.

Tableau III.6. Valeurs des signatures isotopiques des sources.

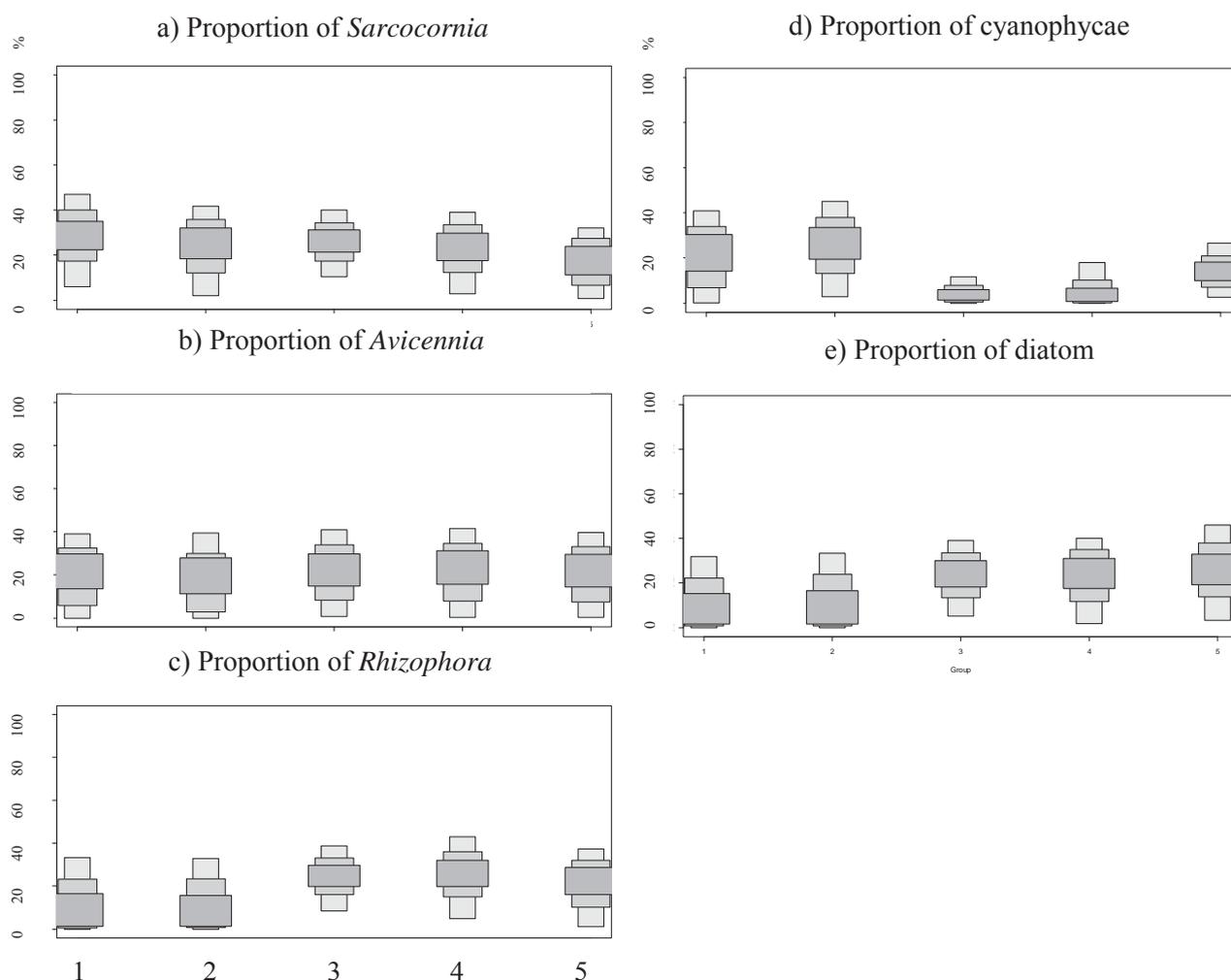


Figure III.22. Boxplots illustrating the isotopic contribution of sources (titles) to the sediment of the zone defined (numbers) during NAP. The group (1) corresponds to the saltpan sediment, (2) the *Avicennia* stand + the *Avicennia-Rhizophora* interphase sediments, (3) the Rhi, (4) the Rho, (5) the RhSF.

Figure III.22. Boxplot illustrant les contributions de chacune des sources (de (a) à (c)) dans la signature globale des sédiments durant la période de non activité de la ferme, pour la zone de tanne (1), la zone à *Avicennia* et la zone d'interphase *Avicennia-Rhizophora* (2), la zone de Rhi (3), la zone de Rho (4) et la RhSF (5).

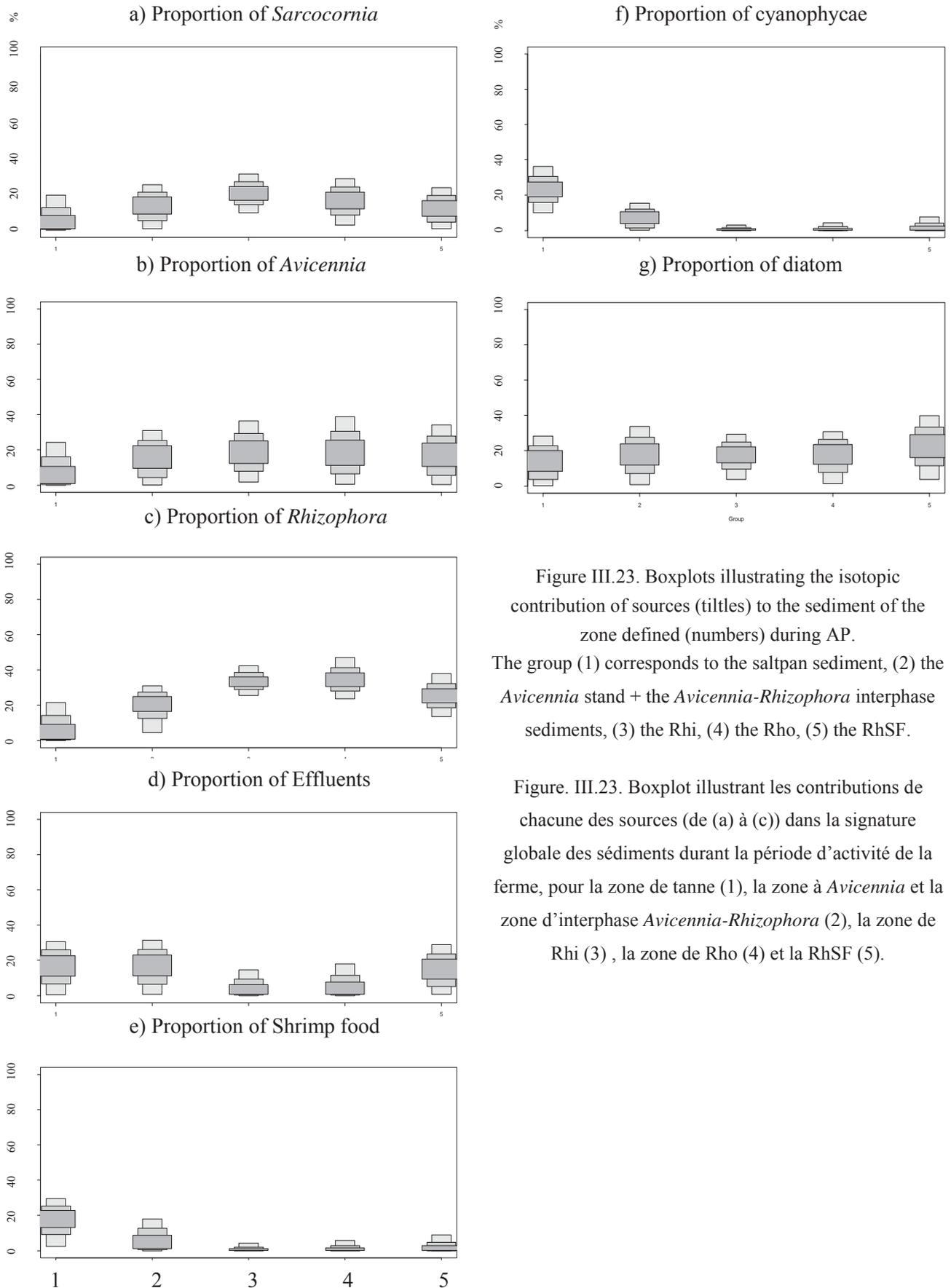


Figure III.23. Boxplots illustrating the isotopic contribution of sources (titles) to the sediment of the zone defined (numbers) during AP. The group (1) corresponds to the saltpan sediment, (2) the *Avicennia* stand + the *Avicennia-Rhizophora* interphase sediments, (3) the Rhi, (4) the Rho, (5) the RhSF.

Figure. III.23. Boxplot illustrant les contributions de chacune des sources (de (a) à (c)) dans la signature globale des sédiments durant la période d'activité de la ferme, pour la zone de tanne (1), la zone à *Avicennia* et la zone d'interphase *Avicennia-Rhizophora* (2), la zone de Rhi (3), la zone de Rho (4) et la RhSF (5).

During AP, *S.australis*, *A.marina* and *R.stylosa* litters contributed more to the sediments of forest zones (Rhi, Rho and RhSF) than to the Sz, Az and Av/Rh zones (Figure III.23a, b and c). During AP, isotopic signature of diatoms was (almost) equally detected everywhere (boxplot, Figure III.23g) and cyanophycae was especially found on saltpan (Figure III.23.f). Additional source of stable isotope were taken in consideration during AP, i.e. effluents and shrimp food distributed in ponds. Shrimp food and effluent isotopic signatures highly contributed to the saltpan sediment ($19.6 \pm 7.0\%$ and $15.3 \pm 7.9\%$ respectively) as well as to the sediment of the *Avicennia* stand ($9.9 \pm 6.0\%$ and $16.7 \pm 7.3\%$, respectively). Going seawards, effluent signature was still highly detected (about 15%) but was minimum in the Rhi (boxplot *d*, Figure III.23). Shrimp food signature in sediment dropped (about 3% decreased) going seawards and had as well the lowest contribution to the *Rhizophora* stand sediment located inner bay (boxplot *e*, Figure III.23).

III.4.4. Microscopic observations of the micro-phytobenthos

Microscopic observations allowed a branch-level identification. Indeed, at least three branches were identifiable: Rhodophyta (or red algae), Cyanophyta (or blue algae) and Heterokontophyta (Fam. Diatomophyceae). Additionally, some foraminifers, fungal spores and mangrove detritus were observed.

Some genus have been identified such as Gyrosigma (Branch: Diatomophyceae, Order: Naviculales; Figure III.24), Surirella (Branch: Diatomophyceae, Order: Surirellaceae; Figure III.24), and Nitzschia (Branch: Diatomophyceae, Order Naviculales; Figure III.24) were the dominant organisms present in the sediment of both FAO and pristine mangrove. Additionally, some Nematodes, chains Coscinodicus (Branch: Diatomophyceae, Order: Coscinodiscales), and genus *Spirullina* (Branch Cyanophyta, Order: Oscillatoriales) were found in both mangrove sediments. Moreover, some Dinophyceae were counted in the sediment of the FAO and some Chroococcus (Branch: Cyanophyta, Order: Chroococcales , Figure III.24) in the sediment of the pristine mangrove.

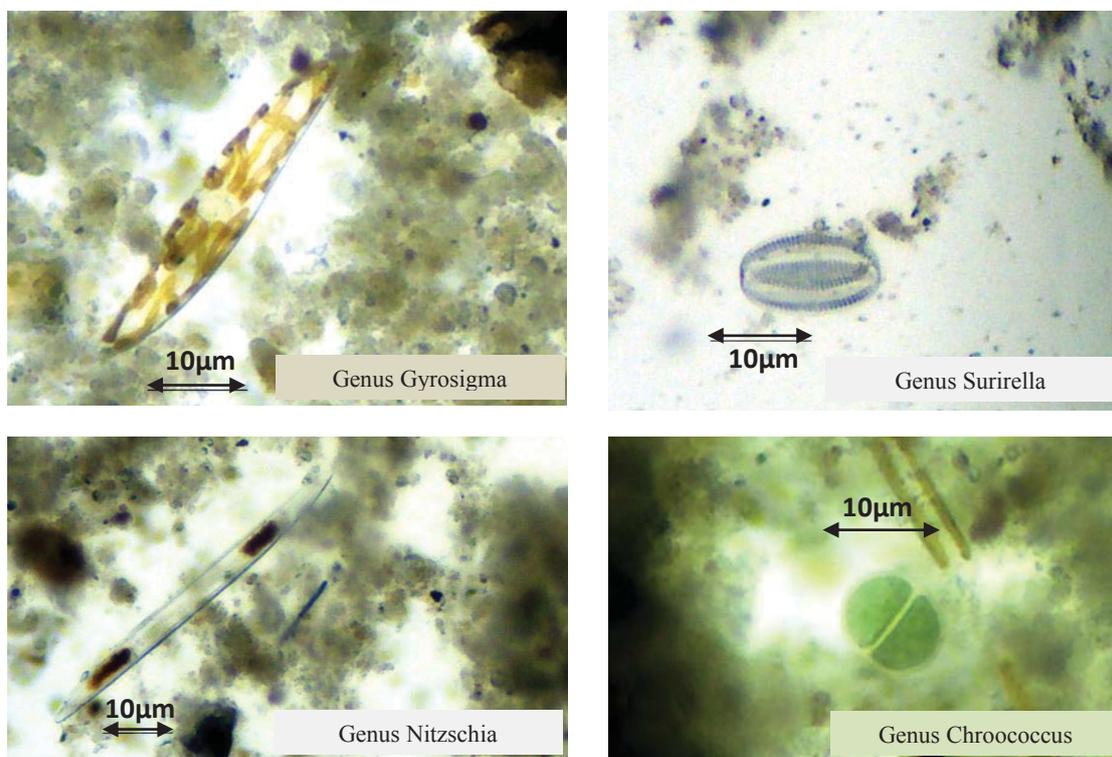


Figure III.24. Microscopic pictures of the FAO mangrove surface sediment.

Figure III.24. Photos des sédiments de surface de la mangrove FAO.

III.5. DISCUSSION

The contributions and the concentrations of various specific, coupled and grouped FAs known as markers of several organic matter (OM) sources were used in order to assess the inputs of potential sources to the OM of surface sediments in the FAO mangrove receiving shrimp farm effluents. FA markers also allowed evaluate the role of the FAO shrimp farm discharges in the fate of these inputs. Additionally, the results of stable isotopic signatures of sources and sediments are discussed in a separate chapter to emphasize hypothesis drawn with FAs interpretation.

From non active period (NAP), corresponding to the early hot summer, to active period (AP) related to the early dryer and colder winter, the differences between FA and stable isotopic compositions in the FAO mangrove surface sediment indicated changes in the contribution of organic matter sources. Additionally, FA and isotopic compositions of the mangrove sediments exhibited spatial marked variations along a gradient from the *Sarcocornia* area to the lagoon, which reveals that some mangrove areas were more prone than other to OM input, degradation, biosynthesis and exportation.

III.5.1. Temporal changes in the organic matter quality

The ratio of unsaturated fatty acid (UFAs) to saturated fatty acid (SAFAs) was largely used to qualify the degradation state of the OM within the sediment (Canuel and Martens, 1993; Carrie et al., 1998; Volkman et al., 2008). Indeed, the dominance of UFAs (Figure III.2) characterizes a fresh OM (i.e. undegraded or at the earliest degradation stage). Thus, as the OM was “fresher” during AP than during NAP in the surface sediment, it seemed that recent OM inputs occurred, which could only originate either from a local mangrove production or from the shrimp farm effluents. In fact, it has been reported in previous studies that shrimp farm discharges significantly enhanced primary and bacterial production in mangrove ecosystems (Trott and Alongi., 2000; Costanzo et al., 2004), which seems to be the case at this season in the FAO mangrove. During NAP, FA compositions of sediments were dominated by SAFAs (contributed at >50% to total FAs of sediment; Table III.3), which emphasize the abundance of a more degraded OM at the surface sediment.

III.5.2. Mangrove-derived organic matter inputs and degradation

OM derived from vascular plants can be revealed by long chain fatty acids (LCFAs; from 24:0 to 30:0; Volkman et al., 1980). Indeed in mangroves trees, contribution of LCFAs to *Avicennia marina* leaves was up to 5% and about 1-8% in *Rhizophora stylosa* leaves in the West Pacific Ocean mangrove forests (Meziane et al., 2007). The high relative contribution of these FAs in the sediment organic matter (SOM) during NAP confirms that the litter originating from mangrove production was the major source of OM at this season. This is in agreement with what was measured elsewhere in a pristine mangrove (Okinawa, Japan; Meziane et Tsuchia, 2000; Mfilinge et al., 2003). The secondary OM sources were bacteria (source of 18:1 ω 7 and of *iso-anteiso*-15:0 and *iso-anteiso*-17:0; Kharlamenko et al., 1995) and diatoms (source of 16:1 ω 7 and 20:5 ω 3; Parrish et al., 2000 and Meziane and Tsuchiya, 2000, respectively). Conversely, during AP these living OM sources (i.e. bacteria and diatoms) bloomed and thus moderated the relative contribution of mangrove litter markers.

However, LCFAs in surface sediment during AP were, in quantity, equally abundant (or slightly more abundant) than during NAP (Figure III.10). High LCFAs content could offhand be due to a high litter fall, as both parameters (i.e. LCFAs and litter fall) have been shown to be positively correlated (Mfilinge et al., 2005). Since winter (AP) is the reproductive season (fruit fall) and the maximum litter fall for *Avicennia marina* (Mackey and Smail, 1995), the hypothesis of litter exportation from *Avicennia marina* to the entire mangrove could be considered but seems negligible. Indeed, considering that its litter production is most probably weak on account of the small *Avicennia* extend (10% of the FAO mangrove vegetal cover), and that the litter derived from these trees is highly degradable (Lacerda et al., 1995), one can only think that a large organic matter content of litter fall would be due to *Rhizophora stylosa* production itself. However, it has been reported in previous studies that winter was the season of the minimum *Rhizophora styloza* litter fall (considering both fruits and leaves fall; Mfilinge et al., 2005; Sharma et al., 2010). The unexpected high winter rainfalls that affected the Saint Vincent Bay could possibly result in a higher litter fall from mangrove trees as shown by Meziane et al. (2006) (Figure III.2). However, precipitation and resulting litter falls were probably not strong enough to explain alone such an abundance of LCFAs in the sediment. Therefore, instead of indicating litter abundance, it is thought that high LCFA concentrations in sediments during AP could be the result of strong leaf degradation (i.e. no recent litter fall). In other words, as the superficial

sediment receives the products and detritus of the litter degradation (such as free LCFAs or LCFAs associated with lignin), high LCFA content in sediment could traduce high detritus releases as a result of enhanced litter degradation in relation to a higher bacterial activity. In agreement, previous studies pointed out that litter from *Rhizophora stylosa* is hardly degradable (Lacerda et al., 1995), mostly because of the presence of lignin (frequently observed in microscopic sediment observations), which decomposes very slowly (Mfilinge et al., 2003) and is degraded only by few bacteria (Bhat et al., 1998), releasing even more LCFAs (long to degrade) able to remain for very long time (from weeks to years; Mfilinge et al., 2003) in sediment.

Litter in the *Rhizophora* stand sediment was most probably *in situ* formed (i.e. from local trees) and is most likely weakly exported because this area (especially at stations 30, 32, 37, 38 and 39) exhibits a dense web of roots that entraps the litter. This contributes to spatial differences in term of OM quality within the FAO mangrove, especially during NAP. The presence of litter markers (LCFAs) on saltpan and at the seafront results probably partly to its exportation as proposed by Meziane and Tsuchiya (2000), who observed that the mangrove OM is exported towards the tidal flat up to hundreds meters away. This exportation from the *Rhizophora* stand is most probably driven by tidal flow. Thus, particulate OM might be accumulated at the seafront and in upstream parts where lagoon water remains stationary at low and high tide, respectively. The relative decrease of LCFAs contribution on saltpan and at the seafront from NAP to AP suggests an enhanced colonization of the litter by microorganisms (source of other FAs), such as bacteria or fungi. Indeed, organically rich farm effluents could enhance their growths and activities, and therefore improve litter degradation (Ziemann et al., 1992; Jones et al., 2001).

III.5.3. Enhancement of fungal activity in decaying leaves and additional anthropogenic organic matter input

The polyunsaturated fatty acids (PUFAs) 18:2 ω 6 and 18:3 ω 3 are very abundant (about 8-17 % and 17-30% respectively) in mangrove leaves of *Avicennia marina*, *Rhizophora stylosa* (Meziane et al., 2007) and in *Sarcocornia sp* (about 30% in *Salicornia europaea*; Meziane et al., 1997). These FAs usually indicates the terrestrial material origin in marine sediments (Budge and Parrish, 1998). The monounsaturated fatty acid (MUFA) 18:1 ω 9 is also highly detected in mangrove leaves (Meziane et al., 2007). It has been recently discovered that these 3 FAs were also abundant in thraustochytrid (fungal strains) that colonizes

mangrove leaves (Chen et al., 2001, Fan et al., 2001). In addition, FAs 18:2 ω 6 and 18:1 ω 9 are the two main FAs found in food pellets used in the shrimp ponds. Consequently, these FAs were highly detected in the water discharges (Table III.5).

During NAP (i.e. summer) FAs 18:2 ω 6 and 18:1 ω 9 were most probably originated from mangroves leaves and fungal activity associated in decaying litter, as they were detected mostly at the surface sediment of *Rhizophora* stands where litter fall was maximum (Figures III.17a and III.18a). The comparatively lower contributions of the 18:2 ω 6 on saltpan and *Avicennia* sediments were probably due to the rapid degradation affecting *Avicennia marina* litter (Lacerda et al., 1995). Additionally, crab activity also contributes to this degradation by feeding on the litter (Meziane et al., 2006). Indeed, *Uca sp* has been densely reported in FAO mangrove particularly in saltpan and *Avicennia* zones with burrow density reaching up to 20 and 60 burrows per m² respectively.

During AP, the high contributions of the FAs 18:2 ω 6 and 18:1 ω 9 to total FASS (Fatty Acid of the Surface Sediment) composition and their high concentrations are probably partly due to an exceptional fungal growth, as nutrients (from effluent discharges) are more available and thus enhances fungal activity and sporulation on decaying leaves (Suberkropp, 1995; Gulis and Suberkropp, 2003). Moreover, the FA 16:1 ω 5, usually detected in Arbuscular mucorrhizal fungi, which inhabits saline and anaerobic environment such as *Rhizophora stylosa* roots (Miller and Bever, 1999), is largely detected in most of mangrove trees (Wang et al., 2010). In FAO mangrove, relative contribution of this FA as well as its concentration significantly increased from NAP to AP in the *Rhizophora* sediment at the inner bay, and especially in the zone close to the effluent discharge (dyke effluent shown on Figure III.1 and III.3). This increase is another argument that confirms the enhancement of the fungal biomass during the release of nutrient-rich effluents into the litter layer.

FAs 18:2 ω 6 and 18:1 ω 9 did not exhibit the same pattern of distribution than LCFAs during AP since they highly contributed to total FAs of surface sediment everywhere in the mangrove. Additionally, given that the decomposition rate of UFAs (i.e 18:2 ω 6 and 18:1 ω 9) is higher than SAFAs (i.e. LCFAs; Mfilinge et al., 2003) it appears that the presence of such a large amount of UFAs cannot only be due to the litter degradation (and to microbial activity associated), but also to additional sources (i.e. pond effluents) that significantly enrich mangrove sediments. Several authors have also reported an anthropogenic origin of 18:2 ω 6 such as Napolitano et al. (1997) in Bahia Blanca (Argentina) and Meziane and Tsuchiya

(2002) in Okinawa (Japan). In the present case, effluent discharges on saltpan (and overflows from channel) could easily explain that both FAs were highly detected on saltpan and that the 18:1 ω 9 exhibited high concentration at the main output zone 'c' (South West, Figure III.17b) of the K pond during AP. To resume, two sources could result in the presence of the 18:2 ω 6 and 18:1 ω 9 in the surface sediment: effluent themselves and microbes, which activity and growth have been enhanced by nutrient-rich effluents.

Given that the 18:2 ω 6 is the biosynthesis product of the 18:1 ω 9 in plants and in some animals (Dewik et al., 2009), effluents could enhance the activity of benthic (micro) organisms and therefore their ability to synthesis 18:2 ω 6, adding another potential source for this FA in the sediment OM. Conversely, high levels 18:1 ω 9 could be due in turn to the microbial degradation in sediment of the 18:2 ω 6. The contribution of 18:1 ω 9 to sediments diminished from saltpan to the forest during AP compared to other FAs (such as the 18:1 ω 7 or the 18:2 ω 6, Figure III.8). This pattern suggests that OM released from effluents is deposited on saltpan and mostly contributes to OM pool at the output zones, and that in the forest organisms use this OM. Among these organisms, *Uca sp* crabs are able to biosynthesize the 18:2 ω 6 (Hall et al., 2006).

The tide current within the mangrove can also influence the spatial distributions of the FAs 18:2 ω 6 and 18:1 ω 9. The low tide current in relation with the high retention time of water lagoon within the mangrove could permit wastewater particulate OM settlement close to the discharge zones, as both FAs released from effluent remained in high concentration in these areas. Maximum concentrations were actually detected at the west sides of the output zones suggesting a clockwise flow in the bay. On the Figures III.17b and III.18b it appears that effluent POM is particularly deposited around the station 34 (south west of the dyke outflow d). This accumulation is thought to be the result of the tide current deceleration (when the sea rises) after flowing through the narrow formed by the dyke (the narrow passage induce a current acceleration; Fieux, 2010) coupled to the presence of high pneumatophore density (favoring particulate retention). However, part of the effluent OM is re-distributed over the mangrove area by tide balancing as they are detected everywhere during AP (in addition to biosynthesis and degradation processes) especially at the seafront. The exportation to the seafront occurred quickly, probably over a tide cycle, since PUFAs rapidly degrade (Mfilinge et al., 2003). Presence of these UFAs at the seafront clearly suggests that effluent OM is exported to the lagoon.

III.5.4. Change in phytoplankton communities and growth of macroalgae

The PUFAs 18:3 ω 6, 20:3 ω 6 and 20:4 ω 3 are biosynthesized in both macroalgae (Kharlamenko et al., 1995, Meziane and Tsuchiya, 2000) and microalgae (Napolitano et al., 1990; Khozin et al., 1997). However, the absence of macroalgae on the mangrove sediment (only few phanerogams were observed at the seafront; Pers.Obs.) suggests that these FAs have a phytoplanktonic origin.

Contribution and concentration of FAs 18:3 ω 6 and 20:3 ω 6 halved from NAP to AP, as they were about $6.17 \pm 4.63 \mu\text{g.g}^{-1} dw$ during NAP and about $3.14 \pm 3.33 \mu\text{g.g}^{-1} dw$ during AP (in average; see Figure III.14). The correlation found between these FAs and Chl-*a* concentration in the sediment over the mangrove area confirms that 18:3 ω 6 and 20:3 ω 6 are originated by primary producers. Thus, it seems that farm activity inhibit the growth of some phytoplanktonic communities outcompeted by other organisms.

Despite its sharp decrease from NAP to AP, which is in agreement with the seasonal pattern of primary production previously documented in the intertidal superficial sediment of the same Bay (St Vincent, New Caledonia; Baron et al., 1993), primary production remains high at both periods. Indeed, Chl-*a* concentrations in the FAO mangrove sediment were higher ($16.87 \pm 11.40 \mu\text{g.g}^{-1} dw$ and $12.07 \pm 9.57 \mu\text{g.g}^{-1} dw$ in average during NAP and AP respectively) than those previously found in other estuarine mangroves (see review in Alongi et al., 1992) where they were $<5 \mu\text{g.g}^{-1} dw$. This clearly confirms that the primary production in a mangrove receiving shrimp farm effluents is enhanced all over the year as previously observed by Trott and Alongi (2000), and McKinnon (2002). The lower primary production detected at both periods within the *Rhizophora* compared to others stands (Figure III.5 a and b), where trees exhibit the highest sizes and create a thick canopy, is most probably linked to the difficult light-accessibility for the phyto-organisms at the surface sediment.

During AP the maximal primary production was mostly detected inner bay as shown by markers (i.e. Chl-*a* and FAs). Spatial distributions of 18:3 ω 6 and 20:3 ω 6 (Figure III.14b), with maximum mainly surrounding output zones during AP, suggest that nutrient availability originated from the shrimp farm release is useful for phytobenthos. Thus, the space and grazing pressure are more probably the limiting parameters that could explain the diminution of the primary production observed from the NAP to AP (Martin, 1968). The decrease (ca.50% decrease) of PUFAs markers from NAP to AP of these phytobenthic communities

did not equal the decrease of Chl-*a* concentrations in the sediment (ca.28% decrease). It appears therefore that a bloom of other photosynthetic phytobenthos communities may have occurred, which could maintain a high Chl-*a* contents in the sediment. This could explain the weak Chl-*a* seasonal difference in spite of the strong decrease in 18:3 ω 6 and 20:3 ω 6. Additionally, high concentration of Chl-*a* could partly traduce the presence of fresh leaves on the sediment, and the increase of litter degradation outlined above, might corresponds to the decrease of fresh leaves and therefore of Chl-*a* from NAP to AP.

Diatoms can be assessed in aquatic environment with the presence of the PUFA 20:5 ω 3 (Meziane and Tsuchiya, 2000) and/or the ratio 16:1 ω 7/16:0 (Napolitano et al., 1990; Mudge et al., 1998; Dalsgaard et al., 2003). The higher the value of the ratio is, the higher diatoms contribute to SOM. Another essential FA, 22:6 ω 3, indicates preferably dinoflagellates in the environment (Napolitano et al., 1997; Dalsgaard et al., 2003).

From NAP to AP, the general rising of relative contributions and concentrations of 16:1 ω 7 in contrast to 16:0 which dropped (Figure III.13) and 20:5 ω 3 (Figure III.14) indicate an increasing biomass of benthic diatoms in the mangrove sediment and could easily explain the high Chl-*a* content in the sediment during AP. Indeed, diatoms were found in all vegetation stands collected during an active period of the shrimp farm (Figure III.24). This bloom, usually observed in summer within comparable biotopes (Meziane and Tsuchiya, 2000; Meziane et al, 2006), appeared therefore stimulated by nutrient inputs (i.e. released by effluents), and confirms the competitive behavior of diatoms in a nutrient-rich environment (Bennion, 1995). Diatoms were also directly exported by the shrimp ponds to the mangrove as suggested by the presence of the 16:1 ω 7 (and in lesser proportion of the 20:5 ω 3) in the effluents leaving their footprint in the surface sediment (Figure III.13b and III.14b).

During NAP, proportions of both FA were higher in the wet *Rhizophora* stand sediment in comparison with the other defined zones whereas during AP, diatoms largely spread over the mangrove sediment. Indeed during AP diatom markers highly contribute to saltpan FASS compositions and particularly to its output zones, where 16:1 ω 7 was the most abundant FA. Diatoms less comparatively contribute the *Rhizophora* stand OM composition, which is probably more appropriate for bacterial growth than for algae because of its high canopy cover resulting in a lower light availability, more anoxic sediments and denser roots web.

The spatial repartition (and spreading from NAP to AP) of diatoms could be explained by the pattern outlined in a laboratory setting by Patterson (1990) and in field by Trites et al (2004) who stated that the wetter the sediment is, the highest diatoms density is. Initially the *Rhizophora* stand is a wet area and saltpan is formed of dry sediments (cracks are observable at low tide), but effluent discharges clearly (observable on field) load the saltpan sediment of water. In addition, the non limiting nutrient and light factors at this zone contribute to diatoms growth.

The FA 20:4 ω 6 presents in a large range of phytoplankton (included in diatoms; Napolitano, 1998) increased from NAP to AP also accounting for the diatom bloom hypothesis. Note that crabs could be involved in the 20:4 ω 3 increase as grapsidae crabs (found in the *Rhizophora* stand) synthesize this FA (found in feces) from the 18:2 ω 6 and 18:3 ω 3 (Ruess et al., 2002) highly available during AP. The ratio 20:5 ω 3/22:6 ω 3 is an interesting tool to observe the dominance of diatoms in sediment compared to dinoflagellates proposed by Budge and Parrish (1998). During both periods, diatoms dominate mangrove sediments, however during AP, dinoflagellates were more detectable in the surface sediment than during NAP.

All these observations confirm that anthropogenic activity favors the diatom growth. Indeed, diatoms are largely used as a marker of environmental quality disturbance (among others: Patrick, 1973; Kelly et al., 1998; Harding et al., 2005).

III.5.5. Bacterial development

The FA 18:1 ω 7 and the odd-branched (especially the *iso-anteiso*-15:0 and 17:0) are classically used to assess the bacterial contribution to the surface sediment (Carrie et al., 1998; Meziane and Tsuchiya, 2002, Dalsgaard, 2003; Dunn et al., 2008). The monounsaturated 18:1 ω 7 indicates bacteria living in anaerobic as well as aerobic conditions (Edlund et al., 1986; Pinturier-Geiss et al., 2002), whereas the odd branched have been specifically ascribed sulfate reducing bacteria (SRB; Canuel, 2001; Pinturier-Geiss et al., 2002). Some other FAs, detected in minor proportions in the FAO mangrove sediments, are present in bacterial composition such as the branched the 17:1 ω 7 (Dowling et al., 1988) and 10Me 16:0 in SRB (Findlay et al., 1998). Bacterial markers (i.e. 18:1 ω 7, odd-branched and 10Me 16:0) did not follow the same patterns of spatial distribution in concentrations and in relative contributions, which confirms that they are not synthesized by the same type of

bacteria. Bacteria source of 18:1 ω 7 will be qualified by the acronym AB and those source of odd-branched and 10 Me 16:0 will be qualified by SRB. In the FAO mangrove sediment, all these FAs most probably indicate the presence of anaerobic bacteria.

Indeed, mangroves are known to be mainly characterized by two organic matter decomposition pathways, aerobic respiration only present in a few mm of the surface sediment, and by anaerobic sulfate reduction (Alongi, 1988; Kristensen and Alongi, 2006). The sediment of the forest is reduced already at the surface and exhibits a black colour whereas in saltpan the first millimeters are oxidized giving a brown color to the surface sediment after which sediment reduces. Thus, this environment could sustain shallow sulfate reduction processes, above the first cm sampled. In summer, high temperatures enhance litter degradation, which in turn contributes to reduce the sediment. In autumn, OM accumulation favors anaerobic metabolisms as well as sediment reduction (Fenchel et al., 1998). In the present study, winter corresponding to the AP that exhibits high degradation (see above) processes favoring sediment reduction. In a general way, AB were more detected at both periods in the *Rhizophora* stand (higher 18:1 ω 7 contributions), which is known to have a more reducing sediment and favored sulfato reducing processes (Alongi et al., 2000).

Throughout the year, sediment colonization by bacteria is improved by crab activities. Indeed, crab consumption reduces litter into small particulates (~200 μ m) increasing surface area to volume ratio of the litter and enhancing penetration into detritus (Werry and Lee, 2005). Bacteria growth is also encouraged because crab feeding incorporates some nutritionally important PUFAs (as 18:2 ω 6) in the litter reliable for bacteria (Hall et al., 2006). During NAP as well as during AP, *iso* and *anteiso*-15:0 distribution (Tables III.3 and III.4) and concentrations (Figure III.15) indicate that SRB always contribute significantly to the OM pool whereas AB contribute more greatly to the pool of organic matter during AP. High bacterial number are usually found in tropical mangrove sediments during winter (Alongi, 1988), but such a high increase of AB (Figure III.16b) from NAP to AP could easily be the consequence of shrimp farm wastewater outputs as well. Indeed, a previous study reported that shrimp feeding and activity induces bacteria growth in pond (Avnimelech and Rityo, 2003), which are probably exported to the environment through effluents. In agreement, FAO effluents waters were rich in 18:1 ω 7 (about 10% of water FA composition). Additionally, the higher relative contributions of AB and SRB markers to output zones (especially in the *Rhizophora* stand sediment) during AP support this hypothesis. This could also reveal that

bacteria proliferate from the output zone and that their growth is directly enhanced by nutrient discharge.

III.5.6. Degradation of organic matter and recovery

During AP, more FA species were detected than during NAP. However, the FA combinations of sediment samples collected during AP were more similar one another than those collected during NAP (NMDS, Figure III.7). Indeed, dissimilarities in FASS composition between stands defined (i.e. saltpan, *Avicennia* stand ...) was higher (20%) during NAP than during AP (11%). This could indicate that effluent released from shrimp farm indirectly homogenizes the sediment FA composition in addition to enrich it. Indeed it has been found in this study that FA composition of the sediment collected on saltpan at the effluent output zones during NAP could not be differentiated from the sediment sampled in the *Avicennia* stand (which is initially a more productive area), whether it is closer or farther from effluents.

The FA compositions of sediments collected within the forest located at the inner bay (i.e. *Rhizophora* plus the *Avicennia-Rhizophora* interphase, inner bay) during NAP are comparable (70% similar) to the FA compositions of the entire mangrove sediment during AP (Figure III.7). Indeed the *Rhizophora* stand (inner bay) during NAP is characterized by a high contribution of diatoms, bacterial FA markers as well as the anthropogenic 18:2 ω 6 and 18:1 ω 9 FA markers. The *Rhizophora* stand was the one which FASS composition less change from NAP to AP (SIMPER dissimilarity: 17%) contrarily to others (such as saltpan: 47%). This could be interpreted in two ways. Firstly, the high productivity of the *Rhizophora* area (Clough, 1992) is reached by the other zones (i.e. saltpan, *Avicennia* stand...) because of nutrient supply by shrimp farm during AP. This means that the forest at the inner bay could be lesser affected by the farm activity; or secondly that the forest at the inner bay is irreversibly affected by shrimp farm activity whereas the productivity of other zones are lowers during the NAP. The assimilation capacity attributed to mangrove forests (Tam et al., 1993; Gautier et al., 2001) tips the scales for the former hypothesis. Therefore the detection of the 18:1 ω 9 and of 18:2 ω 6 in the *Rhizophora* stand during NAP could be attributed to leaf detritus and fungi associated (Meziane et al., 2006; Dewick, 2009) as proposed above. The hypothesis of a rapid (1-2 months) recovery after an enhanced primary production of mangrove ecosystem receiving shrimp farm effluent is indeed reported in the litterature (Thomas et al., 2010). However, in the present study, the high Chl-*a* and pheo content during both winter and

summer (compared to previous studies) suggests that shrimp farm wastewater releases have a long-term effect on sediment primary production.

Bacterial growth plays an important role in the degradation of litter leading to a bloom decline of microalgae (Fukami et al., 1983). OM consumption by bacteria throughout the active period of the shrimp farm could be the reason of the decrease of most algal FAs (18:3 ω 6 and 20:3 ω 6) from NAP to AP and of diatoms from AP to NAP. Once the OM is degraded, bacterial communities decline. It is the case for the saltpan area where either diatoms or bacteria were detected during NAP. Consumption of OM by bacteria could explain the degradation of Chl-*a* (which results in phaeopigments) as both bacterial FA markers and phaeopigments were significantly higher at the output zones. However, high phaeopigment concentrations on saltpan (Figure III.5 c and d) at both periods suggest, given that bacteria were not so much detected during NAP, that degradation could also be performed by zooplankton. Phaeo measured in the present study were in the same order of concentration than those found in literature (Alongi, 1988; Rajesh et al., 2001). The gradient from pond to lagoon of phaeopigment concentration suggests that Chl-*a* degradation was enhanced close to pond (K) at both periods and the low concentration of phaeo outer bay, (where Chl-*a* concentration was high) could be the consequence of out leaching and exportation processes (Alongi, 1988). The decrease of the phaeo concentrations from NAP to AP in the study context can hardly be attributed to an increase in degradation activities as phaeo are finally degraded with the dead matter by bacteria and fungi (GIP Loire estuaire) that are highly detected in the FAO sediment during AP.

III.5.7. C:N and isotopes indicatives of a mangrove-derived organic matter and effluent dispersion

Organic carbon to nitrogen ratios (C:N) have been reported useful in differentiating between organic matter sources in estuaries (Jaffé et al., 2001) and in mangrove sediments (Meziane and Tsuchiya, 2000; Bosire et al., 2005). Indeed, sedimentary OM characterized by low C:N suggests microalgae or bacteria inputs (C:N=4-10), and high C:N indicates terrestrial plant origin (C:N> 20; Meyers, 1994). FAO mangrove sediment C:N ratios were in the order of magnitude of those measured in mangrove sediment or in receiving mangrove-derived OM (i.e. mangrove leaf, fruit and wood) environment (Meziane and Tsuchiya, 2000; Jaffé et al., 2001). However its range was narrower (from 8 to 30 against 5 to 280). Typical values for higher plants (C:N> 20) were observed within the forest sediment at both periods, whereas the

lowest values were observed on saltpan and at the seafront at both periods (Figure III.17). Lowest C:N (C:N=8-10) within the mangrove sediment did not correspond to region of high Chl-*a* and phaeo concentrations, and are maybe too high to indicate algal communities. It could traduce the presence of cyanophyceae (C:N = 9.5 ± 0.2) or indicated diatoms (C:N = 8.2 ± 2.1 ; not correlated with Chl-*a*) and bacterial communities at least during AP, but this organisms were scarce on saltpan during NAP. Therefore low C:N ratio detected on saltpan during NAP could principally indicate a highly degraded mangrove-derived litter as it have been shown that degradation of OM in marine sediment tends to lower C:N (Müller, 1977), and that during the degradation of vascular plant detritus C:N decreases asymptotically with time, to approach C:N about ≈ 10 (Meyers, 1994). Values measured in the forest (C:N=25-30) probably indicate a (early) degraded mangrove OM, since C:N in freshly exported mangrove OM (to intertidal flat) has been measured in previous study to be about 40-83 and can reach up to 200 (Boto and Bunt, 1981; Meziane and Tsuchiya, 2000). Low C:N at both periods, particularly at the seafront, could also be the result of a mixing between marine-derived and terrestrial OM as suggested by Jaffé et al. (2001). Relatively low C:N (<30) in parallel to high LCFAs content in sediments detected at both periods confirms the presence of mangrove-derived OM (partially) degraded.

The stable carbon isotope ($\delta^{13}\text{C}$) composition of coastal wetland and marine plant has been also used for the differentiation of OM sources (Kenicutt et al., 1987; Fleming et al., 1990; Jaffé et al., 2001). However contrarily to C:N, it is not an indicator of the anaerobic degradation state as it remains relatively unchanged during bacterial colonization and leave decomposition (Kennedy et al., 2004; Werry and Lee, 2005) even after a long-time microbial (anaerobic) decomposition (Haine, 1976). $\delta^{13}\text{C}$ values of mangrove detritus have been estimated to be about -26‰ by Fleming et al (South Florida mangrove estuary; 1990) and from -30‰ to -24‰ in coastal sediment ecosystem receiving mangrove plant OM (Hemminga et al., 1994; Lee, 2000). The large content of depleted $\delta^{13}\text{C}$ (from -20‰ to -28‰; Figure III.19) in the FAO mangrove sediment at both periods of the present study confirms the high contribution of mangrove-derived OM to the sediment. $\delta^{13}\text{C}$ becomes significantly depleted from NAP to AP which traduces an increase in mangrove litter inputs (degraded or not). The combination between a lower $\delta^{13}\text{C}$ content during AP than during NAP, the high LCFAs, C:N ratio and FAs markers of bacteria during AP could still agree the previously outlined hypothesis, which specifies that sediment was characterized by a highly degraded mangrove-derived litter during AP. Saltpan and *Avicennia* stand sediments, were more $\delta^{13}\text{C}$

enriched than in the other mangrove areas, confirming the lower influence of plant litter accumulation there.

In the present work, the $\delta^{13}\text{C}$ for diatoms has been estimated at -25.1 ± 0.8 ‰, which is lower than values found by Rodelli et al. (1984) for *Navicula sp.* and *Nitzschia sp.* (about -14.8 ‰ and -19.8 ‰ respectively; observed on slide: Figure III.24). Diatoms are therefore mainly present in the forest during NAP and spread during AP (as shown before). Lower values of the $\delta^{13}\text{C}$ probably indicate the presence of cyanophyceae ($\delta^{13}\text{C} = 17.9 \pm 2.1$ ‰), or other phytoplankton (when $\delta^{13}\text{C} \geq -20$ ‰) notably on saltpan during NAP where Chl-*a* concentrations were high.

Stable isotope $\delta^{15}\text{N}$ has been largely used to identify OM sources, and especially from shrimp farm inputs (Primavera, 1993; Preston et al., 2000; Costanzo et al., 2004). This marker not only indicates the OM origin but also the degree of diagenetic alteration (Thornton and McManus, 1994). In the forest sediment and at the seafront, $\delta^{15}\text{N}$ values measured at both periods are in the same order of magnitude than those reported for typical mangrove-derived OM (about 2‰; Boutton, 1991; Coffin et al., 1994). During NAP, the $\delta^{15}\text{N}$ gradient observed from pond to lagoon (Figure III.20a) is the result of the difference in isotopic sources contribution to the sediment. Indeed, the highest values were detected on saltpan because of the presence of *Sarcocornia* ($\delta^{15}\text{N} = 6.5 \pm 1.1$ ‰) followed by the influences of *Avicennia* ($\delta^{15}\text{N} = 4.0 \pm 1.7$ ‰) to the *Avicennia* stand sediment and of the *Rhizophora* ($\delta^{15}\text{N} = 2.4 \pm 2.0$ ‰) to the *Rhizophora* stand sediment. The significant stable isotopic changes from NAP to AP are mainly driven by the $\delta^{15}\text{N}$ and occurred inner bay from the dyke. Negative shift in $\delta^{15}\text{N}$ could indicate reinforcement of anaerobic sediment condition (Terane et al., 2000) and consequently of high anaerobic bacteria colonization previously outlined by FA markers. Additionally, as diatoms bloomed during AP, lower $\delta^{15}\text{N}$ value in sediments could easily be due to high N_2 -fixation by phytoplankton (and cyanobacteria) which produces a more depleted $\delta^{15}\text{N}$ OM, or to a recycling of ammonium (NH_4^+ ; Montoya, 2007). It appears, in agreement with previous authors quoted (Primavera, 1993; Preston et al., 2000; Costanzo et al., 2004), that $\delta^{15}\text{N}$ is largely imported from pond as the concentration in the sediment located at the output zone were higher than to the rest of the mangrove sediment and the Figure III.20b well shows the trace left by effluents in the surface sediment.

The mixing of sources (marine and/or terrigenous) of organic matter in sediments can be traced by a linear correlation between $\delta^{13}\text{C}$ to $\delta^{15}\text{N}$ (Peters et al., 1978). When comparing

the $\delta^{13}\text{C}$ vs $\delta^{15}\text{N}$ in sources analyzed it appeared first that all the mangrove area is influenced by plant litter fall (Figures III.22.a,b,c and III.23.a,b,c) pointing out an efficient export of the OM. Secondly, the presence of diatoms influence more forest sediment isotopic signature during NAP and they bloom everywhere during AP as outlined by FA markers. During AP, effluent isotopic signature was detected everywhere showing therefore their dispersion and the redistribution by tide, as well as their exportation to the seafront. They were, however, more assimilated in the *Rhizophora* stand (Figure III.23.d) in agreement with the assimilation capacity attributed to mangrove forests in literature (Tam et al., 1993; Gautier et al., 2001). Food shrimp is not totally consumed in ponds (Figure III.23.e) and is probably used the organisms blooming when moving away from pond as its influence becomes lower.

III.6. CONCLUSION

The present work highlights firstly several tendencies about the organic matter nature and distribution in the FAO mangrove sediment and their changes when receiving effluents from the adjacent shrimp farm. Secondly, the evolution of the benthic OM in mangrove ecosystem is characterized by comparing our present data with previous research projects. Major conclusions reached throughout this study could be sum up as following:

1. When there is no release of shrimp farm wastewater (NAP) FAO mangrove sediments are characterized by a relatively degraded OM, and mangrove tree litter falls are a major source of OM in the sediment. During shrimp farm activities (AP) food dispatched in pond (not totally consumed by shrimps), and microorganisms from the pond are also discharged in the mangrove through effluents, leading to a renewal of the mangrove benthic OM during AP.
2. The fate of the “anthropogenic FAs” allowed us to conclude that the current direction influence the exportation of the discharged OM which settles and remains in a great proportion close to the output zones but is also partly exported to seafront over a tide cycle.
3. Discharge of nutrient-rich effluents induces a bloom of competitive diatoms, and a slight increase of phytoflagellates. Conversely, some other microphytobenthic communities decline, either inhibited by diatoms growth or because of the natural algal seasonal variations (as reported in the literature).
4. Fungal and especially bacterial activities are highly enhanced because of the nutrient supply from effluents. Part of the huge bacterial bloom is to be ascribed to a seasonal

variation but in any case it has to be related to a higher degradation rate of the litter (of mangrove trees) and to the additional OM during farm activity. In consequence, the OM is potentiality remineralized and therefore available for other organisms.

5. Primary production is enhanced during both AP and NAP by shrimp farm activities, in response to a direct environmental enrichment during AP, and to *a posteriori* impact of this enrichment during NAP.

6. Farm activity tends to homogenize the nature of the OM in the mangrove sediment towards a *Rhizophora*-like productive area and the OM nature of the *Rhizophora* stand sediment is the less modified by effluent discharges. Because of the high bacterial content there, this zone (the only one in which isotopic effluent signature was low) has most likely a higher assimilation capacity than the rest of the mangrove.

To conclude, shrimp farm effluent discharge induces the growth of various micro-bentic organisms, which participate to the degradation of the additional OM inputs. However remineralization, could easily favors, in cascade, the growth of some organisms (which could inhibit the growth of others) even far after the farm activity stops. In any case, the relative assimilation efficiency of OM by the *Rhizophora* does not avoid additional inputs (i.e. from shrimp farm) reaching the seafront. Thus, the retention/filtration power ascribed to mangrove ecosystem has to be reconsidered.

**CHAPITRE IV. IMPACT DES EFFLUENTS SUR LES
PROCESSUS DIAGENETIQUES SOUS TROIS TYPES DE
VEGETATION DE MANGROVE**

IV.1. INTRODUCTION

De nombreuses études se sont intéressées aux interactions entre le sédiment des mangroves et la végétation qui s'y développe. Les facteurs édaphiques du sol peuvent influencer l'établissement des palétuviers, et réciproquement, leur développement, notamment par l'intermédiaire de leur rhizosphère, modifie les propriétés physico-chimiques du milieu benthique (Marchand et al., 2004 ; Kristensen and Alongi, 2006 ; Kristensen et al., 2008). Les mangroves, depuis la zone la plus basse de l'estran jusqu'aux zones situées en amont à la limite des grandes marées d'équinoxes, sont occupées par une succession de végétaux spécifiquement adaptés à leur environnement contrôlé principalement par la durée d'inondation de la marée, la salinité et la teneur en eau (Cf. Chapitre I). En plus des facteurs abiotiques découlant directement de la position intertidale, le milieu benthique est influencé par les caractères biotiques de chacune des strates végétales.

Tout d'abord, le système racinaire, dont l'extension dans le sédiment, la sécrétion et l'absorption en nutriments, ainsi que la capacité d'oxygénation du sol, a des caractéristiques propres et variables pour chaque espèce végétale. Par exemple, tandis que les *Avicennia* ont la capacité d'augmenter la teneur en oxygène du sédiment (Clark et al., 1998 ; Marchand et al., 2004), les racines de *Rhizophora* n'ont quasiment aucun effet positif sur le potentiel redox (Thibodeau and Nickerson, 1986). La production et la qualité (réfractaire/labile) de la litière sont des paramètres qui varient également : tandis que le genre *Rhizophora* produit une litière riche en tannin, particulièrement difficile à dégrader, les feuilles d'*Avicennia* sont plus labiles (Mfilinge et al., 2002). Par effet de cascade, ces caractéristiques contrôlent la production et l'activité des micro-organismes benthiques, qui constituent une source additionnelle importante de matière organique (MO) pour les macro-organismes (Kristensen, 2008). Ainsi, chaque type de végétation est associée à une dynamique biogéochimique benthique propre (Holmer et al., 2001 ; Marchand et al., 2004 ; Kristensen and Alongi, 2006).

Dans le Chapitre III précédent, l'influence des rejets en effluents crevetticoles sur la dynamique de la MO à la surface des sédiments a été montrée. Dans le cadre de la compréhension de la capacité des sédiments de mangrove à tamponner les effluents produit par l'élevage crevetticole, il apparaît donc nécessaire de considérer de manière spécifique les différentes strates de végétations, dont les réponses biogéochimiques à un enrichissement en matière organique (MO) et en nutriments sont distinctes.

Les objectifs de ce chapitre IV sont d'étudier :

- 1) le comportement biogéochimique benthique de chacune des trois strates de végétations (*Sarcocornia*, *Avicennia*, et *Rhizophora*) couvrant les deux zones de mangroves ;
- 2) les modifications des processus naturels benthiques causées par les rejets en effluents riches en MO particulaire et dissoute, et en nutriments de la ferme crevetticole (Cf. Chapitre II. Table II.1).

Pour atteindre ces objectifs, les sources et la qualité de la MO en surface et en profondeur des sédiments ont été caractérisées. Le comportement des espèces redox sensibles majoritaires jouant un rôle dans la dégradation de la MO dans les zones de mangrove (dénitrification, réduction des oxydes de fer et sulfato-réduction) a été défini, de même que la dynamique benthique du phosphore, nutriment essentiel et intimement lié aux équilibres redox.

IV.2. MATERIEL ET METHODES

IV.2.1. Sites et prélèvements

Des carottages de sédiments de 50 cm ont été réalisés dans la mangrove anthropisée par les effluents et dans la mangrove contrôle, dans chacune des zones de végétations : *Sarcocornia quinqueflora*, *Avicennia marina* et *Rhizophora stylosa* (Figure IV.1).

La campagne de terrain a été réalisée au moment du maximum de rejets cumulés en effluents crevetticoles vers la mangrove anthropisée, c'est à dire durant le mois de juin 2009, après une activité de la ferme FAO de 7 mois. La mise en eau des bassins ayant eu lieu dans le courant du mois de décembre 2008 et dans le courant du mois de janvier 2009 pour les bassins K et L, respectivement. Les carottes ont été prélevées sur une durée de trois semaines par tranche de 3 jours par zone de végétation, au rythme de 2 carottages par jour (6 carottes en 3 jours par zone de végétation) en juin 2009 (Tableau IV.1). Cette période de l'année correspond au début de la saison fraîche avec des températures moyennes comprises entre 17 et 25°C (Cf. Chapitre I).

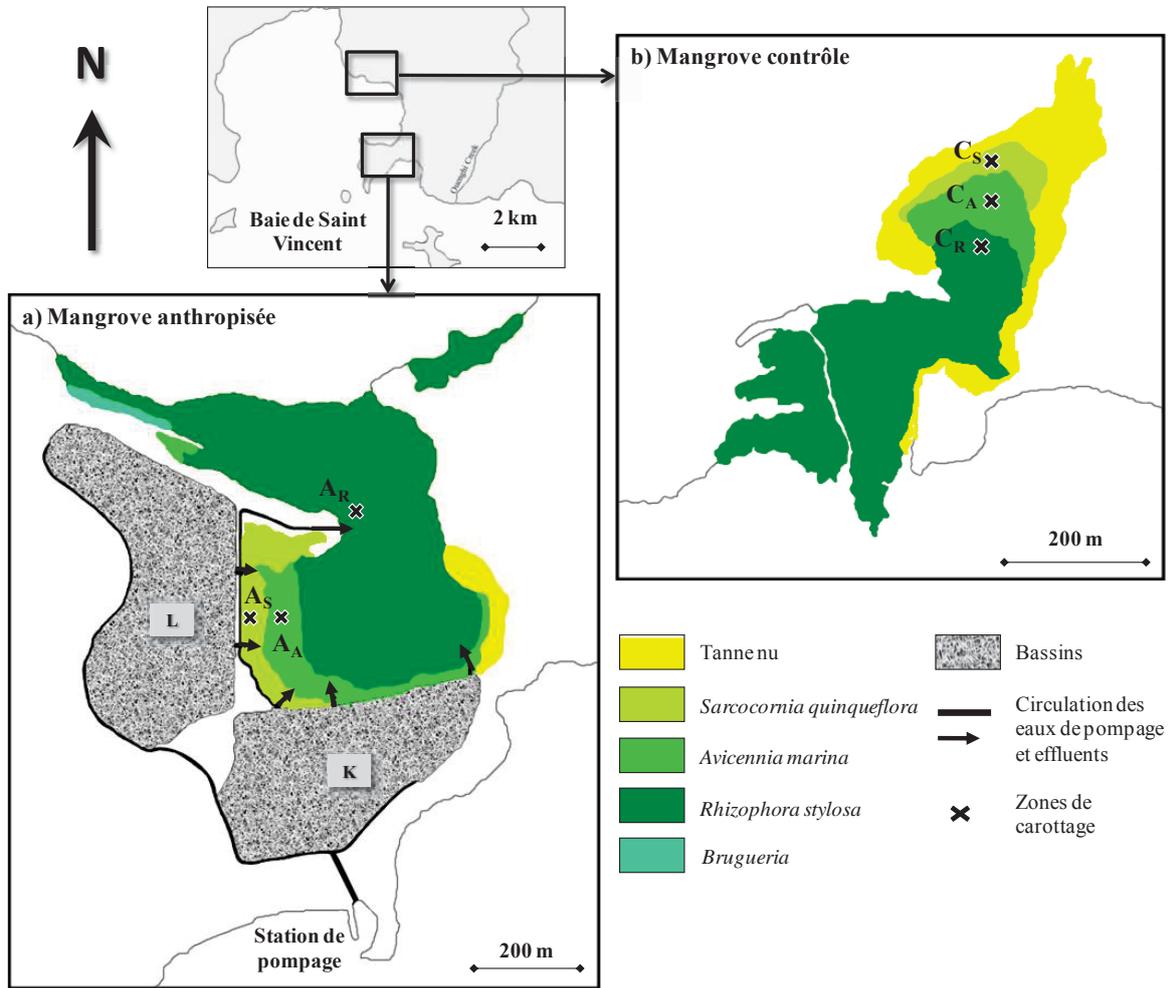


Figure IV.1. Localisation des sites de carottage dans les zones de *Sarcocornia*, *Avicennia* et *Rhizophora* respectivement dans la mangrove contrôlée (a) (C_S, C_A et C_R) et dans la mangrove anthropisée (b) (A_S, A_A et A_R).

	<i>Avicennia</i>	<i>Rhizophora</i>	<i>Sarcocornia</i>
Campagnes de prélèvements	8, 9 et 10 juin	16, 17 et 18 juin	23, 25 et 26 juin
Température moyenne journalière	21.5 °C	21°C	21.2 °C
Précipitation moyenne journalière	0	1.4 mm	0 mais cumul de 45.6 mm depuis le 19 juin

Tableau IV.1. Dates et conditions climatiques des périodes de prélèvements réalisés en juin 2009 dans les trois zones de végétation présentes dans les mangroves contrôlée et anthropisée.

