HAL
open science

# Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte.

Melanie Herteman

## To cite this version:

Melanie Herteman. Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte.. Autre. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2010. Français. NNT : . tel-00563802

**HAL Id: tel-00563802**

**https://theses.hal.science/tel-00563802**

Submitted on 7 Feb 2011

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# THESE

**En vue de l'obtention du**

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

**Délivré par :**

Université Toulouse 3 Paul Sabatier (UT3 Paul Sabatier)

**Discipline ou spécialité :**

Ecologie - Ingénierie écologique

---

**Présentée et soutenue par** :

Mélanie HERTEMAN

Le : mercredi 22 septembre 2010

Titre :

**Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte.**

---

**JURY**

M. Farid Dahdou-Guebas, Professeur, Université Libre de Bruxelles
M. François Fromard, Chargé de Recherche, CNRS EcoLab, Toulouse
M. Philippe Jusiak, Ingénieur en chef, Conseil Général de Mayotte
M. Luc Lambs, Chargé de Recherche, CNRS EcoLab, Toulouse
M. Bernard Montuelle, Directeur de Recherche, INRA, Université de Savoie
M. Jean-Luc Rols, Professeur, Université Paul Sabatier de Toulouse
M. José-Miguel Sanchez-Perez, Directeur de Recherche, CNRS EcoLab, Toulouse
M. Bernhard Zeller, Ingénieur de Recherche, INRA, Nancy

---

**Ecole doctorale :**

Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E)

**Unité de recherche :**

EcoLab, Laboratoire d'écologie fonctionnelle, UMR 5245

**Directeur de Thèse :**

François FROMARD.

**Co-Directeurs** : Luc LAMBS - José Miguel SANCHEZ-PEREZ

**Rapporteurs :**

Farid DAHDOUH-GUEBAS, Professeur, Université Libre de Bruxelles
Daniel IMBERT, Maître de Conférences, Université des Antilles et de la Guyane
Bernard MONTUELLE, Directeur de Recherche, INRA, Université de Savoie

*A Youl,*

*A Irène,*

*A Henri,*

*A mes Grand-Mères.*

# Remerciements

*La thèse ? Une aventure ? Oui ! Tout a commencé par « Prépare ton anti-moustique, tu commences le 1er septembre… ». Une véritable aventure qui n'aurait jamais pu se réaliser sans la confiance de mes encadrants, le soutien inégalable de ma famille, l'accueil plus que chaleureux et l'aide précieuse des Mahorais, et l'humour inimitable en toutes circonstances de mes amis.*

Soutenu par une bourse CIFRE, ce travail de thèse a débuté en septembre 2006 et s'est déroulé géographiquement et culturellement entre deux mondes (Toulouse et Mayotte) et deux modes. Double spécialité, double problématique, double approche, double établissement d'accueil, double parcelle d'étude, double surnom, double maison, double remerciement…

Pour accomplir la mise place d'un tel projet et réaliser l'ensemble des expérimentations scientifiques en mangrove, mon travail a été basé à Mayotte pendant près de 70 % du temps. Cette phase de terrain n'aurait pas pu être réalisée sans l'accueil et le soutien financier et logistique du SIEAM (Syndicat d'Eaux et d'Assainissement de Mayotte) basé à Mamoudzou. Je remercie donc les dirigeants du SIEAM qui ont eu l'ambition de se lancer dans un tel projet-pilote en 2006, en s'attaquant à cette problématique sensible de l'assainissement des eaux usées sur cette île magnifique. Je pense en particulier à Philippe Jusiak, anciennement directeur des services techniques du SIEAM, qui est l'initiateur du projet (merci à toi pour m'avoir initié à la problématique des eaux usées et m'avoir introduite à Mayotte), ainsi qu'à Mahafourou Saidali, anciennement Directeur Général des Services qui a soutenu ce projet avec intérêt, Patrick Lentz, chef du service assainissement, et au Président Général de l'époque Monsieur Ahamada Madi, sans qui ce projet n'aurait pas pu commencer. Merci à Christophe Riegel, Ingénieur d'étude qui a grandement facilité le suivi technique sur place. Merci à Yves Reumaux pour ses conseils techniques et son savoir faire d'expert-consultant en assainissement. Marahaba[1] aussi à tous les collègues avec qui j'ai travaillé au sein du SIEAM, dans les bureaux comme sur le terrain : Christian Morgades, Zena Youssoufou, Zena Fadul, Francois Delarroque, Alex pour sa précieuse aide en mangrove, Baraka, Kamal, Soulaimana, Moussa, Vita, le président actuel Maoulida Soula et toutes les Bouéni du service administratif (Djati, Zamou, Anfia, Fourahati….).

[1] Merci en Shimahorai

Les allers-retours permanents avec la métropole ont été indispensables afin d'écrire, de lire, de synthétiser et de participer à la vie de la communauté scientifique. Je tiens donc à remercier sincèrement Eric Chauvet pour m'avoir accueillie (quand j'y étais) au sein d'EcoLab (Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle) à Toulouse, et ce, depuis plusieurs années déjà…

Cette thèse clôture en effet une longue histoire entre les murs du bâtiment « Marvig » et moi, depuis mon premier stage de terrain volontaire au sein de l'ancien CESAC en deuxième année d'université : 8 ans déjà. Je remercie donc tous les collègues qui m'ont permis d'évoluer scientifiquement: je pense en particulier à Eric et Anne-Marie Tabacchi, qui ont été très présents à des moments clefs pour mon orientation, Christiane Tertre sans qui le laboratoire n'aurait définitivement pas les mêmes couleurs, Valérie Trichon pour ses relectures précises et son état d'esprit doux et pimenté, Arnaud Elger pour les échanges toujours plus passionnants les uns que les autres, Franck Gilbert et Daniel Boutaud pour leur sens de la collectivité, Elise Van-Campo, Thierry Otto et Jean Yves Charcosset pour les nombreux débats que nous avons abordés lors des repas, tous les étudiants que j'ai pu croiser (Cecile, Maxx, Marion et Jérémy (ou tic-et-tac, pour les stat et les séances 'pause avec les écureuils'), Anne, Edouardo (claro !), Clément, Benoit, Nabil..), ceux qui ne le sont plus (Dov, Antoine, Karine, Seb), Didier Lambrigot aux platines, Marie-Hélène bouquiniste, et Annie à l'accueil.