Les carottes de sédiment de 50 cm ont été prélevées en triplicats à marée basse, à l'aide d'un carottier manuel en inox de type Eijkelkamp©. Les prélèvements ont été faits au plus près de la végétation, en évitant au maximum la présence de racines dans le sédiment pour ne pas provoquer de libération massive d'exsudats vers les eaux interstitielles lors de leurs cassures (Figure IV.2). Les carottes ont ensuite été protégées de l'air et de la lumière par un film plastique et du papier d'aluminium, puis directement transportées dans les 15 minutes au laboratoire climatisé (25°C) de la station Ifremer de Saint Vincent (cf. localisation Chapitre I). Il s'écoulait environ 1h entre le prélèvement de la carotte en mangrove, et le traitement puis le conditionnement des échantillons au frais (<10°C) et à l'obscurité.

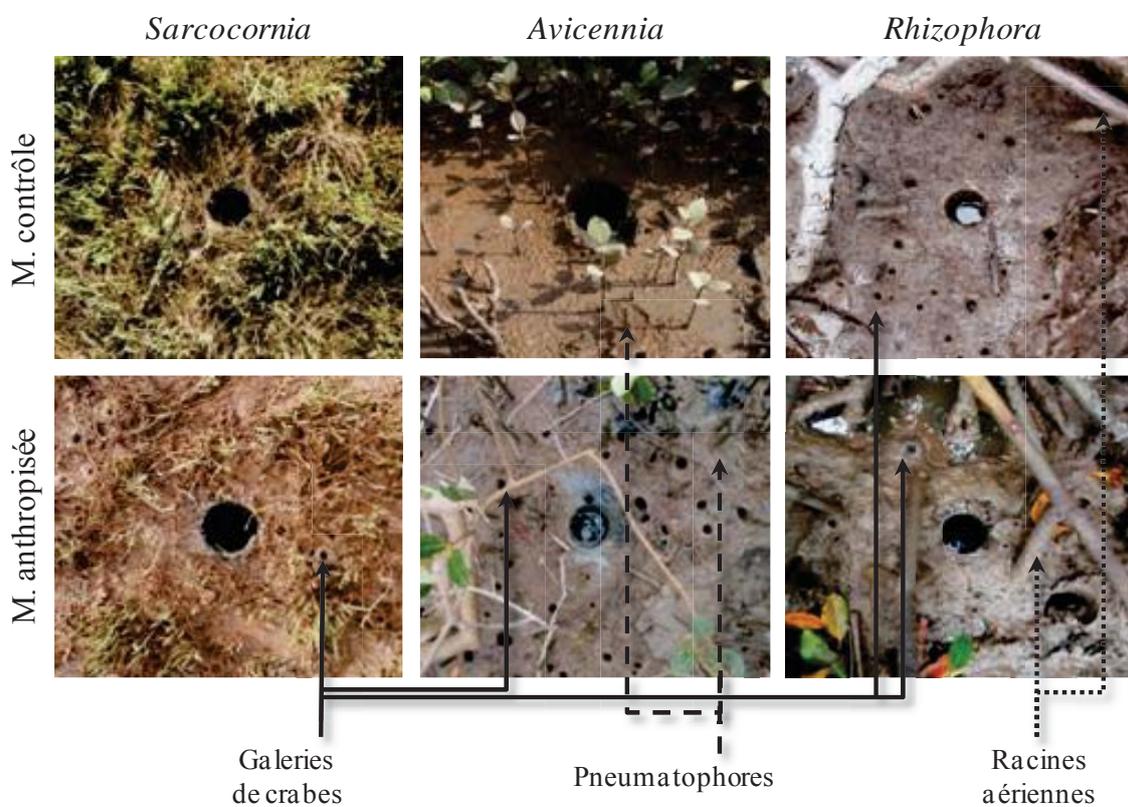


Figure IV.2. Photos des zones de carottages réalisés en juin 2009 dans les trois zones de végétation des deux mangroves contrôlée et anthropisée.

IV.2.2. Analyses et méthodes

Certaines des analyses décrites ci-après sont communes au Chapitre II, mais sont décrites ici de manière plus précise, le format article du Chapitre II n'ayant pas permis une description complète.

IV.2.2.1. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques de pH, potentiel redox, et sulfures dissous ont été mesurés tous les 5 cm à l'aide d'électrodes spécifiques dès l'arrivée au laboratoire après le prélèvement.

- Le pH

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre de type WTW préalablement calibré avec des solutions standards de pH 4 et 7 (NIST).

- Le potentiel redox

Le potentiel redox a été mesuré grâce à une électrode de type Pt et Ag/AgCl connectée à un appareil multi-paramètres WTW pH/mV/T°C, régulièrement testé à l'aide d'une solution standard à 0.43 V. La valeur de potentiel redox mesurée a été ensuite corrigée de +202 mV afin de correspondre au standard mesuré pour une électrode à hydrogène.

- Les sulfures dissous

Les sulfures dissous ($TS=S^{2-}+H_2S+HS^-$) ont été indirectement mesurés à l'aide d'une électrode Ag-Ag₂S connectée au même instrument multi-paramètres WTW. Cette technique a été utilisée dans le cadre de l'étude des sédiments de mangrove (Marchand et al., 2004). Le signal détecté ne mesure pas directement les sulfures libres dissous mais l'activité des ions d'argent constituant la partie active de l'électrode (i.e. la cathode) au contact des sulfures dissous suivant la réaction :



L'utilisation de cette électrode nécessite une calibration par titration et des calculs prenant en considération le pH, la salinité et le signal de l'électrode mesurés dans les sédiments, dont les détails sont donnés par Vismann (1996). La titration est faite sur une solution de nitrate d'argent (AgNO₃) par une solution de Na₂S de différentes concentrations, le sulfure se retrouvant sous une forme dissoute S²⁻ non volatile qui ne présente pas de perte durant l'expérience. Vismann (1996) fixe la limite de détection de l'électrode à 1 μmol L⁻¹ de sulfure total, ce qui correspond à la gamme de concentration de nos mesures (en générale inférieures à 2 μmol L⁻¹). Cependant, le but de la mesure des sulfures n'a pas été de déterminer précisément leurs concentrations dans les eaux interstitielles mais plutôt de mesurer un signal électrochimique nous permettant d'identifier les zones des sédiments les plus riches.

IV.2.2.2. Prélèvement et analyses des eaux interstitielles

- Prélèvement des eaux interstitielles

Les eaux interstitielles ont été extraites par tranche de sédiments de 5 cm. Après découpe, les tranches de sédiments sont placées sous plastique sous vide. L'eau interstitielle contenue est extraite par l'insertion d'un Rhizon[®] (Song et al., 2003) ; fin cylindre de 10 cm de long d'un diamètre de 2.5 mm, dont la membrane externe est microporeuse (la porosité n'est pas importante car on filtre les eaux récoltées par la suite). Le Rhizon[®] est connecté à une seringue de 25 ml, mise en dépression en tirant sur le piston, l'eau interstitielle est ainsi aspirée (Figure IV.3).

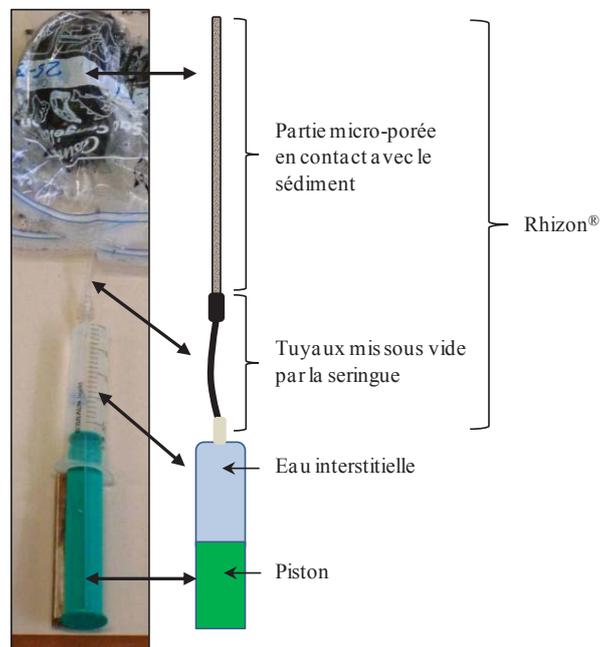


Figure IV.3. Photo et schéma du montage utilisé pour l'extraction des eaux interstitielles.

Cette méthode d'extraction est plus lente qu'une méthode classique par centrifugation, elle pourrait donc engendrer un plus grand risque d'oxydation par rapport à une centrifugation rapide sous atmosphère inerte. Cependant, l'importante teneur en MO grossière des sédiments de mangrove (débris, micro-racines,...) impose l'utilisation d'une méthode « douce » qui permet de limiter la libération d'exsudat par la rupture des débris organiques qu'engendrerait une centrifugation. De plus, l'eau déjà collectée dans la seringue est en partie protégé de l'oxydation du fait de la dépression créée pour l'aspiration et le prélèvement de triplicats permet également de tamponner les erreurs dues à la méthode de prélèvement.

Une fois que le volume extrait est suffisant (~20 ml), l'eau a été directement filtrée sur un filtre MINISART d'acétate de cellulose (0.45 μm), après que la mesure de salinité ait été effectuée à l'aide d'un réfractomètre. Une aliquote d'environ 2 ml a été acidifiée avec de l' HNO_3 afin de prévenir les phénomènes de précipitation des formes réduites du fer dissous, puis conservé au réfrigérateur en vue des analyses de fer (Fe^{2+} et Fe^{3+}). Une seconde aliquote d'environ 5 ml a été prélevée pour l'analyse de l'ammonium réalisée le jour même. Le restant de l'eau interstitielle extraite est congelée (-20°C) en vue d'une analyse ultérieure des NO_x (nitrate+nitrite) et du phosphore inorganique dissous (PID), ainsi que des formes organiques dissoutes de l'azote (NOD), et du phosphore (POD).

- Analyse de l'ammonium (NH_4^+)

L'analyse de l'ammonium a été faite le jour même du prélèvement, d'après la méthode de Holmes (1999). Le réactif utilisé pour le dosage des ions NH_4^+ est composé d'ortho-phthaldialdéhyde ($\text{C}_6\text{H}_4(\text{CHO})_2$, réactif), de sulfite de sodium (Na_2SO_3 , catalyseur) et de tetraborate de sodium décahydraté ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) qui permet de tamponner la solution à $\text{pH}=9$. La réaction est basée sur le principe que les ions NH_4^+ réagissent chimiquement en présence d'ortho-phthaldialdéhyde (OPA) pour former un dérivé iso-indole fluorescent. L'ajout de sulfite de sodium permet d'accroître la fluorescence naturelle du composé ainsi formé.

L'échantillon d'eau interstitielle (3 ml) a été dilué au 1/5 dans de l'eau Milli Q[®] à l'aide d'un dilueur automatique, auquel on ajoute 0.6 ml de réactif. A température ambiante (25°C), la réaction est totale au bout de 6 heures et le dérivé iso-indole formé est stable pendant 24 heures. La lecture de la fluorescence s'est faite sur un fluorimètre Turner Designs TD700 équipé d'un kit optique n°10-303. Chaque lecture a été faite à deux reprises et moyennée. Des mesures de blanc de réactif ont été réalisées en même temps et soustraites des valeurs de fluorescence des échantillons afin de corriger le signal parasite. Une gamme étalon ($0 \rightarrow 10 \mu\text{mol L}^{-1}$) a été réalisée à partir de sulfate d'ammonium suprapur ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) avant et après la mission de prélèvement pour garantir la stabilité du réactif.

Les échantillons d'eau de mangrove présentant une salinité extrêmement variable (de 35 à trois fois la valeur de l'eau de mer), une correction de la salinité a été faite sur les valeurs de fluorescence obtenues en réalisant une courbe d'effet de sel mesurant les déviations de la réponse du fluorimètre à des concentrations fixes de NH_4^+ pour des salinités variant de

0 à 40 (Figure IV.4), ce qui englobe largement les gammes de salinité de nos échantillons après la dilution au 1/5.

- Analyse des nitrate et nitrite (NO_x)

L'analyse a été réalisée d'après la méthode de Bendschneider et Robinson (1952). Son principe est basé sur la réduction des ions nitrates en nitrites, et mesure donc la somme totale $\text{NO}_x = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$. La totalité des ions nitrates sont réduits en nitrites par passage sur une colonne de cadmium traité au cuivre (Wood et al., 1967). Le dosage des nitrites ainsi formé en sortie de colonne est fondé sur la formation d'un diazoïque en milieu acide entre les ions NO_2^- et de la sulfanilamide (para-aminobenzènesulfamide, $\text{C}_6\text{H}_5(\text{NH})_2\text{SO}(\text{OH})$). Le diazoïque réagit ensuite avec l'EDTA (N-(Naphthyl-1)-éthylène diamine, $(\text{NH}_2\text{CH}_2\text{C}_6\text{H}_3)_2, 2\text{HCl}$) pour former un composé azoïque rose dont l'absorbance peut être mesurée à la longueur d'onde de 543 nm. L'équivalence entre le signal d'absorbance et la concentration de l'échantillon se fait grâce à une gamme étalon. Le laboratoire de Chimie Marine de l'IRD Nouméa étant spécialisé dans les analyses de faibles concentrations (inférieures à $0.2 \mu\text{mol L}^{-1}$), les échantillons ont été dilués au 1/20 à l'aide d'un dilueur automatique avant le passage à l'Autoanalyzer III (Bran+Luebbe).

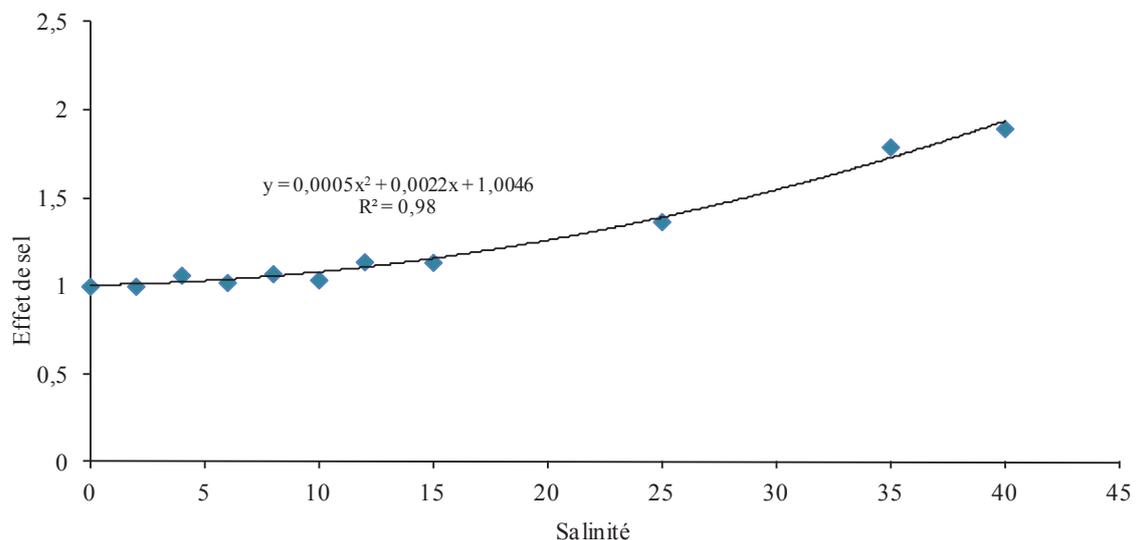


Figure IV.4. Courbe d'effet de sel sur les mesures d'ammonium utilisée pour la correction des valeurs de fluorescence.

- Analyse des phosphates (ΣPO_4^{3-})

L'analyse des ions phosphates a été faite d'après la méthode de Murphy et Riley (1962). Le terme phosphate regroupe toutes les formes d'orthophosphates dissoutes présentes au pH de l'eau de mer : $\Sigma\text{PO}_4^{3-} = \text{HPO}_4^{2-} + \text{PO}_4^{3-}$. En raison de la forte affinité des ions phosphate avec les oxydes de fer, et constatant l'apparition de précipités dans certains de nos échantillons après décongélation, l'ensemble des échantillons a été pré-acidifié avec HNO_3 avant analyse, pour permettre la dissolution complète des complexes d'oxydes de fer éventuellement formés qui auraient pu sous estimer les concentrations en PID. Au laboratoire de Chimie Marine de l'IRD Nouméa, le dosage s'est fait sur l'Autoanalyzer de type Bran-Luebbe III. La méthode de dosage fonctionne sur la réaction des ions phosphates avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe jaune, le phosphomolybdate d'ammonium. Ce complexe prend une coloration bleue par l'ajout d'acide ascorbique en présence d'antimoine, dont l'absorbance peut être mesurée à la longueur d'onde de 885 nm. L'équivalence entre le signal d'absorbance et la concentration de l'échantillon se fait grâce à une gamme étalon.

- Analyse de l'azote et du phosphore organique dissous (NOD et POD)

L'analyse a été faite d'après la méthode établie par Raimbault (1999) sur la dégradation de la matière organique dissoute par un oxydant (le persulfate de potassium ($\text{K}_2\text{O}_8\text{S}_2$)) sous des conditions faiblement alcalines (pH~9) à 120°C. Le NOD et le POD sont alors transformés en substances minérales sous les formes respectives de nitrate et phosphate, dont les analyses peuvent être ensuite réalisées de manière classique (voir ci-dessus). Pour en déduire les concentrations des formes organiques, une soustraction a été faite entre la concentration totale mesurée après l'oxydation et les concentrations des formes inorganiques préalablement mesurées.

- Analyse du fer dissous réduit (Fe^{2+}) et oxydé (Fe^{3+})

Les formes dissoutes du fer ont été dosées dans les eaux interstitielles préalablement acidifiées lors de leurs prélèvements, selon la méthode modifiée de Stookey (1970). Pour un pH compris entre 4 et 9, les ions Fe^{2+} réagissent avec la ferrozine pour former un complexe stable violet dont l'absorbance peut être mesurée au spectromètre à 562 nm. Pour mesurer les ions Fe^{3+} , un ajout d'acide ascorbique (50 μl) est fait dans chaque cuve de mesure, ce qui a

pour effet de réduire en Fe^{2+} la totalité des ions Fe^{3+} présents. La valeur d'absorbance est de nouveau mesurée, et c'est la différence entre les deux mesures qui permet de déduire la concentration en Fe^{3+} . Les concentrations sont ensuite directement déduites de la courbe d'étalonnage réalisée à partir d'une solution de $\text{Fe}(\text{SO}_4)_2(\text{NH}_4)_2$.

- Analyse des sulfates SO_4^{2-}

Les sulfates ont été dosés par néphélométrie (i.e. mesure de la turbidité d'un milieu) d'après la méthode de Rodier (1976). Le principe de cette méthode est la précipitation des ions SO_4^{2-} en sulfate de baryum solide dans un milieu acide et en présence de chlorure de baryum. Après stabilisation par une solution de Tween 20 qui permet de former une émulsion. La concentration du précipité est mesurée par spectrométrie à une longueur d'onde de 650 nm.

Les éléments dissous mesurés, les méthodes utilisées ainsi que les degrés d'erreurs et de précision des analyses des composés dissous sont résumés dans la Tableau IV.2.

IV.2.2.3. Prélèvement et analyses de la phase solide

- Prélèvement de la phase solide

La phase solide des sédiments a été prélevée tous les 5 cm de profondeur, et à la surface de chaque carotte. Une première aliquote a été placée dans un flacon pré-pesé pour la mesure de la teneur en eau et les extractions sélectives de fer et phosphore. Une seconde aliquote a été prélevée en vue des mesures d'isotopes stables du carbone et de l'azote ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ en ‰), et du rapport C/N. Enfin, une troisième aliquote a été faite en vue du dosage de la teneur en carbone organique particulaire (COP % de poids sec), des indices d'hydrogène (IH en mg HC g^{-1} COT) et d'oxygène (OIRE6 en $\text{mg O}_2 \text{g}^{-1}$ COT), et de la teneur totale en soufre. L'ensemble de ces échantillons a été congelé (-25°C) avant d'être lyophilisé et analysé.

La teneur en eau a été déterminée par la différence du poids de l'échantillon avant et après le passage au lyophilisateur.

Eléments dosés	Méthodes d'analyses	Références	Limites de détection	Erreur (±)
$\text{NO}_x = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	Colorimétrie	Bendschneider and Robinson, 1952	5 nmol L ⁻¹	5 nmol L ⁻¹
NH_4^+	Fluorescence	Holmes et al., 1999b	1.5 nmol L ⁻¹	10 nmol L ⁻¹
NOD	Colorimétrie	Raimbault et al., 1999	50 nmol L ⁻¹	20 nmol L ⁻¹
PO_4^{2-}	Colorimétrie	Murphy and Riley, 1962	10 nmol L ⁻¹	10 nmol L ⁻¹
POD	Colorimétrie	Raimbault et al., 1999	10 nmol L ⁻¹	10 nmol L ⁻¹
$\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$	Colorimétrie	Stookey, 1970	0.05 μmol L ⁻¹	< 5%
SO_4^{2-}	Néphélométrie	Rodier, 1976	0.1 nmol L ⁻¹	8%

Tableau IV.2. Résumé des éléments dissous mesurés et des méthodes employées pour l'analyse des eaux interstitielles.

- Extractions sélectives du fer et du phosphore

Des extractions sélectives ont été réalisées sur le sédiment afin de quantifier certaines fractions particulières de fer et du phosphore associé. Les oxydes de fer les plus réactifs et le phosphore associé ont été extraits par une solution d'ascorbate (Fe_{ASC} et P_{ASC}) sur environ 100 mg de sédiment lyophilisé puis broyé (Chaillou, 2004). Cette fraction représente les oxydes de fer facilement métabolisables par les bactéries lors des processus de dégradation de la matière organique (Anschutz et al., 1998 ; Deborde et al., 2007).

Une deuxième fraction correspondant aux oxydes les plus réfractaires et son phosphore associé ou lié aux carbonates (P_{HCl}) ont été extraites par une solution d'HCl 1N (Fe_{HCl}). Les extractants obtenus ont ensuite été dosés de leurs teneurs en ions Fe^{2+} et PO_4^{3-} de la même manière que les méthodes d'analyses décrites précédemment pour la phase dissoute des eaux interstitielles. La précision est d'environ $\pm 5\%$ pour P, et de $\pm 7\%$ pour Fe.

- Analyse du carbone organique particulaire (COP), des indices d'hydrogène (IH) et d'oxygène (IO) et du soufre total (S)

La concentration du carbone organique particulaire (COP en %) a été déterminée par une pyrolyse Rock-Eval, sur du sédiment lyophilisé et broyé, à l'Institut des Sciences de la Terre d'Orléans (Lafargue et al., 1998 ; Marchand et al., 2008).

Cette méthode d'analyse est également utilisée afin d'estimer le degré de dégradation de la MO grâce à l'utilisation des indices d'hydrogène (IH, proportion d'éléments hydrocarbonés émis lors de la pyrolyse rapporté au COP, en $mg\ HC\ g^{-1}\ COP$) et d'oxygène (OIRE6, quantité d'oxygène produit lors de la pyrolyse rapporté au COP en $mg\ O_2\ g^{-1}\ COP$) (Marchand et al., 2008 ; Marchand et al., 2010).

Le soufre total particulaire (S) a été également dosé par le laboratoire à l'Institut des Sciences de la Terre d'Orléans par une combustion à 1 100 °C au LECO CNS-2000.

- Analyse des isotopes stables $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$

Les échantillons de végétaux et de sédiment ont été lyophilisés et broyés. Les échantillons de sédiment ont été décarbonatés (HCl 1N). Leur pesée exacte et leur emballage dans des capsules d'aluminium a été faite au laboratoire BOREA avant leurs expéditions au

Stable Isotope Facility Laboratory de l'université de Davis (USA). L'analyse a été faite sur un analyseur élémentaire PDZ Europa ANCA-GLS couplé à un spectromètre de masse PDZ Europa 20-20.

IV.2. RESULTATS

IV.2.1. Caractérisation de la matière organique

Dans ce paragraphe, pour chacune des trois strates de végétation, l'ensemble des paramètres permettant de quantifier et de caractériser la MO (COP, indices IH et IORE6, $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) depuis la surface jusqu'à 50 cm de profondeur dans les sédiments sont décrits.

IV.2.1.1. Caractérisation des sources de matière organique

Les valeurs des marqueurs isotopiques du $\delta^{13}\text{C}$ et du $\delta^{15}\text{N}$ ainsi que du rapport C/N pour chaque source identifiée de MO présente dans les deux zones de mangrove sont répertoriées dans le Tableau IV.3.

	Mangrove	C/N	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Sarcocornia</i>	M. anthropisée	24,5 ± 5,6	-28,5 ± 0,5	6,5 ± 1,1
<i>Avicennia</i>	M. contrôle	21,4 ± 0,6	-27,3 ± 0,2	2,8 ± 0,1
	M. anthropisée	25,2 ± 2,7	-28,1 ± 0,2	2,9 ± 0,2
<i>Rhizophora</i>	M. contrôle	60,8 ± 3,5	-27,1 ± 0,5	1,2 ± 0,3
	M. anthropisée	49,7 ± 13,2	-29,9 ± 2,6	3,2 ± 2,3
Diatomées	M. contrôle	9,0 ± 0,3	-24,3 ± 0,3	1,7 ± 1,1
	M. anthropisée	8,2 ± 2,1	-25,1 ± 0,8	1,3 ± 1,6
Cyanophycées	M. anthropisée	9,5 ± 0,2	-17,9 ± 2,1	2,4 ± 1,9
Effluents		7,0 ± 2,6	-22,8 ± 2,4	2,2 ± 2,0

Tableau IV.3. Valeurs de C/N, $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ mesurées sur les feuilles fraîches de chacune des végétations, des diatomées et des cyanophycées benthiques, ainsi que pour les effluents ($n=3 \pm \sigma$).

IV.2.1.2. Caractérisation des sédiments de la végétation à *Sarcocornia*

Les profils de COP dans les sédiments des deux strates de *Sarcocornia* sont similaires (Figure IV.5). Les sites de *Sarcocornia* contrôle (C_S) et anthropisé (A_S) présentent tous deux une teneur quasiment homogène entre la surface (1.7 ± 0.2 et $2.3 \pm 0.6\%$ à C_S et A_S respectivement) et environ 25 à 40 cm de profondeur suivant la zone (1.9 et 0.6% à C_S et A_S

respectivement). En fond de carottage, le COP augmente rapidement pour atteindre un maximum de 8.9% dans C_S et 18.9% dans A_S.

Les indices d'oxygène et d'hydrogène ont des évolutions de profils similaires entre les deux mangroves, mais les ordres de grandeur des valeurs sont différents (Figure IV.5). Au site C_S, l'IH décroît légèrement entre la surface et 25 cm (de 148 à 75 mg HC g⁻¹ COP) puis augmente à 147 mg HC g⁻¹ COP à 50 cm. Au site A_S, l'IH évolue de 128 mg HC g⁻¹ COP en surface à 201 mg HC g⁻¹ COP en fond de carotte, avec un minimum autour de 20 cm à 104 mg HC g⁻¹ COP. Dans la zone C_S, l'IO est stable entre la surface et 30 cm de profondeur (environ 235 mg O₂ g⁻¹ COP), puis décroît pour atteindre un minimum de 97 mg O₂ g⁻¹ COP. Dans la zone A_S, l'IO augmente fortement entre la surface et 30 cm pour atteindre 796 mg O₂ g⁻¹ COP, et décroît ensuite également jusqu'à une valeur de 107 mg O₂ g⁻¹ COP.

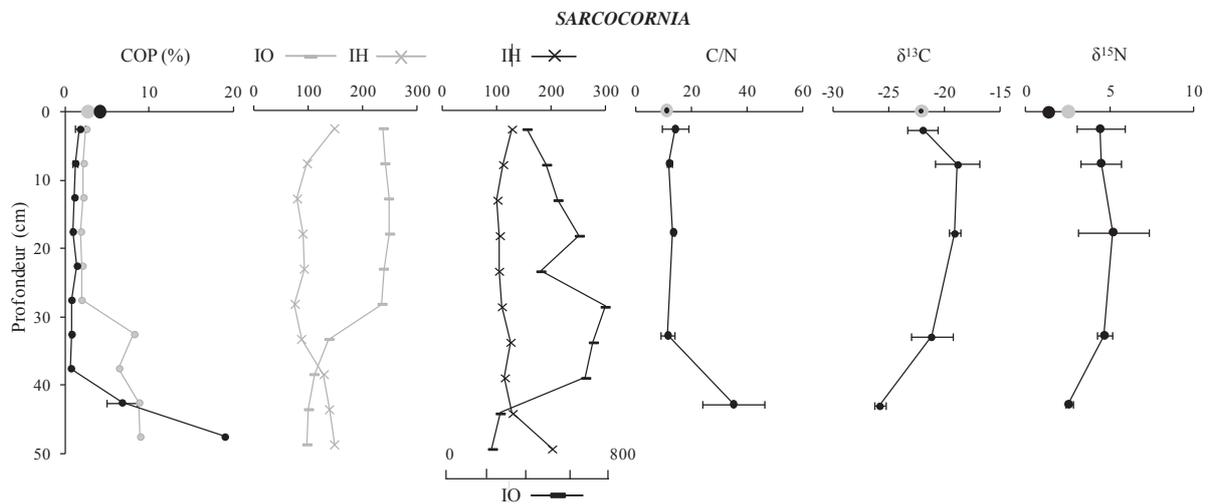


Figure IV.5. Teneur en COP, valeurs de IH (mg HC g⁻¹ COP), IO (mg O₂ g⁻¹ COP), C/N, δ¹³C et δ¹⁵N en fonction de la profondeur (cm) mesurées dans les zones de *Sarcocornia* de la mangrove contrôlée (C_S, en gris) et anthropisée (A_S, en noir) en Juin 2009. A noter que l'échelle des valeurs d'IO pour la zone anthropisée est différente de la zone contrôlée, et que seules les valeurs de la mangrove anthropisée sont disponibles en profondeur pour C/N, δ¹³C et δ¹⁵N dans cette zone de végétation.

Le rapport C/N mesuré en surface du sédiment est de 12.5 ± 0.6 au niveau des deux zones de *Sarcocornia* (Figure IV.5). Dans la zone anthropisée, ce rapport est relativement stable jusqu'à 35 cm de profondeur, avec des valeurs évoluant entre 11 et 14, puis augmente à une valeur de 35 ± 11 sous 40 cm. Le δ¹³C est également identique en surface des deux sites avec une valeur d'environ -22‰. En profondeur dans la zone anthropisée, le δ¹³C est légèrement enrichi à mi profondeur (valeur maximale de -18.8 ± 1.9 ‰ à 20 cm), puis sous 40 cm le rapport devient plus appauvri, atteignant -25.8 ± 0.5 ‰. La valeur du δ¹⁵N en surface du sédiment présente une valeur plus enrichie dans la zone C_S par rapport à A_S bien que cette

différence ne soit pas significative (respectivement $2.6 \pm 0.7\%$ et $1.4 \pm 1.3\%$). Dans le sédiment de la zone A_S , les valeurs de $\delta^{15}N$ restent stables dans les 30 premiers cm de profondeur avec une valeur plus enrichie que celle de surface d'environ 5.0‰, elle devient tout comme le $\delta^{13}C$ plus appauvri sous 40 cm avec un minimum de $2.5 \pm 0.2\%$.

IV.2.1.3. Caractérisation des sédiments de la végétation à *Avicennia*

La teneur en COP est quasiment identique dans les deux zones d'*Avicennia* en surface et dans la colonne sédimentaire (Figure IV.6). Les teneurs en surface sont respectivement de $4.3 \pm 0.9\%$ et de $5.5 \pm 2.6\%$ aux sites *Avicennia* contrôle (C_A) et anthropisé (A_A). Elles diminuent sous la surface puis restent stables et augmentent à partir de 25 cm jusqu'à atteindre environ 10% sous 40 cm de profondeur dans les deux zones.

Les valeurs d'IH et d'IO sont différentes entre les deux sites (Figure IV.6). Dans C_A , l'IH et l'IO sont relativement stables en subsurface (2.5 cm) avec respectivement des valeurs de $172 \text{ mg HC g}^{-1} \text{ COP}$ et de $271 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ COP}$. L'IH augmente ensuite légèrement avant de chuter à une valeur équivalente à celle de la surface sous 40 cm de profondeur. Tandis que l'IO diminue puis se stabilise à partir de 20 cm autour de $210 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ COP}$. Au niveau du site A_A , la valeur de l'IH décroît rapidement entre la surface et la mi-profondeur, passant de 299 à $105 \text{ mg HC g}^{-1} \text{ COP}$, tandis que l'IO augmente de 193 en surface à $654 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ COP}$. Les deux indices se stabilisent en profondeur autour de $150 \text{ HC g}^{-1} \text{ COP}$ et $200 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ COP}$.

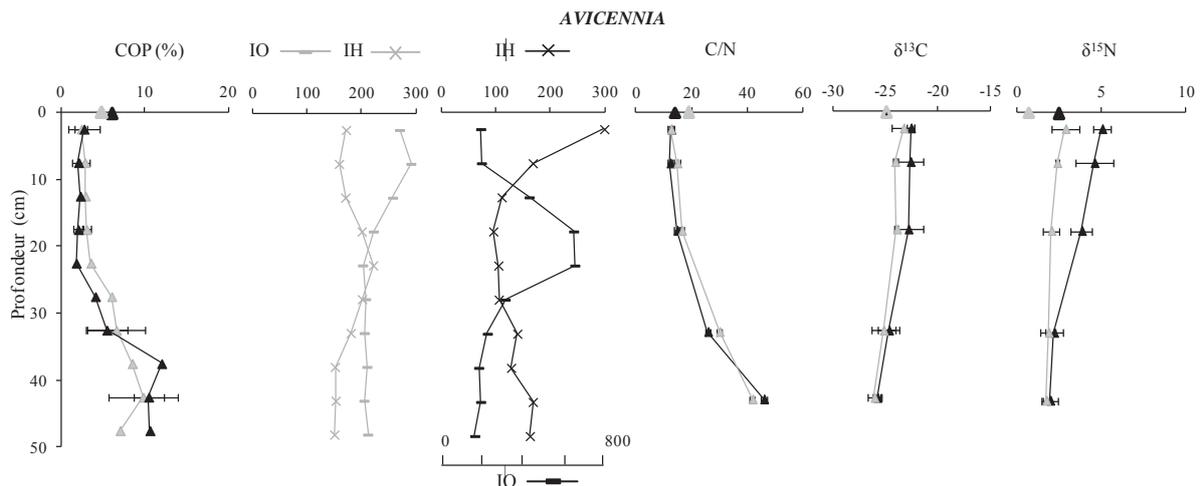


Figure IV.6. Teneur en COP, valeurs de IH ($\text{mg HC g}^{-1} \text{ COP}$), IO ($\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ COP}$), C/N, $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$ en fonction de la profondeur (cm) mesurées dans les zones à *Avicennia* de la mangrove contrôle (C_A , en gris) et anthropisée (A_A , en noir) en Juin 2009. A noter que l'échelle des valeurs d'IO pour la zone anthropisée est différente de la zone contrôle.

Les rapports C/N en surface du sédiment sont respectivement de 19.1 ± 2.0 et 13.8 ± 1.5 dans C_A et A_A (Figure IV.6). En profondeur, ils sont similaires dans les deux sites, passant d'environ 12 à respectivement 41.7 ± 12 et 45.8 ± 2 . Les profils du $\delta^{13}C$ sont également identiques dans les deux zones avec des valeurs de surface ($-24.8 \pm 0.6\text{‰}$ et $-25.1 \pm 1.3\text{‰}$ respectivement à C_A et A_A) plus appauvries qu'en subsurface à 2.5 cm (-22.6 et -23.3 respectivement à C_A et A_A), tandis que les valeurs deviennent de plus en plus appauvries avec la profondeur atteignant des minimums de -25.8 et -26.1 respectivement à C_A et A_A . Le $\delta^{15}N$ présente également des valeurs différentes entre la surface du sédiment et la subsurface avec des valeurs respectives de surface de $0.7 \pm 0.7\text{‰}$ et de $2.5 \pm 0.5\text{‰}$ à C_A et A_A . Les valeurs de $\delta^{15}N$ sont plus enrichies au dessus de 30 cm de profondeur dans la zone de A_A par rapport à C_A tandis qu'elles sont similaires sous 30 cm.

IV.2.1.4. Caractérisation des sédiments de la végétation à *Rhizophora*

Le COP est plus faible à la surface du sédiment de la zone de *Rhizophora* contrôle (C_R) par rapport à la zone anthropisée (A_R) (respectivement de $5.0 \pm 0.3\%$ et de $8.2 \pm 0.8\%$) (Figure IV.7). La teneur en COP est variable dans la colonne sédimentaire, comprise entre 3.0 et 7.0% dans la zone A_R , et entre 6.0 et 12.0% dans C_R , les valeurs les plus fortes étant observées sous 40 cm.

Les indices d'hydrogène et d'oxygène évoluent de manière identique dans les deux sites de végétation à *Rhizophora* (Figure IV.7). L'IO diminue progressivement depuis la surface vers la profondeur, compris entre 189 et 102 $\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ COP}$ à C_R , et entre 221 et 135 $\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ COP}$ à A_R . L'IH est relativement stable pour les deux zones, excepté entre 10 et 20 cm environ où sa valeur est plus élevée, atteignant 269 et 230 $\text{mg HC g}^{-1} \text{ COP}$ respectivement à C_R et A_R .

Le rapport C/N en surface du sédiment est pratiquement identique dans les deux sites avec des valeurs de 20.1 ± 1.7 et de 21.3 ± 1.3 respectivement à C_R et A_A (Figure IV.7). Il est ensuite stable dans la colonne sédimentaire de la zone anthropisée avec une légère augmentation atteignant 31.9 ± 4 sous 40 cm de profondeur. Le $\delta^{13}C$ est différent entre les deux sites en surface avec des valeurs de $-25.3 \pm 0.4\text{‰}$ au niveau de C_R et de $-27.7 \pm 0.2\text{‰}$ à A_R . Le $\delta^{13}C$ reste relativement stable en profondeur avec un faible enrichissement. Le $\delta^{15}N$ est également différent en surface entre les sites (respectivement de $0.7 \pm 0.6\text{‰}$ et de $3.0 \pm 0.2\text{‰}$ à C_R et A_R). Les valeurs de la mangrove anthropisée restent stables en surface, puis

deviennent plus appauvries sous 15 cm atteignant une valeur moyenne de 0.5‰ sous 40 cm de profondeur.

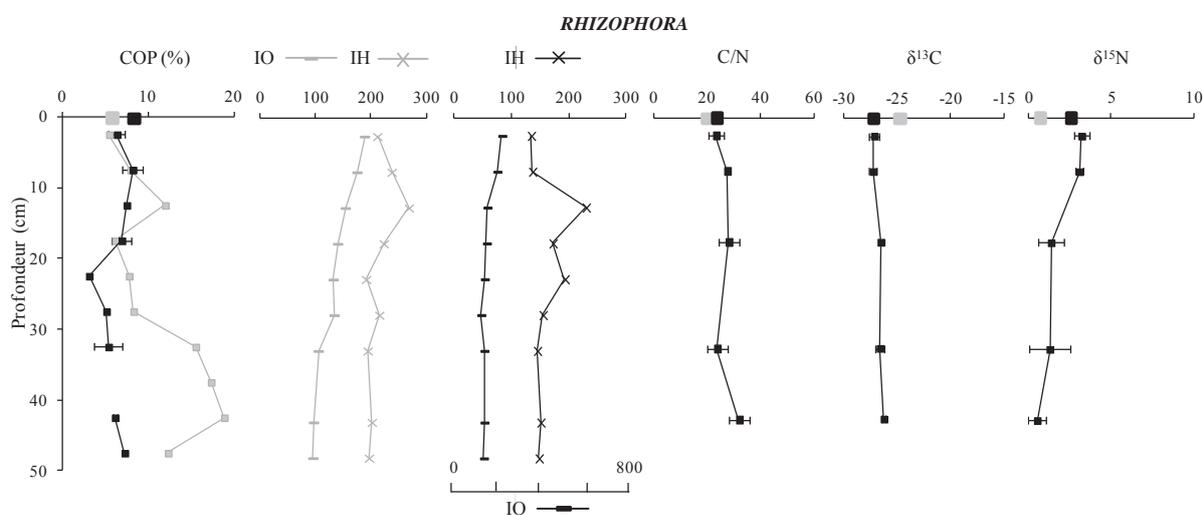


Figure IV.7. Teneur en COP, valeurs de IH ($\text{mg HC g}^{-1} \text{COP}$), IO ($\text{mg O}_2 \text{g}^{-1} \text{COP}$), C/N, $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ en fonction de la profondeur (cm) mesurées dans les zones à *Rhizophora* de la mangrove contrôlée (C_R , en gris) et anthropisée (A_R , en noir) en Juin 2009. A noter que l'échelle des valeurs d'IO pour la zone anthropisée est différente de la zone contrôlée, et que seules les valeurs de la mangrove anthropisée sont disponibles en profondeur pour C/N, $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ dans cette zone de végétation.

IV.2.2. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments

IV.2.2.1. Teneur en eau, salinité et pH

Les paramètres physico-chimiques standards de teneur en eau, salinité et pH mesurés dans les sédiments des deux mangroves, et dans chacune des strates végétales sont présentés dans le Tableau IV.4. Seules les moyennes et les valeurs extrêmes de surface et de fond des carottes sont présentées car elles varient de manière homogène avec la profondeur.

La teneur en eau dans les sédiments est la plus faible dans les zones de *Sarcocornia* (Tableau IV.4). Elle est légèrement plus élevée dans les deux zones d'*Avicennia* tandis que les zones à *Rhizophora* présentent les teneurs les plus grandes. Les valeurs moyennes sont légèrement plus élevées dans les sites respectifs de la mangrove anthropisée mais ces différences ne sont pas significatives. Pour l'ensemble des sites, excepté à A_A , la teneur en eau augmente avec la profondeur, particulièrement dans les zones de *Sarcocornia* où la différence entre la surface et 50 cm est la plus grande (40.5 en surface à 62 dans C_S , et 46.3 à 70.3 dans A_S).

Les valeurs de salinité sont les plus fortes dans les zones de *Sarcocornia* avec environ 55 de moyenne pour les deux sites C_S et A_S (Tableau IV.4). Tandis que les plus faibles salinités ont été mesurées dans les zones de *Rhizophora*, en particulier dans A_R où elle est de 36.8 ± 1.4 . Dans les trois zones de végétation, les valeurs de salinité augmentent avec la profondeur.

	Teneur en eau			Salinité			pH		
	Moyenne	Surface	Fond	Moyenne	Surface	Fond	Moyenne	Surface	Fond
<i>Sarcocornia</i>									
C _S	48.9 ± 9.1	40.5 ± 1.5	61.8 ± 9.6	55.7 ± 6.8	41.0 ± 5.6	61.3 ± 2.2	6.9 ± 0.1	7.0 ± 0.2	6.8 ± 0.1
A _S	52.2 ± 8.8	46.3 ± 1.7	70.3 ± 3.3	54.9 ± 10.0	39.0 ± 3.1	69.0 ± 3.0	6.9 ± 0.1	6.7 ± 0.1	6.9 ± 0.0
<i>Avicennia</i>									
C _A	57.2 ± 4.9	54.8 ± 3.8	66.9 ± 7.3	55.3 ± 3.3	50.3 ± 4.5	59.0 ± 5.6	6.5 ± 0.0	6.4 ± 0.5	6.5 ± 0.2
A _A	61.7 ± 3.7	64.5 ± 1.7	62.7 ± 6.9	56.2 ± 5.3	48.3 ± 1.1	63.7 ± 0.8	6.4 ± 0.1	6.2 ± 0.1	6.3 ± 0.0
<i>Rhizophora</i>									
C _R	70.1 ± 5.5	60.5 ± 1.4	76.3 ± 0.4	48.2 ± 0.7	44.0 ± 0.6	50.7 ± 1.7	6.0 ± 0.1	5.7 ± 0.1	6.0 ± 0.2
A _R	67.7 ± 2.8	64.9 ± 2.0	68.3 ± 1.5	36.8 ± 1.4	36.7 ± 2.5	38.0 ± 1.0	6.3 ± 0.1	6.4 ± 0.3	6.3 ± 0.0

Tableau IV.4. Teneur en eau (%), salinité et pH des sédiments sous les strates de végétation de *Sarcocornia*, *Avicennia* et *Rhizophora* dans les deux mangroves mesurés en juin 2009. Moyenne sur la profondeur (0-50 cm), valeurs moyennes de surface (0-5 cm) et de fond (45-50 cm) sur 3 réplicas ± σ .

Le pH est proche de la neutralité dans les zones de végétation à *Sarcocornia* (6.9 ± 0.1 en moyenne dans les sites C_S et A_S) (Tableau IV.4). Il est légèrement plus acide dans les zones colonisées par *Avicennia* avec 6.5 à C_A et 6.4 ± 0.1 A_A. Les valeurs les plus acides ont été mesurées dans les zones de *Rhizophora* (6.0 ± 0.1 en moyenne à C_R et 6.3 ± 0.1 à A_R). Les valeurs de pH sont stables dans la colonne sédimentaire dans l'ensemble des sites, et varient peu entre les deux mangroves étudiées (Tableau IV.4).

IV.2.2.2. Potentiel redox

Les valeurs de potentiel redox varient entre les deux mangroves, entre les végétations et en fonction de la profondeur (Figure IV.8). Afin de permettre une meilleure analyse des résultats par statistique, 3 zones ont été distinguées dans les sédiments : une zone de surface située entre 0 et 15 cm, une zone intermédiaire comprise entre 15 et 30 cm et enfin la zone de fond située sous 30 cm de profondeur (Figure IV.8). Ainsi, des comparaisons ont été faites avec le test non paramétrique de Mann et Whitney pour chacune de ces zones entre les deux mangroves pour étayer les descriptions des profils.

Au niveau des zones de végétation à *Sarcocornia*, les potentiels redox sont élevés et stables dans la zone de surface du sédiment, avec des valeurs atteignant 255 ± 29 mV et de 350 ± 13 mV respectivement dans la mangrove contrôle (C_S) et la mangrove anthropisée (A_S) (Figure IV.8.a). Le site A_S présente un redox plus élevé que C_S dans la zone de surface mais cette différence n'est pas significative (Test de WMW, $p > 0.05$). Plus en profondeur, les valeurs redox décroissent dans les deux zones et sont significativement plus élevées au niveau du site A_S (Test de WMW, $p < 0.05$). Sous 30 cm, les potentiels redox sont stables atteignant des minimums de 56 et 109 mV respectivement à C_S et A_S , la forte variabilité de cette zone de fond ne permet pas de différencier les deux mangroves (Test de WMW, $p > 0.05$).

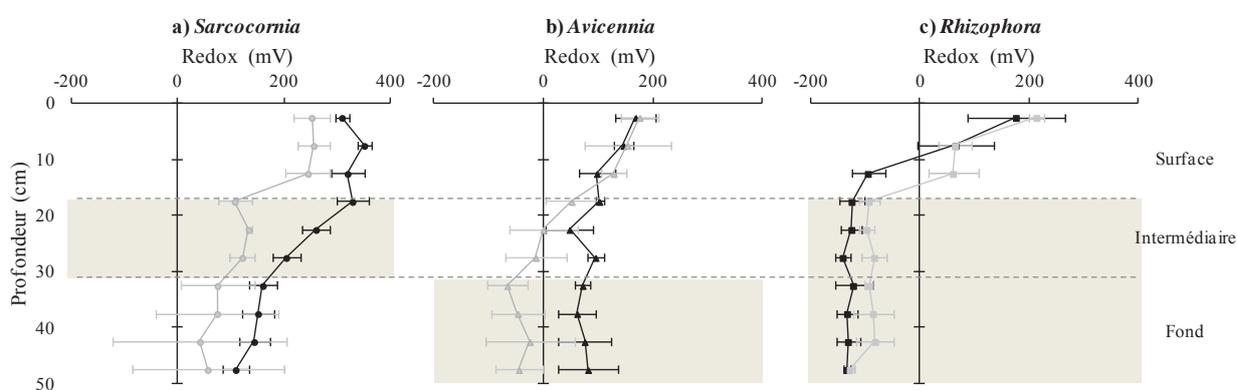


Figure IV.8. Potentiel redox mesuré dans le sédiment de *Sarcocornia* (a), *Avicennia* (b) et *Rhizophora* (c) dans la mangrove contrôle (en gris) et anthropisée (en noir) en juin 2009. Moyenne sur 3 répliques $\pm \sigma$. Lorsque la différence est significative (Test de WMW, $p < 0.05$) pour une zone de profondeur entre la mangrove contrôle et anthropisée, la couche de sédiment est grisée.

Les deux sites d'*Avicennia* ont des profils redox similaires en surface avec des valeurs maximales de 176 ± 34 mV et 168 ± 36 mV, respectivement au niveau de C_A et A_A (Figure IV.8.b). Les valeurs diminuent ensuite en profondeur, mais sont plus élevées au site A_A avec des valeurs significativement plus fortes dans la zone la plus profonde (-45 ± 43 mV à C_A , et 81.5 ± 53 mV à A_A) (Test de WMW, $p > 0.05$). Les valeurs de potentiel redox sous *Avicennia* sont significativement plus faibles que les sites de *Sarcocornia* dans les sédiments de surface et intermédiaires, entre les sites contrôles et anthropisés (Test de WMW, $p < 0.05$).

Les profils redox de *Rhizophora* diminuent rapidement entre la surface des sédiments et 15 cm de profondeur, passant de 213.9 ± 13 à -92 ± 18 mV à C_R , et de 176 ± 88 à -124 ± 23 mV à A_R (Figure IV.8.c). Sous 15 cm, les valeurs restent stables et sont légèrement plus élevées au site contrôle (Test de WMW, $p < 0.05$). C_R et A_R présentent des potentiels redox significativement plus faibles pour l'ensemble des profondeurs que les sites des zones

de *Sarcocornia* (Test de WMW, $p < 0.05$). De même, les valeurs des zones intermédiaire et de fond sont significativement plus faibles à A_R par rapport à ceux mesurés à A_A (Test de WMW, $p < 0.05$). Tandis que les différences ne sont pas significatives entre les sédiments d'*Avicennia* et de *Rhizophora* contrôle (Test de WMW, $p > 0.05$).

IV.2.3. Distributions verticales des espèces biogéochimiques majeures

IV.2.3.1. Les espèces azotées : azote organique dissous, nitrate et ammonium

Les concentrations en NOD mesurées dans les eaux interstitielles présentent d'importantes variabilités entre répliques dans les deux zones de mangroves (Figure IV.9). Au niveau des zones de *Sarcocornia* (Figure IV.9.a), les concentrations sont comprises entre des minimas mesurés en surface de $27.5 \pm 20 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $18.5 \pm 1.3 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivement pour C_S et A_S , et des concentrations maximales de respectivement $165.5 \pm 48 \mu\text{mol L}^{-1}$ et de $176.7 \pm 35 \mu\text{mol L}^{-1}$. Les concentrations dans les zones d'*Avicennia* sont également variables avec la profondeur, comprises entre $36.0 \pm 8 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $90.2 \pm 65 \mu\text{mol L}^{-1}$ au site C_A , et entre $41.8 \pm 8 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $132.2 \pm 85 \mu\text{mol L}^{-1}$ à A_A (Figure IV.9.b). Dans les zones de *Rhizophora*, les concentrations sont de même gammes de valeurs (Figure IV.9.c), comprises entre $30.7 \pm 1.6 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $100.5 \pm 79 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans le site C_R , et entre $33.7 \pm 5 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $72.2 \pm 51 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans A_R .

Les concentrations en NO_x sont inférieures à $5 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans l'ensemble des sites d'étude excepté en surface dans les zone à *Sarcocornia* (Figure IV.9). Dans cette zone, les concentrations en NO_x sont maximales en surface dans les 15 premiers cm, avec $3.8 \pm 2.2 \mu\text{mol L}^{-1}$ au site C_S , et sont significativement plus élevées au site A_S avec $10.2 \pm 2.3 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Test de WMW, $p < 0.05$) (Figure IV.9.a). Dans les sites d'*Avicennia*, les concentrations sont homogènes sur l'ensemble du sédiment, comprises entre 0.5 et $3.8 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Figure IV.9.b). Enfin, les sédiments des zones de *Rhizophora* présentent les concentrations les plus faibles, ne dépassant pas $1.1 \pm 0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans le site contrôle et $1.6 \pm 2.3 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans le site anthropisé (Figure IV.9.c).

Les concentrations en NH_4^+ dans les sédiments de *Sarcocornia* présentent des profils similaires pour les deux zones mais elles sont significativement plus grandes sous 15 cm dans le site C_S par rapport à A_S (test de WMW, $p < 0.5$) (Figure IV.9.a). Les concentrations sont

faibles en surface avec des minimums de $5.7 \pm 1.2 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $4.3 \pm 1.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ à C_S et A_S, respectivement.

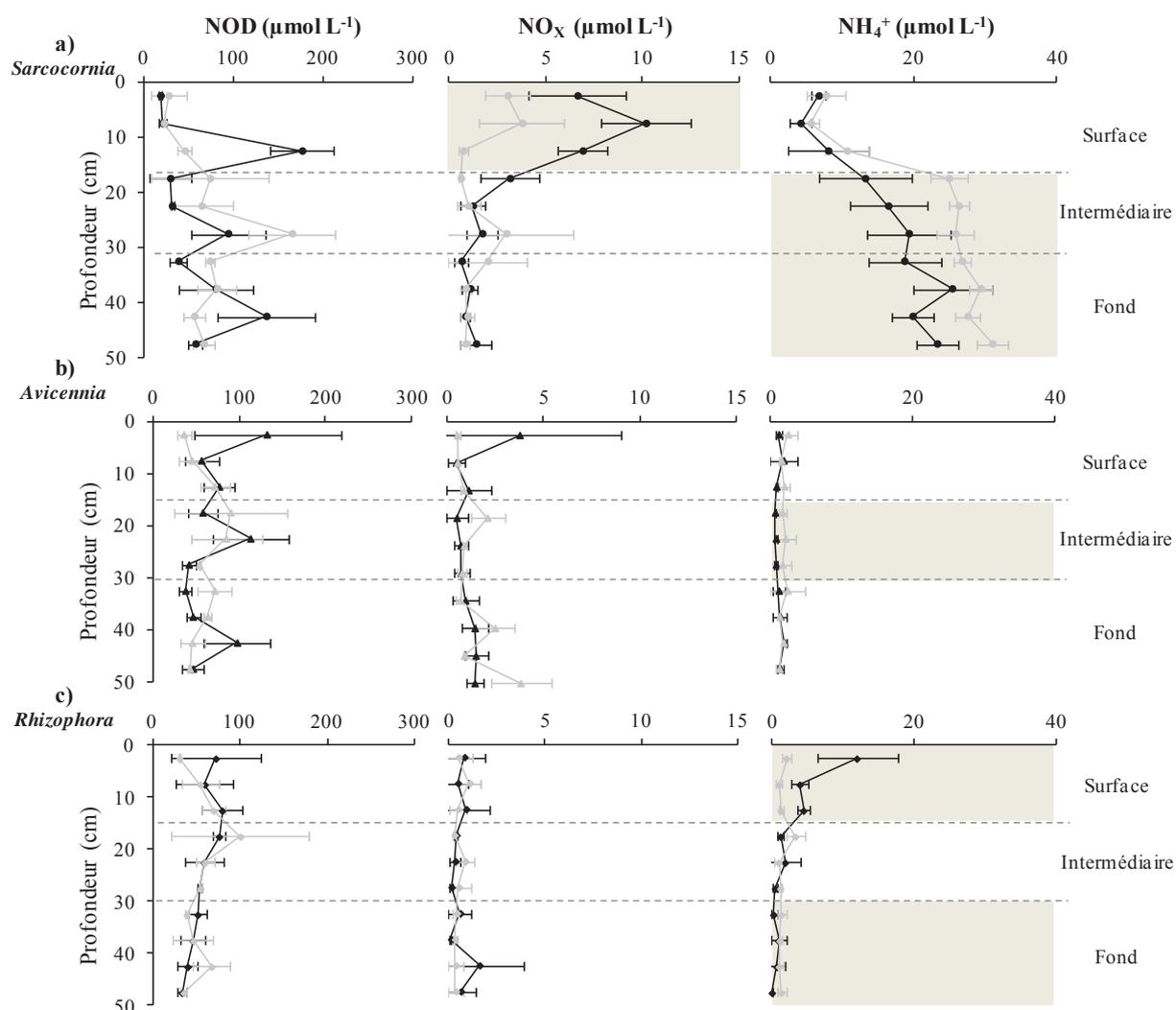


Figure IV.9. Concentrations des eaux interstitielles en NOD, NO_x et NH₄⁺ mesurées dans les sédiments de *Sarcocornia* (a), *Avicennia* (b) et *Rhizophora* (c) dans la mangrove contrôlée (en gris) et anthropisée (en noir) en juin 2009. Moyenne sur 3 réplicas ± σ. Lorsque la différence est significative (Test de WMW, p<0.05) pour une zone de profondeur entre la mangrove contrôlée et anthropisée, la couche de sédiment est grisée.

Les concentrations augmentent rapidement entre 7 et 20 cm dans la zone contrôlée, avec un maximum de $31.0 \pm 2.1 \mu\text{mol L}^{-1}$ en fond de sédiment. Les concentrations évoluent de la même manière dans la zone anthropisée mais les valeurs sont significativement plus faibles (test de WMW, $p < 0.5$), avec un maximum de $23.3 \pm 2.9 \mu\text{mol L}^{-1}$. Dans les zones d'*Avicennia*, les valeurs sont homogènes et faibles pour les deux sites (Figure IV.9.b). Les concentrations maximales mesurées sont de $2.4 \pm 1.4 \mu\text{mol L}^{-1}$ et de $1.8 \pm 0.4 \mu\text{mol L}^{-1}$ respectivement à C_A et A_A. Dans les sédiments de *Rhizophora*, le site contrôlé présente un

profil similaire à celui observé au site d'*Avicennia*, avec des valeurs faibles (maximum de $2.1 \pm 0.7 \mu\text{mol L}^{-1}$) et homogènes sur l'ensemble de la colonne sédimentaire, tandis que dans la zone de *Rhizophora* anthropisée, les concentrations sont plus élevées en surface (maximum de $12.0 \pm 5.6 \mu\text{mol L}^{-1}$), puis décroissent rapidement en profondeur pour atteindre un minimum de $0.1 \pm 0.1 \mu\text{mol L}^{-1}$ en profondeur.

IV.2.3.2. Le fer dissous et particulaire

La concentration en fer dissous réduit (Fe^{2+}) est quasiment nulle dans les deux sites de *Sarcocornia*, excepté autour de 20 cm de profondeur dans C_S , et à 40 cm dans A_S (Figure IV.10.a). Dans les sédiments de la zone d'*Avicennia*, la phase dissoute réduite du fer est présente en surface au site C_A avec un maximum de quasiment $100.0 \mu\text{mol L}^{-1}$, puis décroît rapidement pour être quasiment nulle sous 20 cm de profondeur (Figure IV.10.b). Dans la zone anthropisée, les écarts types sur les mesures sont très importants mais le Fe^{2+} est détectable sur l'ensemble de la profondeur avec une augmentation de la concentration depuis la surface jusqu'à 25 cm de profondeur, puis une diminution jusqu'à 50 cm. La teneur en Fe^{2+} est maximale en surface dans les deux sites de *Rhizophora* (Figure IV.10.c) et décroît progressivement sous $5.0 \mu\text{mol L}^{-1}$ plus en profondeur, mais reste cependant détectable dans les deux sites.

Dans les sédiments de *Sarcocornia*, les mesures de la forme oxydée dissoute du fer (Fe^{3+}) indiquent la présence de Fe^{3+} à partir de 15 cm dans la zone contrôle, et sous 30 cm de profondeur dans la zone anthropisée (Figure IV.10.a). Au site d'*Avicennia* contrôle (Figure IV.10.b), Fe^{3+} est présent uniquement en surface avec un maximum de $223.0 \pm 76 \mu\text{mol L}^{-1}$, tandis qu'au site anthropisé, Fe^{3+} est présent sur l'ensemble du sédiment. Fe^{3+} est également présent en surface des sites de *Rhizophora* jusqu'à environ 20 cm de profondeur dans les deux sites (Figure IV.10.c).

Les mesures des phases solides oxydées Fe_{ASC} et Fe_{HCl} dans le site C_S présentent une zone plus enrichie entre 0 et 30 cm de profondeur avec des concentrations maximales en surface de $123 \pm 106 \mu\text{mol g}^{-1}$ pour Fe_{ASC} et de $261 \pm 66 \mu\text{mol g}^{-1}$ pour Fe_{HCl} (Figure IV.10.a). Dans les sédiments du site anthropisé, les deux fractions sont relativement homogènes pour l'ensemble de la profondeur, mais présentent de forts écarts types. Les valeurs sont comprises entre environ 50 et $120 \mu\text{mol g}^{-1}$ pour Fe_{ASC} et entre 200 et

320 $\mu\text{mol g}^{-1}$ environ pour Fe_{HCl} et diminuent légèrement sous 40 cm. En profondeur dans As, les valeurs des deux phases extraites sont significativement plus importantes que dans le site contrôle (test de WMW, $p < 0.05$). Dans le site C_A , les concentrations en Fe_{ASC} et Fe_{HCl} présentent des zones en surface et en profondeur plus enrichies par rapport à la mi-profondeur entre 20 et 30 cm. Dans la zone A_A , les concentrations décroissent jusqu'à 15 cm de profondeur, et présentent une zone plus enrichie entre 20 et 40 cm de profondeur. Au niveau des sédiments de *Rhizophora*, les fractions Fe_{ASC} et Fe_{HCl} sont enrichies en surface avec des valeurs significativement plus importantes dans le site A_R par rapport à C_R (test de WMW, $p < 0.05$). Les deux fractions évoluent de la même manière dans les sédiments des deux zones, avec une diminution des concentrations entre la surface et 15 cm, puis une augmentation sous 15 cm pour la zone C_R et en fond de carotte dans le site A_R .

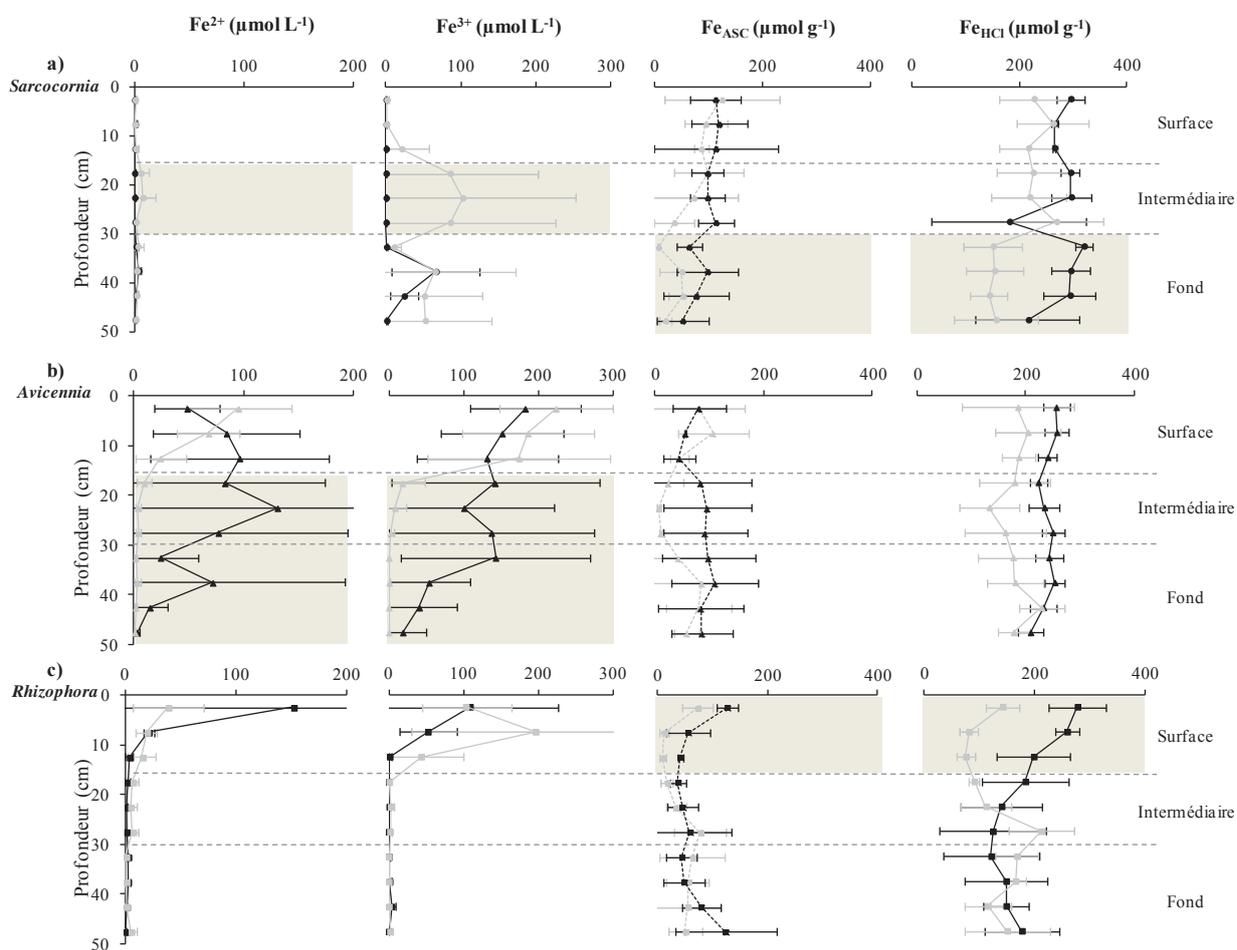


Figure IV.10. Concentrations des phases dissoutes du fer (Fe^{2+} et Fe^{3+}), et concentrations des fractions solides extraites par ascorbate (Fe_{ASC} , en pointillés) et par HCl 1N (Fe_{HCl} , en trait plein) mesurées dans les des sédiments de *Sarcocornia* (a) *Avicennia* (b) et *Rhizophora* (c) dans la mangrove contrôlée (en gris) et anthropisée (en noir) en juin 2009. Moyenne sur 3 réplicas $\pm \sigma$. Lorsque la différence est significative (Test de WMW, $p < 0.05$) pour une zone de profondeur entre la mangrove contrôlée et anthropisée, la couche de sédiment est grisée.

IV.2.3.3. Les sulfate, sulfures libres dissous et soufre total

L'absence de réplicats sur les mesures de sulfate dissous ne permet pas de connaître leur variabilité (Figure IV.11.c). Toutefois, il ne semble pas y avoir de différences entre les mangroves et entre les zones de *Sarcocornia* et d'*Avicennia* dont les valeurs sont comprises entre un minimum de 25.0 mmol L⁻¹ mesuré dans la zone C_A et une valeur maximale de 68.0 mmol L⁻¹ mesurée au niveau de C_S. Dans les zones de *Rhizophora* (Figure IV.11.c), les concentrations sont dans la même gamme de valeurs, toutefois les valeurs mesurées dans le site anthropisé sont plus faibles pour toutes les profondeurs par rapport au site contrôle.

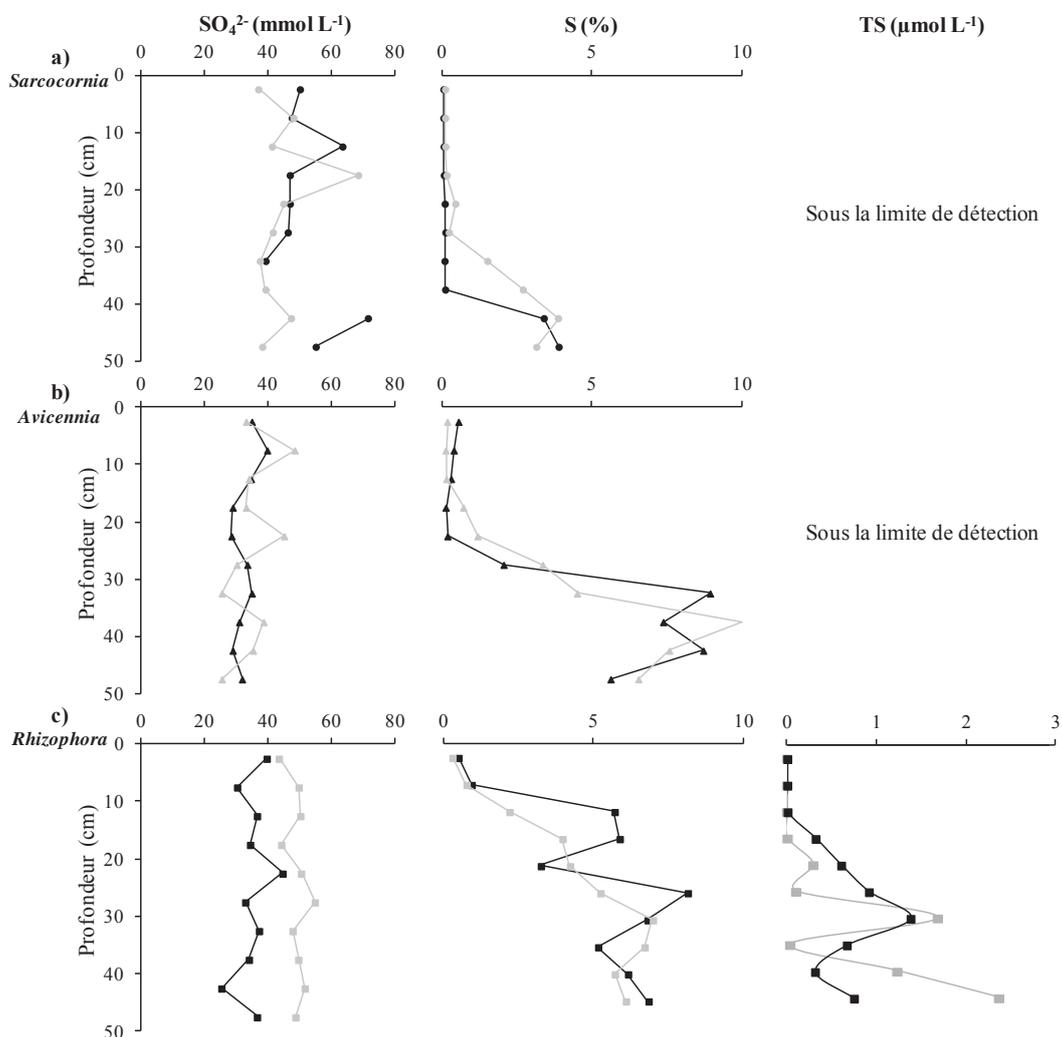


Figure IV.11. Concentrations en SO_4^{2-} , soufre particulaire total (S) et sulfure libre dissous totale (TS) mesurées dans les sédiments de *Sarcocornia* (a) *Avicennia* (b) et *Rhizophora* (c) dans la mangrove contrôlée (en gris) et anthropisée (en noir) en juin 2009.

Les profils de soufre particulaire total sont similaires dans les sédiments de *Sarcocornia*, avec une concentration quasiment nulle jusqu'à 30 et 40 cm avant une

augmentation rapide pour atteindre un maximum de 3.5 % dans les deux sites (Figure IV.11.a). Les profils de soufre total sont également similaires dans les deux sites d'*Avicennia* où la teneur est inférieure à 1 % jusqu'à respectivement 15 et 25 cm dans C_A et A_A, puis augmente rapidement dans les deux sites atteignant des maxima de 10 et 9 % respectivement autour de 40 cm. Enfin, dans les zones de *Rhizophora* (Figure IV.11.c), les deux sites ont également des profils similaires avec une teneur qui augmente dès la surface du sédiment pour atteindre des maxima en profondeur de 7 et 8 % respectivement dans les sites C_R et A_R.

Les concentrations en sulfures dissous sont sous la limite de détection de la sonde (1 $\mu\text{mol L}^{-1}$) dans les sites de *Sarcocornia* et *Avicennia* (Figure IV.11.a) et b). Le sulfure dissous est détectable dans les deux sites de *Rhizophora* à partir d'une profondeur de 20 cm dans C_R et de 10 cm dans A_R, avec des valeurs maximums mesurées de $3.4 \pm 3.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ à C_R et $1.4 \pm 2 \mu\text{mol L}^{-1}$ à A_R sous 30 cm de profondeur (Figure IV.11.c).

IV.2.3.4. Le phosphore dissous et particulaire

La teneur en phosphore organique dissous (POD) est quasiment nulle et homogène dans la colonne sédimentaire sous les zones de végétation à *Sarcocornia*, ne dépassant pas 1 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (Figure IV.12.a). Les zones d'*Avicennia* ont des valeurs de POD plus élevées (Figure IV.12.b). Dans la zone contrôle, la concentration est de moins de 2.0 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en surface et augmente à 5.0 $\mu\text{mol L}^{-1}$ sous 20 cm (Figure IV.12.b). Dans la zone anthropisée, les concentrations en POD tendent à diminuer avec la profondeur et sont comprises entre 0.5 et 3.0 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Dans les zones de *Rhizophora* la teneur en POD dans le site C_R augmente de la surface, où elle est de $0.8 \pm 1 \mu\text{mol L}^{-1}$, à 15 cm où la concentration se stabilise entre 2.5 et 3.0 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (Figure IV.12.c). Dans la mangrove anthropisée, la concentration est significativement plus importante par rapport au site C_R sur l'ensemble de la profondeur (test de WMW, $p < 0.05$).

Dans la zone C_S, la concentration en PID est minimum dans les 30 premiers cm de profondeur (inférieure à 1 $\mu\text{mol L}^{-1}$) et augmente sous 30 cm (Figure IV.12.a), tandis qu'au site A_S elle est homogène et ne dépasse pas $2.4 \pm 3.2 \mu\text{mol L}^{-1}$. Au niveau du site A_A (Figure IV.12.b), les concentrations présentent d'importantes variabilités entre répliquas mais deux zones enrichies se définissent, une en surface du sédiment et une en profondeur, avec des valeurs dépassant 15 $\mu\text{mol L}^{-1}$ sous 40 cm. Dans le site *Rhizophora* contrôle (Figure IV.12.c), le PID est maximum en surface avec $1.2 \pm 0.2 \mu\text{mol L}^{-1}$ et diminue pour être quasiment nulle

en profondeur. Au niveau du site A_R, la concentration est également faible exceptée entre 20 et 30 cm où elle dépasse 10 $\mu\text{mol L}^{-1}$.

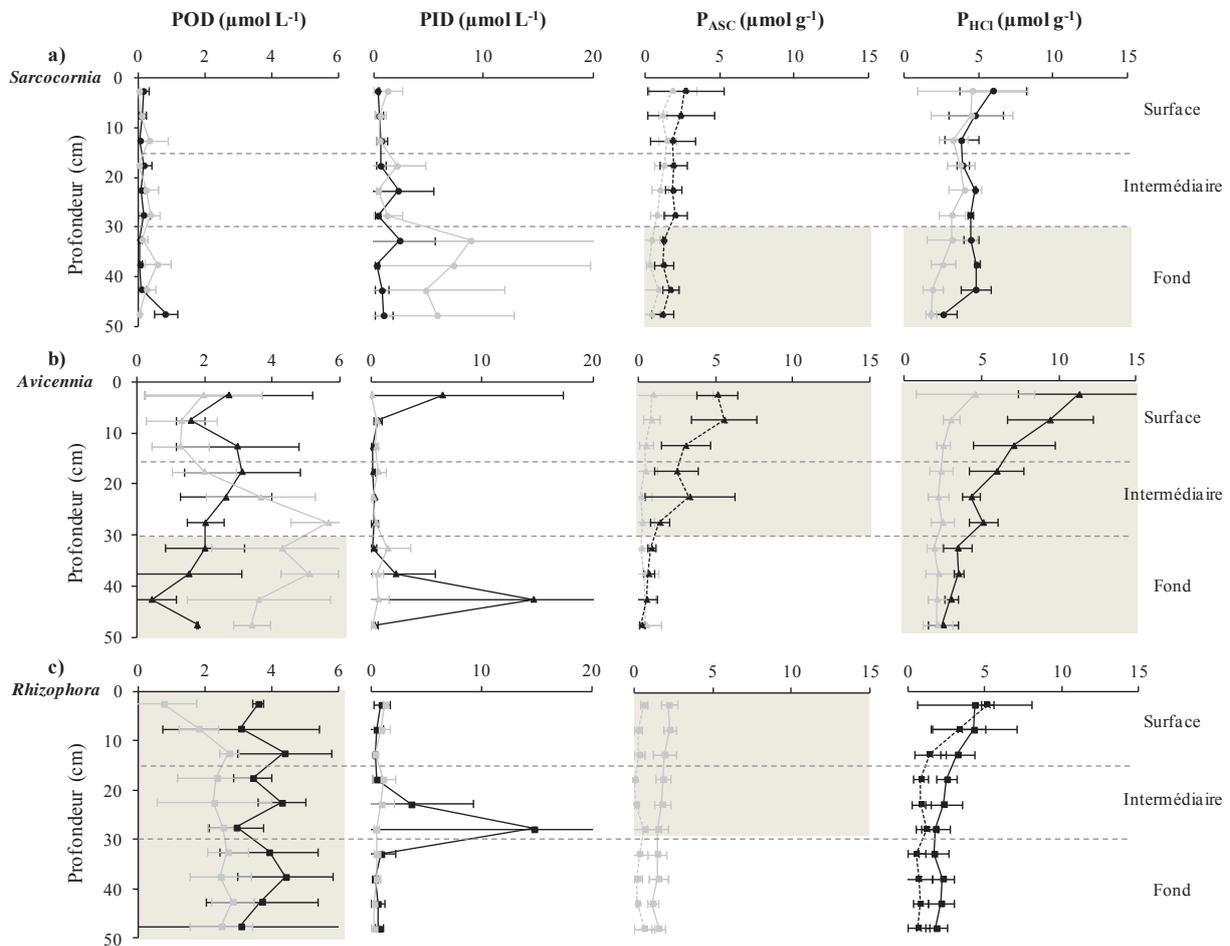


Figure IV.12. Concentrations des fractions dissoutes du phosphore (POD et PID en $\mu\text{mol L}^{-1}$), et concentrations des fractions solides extraites par ascorbate (P_{ASC} en $\mu\text{mol g}^{-1}$, en pointillés) et HCl 1N (P_{HCl} en $\mu\text{mol g}^{-1}$, en trait plein) mesurées dans les sédiments de *Sarcocornia* (a) *Avicennia* (b) et *Rhizophora* (c) dans la mangrove contrôle (en gris) et anthropisée (en noir) en juin 2009. Moyenne sur 3 répliques $\pm \sigma$. Lorsque la différence est significative (Test de WMW, $p < 0,5$) pour une zone de profondeur entre la mangrove contrôle et anthropisée, la couche de sédiment est grisée.

Les fractions solides du phosphore (P_{ASC} et P_{HCl}) diminuent entre la surface et la profondeur du sédiment dans le site *Sarcocornia* contrôle, passant de $1.8 \pm 1.6 \mu\text{mol g}^{-1}$ à moins de $0.5 \mu\text{mol g}^{-1}$ pour P_{ASC}, et de $4.6 \pm 3.7 \mu\text{mol g}^{-1}$ à moins de $2 \mu\text{mol g}^{-1}$ (Figure IV.12.a). Dans la mangrove anthropisée, les profils sont similaires à ceux du site C_S mais les concentrations sont plus élevées, en particulier dans la zone sous 30 cm (test de WMW, $p < 0.05$). En ce qui concerne C_A, P_{ASC} et P_{HCl} présentent des profils similaires à la zone de *Sarcocornia*, avec des valeurs décroissantes entre la surface et la profondeur du sédiment (Figure IV.12.b). Au niveau du site anthropisé A_A, les concentrations des deux

fractions solides sont maximales en surface ($5.0 \mu\text{mol g}^{-1}$ et $11 \mu\text{mol g}^{-1}$ respectivement pour P_{ASC} et P_{HCl}) et diminuent régulièrement en profondeur pour être minimales sous 40 cm. Dans le sédiment de *Rhizophora* contrôle (Figure IV.12.c), P_{ASC} est homogène et inférieure à $0.6 \mu\text{mol g}^{-1}$.

La phase plus réfractaire P_{HCl} est également homogène avec des valeurs ne dépassant pas $2.2 \mu\text{mol g}^{-1}$ (Figure IV.12.c). Dans la mangrove à *Rhizophora* anthropisée, les concentrations des deux fractions sont maximums à la surface ($5.1 \pm 0.4 \mu\text{mol g}^{-1}$ et $4.3 \pm 3.8 \mu\text{mol g}^{-1}$ pour P_{ASC} et P_{HCl} respectivement). La variabilité de nos répliques sur les valeurs de P_{HCl} doit certainement expliquer la présence d'une valeur moyenne plus élevée pour P_{ASC} en surface du sédiment. La fraction P_{ASC} est significativement plus riche dans les zones de surface et intermédiaire de la mangrove anthropisée (test de WMW, $p < 0.5$), tandis que la fraction plus réfractaire ne présente pas de différences significatives entre les deux mangroves.

IV.4. DISCUSSION

IV.4.1. Influence de la zonation végétale et du rejet d'effluents sur la matière organique benthique et les conditions physico-chimiques des sédiments

IV.4.1.1. Caractérisation de la matière organique dans les sédiments

La teneur en COP augmente selon un gradient intertidal entre la zone amont occupée par la *Sarcocornia*, de faible teneur en COP, la zone intermédiaire colonisée par les *Avicennia* et jusqu'à la zone de front de mer, la plus riche en COP, occupée par la végétation de *Rhizophora* (Figure IV.13). Cette évolution est classique des sédiments de mangrove (Ferreira et al., 2010), dont la colonisation végétale est contrôlée par la durée d'inondation et la salinité (Pennings and Callaway, 1992). Ainsi le COP est le reflet des caractéristiques spécifiques de chaque végétation telles que la densité et le couvert végétal, la production de litière, et le développement du système racinaire (Alongi et al., 2000 ; Marchand et al., 2004 ; Kristensen et al., 2008).

La teneur en COP des sédiments diffère également entre la mangrove anthropisée par les effluents crevetticoles et la mangrove contrôle (Figure IV.13). Les effluents rejetés par la ferme sont chargés en MOP et enrichis en nutriments dissous (Cf. Chapitre II. Table.II.1). Cet

apport de MOP contribue à l'enrichissement du sédiment de surface en COP constaté dans la mangrove anthropisée (Figure IV.13). De plus, les apports d'effluents augmentent la production primaire planctonique et benthique de la mangrove (Burford et al., 2003 ; Thomas et al., 2010) ; Cf. Chapitre II), et le flux de MOP à la surface des sédiments est donc intensifié par rapport à la mangrove contrôle.

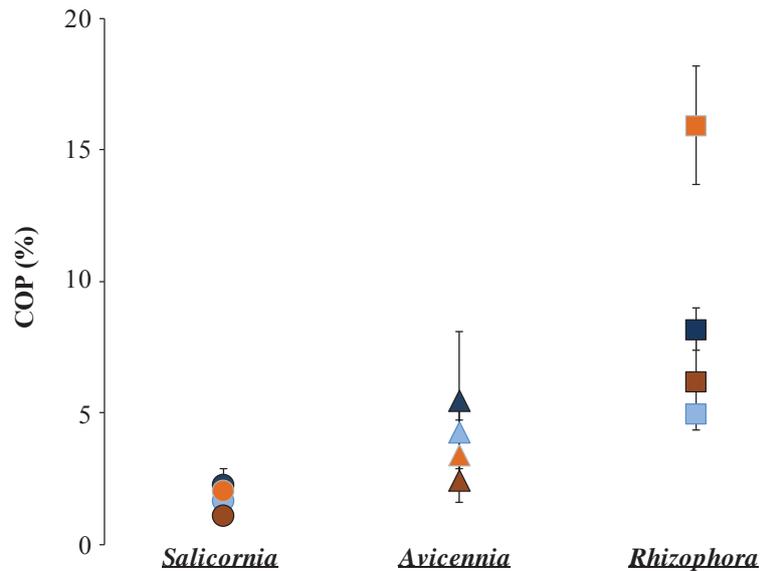


Figure IV.13. Comparatif des teneurs en carbone organique particulaire (COP) mesurées à la surface des sédiments de la mangrove contrôlée (bleu clair) et de la mangrove anthropisée (bleu foncé), et la moyenne intégrée entre 2.5 et 30 cm de profondeur de la mangrove contrôlée (marron clair) et de la mangrove anthropisée (marron foncé).

Sous environ 30 cm de profondeur, les sédiments des trois habitats présentent une couche enrichie en COP (entre 8 et 16%) qui est composée en grande majorité de tissus et de fibres caractéristiques des *Rhizophora* (Figure IV.14 ci-dessous).

Les marqueurs isotopiques ($\delta^{13}\text{C} < -25\text{‰}$), le rapport C/N (>30) et les indices issus de la pyrolyse Rock-Eval sont similaires dans l'ensemble des sites de prélèvement à cette profondeur, et montrent que la MO qui la constitue est peu dégradée, les valeurs se rapprochant de celles établies sur des tissus frais de feuilles ($\delta^{13}\text{C} \sim -28\text{‰}$; C/N ~ 54 , Table IV.3) et de racines ($\delta^{13}\text{C} \sim -30\text{‰}$; C/N ~ 57 (Marchand et al., 2005)) de *Rhizophora*. Le caractère réfractaire des tissus de *Rhizophora* est dû à leur richesse en tannins (Lacerda et al., 1995), ce qui permet leur conservation en profondeur. L'enfouissement et la conservation d'un stock racinaire mort et peu dégradé est un processus de conservation de nutriments dans

les sols de mangrove (Alongi et al., 2002). Le stock de racines mortes est souvent dominant sur le stock de racines vivantes pouvant représenter entre 36 et 88% de la biomasse totale vivante du palétuvier (Alongi et al., 2003 ; Ferreira et al., 2007). Cependant, la richesse des sédiments en fibres de *Rhizophora* sous les zones de *Sarcocornia* et d'*Avicennia* (Figure IV.14) peut également être liée à un changement brusque du niveau marin conjugué à un dépôt sédimentaire massif pour expliquer une telle conservation des tissus, comme cela a déjà pu être observé en Nouvelle-Calédonie (Marchand et al., 2011) ou en Guadeloupe (Lallier-Verges et al., 2008).

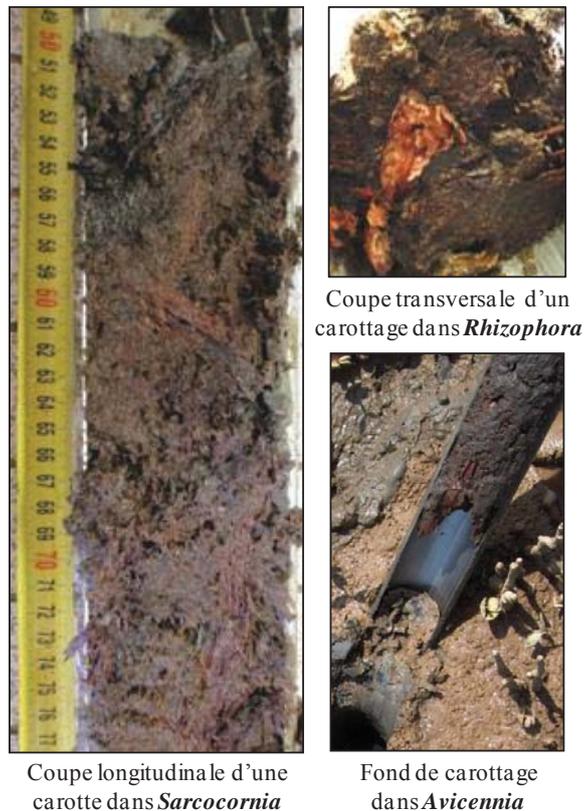


Figure IV.14. Photos de la zone de paléo-racines de *Rhizophora* présente sous 30 cm de profondeur sous les trois végétations, aussi bien dans la mangrove contrôlée que dans la mangrove anthropisée.

La partie du sédiment comprise entre 0 et 30 cm de profondeur reflète plus particulièrement les caractères physiques et biologiques propres à chacune des zones végétales. C'est particulièrement sur cette zone contrôlant le dépôt, la production et la dégradation de la MO à une échelle de temps plus courte que se portera notre attention dans la suite de cette première partie.

IV.4.1.2. Influence de la zonation végétale et du rejet d'effluents sur les conditions physico-chimiques des sédiments

IV.4.1.2.1. Conditions physico-chimiques des sédiments de la zone à *Sarcocornia*

La *Sarcocornia* est une espèce tolérante à de fortes salinités mais sensible à la durée d'inondation (Pennings and Callaway, 1992). Dans les deux mangroves étudiées, elle se développe sur un sédiment très fréquemment émergé du fait de sa position haute dans l'estran. Cette localisation induit un fort taux d'évaporation qui se traduit par une faible teneur en eau (moyenne de 50%, avec des minimums en surface de 40% et 46% dans les zones contrôle et anthropisée respectivement) et de fortes salinités (moyenne de 55 dans les deux sites) (Tableau IV.4). Les précipitations ayant précédé les prélèvements en juin 2009 expliquent les faibles salinités mesurées en surface des sédiments de cet habitat, qui peuvent atteindre 98 durant la saison sèche (comme mesuré en novembre 2009).

Les teneurs en COP dans les zones de *Sarcocornia* sont relativement faibles (2.1% dans la mangrove contrôle et 1.1% dans la mangrove anthropisée de moyenne sur les 30 premiers cm) par rapport aux valeurs mesurées dans les zones de mangrove, généralement comprises entre 0.5 et 15% (Alongi, 2009). La MO provient majoritairement de la surface des sédiments dans les zones de *Sarcocornia*, comme le montre la décroissance rapide du COP entre la surface et 2.5 cm qui traduit la dégradation des dépôts de matière de surface (Figure IV.5). D'après les indicateurs isotopiques, la MO à la surface des sédiments (C/N de 12.5 ± 0.6 et $\delta^{13}\text{C}$ de -22‰) semble être principalement constituée d'un mélange entre les débris de *Sarcocornia* ($\delta^{13}\text{C} \sim -18\text{‰}$ et C/N ~ 10 , Tableau IV.3) et de micro-algues benthiques ($\delta^{13}\text{C} > -24\text{‰}$ et C/N < 10) (Figure IV.15) probablement dominées par des cyanophycées, qui forment des tapis encroûtant dans les zones les moins végétalisés des *Sarcocornia*. De plus, l'absence visible de litière en surface du sédiment et les valeurs des marqueurs isotopiques éloignées de celles des feuilles fraîches, aussi bien des palétuviers que des *Sarcocornia* (dont le $\delta^{13}\text{C}$ est inférieur à -27‰ , Tableau IV.2), traduisent le très faible apport de MO par la litière dans cette zone aussi bien dans la mangrove contrôle que dans la mangrove anthropisée (Figure IV.15). Le marnage étant faible en Nouvelle Calédonie ($\sim 1\text{m}$ au maximum), la litière déposée dans les zones les plus en aval de *Rhizophora* et d'*Avicennia*, a plutôt tendance à

rester retenue par les racines aériennes, qu'à être transportée jusqu'aux zones amonts de *Sarcocornia* (Furukawa et al., 1997).

Dans les deux zones de *Sarcocornia*, la MO déposée en surface est rapidement dégradée dans les premiers cm, ce qui est visible par la diminution du COP et par la décroissance des valeurs d'IH et l'augmentation des valeurs d'IO (Marchand et al., 2008) (Figure IV.5). Le système racinaire des *Sarcocornia* étant faiblement développé et localisé uniquement dans les 10 premiers cm, il ne contribue pas à un apport important de MO labile dans la colonne sédimentaire. De plus, les variations $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ en profondeur, dont les valeurs sont seulement disponibles pour les sédiments anthropisés, confirment des processus de dégradation sous la surface du sédiment entre 0 et 10 cm par l'enrichissement de leurs valeurs (Figure IV.5) (Holmes et al., 1999a).

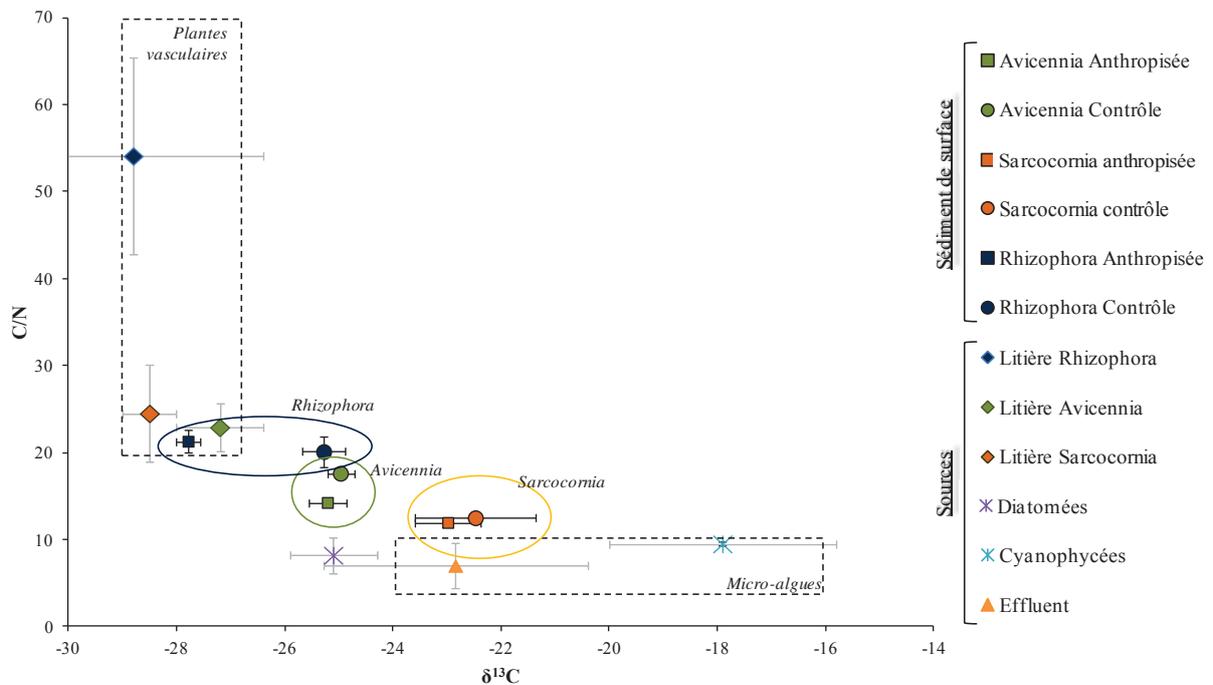


Figure IV.15. Moyennes des valeurs de C/N et de $\delta^{13}\text{C}$ des sédiments des zones de végétation dans les deux mangroves, et les signatures moyennées des sources de MO identifiées, ainsi que les gammes de valeurs bibliographiques des micro-algues (Meyers, 1994) et des plantes vasculaires (Bouillon et al., 2003 ; Marchand et al., 2005).

Par ailleurs, les sédiments de la zone à *Sarcocornia* dans les deux mangroves présentent les conditions les moins réductrices des trois zones de végétation (Figure IV.8). D'une part, la faible couverture par les eaux et la dessiccation (créant des fentes de dessiccation) permet une pénétration régulière de l'oxygène atmosphérique. D'autre part, la

circulation de l'oxygène est accentuée par la présence de galeries de crabes (Botto and Iribarne, 2000) (Figure IV.2). En particulier, les galeries appartenant au genre *Uca* sp. (densité estimée à 20 galeries /m² dans les deux mangroves) favorisent la pénétration de l'oxygène dans le sédiment en augmentant les surfaces d'échange sédiment/air, et ce même au cours de la marée haute en fermant hermétiquement l'entrée de leurs galeries (Nielsen et al., 2003). Ces conditions peu réductrices participent à la décomposition rapide de la MO observée dans les premiers cm de profondeur, les processus bactériens ne se trouvant pas limités par la disponibilité en oxydant. Les sédiments de *Sarcocornia* anthropisés présentent des potentiels redox plus élevés que ceux des sédiments sous la zone contrôle (Figure IV.5 et IV.13). Pourtant, le sédiment de surface est plus riche en MO dans la zone de *Sarcocornia* recevant les effluents par rapport à la zone contrôle (Figure IV.13). La MO de surface dans les zones de *Sarcocornia* est principalement constituée de micro-algues benthiques (Figure IV.15). Ceci est dû à l'apport des effluents qui représentent une source additionnelle de nutriments (Cf. Chapitre II). Ce développement plus important de micro-algues doit contribuer à une oxygénation plus efficace des premiers mm, tout en fournissant une MO particulièrement labile (C/N faible) favorisant l'assimilation bactérienne et la reminéralisation, et réduisant au contraire le stockage de MO (Fenchel et al., 1998). Cela pourrait expliquer l'observation d'une teneur plus faible en COP en profondeur dans la zone de *Sarcocornia* anthropisée par rapport à la zone contrôle, tandis que la concentration en surface est plus importante.

IV.4.1.2.2. Conditions physico-chimiques des sédiments de la zone à *Avicennia*

Les zones colonisées par les *Avicennia* sont plus productives et ont des teneurs en MO plus élevées que les zones de *Sarcocornia*. (Figures IV.6 et IV.15). Ces strates reçoivent l'apport de deux types de MO en proportion différentes dans les deux mangroves : la litière et la production phytobenthique (Figure IV.15). Les sédiments de surface sous les *Avicennia* présentent des valeurs de C/N comprises entre 15 et 20 environ, et le $\delta^{13}\text{C}$ y est plus appauvri que dans les sites de *Sarcocornia* (-25‰ dans les deux sites). Ces valeurs montrent que le développement de micro-algues benthiques et/ou la sédimentation de MO marine contribuent au pool de MO benthique dans cette zone de végétation, dont la litière des *Avicennia* est vraisemblablement le principal contributeur présentant un rapport C/N typiquement plus élevé (>20, Tableau IV.3) et un $\delta^{13}\text{C}$ plus appauvri (~-27.5‰, Tableau IV.3).

La zone d'*Avicennia* anthropisée présente en surface une teneur plus élevée en COP avec une contribution marine plus importante ($C/N \sim 14.3 \pm 0.3$) que dans la zone contrôle ($C/N \sim 17.6 \pm 0.6$) (Figure IV.13 et IV.15). La plus forte densité en palétuvier dans la zone anthropisée par rapport à la zone contrôle devrait entraîner une contribution plus importante de la litière au sédiment. Cependant, l'apport des effluents chargés en MO particulaire planctonique contribue à la fois directement et indirectement (après reminéralisation), au développement de la production primaire de la colonne d'eau et du sédiment (Burford et al., 2003 ; McKinnon et al., 2002a, 2002b). Le caractère plus labile de cette MO est confirmé par un IH et un IO respectivement plus fort et plus faible dans la mangrove anthropisée par rapport à la mangrove contrôle (Marchand et al., 2008).

En profondeur, la présence du système racinaire des *Avicennia* engendre des valeurs de COP et C/N plus élevées, et un appauvrissement du $\delta^{13}C$ (Figure IV.6). Parallèlement, la MO dans la colonne sédimentaire d'*Avicennia* anthropisée présente des valeurs isotopiques de $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$ enrichies par rapport aux sédiments de la mangrove contrôle (Figure IV.6). Ces valeurs peuvent être expliquées de deux manières : soit la MO dans ces sédiments est constituée de matériel plus facilement dégradé (Freudenthal et al., 2001), soit la MO est dégradée par des processus bactériens qui engendrent un enrichissement de ces marqueurs dans le réseau bactérien. En parallèle, les indices issus de la pyrolyse Rock-Eval montrent que la MO se dégrade dans les 20 premiers cm de profondeur, en particulier dans la mangrove anthropisée (diminution et augmentation respective des indices d'IH et d'IO (Marchand et al., 2008) avec un contenu en COP qui semble plus faible dans la mangrove anthropisée par rapport à la contrôle même si les écarts types ne permettent pas de les distinguer. Ces mesures et observations confirment l'hypothèse d'une dégradation plus intense.

Par ailleurs, les sédiments présentent un caractère moins réducteur dans la zone recevant les effluents par rapport aux sédiments de la mangrove à *Avicennia* contrôle (Figure IV.8). Ce qui peut paraître paradoxal puisque ces derniers sont reconnus pour entraîner de plus forte demandes en oxygène (Cf. Chapitre II) et des phénomènes d'eutrophisation et d'hypoxie dans les environnements receveurs. Néanmoins, les *Avicennia* ont de fortes capacités d'oxygénation du sédiment par le biais de leur rhizosphère (Thibodeau and Nickerson, 1986 ; McKee, 1993), et plus encore dans une forêt mature où les densités en palétuviers et en pneumatophores sont plus grandes (Marchand et al., 2004). La densité et la taille plus développée des *Avicennia* dans la mangrove anthropisée, liées directement à

l'activité de la ferme (f. Chapitre I), et associées à une forte densité de pneumatophores, contribuent à maintenir un potentiel redox élevé dans le sédiment (McKee, 1993). La croissance des pneumatophores est en effet favorisée en cas d'immersion prolongée, ce qui est le cas dans la zone recevant les effluents, confirmée également par la teneur en eau plus élevée en surface (Tableau IV.3). De plus, la présence de galeries d'*Uca* sp., deux fois plus fortes dans la zone anthropisée (60 galeries m⁻²) par rapport à la zone contrôle (30 galeries m⁻²) contribue aussi à l'oxygénation du sédiment (Botto and Iribarne, 2000). Ces organismes qualifiés d'« ingénieurs » des sédiments de mangrove de part leurs activités bioturbatrices, ont un rôle central dans la décomposition de la litière par leur action de fragmentation qui favorise la colonisation bactérienne (Kristensen, 2008), et donc contribuent à la décomposition de la MO en surface du sédiment, et dans la colonne sédimentaire en oxygénant leurs terriers.

IV.4.1.2.3. Conditions physico-chimiques des sédiments de la zone à *Rhizophora*

Les zones de *Rhizophora* sont les plus soumises à l'influence marine en raison de leurs positions intertidales basses. Elles sont immergées lors de chaque marée haute et ne sont émergées que quelques heures par jour. Les sédiments sont particulièrement saturés en eau avec des moyennes de 70 et 64% respectivement dans les zones contrôle et anthropisée (Tableau IV.3). La salinité des sédiments est plus faible que dans les autres habitats du fait de l'immersion plus fréquente limitant l'évaporation. Cela est particulièrement remarquable dans la zone de *Rhizophora* anthropisée, qui est le réceptacle direct du canal drainant les bassins (Figure IV.1).

Les zones de *Rhizophora* sont les plus denses et les plus riches en MO avec un COP moyen de $7.9 \pm 2.3\%$ dans la zone contrôle et de $6.2 \pm 1.8\%$ dans la zone anthropisée pour les 30 premiers cm (Figure IV.13). La contribution de la litière est dominante en surface dans les deux zones, en particulier dans la mangrove anthropisée (Figure IV.15). En effet, les valeurs de C/N (≥ 20) et de $\delta^{13}\text{C}$ (-25 et -28‰ respectivement dans C_R et A_R, Figure IV.7) sont presque identiques à celles des feuilles de palétuviers (Tableau IV.2 et Figure IV.15). Dans la mangrove contrôle, la densité plus faible du couvert végétal, et donc la disponibilité en rayonnement plus importante à la surface du sédiment, doit certainement permettre un développement de l'activité algale benthique plus grand conduisant à une dilution du signal de la litière (Figure IV.15). A l'inverse, dans la zone anthropisée, le couvert végétal est très

dense, s'accompagnant d'une production de litière plus riche. De plus, les feuilles de *Rhizophora* étant très riches en tannins, elles ont tendance à diminuer l'activité benthique des micro-organismes (Alongi et al., 1989).

De par la richesse en MO des sols de *Rhizophora* et du fait de la faible capacité d'oxygénation de ses racines (Thibodeau and Nickerson, 1986), le sédiment devient rapidement anoxique sous la surface, en particulier dans la zone anthropisée où l'apport de MO est plus important.

En profondeur, le développement racinaire important des *Rhizophora* (Hesse, 1961) (Figure IV.15) tend à homogénéiser le sédiment. Ainsi, les indicateurs de qualité de la MO (Figure IV.7) varient peu sur la profondeur, les racines vivantes se retrouvant mélangées aux débris anciens situés sous 30 cm. Les *Rhizophora* ont un maximum de concentration en racines vivantes entre 5 et 25 cm de profondeur (Otero et al., 2006) (Figure IV.15), ce qui expliquerait au regard de l'évolution de l'indice d'hydrogène (Figure IV.7), la présence de MO plus fraîche entre 5 et 20 cm de profondeur dans nos sites (Marchand et al., 2008).

IV.4.1.3. Comparaison des sédiments des trois strates végétales

La teneur en MO est la plus faible dans la zone amont la moins productive occupée par les *Sarcocornia* du fait des conditions édaphiques plus extrêmes (salinité, évaporation) (Figure IV.16). Elle augmente dans la zone intermédiaire occupée par les *Avicennia*, aussi bien en surface qu'en profondeur, du fait d'une rhizosphère plus dense. Enfin, elle est maximale dans la zone de *Rhizophora*. L'augmentation du couvert végétal de la *Sarcocornia* vers les *Rhizophora*, entraîne à la fois une diminution de la disponibilité lumineuse et une plus forte production de litière qui réduit la part de la production primaire benthique. Ainsi, dans la mangrove contrôlée, le sédiment évolue d'oxique vers anoxique entre l'amont et l'aval (Figure IV.16).

L'apport des effluents dans la mangrove anthropisée entraîne l'augmentation du contenu en MO à la surface des sédiments dans les trois zones végétales (Figure IV.16). Cela est probablement à la fois une conséquence directe de la sédimentation de la MOP contenue dans les effluents (Cf. Chapitre II), et de la production primaire accentuée dans la mangrove anthropisée (litière, production primaire benthique et pélagique). Cependant, bien que le flux de MO en surface soit accentué, le contenu en MO en profondeur est plus faible, ce qui reflète

probablement des processus de dégradations accentués. Enfin, du fait de l'augmentation de la bioturbation par les systèmes racinaires, liée au développement exceptionnel des *Rhizophora* et des *Avicennia*, et par la présence accrue de galeries de crabes, les sédiments ont des caractères plus oxiqes dans la mangrove anthropisée, excepté pour la zone de *Rhizophora*. D'une part parce que l'immersion quasi-permanente limite la pénétration et les échanges d'air dans les sédiments Et d'autre part les racines de *Rhizophora* ayant des capacités d'oxygénation plus faibles que les racines d'*Avicennia* (Gleason et al., 2003 ; Otero et al., 2006), leur développement ne conduit pas à promouvoir l'oxygénation mais au contraire augmente la demande du sédiment en oxygène par la plus forte teneur en MO.

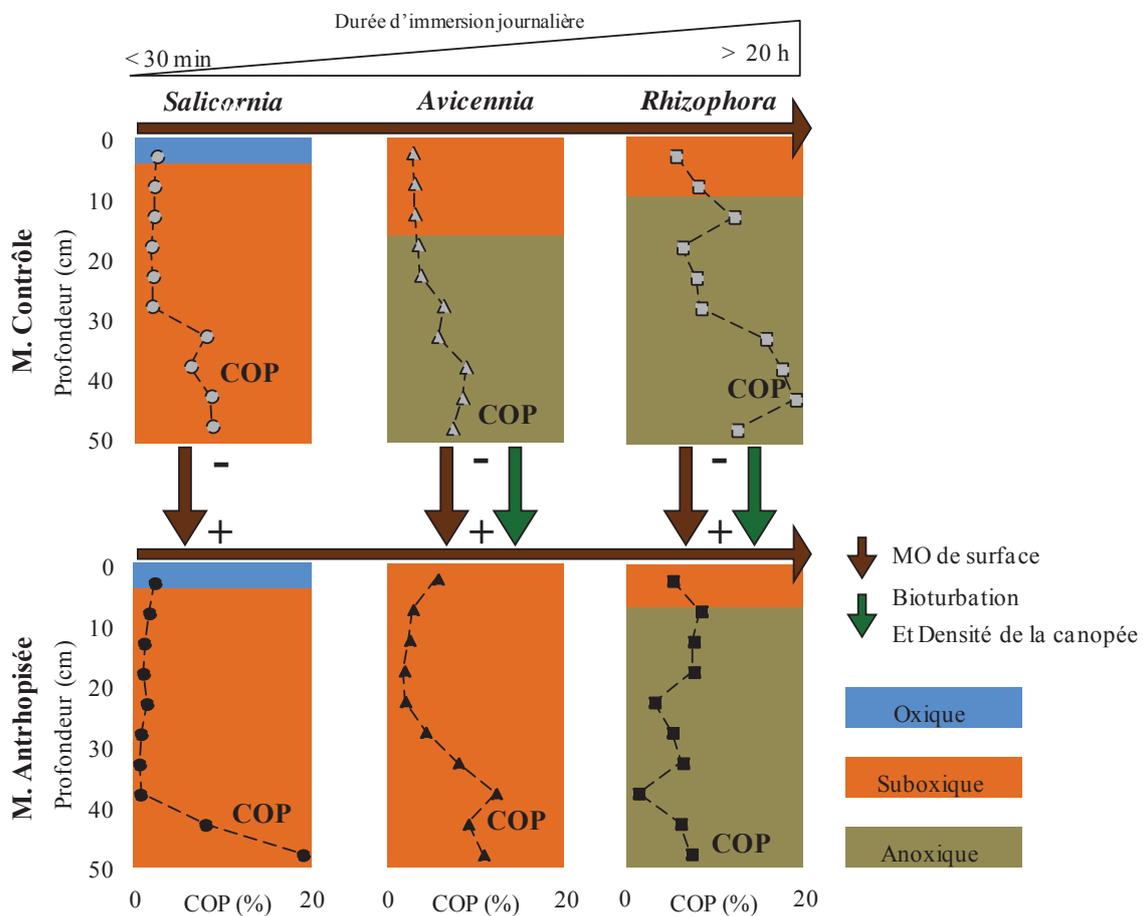


Figure IV.16. Comparaisons des deux mangroves et des strates végétales par rapport à leurs teneurs en MO et en oxygène.

Ainsi, les conditions biogéochimiques différentes des sédiments dans les trois zones végétales, et les modifications de ces conditions par l'apport des effluents de la ferme

crevetticole, vont induire une dynamique différente des espèces biogéochimiques majeures (azote, fer, soufre et phosphore).

IV.4.2. Distributions verticales des espèces géochimiques majeures

IV.4.2.1. Dynamique des espèces azotées

Malgré une importante productivité, la mangrove est un écosystème limité en azote et a, de ce fait, développé des capacités de recyclage du pool d'azote dissous grâce à un couplage étroit entre les plantes vasculaires et les micro-organismes (Alongi, 1996 ; 2005) (Cf. Chapitre I). Le NOD exsudé depuis les racines alimente les processus bactériens d'ammonification dans les sédiments de mangrove (Nedwell et al., 2004). Dans nos zones d'études, les concentrations en NOD sont du même ordre de grandeur, bien qu'il existe une forte variabilité entre les triplicats (Figure IV.9). L'hétérogénéité spatiale des eaux interstitielles est importante dans les sols de mangrove, résultats de l'effet bioturbateur des galeries de crabes et du développement racinaire (Alongi, 1996). Dans les sites de *Sarcocornia*, la présence d'ammonification est visible par l'accumulation de NH_4^+ dans la partie la plus réduite des sédiments sous 15 cm (Figure IV.9), en particulier dans la mangrove contrôle. Dans cette zone de végétation, le NH_4^+ produit en subsurface est vraisemblablement nitrifié, produisant un pic de concentration en nitrate à 10 cm, traduisant la présence d'une zone oxygène (Froelich et al., 1979 ; Emerson, 2003), conforme à nos valeurs redox. Ce stock de nitrate est aussi alimenté par la nitrification du NH_4^+ diffusant depuis la profondeur par la dégradation du pool de MO des paléo-racines de *Rhizophora*. La décroissance de la concentration en NO_x est le reflet de processus de dénitrification, voie de minéralisation importante dans les sédiments de mangrove lorsque le nitrate est disponible (Rivera-Monroy and Twilley, 1996 ; Lee and Joyce, 2006). Les profils présentés ici rejoignent ce qui a pu être observé dans les zones de mangrove amont au cours du Chapitre II, où la dénitrification est favorisée par la disponibilité en oxygène permettant la nitrification. Ce processus est une étape indispensable pour permettre une disponibilité en nitrate dans les sédiments de mangrove (Alongi, 1996 ; Chiu et al., 2004 ; Alongi et al., 2005).

Dans les zones colonisées par les *Avicennia* et les *Rhizophora*, les concentrations en NH_4^+ et en NO_x sont très faibles dans les eaux interstitielles, aussi bien dans la mangrove contrôle que dans la mangrove anthropisée (Figure IV.9). Clough (1992) et Alongi (1996) ont

démontré une forte consommation de NH_4^+ par les palétuviers pour leur croissance qui peut expliquer ce déficit. En effet, environ 90% du NH_4^+ absorbé par les palétuviers l'est par l'intermédiaire des racines principales et secondaires, tandis que le NH_4^+ présent dans la colonne d'eau compte pour moins de 10% de ce qui est nécessaire à la production primaire (Alongi et al., 2002). Ce dernier a calculé un flux de $1185 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ de NH_4^+ par une forêt de *Rhizophora*, principalement associé à des processus d'ammonification, avec un recyclage extrêmement rapide de l'ammonium (quelques heures à deux jours). Ainsi, les zones de mangrove occupées par les palétuviers sont des puits pour le NID dans les eaux interstitielles, par la dynamique rapide entre processus de dégradation et consommation.

Seule la surface des sédiments (>15 cm) de la zone de *Rhizophora* anthropisée a une teneur significative en NH_4^+ (Figure IV.6). Cette zone étant la plus riche en MO du fait de l'apport constant en effluent sortant directement du canal, et de la production de litière, les processus d'ammonification sont intensifiés comparativement à des zones moins riches en MO. De plus, l'immersion quasi-permanente associée à une luminosité faible (couvert végétal très dense) limite le développement de micro-algues benthiques (également confirmé par les résultats du Chapitre III), qui sont d'importantes consommatrices de NH_4^+ dans les sols de mangroves, réduisant les flux entre le sédiment et la colonne d'eau (Alongi, 1996). Leurs faibles développements dans la zone de *Rhizophora* anthropisée doit contribuer, en même temps que les conditions anoxiques, à maintenir une concentration en NH_4^+ dans les eaux interstitielles de surface, à l'inverse du site contrôle où le développement de ces micro-algues est présent (Cf. Partie IV.3.1.3). Enfin, de part la morphologie des racines de *Rhizophora* en échasses, les fines racines secondaires sont présentes dans le sédiment qu'à partir d'une certaine profondeur (sous 10 cm) (Cf. Chapitre I et Figure IV.16) et non pas directement en surface, comme observé dans les mangroves à *Rhizophora* du Brésil (Otero et al., 2006). Ainsi, dans la zone de *Rhizophora*, il est probable que l'absence et/ou la présence d'un couvert algal à la surface des sédiments associé à l'absence de racines secondaires absorbant une partie du NID contrôle le stock de NH_4^+ dans les eaux interstitielles.

En résumé, les formes et les concentrations d'azote dissous dans les eaux interstitielles des deux mangroves sont contrôlées par la présence ou l'absence des réseaux racinaires. Les profils de NID dans les zones de *Sarcocornia* reflètent les processus de dégradation (ammonification-nitrification-dénitrification), tandis que la bioturbation et la consommation des palétuviers, à travers l'extension de leurs systèmes racinaires en profondeur, annulent

leurs concentrations dans la phase dissoute. Les profils de NO_x dans les deux zones de *Sarcocornia* semblent confirmer les mesures de nitrification du Chapitre II, avec des processus plus importants dans la zone de *Sarcocornia* anthropisée par rapport à la zone contrôle (stock de NO_x plus important). Par contre, dans les zones de palétuviers (*Avicennia* et *Rhizophora*), aucune différence n'est visible entre les profils, sauf en surface des *Rhizophora* anthropisés. Il est clair que les processus de recyclage de la MO déposée en surface des sédiments sont efficaces dans la mangrove anthropisée, et permettent de soutenir une croissance exceptionnelle des palétuviers dans cette zone.

IV.4.2.2. Dynamique du fer et du soufre

La sulfato-réduction, processus de dégradation habituellement dominant dans les écosystèmes côtiers riches en MO comme les mangroves, peut diminuer lorsque la disponibilité en oxygène ou en oxyde de fer réactifs augmente (Canfield et al., 2005 ; Kristensen et al., 2008). Dans les mangroves, la diffusion de l'oxygène au travers des sédiments par l'exondation et/ou par la bioturbation, permet la formation de micro-zones enrichies en oxydes de fer à proximité des zones de dessiccation, des racines et des terriers (Nielsen et al., 2003). La forme oxydée dissoute Fe^{3+} , qui peut précipiter rapidement sous forme d'oxyde de fer réactif (III) (Fe_{ASC}), est présente dans les eaux interstitielles des zones oxiques à suboxiques ($0 < \text{Eh} < 500 \text{mV}$; Figure IV.5 et IV.7). L'hétérogénéité des sédiments de mangrove, la réactivité des formes $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$, de la phase particulaire oxydée, et les artefacts lors des prélèvements conduisent à une importante variabilité de nos mesures. Cependant, la forme dissoute oxydée du fer est présente dans l'ensemble des zones de végétation et peut ainsi contribuer à la formation d'oxyde de fer. Au niveau de la mangrove témoin, la présence de Fe^{3+} dans les trois zones végétales et les valeurs de potentiel redox mesurées confirment la présence de zones suboxiques.

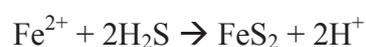
La zone de végétation de *Sarcocornia*, qui est la moins réductrice et la moins chargée en MO, présente du Fe^{3+} dans les eaux interstitielles sur l'ensemble de la profondeur du sédiment, excepté dans la zone oxique de surface où la forme dissoute doit être rapidement précipitée en oxyde de fer solide (Figure IV.10). Malgré la disponibilité en Fe(III) de la zone de *Sarcocornia* contrôle, la faible teneur en MO et la disponibilité en NO_x ne semble pas engendrer une réduction des oxydes de fer, traduit par la très faible concentration en Fe^{2+} , tout comme dans la mangrove anthropisée (Figure IV.7). En même temps, la présence de nitrate

peut également contribuer à oxyder rapidement le Fe^{2+} qui n'est alors plus détectable dans la phase dissoute (Van Cappellen and Wang, 1996).