Cette thèse ne se serait bien évidemment pas déroulée de la même manière si je n'avais pas été suivi de cette façon par une véritable équipe d'encadrant. En effet, trois directeurs de thèse, et pas des moindres : leur complémentarité a rendu mon travail passionnant, en perpétuelle remise en question, ce qui m'a permis d'évoluer, d'aiguiser mon sens critique, d'élargir mon esprit scientifique, et de comprendre les rouages administratifs du monde de la recherche.

D'abord, je tiens à exprimer mon admiration à **Francois Fromard**, Chargé de Recherche CNRS, coordinateur du projet Mangrove et Bioremédiation, responsable de l'équipe 'Communautés végétales aux interfaces terre-eau' du laboratoire EcoLab, qui a été le directeur principal de ma thèse. Sa grande connaissance sur l'écosystème de mangrove et sa curiosité scientifique ont permis un approfondissement et une réflexion sur le sujet indispensable. Que ce soit en amont du projet lors du montage des dossiers, ou durant la réalisation des missions de terrain, ou pendant toutes les périodes de rédaction du manuscrit et des articles, ou encore pendant les moments les plus difficiles (drame-décanteur, staf, envasement, coupures diverses), il aura su être présent et réactif afin de m'apporter le recul

nécessaire aux grandes prises de décisions. Son soutien permanent et son admirable esprit critique m'auront beaucoup apporté pour ce travail de thèse certes, mais aussi pour ma carrière à venir en m'aidant à construire de solides bases scientifiques, rédactionnelles, et professionnelles. Oui, travailler avec toi fut un véritable honneur et un plaisir immense. Merci encore pour tout.

Je tiens également à remercier très chaleureusement **Luc Lambs**, Chargé de Recherche CNRS à EcoLab, pour ses précieux conseils et son savoir faire inégalable sur le terrain. Il m'a fait bénéficier (entre autre) de ses connaissances et ses compétences sur les isotopes, les flux de sève qui ont été d'une grande importance scientifique pour ce projet. Présent aussi bien en mangrove qu'au laboratoire, son caractère apaisant a su dénouer de nombreuses impasses aussi bien d'origine technique qu'humaine. Son ouverture d'esprit en éternel renouvellement m'a toujours permis d'innover dans ce projet et d'aller de l'avant. L'eau, l'arbre, la vie : depuis les ripisylves à la mangrove, il n'y a qu'un pas, merci à toi de m'avoir aidée à le faire.

Je tiens aussi à remercier **José Sanchez-Perez**, Directeur de Recherche CNRS pour sa disponibilité et son courage pour avoir affronté la mangrove. Ses connaissances sur les processus biogéochimiques et sur le cycle de l'azote m'ont permis de réaliser l'étude approfondie du compartiment sédiment. Sa capacité d'analyse et ses relectures efficaces m'on permis de perfectionner la rédaction. Merci à toi pour les précieux conseils administratifs qui m'ont rassuré sur la fin.

Enfin, je tiens à souligner la présence constante et toujours bénéfique d'Etienne Muller, Ingénieur de Recherche CNRS à EcoLab tout au long de mon cursus, et tout au long de ce projet mangrove et bioremédiation. Ses éclairages toujours très pédagogiques et ses compétences techniques ont été d'une aide indispensable, tant sur le terrain qu'en laboratoire. Merci aussi à Sabine Sauvage, Ingénieur de Recherche CNRS à EcoLab, pour son dynamisme et sa grande énergie positive très bénéfique à l'équipe. Merci également à Romain Walcker, Assistant-Ingénieur d'EcoLab pour son aide précieuse dans la réalisation des cartes, sa présence toujours très agréable, ainsi que pour son efficacité lors de la plantation des propagules (j'avais jamais vu ça avant...). Je remercie très chaleureusement toute la délégation féminine des stagiaires qui ont participé à ce projet : Anne Destin-Gouix, Raima Fadul, Melina Michel, Anaïs Saenger, Audrey Léopold, Sophie Lefèvre, Caroline Louvet.

J'entame la dernière page de cet avant-propos car il faut tout de même s'attaquer au vif du sujet. Mais avant cela, une pensée pour toutes les personnes qui me sont chères.

A toutes celles et ceux que j'ai rencontrés à Mayotte et qui m'ont rendu la vie incroyablement différente durant presque 4 ans… Marahaba niegui mana pia Sisili, na moinayahé na Coco, Coco manourou na Djaroudi… marquée au fer rouge. Une véritable rencontre qui chamboule une vie. Ni sou ou venza. Douli, des jours inoubliables avec toi, fahamou monié, ti ako, endra lagoni. Anli, comment aurai-je fait sans toi ? Immense merci à toi et l'inégalable Laure: M'boueni, Banga, carata, Mafana Sporou, Saziley, Tiken, autant d'aventures avec vous deux! Une dédicace pour Mazaeli, Baloch', Chababi, Kadafi, Sophie qui m'a sauvé la vie, JamiJam, les incontournables Do, Phil et Chris, Vero, Kamal, Ansufia, Mat et Jus, et tout les autres…

A toutes celles et ceux qui m'ont vu naitre et évoluer et à celles et ceux qu'à mon tour j'ai vu grandir et qui m'ont permis de devenir ce que je suis. Nico, merci à toi, pour ta patience, ta compréhension inégalable et ta complicité dans l'humour et la douleur. Youl, belle déclaration quand tu me dis que tu vas relire ma thèse... t'as vu le morceau ? Merci mon frère pour ton soutien de toujours. Les copains, tapez des mains, j'ai enfin terminé les études… et vous, ça fait déjà 10 ans que vous bossez… au moins vous avez cotisé pour la retraite vous ! Une dédicace spéciale pour chacun d'entre vous : Jerem, Romain (boss dl'a bass), Julie, Yamimi, Helene et Steph (quelle merveilleuse rencontre…), Bijou, Carlita, Marie d'Albi, Laure, Lo-ran Claire, Bastien, Elsa, Lola, Auré, Sophy, Richard, Cess, Franscesco, Christelle, Mimi, Jérôme, Lidy, Maxx (bientôt ton tour), ainsi que Dov qui rassure mon coté couette (mieux vaut 2 fois qu'zéro;-). Laurette, un jour tu liras peut-être ces lignes. Merci à Walkind, trompettiste sur roulette, pour sa vision du monde particulière et picturale qui m'a permis d'être détachée dans les heures les plus difficiles (que viva SunRa).
A l'équipe familiale espagnole de relecteur en herbe, Carmen et Gérard, un immense merci.
A mes amis, mes amours, mes emm'*eaux usées domestiques*.