Dans les zones de la mangrove contrôle occupées par les *Avicennia* et les *Rhizophora*, la présence conjointe de Fe^{3+} , de Fe^{2+} et de fer solide réactif (profil de Fe_{ASC}) (Figure IV.7) dans la zone suboxique de surface reflète une réduction des oxydes de fer, utilisés en surface comme accepteur d'électron pour la dégradation de la MO. En fond de carottes sous ces strates végétales et dans les deux mangroves, l'enrichissement en Fe_{ASC} et en Fe_{HCl} correspond à la zone de fibres de paléo-racines de *Rhizophora* sous 30 cm. Cet enrichissement peut s'expliquer par le fait que les racines des plantes aquatiques peuvent développer des concrétions de fer en surface de leurs tissus, formant des plaques dont la fonction est encore mal comprise, mais qui semblent jouer un rôle de protection en limitant l'absorption de composés réduits lorsque la plante se développe dans une zone anoxique (Lacerda, 1997 ; Sundby et al., 1998 ; Alongi et al., 2003). Ces concrétions sont constituées par des précipitations d'oxydes de fer et/ou manganèse formées au sein de microenvironnements oxydés à proximité des racines (Sundby et al., 1998).

Tandis qu'il n'y a pas de différence dans l'utilisation des oxydes de fer entre les deux zones de *Rhizophora*, elle semble exacerbée dans la zone d'*Avicennia* anthropisée par rapport à la zone contrôle. En effet, la présence des deux formes dissoutes (réduites et oxydées) et l'homogénéisation de la concentration en fer réactif, traduisent une utilisation des oxydes de fer entre 0 et 50 cm dans la zone d'*Avicennia* anthropisée (Figure IV.7). Le système racinaire plus développé des *Avicennia* dans cette zone, associé à une occupation des crabes plus importante, conduit à un sédiment suboxique qui permet un enrichissement en Fe(III) utilisable dans les processus de dégradation, accompagné par une faible sulfato-réduction.

La présence de Fe(III) a une influence sur le cycle du soufre dans les sédiments car il intervient dans l'oxydation des sulfures libres réduits, et par conséquent, contrôlent le stockage de soufre en profondeur, principalement sous forme de pyrite (Canfield et al., 1993 ; Holmer et al., 1994). Bien que les processus de sulfato-réductions soient dominants dans les mangrove (Kristensen et al., 2008), les sulfures libres dissous ($\text{TS}=\text{H}_2\text{S}+\text{HS}^-+\text{S}^{2-}$) sont en faibles concentrations car ils sont rapidement précipités sous forme de pyrite en présence de Fe^{2+} (Kostka et al., 1994):



La pyrite n'a pas été directement mesurée dans notre étude. Cependant, dans les zones de sédiments anoxiques des mangroves, le S total solide est en majorité composé de pyrite (Ferreira et al., 2007) dont la synthèse et la stabilisation sont favorisées dans les parties les plus réduites des sédiments. Tandis que les carottes sédimentaires prélevées dans les deux mangroves présentent une augmentation importante en soufre total particulaire sous la zone suboxique, les sulfures libres ont été seulement détectés dans les sédiments de *Rhizophora* (Figure IV. 8). Ces sédiments sont les plus anoxiques et sont reconnus pour être le siège de processus de sulfato-réductions, ce qui n'est pas le cas des zones peuplées par les *Avicennia* dont les sédiments sont généralement moins réduits (Lallier-Vergès et al., 1998 ; Alongi et al., 2000). Les systèmes racinaires stimulent la productivité bactérienne par leurs activités de respiration et la sécrétion de composés organiques, en particulier les bactéries sulfato-réductrices. Deborde (2007) a ainsi observé dans des zones colonisées de *Zostera noltii* des taux de sulfato-réduction associés à des populations de bactéries sulfato-réductrices d'environ 20 fois plus grandes à celles mesurées dans des sédiments non végétalisés. Ces processus sont accentués dans la zone de *Rhizophora* anthropisée du fait des conditions plus réduites entraînées par l'apport plus important en MO. Par contre, dans les sédiments des zones de végétation de *Sarcocornia* et d'*Avicennia*, la disponibilité en oxydants (O_2 , NO_3^- et $Fe(III)$) permet de limiter l'accumulation de sulfures libres dissous dans les eaux interstitielles car ils peuvent être rapidement oxydé dans ces zones (Kristensen et al., 1991).

En résumé, les processus de dégradation évoluent d'oxiques/suboxiques dans les zones de végétations les moins riches en MO, vers des processus majoritairement anoxiques dans les zones les plus riches en MO (Figure IV.18). Même si l'apport en MO est plus important en surface des sédiments de la mangrove anthropisée, la bioturbation (développement racinaire et abondance des crabes) permet une meilleure oxygénation et l'établissement de conditions moins réductrices. Cela explique que l'utilisation des oxydes de fer est favorisée par rapport à la sulfato-réduction dans les zones de *Sarcocornia* et d'*Avicennia* anthropisée par rapport aux mêmes strates végétales de la mangrove contrôle.

IV.4.2.3. Dynamique du phosphore

Les effluents produits par la ferme sont une source de PID, POD et surtout de POP (Cf. Chapitre II, Table II.1) pour la mangrove. Cet apport en phosphore augmente la production primaire (Burford et al., 2003 ; Thomas et al., 2010), et le flux de MO à la surface

des sédiments de la mangrove anthropisée se trouve augmenté (Figures IV.5, IV.6 et IV.7). Le POD est également apporté dans les eaux interstitielles par les exsudats des systèmes racinaires, qui alimentent les processus de dégradation bactérienne induisant une production de PID dans les eaux interstitielles (Figure IV. 12). La concentration en PID dépend à la fois de l'activité des systèmes racinaires (Gleason et al., 2003), et des conditions redox. En plus des paramètres biotiques, la disponibilité en PID est contrôlée par des mécanismes abiotiques d'adsorption et de désorption sur les oxydes de fer (Jensen et al., 1995 ; Anschutz et al., 1998 ; Deborde et al., 2007). Ainsi, lorsque les oxydes de fer sont réduits par les réactions de dégradation bactérienne ou d'oxydation de composés réduits, comme les sulfures libres, le Fe^{2+} et le phosphore associé aux oxydes de fer sont libérés dans- la phase dissoute (Deborde et al., 2008). La dynamique du phosphore est donc indirectement liée à celle du fer dans les sédiments, et est contrôlée par les taux d'assimilation et/ou d'exsudation des réseaux racinaires et des bactéries.

Dans les deux zones de *Sarcocornia*, le système racinaire peu développé conduit à de faibles concentrations en POD probablement liées à l'absence d'exsudats dans les eaux interstitielles ($<1 \mu\text{mol L}^{-1}$, Figure IV.9). De plus, la litière qui est une des sources principales de phosphore organique dans les mangroves (Nielsen and Andersen, 2003), est quasi-absente dans ces zones (Figure IV.16). Cela explique les très faibles concentrations de POD même en surface du sédiment de ces zones de végétation.

Par contre, la forme inorganique dissoute du phosphore (PID) est présente sur l'ensemble de la colonne sédimentaire étudiée. Cette phase dissoute peut rentrer rapidement dans des processus d'adsorption avec les oxydes de fer au niveau des micro-zones oxiques. Dans la *Sarcocornia* contrôle, les concentrations en P_{ASC} sont faibles ($<2.5 \mu\text{mol g}^{-1}$ Figure IV.12), et décroissent de la surface vers le fond de la carotte. Dans la zone anthropisée, le stock de P_{ASC} est plus important, probablement le résultat de la teneur en MO en surface qui favorise l'activité de dégradation microbienne (Figure IV. 11) alimentant le pool de PID des eaux interstitielles qui peut alors s'adsorber sur les oxydes de fer (Figure IV.12). L'enrichissement du phosphore associé aux oxydes de fer dans la zone de *Sarcocornia* anthropisée est également visible par le rapport Fe_{ASC}/P_{ASC} plus faible dans le sédiment de *Sarcocornia* anthropisé par rapport à la zone contrôle (Tableau IV.4).

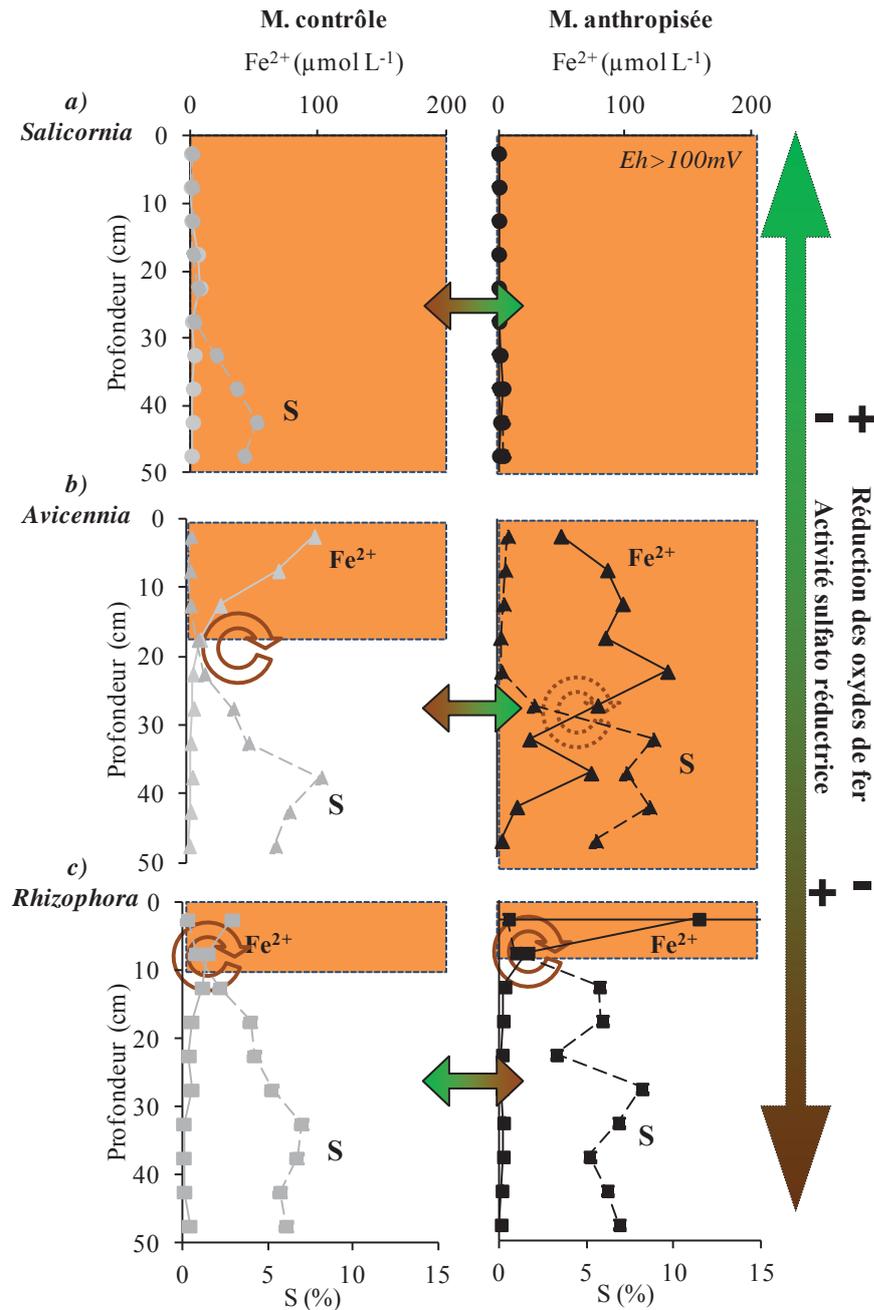


Figure IV.18. Profils de fer réduit dissous (Fe^{2+} , trait plein), de soufre total particulaire (en pointillés) dans les trois zones de végétation de la mangrove contrôlée et anthropisée. En orange, les zones de $Eh > 100mV$. La flèche signale la zone potentielle de précipitation du fer dissous en pyrite.

Dans les zones colonisées par les palétuviers, les concentrations en POD sont plus fortes que dans les zones à *Sarcocornia*, avec des concentrations moyennes maximum de $5.7 \mu mol L^{-1}$ (Figure IV.12). La présence des racines d'*Avicennia* et de *Rhizophora* dans les sédiments alimente le pool de POD par la sécrétion d'exsudats et par l'abondance des bactéries et organismes benthiques associés aux réseaux racinaires. Ces sédiments sont en

revanche pauvres en PID (Figure IV.12). Ceci est certainement lié, comme pour l'azote inorganique dissous (Partie IV.3.2.1), à une assimilation rapide de la forme inorganique par les palétuviers.

Dans les zones d'*Avicennia*, les concentrations des phases dissoutes organiques et inorganiques ne sont pas significativement différentes entre la mangrove contrôle et la mangrove anthropisée (Figure IV.12). Par contre, les concentrations en P_{ASC} sont plus fortes dans la zone anthropisée jusqu'à 30 cm (Figure IV.12). Les concentrations en Fe_{ASC} n'étant pas différentes entre les deux zones (Figure IV.10), ce n'est donc pas le manque de disponibilité en oxyde de fer qui joue sur la concentration en phosphore associé, mais plutôt l'apport en PID dissous depuis l'eau interstitielle. Etant donné que l'apport en MO est plus important dans la zone anthropisée, où le système racinaire est plus développé, la production en POD et de PID produit de la dégradation doit y être plus importante, bien que la mesure instantanée des concentrations ne soit pas plus élevée par rapport à la zone contrôle (Figure IV.12). Ainsi, cet apport est reflété par l'enrichissement de la phase solide dont la dynamique est plus lente que la phase dissoute qui est rapidement utilisée par les palétuviers. De plus, tandis que le Fe_{ASC} est en forte concentration en fond de carotte, le phosphore associé est en plus faible concentration, n'étant plus disponible pour précipiter car il a été absorbé par les racines vivantes dans les zones moins profondes. Ainsi, tandis que les sédiments très faiblement végétalisés de *Sarcocornia* ne présentent presque pas de variations du rapport Fe_{ASC}/P_{ASC} entre les zones de surface et de fond, ceux couverts par les *Avicennia* ont un rapport qui augmente fortement entre la zone influencé par le système racinaire, et la zone de fond, en particulier dans la zone anthropisée, où la densité de palétuviers et la consommation en PID associée est plus grande (Tableau IV.4).

	<i>Sarcocornia</i>				<i>Avicennia</i>				<i>Rhizophora</i>			
	Fe_{ASC}/P_{ASC}		Fe^{2+}/PID		Fe_{ASC}/P_{ASC}		Fe^{2+}/PID		Fe_{ASC}/P_{ASC}		Fe^{2+}/PID	
	C.	A.	C.	A.	C.	A.	C.	A.	C.	A.	C.	A.
0-30 cm	69 ± 14	53 ± 7	4 ± 7	0.6 ± 0.5	77 ± 33	29 ± 21	725 ± 1655	422 ± 328	266 ± 342	36 ± 15	22 ± 17	40 ± 68
30-50 cm	76 ± 74	56 ± 17	0.3 ± 0.1	4 ± 6	192 ± 57	231 ± 153	4 ± 2	44 ± 60	207 ± 90	112 ± 54	7 ± 9	3 ± 3

Tableau IV.4. Rapports moyens ($\pm \sigma$) des formes solides de fer et de phosphore réactifs extraient à l'ascorbate (Fe_{ASC}/P_{ASC}), et rapports moyens des concentrations des eaux interstitielles des formes dissoutes du fer et du phosphate (Fe^{2+}/PID), moyennes calculées pour les 30 premiers cm de profondeur, et entre 30 et 50 cm dans les mangroves contrôle (C.) et anthropisée (A.).

La même dynamique s'observe aussi dans les zones de *Rhizophora* (Figure IV.12). Tout comme dans la zone d'*Avicennia* anthropisée, le P_{ASC} est enrichi en surface des sédiments de la zone de *Rhizophora* recevant les effluents par rapport à la zone contrôle (Tableau IV.4). Contrairement aux zones d'*Avicennia*, où la différence entre la zone contrôle et anthropisée n'est visible que dans la phase solide, la zone de *Rhizophora* anthropisée présente un stock de POD plus important que la zone contrôle (Figure IV.12). C'est en effet une zone très enrichie en racines, de plus l'apport de POD depuis la surface doit être plus important, d'une part par l'apport direct des effluents enrichis en POD et POP (cf Chapitre II, Table II.1), la zone de prélèvement des *Rhizophora* étant située en sortie du canal de drainage, elle est inondée de manière quasi continu par les effluents. D'autre part, la production de litière plus importante dans cette zone, dont la canopée est plus développée, est une source importante de phosphore organique pour le sédiment (Nielsen and Andersen, 2003).

IV.5. CONCLUSION

Les objectifs de ce Chapitre IV étaient d'une part de mieux comprendre l'influence de la végétation sur la dynamique des espèces redox sensibles dans les sédiments de mangrove, et d'autre part de comprendre la modification de ces comportements engendrés par l'apport d'effluents enrichis en MO (particulaire et dissoute) et en nutriments.

Premièrement, la production et la qualité de la MO en surface et dans le sédiment varie entre les trois types de végétation étudiée. La teneur en MO augmente depuis la zone de *Sarcocornia* vers la zone de *Rhizophora*, parallèlement au développement du système racinaire et de la canopée, source de litière pour le sédiment. De façon inverse, la part de la production primaire due au micro-phytobenthos décroît de la zone amont de *Sarcocornia* vers la zone aval de *Rhizophora* en même temps que la disponibilité lumineuse diminue, et que l'apport de litière est plus intense, et devient la source de MO majoritaire. L'apport d'effluents enrichis en MO particulaire et dissoute et en nutriments, entraîne une augmentation de la production primaire à la fois du microphyto-benthos, du plancton, ainsi que des palétuviers. Cela aboutit à un flux de MO accentué vers la surface des sédiments, mais qui semble être rapidement dégradé dans les premiers mm car cette augmentation n'est pas reflétée dans le reste de la colonne sédimentaire. Au contraire, les sédiments de la mangrove anthropisée ont une teneur en COP plus faibles que les sédiments de la zone contrôle.

Deuxièmement, le contenu en MO, la position intertidale, et la capacité d'oxygénation par la bioturbation des systèmes racinaires et des crabes de chacune des zones végétales, contrôlent les conditions redox des sédiments. Ils sont les plus oxiques dans la zone amont occupée par la *Sarcocornia*, où la faible teneur en MO engendre de faibles processus de dégradation. En même temps, la présence de fentes de dessiccation et de terriers facilite la pénétration de l'oxygène. Dans les zones de mangrove occupées par les palétuviers, le contenu en MO est plus important et c'est la caractéristique du système racinaire qui distingue les caractères redox des sédiments sous *Avicennia* et *Rhizophora*. Tandis que les *Avicennia*, de par leur capacité d'oxygénation des sédiments, maintiennent des conditions moins réductrices, les sédiments colonisés par les *Rhizophora* sont majoritairement anoxiques. Dans la mangrove anthropisée, le développement des palétuviers est favorisé par l'apport de nutriments issus des effluents et de leur reminéralisation. Cela accentue les conditions redox par rapport à celles observées dans la mangrove contrôlée, avec une oxygénation plus importante des sédiments sous les *Avicennia*, tandis que les conditions deviennent plus anoxiques dans les sédiments de la zone à *Rhizophora*. Ainsi, bien que l'apport de MO soit plus important en surface des sédiments de la mangrove anthropisée, les processus de dégradation, de recyclage et l'utilisation des nutriments issus de la dégradation y sont plus intenses, conduisant à une teneur plus faible en MO dans les sédiments et à un transfert de cette MO vers les palétuviers.

**CHAPITRE V. DYNAMIQUE TEMPORELLE DES
PARAMETRES BIOGEOCHIMIQUES DES SEDIMENTS DES
ZONES DE VEGETATION A *AVICENNIA*, *RHIZOPHORA* ET
*SARCOCORNIA***

V.1. INTRODUCTION

Les fermes d'élevages calédoniennes sont rythmées par des périodes d'activité continues d'environ 8 mois, avec une production d'effluents liée au besoin de renouvellement en eau des bassins augmentant au cours de l'élevage, entrecoupées de périodes d'assec, d'un minimum de 2 semaines, mais pouvant aller jusqu'à plusieurs mois (Cf. Chapitre I). Durant les asssecs, qui débutent généralement à la période la plus fraîche de l'année (juillet/août), il n'y a plus aucun apport en effluents dans la mangrove adjacente. L'assec est synonyme de réhabilitation pour les sédiments de fond de bassin, mais pourrait aussi contribuer à la « réhabilitation » de la mangrove en lui permettant un retour à des conditions naturelles, aussi bien hydrologiques que biogéochimiques.

Plusieurs études se sont attachées à décrire l'influence de ces rejets sur la biogéochimie de la colonne d'eau dans les chenaux de mangrove (Mc Kinnon et al., 2002 ; Burford et al., 2003 ; Thomas et al., 2010), mais très peu se sont intéressées à leur influence sur le compartiment benthique (Burford et al., 2003). Dans la colonne d'eau, l'apport d'effluents crevetticoles vers les mangroves augmente les concentrations en Chl-*a* et en bactéries, et contribue à l'enrichissement du réseau trophique planctonique en augmentant la disponibilité en MO labile (Mc Kinnon et al., 2002 ; Burford et al., 2003). Les impacts de ces rejets sur la colonne d'eau sont souvent localisés à proximité des sources d'effluents et ne perdurent pas dans le temps. En effet, après l'augmentation significative des concentrations en Chl-*a*, et de la demande en oxygène pendant la période d'élevage, les chenaux retrouvent des conditions naturelles quelques mois après l'arrêt des rejets, comme observé en Australie (Trott et Alongi, 2000), et en Nouvelle-Calédonie (Thomas et al., 2010). La combinaison de processus physiques et biologiques dans les chenaux de mangrove explique l'absence d'effet à long terme. L'augmentation de la production primaire phytoplanctonique est compensée par un broutage rapide par le zooplancton (Mc Kinnon et al., 2002 ; Costanzo et al., 2004). Cette production attire de nombreuses espèces de poissons qui consomment les particules et les populations zooplanctoniques. De plus, la dispersion et la sédimentation des particules riches en nutriments au travers de la forêt contribue à expliquer la réhabilitation rapide des chenaux de mangroves (Costanzo et al., 2004).

Il est apparu pertinent de travailler sur le compartiment benthique, afin de mettre en évidence un possible impact des rejets sur son fonctionnement biogéochimique à long terme.

Du fait de la cyclicité de l'élevage pratiqué en Nouvelle-Calédonie, un suivi de la qualité physico-chimique des sédiments a été réalisé durant un cycle complet d'élevage, y compris pendant la période d'assec afin de voir si tout comme pour la colonne d'eau, cette période sans rejets permet au sédiment de se régénérer. En Nouvelle-Calédonie, les fermes sont construites sur les zones de tanne, et la première zone de mangrove recevant les effluents est généralement la zone à *Avicennia*. De précédentes études ont démontré la densification végétale de cette strate suite à l'implantation de fermes (Virly et al., 2005). Cette strate végétale a donc été choisie pour cette étude.

Un suivi de la production primaire benthique (biomasse chlorophyllienne), ainsi que des paramètres physico-chimiques des sédiments (potentiel redox, pH, salinité, sulfure total (ST)) et des concentrations en fer et phosphore dissous et particulaires, ainsi que de l'azote dissous a été réalisé durant l'année 2009. Parallèlement, les compositions de la méiofaune (L. Della Patrona, IFREMER) et des communautés de foraminifères (J.-P. Debenay, IRD) ont été déterminées sur les mêmes échantillons de sédiment de surface, afin de déterminer l'influence du rejet des effluents sur ces populations benthiques (rapport de ces études en cours dans le cadre du programme ZONECO). Tout comme pour les autres chapitres, une mangrove ne recevant pas d'effluents a été utilisée comme référence « naturelle ».

V.2. MATERIEL ET METHODES

V.2.1. Sites d'étude et stratégie d'échantillonnage

Durant l'année d'élevage 2008-2009, les bassins de la ferme FAO ont été mis en eau le 4 décembre 2008 pour le bassin K et le 12 janvier 2009 pour le bassin L, suivi de l'ensemencement des post-larves le 17 décembre 2008 et le 26 janvier 2009, respectivement. Le volume d'eau renouvelé quotidiennement dans les bassins correspond relativement à la quantité d'eau journalière rejetée dans la mangrove, et augmente au fur et à mesure de la croissance des post-larves, puis des organismes adultes (Figure V.1). Les rejets d'effluents se font de manière massive, particulièrement lors des périodes de pêches (les 2-3 jours précédents et le jour même) et lors de la vidange finale (Figure V.1). Cependant, l'eau n'étant plus renouvelée à ces moments, la courbe de volume de renouvellement en eau ne correspond plus aux volumes d'effluents. Les bassins ont été vidangés le 17 et le 28 juillet 2009 respectivement pour les bassins L et K, ce qui correspond à la dernière pêche de l'élevage et au maximum de rejets vers la mangrove. La période d'assec a débuté et s'est prolongée de

manière exceptionnelle jusqu'en février 2010, en raison de problèmes techniques de livraison des post-larves pour la prochaine saison d'élevage qui n'a débuté qu'au courant du mois de février 2010.

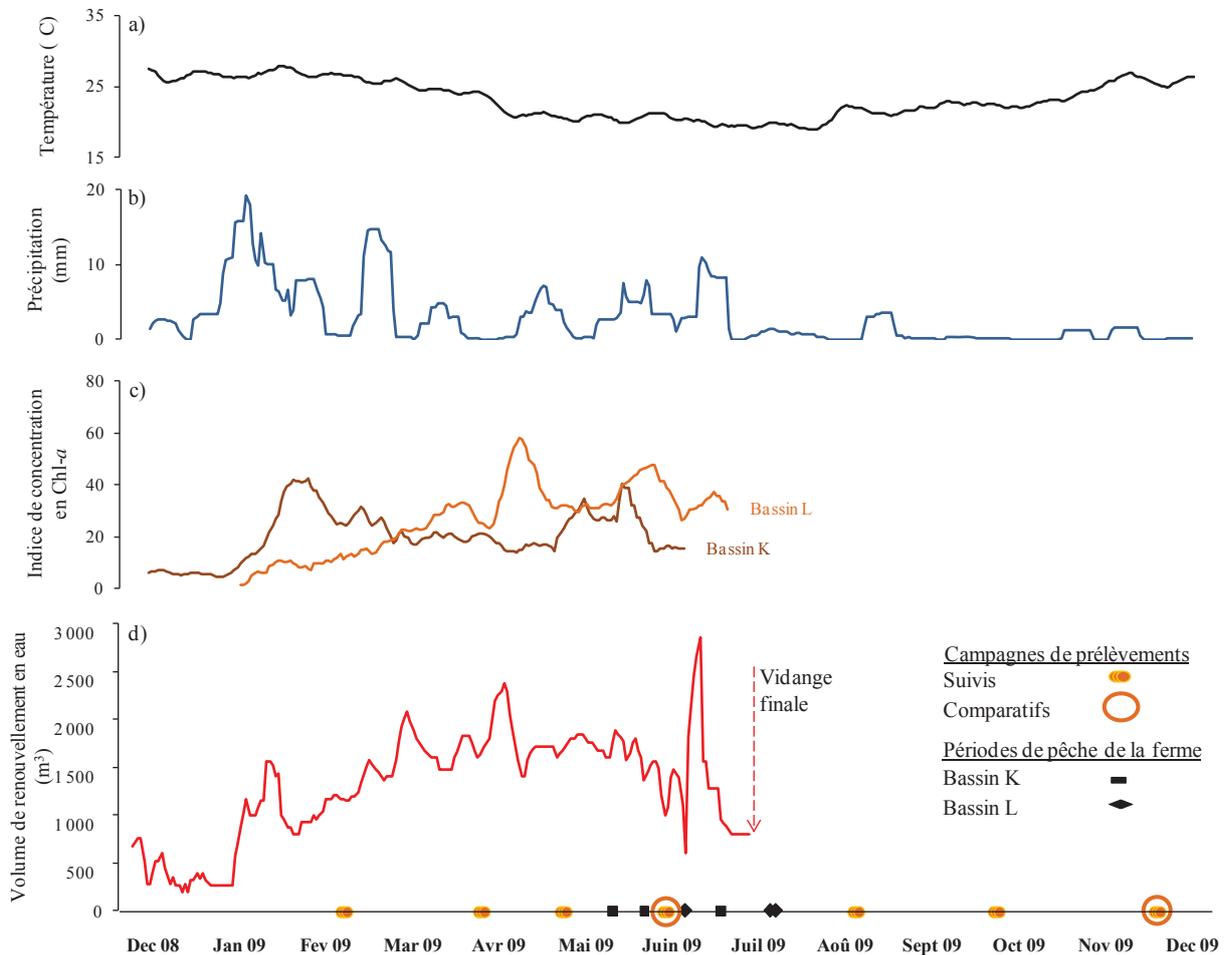


Figure V.1. Température (a) et précipitations (b) mesurées à la station Météo-France de Bouraké (moyennées sur 10 jours). Indices de concentrations en Chl-*a* (c) (mesures du fluorimètre Aquaflor® transmis par la ferme FAO) des eaux des bassins K et L, ainsi que le volume de renouvellement journalier en eau total (bassins K+L) et dates de pêches durant l'année d'élevage 2008-2009 de la ferme FAO (d). Dates de campagnes des suivis et des comparatifs (cercles).

Dans chacune des deux mangroves (anthropisée et contrôle), 8 campagnes de prélèvements au sein de la zone colonisée par *Avicennia* ont été réalisées entre février 2009 et février 2010, complétées par 2 campagnes de prélèvements plus exhaustives au sein des trois zones de végétations (*Sarcocornia*, *Avicennia* et *Rhizophora*), qui ont eu lieu en juin 2009 (présentées dans le Chapitre IV) et en décembre 2009 (Figures V.1 et V.2).

Des campagnes de suivis ont été menées de manière à couvrir la totalité du cycle de production de la ferme avec 4 campagnes durant la période de rejets, puis 4 campagnes durant

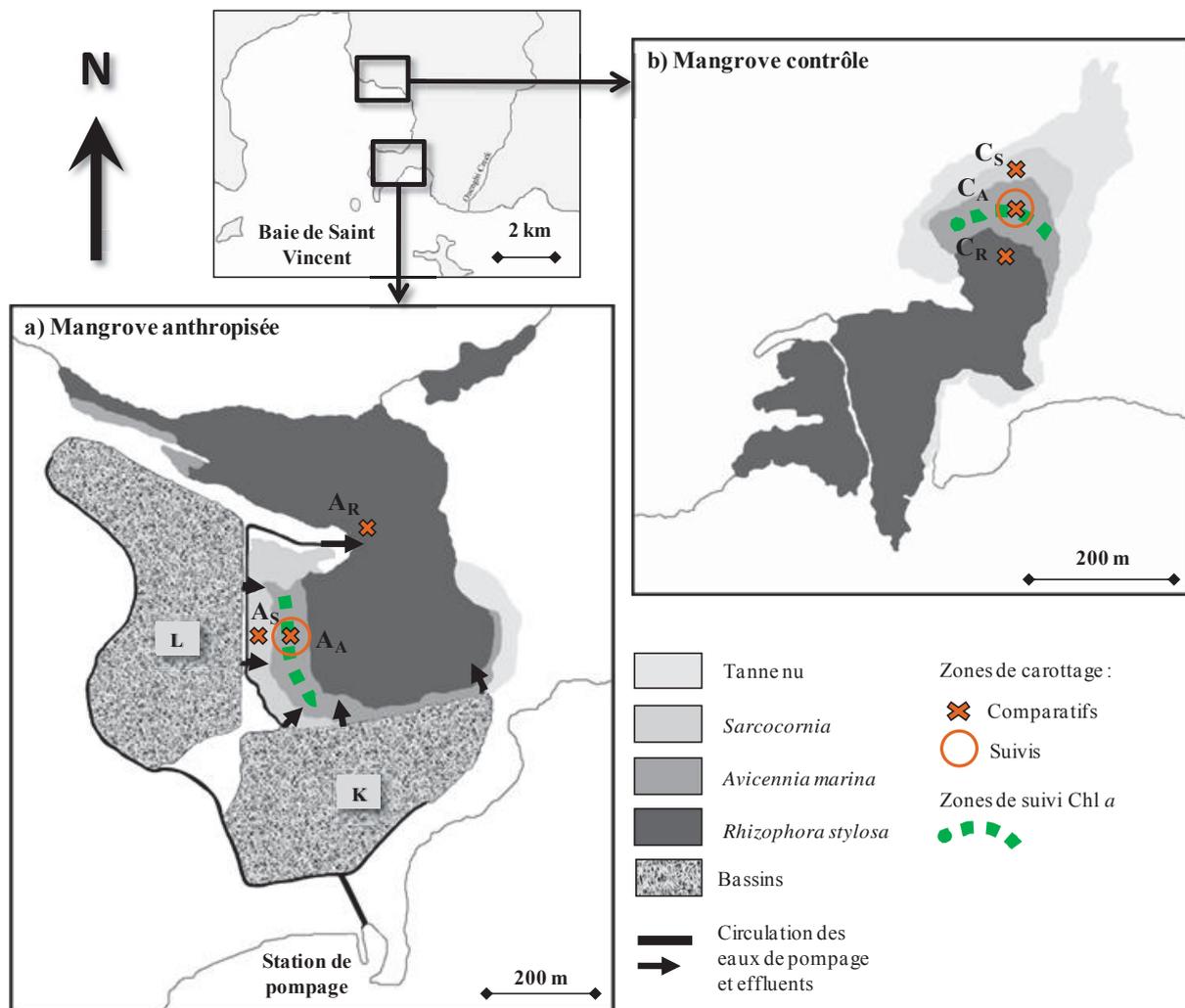


Figure V.2. Localisation des sites de carottages dans les zones de *Sarcocornia*, *Avicennia* et *Rhizophora* respectivement dans la mangrove anthropisée (a) (A_S , A_A et A_R) et dans la mangrove contrôlée (b) (C_S , C_A et C_R) pour les campagnes de comparatifs ; localisation des zones de carottages pour la végétation à *Avicennia* durant les campagnes de suivis, et des prélèvements de sédiments de surface pour les suivis de la Chl-a des zones d'*Avicennia*.

la période d'assec (Figure V.1). Lors de chaque suivi, des carottes de sédiments de 50 cm ont été prélevées en triplicats dans les zones d'*Avicennia* contrôle (C_A) et anthropisée (A_A) en vue d'analyse de la phase dissoute. De plus, des prélèvements de sédiments de surface en vue des dosages de Chl-*a* benthique ont été réalisés dans ces mêmes zones de végétations. Ces campagnes de suivis correspondent également aux dates de prélèvements des eaux de surface (effluent, station de pompage de la ferme et eaux de front des deux mangroves) dont les résultats ont été présentés dans le Chapitre II (Tableau II.1, et Figures II.2 et II.3).

Les campagnes de comparatifs ont été menées au sein des trois strates de végétation, au mois de juin et de décembre 2009 (Figures V.1 et V.2), pour lesquelles des carottes en triplicats ont été prélevées dans les trois strates végétales pour l'analyse de la phase dissoute et solide.

Le prélèvement et le conditionnement des carottes de sédiment de 50 cm, ainsi que l'extraction des eaux interstitielles, ont été faits avec le même protocole que celui présenté dans le Chapitre IV (Cf. Partie IV.2).

Le prélèvement du sédiment de surface pour l'analyse de la Chl-*a* phytobenthique a été fait au sein de chaque zone d'*Avicennia* en définissant 5 sous-zones. Dans chacune d'elles, 4 répliquats ont été récoltés à l'aide d'une seringue de 2 cm de diamètre sur 1 cm de profondeur ce qui fait un total de $4 \times 5 = 20$ échantillons par zone pour chaque campagne. Les échantillons ont ensuite été congelés à -20°C avant d'être lyophilisés en vue de l'analyse.

V.2.2. Analyses et méthodes

V.2.2.1. Analyse de la chlorophylle *a* benthique

Les teneurs en Chl-*a* ont été déterminées par fluorimétrie d'après la méthode modifiée de Yentsch and Menzel (1963). Après avoir été lyophilisés puis broyés, environ 500 mg de sédiment ont été attaqués avec 8 ml d'une solution de méthanol (MeOH à 93%) durant 30 minutes sur un agitateur, à l'obscurité pour limiter au maximum les risques de dégradation des pigments. Afin d'avoir une durée d'extraction homogène, les attaques ont été faites sur de petites séries d'échantillons (~ 10). Après centrifugation, le surnageant a été récupéré et dilué par 10 ou 20 avant le passage au fluorimètre à la longueur d'onde de 664 nm. Cette première mesure de fluorescence (F_0) est directement suivie par l'acidification du même échantillon avec 20 μl d'une solution d'HCl (0.3 mol l^{-1}), et d'une relecture immédiate de la fluorescence

(Fa). Les deux analyses de fluorescence permettent de distinguer les quantités de pigments de Chl-*a* de ceux de la Phéophytine-*a* (Pheo-*a*) qui est la forme dégradée de la Chl-*a*. La calibration du fluorimètre (Turner Designs TD700) est réalisée régulièrement à l'aide d'un spectrophotomètre sur des solutions étalons de Chl-*a* pures pour lesquelles sont obtenues les valeurs K0 (fluorescence avant acidification) et Ka (fluorescence acidifiée). La concentration de l'échantillon en Chl-*a* est ainsi déduite :

$$[\text{Chl-}a] = (F_0 - F_a)/(K_0 - K_a) \text{ en } \mu\text{g L}^{-1} \text{ de solvant.}$$

La concentration est par la suite rapportée à la quantité initiale de sédiment extrait pour obtenir une expression en $\mu\text{g g}^{-1}$.

V.2.2.2. Analyse des carottes sédimentaires

Les carottes de sédiment prélevées lors des campagnes de suivis et de comparatifs (Figures V.1 et V.2) ont toutes été analysées en termes de paramètres physico-chimiques (pH, potentiel Redox, salinité, et sulfur total) dès leur arrivée (< 30 min) au laboratoire de la station marine d'IFREMER Saint-Vincent, de la même manière que décrit au Chapitre IV.

De même, les eaux interstitielles ont été extraites et les concentrations d'azote inorganique dissous (NH_4^+ et NO_x), d'azote organique dissous (NOD), de phosphore inorganique (PO_4^{2-}) et organique (POD) dissous ont été mesurées dans toutes les carottes prélevées lors des suivis et des comparatifs. Sur les carottes collectées lors des comparatifs, les teneurs en eau, les concentrations en fer dissous (Fe^{2+} et Fe^{3+}), et en SO_4^{2-} ont été mesurées.

Des extractions sélectives du fer et du phosphore ont été réalisées sur la phase particulaire des sédiments des campagnes des comparatifs afin de distinguer leur phase la plus réactive extraite par une solution d'ascorbate (Fe_{ASC} et P_{ASC} , Cf. Chapitre IV.2.2.3) et une phase plus réfractaire extraite par une solution d'HCl (Fe_{HCl} et P_{HCl} , Cf. Chapitre IV.2.2.3).

V.2.2.3. Traitement statistique

Les données de concentrations en Chl-*a* des sédiments de surface ont été représentées sous forme de Boxplot (sous R) et ont tout d'abord été analysées par un test de Kruskal-Wallis non paramétrique de comparaison multiple, puis traitées par un test de Wilcoxon Mann-Whitney (WMW) pour comparer les moyennes deux à deux (mangrove contrôle vs

mangrove anthropisée, et comparaison de concentrations entre les suivis pour chacune des mangroves), en appliquant une correction de type BH (Benjamini & Hochberg).

V.3. RESULTATS ET DISCUSSION

V.3.1. Evolution annuelle des caractéristiques biogéochimiques des sédiments dans la zone de végétation à *Avicennia*

V.3.1.1. Suivi de la production primaire benthique dans la zone anthropisée et contrôle

L'apport des micro-algues dans la production primaire des mangroves est variable, et généralement faible (Alongi et al., 1994), du fait de la limitation en lumière par la canopée, la faible disponibilité en nutriments, et par l'inhibition du tannin sur la croissance des organismes phytobenthiques. Ainsi, les concentrations en Chl-*a* benthique sont souvent faibles, inférieures à 5 µg g⁻¹ (Alongi, 1992 ; Cf. Chapitre III). Néanmoins, lorsque le couvert végétal n'est pas trop dense et que les sels nutritifs ne sont pas un facteur limitant, il peut se développer d'importants tapis de micro-algues pouvant fournir jusqu'à 90% du carbone organique aux sédiments de surface (Wooller et al., 2003).

La concentration en Chl-*a* benthique mesurée dans la zone d'*Avicennia* contrôle est comprise entre 6.9 ± 2.0 et 12.7 ± 7.1 µg g⁻¹ pour l'année 2009 (Tableau V.1, Figure V.3). Ces valeurs appartiennent à la gamme élevée des concentrations mesurées dans les mangroves. Contrairement aux mangroves de grande taille comme en Australie, qui présentent une canopée dense, en Nouvelle-Calédonie, les *Avicennia* sont de petite taille (1 à 2.5 m) et moins denses. Par ailleurs, les sédiments des zones à *Avicennia* sont découverts à chaque marée du fait de leur position haute dans l'estran, favorisant la disponibilité en lumière du sédiment. Ces deux facteurs combinés favorisent vraisemblablement une croissance plus importante des micro-algues benthiques.

Mangrove	Pigment	Suivi 1	Suivi 2	Suivi 3	Suivi 4	Suivi 5	Suivi 6	Suivi 7	Suivi 8
Contrôle	Chl- <i>a</i>	8.2 ± 5.2	7.6 ± 2.4	6.9 ± 2.0	8.0 ± 2.6	8.7 ± 4.0	11.2 ± 4.5	12.7 ± 7.1	11.5 ± 4.6
	Phéo- <i>a</i>	5.3 ± 2.9	6.3 ± 1.8	5.2 ± 1.2	6.3 ± 1.7	5.6 ± 1.4	6.7 ± 1.9	6.2 ± 1.7	6.5 ± 1.5
Anthropisée	Chl- <i>a</i>	25.7 ± 13.9	22.0 ± 7.4	19.2 ± 7.0	17.7 ± 7.3	30.0 ± 14.6	38.6 ± 27.5	34.8 ± 25.7	27.8 ± 11.3
	Phéo- <i>a</i>	23.4 ± 3.8	28.8 ± 5.8	25.9 ± 4.5	26.2 ± 5.6	23.9 ± 7.5	25.8 ± 4.2	23.9 ± 8.5	23.5 ± 10.2

Tableau V.1. Concentrations moyennes en Chl-*a* et en phéophytine-*a* en µg g⁻¹ des sédiments de surface des zones d'*Avicennia* mesurées lors des 8 suivis dans la mangrove contrôle et la mangrove anthropisée FAO (± σ).

La concentration en Chl-*a* benthique mesurée dans la mangrove anthropisée est significativement plus élevée pour l'ensemble des périodes de suivi par rapport à la mangrove contrôle, avec des valeurs comprises entre 17.7 ± 7.3 et $38.6 \pm 27.5 \mu\text{g g}^{-1}$ (Test de WMW, $p < 0.01$, Tableau V.1, Figure V.3). Cela traduit et confirme une plus forte croissance phytobenthique dans la mangrove anthropisée, probablement accentuée par l'enrichissement en sels nutritifs (azote et phosphore) issus des effluents. L'accentuation de la production primaire planctonique par l'apport d'effluents crevetticoles a déjà été mise en évidence dans les chenaux de mangrove comme en Australie (Burford et al., 2003) ou en Nouvelle-Calédonie (Thomas et al., 2010), mais ces mesures ont été rarement réalisées sur les sédiments (Mc Kinnon et al., 2002). La Chl-*a* en surface du sédiment résulte de la production locale des organismes benthiques et de la sédimentation des organismes phytoplanctoniques, mais également du dépôt des effluents qui sont riches en phytoplancton (Thomas et al., 2010). Les forts écarts types des mesures de Chl-*a* de la mangrove anthropisée (Figure V.3) peuvent s'expliquer d'une part par la présence d'une canopée plus développée et variable en hauteur dans cette strate végétale, avec une densité plus grande de pneumatophores qui entraînent une hétérogénéité forte de la surface du sédiment, par rapport à la zone contrôle où les arbres sont relativement distants les uns des autres et ne forment pas une réelle canopée. D'autre part, la densité de crabes est plus élevée dans la mangrove anthropisée, ce qui engendre une activité de broutage et de bioturbation plus grande en surface du sédiment, contribuant probablement à l'hétérogénéité du tapis algal (Bouillon et al., 2002).

Tandis que la concentration en Chl-*a* benthique est utilisée comme un indicateur de la biomasse vivante autotrophique du microphytobenthos (Wetzel, 1964), les phéopigments sont la forme dégradée de la Chl-*a* et proviennent principalement des débris végétaux (algues et micro-algues, feuilles dégradées) (Plante et al., 1986). Les concentrations en Phéo-*a* suivent celles de Chl-*a*, avec des valeurs plus faibles dans la mangrove contrôle (de 5.2 ± 1.2 à $6.7 \pm 1.9 \mu\text{g g}^{-1}$), que dans la mangrove anthropisée (de 23.4 ± 3.8 et $28.8 \pm 5.8 \mu\text{g g}^{-1}$) (Tableau V.1), pour l'ensemble des périodes de prélèvements (Test de WMW, $p < 0.01$). La forte concentration en Phéo-*a* de la zone anthropisée provient de la dégradation des pigments chlorophylliens issus des micro-algues, et également de la dégradation des feuilles des arbres, en l'occurrence les palétuviers (Plante et al., 1986).

V.3.1.2. Influence des saisons et des périodes d'élevage sur la production primaire benthique

Dans la zone d'*Avicennia* contrôle, entre février (Suivi 1) et août (Suivi 5) 2009, les concentrations en Chl-*a* sont en moyenne de $7.9 \pm 0.7 \mu\text{g g}^{-1}$ et restent stables durant cette période (Test de WMW, $p > 0.05$). Elles sont plus importantes entre octobre 2009 et février 2010 (suivis 6, 7 et 8) où la concentration moyenne est de $11.8 \pm 0.8 \mu\text{g g}^{-1}$ (Figure V.3). La période allant de février à août correspond à une décroissance des températures (Tableau V.2), et à la décroissance de l'irradiance, qui diminue à partir du mois de février pour atteindre son minimum en juillet en Nouvelle-Calédonie (Torreton et al., 2010). Au contraire, entre octobre 2009 et février 2010, les températures augmentent de $22.4 \pm 1.4^\circ\text{C}$ à $27.8 \pm 1.1^\circ\text{C}$ en moyenne, et s'accompagnent aussi d'un maximum d'énergie lumineuse permettant probablement une croissance phytobenthique optimale.

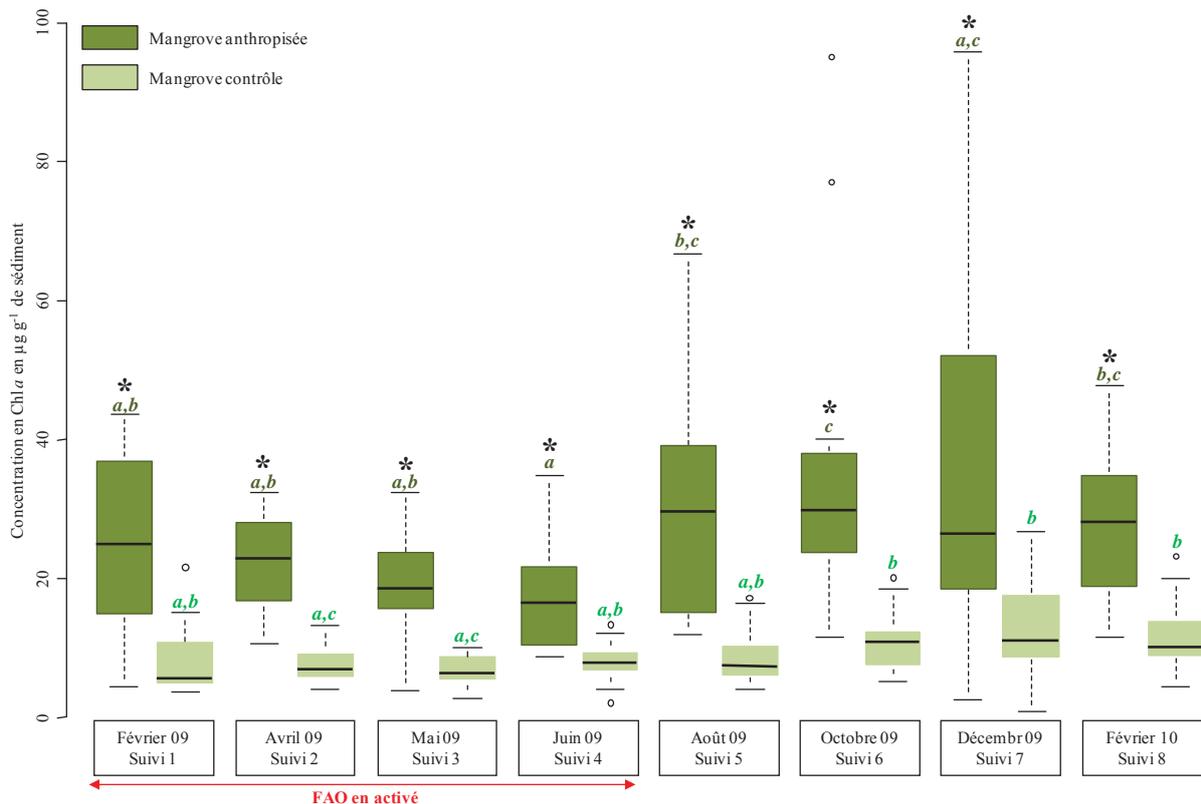


Figure V.3. Boxplot des concentrations de Chl-*a* benthique ($\mu\text{g g}^{-1}$ de sédiment) mesurées dans les zones d'*Avicennia* des mangroves contrôle et anthropisée durant les 8 mois de campagne de suivi. Le résultat significatif du test de comparaison des moyennes (WMW, $p < 0.05$) entre les deux mangroves pour chaque suivi est marqué par une étoile, il est toujours significatif. Les différences significatives (WMW, $p < 0.05$) entre les périodes de prélèvement pour chacune des mangroves sont signalées par des lettres différentes.

En Nouvelle-Calédonie, des effets saisonniers sur la dynamique benthique de la partie sud ouest du lagon ont pu être mis en évidence par Clavier et Garrigue (1999), où la saison chaude, allant d'octobre à février, était marquée par une biomasse et une production plus importante des micro et macro-algues, particulièrement en janvier-février en lien avec la température et surtout l'irradiance, maximales à cette période dans le lagon.

Dans la mangrove anthropisée, les valeurs de concentrations sont toujours plus fortes que dans la mangrove contrôle, et évoluent de manière similaire au cours de l'année (Figure V.3). Entre février (Suivi 1) et juin 2009 (Suivi 4), période où la ferme est en activité, les concentrations dans la mangrove anthropisée sont comprises entre $25.7 \pm 13.9 \mu\text{g g}^{-1}$ et $17.7 \pm 13.9 \mu\text{g g}^{-1}$. Il n'y a pas de différences significatives entre ces 4 périodes de prélèvement (Test de WMW, $p > 0.05$, Figure V.3), mais la tendance est à la diminution des concentrations entre février et juin, ce qui est probablement lié au passage de la saison chaude vers la saison froide. La diminution des concentrations peut également être liée à l'augmentation du volume en effluent rejeté entre février et juin (Figure V.1) qui entraîne une hausse de la turbidité limitant la luminosité en surface du sédiment. La concentration en Chl-*a* augmente ensuite entre juin et août passant de $17.7 \pm 7.3 \mu\text{g g}^{-1}$ à $30.0 \pm 14.6 \mu\text{g g}^{-1}$ (Test de WMW, $p < 0.05$, Figure V.3). Cette période correspond à la fois à l'arrêt des rejets en effluents (en juillet) et à la période d'augmentation de la luminosité (Figures V.1 et V.3). Durant la saison chaude, les valeurs restent maximales jusqu'en février 2010 où elles diminuent à $27.8 \pm 11.3 \mu\text{g g}^{-1}$ (Tableau V.1).

Suivi 1	Suivi 2	Suivi 3	Suivi 4	Suivi 5	Suivi 6	Suivi 7	Suivi 8
27.6 ± 1.2	24.8 ± 0.9	22.6 ± 1.4	21.1 ± 1.3	19.7 ± 1.1	22.0 ± 1.1	24.6 ± 0.6	27.2 ± 0.5

Tableau V.2. Température moyenne (°C) sur 10 jours pour chaque période de prélèvement $\pm \sigma$.

Il semblerait que le rejet des effluents augmente significativement la production phytobenthique dans la mangrove anthropisée durant la période de rejet effectif (suivis 1 à 4, Figure IV.3), et cette production reste significativement plus élevée même après l'arrêt des rejets (juillet). Cela est contraire à ce qui a pu être observé par Thomas et al. (2010) dans la colonne d'eau dans une baie adjacente à une ferme crevetticole où la Chl-*a* retourne à des concentrations classiques seulement deux mois après l'arrêt des rejets. Trott et Alongi (2000) avaient également observé le retour à des conditions normales dans des chenaux de mangrove en Australie rapidement après l'arrêt d'apport en effluents. L'augmentation de la production primaire dans la colonne d'eau durant les périodes de rejets entraîne un flux important de MO

labile disponible pour les organismes benthiques et les bactéries à la surface des sédiments. Les rejets d'effluents de la ferme FAO sont effectués en majeure partie durant la période froide, les processus benthiques bactériens sont alors à leur minimum (Alongi, 1998 ; Clavier and Garrigue, 1999). L'apport continu en effluents entraîne une augmentation de la turbidité de l'eau, limitant ainsi la disponibilité en lumière du sédiment (Costanzo et al., 2004) de la zone à *Avicennia*. Cependant, lorsque les températures et la luminosité augmentent, et que les apports en effluents cessent, la production phytobenthique devient maximum, car alimentée par les nutriments issus de la reminéralisation bactérienne du stock de MO sédimentaire déposée lors de la période des rejets. De plus, un suivi de la biomasse de la méiofaune benthique a été réalisé par Luc Della Patrona la même année, montrant une augmentation de la biomasse de ces micro-organismes corrélée à celle de la Chl-*a* lors de la hausse des températures, confirmant l'accentuation de l'activité des micro-organismes benthiques durant la saison chaude. Ainsi, de la même manière que les effluents alimentent la dynamique trophique de la colonne d'eau (Mc Kinnon et al., 2002), ils contribuent à un développement accentué des micro-algues et des bactéries, comme cela a déjà pu être montré dans des sédiments de mangrove soumis à des effluents issus d'activités agricoles (Meziane and Tsuchiya, 2002).

V.3.1.3. Suivi des caractéristiques géochimiques des sédiments

V.3.1.3.1. Evolution saisonnière des caractéristiques de la zone contrôle

La salinité des eaux interstitielles de la mangrove contrôle reflète les variations de la pluviométrie sur l'année (Figure V.4.a). Les valeurs de salinité augmentent dans les 5 premiers cm des sédiments entre février et octobre 2009, passant de moins de 40 à plus de 60, en même temps que la pluviométrie diminue (Figure V.1.). Il est probable que le facteur température agissant sur l'évaporation soit secondaire dans la variation de la salinité car il n'y a pas de changement des teneurs en eau entre la période froide (juin) et la période chaude, ces sédiments étant régulièrement immergés par la marée (décembre) (Figure V.5). Tandis que la salinité dans les 15 premiers cm de sédiments varie sur l'année, la circulation de l'eau étant facilitée par les galeries, le reste de la profondeur est plus stable et d'une salinité plus élevée. La partie profonde du sédiment est plus contrôlée par la circulation lente de l'eau par diffusion et par la rhizosphère, qui par l'évapotranspiration contribue à augmenter la salinité.

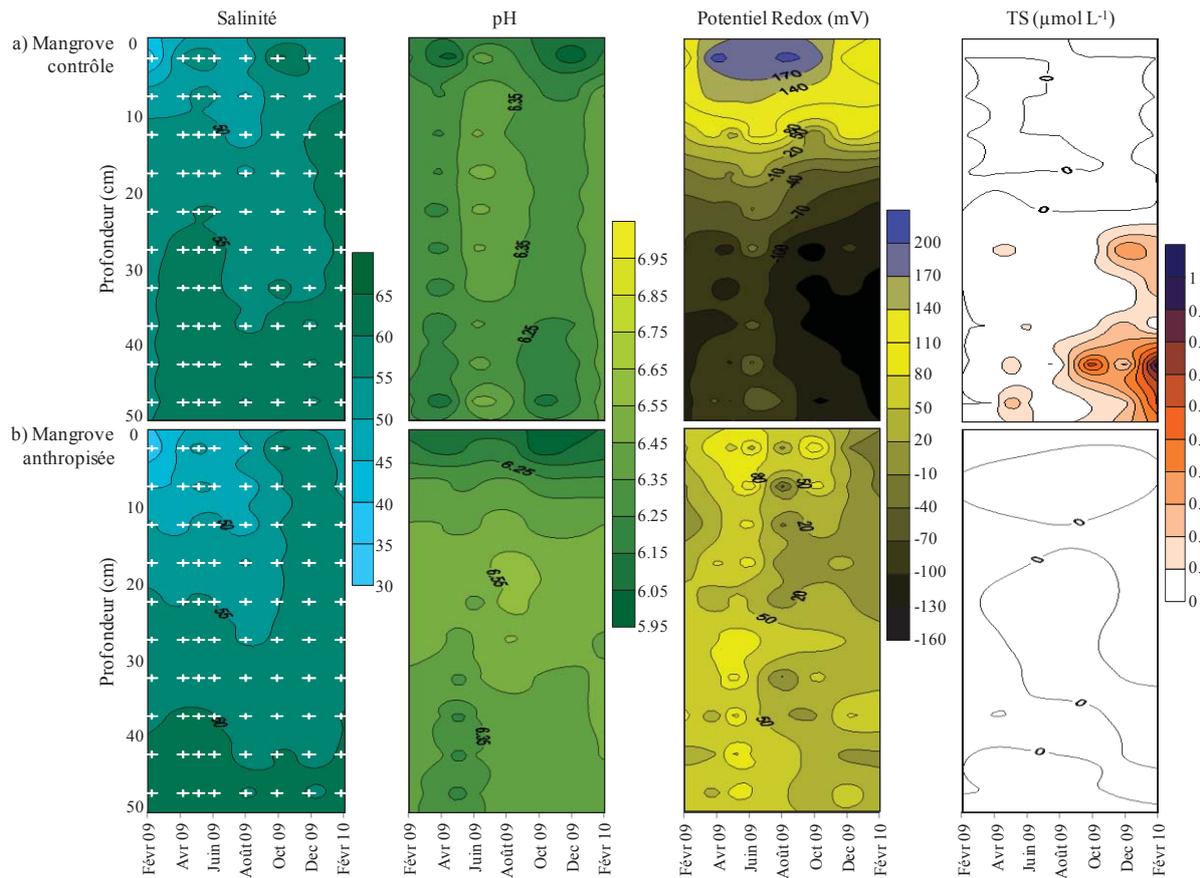


Figure V.4. Evolution temporelle dans les zones d'*Avicennia* de la mangrove contrôlée (a), et anthropisée (b) de la salinité, du pH, du potentiel redox et de la concentration en sulfure libre dissous total (TS) moyens sur trois réplicats au sein des carottes sédimentaires prélevées durant les 8 campagnes de suivi réalisées entre février 2009 et février 2010. Représentation graphique sous *Surfer 8*, avec la méthode d'interpolation par Krigging pour l'extrapolation des valeurs entre les périodes de prélèvement. Les points de mesures sont figurés par des croix visibles sur les graphiques de la salinité (3 réplicats par point).

Le sédiment de la mangrove contrôlée présente les valeurs redox les plus fortes de l'année entre avril et août (Figure V.4.a), période marquée par une température de plus en plus faible (Tableau V.2) associée à une luminosité en baisse et une faible production microphytobenthique (Tableau V.1). Les valeurs mesurées d'avril à août (suivis 2, 3, 4 et 5) sont significativement plus élevées sur l'ensemble de la colonne sédimentaire étudiée, que celles mesurées lors de la période chaude, allant d'octobre à février (suivis 1, 6, 7 et 8) (Test de WMW, $p < 0.05$). Le potentiel redox dépasse 200 mV dans les 5 premiers cm, puis il y a un fort gradient à partir de 15 cm où le sédiment passe de conditions suboxiques ($E_h > 0$ mV et présence de fer dissous oxydé Fe^{3+}) (Figure V.5) à anoxiques ($E_h < 0$ mV et absence de Fe^{3+}) à 25 cm (cf. Chapitre IV). Tandis que sous 30 cm, le sédiment est anoxique et homogène, étant composé en majorité de fibres de *Rhizophora* (Figure V.4.a). La réduction de la biomasse des micro-algues benthiques durant cette période (Tableau V.1) qui représente

vraisemblablement la première source de MO labile des sédiments de mangroves est probablement associée à la diminution de l'activité des bactéries (Alongi, 1988 ; 1994). De plus, l'activité des crabes est également réduite lorsque la température est plus faible. Camilleri et al. (1989) a constaté une diminution significative de leurs activités entre 30 et 20°C. Or, les crabes participent activement aux processus de dégradation, en particulier de la litière, et favorisent l'activité bactérienne (Kristensen, 2008).

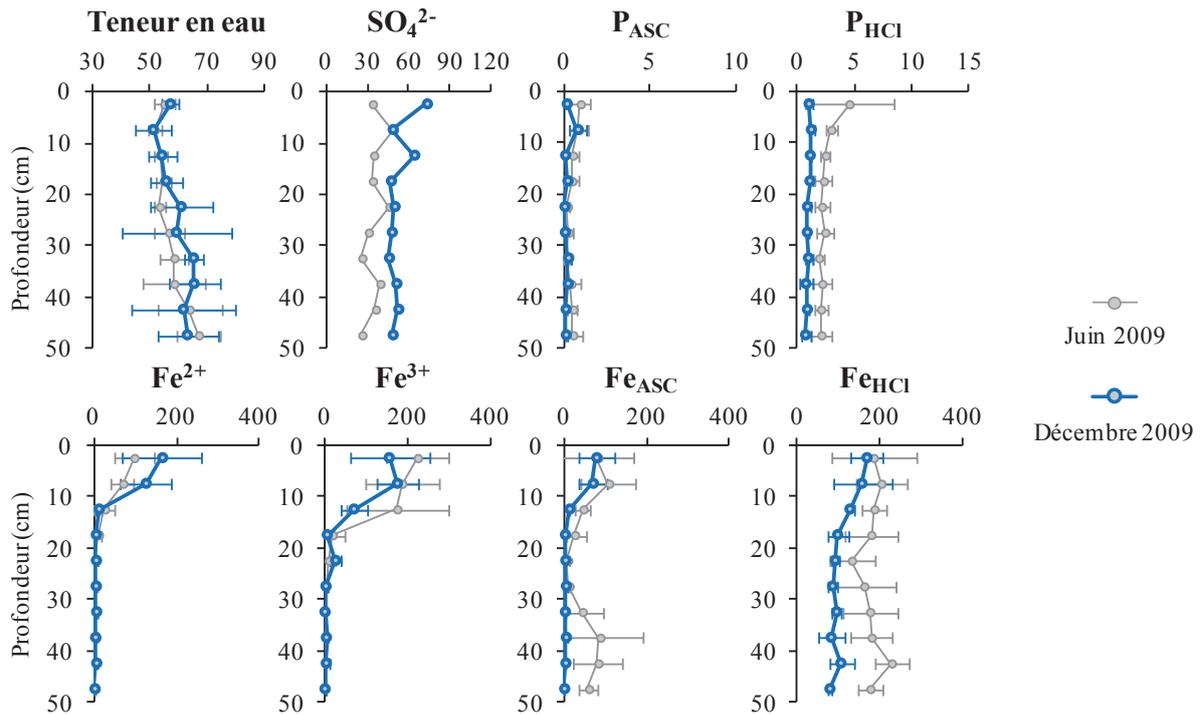


Figure V.5. Teneur en eau (%), concentration des eaux interstitielles en SO_4^{2-} (mmol L^{-1}) et en fer dissous (Fe^{2+} et Fe^{3+}) en $\mu\text{mol L}^{-1}$, ainsi que les concentrations des phases solides de phosphore et de fer extraites par ascorbate (P_{ASC} et Fe_{ASC} en $\mu\text{mol g}^{-1}$) et par HCl 1N (P_{HCl} et Fe_{HCl} en $\mu\text{mol g}^{-1}$) dans les sédiments d'*Avicennia* contrôle en juin et en décembre 2009.

L'été, du fait de l'augmentation des températures, est marqué par l'accroissement de la biomasse chlorophyllienne (Figure V.3). La production bactérienne se trouve alors stimulée par l'apport de MO provenant à la fois de la production phytobenthique et de la litière (Bano et al., 1997). Ainsi, l'apport en MO en surface entraîne des processus de dégradation accentués qui rendent le potentiel redox du sédiment plus faible (Figure V.4.a). Le sédiment est totalement anoxique sous 20 cm avec des valeurs inférieures à -160 mV, l'absence de Fe^{3+} sous 20 cm (Figure V.5) et la présence de sulfures dissous indiquant des processus de sulfato-réduction (Figure V.4.a). La période chaude est également la phase de croissance des *Avicennia* (Mackey and Smail, 1995), et s'accompagne d'une production d'exsudats plus

importante depuis le système racinaire. Cela peut favoriser les processus anoxiques de sulfato-réduction (Holmer et al., 1999), qui ne semblent pas être limités par la disponibilité en SO_4^{2-} régulièrement renouvelé lors de chaque marée (Figure V.5). Dans les 20 premiers cm, les conditions redox restent suboxiques pour l'ensemble de l'année, probablement grâce à la présence du système racinaire des *Avicennia* et à la présence de galeries de crabes qui ont une capacité importante d'oxygénation du sédiment (Naidoo et al., 1997 ; Kristensen, 2008) (Figure V.4.a).

Les analyses complémentaires de concentrations en fer sous forme solide mesurées lors des mois de juin et de décembre 2009, semblent confirmer des processus de dégradation accentués durant la saison chaude (Figure V.5). Les concentrations des phases solides de fer oxydé réactif (Fe_{ASC}) et réfractaire (Fe_{HCl}) sont plus faibles sous 20 cm de profondeur durant la saison chaude, pouvant traduire leur réduction pour les processus de dégradation de la MO. La réduction des oxydes de fer, suivie de la précipitation rapide des ions Fe^{2+} avec les sulfures libres dissous sous 20 cm de profondeur, doivent certainement avoir lieu durant l'ensemble de l'année (absence de Fe^{2+} sous 20 cm). Cependant, en saison chaude, les exsudats racinaires étant plus importants, les processus de sulfato-réduction sont certainement stimulés. Cela engendre probablement une réduction plus intense des Fe_{ASC} qui ne suffit plus à compenser la production de sulfure dissous dans les eaux interstitielles (Figure V.4.a).

Le phosphore particulaire associé aux oxydes de fer réactifs reste inférieur à $2 \mu\text{mol g}^{-1}$ aux deux périodes, tandis que la concentration du phosphore associé au fer réfractaire (P_{HCl}) diminue (Figure V.5). Dans la phase dissoute, le PID reste inférieur à $1 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans les 20 premiers cm de profondeur durant l'ensemble de l'année (Figure V.6). Sous 20 cm, le PID est maximal durant la période chaude, probablement remis en phase dissoute par la réduction des oxydes de fer réactifs sur lesquels il est adsorbé sous 30 cm (Figure V.5). Ces processus permettent un recyclage et une dissolution du phosphore qui alimente alors la croissance des micro-algues et micro-organismes, mais également celle des palétuviers durant la saison chaude (Duke, 1990). L'absence de système racinaire en profondeur doit contribuer au maintien d'une concentration entre 1 et $10 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans l'eau interstitielle.

Les mesures de concentration d'azote organique et d'ammonium durant l'année ne présentent pas de tendance particulière (Figure V.7). Les concentrations en NO_x sont

toutefois plus fortes dans les 10 premiers cm durant la saison chaude par rapport à la période froide, tandis que la concentration en profondeur suit la tendance inverse. Cependant, les concentrations restent inférieures à $4 \mu\text{mol L}^{-1}$ pour l'année (Figure V.7).

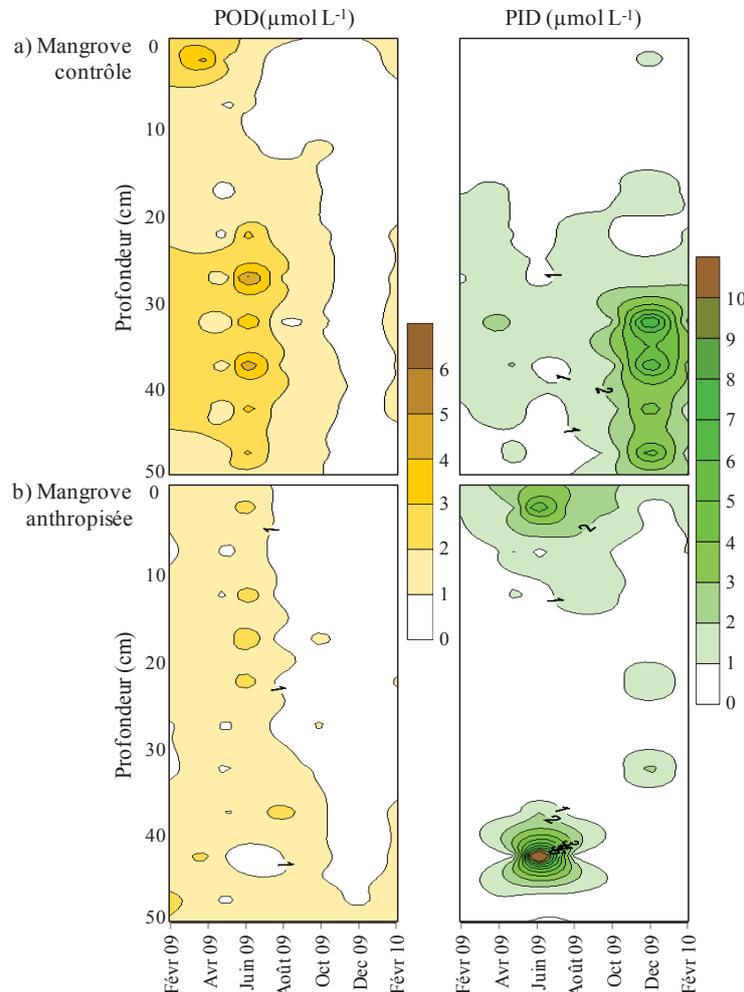


Figure V.6. Evolution temporelle dans les zones d'*Avicennia* de la mangrove contrôlée (a), et anthropisée (b) des concentrations en POD et PID moyennes sur trois répliquats au sein des carottes sédimentaires prélevées durant les 8 campagnes de suivi réalisées entre février 2009 et février 2010. Représentation graphique sous *Surfer 8*, avec la méthode d'interpolation par Krigging pour l'extrapolation des valeurs entre les périodes de prélèvement.

La zone colonisée par les *Avicennia* dans la mangrove contrôlée présente une dynamique saisonnière avec une période entre avril et août où la température et l'irradiance diminuent, engendrant un ralentissement de la production benthique (concentration minimum en Chl-*a* benthique, Figure V.3). Ainsi, le faible apport de MO labile au sédiment diminue l'activité bactérienne et les processus de dégradation de la MO. Cette période de ralentissement de l'activité microbienne se traduit par des conditions oxiques à suboxiques au sein du sédiment. Clavier et al. (1999) ont mesuré un métabolisme benthique minimum dans le lagon calédonien entre avril et septembre. Lorsque les températures et l'irradiance

augmentent au printemps à partir du mois d'octobre, la production des micro-algues benthiques augmente, permettant une reprise de l'activité des micro-organismes associés au sein du sédiment. Parallèlement, les palétuviers sont dans une période de croissance avec une forte production de litière ainsi qu'une plus grande sécrétion d'exsudat racinaire. L'apport de MO labile au sédiment est donc fortement accentué durant cette période, favorisant les processus de dégradation et rendant le sédiment plus réducteur. Cependant, grâce à la capacité d'oxygénation du système racinaire des *Avicennia* et la présence de galeries de crabes, le sédiment est maintenu dans des conditions suboxiques sur les 20 premiers cm.

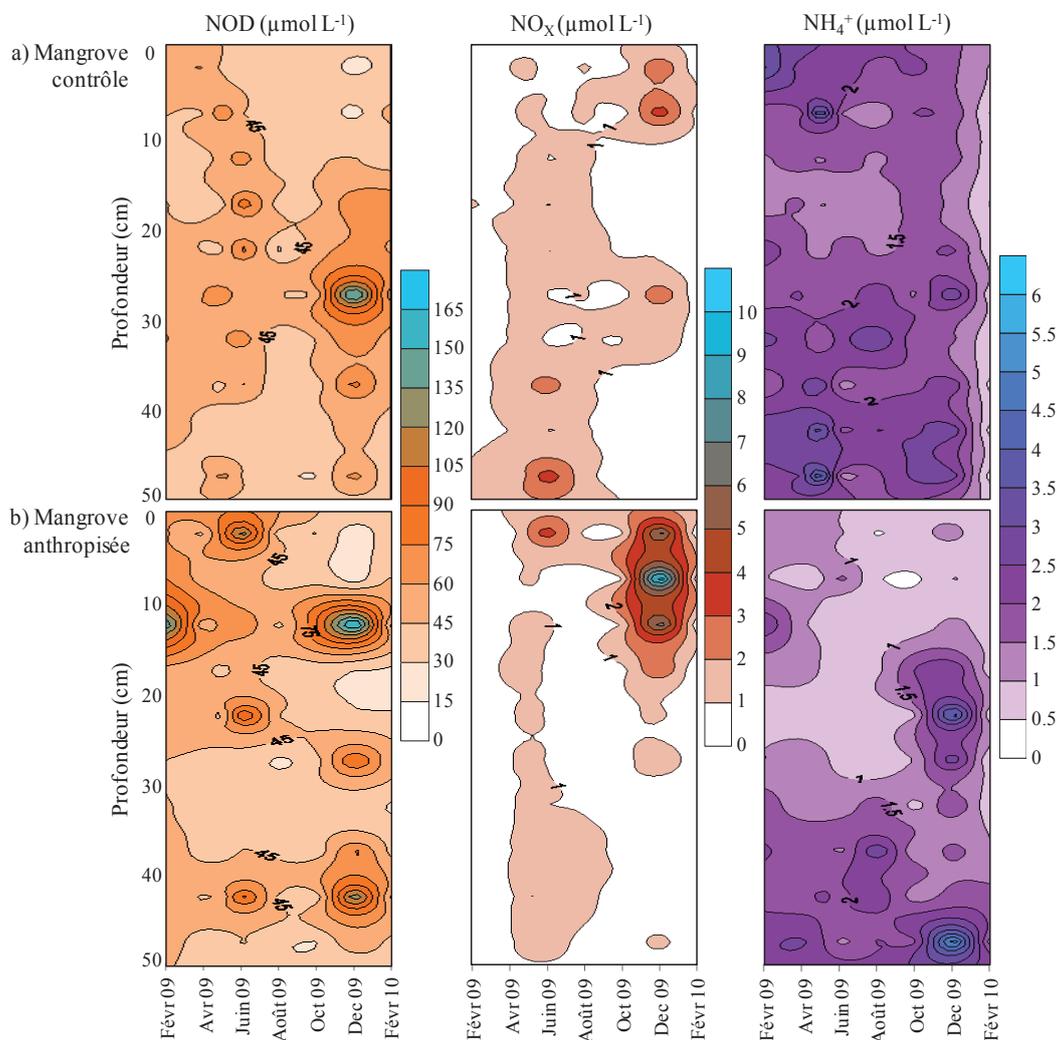


Figure V.7. Evolution temporelle dans les zones d'*Avicennia* de la mangrove contrôlée (a), et anthropisée (b) des concentrations en NOD, NO_x, et NH₄⁺ moyennes sur trois répliquats au sein des carottes sédimentaires prélevées durant les 8 campagnes de suivi réalisées entre février 2009 et février 2010. Représentation graphique sous *Surfer 8*, avec la méthode d'interpolation par Krigging pour l'extrapolation des valeurs entre les périodes de prélèvement.

V.3.1.3.2. Evolution saisonnière des caractéristiques de la zone anthropisée

La salinité des eaux interstitielles en surface évolue comme dans la mangrove contrôle, de manière inverse à la pluviométrie (Figure V.4.b). L'évaporation n'est visiblement pas le facteur principal car ne s'accompagne pas d'une diminution de la teneur en eau (Figure V.8). En été, la salinité augmente particulièrement sur l'ensemble de la profondeur, dépassant 55 sur les 40 premiers cm. La salinité du sédiment plus élevée par rapport à la zone contrôle est probablement liée à des phénomènes d'évapotranspiration plus intenses du fait de la densité et de l'étendue plus grande du système racinaire dans la zone d'*Avicennia* anthropisée (Otero and Macias, 2002).

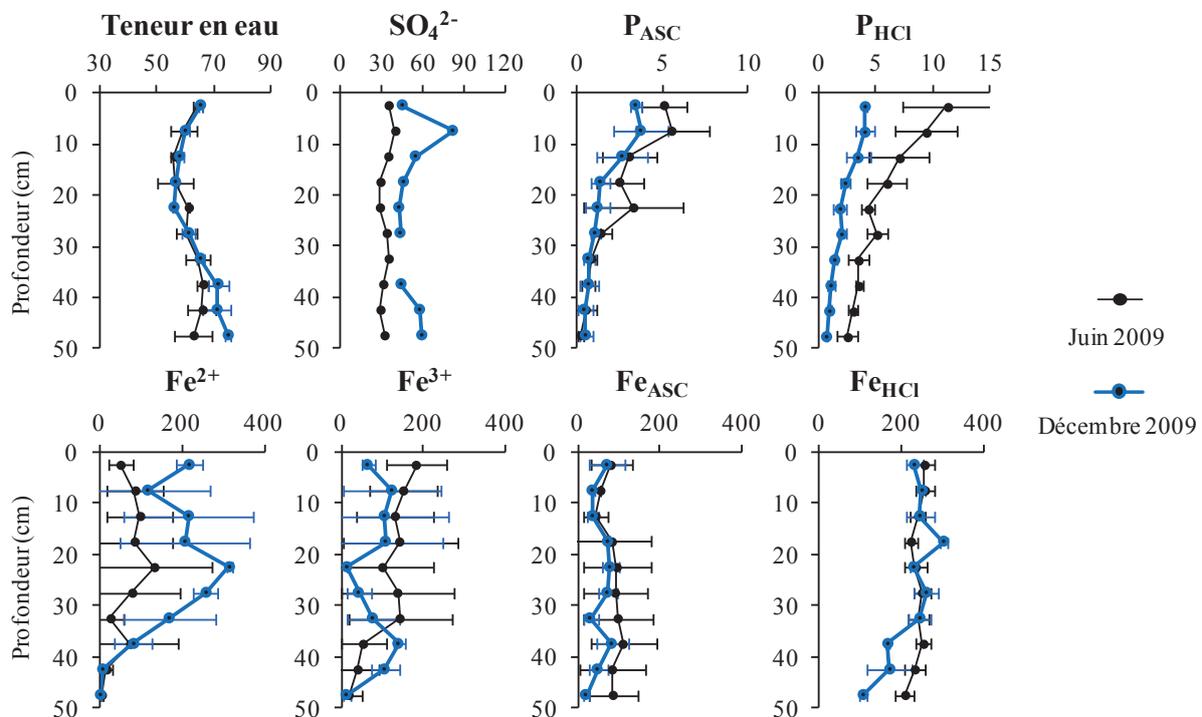


Figure V.8. Teneur en eau (%), concentration des eaux interstitielles en SO_4^{2-} (mmol L^{-1}) et en fer dissous (Fe^{2+} et Fe^{3+}) en $\mu\text{mol L}^{-1}$, ainsi que les concentrations des phases solides de phosphore et de fer extraites par ascorbate (P_{ASC} et Fe_{ASC} en $\mu\text{mol g}^{-1}$) et par HCl 1N (P_{HCl} et Fe_{HCl} en $\mu\text{mol g}^{-1}$) dans les sédiments d'*Avicennia* anthropisée en juin (comparatif 1 correspondant au suivi 4) et en décembre 2009 (comparatif 2 correspondant au suivi 7). Moyenne sur 3 réplicats $\pm \sigma$.

Le sédiment de la zone d'*Avicennia* anthropisée présente un sédiment suboxique pour l'ensemble de l'année et sur toute la profondeur étudiée (potentiel redox > 50 mV et présence de Fe^{3+}) ; (Figures V.4.b et V.8). A la différence de la mangrove contrôle, le sédiment n'est pas stratifié, la valeur du potentiel redox est quasiment homogène sur la profondeur (Figure V.4.b). Les palétuviers plus développés, avec un système racinaire plus étendu en profondeur

et la présence de pneumatophores en plus forte densité, permettent une activité d'oxygénation des sédiments plus efficace (Naidoo et al., 1997 ; Marchand et al., 2004). Tout comme dans la mangrove contrôle, les valeurs de potentiel redox les plus élevées sont rencontrées durant la saison froide entre avril et août 2009 (Figure V.4). Cependant, la quantité de MO labile est plus importante à la surface des sédiments, du fait du rejet d'effluents qui permet le développement d'une biomasse micro-phytobenthique plus importante dans cette zone (Figure V.3). Cela permet de supporter des processus de reminéralisation bactérienne plus intenses, même durant la période froide, et engendre donc un potentiel redox plus négatif que dans la mangrove contrôle (Figure V.4). Durant la période chaude, l'activité des micro-organismes benthiques et des palétuviers est accrue, les arbres sont en phase de croissance, alimentant d'autant plus la surface du sédiment en litière qu'ils sont plus denses que dans la zone contrôle. Les valeurs de redox diminuent durant la saison chaude mais ne deviennent jamais inférieures à -50 mV sur l'ensemble de la profondeur (Figure V.4.b). La variation saisonnière la plus significative se situe entre 10 et 25 cm de profondeur (test de WMW, $p < 0.05$). Cette profondeur correspond à la densité maximale des racines d'*Avicennia*, dont la production de MO labile par les exsudats stimule les processus bactériens (Ferreira et al., 2007). Ces conditions peu réductrices sont probablement liées à l'action du système racinaire, et à l'activité des crabes colonisant cette zone, qui augmente lors de la période chaude (Mfilinge et al., 2005).

Ainsi, les sulfures dissous restent sous la limite de détection durant l'ensemble de l'année dans la zone anthropisée, certainement précipités sous forme de pyrite en profondeur avec le fer dissous Fe^{2+} (Kostka et al., 1994). Celui-ci n'est pas limitant quelque soit la saison, et sa concentration décroît fortement sous 20 cm en décembre (Figure V.8). Les concentrations des phases particulières de fer réactif (Fe_{ASC}) et réfractaire (Fe_{HCl}) ne varient pas entre les mois de juin et de décembre. Par contre, le phosphore associé aux oxydes de fer diminue, ce qui est probablement lié à la rapide absorption du PID par les palétuviers en période de croissance, ainsi que par les micro-algues à la surface du sédiment. Le PID reste toute l'année à de très faibles concentrations dans les eaux interstitielles (inférieure à $2 \mu\text{mol L}^{-1}$) sauf en surface durant la saison froide où sa concentration peut atteindre $5 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Figure V.6).

Dans la zone d'*Avicennia* recevant les effluents, bien que les apports aient lieu uniquement entre les mois de février et de juillet, les conséquences de l'enrichissement en

MO sont apparentes pour l'ensemble de l'année. La biomasse chlorophyllienne est largement supérieure à celle rencontrée dans la mangrove contrôle quelque soit la période de prélèvement (Figure V.3). La mangrove anthropisée suit la même dynamique saisonnière que la mangrove contrôle, mais les variations sont d'autant plus exacerbées qu'elle est enrichie par les effluents. Cet impact des apports en effluents a également pu être observé sous des cages d'élevages de poissons aux Etats-Unis par Karakassis et al. (1999). Le retrait des cages d'élevage une fois l'exploitation terminée augmente la luminosité à la surface du sédiment, ce qui permet des blooms d'algues saisonniers particulièrement importants, favorisés par le relargage de nutriments (e.g. phosphore) depuis le sédiment, enrichi durant l'élevage. Dans la zone d'*Avicennia*, la capacité d'oxygénation du sédiment est forte, ce qui permet à la zone anthropisée de maintenir un sédiment suboxique, même durant la période où les processus bactériens sont les plus intenses.

V.3.2. Quelles évolutions dans les zones de végétations à *Sarcocornia* et à *Rhizophora* ?

V.3.2.1. Végétation à *Sarcocornia*

Dans les zones de *Sarcocornia*, le passage de la saison froide vers la saison chaude se traduit par une forte augmentation de la salinité dans les 20 premiers cm des sédiments atteignant plus de 80 en subsurface (Figures V.9. a et b). Cette augmentation résulte de la plus faible pluviométrie en décembre par rapport à juin, la teneur en eau ne changeant pas. Les zones de *Sarcocornia* sont rarement inondées par la marée, ce qui les rend d'autant plus sensibles aux apports d'eau douce. Contrairement aux zones d'*Avicennia* où le potentiel redox diminue lors de la saison chaude, les valeurs dans les deux zones de *Sarcocornia* restent similaires entre les deux saisons (Figure V.9. a et b). Ces valeurs sont comprises entre 200 mV en surface et -50 mV à 50 cm de profondeur dans la zone contrôle, et restent plus élevées dans la mangrove anthropisée entre 300 et 50 mV. Cependant, l'augmentation des concentrations en azote inorganique dissous (NH_4^+ et NO_x) dans les 10 premiers cm de la zone contrôle, et dans les 5 premiers de la zone anthropisée durant la saison chaude peut traduire un apport de MO plus important à la surface des sédiments, alimentant des processus de reminéralisation plus intenses (Figure V.9 a et b). La concentration en PID ne varie dans aucune des deux mangroves entre les deux périodes de prélèvements, mais la concentration en POD est légèrement plus élevée durant la saison chaude. Enfin, les phases solides de -

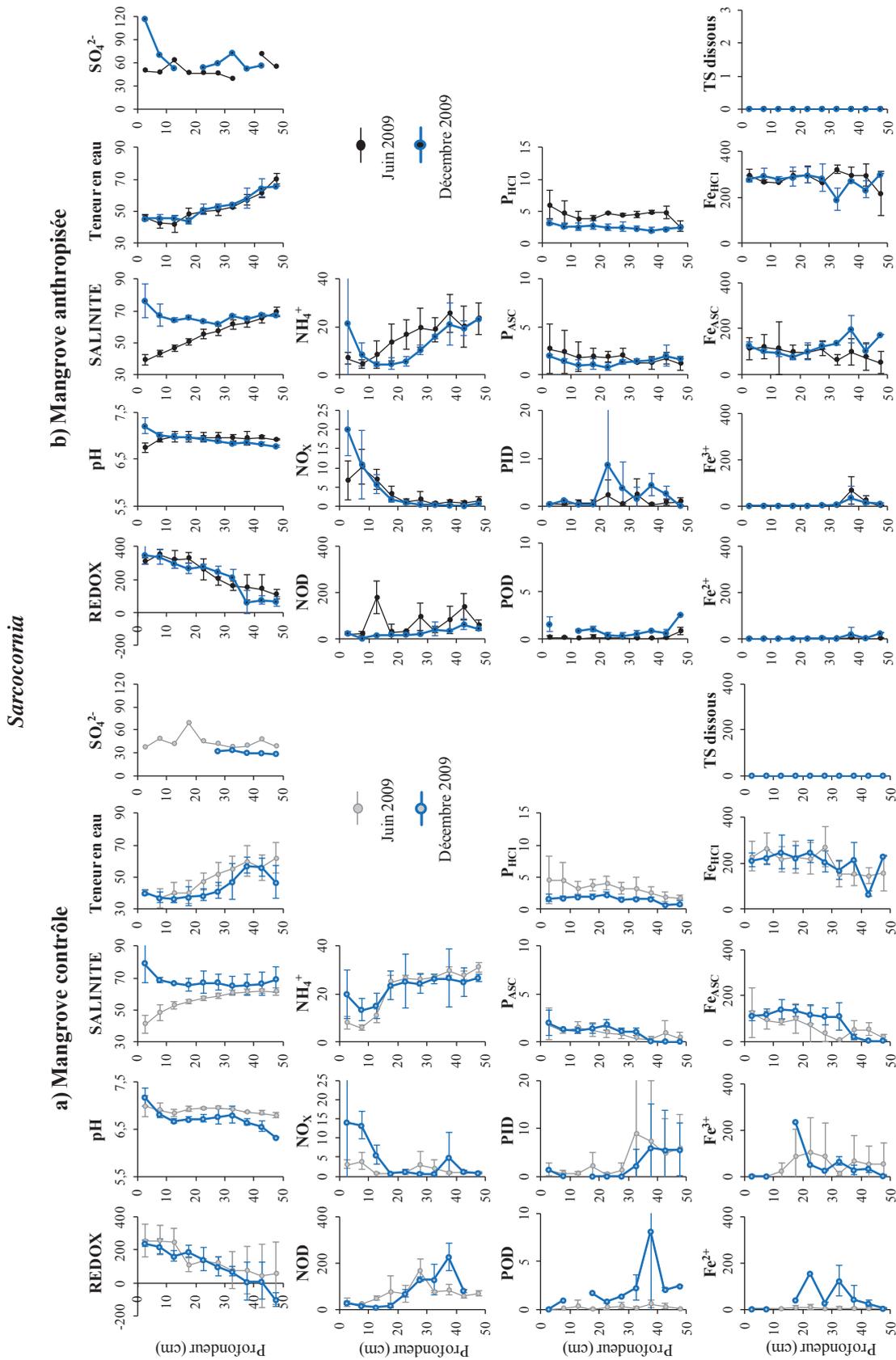


Figure V.9. Paramètres physico-chimiques, et concentration des éléments dissous (en $\mu\text{mol L}^{-1}$) et particulaires (en $\mu\text{mol g}^{-1}$) mesurés dans les sédiments et les eaux interstitielles extraites des carottes sédimentaires prélevées dans les zones de *Sarcocornia* contrôlée (a) et anthropisée (b), en juin et décembre 2009.

phosphore et de fer, ainsi que les phases dissoutes du fer ne présentent pas de différence nette entre les deux périodes au sein des deux sites (Figure V.8. a et b).

La strate de végétation à *Sarcocornia* est une zone de la mangrove peu productive du fait de sa position haute dans l'estran engendrant une forte salinité (Cf. Chapitre IV). Des mesures de Chl-*a* benthique ont été réalisées uniquement dans la zone anthropisée en décembre 2009 (moyenne de $7.2 \pm 3.5 \mu\text{g g}^{-1}$) et en juin 2010 (moyenne de $8.1 \pm 3.8 \mu\text{g g}^{-1}$) ; (Cf. Chapitre VI). Bien que les dates de ces mesures ne concordent pas avec celles des carottages, la concentration en Chl-*a* ne semble pas varier avec la saison dans cette zone de végétation. Il ne semble pas y avoir de variation des paramètres mesurés dans la mangrove anthropisée imputable à l'arrêt de la ferme après le mois de juillet, ces paramètres ne variant pas différemment de ceux relevés dans la mangrove contrôle. La zone de *Sarcocornia* n'est pas inondée directement par les effluents, ou seulement de manière exceptionnelle lorsqu'ils dépassent les digues du canal. Elle reçoit un apport de MO supplémentaire uniquement lors des grandes marées qui transportent les effluents depuis la sortie du canal vers les zones les plus en amont. Le système hydrologique et biogéochimique de cette zone n'est donc pas grandement modifié.

V.3.2.2. Végétation à *Rhizophora*

Dans les zones de *Rhizophora*, il n'y a pas de variation de la salinité des eaux interstitielles entre les deux périodes, excepté entre 5 et 30 cm dans la mangrove anthropisée durant la saison chaude où la salinité est légèrement plus élevée (Figure V.10. a et b). Ces zones étant immergées chaque jour par la marée, elles sont moins sensibles aux variations pluviométriques. Par contre, la forte densité de palétuviers peut engendrer des processus d'évapotranspiration plus forts lors de la période de croissance estivale des arbres. De plus, la zone de *Rhizophora* anthropisée est située à la sortie du canal de drainage des effluents ; les sédiments sont inondés en continu lorsque la ferme est en activité, ce qui favorise une salinité moindre du sédiment. Dans les deux mangroves, le potentiel redox est plus faible durant la saison chaude (Figure V.10. a et b). Cela est particulièrement marqué dans la mangrove contrôle où le potentiel redox est plus faible sur l'ensemble de la profondeur, tandis que la diminution dans la zone anthropisée est visible seulement dans les 10 premiers cm de profondeur (Figure V.9. a et b). Le changement de saison semble donc affecter en moindre

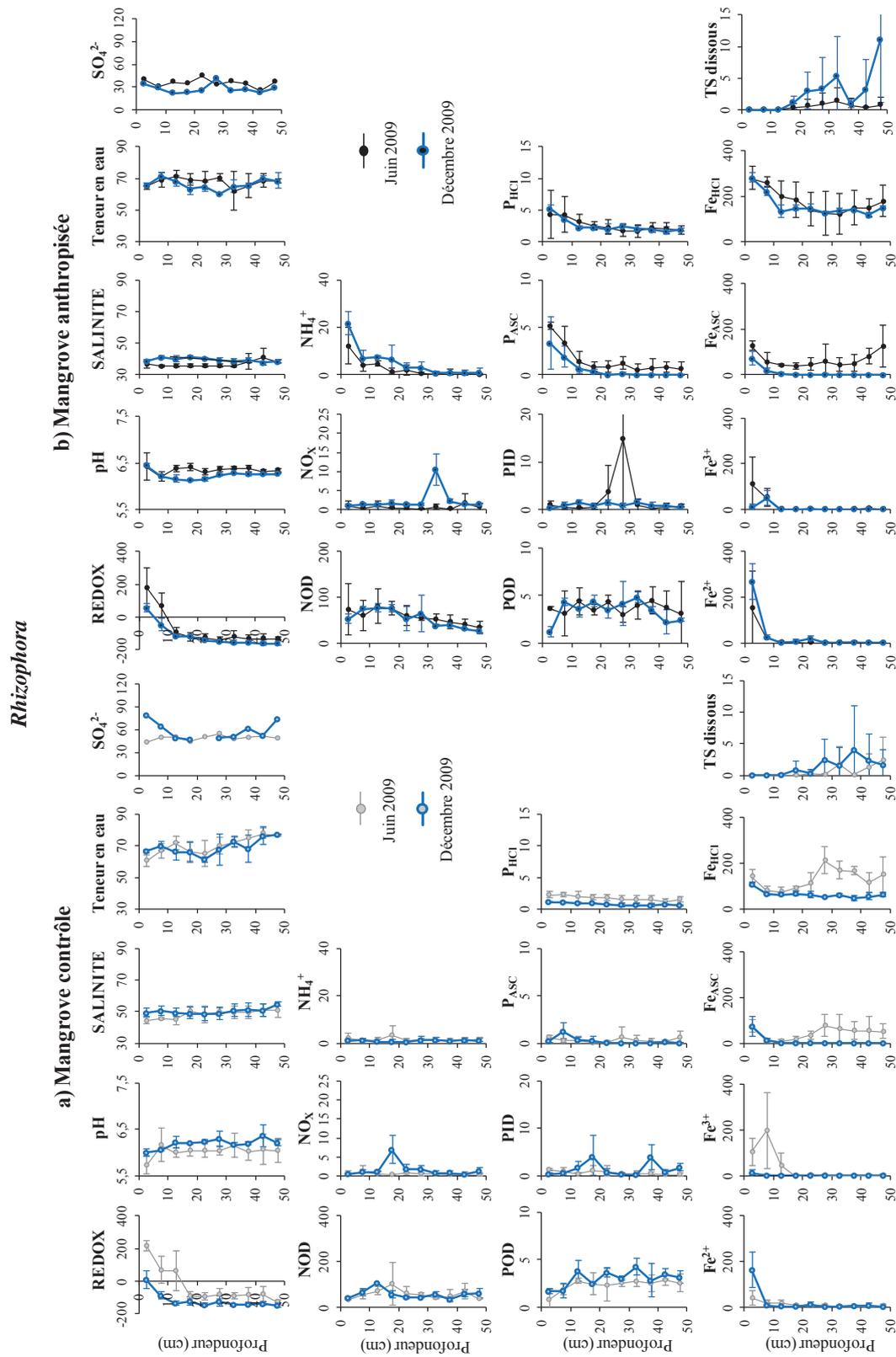


Figure V.10. Paramètres physico-chimiques, et concentration des éléments dissous (en $\mu\text{mol L}^{-1}$) et particulaires (en $\mu\text{mol g}^{-1}$) mesurés dans les sédiments et les eaux interstitielles extraites des carottes sédimentaires prélevées dans les zones de *Rhizophora* contrôlée (a) et anthropisée (b), en juin 2009 et décembre 2009. Valeurs moyennes sur 3 réplicats $\pm \sigma$.

mesure la zone anthropisée. Or, le fait que cette zone présente un fort couvert végétal avec une canopée très dense, limite fortement, voire totalement, la pénétration de la lumière à la surface du sédiment. Les concentrations de Chl-*a* benthique n'ont pas pu être mesurées dans ces deux zones de *Rhizophora*, mais des mesures de Chl-*a* benthique ont été réalisées dans la zone anthropisée en décembre 2009 (moyenne de $15.6 \pm 7.1 \mu\text{g g}^{-1}$) et en juin 2010 (moyenne de $8.8 \pm 5.8 \mu\text{g g}^{-1}$); (Cf. Chapitre III). Ces concentrations sont plus faibles que celles mesurées dans la zone d'*Avicennia* mais montrent que cette zone est influencée également par la saison, avec une production primaire benthique plus grande expliquant la diminution du potentiel redox de surface durant la saison chaude. Cependant, il est probable que le développement de micro-algues soit en partie inhibé dans la mangrove anthropisée par rapport à la mangrove contrôle, où la canopée est plus réduite et l'apport de lumière au sédiment plus important. La zone de *Rhizophora* contrôle est probablement, comme dans la zone à *Avicennia*, soumise à la fluctuation de la température et de l'irradiance, engendrant une hausse de la production phytobenthique en été. De plus, la litière des *Rhizophora* étant peu labile, la hausse de la production de feuilles en été (Mfilinge et al., 2005) doit contribuer seulement en partie à l'augmentation des processus microbiens dans le sédiment qui sont plus stimulés par l'apport de MO labile (Mfilinge et al., 2002). La concentration en azote et phosphore dissous ne varie pas entre les deux périodes dans les deux zones (Figure V.9. a et b). Les concentrations restent très faibles, ces nutriments étant probablement rapidement absorbés par les palétuviers. Toutefois, il semblerait que les processus de dégradation soient plus intenses dans les deux mangroves durant la saison chaude, les concentrations en fer solide réactif étant plus faibles. De plus, malgré des écarts types importants, la concentration en sulfures libres dissous est plus forte en profondeur en été (Figure V.9. a et b).

Les zones de mangrove colonisées par les *Sarcocornia* et les *Rhizophora* semblent également présenter une production et une reminéralisation plus importantes durant la période chaude. Tandis qu'il ne semble pas y avoir de différences dans les profils des paramètres mesurés au sein des sédiments entre les deux zones de *Sarcocornia*, il semblerait que le changement de saison soit peu important dans la zone de *Rhizophora* anthropisée, du fait de la limitation en lumière de la surface du sédiment, limitant la variation de la production primaire phytobenthique.

V.4. CONCLUSION

L'apport des effluents au sein de la zone de végétation d'*Avicennia* augmente clairement la production primaire benthique, cette stimulation est mise en évidence par la forte teneur en Chl-*a* à la surface des sédiments. L'apport de cette MO labile accentue les processus de dégradation bactériens, ce qui se traduit dans les mesures de potentiel redox et des paramètres physico-chimiques des sédiments et des eaux interstitielles durant la période de rejets effectifs. Or, la MO produite et sédimentée lors de l'activité de la ferme FAO, n'est pas totalement dégradée durant cette période, car ces apports sont réalisés durant la saison la moins productive de la mangrove, où la température et l'irradiance sont les plus faibles de l'année. Au printemps et en été, la production primaire phytobenthique et les processus de reminéralisation sont accentués car la mangrove se trouve enrichie en MO labile du fait des apports et de l'accumulation des mois précédents. Ainsi, le sédiment sous *Avicennia* dans la mangrove anthropisée présente des conditions redox plus réductrices durant l'été. Cependant, la productivité de la mangrove est augmentée par la disponibilité plus grande en nutriment, avec une plus forte population de crabes et des palétuviers plus denses, ces derniers ayant des systèmes racinaires plus développés. Ces deux facteurs permettent, du fait de leur capacité d'oxygénation du sédiment, de maintenir des conditions suboxiques même lorsque les processus bactériens de reminéralisation sont à leurs maximums en été.

La zone de végétation à *Sarcocornia* ne reçoit pas un apport direct et régulier d'effluents, ce qui est dû à la présence du canal de drainage devant les bassins. Le couvert de cette zone par les effluents peut se faire uniquement lors du débordement de la digue du canal en période de pêche à la fin de l'élevage, et lors des marées de vives eaux où le courant transporte les effluents depuis la sortie du canal (au centre de la mangrove) vers les zones les plus en amont (Figure V.2). Ainsi, l'enrichissement en MO constaté dans les Chapitre III et IV en surface de ces sédiments est faible, et doit être rapidement dégradé par les populations de crabes et les processus bactériens en surface. Les paramètres mesurés ici ne permettent pas d'observer un changement dans la dynamique biogéochimique de ces sédiments entre la période d'activité et d'inactivité de la ferme. Cette zone de végétation est peu productive durant l'ensemble de l'année du fait des conditions stressantes de salinité (Cf. Chapitre IV).

A l'inverse, la zone de *Rhizophora* étudiée est continuellement inondée par les effluents lorsque la ferme FAO est active. Cependant, elle est également régulièrement

inondée par la marée et par conséquent, ses caractéristiques hydrologiques ne sont pas modifiées par l'arrêt des apports d'effluents. Le fait que cette strate végétale soit très dense et que ses sédiments présentent une teneur naturellement forte en MO doit contribuer au changement très faible des paramètres physico-chimiques entre les périodes d'apport et d'absence d'effluents.

Il semblerait que l'apport des effluents de la ferme FAO n'entraîne pas pour l'instant une saturation des processus de reminéralisation dans les sédiments d'*Avicennia*, qui ne présentent pas de risque d'anoxie à l'heure actuelle. Cependant, la période d'assec durant l'été semble être cruciale pour le maintien de l'équilibre biogéochimique de ces sédiments. Cette période, avec ses processus de reminéralisation naturels maximums, doit permettre une élimination au moins en partie de la MO labile déposée durant la période de rejet effective de la ferme, grâce à un recyclage efficace.

**CHAPITRE VI. IMPACT DES EFFLUENTS
CREVETTICOLES SUR LE REGIME ALIMENTAIRE DE
DEUX INVERTEBRES BENTHIQUES CLES DE LA
MANGROVE: LE CRABE *UCA* SP. ET LE GASTEROPODE
*TEREBRALIA PALUSTRIS***

VI.1. INTRODUCTION

La stabilité des communautés animales estuariennes dépend de la disponibilité en nourriture des différents compartiments de la chaîne trophique et de la stabilité de leurs interactions. Dans les mangroves, la quantité, l'origine, et donc la qualité du carbone organique à la surface des sédiments est influencée à la fois par des facteurs physiques (principalement les courants) et biologiques (type de végétation, consommation, recyclage et dégradation) qui peuvent en retour influencer la qualité et la disponibilité des sources de nourriture des communautés benthiques (Bouillon et al., 2003).

L'installation des fermes aquacoles dans les zones de mangrove a des conséquences directes sur la faune, par la destruction du milieu qui entraîne une diminution de la densité et de la biodiversité des communautés (Shinnaka et al., 2007). De plus, l'apport d'effluents enrichis en matière organique et en nutriments modifie la disponibilité des sources de nourriture, ce qui peut réduire la biodiversité et altérer la structure et le fonctionnement de l'écosystème (Serrano-Grijalva et al., 2011). Les populations benthiques ont des réponses différentes suivant les régions et les espèces (Bartolini et al., 2009; Cannicci et al., 2009). Tandis que les effluents domestiques augmentent la biomasse et la densité des crabes du genre *Uca* en Afrique de l'est (Cannicci et al., 2009), sur l'île de Mayotte, le même type d'effluents provoque une diminution de leur densité, et une augmentation de celle des crabes de la famille des Sesarmides (Herteman, 2010). En règle générale, les apports d'effluents modifient le régime alimentaire des crabes de mangrove, et entraînent un changement de leur comportement sur l'estran (Kon et al., 2009). En effet, les crabes du genre *Uca* soumis à des apports d'effluents domestiques, sont rassasiés plus rapidement du fait de la plus forte disponibilité en nourriture et passent moins de temps à s'alimenter à la surface du sédiment ; diminuant ainsi leur activité de bioturbation (Bartolini et al., 2009). De même, l'activité de bioturbation des mollusques du genre *Terebralia* est altérée par l'apport d'effluents, car elle dépend de leur taille, des conditions édaphiques, et de la disponibilité en nourriture (Penha-Lopes et al., 2009b). L'apport d'effluent riche en MO dans des zones de mangrove où se développent certains mollusques, peut également diminuer leur capacité de reproduction, pouvant entraîner leur disparition (Cannicci et al., 2009).

Or, l'activité de bioturbation de ces organismes a un effet majeur sur les propriétés des sédiments, la redistribution des polluants, et les cycles biogéochimiques (Fratini et al., 2004;

Kristensen, 2008; McHenga et Tsuchiya, 2008). Il est donc particulièrement intéressant de pouvoir déterminer s'il existe un changement de régime trophique de ces communautés dans la mangrove recevant les effluents de la ferme FAO.

Précédemment dans cette thèse, il a été mis en évidence des changements de la dynamique biogéochimique, liés à la nature et à la quantité de la MO à la surface des sédiments de la mangrove recevant les effluents. Cette étude s'intéresse donc, plus particulièrement, à l'impact des effluents sur le comportement nutritionnel de la macrofaune benthique. Dans ce but, deux espèces ont été étudiées : un crabe violoniste du genre *Uca* et le gastéropode du genre *Terebralia* (Fratini et al., 2004; Kristensen, 2008).

Leur comportement alimentaire a été appréhendé par l'utilisation des isotopes stables de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) et du carbone ($\delta^{13}\text{C}$), ainsi qu'à travers la composition en acides gras de leurs tissus et de leurs sources potentielles de nourriture. Les isotopes stables sont fréquemment utilisés pour la caractérisation des sources de carbone dans les mangroves (Bouillon et al. 2003) et leurs utilisations à travers des réseaux trophiques dans ces milieux (France, 1998 ; Bouillon et al., 2008b ; Abrantes et Sheaves, 2009). Les acides gras (AG) lipidiques sont également utilisés pour la compréhension des interactions trophiques car certains d'entre eux sont des composés essentiels synthétisés par des organismes spécifiques dont ils sont les marqueurs, y compris dans les mangroves (Meziane et Tsuchiya, 2000b; Meziane et al. 2002; Meziane et al., 2006).

VI.2. MATERIEL ET METHODES

VI.2.1. Sites d'étude et stratégie d'échantillonnage

Durant l'année 2009, 4 campagnes de prélèvements de sédiments de surface et de macrofaune (*Uca* et *Terebralia*) ont été réalisées en février, avril, juin et décembre dans la zone de végétation à *Avicennia*, de la mangrove anthropisée par la ferme FAO et de la mangrove contrôle (Figure VI.1). Pour la saison d'élevage 2009, la ferme FAO a fonctionné entre la mi décembre 2008 et la fin juillet 2009 (Cf. Chapitre IV pour les détails de fonctionnement pour cette année). Les périodes de prélèvements correspondent au début des rejets (février et avril), au maximum des rejets en juin (période des pêches avant la fin de la saison d'élevage) et 5 mois après l'arrêt total d'apport dans la mangrove anthropisée en décembre.

Durant ces 4 campagnes, des sédiments de surface, des crabes du genre *Uca* et des gastéropodes de l'espèce *Terebralia palustris*, ont été récoltés en triplicats dans les deux zones d'*Avicennia* (Figure VI.1). Une campagne de prélèvement complémentaire a été réalisée en juin 2009 durant laquelle des sédiments de surface et des crabes du genre *Uca* ont été collectés le long de transects recoupant la strate de végétation à *Sarcocornia* et à *Avicennia* dans les deux mangroves (Figure VI.2).

Les sédiments en vue des analyses lipidiques et isotopiques ont été récoltés sur 1 cm de profondeur sur un diamètre de seringue de 2 cm. Un réplikat correspond au mélange de 5 sous échantillons. Au retour au laboratoire, les échantillons de sédiments, les crabes et les gastéropodes ont été congelés, puis lyophilisés et conservés à -20°C à l'IRD Nouméa, avant d'être transportés au laboratoire BOREA pour analyses.

VI.2.2. Méthodes d'analyses

VI.2.2.1. Analyses lipidiques

Les acides gras ont été extraits suivant la méthode modifiée de Bligh et Dyer (1959) par Meziane et al. (2007). Cette méthode a été décrite de manière exhaustive dans le Chapitre III, un rappel global de la méthode d'extraction est tout de même réalisé dans cette partie.

L'extraction a été réalisée à partir de 0.4 à 0.5 g de sédiment, d'environ 1 g pour les échantillons de végétaux, et entre 0.05 et 0.1 g pour les animaux dépendant de la taille de l'organisme. L'acide gras standard (23:0) a été ajouté aux échantillons en quantité appropriée, 4 µl pour les sédiments et 8 µl pour les végétaux et les invertébrés, avant de procéder à la phase d'extraction des lipides totaux.

Deux premières étapes successives d'extraction sont effectuées sur l'échantillon au sonicateur durant 20 min dans un mélange : eau distillée:méthanol:chloroforme (v:v:v en ml ; 1:2:1), afin d'être sûr que l'ensemble des lipides contenus dans l'échantillon migre dans le chloroforme.

Après que le chloroforme ainsi récupéré (4 ml) ait été évaporé sous rotavap et afin de séparer les acides gras structuraux (AG) des autres composés organiques, l'extrait a été saponifié par hydrolyse en ajoutant 1 ml d'une solution de NaOH (2N) dans un mélange eau distillée:méthanol (v:v ; 2:1). La saponification s'effectue durant 1h30 à 90°C (bain sec).

La réaction de saponification a été stoppée par ajout de 1 ml d'HCl (35%), puis une extraction des lipides par 2 ajouts consécutifs de 1.5 ml de chloroforme suivi d'une centrifugation a été réalisée. L'ensemble du chloroforme récupéré (3 ml) a été évaporé sous azote, avant d'être méthylé. La réaction de méthylation a été réalisée par ajout de 1 ml de BF₃-Méthanol (14% Borontrifluoride et 86% méthanol) au bain à sec (90°C) durant 10 min. L'ensemble des AG extraits (estérifiés et méthylés) est récupéré par lavage avec du chloroforme en deux fois pour chaque échantillon et conservés au congélateur (-26°C). Juste avant les analyses des extraits et après évaporation totale du chloroforme sous azote, les extraits lipidiques sont transférés dans de l'hexane.

Les AG sont alors identifiés en comparant avec des standards achetés dans le commerce et quantifiés par injection d'un aliquote (1µl) d'extrait (dans l'hexane) dans un gaz chromatographe (GC, Varian CP-3800). Leur identification a été confirmée par une spectrométrie de masse couplée à une chromatographie en phase gazeuse (GC-MS, Varian 450-GC).

VI.2.2.2. Analyses isotopiques

La préparation et l'analyse des isotopes stables $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ ont été réalisées de la même manière que celles décrites dans le Chapitre III.

VI.2.2.3. Analyses statistiques

Le logiciel PRIMER 6 a été utilisé pour l'analyse multivariée des AG. Les matrices de données des AG (en proportion %) ont été analysées au complet sans transformation des données. Les variations temporelles et spatiales des compositions en AG ont été mises en évidence sur une NMDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling) à partir de la matrice triangulaire de similarité basée sur le coefficient de Bray-Curtis. Les différences ont ensuite été testées par une ANOSIM (analyse des similarités) utilisant 5 000 permutations. Lorsque des différences ont été détectées, un test de SIMPER (analyse des similarités des pourcentages) a été utilisé afin de mettre en évidence quels AG contribuent aux différences de composition observées entre les groupes de données.

Afin de tester les différences pour des groupes de données de petites tailles ($n \leq 3$), un test de Kruskal-Wallis (KW) suivi de comparaisons deux à deux par un test de Wilcoxon Mann-Whitney (WMW) ont été utilisés sous le logiciel R.2.13.0 afin de mettre en évidence

les différences inter mangroves et les changements de concentrations temporelles pour des AG d'importances.

VI.3. RESULTATS ET DISCUSSION

VI.3.1. Caractérisation des sources de matière organique dans les sédiments de surface

VI.3.1.1. Caractérisation des sources végétales

Un total de 41 acides gras (AG) a été identifié dans les cyanophycées et les végétaux (*Sarcocornia* et feuilles de palétuviers), dont les contributions relatives et les concentrations sont résumées dans le Tableau en Annexe A.2. La composition en acides gras des cyanophycées s'explique à plus de 70% par le 16:0 (33% de contribution), le 16:1 ω 7 (15.1%), le 18:3 ω 3 (10.4%), le 18:1 ω 7 (7.2%) et le 18:1 ω 9 (7.6%). Outre l'AG ubiquiste 16:0, les AG 18:3 ω 3, 18:2 ω 6, et le 18:1 ω 9 contribuent à près de 60% de la composition en acides gras totaux des tiges de *Sarcocornia* et des feuilles de palétuviers. Les acides gras à longue chaîne (AGLC) (supérieurs ou égaux à 24 carbones) sont également présents dans les feuilles mais en moindre proportion (Tableau en Annexe A.3). Les AGLC sont uniquement synthétisés par les plantes vasculaires, dont ils sont les marqueurs (Bourbonniere et Meyers, 1996). Et cette composition est typique des palétuviers (Mfilinge et al., 2002 ; Hall et al., 2006), mais aussi des halophytes de la famille des Chénopodiacées (Meziane et al., 1997).

VI.3.1.2. Caractérisation de la MO des sédiments de surface

Dans les sédiments de surface des zones de végétation à *Avicennia*, un total de 47 AG a été identifié (Tableau en Annexe A.4). Les sites et les périodes de prélèvements confondus, les AG les plus abondants dans les sédiments sont le 16:0 ($20.5 \pm 2.3\%$) et le 16:1 ω 7 ($10.1 \pm 2.3\%$), suivis par le 18:1 ω 7 ($6.3 \pm 0.6\%$), le 18:1 ω 9 ($5.2 \pm 0.9\%$), et le 24:0 ($5.6 \pm 0.9\%$). Toutes périodes confondues, les sédiments de surface des sites d'*Avicennia* anthropisée et contrôle ont des compositions lipidiques différentes (PERMANOVA, $p < 0.01$) avec une dissimilarité de 12% (SIMPER, analyse de dissimilarité (AD)) (Figure VI.3).

Les compositions en acides gras des sédiments de surface des deux zones de végétations à *Avicennia* varient entre les différentes périodes de prélèvement, aussi bien dans la mangrove contrôle (PERMANOVA, $p < 0.05$) que dans la mangrove anthropisée par la ferme crevetticole (PERMANOVA, $p < 0.01$). Dans la mangrove contrôle, la dissimilarité est

la plus forte entre février et décembre, et entre avril et décembre (AD, supérieure à 10%), et réside dans une augmentation des proportions en 16:0, 16:1 ω 7 et 18:1 ω 9 en décembre. Dans la mangrove anthropisée, la dissimilarité est également maximale entre les mois de février et de décembre (AD, 16.5%), et entre avril et décembre (AD, 16.1%). Cette différence est principalement due à une élévation des proportions en 16:0 et en 16:1 ω 7 en décembre.

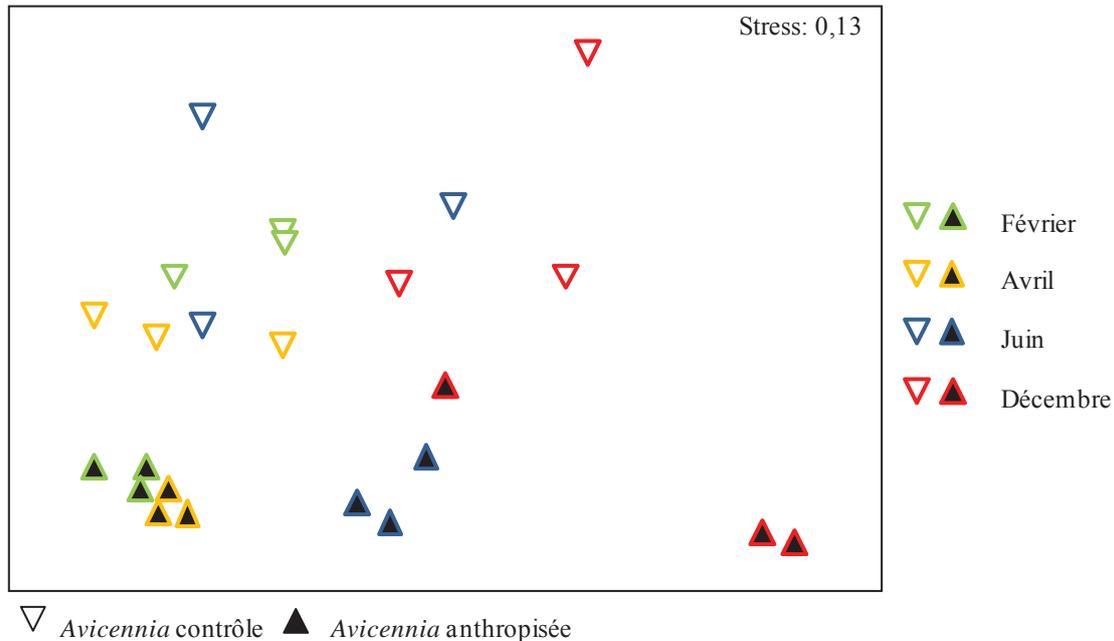


Figure VI.3. NMDS des proportions en acides gras des sédiments prélevés lors des 4 périodes au sein de la zone d'*Avicennia* contrôle et anthropisée.

De plus, la concentration en AG totaux est significativement influencée par la zone de mangrove et par la période de prélèvement (ANOVA deux facteurs, $p < 0.01$). Les concentrations en AG totaux à la surface des sédiments sont plus élevées dans la zone de végétation à *Avicennia* anthropisée par rapport à la mangrove contrôle, pour toutes les périodes (test t , $p < 0.01$).