Enfin, précision : lors de mon DEA, je n'avais cité que leur prénom (Irene et Henri, et quels prénoms !) en les désignant comme les personnages les plus doués dans l'apprentissage de la vie (car ils le sont), je parlais bien évidemment de ma mère et mon père qui contre vent et marées, contre foudre et glace, ensemble ou non, forment un duo puissant, capable de transmettre tant d'éléments indispensables et de traits de caractères bien appuyés, qui m'ont permis d'écrire ces quelques lignes en couverture d'une thèse de doctorat... Merci infiniment à vous deux.

# Résumé

L'Archipel de Mayotte, collectivité territoriale française de l'Océan Indien, se caractérise par un développement extrêmement rapide de sa population, avec des conséquences sociales et économiques importantes. Il en résulte des problèmes environnementaux majeurs, notamment en ce qui concerne la gestion des eaux usées, engendrant peu à peu une dégradation de l'environnement. A l'heure actuelle, les effluents s'écoulent librement dans la mer sans traitement préalable, avec des conséquences néfastes pour le lagon. Une des problématiques majeure pour la mise en œuvre de systèmes d'assainissement concerne la sensibilité des milieux récepteurs mahorais (lagon, sous-sols, rivières, mangroves). Dans ce contexte, le SIEAM (Syndicat Intercommunal d'Eau et d'Assainissement de Mayotte), en collaboration avec le laboratoire d'écologie fonctionnelle EcoLab (CNRS) ont conçu ce projet pilote sur le site de Malamani à Mayotte. Débutés en septembre 2006 dans ce cadre, ces travaux de thèse ont permis d'évaluer les capacités de bioremédiation de la mangrove de Mayotte vis-à-vis d'eaux polluées domestiques prétraitées et de contribuer à valoriser cet écosystème à haute valeur écologique et patrimoniale, soumis à une pression anthropique importante.

Les expérimentations ont été conduites sur le site du village de Malamani, sur lequel un décanteur reçoit les eaux usées domestiques provenant d'un lotissement de 400 habitants. Ce système permet un traitement primaire de ces eaux, dépourvues de métaux lourds mais chargées en matière organique et nutriments. Des canalisations conduisent ces effluents sur deux parcelles expérimentales implantées respectivement dans deux faciès représentatifs de la mangrove de Mayotte (faciès à *Ceriops tagal* et à *Rhizophora mucronata*), associés à deux parcelles témoins équivalentes. A partir de ce réseau de parcelles non impactées (témoins) et impactées par les eaux usées (volume et composition connus), l'impact de rejets d'eaux usées domestiques a été suivi dans tous les compartiments de l'écosystème : végétation, eau, sédiment, faune en particulier populations de crabes.

Les principaux résultats de cette expérience pilote montrent que :

(i) les processus de nitrification/dénitrification sont actifs en mangrove mais variables selon les faciès de végétation,

(ii) le rôle des crabes, par le biais de la bioturbation qu'ils provoquent, est essentiel dans le développement de ces processus,

(iii) les eaux usées sont au moins en partie absorbées par la végétation de mangrove (palétuviers),

(iv) l'apport des eaux usées engendre cependant des modifications à court terme dans l'assemblage des communautés de crabes, induit une accumulation de phosphore en profondeur et une infiltration de nitrate dans l'eau de nappe.

Ainsi, cette étude montre que la mangrove joue un rôle analogue à celui des filtres plantés et semble être adaptée pour un traitement secondaire des effluents domestiques en contexte tropical et insulaire. Si les conclusions à court terme paraissent encourageantes, certains aspects quant à l'impact à long terme des eaux usées sur la biodiversité de cet écosystème et sur son fonctionnement sont à prendre en compte avant de mettre en œuvre un tel système de traitement d'eaux usées domestiques. C'est pourquoi, il est nécessaire d'approfondir les recherches sur le fonctionnement de la mangrove d'une part, et les recherche appliquées d'autre part afin d'améliorer la qualité de l'assainissement et de garantir la protection des milieux littoraux et lagonaires. Ainsi, bien que le rôle bioépurateur de la mangrove commence ainsi à être démontré, l'application *in situ* des processus de bioremédiation doit être réalisée dans des conditions rigoureuses, scientifiquement contrôlées, strictement vérifiées et des expérimentations et suivis sont toujours nécessaires avant la mise en place d'un tel traitement dans une région donnée.

# Abstract

The French Archipelago of Mayotte located in Indian Ocean, is characterized by an extremely rapid growth population with important social and economic consequences. This leads tot major environmental difficulties, as the management of wastewater, and its consequence on environment. Today, most of the wastewaters poured directly in the sea without any preliminary treatment, with bad consequences for the lagoon. One of the major problems met for the realization of these purification systems is the fragility of the local eco-systems (lagoon, underground, rivers, mangrove swamps). It this context, the SIEAM (Water syndicate of Mayotte), in association with the laboratory of functional ecology EcoLab (CNRS-National Center for Scientific Research), University of Toulouse) conceived this pilote project on the site of Malamani in Mayotte. Begun in September 2006, these thesis research works had the objective to estimate the bioremediation ability of the mangrove swamp of Mayotte towards pre-treated domestic wastewaters. In parallel, this study reveals the high ecological and patrimonial value of this ecosystem, which is constrained by important anthropological pressures.