Dans les sédiments de surface étudiés lors des transects des zones de végétations à *Sarcocornia* et à *Avicennia*, un total de 49 AG a été identifié (Tableau A.4). La composition en acides gras des sédiments de surface est différente entre les deux zones de végétation de chacune des mangroves (PERMANOVA, $p < 0.01$). La dissimilarité des compositions en AG des sédiments de surface des deux zones de végétations est de 12.9% (AD, SIMPER) dans la mangrove contrôle, et de 26.7% dans la mangrove anthropisée (AD, SIMPER) (Figure VI.4). La concentration en acides gras totaux est plus faible dans les sédiments de surface des deux

zones de végétation de la mangrove contrôle par rapport à la mangrove anthropisée (test de WMW, $p < 0.05$). De plus, les sédiments des zones de *Sarcocornia* présentent des concentrations plus faibles en AG totaux que les zones d'*Avicennia* dans chacune des deux mangroves (test de WMW, $p < 0.05$).

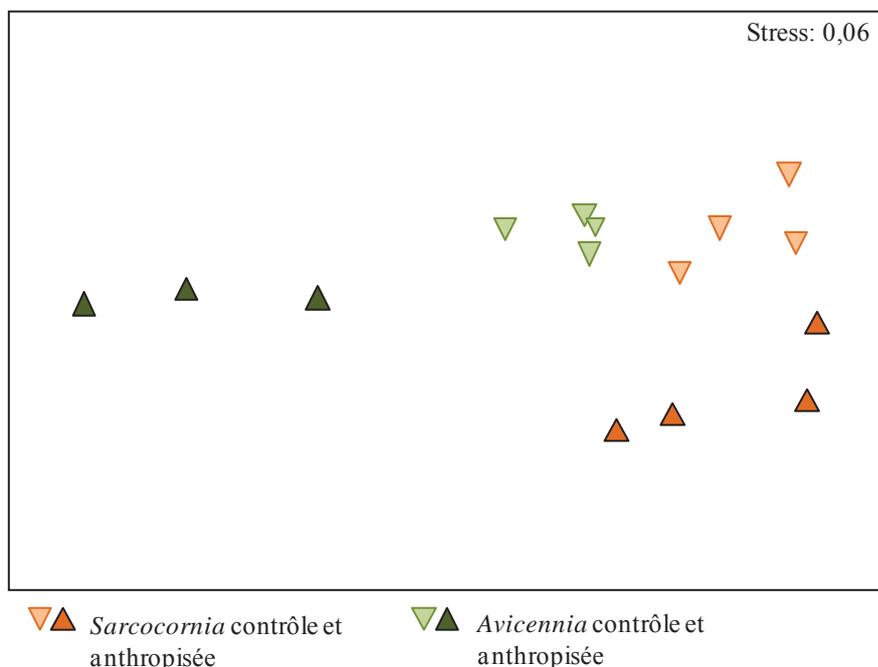


Figure VI.4. NMDS des proportions en acides gras en pourcentage des sédiments de surface des zones à *Avicennia* et à *Sarcocornia* de la mangrove contrôle et anthropisée.

Ces résultats montrent que les sédiments des zones de végétation à *Avicennia* sont plus riches en MO (concentration totale en AG plus importante), comparativement aux sédiments de surface des zones de végétation à *Sarcocornia*. Et que de plus, les deux zones de la mangrove anthropisée sont respectivement plus riches en MO que les deux zones respectives de la mangrove contrôle. Cela confirme donc le fait que les effluents de la ferme FAO engendrent une augmentation du flux de MO vers les sédiments, aussi bien dans la zone de végétation à *Avicennia* qu'à *Sarcocornia*.

La MO des sédiments de surface ne présente également pas la même qualité entre les strates végétales (*Sarcocornia-Avicennia*), et entre les deux mangroves. En effet, plus la MO est dégradée et plus la proportion d'AG insaturés (AG mono-insaturé (AGMI) et AG poly-insaturés (AGPI)), facilement dégradables par les bactéries (Canuel et Martens, 1993 ; Carrie et al., 1998), diminue par rapport aux AG saturés (AG saturé (AGS) et AG à longues chaînes

(AGLC)) qui sont moins labiles. Dans la mangrove contrôle, la proportion d'AG insaturés est plus faible dans la zone colonisée par les *Sarcocornia* (4.5%) par rapport aux sédiments de la zone à *Avicennia* (9%), avec une proportion d'AG saturés de 82.3% et de 74.4%, respectivement (Tableau en Annexe A.5). Cette différence est particulièrement prononcée dans la mangrove anthropisée entre les sédiments de surface de la zone à *Avicennia* (25.3% et 58% d'AG insaturés et saturés, respectivement) et à *Sarcocornia* (5.5% et 74.4% d'AG insaturés et saturés, respectivement). La MO des sédiments de surface des zones de végétation à *Avicennia* est donc plus labile que celle présente dans la zone de *Sarcocornia*, certainement du fait d'un dépôt plus récent causé par la plus forte productivité de la zone de mangrove à *Avicennia*. Cela est accentué dans la mangrove anthropisée, où le flux de MO fraîche sur la surface du sédiment est plus intense.

VI.3.1.2.1. Contribution de la litière

La litière, constituée des débris divers de feuilles et de branchages, est la première source de MO à la surface des sédiments de mangroves (Bouillon et al., 2008a). La présence des AG contribuant à la composition des feuilles de palétuviers et des *Sarcocornia* (18:1 ω 9, 18:2 ω 6, 18:3 ω 3 et AGLC) dans les sédiments de surface, permet d'indiquer un dépôt de MO originaire de la litière (Mfilinge et al., 2005). Les AGLC, qui sont les constituants principaux de la lignine, sont difficilement dégradables par les bactéries, leurs présences indiquent donc un apport de litière à une échelle de temps plus longue que les 18:1 ω 9, 18:2 ω 6, et 18:3 ω 3 qui, s'ils sont présents, sont le signe d'un apport de MO plus récent, car ils sont plus rapidement dégradés (Meziane et al., 2006).

Dans les sédiments de surface des zones de *Sarcocornia* des deux mangroves, les AG 18:1 ω 9, 18:2 ω 6, 18:3 ω 3 ne sont pas détectés (Tableau A.4), à l'inverse des AGLC qui représentent une part importante des AG totaux (environ 13%) (Tableau A.4). La concentration de ces AGLC est particulièrement importante dans les sédiments de surface de la zone à *Sarcocornia* anthropisée ($34.3 \pm 8.7 \mu\text{g g}^{-1}$) par rapport à la zone contrôle ($18.6 \pm 3.6 \mu\text{g g}^{-1}$). Il existe donc un apport de litière aux sédiments des zones de *Sarcocornia*, en particulier dans la mangrove anthropisée. Dans cette dernière, les palétuviers étant plus denses, ils produisent une quantité proportionnellement plus importante de feuilles, qui peuvent être ensuite transportées par les courants de marée, vers les zones de mangrove les plus en amont (observé également dans le Chapitre III). En même temps, ces zones étant peu

riches en MO, la partie la plus labile représentée par le 18:1 ω 9, 18:2 ω 6, et le 18:3 ω 3, y est rapidement dégradée et/ou utilisée, et n'est donc plus détectée à la surface de ces sédiments (Meziane et al., 2006).

Dans les zones de végétation à *Avicennia*, les concentrations des AG marqueurs de litière (18:1 ω 9, 18:2 ω 6, 18:3 ω 3 et les AGLC) dans les sédiments de surface varient en fonction de la mangrove, et de la période (ANOVA deux facteurs, $p < 0.01$) (Figure VI.5). Les deux zones de mangroves exhibent des concentrations minimales au mois de juin, ce qui correspond logiquement au mois le plus froid étudié, et donc au minimum de productivité de litière des *Avicennia* sous la même latitude (Mackey et Smail, 1995).

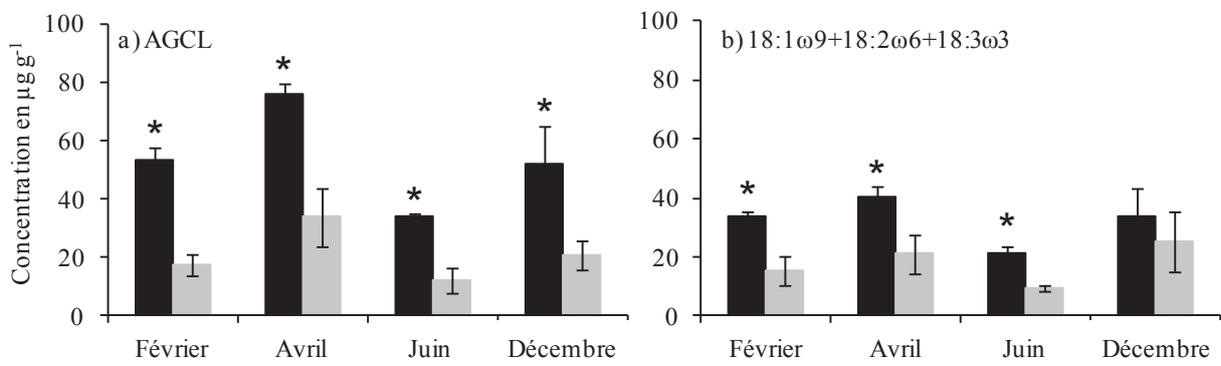


Figure VI.5. Concentrations en AGCL (a), et en 18:1 ω 9+18:2 ω 6+18:3 ω 3 (b), mesurées dans les sédiments de surface des zones de végétation à *Avicennia* de la mangrove anthropisée (en noir) et contrôle (en gris) durant les quatre périodes de prélèvement. La différence significative des concentrations entre les deux mangroves est signalée par une étoile (test t , $p < 0.01$).

Tandis que les concentrations en AGCL sont significativement plus élevées dans les sédiments de surface de la mangrove anthropisée pour toutes les périodes de prélèvement (Figure VI.5.a), les concentrations totales en 18:1 ω 9, 18:2 ω 6 et 18:3 ω 3 sont similaires durant le mois de décembre dans les deux mangroves (Figure VI.6). Or, le 18:1 ω 9 et le 18:2 ω 6 sont également des marqueurs fongiques (Chen et al., 2001 ; Fan et al., 2001), et sont abondamment présents dans les effluents produits par la ferme FAO (Cf. Chapitre III). Les AG 18:1 ω 9 et 18:2 ω 6 présents en décembre doivent donc être principalement originaires des feuilles et de l'activité des champignons se développant à leur surface (Cf. Chapitre III). En revanche, durant les mois de fonctionnement de la ferme, leurs concentrations plus élevées à la surface des sédiments sont très probablement à la fois le résultat de la sédimentation des effluents et celui de la dégradation accentuée des feuilles et du développement exacerbé des

champignons, dont l'activité est stimulée par les effluents. Ainsi, le fait que les concentrations de ces AG deviennent similaires en décembre dans les deux mangroves peut s'expliquer par l'atténuation des effets des apports organiques de la ferme (sédimentation et stimulation de l'activité de dégradation bactérienne et fongique) depuis son arrêt au mois de juillet.

VI.3.1.2.2. Contribution des micro-algues

L'acide gras polyinsaturé (AGPI) 18:3 ω 6 est synthétisé par les macro et les micro-algues, et peut donc être un indicateur de leur présence (Khozin et al., 1990 ; Meziane et Tsuchiya, 2000a). La présence de macro-algues n'a pas été observée aussi bien dans la mangrove anthropisée par la ferme que dans la mangrove contrôle. De plus, dans les sédiments de surface de la mangrove anthropisée, sa présence a été corrélée à la concentration de la Chl-*a* et donc à la présence d'organismes phytobenthiques (Cf. Chapitre III). Le 18:3 ω 6 peut donc être considéré essentiellement comme un marqueur d'organismes phytobenthiques dans cet environnement.

Les concentrations du 18:3 ω 6 dans les sédiments de la végétation à *Avicennia* des deux mangroves (Figure VI.6.a) varient en fonction de la mangrove et de la période (ANOVA deux facteurs, $p < 0.01$). Elles sont significativement plus élevées dans les sédiments de surface de la mangrove anthropisée, par rapport à la mangrove contrôle, pour chacune des périodes de prélèvement (Figure VI.6.a).

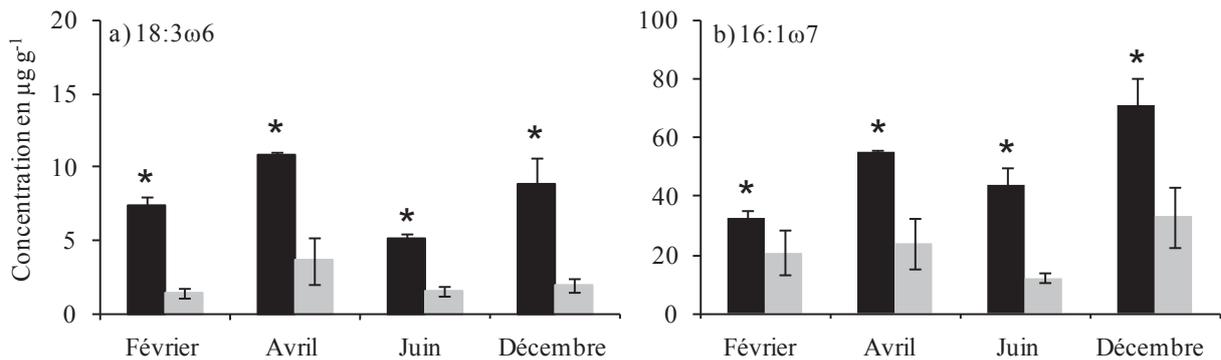


Figure VI.6. Concentrations en 18:3 ω 6 (a) et en 16:1 ω 7 (b) mesurées dans les sédiments de surface des zones de végétation à *Avicennia* de la mangrove anthropisée (en noir) et contrôle (en gris) durant les quatre périodes de prélèvement. La différence significative des concentrations entre les deux mangroves est signalée par une étoile (test *t*, $p < 0.01$).

Ces résultats corroborent ceux du suivi de la Chl-*a* (Cf. Chapitre IV), traduisant une production primaire phytobenthique plus importante dans la mangrove anthropisée. De plus, le sédiment de surface de la zone de végétation à *Sarcocornia* anthropisée est significativement plus riche en 18:3 ω 6 ($3.8 \pm 1.4 \mu\text{g g}^{-1}$) par rapport à la zone équivalente contrôle ($0.7 \pm 1.2 \mu\text{g g}^{-1}$) (test *t*, $p < 0.05$), indiquant que la croissance phytobenthique y est également accentuée (Tableau A.4).

Le 16:1 ω 7 est également un marqueur de micro-algues benthiques, plus particulièrement de diatomées (Dalsgaard et al., 2003). Sa concentration à la surface des sédiments y est significativement plus élevée dans la zone de végétation à *Avicennia* de la mangrove anthropisée par rapport à celle de la mangrove contrôle (Figure VI.6.b), tandis qu'il n'y a pas de différence entre les deux zones de *Sarcocornia* ($1.0 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$ et $1.0 \pm 0.6 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivement dans la zone anthropisée et contrôle) (Tableau A.4). De plus, le rapport 16:1 ω 7 /16:0 est un bon indicateur de la contribution de cette source à la MO totale (Dalsgaard et al., 2003). Ce rapport est plus élevé dans les sédiments de surface de la zone à *Avicennia* anthropisée, mais uniquement pour le mois de juin (Tableau A.5). Cela montre que la contribution des diatomées par rapport à la dynamique globale de la MO des sédiments de surface des deux mangroves est similaire durant la plupart des périodes. Cependant, les rejets d'effluents en juin, favorisent la production des diatomées dans la mangrove anthropisée à une période qui n'est naturellement pas propice à leur développement sous ces latitudes (Meziane et al., 2006) (Cf. Chapitre III).

VI.3.1.2.3. Contribution bactérienne

Les acides gras branchés (Iso et antéiso, AGB) et le 18:1 ω 7 sont des marqueurs de la biomasse bactérienne en milieu marin et lacustre (Dalsgaard, 2003 ; Dunn et al., 2008). Les concentrations de ces AG dans les sédiments de surface des zones de végétation à *Avicennia* varient en fonction de la mangrove et de la période (ANOVA deux facteurs, $p < 0.01$). Les concentrations des AGB et du 18:1 ω 7 sont significativement plus élevées dans les sédiments de surface de la mangrove anthropisée par rapport à la mangrove contrôle, en février, avril et juin, mais ne sont pas différentes au mois de décembre (Figure VI.7.a et b). Cela traduit une activité bactérienne accrue dans la zone à *Avicennia* anthropisée par rapport à la zone de mangrove contrôle, durant les trois mois où la ferme FAO est en activité. De plus, les concentrations de ces AG (AGB et 18:1 ω 7) sont également plus importantes dans les

sédiments de la zone de végétation à *Sarcocornia* influencée par les rejets crevetticoles (concentrations respectives de $34.3 \pm 8.7 \mu\text{g g}^{-1}$ et $1.0 \pm 0.3 \mu\text{g g}^{-1}$), par rapport à la zone contrôle (concentrations respectives de $18.6 \pm 3.2 \mu\text{g g}^{-1}$ et $0.6 \pm 0.2 \mu\text{g g}^{-1}$) (Tableau A.4). L'activité bactérienne dans la zone de végétation à *Sarcocornia* anthropisée est donc, de la même façon qu'à la surface des sédiments des zones colonisées par les palétuviers, plus intense par rapport à la zone contrôle.

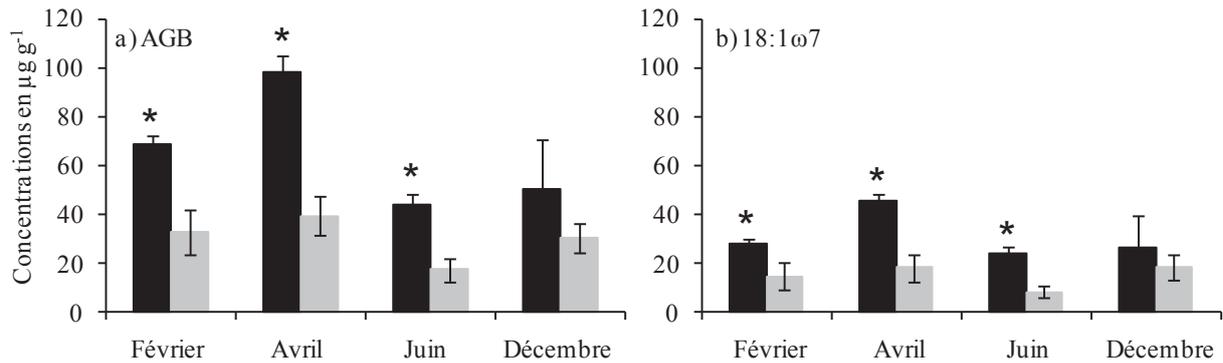


Figure VI.7. Concentrations en AGB (a) et en 18:1 ω 7 (b) mesurées dans les sédiments de surface des zones de végétation à *Avicennia* de la mangrove anthropisée (en noir) et contrôle (en gris) durant les quatre périodes de prélèvement. La différence significative des concentrations entre les deux mangroves est signalée par une étoile (test *t*, $p < 0.01$).

VI.3.1.2.4. Contribution des signatures isotopiques à la caractérisation de la MO des sédiments de surface

Les signatures isotopiques des sédiments de surface des zones de végétation à *Avicennia* ne sont pas différentes entre les deux mangroves (Test de WMW, $p > 0.05$) et entre les différentes périodes de prélèvements (Test de KW, $p > 0.05$) aussi bien pour le $\delta^{15}\text{N}$ que pour le $\delta^{13}\text{C}$ (données non montrés). Par contre, les prélèvements des sédiments de surface des transects mettent en évidence des différences entre zones de végétation, et entre les deux mangroves (Figure VI.8).

Dans chacune des mangroves, les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments de surface sont significativement différentes entre zones à *Avicennia* et à *Sarcocornia* (Test de WMW, $p < 0.01$). Dans la mangrove contrôle, le sédiment de la zone à *Sarcocornia* présente des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ (moyennes respectives de $-22.7 \pm 1.2\text{‰}$ et $2.6 \pm 0.7\text{‰}$) plus élevées que la zone à *Avicennia* ($-24.8 \pm 0.6\text{‰}$ et $1.0 \pm 0.7\text{‰}$ respectivement). Le rapport C/N est significativement plus élevé dans le sédiment de surface de la zone à *Avicennia* (17.5 ± 2.0)

par rapport à la zone à *Sarcocornia* (12.7 ± 0.6). Dans la mangrove anthropisée, la valeur de $\delta^{13}\text{C}$ est également significativement plus élevée dans le sédiment de la zone à *Sarcocornia* ($-22.9 \pm 0.8\text{‰}$) par rapport à la zone à *Avicennia* ($-25.1 \pm 1.3\text{‰}$), et à l'inverse le $\delta^{15}\text{N}$ y est plus faible ($1.4 \pm 1.3\text{‰}$ et $2.5 \pm 0.5\text{‰}$ respectivement). Le rapport C/N n'est pas différent entre les deux zones de végétation de la mangrove anthropisée (12.5 ± 0.9 et 13.8 ± 1.5 dans la zone à *Sarcocornia* et à *Avicennia* respectivement). Ces résultats traduisent, comme ce qui a pu être montré précédemment avec les AG, que les sédiments de surface des deux zones de végétation à *Avicennia* ont des apports plus importants en litière de palétuvier, dont les valeurs du $\delta^{13}\text{C}$ sont typiquement très appauvries ($\delta^{13}\text{C} < -27\text{‰}$, Cf. Chapitre III, Tableau III.3). A l'inverse, les zones de végétations à *Sarcocornia* traduisent un apport de MO plus dominé par les micro-algues, dont la valeur du $\delta^{13}\text{C}$ est typiquement plus enrichie à -24‰ (Meyers, 1994).

Bien que les sédiments de surfaces des deux zones de végétation de la mangrove anthropisée n'aient pas une valeur de $\delta^{13}\text{C}$ différente des zones équivalentes de la mangrove contrôle, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ sont significativement différentes (Test de WMW, $p < 0.05$). En effet, les sédiments de surface de la zone de végétation à *Avicennia* anthropisée ont une valeur moyenne de $\delta^{15}\text{N}$ plus enrichie que celle des sédiments de la zone contrôle (Test de WMW, $p < 0.05$). A l'inverse, les sédiments de surface de la zone à *Sarcocornia* ont des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ plus appauvries que celles des sédiments de la zone contrôle (Test de WMW, $p < 0.05$). L'étude des sédiments de l'ensemble de la surface de la mangrove anthropisée (Cf. Chapitre III), a montré précédemment que l'apport des effluents enrichissait les sédiments de surface en ^{15}N dans les zones proches des bassins, de la même manière qu'ont pu le montrer d'autres études (Costanzo et al., 2004 ; Serrano-Grijalva et al., 2011). Cet effet d'enrichissement est visible dans la strate de végétation à *Avicennia* anthropisée. Cependant, cette zone est aussi le siège d'un apport de litière plus important dont la signature en $\delta^{15}\text{N}$ est d'environ 3‰ , ce qui est enrichi par rapport à la valeur des micro-algues dont la valeur est plus faible (Cf. Chapitre III, Tableau III.1). Ainsi, la valeur du $\delta^{15}\text{N}$ plus faible dans la zone de *Sarcocornia* traduit la contribution plus importante des organismes phytobenthiques et phytoplanctoniques à la MO totale du sédiment de surface, comparativement à la zone contrôle.

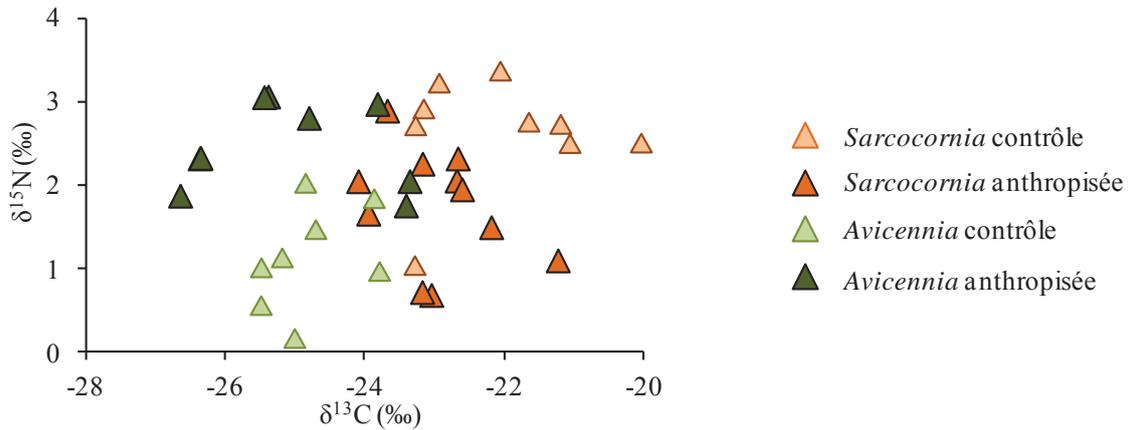


Figure VI.8. Caractérisation isotopique des sédiments de surface des zones à *Sarcocornia* et *Avicennia* de la mangrove contrôlée et anthropisée.

En résumé de ces résultats sur la caractérisation des sources de MO des sédiments de surface, il apparaît que les sédiments des strates végétales de la mangrove anthropisée sont plus riches en MO (concentration en AG totaux plus élevée) et que celle-ci est plus labile (proportion en acides gras insaturés plus élevée) qu'à la surface des sédiments des zones respectives de la mangrove contrôlée. Cela est dû à l'augmentation de la production primaire des palétuviers dans la mangrove anthropisée (production de litière plus abondante), accompagnée de l'augmentation de la production primaire phytobenthique et bactérienne dans les sédiments de surface. Ce constat est en accord avec les études réalisées sur les impacts des effluents dans la colonne d'eau qui ont montré que ces derniers augmentent la production primaire et bactérienne de la mangrove du fait de la plus grande disponibilité en nutriments causée par les effluents (McKinnon et al., 2002a; McKinnon et al., 2002b). Ce que les chapitres précédents de ce mémoire ont mis en évidence est ici confirmé : un phénomène identique se produit à la surface des sédiments.

VI.3.2. Régime trophique de la macrofaune

VI.3.2.1. Les gastéropodes

Un total de 42 AG a été identifié dans les gastéropodes prélevés au sein de la zone d'*Avicennia* des deux mangroves (Tableau A.5). Sur ces AG, 10 contribuent à près de 70% de la composition lipidique de ces organismes : le 20:4 ω 6 ($16.5 \pm 2.6\%$), le 16:0 ($10.7 \pm 2.8\%$), le 18:0 ($7.1 \pm 0.6\%$), le 20:5 ω 3 ($5.8 \pm 1.9\%$), le 20:1 ω 11 ($5.7 \pm 0.3\%$), le 18:2 ω 6 ($5.6 \pm 1.7\%$), le 22:4 ω 6 ($5.4 \pm 0.5\%$), suivis du 18:1 ω 9 ($4.7 \pm 1.0\%$), 17:1 ω 7 ($4.6 \pm 1.4\%$) et du

22:1 ω 11 ($3.0 \pm 0.5\%$). La composition lipidique des gastéropodes est significativement différente entre les deux mangroves (PERMANOVA, $p < 0.01$), avec une dissimilarité moyenne de 17.8% (AD, SIMPER). De même, la composition en acide gras change de manière significative entre les 4 périodes échantillonnées (PERMANOVA, $p < 0.01$) (Figure VI.9).

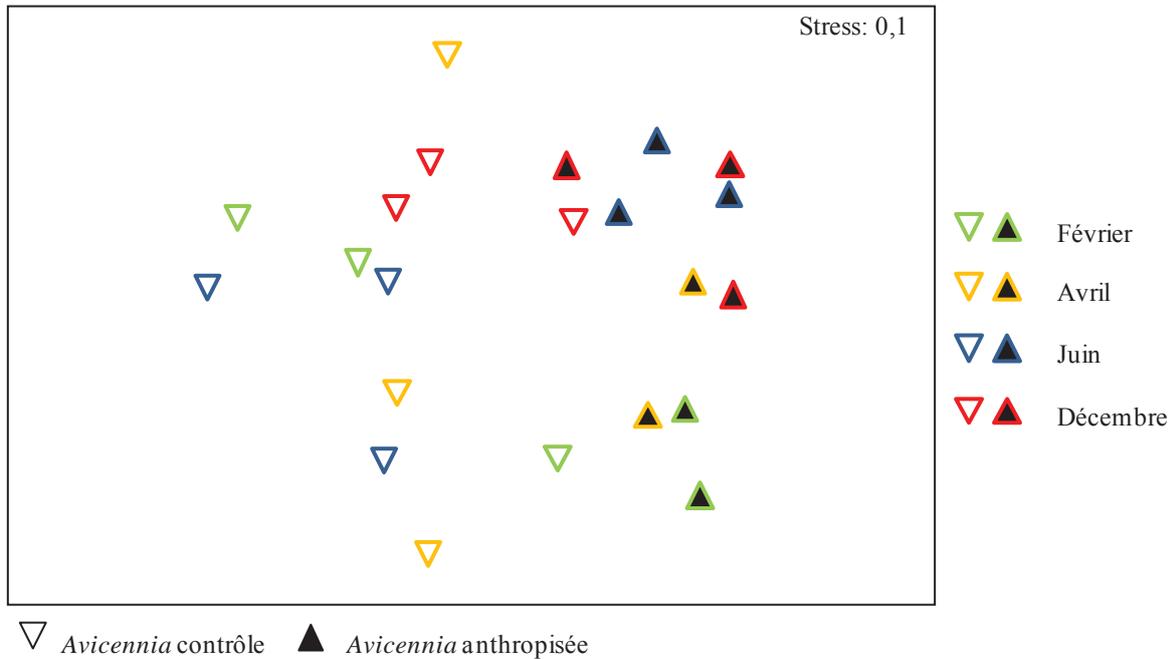


Figure VI.9. NMDS des proportions en acides gras en pourcentage des gastéropodes prélevés lors des 4 périodes au sein de la zone d'*Avicennia* contrôle et anthropisée.

VI.3.2.1.1. Consommation de litière

L'espèce *Terebralia palustris* constitue l'un des plus importants consommateurs de feuilles dans les mangroves, avec les crabes de la famille des Sesarmides (Fratini et al., 2004). Sa contribution au recyclage de la litière est particulièrement efficace en raison de sa capacité à se nourrir durant l'ensemble du cycle de marée, contrairement aux crabes qui concentrent leurs périodes d'alimentation à la marée descendante (Fratini et al., 2000). La première source de nourriture pour les gastéropodes provient donc de la litière des palétuviers. Cela est confirmé par la relative abondance des marqueurs de feuilles (18:1 ω 9, 18:2 ω 6 et 18:3 ω 3) dans leurs tissus, aussi bien dans les organismes prélevés dans la mangrove contrôle ($15.2 \pm 1.5\%$) que celle anthropisée ($9.8 \pm 1.3\%$) (Tableau en Annexe A.6). Bien que les marqueurs de feuilles soient présents en plus grande quantité à la surface des sédiments de la

mangrove anthropisée, les tissus des gastéropodes vivant dans cette dernière exhibent une proportion de ces acides gras plus faible que ceux de leurs congénères de la mangrove contrôle. Cela indique qu'ils utilisent d'autres sources de MO plus appétantes que des feuilles riches en tannins. De plus, les AGLC marqueurs des plantes vasculaires, sont absents des tissus de ces mollusques (Tableau A.5). Cela explique pourquoi ces acides gras ne sont pas assimilés, contrairement aux AGPI 18:1 ω 9, 18:2 ω 6 et 18:3 ω 3, qui sont plus labiles. Ce phénomène a déjà pu être montré chez le crabe de mangrove *Parasesarma erythodactyla* lors d'expériences en mésocosme (Hall et al., 2006). En effet, cette espèce ne possède pas les enzymes nécessaires à l'assimilation des LCFA contenus dans les feuilles de palétuviers.

La présence significative du 18:1 ω 9, et du 18:2 ω 6 dans les tissus des gastéropodes (Tableau A.5) peut aussi suggérer que ces mollusques consomment également des ascomycètes, qui se développent à la surface des feuilles (Meziane et al., 2006). La contribution de ces AG insaturés aux AG totaux des tissus est plus faible dans les gastéropodes de la mangrove anthropisée (comprise entre un maximum de $9.4 \pm 1.3\%$ en février et $7.35 \pm 1.9\%$ en décembre), par rapport à la zone de mangrove anthropisée (comprise entre un maximum de $14.2 \pm 1.3\%$ en juin et un minimum de $10.9 \pm 1.1\%$ en décembre).

IV.3.2.1.2. Consommation de micro-organismes

Les gastéropodes sont des détritivores, la présence des AG 22:6 ω 3 et le 20:4 ω 6, marqueurs d'organismes phytoplanctoniques (Napolitano et al., 2003) dans les tissus des *Terebralia* ne pouvant se nourrir sur le phytoplancton, il est probable que ces AG aient été obtenus à travers une consommation secondaire de petits invertébrés (meïofaune). En effet, le 20:4 ω 6 peut également être un indicateur de la meïofaune présente à la surface des sédiments et surtout des détritits (Howell et al., 2003; Meziane et al., 2006).

De plus, les marqueurs lipidiques spécifiques des micro et macro-algues (le 20:5 ω 3 marqueur des diatomées, et le 20:3 ω 6) sont également présents dans les tissus des gastéropodes (Tableau A.5). Leur contribution est plus élevée dans les individus collectés dans la mangrove anthropisée pour toutes les périodes (comprise entre $5.7 \pm 0.2\%$ en février et $9.1 \pm 0.2\%$ en décembre), par rapport à la mangrove contrôle (comprise entre $5.5 \pm 0.6\%$ en février, inférieure à 5% en avril et en juin, et $6.4 \pm 0.3\%$ en décembre). Or le 20:5 ω 3 et le 20:3 ω 6 n'ont également pas été détectés dans les sédiments des deux zones à *Avicennia* lors

des suivis (Tableau A.4). Cependant, tout comme ce qui a pu être observé pour l'évolution de la Chl-*a* à la surface des sédiments des zones à *Avicennia* au Chapitre IV, la contribution de ces marqueurs est plus forte dans les organismes présents dans la mangrove anthropisée à l'exception du mois de février, et cette contribution augmente au cours de l'année dans ces organismes (Tableau A.5). Tandis que leur contribution dans le régime alimentaire des gastéropodes de la mangrove contrôle ne suit pas la même évolution. Cela peut traduire un changement au cours de l'année des sources alimentaires utilisées par les gastéropodes colonisant la mangrove anthropisée.

Toutes cette faune associée n'ayant pas encore été analysée et quantifiée (une quantification de la méiofaune est en cours par Luc Della Patrona), une autre hypothèse sur la présence du 22:6 ω 3, 20:4 ω 6 et du 20:5 ω 3 dans les tissus des gastéropodes est possible. Ces AG n'étant pas présents dans les feuilles de palétuviers, ni dans les sédiments de surface au moment des prélèvements, cela pourrait être un indicateur d'un mécanisme physiologique propre à ces organismes. En effet, les organismes marins sont reconnus pour avoir une faible capacité à produire eux-mêmes ces AG fortement insaturés, dont la synthèse est basée sur les AG précurseurs : le 18:2 ω 6 et le 18:3 ω 3 (Dalsgaard et al., 2003). Cependant, la synthèse de ces AG essentiels a pu être démontrée chez des *Artémia* spp (Ito and Simpson, 1996), mais également chez le crabe de mangrove *Parasesarma erythodactyla* (Hall et al., 2006). Ce dernier a la capacité de synthétiser le 22:6 ω 3, le 20:4 ω 6 et le 20:5 ω 3 à partir des précurseurs 18:2 ω 6 et 18:3 ω 3, qu'il trouve abondamment dans les feuilles de palétuviers. Il n'est donc pas impossible que *Terebralia palustris*, qui est un consommateur important de feuilles de mangrove riches en précurseurs, possède lui aussi cette capacité lui permettant de compenser ces AG lorsqu'ils sont peu présents dans la nourriture disponible.

IV.3.2.1.3. Consommation bactérienne

Des études précédentes sur les mollusques du genre *Terebralia* ont mis en évidence des contributions très fortes en bactéries dans leur régime alimentaire, en particulier lorsqu'ils sont soumis à un apport d'effluent (Meziane et Tsuchiya, 2002). Dans cette étude, il semblerait également que cette contribution soit significative du fait de la disponibilité plus grande de ces micro-organismes à la surface des sédiments. En effet, les gastéropodes présents dans la mangrove anthropisée semblent consommer une proportion plus importante de bactéries par rapport aux organismes vivant dans la mangrove contrôle, mise en évidence

par la contribution moyenne plus grande des marqueurs bactériens (BFA et 18:1 ω 7) durant l'année (Tableau A.5). Ces marqueurs contribuent en effet entre $5.3 \pm 0.3\%$ en juin et $7.2 \pm 0.0\%$ en février des AG totaux des tissus des organismes de la mangrove anthropisée, contre une contribution allant de $3.8 \pm 0.2\%$ en décembre à $4.7 \pm 2.2\%$ en février dans la mangrove contrôlée.

Ainsi, il semblerait que les gastéropodes colonisant la zone de mangrove à *Avicennia* anthropisée, complètent leur source d'alimentation naturelle, en majorité composée de feuilles de palétuviers, en consommant une proportion plus importante de micro-algues et de bactéries qui sont plus abondantes à la surface des sédiments et de la litière de la mangrove influencée par les effluents.

IV.3.2.1.4. Contribution des signatures isotopiques à la caractérisation des sources de MO des gastéropodes

Les valeurs isotopiques mesurées sur les gastéropodes des deux mangroves (Figure VI.10) présentent des différences significatives des valeurs du $\delta^{15}\text{N}$, avec des valeurs plus élevées dans la mangrove anthropisée ($4.9 \pm 0.8\text{‰}$) par rapport à la mangrove contrôlée ($3.9 \pm 0.4\text{‰}$) (Test de WMW, $p < 0.01$).

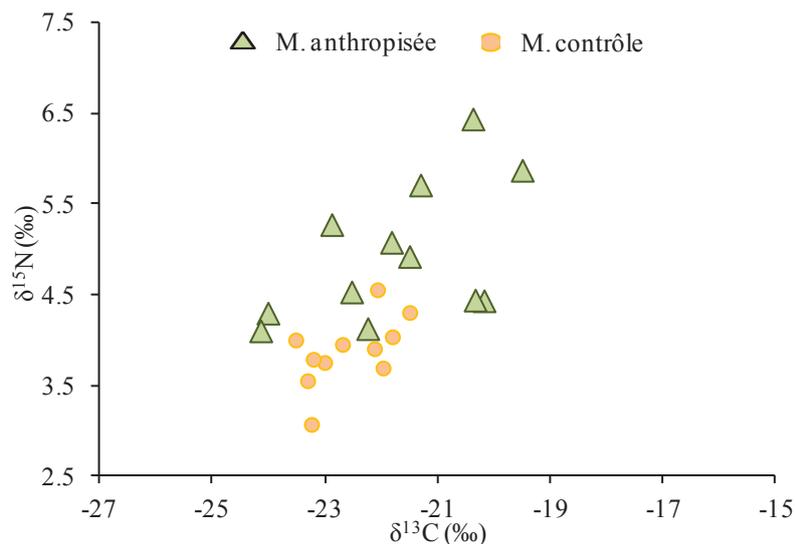


Figure VI.10. Caractérisation isotopique des gastéropodes prélevés dans les zones à *Avicennia* de la mangrove contrôlée et anthropisée.

Tandis que les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et C/N ne sont pas différentes entre les deux sites (Test de WMW, $p > 0.05$). Les deux mangroves confondues, il existe des différences de valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ entre les 4 périodes de prélèvements (Test de KW, $p < 0.05$), par contre au niveau de chaque mangrove, il n'y a pas de différences inter périodes pour le $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ et le C/N. Les gastéropodes reflètent donc l'enrichissement en ^{15}N mesuré à la surface de la mangrove anthropisée par rapport à la zone d'*Avicennia* contrôle, qui a déjà pu être mis en évidence dans une autre étude sur les impacts d'effluent sur le réseau trophique (Serrano-Grijalva et al., 2011).

IV.3.2.2. Les crabes

Un total de 48 AG a été identifié dans les échantillons de crabes *Uca* prélevés dans les zones de végétation à *Avicennia*. En considérant toutes les périodes échantillonnées, il n'y a pas de différences significatives dans la composition lipidique des crabes récoltés dans la mangrove anthropisée par rapport à la zone de mangrove contrôle (PERMANOVA, $p > 0.05$). Il n'y a également pas de différence de compositions lipidiques des crabes entre les 4 périodes de prélèvements étudiées (PERMANOVA, $p > 0.05$). Les analyses des organismes échantillonnés lors des transects entre les végétations à *Sarcocornia* et à *Avicennia* ne montrent également aucune différence de compositions lipidiques que ce soit entre les mangroves et entre les types de végétation (PERMANOVA, $p > 0.05$).

Lors de l'analyse des compositions en acides gras des crabes, la visualisation des similarités au travers d'une NMDS a permis de constater la présence de deux groupes d'individus présentant des compositions lipidiques différentes indépendamment des sites et des périodes d'étude (Figure VI.11). En prenant en considération l'ensemble des crabes prélevés (toutes zones et toutes périodes), la composition lipidique des deux groupes identifiés est significativement différente (ANOSIM, $p < 0.05$), avec une dissimilarité de 35.9% (SIMPER). Cette dissimilarité est due à une proportion plus importante du 16:0 (29.5%) et du 16:1 ω 7 (12.4%) au sein du groupe 2 par rapport au groupe 1 (15.4% et 7.0% respectivement). Et à une proportion plus grande du 20:5 ω 3 (15.1%) et du 18:0 (10.8%) dans le groupe 1 par rapport au groupe 2 (6.8% et 5.3% respectivement). Bien que nous ayons toujours prélevé des crabes *Uca* mâles, présentant une pince de taille disproportionnée, dont la variation de couleurs est plus limitée que chez les individus femelles, nous permettant une meilleure identification de l'espèce (ici *Uca dussumieri*), il est toutefois possible que la présence de

deux groupes distincts en terme de composition lipidique soit lié à deux espèces cryptiques, dont la distinction n'est pas possible morphologiquement, du moins visuellement. D'autant plus que les AG contribuant le plus à leurs différences de composition, après le 16:0 ubiquiste, sont le 16:1 ω 7 et le 20:5 ω 3, des marqueurs de micro-algues, avec une spécificité pour les diatomées dont l'AG 20:5 ω 3 est un marqueur dans cet environnement (Meziane et Tsuchiya, 2000). Ainsi, ces deux espèces potentielles de crabes ne sélectionneraient pas la même catégorie de micro-algues à la surface des sédiments.

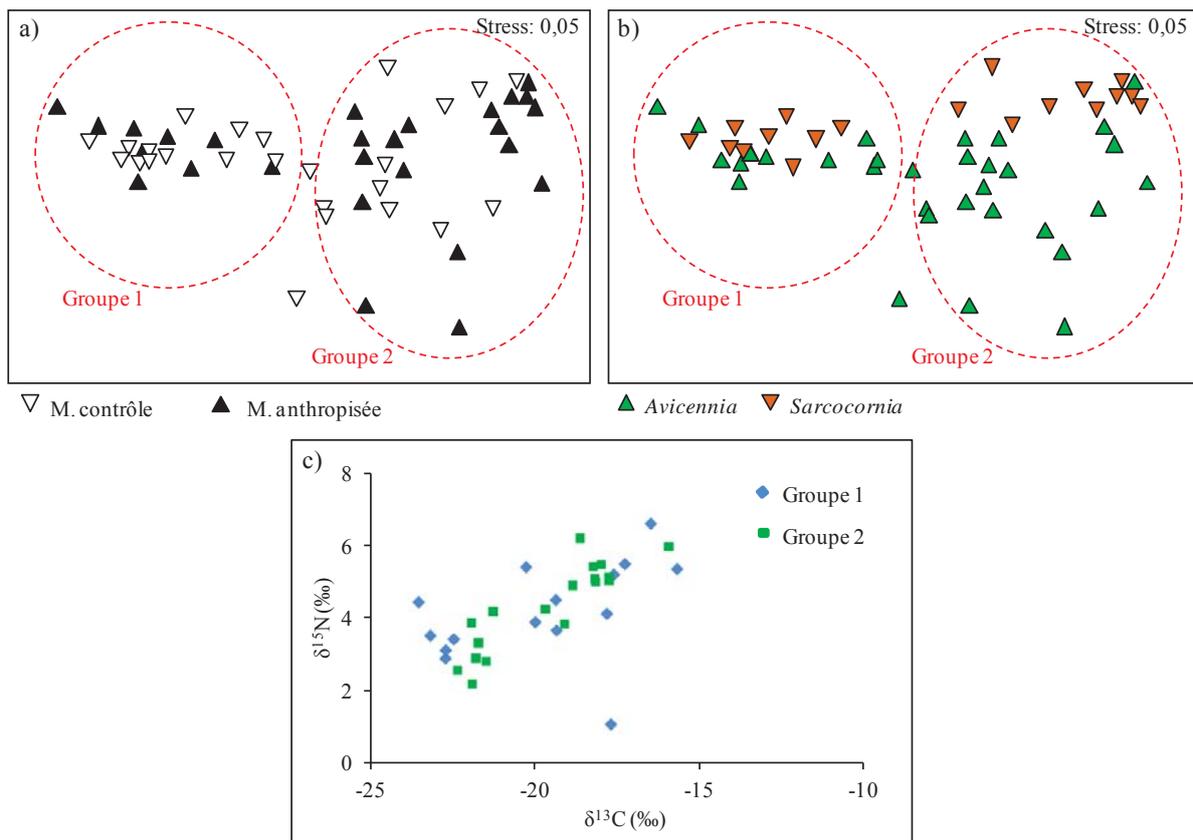


Figure VI.11. NMDS des proportions en acides gras de l'ensemble des crabes prélevés durant les suivis de la zone de végétation à *Avicennia* et les transects *Avicennia-Sarcocornia* sur le facteur mangrove (a), sur le facteur végétation (b), et caractérisation isotopiques des crabes correspondant à chacun des groupes identifiés pour les AG (c).

En considérant la totalité des crabes prélevés à la fois durant les transects, et durant les suivis (Figure VI.11.), l'analyse ANOSIM met en évidence une différence significative des compositions en acides gras (ANOSIM, $p < 0.05$) entre les individus des zones de végétations à *Sarcocornia* et ceux des zones à *Avicennia* (Figure VI.11.b). La dissimilarité de leur composition est de 27.7% (AD, SIMPER), celle-ci est principalement due à une contribution

plus importante du 16:0, du 20:5 ω 3 et du 16:1 ω 7 dans les individus de la zone de végétation à *Sarcocornia* par rapport à ceux de la zone à *Avicennia*. Par contre il n'y a aucune différence entre les individus de la mangrove anthropisée et ceux de la mangrove contrôle (Figure VI.11). Bien qu'il y ait présence supposée de deux espèces distinctes de crabes, ils adaptent tous deux leur régime alimentaire à la disponibilité de la ressource, en l'occurrence au fait que les micro-algues sont en proportions plus importantes dans les sédiments des zones de végétation à *Sarcocornia* où l'apport de la litière est moindre.

Il n'y a aucune différence au niveau des compositions isotopiques des crabes entre les deux zones de mangrove à *Avicennia* et à *Sarcocornia* (Test de WMW, $p > 0.05$), et entre les différentes périodes de prélèvements (Test de KW, $p > 0.05$) (Figure VI.12). Par contre, les crabes prélevés dans les zones de végétation à *Sarcocornia* et à *Avicennia* présentent des différences de signatures isotopiques entre végétations (Figure VI.12).

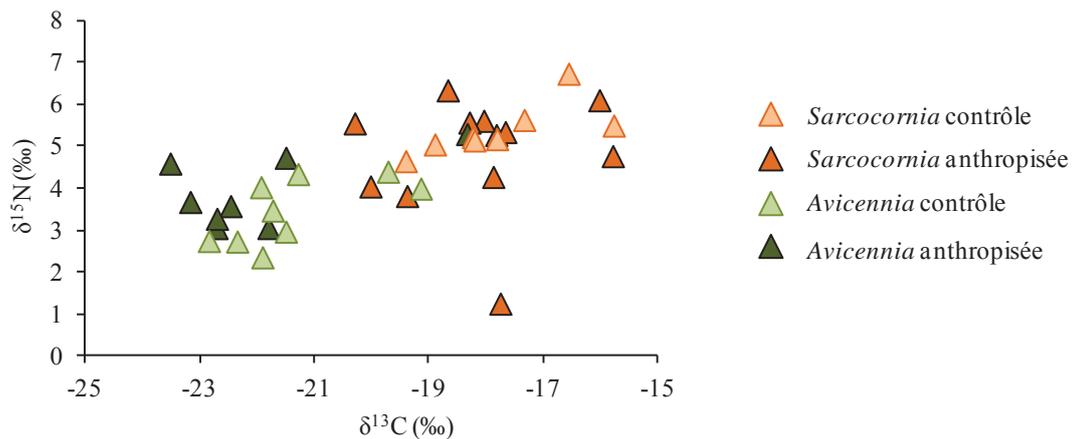


Figure VI.12. Caractérisation isotopique des crabes prélevés dans les zones à *Sarcocornia* et à *Avicennia* de la mangrove contrôle et anthropisée.

Dans la mangrove contrôle, les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ sont significativement différentes entre les deux zones de végétation (Test de WMW, $p < 0.01$). La zone de *Sarcocornia* ($-17.8 \pm 1.2\text{‰}$ et $5.4 \pm 0.6\text{‰}$ respectivement pour $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) présente des valeurs plus élevées que la zone d'*Avicennia* ($-21.4 \pm 1.2\text{‰}$ et $3.5 \pm 0.8\text{‰}$ respectivement pour $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$). Dans la mangrove anthropisée, les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ sont également différentes entre les deux zones de végétation, avec des valeurs plus élevées dans la zone de *Sarcocornia* ($-22.0 \pm 1.6\text{‰}$ et $-18.1 \pm 1.4\text{‰}$ respectivement pour *Sarcocornia* et *Avicennia*). Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ sont également plus grandes dans la zone de *Sarcocornia* ($5.4 \pm 0.6\text{‰}$)

par rapport à la zone d'*Avicennia* ($3.5 \pm 0.8\text{‰}$). Il n'y a pas de différence au niveau des valeurs de C/N des crabes entre les zones de végétation dans chacune des mangroves.

Ainsi, les compositions isotopiques des crabes *Uca* confirment les différences de leurs sources alimentaires en fonction de la strate de végétation avec des valeurs du $\delta^{13}\text{C}$ plus appauvries dans les zones colonisées par les *Avicennia*, typiquement plus proches de la signature de la litière des palétuviers, tandis que leurs signatures se rapprochent de celles des micro-algues dans les zones de *Sarcocornia*. Contrairement aux gastéropodes, les signatures isotopiques des crabes ne mettent pas en évidence un changement de leur régime alimentaire en lien avec la présence ou l'absence des effluents. La présence probable de deux espèces cryptiques mises en évidence par les compositions en acides gras, n'est pas traduite dans leurs signatures isotopiques (Figure VI.11.c), néanmoins, le manque de réplicats par espèce peut être la cause de l'absence de différence.

VI.4. CONCLUSION

L'objectif de ce chapitre était de mettre en évidence une éventuelle modification des régimes alimentaires des deux espèces macro-benthiques les plus communes dans les mangroves étudiées. Le gastéropode du genre *Terebralia* et le crabe du genre *Uca* sont tous deux des espèces détritivores centrales dans les processus de dégradation de la MO de surface des sédiments de mangroves, en particulier la litière, et avaient déjà fait l'objet d'études d'impact sur d'autres types d'effluents (Penha-Lopes et al., 2009a; Penha-Lopes et al., 2009b). Les résultats présentés ici confirment tout d'abord la différence de nature et de quantité de la MO des sédiments de surface des zones de végétations à *Avicennia* et à *Sarcocornia* dans la mangrove anthropisée par les effluents. Ces derniers engendrent une production de litière par les palétuviers plus importante, accompagnée de l'augmentation de la production primaire phytobenthique et bactérienne dans les sédiments de surface, aboutissant à une MO plus labile dans la mangrove anthropisée. La disponibilité d'une MO plus facilement assimilable que la litière, qui est normalement la première source de nourriture pour les gastéropodes, entraîne chez ces derniers une consommation accrue de micro-organismes (bactéries et micro-algues) au détriment de la litière dont la contribution à leur alimentation est diminuée. Le comportement alimentaire des gastéropodes semble donc être modifié par le changement de la disponibilité en MO engendré par les effluents. Cela peut être problématique dans la dégradation de la litière, dont la production est accrue dans la

mangrove anthropisée. Cependant, des mesures de densité de ces organismes pourraient être effectuées afin d'estimer si la capacité détritivore de leur population augmente proportionnellement à l'augmentation de disponibilité en nourriture. Concernant les crabes du genre *Uca*, la présence de deux espèces cryptiques potentielles, rendant le nombre d'organismes prélevés par espèce statistiquement faible, ne permet pas de distinguer un quelconque changement nutritionnel en lien avec l'apport généré par les effluents.

DISCUSSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Ce travail de thèse, réalisé dans le cadre du programme ZoNéCo, avait pour objectif de comprendre l'impact des effluents crevetticoles sur la biogéochimie des mangroves en Nouvelle-Calédonie. Cet écosystème est utilisé comme une zone tampon entre les fermes crevetticoles, seconde activité exportatrice du pays, et un des plus grands lagons du monde, partiellement classé au patrimoine mondial de l'UNESCO. Les mangroves reçoivent directement les effluents provenant des bassins d'élevages construits en amont. Lors de la création des premières fermes, il avait été établi comme postulat de base que la mangrove allait jouer un rôle de biofiltre naturel qui permettrait le traitement de la charge organique des effluents, ainsi que le dépôt des matières en suspension (Robertson et Phillips, 1995 ; Gautier et al., 2001). Alors que les impacts des effluents sont relativement bien compris et documentés dans les eaux de surface des mangroves (Burford et al., 2003), leurs effets sur le compartiment benthique restaient sous étudiés (Rivera-Monroy et al., 1999 ; Trott et al., 2004). L'originalité de ce projet de recherche a été de se focaliser sur ce compartiment, domaine central des processus de dépôt, de minéralisation et de consommation de la matière organique, qu'elle soit autochtone, comme la litière, ou d'une origine allochtone comme les effluents.

Cette thèse fait suite à deux précédentes études concernant les relations entre l'aquaculture et la mangrove en Nouvelle-Calédonie. Ces deux études avaient abordé les impacts des effluents, tout d'abord sur la mangrove d'un point de vue structural (Virly, 2005), et sur le flux de nutriments et de Chl-*a* depuis la sortie des bassins jusqu'aux baies adjacentes dans les eaux de surface (Thomas et al., 2010).

Dans le présent travail de recherche, différentes questions avaient été définies dans le but de comprendre la capacité de la mangrove à intégrer l'apport d'effluents aquacoles dans sa dynamique. C'est-à-dire, leurs effets sur la dynamique benthique de la matière organique (MO), et sur les processus biogéochimiques des sédiments de mangrove. L'objectif final de ce travail était de savoir si l'utilisation de la mangrove en tant que « biofiltre naturel » peut être viable sur le long terme, ou du moins s'il est possible de décliner des stratégies de gestion des effluents pour y parvenir. Précisément, les questions auxquelles ce travail a tenté de répondre sont :

- Les apports d'effluents riches en MO et en nutriments ont-ils des conséquences sur le métabolisme benthique des sédiments de mangroves ?

- Les effluents modifient-ils la dynamique spatiale de la MO dans la mangrove ?
Quelle est leur répartition sur l'ensemble de la surface de cet écosystème ?
- Quels rôles biogéochimiques les strates végétales constituant la mangrove peuvent-elles jouer dans le recyclage des effluents ?
- Par rapport au cycle d'élevage typiquement appliqué par les fermes calédoniennes (période d'activité suivi d'une période d'assec), cette stratégie a-t-elle des implications particulières sur la dynamique saisonnière de la MO dans la mangrove ?
- Enfin, les organismes macro-benthiques reflètent-ils un changement de la dynamique de la MO dans la mangrove recevant les effluents crevetticoles ?

La nature des effluents

Afin de répondre à ces questions, il nous fallait d'abord confirmer la composition des effluents. Les analyses des effluents produits par la ferme crevetticole durant un cycle d'élevage ont confirmé qu'ils sont principalement composés de matière organique, dissoute et surtout particulaire (Cf. Chapitre II). Celle-ci est principalement composée de micro-algues se développant au sein du bassin (*en terme d'AG 10% de 16 :107*), d'une partie de la nourriture qui n'est pas assimilée par les crevettes (*en terme d'AG 20% des marqueurs de la nourriture*) et de bactéries (*environ 5% du total d'AG*) (Cf. Chapitre III).

Dépôt et dispersion des effluents

Les rejets directs depuis les buses sont en partie sédimentés sur les abords du chenal principal de la mangrove dans des zones non végétalisées (Cf. Chapitre II). Cependant, le suivi de marqueurs moléculaires présents dans les effluents a permis de constater leur dispersion sur l'ensemble de la mangrove (Cf. Chapitre III). La répartition des effluents est contrôlée par les courants de marée, les dispersant ainsi sur la totalité de sa surface, des zones amonts jusqu'au front de mer (Cf. Chapitre III). Malgré un dépôt important de la matière organique contenue dans les effluents dans la mangrove, les eaux de surface qui en sortent et arrivent dans le lagon à marée descendante, présentent un enrichissement en nutriments et en MO (Cf. Chapitre II), qui n'est pas lié uniquement à la MO autochtone exportée de la mangrove, mais bien lié aux effluents lorsque la ferme est en fonctionnement.

Processus de minéralisation et de recyclage des effluents : importance des strates végétales

L'apport des effluents entraîne une homogénéisation de la nature de la MO à la surface des sédiments de la mangrove, avec un accroissement des concentrations en MO labile (Cf. Chapitre III). Celle-ci résulte, d'une part, du dépôt des effluents, et d'autre part, du développement des communautés microbiennes autochtones, principalement des ascomycètes et des bactéries, ainsi que des micro-algues, dont le développement se trouve stimulé par la disponibilité accrue en nutriments (Cf. Chapitre III). Les processus de minéralisation sont accentués par le développement bactérien, entraînant une dégradation efficace de la litière dans les zones végétalisées (Cf. Chapitres III et IV). Dans les zones non végétalisées, situées devant les sorties des bassins, la sédimentation des particules solides organiques des effluents engendre des processus de minéralisation accrus s'accompagnant d'une demande importante du sédiment en oxygène (Cf. Chapitre II). Le sédiment y est alors une source de phosphore et d'azote inorganique dissous pouvant alimenter les eaux de surface de la mangrove. Les processus de réduction bactérienne du nitrate sont stimulés par l'augmentation de sa disponibilité, néanmoins, alors qu'une partie de cette réduction est imputable à la dénitrification, près de 60% de la réduction conduit à la formation d'ammonium biodisponible par DNRA (Cf. Chapitre II). Ainsi, l'azote est en majorité recyclé sous forme inorganique et conservé au sein de l'écosystème (Cf. Chapitre II).