The experiments were undertaken on the Malamani village site, where a decanter collects this domestic wastewater from a district of 400 equivalents-inhabitants. This system is such a primary treatment of these waters, without any heavy metals but charged in organic matter and nutriments. Pipes drive than these effluents on two experimental plots located respectively in two representative zone of the mangrove swamp of Mayotte (zone of *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata*). There is also control plot in the same area, which do not received wastewaters. By comparison of the experimental and control plots r (volume and composition of wastewaters are known), the impact of domestic wastewater pouring was followed in all the compartments of the ecosystem: vegetation, water, sediment, fauna in particular crabs populations. The main results of this pilot experience show that i) the processes of nitrification / denitrification are active in mangrove swamp but vary with the vegetation zone, ii) the crabs function, by their bioturbation, is essential in the development of these processes, iii) waste water is partially absorbed at least by the vegetation of mangrove swamp iv) the arrival of wastewaters leads to change in crabs communities, an accumulation of phosphorous in groundwater and the infiltration of nitrate. So, this study shows that the mangrove swamp plays a role similar to that of the standing filters, and seems to be suitable for a secondary treatment of the domestic effluents in such a tropical and island context. But if these short-term conclusions are rather optimistic, few aspects as for the long-term impact of

waste water on the biodiversity of this ecosystem and the modifications in its functioning which could follows, are to be taken into account before using such a system of treatment of domestic waste water. Although this biopurifier function of the mangrove swamp begins to be demonstrated, application of bioremediation process in situ must be realized in rigorous conditions, scientifically controlled, and tests are always needed before the establishment in a new area.

# SOMMAIRE

**Chapitre I** : Problématique générale et contexte du projet

**Chapitre II** : Site d'étude et dispositif expérimental à Malamani

**Chapitre III** : Fonctionnement hydrologique de la mangrove

**Chapitre IV** : Caractéristiques et potentialités épuratrices du sédiment

**Chapitre V** : Structure et fonctionnement de la végétation : impact des EUD

**Chapitre VI** : Les populations de crabes, espèces ingénieurs de la mangrove

**Chapitre VII** : Synthèse et conclusion générale

**Chapitre I : Problématique générale et contexte du projet (p 11)**


Problématique générale p 13

1.1 Assainissement des eaux usées domestiques : généralités et définitions p 14

1.1.1 Composition des eaux usées p 14

1.1.2 Mesures de la composition des eaux usées p 16

1.1.3 Les différents types de procédés d'assainissement p 16
1.1.3.1 Normes des rejets p 16
1.1.3.2 Procédés classiques : techniques intensives p 17
1.1.3.3 Une alternative : les procédés extensifs d'assainissement p 19

1.2 Origines et création du projet p 23

1.2.1 Le contexte mahorais p 23
1.2.1.1 Localisation géographique p 23
1.2.1.2 Contexte socio-économique p 25
1.2.1.3 L'assainissement à Mayotte p 26

1.2.2 Cadres institutionnels p 28
1.2.2.1 Le SIEAM p 28
1.2.2.2 Le laboratoire EcoLab p 29
1.2.2.3 Création du projet pilote : mangrove et bioremédiation p 29

1.3 Cadre scientifique : le projet de recherche p 32

1.3.1 Etat de l'art : mangrove et bioremédiation p 32
1.3.1.1 La mangrove : un écotone particulier p 32
1.3.1.2 Des aptitudes à la bioremédiation ? p 33
1.3.1.3 Impact sur l'écosystème p 35

1.3.2 Objectifs de l'étude p 36
i. Evaluation des capacités épuratrices de la mangrove
ii. Etudier l'impact des eaux usées sur l'écosystème

Bibliographie du chapitre I p 37


**Chapitre II : Site d'étude et dispositif expérimental à Malamani (p 39)**


2.1 Le site d'étude et son contexte p 41

2.1.1 Contexte climatique p 41
2.1.2 Localisation du village de Malamani p 43
2.1.3 La mangrove de Malamani p 46

2.2 Dispositif de l'unité de traitement p 48

2.2.1 Réseau de collecte du lotissement p 50

2.2.2 Unité de traitement primaire : le décanteur p 50
2.2.3 Le système d'épandage en mangrove p 53
2.2.4 Dispositif expérimental général p 55
2.2.5 Composition de l'effluent p 56
2.2.5.1 Débit d'entrée p 56
2.2.5.2 Qualité des eaux à l'entrée, avant traitement p 56

2.3 Méthodologie générale p 60
2.3.1 Analyses des 4 compartiments de la mangrove p 60
2.3.2 Déroulement de l'étude p 63

Bibliographie du chapitre II p 65

**Chapitre III : Fonctionnement hydrologique de la mangrove (p 67)**

3.1 Suivi hydrologique du site p 69
3.1.1 Introduction p 69
3.1.2 Matériels et méthodes p 70
3.1.3 Résultats principaux p 72
3.1.4 Discussion et conclusion p 75

Bibliographie du chapitre III p 77

3.2 Capacité de stockage et besoin en eau p 79

*Herteman et al., Water circulation and storage capacity in a mangrove swamp of Mayotte: the water resorption capacity (WCR), a new indicator of bioremediation capability. (Submited, march, 2010).*

**Chapitre IV : Caractéristiques et potentialités épuratrices du sédiment (p 99)**

4.1 Introduction p 101

4.1.1 Etat de l'art : p 101
4.1.1.1 Les sédiments de la mangrove p 101
4.1.1.2 Origine des sédiments des mangroves de Mayotte p 101
4.1.1.3 Cycle de l'azote p 104
4.1.1.4 Communautés bactériennes p 105
4.1.2 Problématiques p 107
4.1.3 Objectifs p 109

4.2 Matériels et Méthodes p 110

4.2.1 Etudes des paramètres physicochimiques du sédiment p 110
4.2.2 Capacité de nitrification et dénitrification du sédiment p 110
4.2.2.1 Premiers tests : traçage de N et P à la rhodamine p 111
4.2.2.2 Capacité de dénitrification potentielle et *in situ* p 113
4.2.2.3 Capacité de nitrification potentielle p 115
4.2.3 Devenir des apports azotés : traçage isotopique au $^{15}N$ p 117
4.2.4 Concentration en azote et phosphore après 1 an de rejet p 119

4.2.5 Identifications et analyses bactériologiques p 120
4.2.6 Analyses en éléments traces métalliques dans le sédiment p 121

4.3 Résultats p 123

4.3.1 Caractéristiques physicochimiques du sédiment de la mangrove de Malamani p 122
4.3.1.1 Salinité p 122
4.3.1.2 Potentiel d'oxydoréduction p 123
4.3.1.3 Granulométrie p 124
4.3.1.4 pH p 126
4.3.1.5 Teneurs en nitrate et azote ammoniacal p 126

4.3.2 Capacité de nitrification et dénitrification du sédiment p 129
4.3.2.1 Premiers tests : traçage de N et P à la rhodamine p 129
4.3.2.2 Capacité dénitrificatrice potentielle et *in situ* p 129
4.3.2.3 Capacité nitrificatrice potentielle du sédiment p 131

4.3.3 Devenir de l'azote apporté par les eaux usées domestiques p 135
4.3.3.1 Passage dans les eaux de la nappe p 135
4.3.3.2 Rétention par les sédiments p 135
4.3.3.3 Absorption par la végétation p 135

4.3.4 Impacts des eaux usées : concentration en composés azotés et phosphore p 137

4.3.5 Identifications et analyses bactériologiques p 140
4.3.5.1 Identification bactérienne en mangrove de Malamani p 140
4.3.5.2 Impact des eaux usées : comptage d'*E. coli* p 141

4.4 Discussion p 142
Caractéristiques physicochimiques du sédiment de la mangrove de Malamani p 142
Capacité nitrifiante et dénitrifiante de la mangrove p 147
Cycle de l'azote et population microbienne p 150
Devenir de l'azote provenant des effluents dans la mangrove p 150
Impact potentiellement négatif des eaux usées sur le milieu p 152

4.5. Conclusion p 156

Bibliographie du chapitre IV p 158

**Chapitre V : Structure et fonctionnement de la végétation : impacts des EUD (p 161)**

5.1 Structure et productivité de la mangrove de Malamani p 163
5.1.1 Introduction p 163

5.1.2 Matériels et méthodes p 165
5.1.2.1 Analyses de la structure de la végétation p 165
5.1.2.2 Suivi de la productivité p 165
5.1.2.3 Consommation en eau des palétuviers p 166
5.1.2.4 Prédation des crabes sur les propagules p 167

5.1.2.5 Analyses foliaires p 170
5.1.2.6 Calendrier récapitulatif des expérimentations sur la végétation p 170

5.1.3 Résultats et discussion p 171
5.1.3.1 Structure végétale de la mangrove de Malamani p 171
5.1.3.2 Productivité et phénologie des palétuviers p 174
5.2.3.3 Consommation en eau des palétuviers p 179
5.1.3.4 Prédation des crabes sur les propagules p 181
5.1.3.5 Impact des eaux usées domestiques sur la végétation p 183

Bibliographie du chapitre V p 186

5.2 Impact des eaux usées sur la photosynthèse et la croissance p 190

*Herteman et al. Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthetic efficiency and growth of mangrove trees: a field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean. (Submitted, July 2010).*

**Chapitre VI: Les populations de crabes, espèces ingénieurs de la mangrove (p 213)**

6.1 Introduction p 215

6.1.1 Les crabes de mangrove, espèces ingénieurs de l'écosystème p 215
6.1.2 Crabes et eaux usées domestiques p 218
6.1.3 Problématique p 219

6.2 Matériels et Méthodes p 220

6.2.1 Détermination des espèces p 220
6.2.2 Densité et abondance p 220
6.2.3 Structure et morphologie des terriers p 222

6.3 Résultats p 224

6.3.1 Description des populations de crabes dans la mangrove de Malamani
6.3.1.1 Détermination des populations p 226
6.3.1.2 Répartition des populations selon les faciès de végétation p 225
6.3.1.3 Densité des populations p 227

6.3.2 Structure des terriers et bioturbation p 228
6.3.2.1 Diamètre, profondeur et morphologie des terriers p 228
6.3.2.2 Volume et surface d'échange p 229
6.3.3 Impact des eaux usées p 230
6.3.3.1 Sur la densité des populations p 230
6.3.3.2 Sur la structure des populations p 232

6.4 Discussion p 235

6.4.1 Distribution des crabes dans la mangrove de Malamani p 236
6.4.2 Densité des populations p 237
6.4.3 Corrélation entre le nombre de trous et la densité de crabes p 238

6.4.4 Rôles écologiques et morphologie des terriers p 240
6.4.5 Impacts des eaux usées domestiques p 242

6.5 Conclusion p 246

Bibliographie du chapitre VI p 247

**Chapitre VII : Synthèse et conclusion générale (p 253)**

7.1 Synthèse des résultats p 255

A. Fonctionnement de l'écosystème mangrove p 255
B. Prédispositions épuratrices de la mangrove p 258
C. Impacts potentiels des eaux usées domestiques sur la mangrove p 260

7.2 Conclusion générale p 262

7.3 Perspectives de recherches p 265

7.4 Recommandations techniques pour un tel système d'assainissement p 267

Bibliographie du chapitre VI p 270

**Bibliographie générale**

Bibliographie générale p 271

**Annexes (p 291)**

Annexe A : Les statuts du SIEAM p 293
Annexe B : Principe de fonctionnement du décanteur p 297
Annexe C : Photos des palétuviers de la mangrove de Malamani p 300
Annexe D : Photos des espèces de crabes de la mangrove de Malamani p 302
Annexe E : Coût total du décanteur et des travaux p 305
Annexe F : Analyse du cortège bactérien : protocole Fish p 306
Annexe G : Eléments trace dans le sédiment p 308
Annexe H : Analyses foliaires p 309
Annexe I : Analyses des boues du décanteur p 310

**Liste des tableaux et figures (p 313)**

Liste des tableaux p 313
Liste des figures p 317

# Chapitre I

## Problématique générale et contexte du projet

## Problématique générale

Le traitement des eaux usées est un enjeu d'ordre environnemental mondial. La production d'eaux usées ne cesse d'augmenter avec l'accroissement de la population et l'activité industrielle. Ce sérieux problème génère non seulement des risques de pollution pour les écosystèmes naturels mais entraîne également des conditions d'insalubrité et des risques sanitaires importants. Bien que cette problématique commence globalement à être maîtrisée dans les pays industrialisés, il n'en est pas de même pour la plupart des pays tropicaux.