La stratification végétale le long de l'estran est conditionnée naturellement par la salinité (Marchand et al., 2011), avec de l'amont vers l'aval, la zone colonisée par les halophytes de type *Sarcocornia*, suivie de la zone à *Avicennia*, et enfin de la strate à *Rhizophora*. La position intertidale, la teneur en MO, ainsi que la capacité d'oxygénation de la rhizosphère et de la macrofaune benthique, contrôlent les conditions redox de ces sédiments et entraînent des environnements biogéochimiques benthiques spécifiques dans chacune des strates végétales (Cf. Chapitre IV). L'apport des effluents dans la mangrove, associé à des processus de dégradation et de recyclage accrus en surface des sédiments, augmentent la disponibilité en nutriments permettant un développement accentué des palétuviers et de leur système racinaire (Cf. Chapitres III, IV et V). L'apport des effluents semble également augmenter la colonisation des crabes du genre *Uca*. Ainsi, les contrastes des conditions redox entre les zones de végétations sont accentués dans la mangrove anthropisée (Cf. Chapitre V). Dans une mangrove sans effluents, les zones les plus en amont colonisées par les *Sarcocornia* présentent des sédiments peu réducteurs, contenant un stock de MO faible, associés à une

exposition régulière à l'air et à la présence de crabes bioturbateurs. A l'extrême, les zones de *Rhizophora* les plus en aval sont riches en MO, les sédiments y sont couverts de manière quasi continue par les eaux et sont les plus réducteurs. Tandis que les sédiments colonisés par les *Avicennia* présentent des conditions intermédiaires (Cf. Chapitre IV). La réponse à l'enrichissement en MO par l'apport des effluents est donc distincte. La nature de la MO et les processus de dégradation ne sont que peu modifiés dans les sédiments de la zone colonisée par les *Rhizophora* (Cf. Chapitres III et IV), du fait de leur teneur initiale en MO forte, de leur balayage quotidien par les marées. Par contre, les sédiments sous les zones de végétations à *Sarcocornia* et à *Avicennia* soumis aux effluents sont étonnamment moins réduits que dans la zone témoin malgré un apport de MO plus conséquent en surface des sédiments, du fait de l'exacerbation du potentiel bioturbateur des palétuviers et de la macrofaune benthique (Cf. Chapitres III).

La dégradation de la matière organique dans les sédiments des zones colonisées par les palétuviers semble être rapidement suivie de l'absorption du phosphore et de l'azote inorganique par leurs systèmes racinaires, étant quasiment toujours absents des eaux interstitielles, tandis que ces nutriments peuvent s'accumuler dans les sédiments amonts de la mangrove, colonisés par les *Sarcocornia* (Cf. Chapitre IV).

Importance du cycle saisonnier et du cycle d'élevage

Le cycle de fonctionnement de la ferme crevetticole (période d'activité et d'assec) se superpose au cycle saisonnier naturel de la MO dans la mangrove (Cf. Chapitre V). La productivité primaire des palétuviers (production de litière) et des micro-organismes benthiques (algues et bactéries) augmente durant l'été, où la température et l'irradiance sont maximums (Mackey and Smail, 1995 ; Bano et al., 1997). La ferme crevetticole semi-intensive sur laquelle a porté cette étude fonctionne, pour un cycle normal avec deux bassins à charge, entre les mois de décembre et de juillet, où s'effectue la dernière pêche. La mise en eau des bassins se fait en été, mais la production d'effluents augmente au cours de l'élevage et atteint son maximum en saison froide (Cf. Chapitre V). La productivité primaire phytobenthique et microbienne de la mangrove augmente durant la période d'apport effectif par rapport à une mangrove similaire ne recevant pas d'effluents (Cf. Chapitre III et V). Néanmoins, la période de productivité primaire maximale de la mangrove durant l'année reste contrôlée par le climat et l'arrivée de la saison chaude. Dans le cas présent, la ferme crevetticole n'est pas en fonctionnement durant cette période de productivité naturelle, mais le

signal de son apport précédent aux sédiments de surface de la mangrove est visible par le fait que la productivité reste plus forte que dans la zone témoin même après la fin du rejet d'effluents.

Dans les sédiments, les processus de dégradation suivent la saisonnalité de la MO de surface, avec des sédiments plus anoxiques lors des périodes chaudes durant lesquelles la production primaire est plus forte (Cf. Chapitre V). L'attention particulière qui a été portée sur la zone de végétation à *Avicennia* a permis de montrer que cette strate végétale est particulièrement dynamique par rapport aux apports des effluents (Cf. Chapitre V). La réponse des sédiments colonisés par les *Avicennia* à un enrichissement en MO labile à leur surface est surprenante. Cet enrichissement induit le développement d'un nombre important de pneumatophores, dont l'activité physiologique associée à la bioturbation par les crabes, dont la densité est aussi accrue par la présence de MO labile, contribuent à maintenir une oxygénation des sédiments (Clark et al., 1998 ; Kristensen et al Alongi, 1998). Ainsi, les sédiments sous ces zones végétales ne montrent pas de signe d'anoxie qui pourrait résulter de l'enrichissement en MO.

Effet de la modification de la nature de la matière organique sur les invertébrés benthiques

L'action de bioturbation des sédiments, et de consommation de la litière par les invertébrés benthiques, est cruciale dans la dynamique de la matière organique de surface des mangroves (Lee, 2008). La modification de ce compartiment biologique en cas d'apport en effluents a été démontrée dans d'autres mangroves de part le monde (Penha-Lopes et al., 2009a et b ; Herteman, 2010). Dans cette thèse, un changement de ressource alimentaire du gastéropode *Terebralia* a pu être mis en évidence dans la zone de végétation à *Avicennia*. Le fait que les sédiments de surface s'enrichissent en matière organique labile avec un stock plus important en micro-algues et en bactéries conduit ce gastéropode vers une consommation accrue de ces sources, au détriment de la litière composée de débris de palétuviers, sur lesquelles il aura tendance à moins se nourrir. Il serait intéressant dans un travail futur de mesurer la densité de ces organismes, qui par ailleurs peut être modifiée par un apport d'effluents (Cannicci et al., 2009).

Réflexion générale pour une stratégie de rejet des effluents adaptée

Au terme de ce travail, il n'y a pas de signes visibles de saturation de la mangrove recevant les effluents de la ferme la FAO : absence d'eutrophisation et d'anoxie. Cependant,

depuis la mise en place du second bassin en 2000, les palétuviers se sont fortement développés aussi bien en taille qu'en densité (Virly, 2005). D'après les résultats de cette étude, les processus de dégradation et de recyclage au sein des sédiments sont accentués par l'apport de MO labile. La dégradation de cette MO en forme inorganique biodisponible semble être en grande partie absorbée par les palétuviers au bénéfice de leur accroissement. Dans le cas de la ferme FAO, la présence de plusieurs points de sorties des effluents, et surtout, la mise en place d'un canal permet de ne pas provoquer de dépôt sédimentaire massif dans des zones précises mais au contraire de répartir les rejets, et probablement de favoriser la sédimentation d'une partie de la phase solide des effluents au sein même du canal.

La présence de ce canal a également un autre avantage, il permet la libération de la majorité des effluents dans la zone de *Rhizophora* dont la tolérance aussi bien hydrologique que biogéochimique semble être effective. De plus, cette zone étant brassée par les marées, ces courants facilitent la dispersion des effluents sur l'ensemble de la surface de la mangrove, sans toutefois engendrer des modifications des conditions hydrologiques des deux autres strates végétales. Cependant, pour que cette dispersion soit efficace et que les effluents puissent être dispersés vers les zones amonts avec les courants naturels, le rejet doit se faire au maximum durant les phases de marée ascendante, et non pas à marée basse ou à marée descendante. Dans ce cas, les effluents sont quasiment directement exportés, étant donné que les *Rhizophora* se trouvent en général toujours dans la partie aval de la zone de mangrove. De plus, le fait que les effluents puissent être dispersés en maintenant un cycle de présence/absence d'eau à la surface des sédiments des zones amont doit permettre un maintien de l'oxygénation lors des phases de dessèchement. Cela permet également aux organismes macro-benthiques sensibles au cycle de marée de se maintenir, et de poursuivre leurs actions de bioturbation et de consommation de la matière organique de surface, favorisant ainsi sa dégradation et son recyclage.

Cette thèse a été conduite sous la responsabilité du programme ZoNéCo, et dans cette optique, elle a pour vocation de contribuer au maintien de la durabilité des ressources de la Nouvelle-Calédonie, en veillant à leur exploitation rationnelle et à la qualité de l'environnement. En l'occurrence, à la préservation des zones de mangroves dans un projet de développement durable du secteur crevetticole et aquacole d'une manière plus générale. L'utilisation des bassins initialement destinés à l'élevage crevetticole pour d'autres types

d'aquacultures, comme la pisciculture, est tout à fait envisageable et est déjà effectif. Les résultats obtenus dans cette thèse sur les effluents crevetticoles dans les zones de mangrove sont également applicables à d'autres types d'élevages aquacoles dont les effluents sont principalement composés de matière organique particulaire et dissoute.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

- Abrantes, K. and Sheaves, M., 2009. Food web structure in a near-pristine mangrove area of the Australian wet tropics. 82, 597-607.
- Alongi, D.M., 1988. Bacterial productivity and microbial biomass in tropical mangrove sediments. *Microbial Ecology* 15, 59-79.
- Alongi, D.M., Boto, K.G., Tirendi, F., 1989. Effect of exported mangrove litter on bacterial productivity and dissolved organic carbon fluxes in adjacent tropical nearshore sediments. *Marine Ecology Progress Series*. Oldendorf 56, 133-144.
- Alongi, D.M., Sasekumar, A., 1992. Chapter 6: Benthic Communities. In *Tropical mangrove ecosystem*, Robertson, A.I., Alongi, D.M., American Geophysical union. p329.
- Alongi, D.M., 1994. Zonation and seasonality of benthic primary production and community respiration in tropical mangrove forests. *Oecologia* 98, 320-327.
- Alongi, D.M., 1996. The dynamics of benthic nutrient pools and fluxes in tropical mangrove forests. *Journal of Marine Research* 54, 123-148.
- Alongi, D. M., 1998. *Coastal Ecosystem Processes*. CRC Press, Boca Raton, FL. p. 419.
- Alongi, D.M., Tirendi, F., Clough, B.F., 2000. Below-ground decomposition of organic matter in forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina* along the arid coast of Western Australia. *Aquatic Botany* 68, 97-122.
- Alongi, D.M., 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29, 331-349.
- Alongi, D.M., Trott, L.A., Wattayakorn, G., Clough, B.F., 2002. Below ground nitrogen cycling in relation to net canopy production in mangrove forests of southern Thailand. *Marine Biology* 140, 855-864.
- Alongi, D.M., Clough, B.F., Dixon, P., Tirendi, F., 2003. Nutrient partitioning and storage in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. *Trees-Structure and Function* 17, 51-60.
- Alongi, D.M., Sasekumar, A., Chong, V.C., Pfitzner, J., Trott, L.A., Tirendi, F., Dixon, P., Brunskill, G.J., 2004. Sediment accumulation and organic material flux in a managed mangrove ecosystem estimates of land-ocean-atmosphere exchange in peninsular Malaysia. *Marine Geology* 208, 383-402.
- Alongi, D.M., 2005. Mangrove-microbe-soil relations, in E. Kristensen, R. R. Haese, J. E. Kostka, eds. *Macro- and Microorganismes in Marine Sediments*. American Geophysical Union, Washington DC. 85-103.

- Alongi, D.M., Clough, B.F., Robertson, A.I., 2005. Nutrient-use efficiency in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. *Aquatic Botany* 82, 121-131.
- Alongi, D.M., 2009. The energetics of mangrove forests. Springer Science and Business Media BV, New York.
- Alongi, D.M., McKinnon, A.D., Brinkman, R., Trott, L.A., Undu, M.C., Muawanah and Rachmansyah, 2009. The fate of organic matter derived from small-scale fish cage aquaculture in coastal waters of Sulawesi and Sumatra, Indonesia. *Aquaculture* 295, 60-75.
- Anschutz, P., Zhong, S.J., Sundby, B., Mucci, A., Gobeil, C., 1998. Burial efficiency of phosphorus and the geochemistry of iron in continental margin sediments. *Limnology and Oceanography* 43, 53-64.
- Aschenbroich A. 2011. Spatial and temporal changes of surface sediment organic matter characteristics in a mangrove subjected to shrimp farm effluents (New-Caledonia). Rapport de stage de Master 2 MER, Université Bordeaux 1.
- Avnimelech, Y., Ritvo, G., 2003. Shrimp and fish pond soils: processes and management. *Aquaculture* 220, 549-567.

B

- Baldocchi, D.D., Falge, E., Gu, L., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., Anthoni, P., Bernhofer, Ch., Davis, K., Evans, R., and others, 2001. FLUXNET: a new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bul. Am. Meteorol. Soc.* 82(11), 2415-2434.
- Bano, N., Nisa, M.U., Khan, N., Saleem, M., Harrison, P.J., Ahmed, S.I., Azam, F., 1997. Significance of bacteria in the flux of organic matter in the tidal creeks of the mangrove ecosystem of the Indus River delta, Pakistan. *Marine Ecology-Progress Series* 157, 1-12.
- Barbier, E.B., 2000. Valuing the environment as input: Review of applications to mangrove-fishery linkages, *Ecological Economy* 35, 47– 61.
- Barbier, E. Sathirathai, S. (eds), 2004. Shrimp farming and mangrove loss in Thailand. Edward Edgar Publishing, Inc. Massachusetts, USA. p. 268.
- Barbier, E.B., 2006. Mangrove dependency and the livelihoods of coastal communities in Thailand. in Hoanh, C. T., Tuong, T. P., Gowing, J. W., Hardy, B., eds. *Environment and livelihoods in Tropical Coastal Zones* CAB international, 126-139.

- Baron, J., Clavier, J., Thomassin, B.A., 1993. Structure and temporal fluctuations of two intertidal seagrass-bed communities in New Caledonia (SW Pacific Ocean). *Marine Biology* 117, 139-144.
- Barr, J.G., Fuente, D., Halloran, T.O., Barr, D., Zieman, J.C., Childers, D.L., 2004. Carbon assimilation by Mangrove Forests in the Florida everglades. *Amalgam* 28, 27-37.
- Bartolini, F., Penha-Lopes, G., Limbu, S., Paula, J. and Cannicci, S., 2009. Behavioural responses of the mangrove fiddler crabs (*Ucaannulipes* and *U. inversa*) to urban sewage loadings: Results of a mesocosm approach. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1860-1867.
- Bendschneider, K., Robinson, R.J., 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. *Journal of Marine Research* 11, 87-96.
- Benner, R., Hatcher, P.G., Hedges, J.I., 1990. Early diagenesis of mangrove leaves in a tropical estuary - bulk chemical characterization using solid-state c-13 nmr and elemental analyses. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 54(7), 2003-2013.
- Bennion, H., 1995. Surface-sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds, and implications for reconstructing trophic status. *Diatom Research* 10(1), 1-19.
- Bhat, T.K., Singh, B., Sharma, O.P., 1998. Microbial degradation of tannins-a current perspective. *Biodegradation* 9, 343-357
- Blackburn, T.H., Henriksen, K., 1983. Nitrogen cycling in different types of sediments from Danish waters. *Limnology and Oceanography* 28(3), 477-493.
- Blackburn, T.H., Lund, B.A., Krom, M.D., 1988. C- and N-mineralization in the sediments of earthen marine fishponds. *Marine Ecology Progress Series* 44, 221-227.
- Bligh, E. G. and Dyer, W. J. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 37, 911-917.
- Boon, A.R., Duineveld, G.C.A., 1996. Phytopigments and fatty acids as molecular markers for the quality of near-bottom particulate organic matter in the North Sea. *Journal of Sea Research* 35(4), 279-291.
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas, F., Kairo, J.G., Kazungu, J., Dehairs, F., Koedam, N., 2005. Litter degradation and CN dynamics in reforested mangrove plantations at Gazi Bay, Kenya. *Biological Conservation* 126, 287-295.
- Bostock, J., McAndrew, B., Richards, R., Jauncey, K., Telfer, T., Lorenzen, K., Little, D., Ross, L., Handisyde, N., Gatward, I., Corner, R., 2010. Aquaculture: global status and trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365, 2897-2912.

- Boto, K.G, Bunt, J.S., 1981. Tidal export of particulate organic matter from a northern Australian mangrove system. *Estuar Coast Shelf Sci* 13, 247-255.
- Boto, K., Saffigna, P., and Cloughl, B., 1985. Role of nitrate in nitrogen nutrition of the mangrove *Avicennia marina*. *Marine Ecology Progress Series* 21, 259-265.
- Botto, F., Iribarne, O., 2000. Contrasting effects of two burrowing crabs (*Chasmagnathus granulata* and *Uca uruguayensis*) on sediment composition and transport in estuarine environments. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 51, 141-151.
- Bouillon, S., Koedam, N., Raman, A.V., Dehairs, F., 2002. Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forests. *Oecologia* 130, 441-448.
- Bouillon, S., Dahdouh-Guebas, F., Rao, A. V. V. S., Koedam, N. and Dehairs, F. 2003. Sources of organic carbon in mangrove sediments: variability and possible ecological implications. *Hydrobiologia* 495, 33-39.
- Bouillon, S., Borges, A.V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N.C., Kristensen, E., Lee, S.Y., Marchand, C., Middelburg, J.J., Rivera-Monroy, V.H., Smith III, T.J., Twilley, R.R., 2008a. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochem. Cycling* 22, GB2013.
- Bouillon, S., Connolly, R. M. and Lee, S. Y. 2008b. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies. *Journal of Sea Research* 59, 44-58.
- Bourbonniere, R. A. and Meyers, P. A. 1996. Sedimentary geolipid records of historical changes in the watersheds and productivities of Lakes Ontario and Erie. *Limnology and Oceanography* 41(2), 352-359.
- Boutton, T.W., 1991. Stable isotope ratios of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. In: Coleman, D.C., Fry, B. (Eds.), *Carbon Isotope Techniques*. Academic Press, New York, pp. 173-185.
- Boyd, C.E., Tucker, C.S., 1998. *Pond Aquaculture Water Quality Management*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Budge, S.M., Parrish, C.C., 1998. Lipid biogeochemistry of plankton, settling matter and sediments in Trinity Bay, Newfoundland. II. Fatty acids. *Organic Geochemistry* 29, 1547-1559.
- Burford, M.A., Williams, K.C., 2001. The fate of nitrogenous waste from shrimp feeding. *Aquaculture* 198, 79-93.
- Burford, M.A., Costanzo, S.D., Dennison, W.C., Jackson, C.J., Jones, A., 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* 46, 1456-1469.

Burford, M. A., Alongi, D. M., McKinnon, A. D. and Trott, L. A. 2008. Primary production and nutrients in a tropical macrotidal estuary, Darwin Harbour, Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 79(3), 440-448.

Burgin, A.J., Hamilton, S.K., 2007. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 89-96.

C

Caeiro, S., Painho, M., Goovaerts, P., Costa, H., Sousa, S., 2003. Spatial sampling design for sediment quality assessment in estuaries. *Environmental Modelling and Software* 18, 853–859.

Camilleri, J., 1989. Leaf choice by crustaceans in a mangrove forest in Queensland. *Marine Biology* 102, 453-459.

Canfield, D.E., Thamdrup, B., Hansen, J.W., 1993. The anaerobic degradation of organic-matter in danish coastal sediments - iron reduction, manganese reduction, and sulfate reduction. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57, 3867-3883.

Canfield, D.E., Kristensen, E., Thamdrup, B., 2005. *Aquatic Geomicrobiology*. Elsevier, Amsterdam. 48, 1-599.

Cannicci, S., Ritossa, S., Ruwa, R. K. and Vannini, M. 1996. Tree-fidelity and hole-fidelity in the tree crab *Sesarma leptosoma* (Decapoda, Grapsidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 196, 299-311.

Cannicci, S., Burrows, D., Fratini, S., Smith, T. J., III, Offenberg, J. and Dahdouh-Guebas, F., 2008. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89(2), 186-200.

Cannicci, S., Bartolini, F., Dahdouh-Guebas, F., Fratini, S., Litulo, C., Macia, A., Mrabu, E. J., Penha-Lopes, G. and Paula, J., 2009. Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 84(3), 305-317.

Canuel, E., Martens, C., 1993. Reactivity of recently deposited organic matter: Degradation of lipid compounds near the sediment-water interface. *Geochimica et Cosmochimica Acta* Volume 60, Issue 10, May 1996, 1793-1806.

Canuel, E.A., 2001. Relations between river flow, primary production and fatty acid composition of particulate organic matter in San Francisco and Chesapeake Bays: a multivariate approach. *Org Geochem* 32, 563–583.

- Carrie, R. H., Mitchell, L. and Black, K. D., 1998. Fatty acids in surface sediment at the Hebridean shelf edge, west of Scotland. *Organic Geochemistry* 29, 1583-1593.
- Cesar, H., Burke, L. and Pet-Soede, L., 2003. The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation. Pages 23 in C. E. E. Consulting, ed. ICRAN/WWF.
- Chaillou, G., 2004. La dynamique biogéochimique des espèces rédox dans les sédiments modernes du Golfe de Gascogne, Thèse de Doctorat, Laboratoire EPOC. Bordeaux 1, p. 250.
- Chen, F. H., Scow, K. M. and Graham, K. J., 2001. Composition and dynamics of selected fungal-feeding nematodes and Fungi. *Comp Biochem Physiol* 130, 135-144.
- Chien, Y.H., 1992. Water quality requirements and management for marine shrimp cultura. p 144-156 in Chamberlain G, Villalon J, Wyban J (eds). Proceedings of the special session on shrimp farming. World aquaculture society, Baton Rouge, LA USA.
- Chifflet, S., Gerard, P., Fichez, R., 2004. Manuel d'analyses chimiques dans l'eau de mer. Notes techniques IRD. p 83.
- Chiu, C.-Y., Lee, S.-C., Chen, T.H., Tian, G., 2004. Denitrification associated N loss in mangrove soil. *Nutrient Cycling In Agroecosystems* 69, 185-189.
- Christensen, P.B., Glud, R.N., Dalsgaard, T., Gillespie, P., 2003. Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture* 218, 567-588.
- Clark, M.W., McConchie, D., Lewis, D.W., Saenger, P., 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia*-dominated mangrove sediments: a geochemical model. *Chemical Geology* 149, 147-171.
- Clavier, J., Garrigue, C., 1999. Annual sediment primary production and respiration in a large coral reef lagoon (SW New Caledonia). *Marine Ecology-Progress Series* 191, 79-89.
- Clough, B.F., Andrews, T.J. and Cowan, I.R., 1982. Physiological processes in mangroves. In : *Mangrove ecosystems in Australia : structure, function and management* (Clough, B.F. ed.). Australian National University Press, Canberra, pp. 193-210.
- Clough, B., 1992. Primary productivity and growth of mangrove forest. *Tropical Mangrove Ecosystems*, Union A.G. editor, 225-249.
- Coffin, R.B., Cifuentes, L.A., Elderidge, P.M., 1994. The use of stable carbon isotopes to study microbial processes in estuaries. In: Lajtha, K., Michener, R.H. (Eds.), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 222-240.
- Constanza, R. 1997. The values of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economy* 25, 3-15.

Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in North-East Australia. *Marine Pollution Bulletin* 48, 514-525.

Couch, C.A., 1989. Carbon and nitrogen stable isotopes of meiobenthos and their food resources. *Estuar Coast Shelf Sci* 28-433-44.

D

Dahdouh-Guebas, F., Jayatissse, L. P., Di Nitto, D., Bosire, J. O., Lo Seen, D. and Koedam, N. 2005. How effective were mangroves as a defense against the recent tsunami? *Current Biology* 15(12), 443-447.

Dalsgaard, J., St. John, M., Kattner, G., Muller-Navarra, D., Hagen, W., 2003. Fatty acid trophic markers in the pelagic marine environment. *Adv. Mar. Biol.* 46, 225-340.

Dalsgaard, T., Thamdrup, B., Canfield, D.E., 2005. Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in the marine environment. *Research in Microbiology* 156, 457-464.

Day, J. W., Conner, W. H., Leylou, F., Day, R. H. and Navarro, A. M., 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna De Terminos, Mexico. *Aquatic Botany* 27(3), 267-284.

De Graaf, G. J. and Xuan, T. T., 1998. Extensive shrimp farming, mangrove clearance and marine fisheries in the southern provinces of Vietnam. *Mangroves and Salt Marshes* 2(3):159-166.

Deborde, J., Anschutz, P., Chaillou, G., Etcheber, H., Commarieu, M.-V., Lecroart, P., Abril, G., 2007. The dynamics of phosphorus in turbid estuarine systems: Example of the Gironde estuary (France). *Limnology and Oceanography* 52, 862-872.

Deborde, J., 2007. Processus biogéochimiques des zones intertidales des systèmes lagunaires: le Bassin d'Arcachon (SW, France). Bordeaux 1, Bordeaux.

Deborde J., Abril G, Mouret A., Jézéquel D, Thouzeau G., Clavier J., Bachelet G., Anschutz P., 2008. Effects of seasonal dynamics in a *Zostera noltii* meadow on iron and phosphorus cycling in a tidal mudflat (Arcachon Bay, France). *Marine Ecology Progress Series* 355, 59-71.

Della Patrona, L., Brun, P., 2009. L'élevage de la crevette bleue en Nouvelle-Calédonie. *Litopenaeus stylirostris*. Bases biologiques et zootechnie. Ifremer.

Dewik, P., 2009. The acetate pathway: fatty acids and polyketides. *Medicinal Natural Products: A Biosynthetic Approach*. Chapter 3. Third edition. Wiley.

Diele, K., Koch, V. and Saint-Paul U., 2005. Population structure and catch composition of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus* in the Caete estuary, north Brazil: Indications of overfishing?, *Aquatic Living Resources.*, 18, 169-178.

- Dittmar, T. and Lara, R. J., 2001. Molecular evidence for lignin degradation in sulfate-reducing mangrove sediments (Amazonia, Brazil). *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 65(9):1417-1428.
- Dong, L.F., Sobey, M.N., Smith, C.J., Rusmana, I., Phillips, W., Stott, A., Osborn, A.M., Nedwell, D.B., 2011. Dissimilatory reduction of nitrate to ammonium, not denitrification or anammox, dominates benthic nitrate reduction in tropical estuaries. *Limnology and Oceanography* 56, 279-291.
- Dowling, N.J.E., Nichold, P.D., White, D.C., 1988. Phospholipid fatty acid and infra-red spectroscopic analysis of a sulphate-reducing consortium. *Microbiology Ecology* 53, 325-334.
- Dromgoole, F. I. ,1988. Carbon-dioxide fixation in aerial roots of the New-Zealand mangrove *Avicennia-marina* var *resinifera*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 22(4), 617-619.
- Duke, N. C., Meynecke, J. O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., Field, C. D. and others, 2007. A world without mangroves? *Science* 317(5834), 41-42.
- Dunn, R.J.K., Welsh, D.T., Teasdale, P.R., Lee, S.Y, Lemckert, C.J., Meziane, T., 2008. Investigating the distribution and sources of organic matter in surface sediment of Coombabah Lake (Australia) using elemental, isotopic and fatty acid biomarkers . *Continental Shelf Research* 28, 2535-2549.
- Dunn, R.J.K., Welsh, D.T., Jordan, M.A., Teasdale, P.R., Lemckert, C.J., 2009. Influence of natural amphipod (*Victoriopisa australiensis*)(Chilton, 1923) population densities on benthic metabolism, nutrient fluxes, denitrification and DNRA in sub-tropical estuarine sediment. *Hydrobiologia* 628, 95-109.

E

- Easton, J. W., and Moss, B., 1966. The estimation of numbers and pigment content in epipellic algal populations. *Limnol. Oceanog.*, 11: 584-595.
- Edlund, A., Nichols, PD., Roffey, R., White, D.C., (1986). Extractable and lipopolysaccharide fatty acids and hydroxy acid profiles from *Desulphovibrio* species. *J. Lipid Res.* 26, 982- 988.
- Eong. O.J.,1993. Mangroves – a carbon source and sink. *Chemosphere* vol 27 No 6 pp 1097-1107.

F

- Fan, K. W., Chen, F., Jones, E. B. G. and Vrijmoed, L. L. P. 2001. Eicosapentaenoic and docosahexaenoic acids production by and okara-utilising potential of thraustochtrids. . *Journal of industry in microbiology and biotechnology* 27, 199-202.
- FAO, 2006, State of world aquaculture. FAO Fisheries technical paper, Available online at: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/a0874e/a0874e00.pdf>.
- Fenchel T, King GM, Blackburn, 1998. Bacterial biogeochemistry. Academic Press, San Diego.
- Ferreira, T.O., Otero, X.L., Vidal-Torrado, P., Macias, F., 2007. Effects of bioturbation by root and crab activity on iron and sulfur biogeochemistry in mangrove substrate. *Geoderma* 142, 36-46.
- Ferreira, T.O., Otero, X.L., de Souza, V.S., Jr., Vidal-Torrado, P., Macias, F., Firme, L.P., 2010. Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove system in Southeast Brazil (So Paulo). *Journal of Soils and Sediments* 10, 995-1006.
- Fieux M., 2010. L'ocean Planetaire, Les presses de l'ENSTA. Paris. 421 p.
- Findlay, R. H., and L. Watling. 1998. Seasonal variation in the structure of a marine benthic microbial community. *Microb. Ecol.* 36, 23-30.
- Fleming, M., Lin, G., DA-Silveira, L., Steinberg, L., 1990. Influence of mangrove detritus in estuarine ecosystem. *Bulletin of Marine Science* 47, 663-669.
- Flowers, T.J., Yeo, A.R., 1977. The mechanism of salt tolerance in halophytes. *Annual Review of Plant Physiology* 28, 89-121.
- France, R. 1998. Estimating the assimilation of mangrove detritus by fiddler crabs in Laguna Joyuda, Puerto Rico, using dual stable isotopes. *Journal of Tropical Ecology* 14, 413-425.
- Fratini, S., Cannicci, S. and Vannini, M. 2000. Competition and interaction between *Neosarmatium smithi* (Crustacea : Grapsidae) and *Terebralia palustris* (Mollusca : Gastropoda) in a Kenyan mangrove. *Marine Biology* 137(2), 309-316.
- Fratini, S., Vigiani, V., Vannini, M. and Cannicci, S. 2004. *Terebralia palustris* (Gastropoda; Potamididae) in a Kenyan mangal: size, structure, distribution and impact on consuming leaf litters. *Marine Biology* 114, 1173-1182.
- Freudenthal, T., Wagner, T., Wenzhofer, F., Zabel, M., Wefer, G., 2001. Early diagenesis of organic matter from sediments of the eastern subtropical Atlantic: Evidence from stable nitrogen and carbon isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65, 1795-1808.

- Froelich, P.N., Klinkhammer, G.P., Bender, M.L., Luedtke, N.A., Heath, G.R., Cullen, D., Dauphin, P., Hammond, D., Hartman, B., Maynard, V., 1979. Early oxidation of organic-matter in pelagic sediments of the eastern equatorial atlantic - suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 43, 1075-1090.
- Fromard, F., Puig, H., Mougin, E., Marty, G., Betoulle, J. L. and Cadamuro, L. 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 115(1), 39-53.
- Fukami, K., Simidu., U., and Taga, N. 1983. Change in a bacterial population during the process of degradation of a phytoplankton bloom in a brackish lake Volume 76, Number 3, 253-255,
- Furukawa, K., Wolanski, E., Mueller, H., 1997. Currents and sediment transport in mangrove forests. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 44, 301-310.

G

- 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.
- GIP Loire estuaire. Cahier indicateur n°1 2005. Nantes. Vitalité du plankton vegetal.pp8. www.loire-estuaire.org.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J. and Duke, N. (2010). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*.
- Gleason, S.M., Ewel, K.C., Hue, N., 2003. Soil redox conditions and plant-soil relationships in a micronesian mangrove forest. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 56, 1065-1074.
- Gratton et al 2002. Le krigeage method optimale d'interpolation spatiale. Les articles de l'institut d'analyses Geographique, <http://www.iag.asso.fr>.
- Gulis, V., and Suberkropp , K., 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of headwater stream. *Freshwater biology* 48, 123-134.

H

- Haines, E.B., 1976. Stable carbon isotope ratios in the biota, soil and tidal waters of a Georgia salt marsh. *Estuarine and Coastal Marine Science* 4, 609-616.
- Hall, D., Lee, S. Y. and Meziane, T. 2006. Fatty acids as trophic tracers in an experimental estuarine food chain: Tracer transfer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 336(1), 42-53.

- Harding, W.R., Archibald, C.G.M., and Taylor, J.C ., (2005). The relevance of diatoms for water quality assessment in South Africa: A position paper. *Water SA* Vol. 31 No. 1 January 2005.
- Hemminga, M.A., Slim, F.J., Kazungu, J., Ganssen, G.M., Nieuwenhuize, J., Kruyt, N.M., 1994. Carbon outwelling from a mangrove forest with adjacent seagrass beds and coral reefs (Gazi Bay, Kenya). *Marine Ecology Progress Series* 106, 291-301.
- Herbert, R.A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews* 23, 563-590.
- Hernes, P. J., Benner, R., Cowie, G. L., Goni, M. A., Bergamaschi, B. A. and Hedges, J. I. 2001. Tannin diagenesis in mangrove leaves from a tropical estuary: a novel molecular approach. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65, 3109-3122.
- Herteman, M. 2010. Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte.
- Herteman, M., Fromard, F. and Lambs, L. 2011. Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthesis rate and growth of mangrove trees: A field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean. *Ecological Engineering* 37(9), 1283-1291.
- Hesse, P.R., 1961. Some differences between the soils of *Rhizophora* and *Avicennia* mangrove swamp in Sierra Leone. *Plant and Soil* 14, 335-346.
- Hogarth, P.J., 1999. *The biology of mangroves*. Oxford University Press, 1-228.
- Holguin, G., Vazquez, P., Bashan, Y., 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biology and Fertility of Soils* 33, 265-278.
- Holmer, M., Kristensen, E., Banta, G., Hansen, K., Jensen, M.H., Bussawarit, N., 1994. Biogeochemical cycling of sulfur and iron in sediments of a south-east asian mangrove, phuket island, thailand. *Biogeochemistry* 26, 145-161.
- Holmer, M., Andersen, F.O., Holmboe, N., Kristensen, E., Thongtham, N., 1999. Transformation and exchange processes in the Bangrong mangrove forest-seagrass bed system, Thailand. Seasonal and spatial variations in benthic metabolism and sulfur biogeochemistry. *Aquatic Microbial Ecology* 20, 203-212.
- Holmer, M., Andersen, F., Holmboe, N., Kristensen, E., Thongtham, N., 2001. Spatial and temporal variability in benthic processes along a mangrove-seagrass transect near the Bangrong Mangrove, Thailand. *Wetlands Ecology and Management* 9, 141-158.

- Holmer, M., Marbá, N., Terrados, J., Duarte, C., Fortes, M.D., 2002. Impacts of milkfish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 44, 685-696.
- Holmer, M., Wildish, D.J., Hargrave, B.T., 2005. Organic enrichment from marine finfish aquaculture and effects on sediment biogeochemical processes. *The Handbook of Environmental Chemistry* 5, 181-206.
- Holmes, M.E., Eichner, C., Struck, U., Wefer, G., 1999. Reconstruction of surface ocean nutrient utilization using stable nitrogen isotopes in sinking particles and sediments., in: Fischer, G., Wefer, G. (Eds.), *The Use of Proxies in Paleoceanography: Examples from the South Atlantic*, pp. 447-468.
- Holmes, R.M., Aminot, A., Kerouel, R., Hooker, B.A., Peterson, B.J., 1999. A simple and precise method for measuring ammonium in marine and freshwater ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 1801-1808.
- Howell, K. L., Pond, D. W., Billett, D. S. M. and Tyler, P. A. 2003. Feeding ecology of deep-sea seastars (*Echinodermata : Asteroidea*): a fatty-acid biomarker approach. *Marine Ecology Progress Series* 255, 193-206.

I

- Islam, M. S. and Wahab, M. A. 2005. A review on the present status and management of mangrove wetland habitat resources in Bangladesh with emphasis on mangrove fisheries and aquaculture. *Hydrobiologia* 542, 165-190.
- Ito, M. K. and Simpson, K. L. 1996. The biosynthesis of w3 fatty acids from 18:2w6 in *Artemia* spp. *Comp Biochem Physiol* 115, 69-76.

J

- Jackson, C., Preston, N., Thompson, P., Burford, M., 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture* 218, 397-411.
- Jackson, C., Preston, N., Thompson, P., 2004. Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. *Aquaculture Research* 35, 1053-1061.
- Jacquet, S., Delesalle, B., Torréton, J.P., Blanchot, J. 2006. Response of phytoplankton communities to increased anthropogenic influences (southwestern lagoon, New Caledonia) *Marine Ecology Progress Series* 320, 65-78.
- Jaffe, R., Mead, R., Hernandez, M.E., Peralba, M.C., Diguida, O.A., 2001. Origin and transport of sedimentary organic matter in two subtropical estuaries: a comparative, biomarker- based study. *Organic Geochemistry* 32, 507-526.

- Jensen, H.S., Mortensen, P.B., Andersen, F.O., Rasmussen, E., Jensen, A., 1995. Phosphorus cycling in coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnology and Oceanography* 40, 908-917.
- Jones, A.B., Dennison, W.C., Preston, N.P. 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. , *Aquaculture* 193, 155-178
- Jordan, M.A., Welsh, D.T., Dunn, R.J.K., Teasdale, P.R., 2009. Influence of *Trypaea australiensis* population density on benthic metabolism and nitrogen dynamics in sandy estuarine sediment: A mesocosm simulation. *Journal of Marine Research* 61, 144-152.

K

- Karakassis, I., Hatziyanni, E., Tsapakis, M., Plaiti, W., 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Marine Ecology Progress Series* 184, 205-218.
- Kathiresan, K. and Bingham, B.L. 2001. Biology of mangrove and mangrove and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40, 81-251.
- Kathiresan, Training course of Mangrove and Diversity. UNU Open course ware. <http://ocw.unu.edu/international-network-on-water-environment-and-health/unu-inweh-course-1-mangroves>.
- Kelly MG, Cazaubon A, Coring E, Dell'Uomo A, Ector L, Goldsmith B, Guasch H, Horlimann J, Jarlman A, Kawecka B, Kwandrans, and others, 1998. Recommendation for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10, 215-224.
- Kennedy, H., Gacia, E., Kennedy, D.P., Papadimitriou, S., Duarte, C.M., 2004. Organic carbon sources to SE Asian coastal sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 59-68.
- Kennicutt II, M.C., Barker, C., Brooks, J.M., De Freitas, D.A., Zhu, G.H., 1987. Selected Organic Matter source indicators in the Orinoco, Nile and Changjiang deltas. *Organic Geochemistry* 11, 41-51.
- Kharlamenko, V.I., Zhukova, N.V., Khotimchenko, S.V., Svetashev, V.I., Kamanev, G.M., 1995. Fatty acids as markers of food sources in a shallow-water hydrothermal ecosystem (Kraternaya Bight, Yankich Island, Kurile Islands). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 120, 231-241.
- Khozin, I., Adlerstein, D., Bigongo, C., Heimer, Y., and Cohen, Z. 1997. Elucidation of the Biosynthesis of Eicosapentaenoic Acid in the Microalga *Porphyridium cruentum*. II. Studies with Radiolabeled Precursors. *Plant Physiol.* 11 (4), 223-230

- Kitaya, Y., Yabuki, K., Kiyota, M., Tani, A., Hirano, T. and Aiga, I. 2002. Gas exchange and oxygen concentration in pneumatophores and prop roots of four mangrove species. *Trees-Structure and Function* 16(2-3), 155-158.
- Kongkeo, H., 1997. Comparison of intensive shrimp farming systems in Indonesia, Philippines, Taiwan and Thailand. *Aquaculture Research* 28, 789-796.
- Kostka, J.E., Luther, I., George, W., 1994. Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58, 1701-1710.
- Kristensen, E., Holmer, M., Bussarawit, N., 1991. Benthic metabolism and sulfate reduction in a southeast-asian mangrove swamp. *Marine Ecology-Progress Series* 73, 93-103.
- Kristensen, E., Andersen, F. O., Holmboe, N., Holmer, M. and Thongtham, N. 2000. Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. *Aquatic Microbial Ecology* 22(2), 199-213.
- Kristensen, E. and Suraswadi, P. 2002. Carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in creek water of a southeast Asian mangrove forest. *Hydrobiologia* 474(1), 197-211.
- Kristensen, E., Alongi, D.M., 2006. Control by fiddler crabs (*Uca vocans*) and plant roots (*Avicennia marina*) on carbon, iron, and sulfur biogeochemistry in mangrove sediment. *Limnology and Oceanography* 51, 1557-1571.
- Kristensen, E. 2007. Carbon balance in mangrove sediments: the driving processes and their controls. Pages 61-78 in T. e. al., (eds). *Greenhouse gas and carbon balance in mangrove coastal ecosystems*, Kanagawa, Japan.
- Kristensen, E. 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research* 59(1-2), 30-43.
- Kristensen, E., E., Bouillon, S., Dittmar, T., Marchand, C., 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystem. *Aquatic Botany* 89 (2), 210-219.
- Kristensen, E., Mangion, P., Tang, M., Flindt, M. R., Holmer, M. and Ulomi, S. 2011. Microbial carbon oxidation rates and pathways in sediments of two Tanzanian mangrove forests. *Biogeochemistry* 103(1-3), 143-158.

L

- Lacerda L.D., Ittekkot V., and Patchineelam S.R. 1995. Biogeochemistry of mangrove soils organic matter : a comparison between *Rhizophora* and *Avicennia* soils in south-eastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40, 713-720.
- Lacerda, L.D., 1997. Trace metals in mangrove plants: why such low concentration?, in: Kjerfve, B., Lacerda, L.D., Diop, E.H.S. (Eds.), *Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa*. UNESCO, Paris, pp. 171-190.

- Laegdsgaard, P., R. Johnson, C.R. 1995. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia Marine ecology progress serie 126, 67-81.
- Lafargue, E., Marquis, F., Pillot, D., 1998. Rock-Eval 6 applications in hydrocarbon exploration, production and soil contamination studies. Revue de l'Institut français du Pétrole 53, 421-437.
- Lallier-Verges, E., Perrussel, B.P., Disnar, J.R., Baltzer, F., 1998. Relationships between environmental conditions and the diagenetic evolution of organic matter derived from higher plants in a modern mangrove swamp system (Guadeloupe, French West Indies). Organic Geochemistry 29, 1663.
- Lallier-Verges, E., Marchand, C., Disnar, J.R., Lottier, N., 2008. Origin and diagenesis of lignin and carbohydrates in mangrove sediments of Guadeloupe (French West Indies): Evidence for a two-step evolution of organic deposits. Chemical Geology 255, 388-398.
- Le Guen, T. and David, G. 1998. L'aquaculture de la crevette *penaeides* en Nouvelle-Caledonie (1970-1995). in ORSTOM, ed. Cahiers d'Outre-Mer.
- Lee, R. Y. 1997. Potential trophic importance of the faecal material of the mangrove sesarmide crab *Sesarma messa*. Marine Ecology-Progress Series 159, 275-284.
- Lee, S.Y., 2000. Carbon dynamics of Deep Bay, eastern Pearl River estuary, China. II: trophic relationship based on carbon- and nitrogen-stable isotopes. Marine Ecology Progress Series 205, 1-10
- Lee, R.Y., Joye, S.B., 2006. Seasonal patterns of nitrogen fixation and denitrification in oceanic mangrove habitats. Marine Ecology Progress Series 307, 127-141.
- Lee, S. Y. 2008. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. Journal of Sea Research 59(1-2), 16-29.
- Lemonnier H., Herlin J., 1999. New-Caledonia: a case of friendly shrimp aquaculture. In: Book of abstract, the annual international conference and exposition of the world aquaculture society, world aquaculture'99, WAS, pp.853.
- Lemonnier, H., Martin, J.L.M., Brizard, R., Herlin, J., 2003. Effect of water exchange rate on waste production in semi-intensive shrimp ponds during the cold season in New Caledonia. Journal of the World Aquaculture Society 34 n°1, march 2003, 40-49.
- Lemonnier H., Brizard, R., Legrand, A., 2004. Influence des pratiques zootechniques de la crevette (*Litopenaeus stylirostris*) et de l'âge des bassins sur la qualité des sédiments. Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie, vol. 38. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., pp. 180-186.

- Lemonnier, H., Faninoz, S., 2006. Effect of water exchange on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New Caledonia. *Aquaculture Research* 37, 938-948.
- Lemonnier, H., Thomas, Y., Legrand, A., Martin, J. L. and Herbland, A. 2006. Impact de la crevetticulture calédonienne sur l'environnement: Etat des lieux, recherche de traceurs des effluents et définition d'un programme de recherche pluriannuel. Ifremer.
- Lewis, R.R., Phillips, M.J., Clough, B., Macintosh, D.J., 2003. Shrimp farming and the environment. Thematic Review on coastal wetland habitats and shrimp aquaculture., in: Report prepared under the World Bank, N., WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment. (Ed.).
- Lowe, K. L., Dichristina, T. J., Roychoudhury, A. N. and Van Cappellen, P. 2000. Microbiological and geochemical characterization of microbial Fe(III) reduction in salt marsh sediments. *Geomicrobiology Journal* 17(2), 163-176.

M

- Mackey, A.P., Smail, G., 1995. Spatial and temporal variation in litter fall of *avicennia-marina* (Forssk) vierh in the Brisbane-River, Queensland, Australia. *Aquatic Botany* 52, 133-142.
- Marchand, C. 2003. Origine et devenir de la matière organique des sédiments de mangrove de Guyane française. Université d'Orléans. 286 pp.
- Marchand, C., Baltzer, F., Lallier-Vergès, E., Albéric, P., 2004. Pore water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). *Marine geology* 208, 361-381.
- Marchand, C., Disnar, J.R., Lallier-Verg, E., Lottier, N., 2005. Early diagenesis of carbohydrates and lignin in mangrove sediments subject to variable redox conditions (French Guiana). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 69, 131-142.
- Marchand, C., Albéric, P., Lallier-Vergès, E., Baltzer, F., 2006. Distribution and characteristics of dissolved organic matter in mangrove sediment pore waters along the coastline of French Guiana. *Biogeochemistry* 81, 59-75.
- Marchand, C., Lallier-Verges, E., Disnar, J.R., Keravis, D., 2008. Organic carbon sources and transformations in mangrove sediments: A Rock-Eval pyrolysis approach. *Organic Geochemistry* 39, 408-421.
- Marchand, C., Allenbach, M., Lallier-Verges, E., 2011. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma* 160, 444-456.

- Martin, J.L.M., Veran, Y., Guelorget, O. and Pham, D. 1998. Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output and their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture* 164(1-4), 135-149.
- Martin, J.H., 1968 Phytoplankton-Zooplankton Relationships in Narragansett Bay. III. Seasonal Changes in Zooplankton Excretion Rates in Relation to Phytoplankton Abundance. *Limnology and Oceanography* . Vol. 13, No. 1, Jan., pp. 63-71.
- Martin, J.L., Veran, Y., Guelorget, O., Pham, D. 1998. Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output and their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture* 164, 135–149.
- Marty, C., Kronen, M. and Magron, F. 2005. Analyse de l'état actuel de la commercialisation des produits de la pêche lagonaire au niveau du Territoire. Pages 91 in R. ZoNéCo, ed.
- Massaut L., 1999. Mangrove management and shrimp aquaculture. Research and Development series no. 44, pp 45. Auburn University, Auburn, AL.
- Massel, S. R., Furukawa, K. and Brinkman, R. 1999. Surface wave propagation in mangrove forests. *Fluid Dynamics Research* 24, 219-249.
- Mayer, M.S., Schaffner L., Kemp, W.M., 1995. Nitrification potentials of benthic macrofaunal tubes and burrow walls: effects of sediment NH₄⁺ and animal irrigation. *Marine Ecology Progress Series* 121, 157-169.
- Mazda, Y., Wolanski, E. and Ridd, P. V. 2007. The role of physical processes in mangrove environments: manual for the preservation and utilization of mangrove ecosystems. Tokyo.
- McClelland J.W, Valila I., Michener R.H., 1997. Nitrogen stable isotope signature in estuarine food webs: a record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnol.Oceanogr* 45(5), 930-937.
- McHenga, I. S. S. and Tsuchiya, M. 2008. Nutrient dynamics in mangrove crab burrow sediments subjected to anthropogenic input. *Journal of Sea Research* 59(1-2), 103-113.
- Mckee, K.L., 1993. Soil Physicochemical Patterns and Mangrove species Distribution, Reciprocal Effects? *Journal of Ecology* 81, 477-487.
- McKinnon, A.D., Trott, L.A., Alongi, D.M. and Davidson, A. 2002a. Water column production and nutrient characteristics in mangrove creeks receiving shrimp farm effluent. *Aquaculture Research* 33(1), 55-73.
- Mckinnon, A.D., Trott, L.A., Cappo, M., Miller, D.K., Duggan, S., Speare, P., Davidson, A., 2002b. The trophic fate of shrimp farm effluent in mangrove creeks of North Queensland, Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 55, 655-671.

- Menasveta, P. 1997. Mangrove destruction and shrimp culture systems. *World Aquaculture* 28(4), 36-42.
- Meyers, P.A., 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic-matter. *Chemical Geology* 114, 289-302.
- Meziane, T., Bodineau, L., Retiere, C., Thoumelin, G., 1997. The use of lipid markers to define sources of organic matter in sediment and food web of the intertidal salt marsh-flat ecosystem of Mont-Saint-Michel Bay, France. *J. Sea Res.* 38, 47-58.
- Meziane T, Tsuchiya M, 2000. Fatty acids as tracers of organic matter in the sediment and food web of a mangrove/intertidal flat ecosystem, Okinawa, Japan. *Marine Ecology Progress Series* 200, 49-57.
- Meziane, T. and Tsuchiya, M. 2002. Organic matter in a subtropical mangrove-estuary subjected to wastewater discharge: Origin and utilisation by two macrozoobenthic species. *Journal of Sea Research* 47(1), 1-11.
- Meziane, T., Sanabe, M. C. and Tsuchiya, M. 2002. Role of fiddler crabs of a subtropical intertidal flat on the fate of sedimentary fatty acids. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 270(2), 191-201.
- Meziane, T., d'Agata, F. and Lee, S. Y. 2006. Fate of mangrove organic matter along a subtropical estuary: small-scale exportation and contribution to the food of crab communities. *Marine ecology progress series* 312, 15-27.
- Meziane, T., Lee, R. Y., Mfilinge, P. L., Shin, P. K. S., Lam, M. H. W. and Tsuchiya, M., 2007. Inter-specific and geographical variations in the fatty acid composition of mangrove leaves: implications for using fatty acids as a taxonomic tool and tracers of organic matter. *Marine Biology* 150, 1103-1113.
- Mfilinge, P.L., Atta, N., Tsuchiya, M., 2002. Nutrient dynamics and leaf litter decomposition in a subtropical mangrove forest at Oura Bay, Okinawa, Japan. *Trees-Structure and Function* 16, 172-180.
- Mfilinge PL, Meziane T, Bachok Z, Tsuchiya M., 2003. Fatty acids in decomposition mangrove leaves: microbial activity, decay and nutritional quality. *Marine Ecology Progress Series* 265, 97-105.
- Mfilinge, P.L., Meziane, T., Bachok, Z., Tsuchiya, M., 2005. Litter dynamics and particulate organic matter outwelling from a subtropical mangrove in Okinawa Island, South Japan. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 63, 301-313.
- Miller S.P., and Bever, J.D. 1999. Distribution of arbuscular mycorrhizal fungi in stands of the wetland grass *Panicum hemitomon* along a wide hydrologic gradient. *Oecologia* Volume 119, Number 4, 586-592.

- Montoya J.P., 2007. Natural abundance of ^{15}N in marine planktonic ecosystems. In *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*, 2nd Edition (Michener, R. H., and Lajtha, K., eds.). Blackwell Scientific Publications, Boston, pp. 176-201.
- Mudge, S.M, East, J.A , Bebianno, M.J, A Barreira, L., 1998. Fatty acids in the Ria Formosa Lagoon, Portugal. *Organic Geochemistry* Volume 29, Issue 4, Pages 963-977.
- Müller, P. J., 1977. C/N ratios in Pacific deep-sea sediments: Effect of inorganic ammonium and organic nitrogen compounds sorbed by clays. *Geochim. Cosmochim. Acta* 41, 765-776.
- Murphy, J., Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 26, 31.
- N
- Nagelkerken, I., Blaber, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., Meynecke, J.-O., Pawlik, J., Penrose, H.M., Sasekumar, A., Somerfield, P.J., 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany* 89, 155-185.
- Naidoo, G., Rogalla, H., Von Willert, D.J., 1997. Gas exchange responses of a mangrove species, *Avicennia marina*, to waterlogged and drained conditions. *Hydrobiologia* 352, 39-47.
- Napolitano, G., Ackman, R.G., Ratnayake, M.N., 1990. Fatty Acid Composition of Three Cultured Algal Species (*Isochrysis galbana*, *Chaetoceros gracilis* and *Chaetoceros calcitrans*) Used as Food for Bivalve Larvae. *Journal of the World Aquaculture Society* 21 (2), 122-130.
- Napolitano, G., Pollero, R. J., Gayoso, A. M., Macdonald, B. A., Thompson, R. J., 1997. Fatty acids as trophic markers of phytoplankton blooms in the Bahia Blanca Estuary (Buenos Aires, Argentina) and Trinity Bay (Newfoundland, Canada). *Biochem. Syst. Ecol.* 25, 739-755.
- Napolitano, G.E. 1998. Fatty acids as trophic and chemical markers in freshwater ecosystems. In *Lipids in Freshwater ecosystems*, Chapter 2. Arts, M., Wainman, B.C. (eds) pp319.
- Nerot, C., Meziane T., Provost-Govrich A., Lee, S.Y., 2009. Role of grapsid crabs, *Parasesarma erythroductyla*, in entry of mangrove leaves into an estuarine food web: a mesocosm study. *Marine geology* 156, 2343-2352.
- Nielsen, L.P., 1992. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microbiology Reviews* 86, 357-362.

- Nielsen, O.I., Kristensen, E., Macintosh, D.J., 2003. Impact of fiddler crabs (*Uca* spp.) On rates and pathways of benthic mineralization in deposited mangrove shrimp pond waste. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 289, 59-81.
- Nielsen, T., Andersen, F., 2003. Phosphorus dynamics during decomposition of mangrove (*Rhizophora apiculata*) leaves in sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 293, 73-88.
- Nizzoli, D., Welsh, D.T., Bartoli, M., Viaroli, P., 2005. Impacts of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) farming on oxygen consumption and nutrient recycling in a eutrophic coastal lagoon. *Hydrobiologia* 550, 183-198.
- Nizzoli, D., Welsh, D.T., Fano, E.A., Viaroli, P., 2006. Impact of clam and mussel farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. *Marine Ecology Progress Series* 315, 151-165.

O

- Ocampo-Thomason, P. 2006. Mangroves, people and cockles: Impacts of the shrimp-framing industry on mangrove communities in Esmeraldas Province, Ecuador. in C. T. Hoanh, T. P. Tuong, J. W. Gowing, B. Hardy, eds. *Environment and Livelihoods in Tropical Coastal Zones* CAB International.
- Odum, W.E., Heald, E.J., 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. In: Cronin, L.E. (Ed.), *Estuarine Research*. Academic Press, New York, pp. 265-286.
- Otero, X.L., Macias, F., 2002. Variation with depth and season in metal sulfides in salt marsh soils. *Biogeochemistry* 62, 59-86.
- Otero, X.L., Ferreira, T.O., Vidal-Torrado, P., Macias, F., 2006. Spatial variation in pore water geochemistry in a mangrove system (Pai Matos island, Cananea-Brazil). *Applied Geochemistry* 21, 2171-2186.

P

- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R., Ruiz-Fernández, A.C., Espinaza-Angulo, R., 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-Western Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 34, 290-297.
- Paez-Osuna, F., 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. *Environmental Management* 28, 131-140.
- Paez-Osuna, F. and Ruiz-Fernandez, A. C., 2005. Environmental load of nitrogen and phosphorus from extensive, semiintensive, and intensive shrimp farms in the Gulf of California ecoregion. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 74(4), 681-688.

- Parnell, A.C., Inger R., Bearhop, S. & Jackson, A.L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. PLoS ONE, 5(3), e9672.
- Parrish, C.C, Abrajano, T.A., Budge, S.M., Helleur, R.J., Hudson, E.D, Pulchan, K., Ramos, C., 2000. Lipid and Phenolic Biomarkers in Marine Ecosystems: Analysis and Applications. CHAPTER 8. The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 5 Part D Marine Chemistry. 209-223
- Passioura, J.B., Ball, M.C., Knight, J.H., 1992. Mangroves may salinize the soil and in so doing limit their transpiration rate. Functional Ecology 6, 476-481
- Paterson, D., 1990. The influence of epipelagic diatoms on the erodibility of an artificial sediment. Pages 345–355 In: Proceedings of the Tenth International Diatom Symposium, Joensuu, Finland, August 28-September 2, 1988. Simola, H. (Ed.). Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- Patrick, R., 1973. Use of Algae, especially diatoms in the assessment of water quality. In Biological method for the assessment of water quality. American Society for testing and material. Edited by Cairns and Dickson. Baltimore. 251p.
- Pelley, J., 1998. Is Coastal Eutrophication Out of Control ? Environmental Science and Technology. 10, 462-466
- Penha-Lopes, G., Bartolini, F., Limbu, S., Cannicci, S., Kristensen, E. and Paula, J. 2009a. Are fiddler crabs potentially useful ecosystem engineers in mangrove wastewater wetlands? Marine Pollution Bulletin 58(11), 1694-1703.
- Penha-Lopes, G., Bartolini, F., Limbu, S., Cannicci, S., Mgaya, Y., Kristensen, E. and Paula, J. 2009b. Ecosystem engineering potential of the gastropod *Terebralia palustris* (Linnaeus, 1767) in mangrove wastewater wetlands—A controlled mesocosm experiment. Environmental Pollution.
- Pennings, S.C., Callaway, R.M., 1992. Salt-marsh plant zonation. The relative importance of competition and physical factors. Ecology 73, 681-690.
- Peters, K., Sweeney, P., and Kaplan, I., 1978. Correlation of C and N Stable Isotope Ratios in sedimentary organic matter, Limnology and Oceanography 23, 598-604.
- Peterson, B. J., Howarth, R. W., Garritt, R. H., 1985. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine food webs. Science 227, 1361-63.
- Peterson B.J. and Fry B., 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. Annu.Rev.Ecol.Syst. 18, 293-320.
- Pi, N., Tam, N.F.Y. & Wong M.H., 2010. Effects of wastewater discharge on iron plaque formation on root surface and radial oxygen loss of mangrove root. Environmental Pollution 158, 381-387.

- Pinturier-Geiss L, Mejanelle L, Dale B, Karlsten DA, 2002. Lipids as indicators of eutrophication in marine coastal environment. *J Microbiol Methods*. 48, 239-57.
- Plaziat, J. C., 1984. Mollusk distribution in the mangal. Pages 11-143 in D. Por, I. Dor, eds. *Hydrobiology of the mangal: the Ecosystem of the Mangrove Forests*, Boston.
- Postma, D., Jakobsen, R., 1996. Redox zonation: equilibrium constraints on the Fe (III)/SO₄-reduction interface: *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 60, p. 3169-3175.
- Powell, B., Martens, M., 2005. A review of acid sulphate soil impacts, actions and policies that impact on water quality in Great Barrier Reef catchments, including a case study on remediation at East Trinity. *Marine Pollution Bulletin* 51, 149-164.
- Preston, N.P., Jackson, C., Thompson, P.A., Austin, M., Burford, M., 2000. Prawn farm effluent : composition origin and treatment. Fishing research and Development Corporation Final Report 95/162. FRDC, Canberra.
- Primavera, J.H., 1993. A critical review of shrimp pond culture in the Philippines. *Review in Fisheries Science* 1, 151-201.
- Primavera, J. H. 1998. Mangroves as nurseries: shrimp populations in mangrove and non-mangrove habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 46, 457-464.