Mayotte, collectivité départementale d'outre-mer française située dans l'archipel des Comores (nord-ouest de Madagascar) connaît, comme bien des Départements et Territoires d'outre-mer (DOM-TOM), des difficultés quant au traitement de ses eaux usées domestiques. En effet, Mayotte doit faire face à une véritable explosion démographique et à de nombreux problèmes économiques, techniques et environnementaux : disponibilité de sites pour les constructions, contraintes des milieux naturels, coûts d'investissement, problèmes liés à la technicité et la maintenance des ouvrages, transport des matériaux. Dans ce contexte, la réalisation d'un schéma directeur d'assainissement sur l'île est difficile.

Face à ces contraintes, le Syndicat Intercommunal des Eaux et de l'Assainissement de Mayotte (SIEAM) étudie depuis plusieurs années la mise en place de techniques alternatives de traitements des eaux usées domestiques dites « extensives », considérées comme potentiellement plus adaptées au contexte mahorais particulier : lagunage, filtre planté et bioremédiation. C'est dans ce cadre qu'en collaboration avec le laboratoire EcoLab, un projet pilote d'assainissement basé sur les capacités épuratrices potentielles de la mangrove du littoral de l'archipel, a été mis en place depuis 2006.

## 1.1 Assainissement des eaux usées domestiques : généralités et définitions

*Ce paragraphe a pour objectif de définir et de présenter la filière d'assainissement des eaux usées en général. En effet, pour mieux situer ce projet pilote parmi les techniques d'assainissement actuelles, il est nécessaire de les décrire en précisant les principaux points de la réglementation et normes en vigueur.*

Il faut distinguer le *traitement des eaux* en amont de la consommation d'eau, qui a pour fonction de rendre l'eau potable, et *l'assainissement des eaux usées* rejetées par le consommateur après utilisation. L'assainissement des eaux usées a pour objectif de collecter puis d'épurer les eaux usées avant de les rejeter dans le milieu naturel, afin de les débarrasser de la pollution dont elles sont chargées.

### 1.1.1 Composition des eaux usées

Lorsqu'il est question d'assainissement des eaux, il est indispensable de connaître la provenance des eaux usées pour identifier les contaminants à éliminer afin d'adapter au mieux le traitement. On distingue trois grandes catégories d'eaux usées, de composition différente: les eaux usées industrielles, pluviales et domestiques.

Les eaux **industrielles** usées proviennent de sites utilisés à des fins commerciales ou industrielles (garages, imprimeries, entreprises agro-alimentaires, entreprises de construction métallique, usines). Elles contiennent au moins une des substances dangereuses (d'après l'article 2 de la directive n° 91/271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires), quelle qu'en soit la concentration. Parmi ces substances, on trouve des métaux lourds, des solvants, des hydrocarbures aromatiques, des composés actifs de produits phytosanitaires.

Les eaux **pluviales** sont issues du ruissellement des toitures et terrasses, des parkings et des voies de circulation et ont pour destination le milieu naturel. Longtemps considérées comme 'propres', il est aujourd'hui reconnu que ces eaux se chargent de nombreux résidus, pollution issue de rejets automobiles, déchets jetés sur la chaussée, eau de lavage des véhicules, décharges sauvages (Delattre and Bertrand-Krajewski, 1997).

A la différence des eaux pluviales et de celles provenant des activités industrielles diverses, les eaux qualifiées de **domestiques** sont dépourvues de métaux lourds, d'hydrocarbures, et de déchets radioactifs puisqu'elles proviennent des différents usages privés (d'après les définitions décrites dans l'article 2 de la directive n° 91/271 du 21 mai 1991). Elles se répartissent en :

(1) eaux ménagères dites « grises », qui proviennent des salles de bains, cuisines et lavage de vêtements, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques,

(2) eaux vannes dites « noires » qui proviennent des toilettes et contiennent l'urine et les matières fécales chargées en matières organiques et bactéries.

Les eaux usées domestiques se composent classiquement de (Duncan, 2003):

- Matière En Suspension (MES): matières non dissoutes contenues dans l'eau incluant les matières grossières comme les particules les plus fines, insolubles et de nature organique ou minérale. Rejetée directement dans le milieu aquatique, une importante concentration de MES peut conduire au développement de conditions anaérobies ou de dépôt boueux entraînant une diminution de la concentration en oxygène dissous et provocant des modifications dans la composition des peuplements benthiques.

- Matière Organique Biodégradable (MOB): Elle est composée principalement de protéines, de carbohydrates et de graisses, qui peuvent mener également à une diminution de l'oxygène dissous et au développement de populations bactériennes au sein de l'écosystème receveur.

- Nutriments (N, P, C): sous forme organique ou minérale, ils peuvent être utilisés par les organismes vivants pour se développer et croître. En trop grande quantité, ils stimulent la prolifération algale et peuvent conduire à des phénomènes d'eutrophisation du milieu.

- Organismes pathogènes: Bactéries et virus peuvent conduire à des maladies transmissibles par simple contact avec les eaux usées.

- Matière réfractaire: il s'agit des surfactants, des phénols et des pesticides. Ils résistent aux méthodes conventionnelles d'assainissement des eaux.

- Matière inorganique dissoute: les éléments tels que le calcium, le sodium et les sulfates sont souvent présents dans les eaux usées.

### 1.1.2. Mesures de la composition des eaux usées

Trois principaux paramètres mesurent le niveau de pollution des eaux usées domestiques :
- Les matières en suspension (**MES**) exprimées en $mg.l^{-1}$.
- La demande biologique en oxygène (**DBO**), exprimée en $mg_{(O2)}.l^{-1}$, mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation microbienne par voie aérobie. Pour mesurer ce paramètre, la quantité d'oxygène consommée au bout de cinq jours est prise comme référence (**$DBO_5$**).
- La demande chimique en oxygène (**DCO**), exprimée en $mg_{(O2)}.l^{-1}$. Ce paramètre correspond à la quantité d'oxygène qu'il faut fournir pour oxyder par voie chimique ces matières. Elle représente la teneur totale en matières oxydables de l'eau.
- Les concentrations en azote et phosphore sont aussi contrôlées si les zones impactées par les rejets sont sensibles au phénomène d'eutrophisation.

L'unité d'équivalent-habitant (**EqH**) permet de quantifier globalement les matières polluantes contenues dans les eaux usées domestiques (1 EqH = 60g par jour de $DBO_5$, d'après la directive européenne du 21 mai 1991). Elle est utilisée pour quantifier la pollution potentiellement émise par une agglomération.

### 1.1.3. Les différents types de procédés d'assainissement

#### 1.1.3.1 Normes des rejets

La réglementation française sur l'assainissement collectif repose principalement sur la Directive européenne du 21 Mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, c'est-à-dire les eaux ménagères usées ou le mélange des eaux ménagères usées avec des eaux industrielles usées et/ou des eaux de ruissellement (Directive 91/271/CEE).
L'arrêté du 22 Juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations regroupe l'ensemble des prescriptions techniques applicables à tous les ouvrages d'assainissement collectif. Les consignes pour les effluents domestiques des agglomérations sont définies en fonction de la charge à traiter et portent sur le rendement ou sur la concentration finale de l'effluent à atteindre (tableau 1.1).

| Paramètres | Charge (kg $DBO_5$/j) | Concentration maximale ($mg.l^{-1}$) | Rendement minimum |
|---|---|---|---|
| *Consignes générales* | | | |
| **$DBO_5$** | ≤ 120 | 35 | 60% |
| | 120 < C ≤ 600 | 25 | 70% |
| | > 600 | 25 | 80% |
| **DCO** | ≤ 120 | | 60% |
| | > 120 | 125 | 75% |
| **MES** | ≤ 120 | | 50% |
| | > 120 | 35<br>150 * | 90% |
| *Consignes spécifiques aux zones sensibles à l'eutrophisation* | | | |
| **Nt** | 600 < C ≤ 6000 | 15 | 70% |
| | >6000 | 10 | 70% |
| **Pt** | 600 < C ≤ 6000 | 2 | 80% |
| | >6000 | 1 | 80% |

**Tableau 1.1** : Principales prescriptions relatives aux rejets provenant de stations d'épuration d'eaux usées urbaines résiduaires soumises aux dispositions de la directive du 21 mai 1991 (d'après l'arrêté du 22 juin 2007, annexe 1 et 2).
(*) Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg/l (conforme à la directive 91/271/CEE).

Les stations d'épuration, dont la capacité de traitement journalière est comprise entre 12 et 120 kg de $DBO_5$, (soit de 200 à 2000 EqH), ont des exigences épuratoires déterminées par l'arrêté du 21 juin 1996 (JO n° 185 du 9 août 1996). Les ouvrages d'assainissement (type biologique, physicochimique ou lagunage, cf § 1.1.3.2) doivent éliminer au moins 50 % des MES, 60 % de la $DBO_5$ et ne pas dépasser 35 $mg_{(O2)}.l^{-1}$.

Le choix des méthodes d'assainissement dépend de plusieurs facteurs dont les plus importants sont la composition de l'effluent, la nature du milieu de rejet, les exigences de qualité et de taille des installations de traitement. En fonction des conditions locales et des critères technico-économiques, différentes technologies extensives ou intensives peuvent être envisagées.

#### 1.1.3.2 Procédés classiques : techniques intensives

Les stations de traitement des eaux usées des usagers (particuliers et industriels), du type STEP (Station d'Epuration) (installation permettant la dépollution des eaux usées urbaines domestiques), sont raccordées au réseau d'assainissement et des eaux pluviales (dans le cas de réseaux non-séparatifs). Elles rejettent dans le milieu naturel une eau épurée qui doit être

conforme aux valeurs limites définies par arrêté préfectoral (cf § 1.2.3.2). Les résidus de traitement sont récupérés sous forme de boues.

Pour pouvoir rejeter l'eau dans le milieu, quatre étapes d'assainissement sont classiquement obligatoires (figure 1.1).

- Le *prétraitement* permet, grâce à un système de dégrillage, d'éliminer les éléments solides, particulaires ou grossiers susceptibles d'endommager les équipements et/ou de gêner le traitement.
- Le *traitement primaire* repose principalement sur des procédés physiques de dessablage, déshuilage et de décantation. Il a pour but d'éliminer la majorité de la matière organique en suspension, réduisant ainsi la demande biologique en oxygène de l'effluent.
- Le *traitement secondaire* peut être biologique ou physico-chimique. Il permet d'améliorer la qualité de l'eau en dégradant la matière organique dissoute.
    - Voie biologique : les principaux procédés utilisés sont les boues activées, les lits bactériens et les disques biologiques. Fixés à un support (pour les deux derniers cas) ou non (boues activées), les micro-organismes présents dans l'effluent assimilent la matière organique qui leur sert de substrat de croissance. L'ensemble forme la boue biologique. Bien que très avantageux car économique, le procédé biologique est sans action sur la fraction non biodégradable, il a peu d'action sur les phosphates et les éléments toxiques, et ne réduit pas suffisamment les MES. C'est pourquoi, il faut parfois le remplacer par un procédé physico-chimique ou le compléter par un traitement tertiaire.
    - Voie physico-chimique : le phosphore et les matières colloïdales ne décantent pas naturellement. Leur coagulation est provoquée par une forte agitation et l'ajout d'un réactif minéral (sels de fer ou d'aluminium, chaux). Un polyélectrolyte est aussi rajouté pour provoquer la floculation des colloïdes.

      Note : le phosphore peut aussi être éliminé par traitement biologique grâce à un passage en anaérobie : les bactéries momentanément privées d'oxygène consomment 4 fois plus de phosphore au retour en aérobie (Rustrian *et al.*, 1999).
- Enfin, le *traitement tertiaire* peut designer plusieurs types de traitements en vue d'atteindre un niveau de traitement de qualité supérieure. Il implique la rétention de l'effluent secondaire pour permettre une décantation supplémentaire des éléments solides, mais

surtout un abattement des matières azotées et phosphorées et/ou une décontamination bactérienne par ozonation ou chloration. Les nutriments, tels que l'azote par exemple, sont éliminés par des procédés technologiques coûteux ou par utilisation des zones humides, construites ou non. La croissance des plantes présentes est ainsi favorisée.