R

- Raimbault, P., Slawyk, G., Coste, B., Fry, J., 1990. Feasibility of using an automated colorimetric procedure for the determination of seawater nitrate in the 0 to 100 nm range – Examples from field and culture. *Marine Biology* 104, 347-351.
- Raimbault, P., Pouvesle, W., Diaz, F., Garcia, N., Sempere, R., 1999. Wet-oxidation and automated colorimetry for simultaneous determination of organic carbon, nitrogen and phosphorus dissolved in seawater. *Marine Chemistry* 66, 161-169.
- Rajendran, N., Kathiresan, K. 1996. Effect of effluents from a shrimp pond on shoot biomass of mangrove seedlings. *Aquaculture Research* 27, 745-747.
- Rajesh, K.M., Gowda, G., Mendon, M.R., Gupta, T.R.C., (2001) Primary Production of Benthic Microalgae in the Tropical Semi-enclosed Brackishwater Pond, Southwest Coast of India. *Asian Fisheries Science*, 14 (4), 357-455.
- Ramírez-Alvarez N, Macías-Zamora JV, Burke RA, Rodríguez-Villanueva LV. (2007). Use of delta(13)C and delta(15)N, and carbon to nitrogen ratios to evaluate the impact of sewage-derived particulate organic matter on the benthic communities of the Southern California Bight. *Environ Toxicol Chem*. Nov;26, 2332-8.
- Rataud, C. 2008. Mangrove et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. in C. Marchand, J. Clavier, eds. *Rapport de Master 1*. IUEM, IRD et EGEL.

- Redfield, A. C., Ketchum, B. H. and Richard, F. A. 1963. The influence of organisms on the decomposition of seawater. Pages 26-77 in M. N. Hill, ed. *The sea*, New-York.
- Riera, P., and Richard, P., 1996. Isotopic Determination of Food Sources of *Crassostrea gigas* Along a Trophic Gradient in the Estuarine Bay of Marennes-Oléron. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42, 347-360
- Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., 1995. Nitrate reduction in sediments and waterlogged soil measured by ^{15}N techniques. In: Alef, K., Nannipieri (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology*. Academic Press, London, pp. 287-310.
- Risgaard-Petersen, N., Nielsen, L. P., Rysgaard, S., Dalsgaard, T., Meyer, R. L., 2003. Application of the isotope pairing technique in sediments where anammox and denitrification coexist. *Limnology and Oceanography: methods* 1, 63-73.
- Rivera-Monroy, V.H., Twilley, R.R., 1996. The relative role of denitrification and immobilization in the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments (Terminos Lagoon, Mexico). *Limnology and Oceanography* 41, 284-296.
- Rivera-Monroy V.H., Torres L.A., Bahamon N., Newmark F. & Twilley R.R. 1999. The potential use of mangrove forests as nitrogen sinks of shrimp aquaculture pond effluents: the role of denitrification. *Journal of the World Aquaculture Society* 30, 12-25.
- Robertson, A.I., Duke, N.C., 1987. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar Biol* 96, 193-205.
- Robertson, A. I. and Daniel, P. A. 1989. The influence of crabs on litter processing in high intertidal mangrove forests in tropical australia. *Oecologia* 78(2), 191-198.
- Robertson, A. I., and Duke, N. C., 1990. Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia: Spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure *Marine Biology*. Volume 104, Number 3, 369-379.
- Robertson, A. I. and Alongi, D. M., 1992. *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington D.C. 329 pp.
- Robertson A.I. and Phillips M.J., 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia* 295, 311-321.
- Rodelli, M.R., Gearing, J.N., Gearing, P.J., Marshall, N., and Sasekumar A., 1984. Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems *Oecologia (Berlin)* 61, 326-333.
- Rodier, J., 1976. *L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. Dunod, Paris.

Rogers, M.G., 1999. Effects of sewage contamination on macro-algae and shellfish at Moa point, New Zealand using stable carbon and nitrogen isotopes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33, (2).

Ruess, L., Häggblom, M.M., Garzía Zapata, E.J., Dighton, J., 2002. Fatty acids of fungi and nematodes-possible biomarkers in the soil food chain? *Soil Biol. Biochem.* 34, 745-756.

S

Saenger, P. 2002. *Mangrove ecology, silviculture and conservation*. Dordrecht. 363pp.

Serrano-Grijalva, L., Sanchez-Carrillo, S., Angeler, D. G., Sanchez-Andres, R. and Alvarez-Cobelas, M. 2011. Effects of shrimp-farm effluents on the food web structure in subtropical coastal lagoons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 402(1-2), 65-74.

Sharma, S., Rafiqul Hoque, A.T.M., Analuddin, K., and Hagihara, A., 2010. Phenology and litterfall production of mangrove *Rhizophora stylosa* Griff. in the subtropical region, Okinawa Island, Japan. *Proc. of International Conference on Environmental Aspects of Bangladesh (ICEAB10)*, Japan, Sept. 2010.

Shinnaka, T., Sano, M., Ikejima, K., Tongunui, P., Horinouchi, M. and Kurokura, H. 2007. Effects of mangrove deforestation on a fish assemblage at Pak Phanang Bay, southern Thailand. *Fish Sciences* 73, 862-870.

Song, J., Luo, Y.M., Zhao, Q.G., Christie, P., 2003. Novel use of soil moisture samplers for studies on anaerobic ammonium fluxes across lake sediment-water interfaces. *Chemosphere* 50, 711-715.

Spalding, M., 1997. The global distribution and status of mangrove ecosystems. *International News Letter of Coastal Management-Intercoast Network*, Special edition 1, 20-21.

Stookey, L.L., 1970. Ferrozine A new spectrophotometric reagent for iron. *Analytica Chemica Acta* 42, 779-781.

Suberkropp, K., 1995. The influence of nutrients on fungal growth, productivity, and sporulation during leaf breakdown in streams. *Revue canadienne de botanique*, 73:(S1) 1361-1369, 10.1139/b95-398.

Sundby, B., Vale, C., Cacador, I., Catarino, F., Madureira, M.J., Caetano, M., 1998. Metal-rich concretions on the roots of salt marsh plants: Mechanism and rate of formation. *Limnology and Oceanography* 43, 245-252.

Sweeney R.E, Kalil, E.K., Kaplan, I.R, 1978. Characterization of domestic and industrial sewage in southern California coastal sediments using nitrogen, carbon, sulfure and uranium tracers. *Marine chemistry*.

Szuster, B. 2006. Coastal shrimp farming in Thailand: searching for sustainability. in C. T. Hoanh, T. P. Tuong, J. W. Gowing, B. Hardy, eds. Environment and livelihoods in Tropical Coastal Zones. CAB International.

T

Tam N.F.Y., Wong Y.S., 1993. Retention of nutrients and heavy metals in mangrove sediment receiving wastewater of different strengths. Environmental Technology 14, 719-729.

Teranes, J.L., Bernasconi, S.M., 2000. The record of nitrate utilization and productivity limitation provided by d15N values in lake organic matter. A study of sediment trap and core sediments from Baldeggersee, Switzerland. Limnology And Oceanography 45(4), 801-813.

Terry, J. P. and Wotling, G. 2011. Rain-shadow hydrology: Influences on river flows and flood magnitudes across the central massif divide of La Grande Terre Island, New Caledonia. Journal of Hydrology 404(1-2), 77-86.

Thibodeau, F.R., Nickerson, N.H., 1986. Differential oxidation of mangrove substrate by *avicennia-germinans* and *rhizophora-mangle*. American Journal of Botany 73, 512-516.

Thomas Y., 2006. Rapport d'activité. Partie I : Modélisation des flux de nutriments azotés et phosphorés en sortie des bassins d'élevage de crevettes *L. stylirostris* en Nouvelle-Calédonie. Partie II : Recherche d'indicateurs des effluents d'élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie. Programme ZoNeCo.

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.

Thornton, S.F., McManus, J., 1994. Application of organic carbon and nitrogen stable isotopes and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from Tay estuary, Scotland. Estuarine, Coastal and Shelf Science 38, 219-233.

Thornton, D.C.O., Dong, L.F., Underwood, G.J.C., Nedwell, B.D., 2007. Sediment-water inorganic nutrient exchange and nitrogen budgets in the Colne Estuary, UK. Marine Ecology Progress Series 337, 63-77.

Tiedje, J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium, in: AJB, Z. (Ed.), Biology of Anaerobic Microorganisms. Wiley, New York, pp. 179-244.

Tomlinson, P. B., 1986. The botany of mangroves. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

- Torretton, J.-P., Rochelle-Newall, E., Pringault, O., Jacquet, S., Faure, V., Briand, E., 2010. Variability of primary and bacterial production in a coral reef lagoon (New Caledonia). *Marine Pollution Bulletin* 61, 335-348.
- Trites, M., Hicklin, P.W., Ollerhead, J., Kaczmarek, I., 2004. Benthic Diatoms from Two Intertidal Mudflats in the Upper Bay of Fundy. Environment Canada - Atlantic Region. Session 6: Corophium and Mudflat Ecology pp200-207.
- 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* 40, 947-951.
- Trott, L.A., McKinnon, A.D., Alongi, D.M., Davidson, A., Burford, M.A., 2004. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59, 197-207.
- Twilley, R. R., Chen, R.H., and T. Hargis, 1992. Carbon sinks in mangrove forests and their implications to the carbon budget of tropical coastal ecosystems, *Water Air Soil Pollut.*, 64, 265–288
- Twilley, R. Boderó , A., and Robadue D., 1993. Mangrove ecosystem biodiversity and conservation in Ecuador. Pages 105-127 in C. S. Potter, J.I. Cohen, and D. Janczewski. editors. *Perspectives on biodiversity: case studies of genetic resource conservation and development*. AAAS Press, Washington, D.C. USA
- Twilley, R., Poro, M., Garcia, V. H., Rivera Monroy, V. H., Zambrano, R. and Boderó, A., 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River Estuary, Ecuador. *Oecologia* 111, 109-122.

V

- Valiela, I., Bowen, J. L., and York, J. K., 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *BioScience* 51(10), 807-815.
- Van Cappellen, P., Wang, Y.F., 1996. Cycling of iron and manganese in surface sediments: A general theory for the coupled transport and reaction of carbon, oxygen, nitrogen, sulfur, iron, and manganese. *American Journal of Science* 296, 197-243.
- Virly, S., Buisson, D., Clough, D., Lemmonier, 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.
- Virly, S., 2008. Atlas des mangroves de Nouvelles-Caledonie, ppt presentation.
- Volkman, J.K., Johns, R.B., Gillan, F.T., Perry, G.J., Bavor Jr., H.J., 1980. Microbial lipids of an intertidal sediment. I. Fatty acids and hydrocarbons. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44, 1133-1143.

Volkman, J.K., Revil, A.T., Holdsworth, D.G., Fredericks, D., 2008. Organic matter sources in an enclosed coastal inlet assessed using lipid biomarkers and stable isotopes *Organic Geochemistry* 3, 689-710.

W

Wang, Y., Qiu, Q., Yang, Z., Hu, Z., Tam, N.F., and Xin, G., 2010. Arbuscular mycorrhizal fungi in two mangroves in South China. *Plant and Soil* Volume 331, Numbers 1-2, 181-191.

Welsh, D.T., Bartoli, M., Nizzoli, D., Castaldelli, G., Riou, S.A., Viaroli, P., 2000. Denitrification, nitrogen fixation, community primary productivity and inorganic-N and oxygen fluxes in an intertidal *Zostera noltii* meadow. *Marine Ecology Progress Series* 208, 65-77.

Welsh, D.T., Castadelli, G., Bartoli, M., Poli, D., Careri, M., de Wit, R., Viaroli, P., 2001. Denitrification in an intertidal seagrass meadow, a comparison of N-15-isotope and acetylene-block techniques: dissimilatory nitrate reduction to ammonia as a source of N₂O? *Marine Biology* 139, 1029-1036.

Werry, J., Lee, S.Y., 2005. Grapsid crabs mediate link between mangrove litter production and estuarine planktonic food chains. *Marine Ecology Progress Series* 293, 165-176.

Wilkie, M.L., Fortuna, S., 2003. "Status and trends in mangrove area extent worldwide," Working Paper FRA 63, Forest Resources Division, Forestry Department, UN-Food and Agriculture Organization, p292.

Wolanski, E., 1992. Mangrove hydrodynamics in A. I. Robertson, D. M. Alongi, eds. *Tropical mangrove ecosystems*. American geophysical union, Washington. p43-62.

Wolanski, E., Spagnol, S., Thomas, S., Moore, K., Alongi, D. M., Trott, L. A. and Davidson, A., 2000. Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-fringed tidal creek. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 50, 85-97.

Wood, E.D., Armstrong, F.A., Richards, F.A., 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 47, 23-.

Wooller, M., Smallwood, B., Jacobson, M., Fogel, M., 2003. Carbon and nitrogen stable isotopic variation in *Laguncularia racemosa* (L.) (white mangrove) from Florida and Belize: implications for trophic level studies. *Hydrobiologia* 499, 13-23.

Y

Yentsch, C.S., Menzel, D.W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep-Sea Research* 10, 221-231.

Z

Références bibliographiques

Ziemann, D.A., Walsh, W.A., Saphore, E.G., Fulton-Bennet, K., 1992. A survey of water quality characteristics of effluent from Hawaiian aquaculture facilities. *J. World Aquacult. Soc.* 23, 180–191.

ANNEXES

Panorama de la mangrove anthropisée en 2000



Panorama de la mangrove anthropisée en 2009



Annexe A1. Panoramas de la mangrove anthropisée par les effluents de la ferme FAO prises en 2000 et 2009, traduisant la croissance des palétuviers (*Rhizophora* et *Avicennia*) entre les deux périodes, et l'avancée des *Avicennia* vers les bassins d'élevage.

NAP %	<i>Sarcocornia</i>		<i>Avicennia</i>		<i>Rhizophora</i>		Diatom		cyanophycea	
Saltpan	27.7	± 10.3	20.4	± 11.3	15.5	± 10.1	14.8	± 9.7	21.6	± 11.4
<i>Avicennia</i> stand	18.0	± 9.7	19.2	± 11.0	19.5	± 10.7	19.7	± 10.9	23.6	± 8.4
<i>Rhizophora</i> stand (inner bay)	24.7	± 8.2	20.8	± 11.2	18.4	± 10.3	17.1	± 9.9	19.0	± 9.5
<i>Rhizophora</i> stand (outer bay)	22.4	± 9.0	22.3	± 11.4	25.2	± 9.3	22.8	± 9.9	7.2	± 5.5
<i>Rhizophora</i> stand (seafront)	17.4	± 8.6	21.1	± 10.8	21.0	± 9.3	25.8	± 10.8	14.7	± 6.0
<i>Avicennia-Rhizophora</i>	18.4	± 10.3	19.6	± 11.5	19.0	± 11.2	20.0	± 11.2	23.1	± 11.4
Saltpan-<i>Avicennia</i> and/or <i>Rhizophora</i>	25.3	± 9.9	21.8	± 11.2	18.1	± 9.9	18.2	± 10.7	16.6	± 6.8

AP %	<i>Sarcocornia</i>		cyanophycea		<i>Avicennia</i>		<i>Rhizophora</i>		Diatoms		Effluent		Shrimp food	
<i>Sarcocornia</i>	9.3	± 6.2	23.2	± 6.5	10.7	± 7.2	8.6	± 6.2	13.4	± 7.8	15.3	± 7.9	19.6	± 7.0
<i>Avicennia</i>	14.0	± 6.6	9.3	± 4.8	15.0	± 7.7	17.6	± 6.3	17.5	± 7.5	16.7	± 7.3	9.9	± 6.0
<i>Avicennia-Rhizophora</i>	11.7	± 6.6	5.2	± 3.7	16.9	± 9.3	20.6	± 7.0	21.3	± 9.7	19.0	± 8.8	5.4	± 4.1
<i>Rhizophora</i> (inner bay)	20.3	± 5.4	0.9	± 0.8	20.0	± 8.5	34.7	± 4.1	17.0	± 6.2	5.8	± 4.1	1.2	± 1.1
<i>Rhizophora</i> (outr bay)	9.6	± 5.5	2.8	± 2.4	15.6	± 8.9	33.7	± 7.7	21.6	± 9.5	13.6	± 7.7	3.1	± 2.6
<i>Rhizophora</i> (seafront)	12.7	± 6.2	2.9	± 2.3	18.1	± 9.2	25.4	± 6.0	22.2	± 9.2	15.4	± 7.7	3.3	± 2.8
Saltpan- <i>Avicennia</i> and/or <i>Rhizophora</i>	21.7	± 7.4	4.3	± 3.2	19.1	± 9.7	19.7	± 6.9	16.1	± 8.7	12.1	± 7.3	7.1	± 4.9

Tableau A.2. Relative contribution of differents organic matter source to the surface sediment of the mangrove receiving the shrimp farm effluents during the non active period (NAP) and the active period (AP).

%	Cyanophycée		Sarcocornia		Avicennia				Rhizophora				Brugiera	
	M. anthropisée		M. anthropisée		M. anthropisée		M. contrôle		M. anthropisée		M. contrôle		M. anthropisée	
	n=3	σ	n=3	σ	n=3	σ	n=3	σ	n=3	σ	n=3	σ	n=2	σ
12:0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.7	± 0.2	0.5	± 0.4	0.0	± 0.0
13:0	0.2	± 0.1	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0
14:0	0.9	± 0.6	0.1	± 0.0	0.8	± 0.3	0.9	± 0.2	2.0	± 0.7	1.6	± 1.1	0.5	± 0.0
15:0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.1
16:0	33.3	± 4.7	23.0	± 1.1	21.5	± 0.3	21.5	± 1.4	26.8	± 2.8	27.0	± 1.1	25.0	± 2.0
17:0	1.1	± 0.4	0.4	± 0.1	0.4	± 0.1	0.4	± 0.0	0.7	± 0.1	0.8	± 0.1	0.6	± 0.1
18:0	4.0	± 0.9	2.7	± 0.5	3.5	± 0.3	3.2	± 0.2	2.1	± 0.3	1.9	± 0.1	2.8	± 0.1
19:0	0.3	± 0.1	0.2	± 0.1	0.1	± 0.0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0	0.3	± 0.1
20:0	0.6	± 0.3	0.8	± 0.1	1.6	± 0.2	1.7	± 0.3	0.3	± 0.1	0.6	± 0.3	0.6	± 0.1
21:0	0.2	± 0.2	0.3	± 0.2	0.2	± 0.1	0.3	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.9	± 0.4
22:0	1.2	± 0.9	1.2	± 0.3	0.6	± 0.1	0.5	± 0.1	0.8	± 0.5	2.5	± 1.0	0.3	± 0.1
Σ AGS	41.9	± 2.3	29.0	± 2.1	28.8	± 0.8	28.7	± 1.9	33.6	± 4.2	35.0	± 1.3	31.1	± 1.8
24:0	1.9	± 1.3	1.9	± 0.2	1.0	± 0.2	0.8	± 0.2	0.6	± 0.3	1.8	± 1.1	0.5	± 0.0
25:0	0.4	± 0.3	0.7	± 0.0	0.2	± 0.0	0.2	± 0.0	0.1	± 0.0	0.2	± 0.1	6.9	± 1.9
26:0	1.8	± 1.5	4.1	± 0.3	1.1	± 0.2	0.9	± 0.1	0.1	± 0.0	0.4	± 0.3	0.3	± 0.0
28:0	0.3	± 0.3	0.1	± 0.1	0.4	± 0.1	0.4	± 0.1	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0
Σ AGLC	4.3	± 3.3	6.8	± 0.4	2.8	± 0.5	2.4	± 0.2	0.8	± 0.5	2.4	± 1.5	7.7	± 1.8
16:0iso	0.1	± 0.1	0.0	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.1	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.1	± 0.1
17:0anteiso	1.7	± 1.1	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0
17:0iso	0.3	± 0.2	1.1	± 0.2	1.5	± 0.1	1.7	± 0.0	0.6	± 0.3	1.0	± 0.1	0.7	± 0.1
18:0iso	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.2	± 0.2	0.4	± 0.1	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0
Σ AGB	2.2	± 1.4	1.2	± 0.2	1.7	± 0.1	2.0	± 0.2	1.0	± 0.1	1.2	± 0.2	0.9	± 0.1
15:1ω1	0.2	± 0.0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0
16:1ω5	1.0	± 0.3	0.5	± 0.3	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.2	± 0.3	0.6	± 0.3
16:1ω7	15.1	± 2.0	0.3	± 0.1	1.1	± 0.1	1.1	± 0.1	0.4	± 0.0	0.4	± 0.0	0.1	± 0.0
16:1ω9	0.9	± 0.8	0.3	± 0.3	1.5	± 0.1	0.7	± 0.3	1.9	± 0.6	0.7	± 0.4	0.1	± 0.0
17:1ω7	1.3	± 0.2	0.2	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.3	± 0.1	0.2	± 0.0	0.3	± 0.0
18:1ω7	7.2	± 2.1	1.3	± 0.8	0.5	± 0.1	0.4	± 0.1	0.4	± 0.0	0.3	± 0.1	0.3	± 0.1
18:1ω9	7.6	± 3.6	9.9	± 1.3	8.8	± 0.6	8.6	± 1.2	12.5	± 0.6	13.2	± 1.2	7.8	± 0.3
19:1	0.1	± 0.1	0.0	± 0.0	0.1	± 0.1	0.0	± 0.1	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0
20:1ω11	0.2	± 0.1	0.1	± 0.0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.1	0.0	± 0.0
20:1ω9	0.7	± 0.6	0.2	± 0.1	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0
21:1ω1	0.1	± 0.1	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.2	± 0.1	0.0	± 0.0	0.1	± 0.1
22:1ω11	0.0	± 0.0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0
22:1ω9	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.1
Σ AGMI	34.3	± 7.7	13.1	± 2.2	12.6	± 0.2	11.3	± 1.4	15.9	± 0.6	15.4	± 1.2	9.5	± 0.2
16:2ω4	0.3	± 0.2	0.0	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0
16:2ω6	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0
16:3ω3	0.4	± 0.2	0.0	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0
17:2	0.3	± 0.1	0.2	± 0.0	0.0	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.1	0.3	± 0.0
18:2ω6	3.6	± 1.1	21.7	± 3.2	16.9	± 0.8	15.6	± 1.4	17.2	± 2.4	11.9	± 0.3	17.2	± 1.6
18:3ω3	10.4	± 7.4	27.8	± 4.6	36.5	± 1.0	39.5	± 3.0	30.9	± 2.1	33.8	± 1.3	33.0	± 2.0
20:2	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.1	0.0	± 0.0	0.1	± 0.1
20:3ω3	0.2	± 0.2	0.0	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0	0.1	± 0.0
20:4ω3	1.8	± 1.3	0.1	± 0.0	0.1	± 0.1	0.1	± 0.1	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0	0.0	± 0.0
Σ AGPI	17.3	± 8.3	50.0	± 3.2	54.0	± 1.2	55.6	± 3.1	48.6	± 4.5	46.0	± 1.0	50.7	± 0.3
$\mu\text{g g}^{-1}$														
Σ AGS^b	311.1	± 126.4	1706.2	± 1305.0	1415.6	± 125.5	2246.1	± 1378.2	5205.0	± 894.8	2678.2	± 1131.5	588.0	± 150.9
Σ AGLC^b	27.1	± 12.2	382.4	± 256.1	136.1	± 12.2	173.9	± 74.7	130.4	± 81.6	150.1	± 24.8	141.5	± 4.8
Σ AGB^c	14.8	± 9.0	69.0	± 50.0	85.6	± 15.5	160.8	± 102.2	162.4	± 34.6	94.4	± 45.5	16.6	± 2.3
Σ AGMI^c	240.5	± 48.0	700.1	± 386.2	621.1	± 74.9	897.3	± 586.6	2472.9	± 340.6	1145.8	± 386.2	178.7	± 31.8
Σ AGPI^c	140.8	± 114.5	2979.1	± 2315.0	2664.9	± 366.8	4170.3	± 2000.5	7503.9	± 922.8	3502.9	± 1427.0	952.3	± 197.6
Σ Total FA	734.4	± 260.5	5836.7	± 4309.0	4923.3	± 569.7	7648.3	± 4140.4	15474.6	± 1632.9	7571.3	± 2965.0	1877.2	± 377.7

Tableau A.3. Composition en acides gras (AG) exprimée en proportion (%) par rapports aux AG totaux dans les diverses sources végétales présentes dans les mangroves étudiées. Somme des acides gras saturés (AGS), des acides gras à longues chaîne (≥ 24 carbones) (AGLC), des acides gras branchés (AGB), des acides gras mono-insaturés (AGMI) et des acides gras poly-insaturés (AGPI).

µg g ⁻¹ Noms	Suivi 1		Suivi 2		Suivi 4		Suivi 7	
	M. anthropisée	M. contrôle	M. anthropisée	M. contrôle	M. anthropisée	M. contrôle	M. anthropisée	M. contrôle
	n=3 σ	n=3 σ						
12:0	2.7 ± 0.7	1.8 ± 0.5	4.6 ± 0.8	2.8 ± 0.6	3.1 ± 1.0	1.8 ± 0.3	3.7 ± 1.9	3.1 ± 0.9
13:0	1.9 ± 0.1	0.9 ± 0.2	2.2 ± 0.1	0.9 ± 0.3	1.2 ± 0.4	0.4 ± 0.1	1.1 ± 1.0	1.1 ± 0.6
14:0	21.7 ± 1.5	11.6 ± 3.3	29.9 ± 3.1	13.7 ± 3.7	16.9 ± 2.6	5.8 ± 0.8	26.1 ± 6.2	14.0 ± 3.3
15:0	32.0 ± 3.7	14.9 ± 4.1	40.8 ± 7.1	13.0 ± 6.4	18.0 ± 6.5	3.6 ± 1.7	24.4 ± 15.3	16.7 ± 4.1
16:0	83.8 ± 4.3	45.0 ± 14.5	122.3 ± 8.7	59.3 ± 19.9	68.2 ± 9.9	23.7 ± 4.1	129.2 ± 23.6	65.9 ± 18.5
17:0	10.0 ± 1.0	5.0 ± 1.6	15.1 ± 1.5	6.0 ± 1.9	6.7 ± 1.0	2.2 ± 0.8	10.0 ± 5.4	5.6 ± 0.9
18:0	14.2 ± 0.1	7.6 ± 2.3	19.3 ± 2.8	10.6 ± 3.4	9.8 ± 0.6	4.3 ± 1.1	14.8 ± 4.6	10.1 ± 2.4
20:0	5.0 ± 0.2	2.7 ± 0.4	6.7 ± 0.8	3.7 ± 0.7	3.0 ± 0.1	1.6 ± 0.4	4.6 ± 1.5	2.5 ± 0.3
21:0	5.6 ± 0.5	2.8 ± 0.7	9.5 ± 0.2	2.9 ± 1.1	5.9 ± 0.9	1.3 ± 0.3	9.6 ± 1.1	4.7 ± 2.5
22:0	11.4 ± 0.8	4.4 ± 0.8	18.1 ± 1.7	7.3 ± 1.7	8.2 ± 0.1	3.0 ± 1.0	12.4 ± 4.2	4.8 ± 1.1
Σ AGS	188.3 ± 11.3	96.8 ± 27.9	268.5 ± 25.8	120.2 ± 39.1	140.9 ± 20.7	47.7 ± 9.8	235.6 ± 62.3	128.6 ± 32.2
24:0	27.7 ± 1.1	9.6 ± 2.2	43.7 ± 2.8	17.8 ± 5.7	21.2 ± 0.4	6.9 ± 2.3	30.6 ± 6.8	11.9 ± 2.8
25:0	1.5 ± 0.7	0.6 ± 0.5	2.8 ± 0.5	1.2 ± 0.6	0.6 ± 0.6	0.1 ± 0.2	0.8 ± 1.3	0.5 ± 0.5
26:0	22.5 ± 2.7	6.6 ± 1.4	27.6 ± 0.7	13.7 ± 4.0	12.3 ± 0.3	4.7 ± 1.8	19.0 ± 5.3	8.3 ± 1.8
28:0	1.7 ± 0.4	0.7 ± 0.0	1.7 ± 0.5	1.2 ± 0.1	0.3 ± 0.6	0.4 ± 0.1	1.5 ± 0.5	0.2 ± 0.4
Σ AGLC	53.4 ± 4.2	17.5 ± 3.9	75.9 ± 4.0	33.9 ± 10.3	34.4 ± 0.8	12.1 ± 4.4	51.8 ± 13.5	20.9 ± 5.0
14:0iso	6.3 ± 0.4	2.9 ± 0.5	9.5 ± 1.1	3.7 ± 0.8	4.7 ± 0.6	1.7 ± 0.4	5.3 ± 2.0	3.1 ± 0.7
15:0anteiso	17.5 ± 1.0	6.6 ± 1.9	25.1 ± 2.3	9.0 ± 2.0	11.3 ± 1.3	3.6 ± 1.1	12.6 ± 5.0	6.4 ± 1.3
15:0iso	19.5 ± 1.0	8.7 ± 2.6	28.2 ± 2.1	9.6 ± 1.8	12.1 ± 1.4	4.2 ± 1.1	12.7 ± 5.6	7.8 ± 1.9
10me	5.3 ± 0.5	4.4 ± 1.2	7.1 ± 0.1	5.1 ± 1.4	3.2 ± 0.2	2.3 ± 0.7	4.2 ± 1.6	3.8 ± 0.8
16:0iso	7.1 ± 0.4	3.8 ± 1.1	10.0 ± 0.6	4.5 ± 0.9	4.4 ± 0.5	1.9 ± 0.6	4.9 ± 2.7	3.3 ± 0.6
17:0anteiso	4.5 ± 0.4	2.4 ± 0.6	6.1 ± 0.3	2.7 ± 0.7	2.6 ± 0.3	1.1 ± 0.4	2.9 ± 1.4	1.8 ± 0.3
17:0iso	5.8 ± 0.3	3.2 ± 0.9	8.5 ± 0.4	3.4 ± 0.7	4.0 ± 0.4	1.4 ± 0.4	5.5 ± 1.6	3.0 ± 0.8
18:0iso	2.4 ± 0.0	1.0 ± 0.3	3.6 ± 0.4	1.1 ± 0.2	1.6 ± 0.3	0.4 ± 0.1	2.2 ± 0.4	1.1 ± 0.4
Σ AGB	68.6 ± 3.5	33.0 ± 9.1	98.1 ± 7.2	39.1 ± 8.3	43.8 ± 4.9	16.9 ± 4.7	50.3 ± 20.2	30.4 ± 6.2
14:1w5	0.4 ± 0.6	0.1 ± 0.2	1.8 ± 0.7	0.3 ± 0.6	0.9 ± 0.2	0.4 ± 0.1	0.8 ± 0.8	0.3 ± 0.6
15:1w1	2.0 ± 0.1	0.8 ± 0.1	2.6 ± 0.3	0.8 ± 0.3	1.9 ± 0.7	0.4 ± 0.2	1.3 ± 1.4	1.2 ± 0.4
16:1w5	5.3 ± 0.3	3.2 ± 0.9	8.4 ± 0.3	3.0 ± 0.4	5.1 ± 0.4	1.7 ± 0.3	6.4 ± 0.8	3.2 ± 0.7
16:1w7	32.9 ± 2.7	20.9 ± 7.5	55.0 ± 1.1	23.8 ± 8.6	43.7 ± 6.2	12.3 ± 1.8	71.1 ± 9.4	33.0 ± 10.6
16:1w9	4.7 ± 2.7	2.0 ± 0.4	8.6 ± 0.5	3.2 ± 0.8	2.1 ± 1.4	1.3 ± 0.2	3.5 ± 0.7	2.4 ± 1.0
17:1wa	1.9 ± 0.2	1.0 ± 0.3	2.7 ± 0.2	1.2 ± 0.3	1.1 ± 0.2	0.5 ± 0.2	0.9 ± 0.8	0.8 ± 0.2
17:1wb	3.4 ± 0.3	1.7 ± 0.5	5.1 ± 0.4	1.8 ± 0.6	2.8 ± 0.4	0.7 ± 0.3	2.9 ± 1.6	1.8 ± 0.5
17:1w7	9.9 ± 0.9	4.5 ± 1.5	15.0 ± 2.8	4.2 ± 2.0	7.8 ± 2.6	1.5 ± 0.8	7.3 ± 5.6	5.2 ± 1.7
18:1w11	0.0 ± 0.0	0.4 ± 0.4	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	1.0 ± 0.9	0.5 ± 0.4
18:1w5	0.0 ± 0.0	0.4 ± 0.3	0.5 ± 0.9	0.4 ± 0.4	0.5 ± 0.4	0.3 ± 0.1	1.5 ± 0.3	0.9 ± 0.2
18:1w7	27.8 ± 2.5	14.7 ± 5.7	45.5 ± 3.0	18.1 ± 5.3	23.6 ± 3.2	8.3 ± 2.6	26.8 ± 13.1	18.2 ± 5.2
18:1w9	24.0 ± 1.2	11.7 ± 4.0	25.9 ± 2.6	14.3 ± 4.9	15.6 ± 1.3	7.5 ± 0.9	26.0 ± 8.1	18.9 ± 5.7
19:1	5.1 ± 0.8	4.7 ± 1.5	7.6 ± 0.3	5.5 ± 1.1	3.4 ± 0.5	2.6 ± 0.9	4.4 ± 1.4	4.4 ± 1.1
20:1w11	1.1 ± 0.1	0.7 ± 0.2	0.5 ± 0.9	0.8 ± 0.7	0.0 ± 0.0	0.4 ± 0.1	1.2 ± 0.3	0.8 ± 0.2
20:1w7	1.3 ± 0.1	0.5 ± 0.2	0.0 ± 0.0	0.3 ± 0.5	0.8 ± 0.1	0.3 ± 0.0	1.4 ± 0.5	0.9 ± 0.2
20:1w9	2.6 ± 0.1	1.2 ± 0.4	3.8 ± 0.6	1.3 ± 0.6	1.8 ± 0.4	0.6 ± 0.1	2.9 ± 1.3	2.2 ± 0.6
22:1w9	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.5 ± 0.5	0.0 ± 0.0	1.7 ± 0.6	0.7 ± 0.6
24:1w9	2.1 ± 0.3	0.4 ± 0.4	2.8 ± 0.3	1.0 ± 0.6	1.8 ± 0.2	0.2 ± 0.2	2.8 ± 0.5	0.5 ± 0.4
Σ AGMI	124.4 ± 4.5	68.8 ± 23.1	185.7 ± 13.0	80.2 ± 25.2	113.4 ± 15.7	39.1 ± 8.2	164.0 ± 43.4	95.8 ± 26.0
16:2w4	1.5 ± 0.1	0.8 ± 0.2	2.5 ± 0.1	1.0 ± 0.3	1.9 ± 0.1	0.5 ± 0.0	1.8 ± 0.3	1.1 ± 0.4
16:3w4	1.7 ± 0.0	0.9 ± 0.3	3.4 ± 0.3	1.0 ± 0.3	2.9 ± 0.1	0.5 ± 0.1	3.4 ± 0.4	1.7 ± 0.6
17:2	1.1 ± 0.1	0.5 ± 0.1	2.0 ± 0.4	0.0 ± 0.0	0.5 ± 0.5	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
18:2w6	6.8 ± 0.6	2.5 ± 0.8	10.0 ± 1.4	3.8 ± 1.5	4.0 ± 0.5	1.3 ± 0.2	5.4 ± 0.6	2.5 ± 1.0
18:3w3	2.7 ± 0.3	1.2 ± 0.3	4.1 ± 0.2	3.0 ± 1.7	1.9 ± 0.3	0.8 ± 0.1	2.5 ± 0.8	3.6 ± 4.2
18:3w6	7.4 ± 0.5	1.4 ± 0.4	10.8 ± 0.3	3.6 ± 1.6	5.1 ± 0.3	1.5 ± 0.3	8.8 ± 1.8	2.0 ± 0.5
Σ AGPI	21.2 ± 0.5	7.3 ± 2.0	32.7 ± 2.0	12.3 ± 4.3	16.3 ± 1.1	4.6 ± 0.6	21.9 ± 3.5	10.9 ± 5.4
MTAD	1.8 ± 0.3	1.0 ± 0.2	2.4 ± 0.5	1.6 ± 0.7	1.6 ± 1.0	0.6 ± 0.2	2.5 ± 1.2	0.6 ± 0.5
Σ AG	455.9 ± 15.2	223.2 ± 65.9	660.9 ± 51.2	285.7 ± 86.9	348.8 ± 42.0	120.4 ± 27.4	523.6 ± 142.5	286.6 ± 68.9
% AGS	41.3 ± 1.4	43.3 ± 0.5	40.6 ± 0.8	41.9 ± 1.1	40.3 ± 1.5	39.8 ± 0.9	45.1 ± 0.4	44.8 ± 0.6
% AGLC	11.7 ± 0.6	7.9 ± 0.7	11.5 ± 0.4	11.9 ± 0.6	10.0 ± 1.1	9.9 ± 1.5	9.9 ± 0.3	7.6 ± 2.5
% AGB	15.1 ± 1.1	14.8 ± 0.4	14.9 ± 0.1	14.0 ± 1.3	12.6 ± 0.5	13.9 ± 1.4	9.4 ± 1.2	10.7 ± 0.5
% AGMI	27.3 ± 0.2	30.6 ± 1.2	28.1 ± 0.3	28.0 ± 0.3	32.4 ± 1.0	32.6 ± 0.6	31.4 ± 0.2	33.2 ± 1.3
% AGPI	4.7 ± 0.3	3.3 ± 0.1	5.0 ± 0.2	4.3 ± 0.4	4.7 ± 0.3	3.9 ± 0.4	4.3 ± 0.5	3.7 ± 1.2

Tableau A.4. Composition en AG exprimé en concentration (µg g⁻¹), des sédiments de surface des zones de végétation à *Avicennia*, dans la mangrove contrôle et dans la mangrove anthropisée par la ferme crevetteicole, durant les 4 périodes de prélèvements. Somme des acides gras saturés (AGS), des acides gras à longues chaîne (≥24 carbones) (AGLC), des acides gras branchés (AGB), des acides gras mono-insaturés (AGMI) et des acides gras poly-insaturés (AGPI).

$\mu\text{g g}^{-1}$	<i>Sarcocornia</i>				<i>Avicennia</i>			
	M. anthropisée		M. contrôle		M. anthropisée		M. contrôle	
	n=4	σ	n=4	σ	n=4	σ	n=4	σ
Noms								
12:0	3.4 ± 0.9	0.9	3.4 ± 0.9	0.9	6.4 ± 3.0	3.0	7.1 ± 2.2	2.2
13:0	0.9 ± 0.2	0.2	0.7 ± 0.1	0.1	1.1 ± 0.9	0.9	1.3 ± 0.3	0.3
14:0	19.8 ± 4.8	4.8	11.6 ± 2.2	2.2	30.8 ± 9.8	9.8	23.4 ± 6.9	6.9
15:0	9.6 ± 4.0	4.0	2.6 ± 0.5	0.5	12.9 ± 6.8	6.8	8.0 ± 1.1	1.1
16:0	103.8 ± 28.7	28.7	58.9 ± 15.2	15.2	156.5 ± 50.8	50.8	102.1 ± 29.3	29.3
17:0	3.8 ± 0.7	0.7	2.1 ± 0.4	0.4	8.3 ± 1.9	1.9	5.3 ± 0.7	0.7
18:0	11.4 ± 3.5	3.5	8.2 ± 1.4	1.4	18.7 ± 4.8	4.8	16.4 ± 4.3	4.3
20:0	3.3 ± 0.3	0.3	2.6 ± 0.3	0.3	7.2 ± 1.3	1.3	6.2 ± 1.5	1.5
21:0	0.4 ± 0.4	0.4	0.5 ± 0.0	0.0	0.5 ± 0.8	0.8	1.3 ± 0.5	0.5
22:0	10.3 ± 1.5	1.5	5.1 ± 1.0	1.0	18.3 ± 4.0	4.0	11.0 ± 3.4	3.4
Σ AGS	166.5 ± 41.4	41.4	95.8 ± 21.6	21.6	260.7 ± 82.3	82.3	182.2 ± 47.6	47.6
24:0	9.8 ± 1.6	1.6	7.1 ± 0.9	0.9	33.4 ± 7.1	7.1	18.2 ± 4.4	4.4
25:0	1.9 ± 0.5	0.5	1.2 ± 0.2	0.2	2.7 ± 0.5	0.5	1.8 ± 0.3	0.3
26:0	10.4 ± 2.6	2.6	5.6 ± 1.1	1.1	13.3 ± 2.4	2.4	8.1 ± 1.3	1.3
28:0	12.3 ± 4.4	4.4	4.7 ± 1.5	1.5	6.4 ± 0.6	0.6	3.3 ± 0.3	0.3
Σ AGLC	34.3 ± 8.7	8.7	18.6 ± 3.2	3.2	55.7 ± 10.3	10.3	31.5 ± 6.1	6.1
14:0iso	2.5 ± 0.3	0.3	1.9 ± 0.4	0.4	6.2 ± 1.4	1.4	4.0 ± 1.0	1.0
15:0anteiso	6.5 ± 0.5	0.5	2.8 ± 1.0	1.0	16.6 ± 4.9	4.9	9.3 ± 1.6	1.6
15:0iso	10.4 ± 0.9	0.9	4.8 ± 1.8	1.8	23.1 ± 5.3	5.3	12.3 ± 2.5	2.5
10me	4.3 ± 0.4	0.4	2.1 ± 0.8	0.8	7.7 ± 2.1	2.1	6.0 ± 1.8	1.8
16:0iso	4.2 ± 0.4	0.4	2.6 ± 0.7	0.7	8.7 ± 2.1	2.1	5.6 ± 1.2	1.2
17:0anteiso	2.4 ± 0.4	0.4	1.6 ± 0.3	0.3	4.9 ± 1.1	1.1	3.2 ± 0.7	0.7
17:0iso	3.4 ± 0.6	0.6	1.8 ± 0.6	0.6	7.9 ± 1.4	1.4	4.1 ± 1.0	1.0
18:0iso	0.3 ± 0.4	0.4	0.5 ± 0.1	0.1	2.0 ± 0.0	0.0	1.2 ± 0.3	0.3
Σ AGB	34.1 ± 3.2	3.2	18.0 ± 5.6	5.6	77.2 ± 18.1	18.1	45.7 ± 9.9	9.9
14:1w5	0.0 ± 0.0	0.0	0.1 ± 0.2	0.2	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0
15:1w1	0.8 ± 0.1	0.1	0.0 ± 0.0	0.0	2.7 ± 0.9	0.9	0.2 ± 0.4	0.4
16:1w5	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	7.2 ± 2.7	2.7	0.0 ± 0.0	0.0
16:1w7	1.0 ± 0.9	0.9	1.0 ± 0.6	0.6	42.7 ± 6.8	6.8	4.1 ± 2.2	2.2
16:1w9	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	3.7 ± 1.0	1.0	0.0 ± 0.0	0.0
17:1wa	1.1 ± 0.4	0.4	0.4 ± 0.3	0.3	2.5 ± 0.6	0.6	1.8 ± 0.5	0.5
17:1wb	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	0.9 ± 0.8	0.8	0.0 ± 0.0	0.0
17:1w7	0.0 ± 0.0	0.0	0.1 ± 0.2	0.2	2.8 ± 0.6	0.6	0.4 ± 0.5	0.5
18:1w11	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	1.2 ± 1.2	1.2	0.0 ± 0.0	0.0
18:1w7	1.0 ± 0.3	0.3	0.6 ± 0.2	0.2	23.2 ± 4.7	4.7	3.4 ± 1.2	1.2
18:1w9	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	14.3 ± 1.3	1.3	2.8 ± 1.2	1.2
19:1	4.2 ± 1.7	1.7	1.8 ± 0.5	0.5	7.5 ± 1.9	1.9	7.1 ± 1.7	1.7
20:1w11	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	1.7 ± 0.5	0.5	0.2 ± 0.4	0.4
20:1w7	0.0 ± 0.0	0.0	0.1 ± 0.2	0.2	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0
20:1w9	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	0.7 ± 0.7	0.7	0.0 ± 0.0	0.0
22:1w9	0.0 ± 0.0	0.0	0.1 ± 0.2	0.2	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0
24:1w9	0.6 ± 0.4	0.4	0.3 ± 0.4	0.4	3.0 ± 0.0	0.0	1.7 ± 0.7	0.7
Σ AGMI	8.8 ± 2.7	2.7	4.6 ± 1.1	1.1	114.1 ± 19.3	19.3	21.7 ± 6.4	6.4
16:2w4	0.0 ± 0.0	0.0	0.3 ± 0.3	0.3	2.7 ± 0.4	0.4	0.6 ± 0.7	0.7
16:3w4	0.0 ± 0.0	0.0	0.1 ± 0.2	0.2	2.8 ± 0.8	0.8	0.0 ± 0.0	0.0
18:2w6	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	2.5 ± 0.8	0.8	0.0 ± 0.0	0.0
18:3w3	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	0.4 ± 0.7	0.7	0.0 ± 0.0	0.0
18:3w6	3.8 ± 1.4	1.4	0.7 ± 1.2	1.2	1.5 ± 0.2	0.2	2.0 ± 0.6	0.6
20:3w6	0.7 ± 0.6	0.6	0.6 ± 0.1	0.1	0.0 ± 0.0	0.0	1.5 ± 0.4	0.4
20:4w3	0.7 ± 0.5	0.5	0.1 ± 0.2	0.2	0.0 ± 0.0	0.0	0.3 ± 0.6	0.6
20:4w6	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	3.5 ± 1.4	1.4	0.0 ± 0.0	0.0
20:5w6	0.0 ± 0.0	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	6.5 ± 3.0	3.0	0.0 ± 0.0	0.0
Σ AGPI	5.2 ± 2.2	2.2	1.9 ± 1.7	1.7	20.0 ± 7.0	7.0	4.3 ± 1.9	1.9
MTAD	7.0 ± 2.8	2.8	0.7 ± 0.3	0.3	13.4 ± 1.0	1.0	1.5 ± 1.0	1.0
Σ Total AG	255.9 ± 39.9	39.9	139.5 ± 30.1	30.1	541.1 ± 115.3	115.3	286.8 ± 70.6	70.6
% AGS	64.4 ± 6.1	6.1	68.7 ± 4.0	4.0	47.6 ± 5.5	5.5	63.4 ± 1.9	1.9
% AGLC	13.8 ± 4.4	4.4	13.5 ± 2.1	2.1	10.3 ± 0.3	0.3	11.1 ± 0.8	0.8
% AGB	13.5 ± 2.3	2.3	12.8 ± 2.5	2.5	14.2 ± 0.3	0.3	16.0 ± 0.6	0.6
% AGMI	3.4 ± 0.8	0.8	3.3 ± 0.5	0.5	21.4 ± 3.7	3.7	7.6 ± 1.5	1.5
% AGPI	2.1 ± 1.0	1.0	1.2 ± 0.9	0.9	3.9 ± 1.6	1.6	1.5 ± 0.3	0.3

Tableau A.5. Composition en acides gras exprimée en concentrations en AG totaux ($\mu\text{g g}^{-1}$) mesurées dans les sédiments de surface des zones de végétation à *Sarcocornia* et à *Avicennia* dans la mangrove contrôle et dans la mangrove anthropisée par la ferme crevetticole. Somme des acides gras saturés (AGS), des acides gras à longues chaînes (≥ 24 carbones) (AGLC), des acides gras branchés (AGB), des acides gras mono-insaturés (AGMI) et des acides gras poly-insaturés (AGPI).

%	Suivi 1		Suivi 2		Suivi 4		Suivi 7	
	M. anthropisée	M. contrôle						
	n=2 σ	n=3 σ	n=2 σ	n=3 σ	n=3 σ	n=3 σ	n=3 σ	n=3 σ
12:0	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.08 ± 0.14	0.00 ± 0.00
14:0	3.51 ± 0.47	3.08 ± 0.18	3.57 ± 0.54	3.25 ± 0.88	3.37 ± 0.54	2.90 ± 0.18	2.84 ± 0.45	2.50 ± 0.22
15:0	3.00 ± 0.26	1.82 ± 1.02	3.18 ± 0.27	1.94 ± 0.94	1.86 ± 0.46	1.98 ± 1.00	2.00 ± 1.07	1.12 ± 0.22
16:0	14.48 ± 1.76	9.38 ± 2.16	12.25 ± 3.50	12.33 ± 3.19	8.69 ± 0.50	9.74 ± 3.21	9.91 ± 1.58	9.16 ± 1.19
17:0	2.79 ± 0.26	2.18 ± 0.44	2.70 ± 0.88	2.37 ± 0.06	2.39 ± 0.33	2.22 ± 0.03	2.72 ± 0.50	2.35 ± 0.09
18:0	6.54 ± 0.26	6.72 ± 1.40	6.55 ± 0.43	8.03 ± 0.95	6.63 ± 0.37	7.58 ± 0.53	6.95 ± 0.28	7.62 ± 0.37
22:0	0.38 ± 0.01	0.45 ± 0.09	0.51 ± 0.08	0.42 ± 0.01	0.54 ± 0.03	0.44 ± 0.03	0.54 ± 0.02	0.55 ± 0.10
Σ AGS	30.70 ± 2.48	23.63 ± 4.26	28.76 ± 2.92	28.34 ± 4.02	23.48 ± 0.79	24.87 ± 3.84	25.04 ± 3.04	23.31 ± 2.15
26:0	0.00 ± 0.00	1.07 ± 1.56	0.30 ± 0.04	0.20 ± 0.18	0.32 ± 0.03	0.35 ± 0.09	0.09 ± 0.15	0.49 ± 0.17
Σ AGLC	0.00 ± 0.00	1.07 ± 1.56	0.30 ± 0.04	0.20 ± 0.18	0.32 ± 0.03	0.35 ± 0.09	0.09 ± 0.15	0.49 ± 0.17
14:0iso	0.36 ± 0.52	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
15:0anteiso	0.33 ± 0.02	0.13 ± 0.22	0.37 ± 0.16	0.23 ± 0.21	0.00 ± 0.00	0.27 ± 0.26	0.14 ± 0.24	0.00 ± 0.00
15:0iso	1.48 ± 0.18	0.98 ± 1.02	1.49 ± 0.62	0.85 ± 0.75	0.77 ± 0.09	1.13 ± 0.85	0.80 ± 0.70	0.18 ± 0.16
16:0iso	0.57 ± 0.02	0.44 ± 0.35	0.70 ± 0.14	0.28 ± 0.25	0.55 ± 0.04	0.47 ± 0.15	0.53 ± 0.23	0.31 ± 0.01
17:0anteiso	1.20 ± 0.40	0.55 ± 0.16	0.82 ± 0.08	0.58 ± 0.26	0.64 ± 0.06	0.64 ± 0.29	0.70 ± 0.17	0.43 ± 0.02
17:0iso	1.29 ± 0.07	1.11 ± 0.37	1.50 ± 0.30	0.88 ± 0.05	1.46 ± 0.03	1.04 ± 0.01	1.58 ± 0.11	1.12 ± 0.03
18:0iso	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.30 ± 0.04	0.00 ± 0.00	0.25 ± 0.02	0.31 ± 0.06
Σ AGB	5.24 ± 0.14	3.22 ± 2.12	4.87 ± 0.54	2.83 ± 1.40	3.72 ± 0.13	3.55 ± 1.54	3.98 ± 1.44	2.35 ± 0.17
16:1w5	0.30 ± 0.08	0.19 ± 0.33	0.23 ± 0.01	0.00 ± 0.00	0.07 ± 0.13	0.00 ± 0.00	0.21 ± 0.19	0.00 ± 0.00
16:1w7	2.97 ± 0.28	1.87 ± 0.14	2.16 ± 0.10	1.78 ± 0.82	2.87 ± 0.21	1.40 ± 0.32	2.73 ± 0.27	2.13 ± 0.33
17:1w7	3.04 ± 1.63	3.89 ± 2.02	3.58 ± 1.70	4.49 ± 3.91	6.96 ± 0.84	3.48 ± 2.34	5.77 ± 1.22	5.70 ± 1.65
17:1wa	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.14 ± 0.20	0.00 ± 0.00	0.09 ± 0.15	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
18:1w5	0.17 ± 0.25	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.29 ± 0.27	0.00 ± 0.00	0.15 ± 0.25	0.00 ± 0.00	0.38 ± 0.44
18:1w7	1.92 ± 0.18	1.48 ± 0.14	1.97 ± 0.73	1.46 ± 0.58	1.62 ± 0.22	1.05 ± 0.20	1.87 ± 0.56	1.48 ± 0.40
18:1w9	4.75 ± 0.91	4.51 ± 0.44	3.42 ± 0.70	6.33 ± 1.33	3.93 ± 0.36	5.80 ± 1.09	3.63 ± 0.99	5.19 ± 0.72
19:1	0.14 ± 0.19	0.34 ± 0.10	0.21 ± 0.29	0.08 ± 0.14	0.25 ± 0.02	0.25 ± 0.02	0.31 ± 0.05	0.19 ± 0.16
20:1w11	6.01 ± 0.39	5.92 ± 0.30	5.82 ± 0.55	5.69 ± 0.06	5.40 ± 0.33	5.44 ± 0.42	5.45 ± 0.19	6.09 ± 0.73
20:1w7	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.13 ± 0.19	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.09 ± 0.15	0.00 ± 0.00
20:1w9	0.81 ± 0.03	0.47 ± 0.05	1.10 ± 0.49	0.63 ± 0.15	1.14 ± 0.52	0.45 ± 0.06	1.18 ± 0.52	0.85 ± 0.50
22:1w11	1.10 ± 0.06	1.29 ± 0.34	1.18 ± 0.16	1.14 ± 0.32	1.33 ± 0.07	1.20 ± 0.06	1.26 ± 0.23	1.17 ± 0.05
Σ AGMI	21.21 ± 3.83	19.95 ± 2.17	19.93 ± 3.72	21.90 ± 7.26	23.66 ± 1.27	19.23 ± 4.52	22.50 ± 2.25	23.17 ± 1.88
17:2	2.23 ± 1.57	0.40 ± 0.70	0.98 ± 0.35	0.72 ± 0.69	0.56 ± 0.17	0.59 ± 0.73	0.62 ± 0.49	0.12 ± 0.21
18:2w6	4.66 ± 0.43	7.13 ± 0.59	4.31 ± 0.30	6.68 ± 1.79	3.79 ± 0.73	8.39 ± 0.74	3.72 ± 0.93	5.75 ± 1.38
18:3w3	2.31 ± 0.15	3.61 ± 0.62	2.04 ± 0.38	2.96 ± 1.14	1.43 ± 0.34	2.27 ± 0.52	1.31 ± 0.24	2.22 ± 0.69
20:2	2.03 ± 0.11	3.49 ± 0.64	1.92 ± 0.10	2.64 ± 0.69	1.58 ± 0.32	2.67 ± 0.26	1.61 ± 0.13	1.77 ± 0.39
20:3	0.45 ± 0.06	1.05 ± 0.15	0.51 ± 0.10	0.83 ± 0.39	0.39 ± 0.16	1.28 ± 0.24	0.38 ± 0.10	0.65 ± 0.32
20:3w6	0.38 ± 0.12	1.28 ± 0.28	0.70 ± 0.22	0.59 ± 0.54	0.56 ± 0.02	0.94 ± 0.16	0.68 ± 0.05	0.59 ± 0.04
20:4w6	12.19 ± 0.12	17.53 ± 3.35	14.61 ± 0.37	16.06 ± 1.42	15.65 ± 1.14	20.71 ± 3.38	16.11 ± 2.09	18.93 ± 2.82
20:5w3	5.39 ± 0.17	4.27 ± 0.95	6.88 ± 0.43	3.74 ± 1.12	8.43 ± 0.68	3.64 ± 0.08	8.43 ± 1.46	5.85 ± 0.37
22:2w11	2.58 ± 0.02	3.83 ± 0.76	2.51 ± 0.55	3.37 ± 0.80	2.69 ± 0.21	3.08 ± 0.43	2.39 ± 0.32	3.22 ± 0.41
22:2w6	0.00 ± 0.00	0.25 ± 0.02	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.08 ± 0.14	0.00 ± 0.00	0.12 ± 0.20	0.00 ± 0.00
22:2w9	2.15 ± 0.11	1.22 ± 0.75	1.94 ± 0.01	1.01 ± 0.42	2.43 ± 0.23	0.90 ± 0.11	2.12 ± 0.07	1.40 ± 0.36
22:4w6	4.44 ± 0.40	5.24 ± 0.66	5.15 ± 0.18	5.60 ± 1.83	5.60 ± 0.84	5.45 ± 0.68	5.60 ± 0.54	6.30 ± 0.57
22:5w3	2.11 ± 0.02	1.31 ± 0.35	2.29 ± 0.28	1.33 ± 0.40	3.10 ± 0.29	1.12 ± 0.13	2.97 ± 0.15	2.19 ± 0.64
22:5w6	0.43 ± 0.06	0.00 ± 0.00	0.41 ± 0.07	0.33 ± 0.58	0.51 ± 0.03	0.27 ± 0.03	0.41 ± 0.11	0.46 ± 0.12
22:6w3	1.50 ± 0.14	1.51 ± 0.55	1.90 ± 0.59	0.86 ± 0.53	2.01 ± 0.18	0.72 ± 0.14	1.91 ± 0.41	1.22 ± 0.52
Σ AGPI	42.85 ± 1.22	52.14 ± 2.80	46.14 ± 0.30	46.73 ± 1.97	48.82 ± 1.74	52.01 ± 5.39	48.38 ± 2.52	50.68 ± 3.69
mg g⁻¹								
Σ AGS	2.69 ± 0.26	3.03 ± 1.34	2.90 ± 0.28	4.30 ± 1.70	1.98 ± 0.21	1.95 ± 0.32	2.08 ± 0.46	1.67 ± 0.38
Σ AGLC	0.00 ± 0.00	0.10 ± 0.14	0.03 ± 0.00	0.04 ± 0.03	0.03 ± 0.00	0.03 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.04 ± 0.02
Σ AGB	0.46 ± 0.02	0.44 ± 0.40	0.49 ± 0.05	0.37 ± 0.05	0.31 ± 0.03	0.28 ± 0.12	0.33 ± 0.12	0.17 ± 0.02
Σ AGMI	1.85 ± 0.31	2.43 ± 0.50	2.01 ± 0.39	3.89 ± 3.35	1.99 ± 0.20	1.52 ± 0.44	1.89 ± 0.53	1.66 ± 0.37
Σ AGPI	3.75 ± 0.16	6.41 ± 1.52	4.65 ± 0.00	7.34 ± 3.70	4.11 ± 0.23	4.06 ± 0.25	4.02 ± 0.80	3.58 ± 0.29
Σ Total AG	8.74 ± 0.13	12.42 ± 3.56	10.07 ± 0.06	15.94 ± 8.72	8.42 ± 0.61	7.84 ± 0.43	8.33 ± 1.72	7.11 ± 1.04

Tableau A.6. Composition en acides gras exprimée en contribution (%) mesurées dans la chair des gastéropodes prélevés dans les zones de végétation à *Avicennia* dans la mangrove contrôle et dans la mangrove anthropisée par la ferme crevetticole durant les quatre périodes.