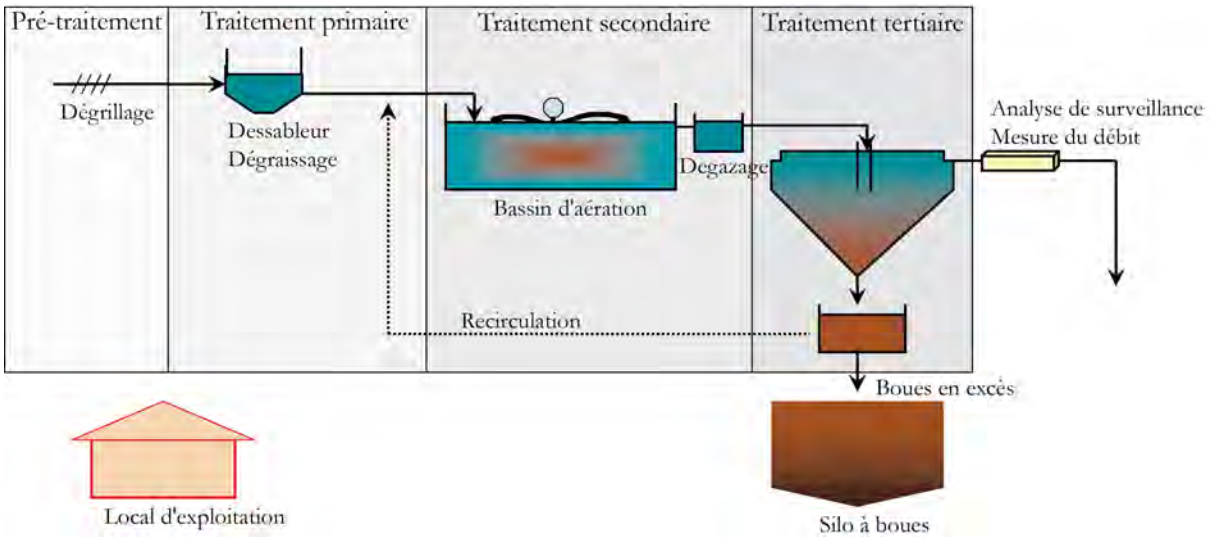



**Figure 1. 1** : Organisation d'une station d'épuration classique (modifié d'après CEMAGREF, 2007)

Les boues des stations d'épuration contiennent encore beaucoup d'eau et peuvent être récupérées pour être épandues (fertilisation des sols agricoles) ou subir un séchage avant d'être compostées, brûlées ou mises en décharge.

Les technologies intensives (filtration, traitement physico-chimique, membranes) et, en particulier, les procédés avancés de désinfection (chloration, irradiation UV, ozonation) garantissent une bonne qualité de l'eau produite. Leur implantation permet d'assurer une bonne protection de l'environnement mais elles sont coûteuses.

#### 1.1.3.3 Une alternative : les procédés extensifs d'assainissement

Depuis les années 80, les techniques extensives d'assainissement (lagunages, filtres plantés, filtres à sables, utilisation de zones humides) se sont développées et commencent à être largement utilisées dans le monde pour traiter des eaux usées domestiques et en particulier en France (Liénard *et al.,* 2003). Elles offrent également les avantages d'une exploitation simple et relativement peu onéreuse tout en ayant des performances de traitement fiables, et sont bien adaptées aux conditions climatiques des régions tropicales et subtropicales. Elles sont adéquates pour les petites et moyennes collectivités (jusqu'à 5000 EqH) (Berland *et al.,* 2001)

et/ou pour les pays en voie de développement. Nous présenterons ici de façon générale le système de lagunage naturel et les filtres plantés de roseaux.

Le *lagunage naturel* est un procédé d'épuration naturelle, utilisé depuis le début du 20ieme siècle (Boutin *et al.,* 2000b) qui prend en compte les capacités de filtration et d'auto-épuration des microorganismes, des algues et des végétaux aquatiques (figure 1.2). Près de 20% du parc des stations d'épuration en France sont constitués de systèmes de lagunage naturel (Racault and Boutin, 2004).

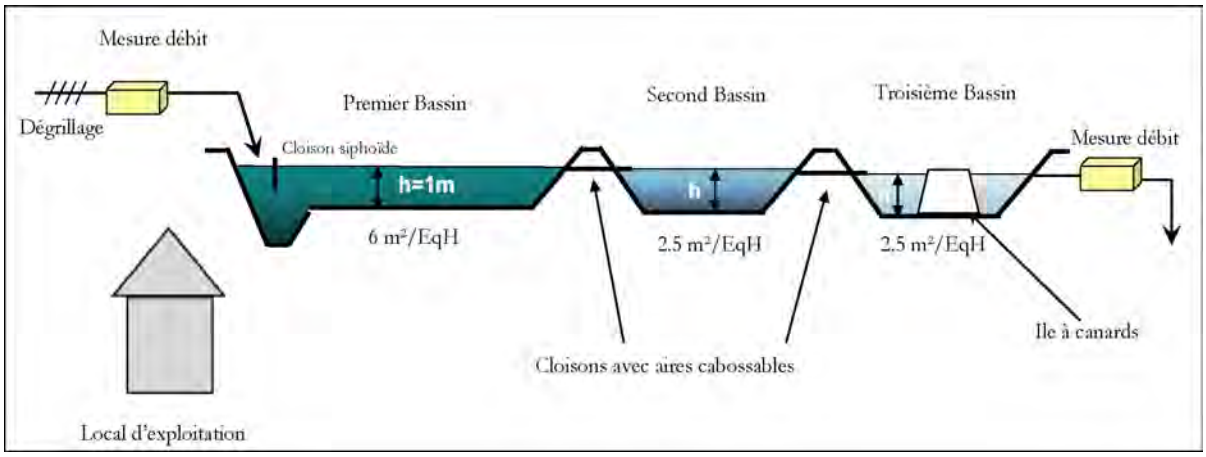



**Figure 1.2** : Organisation d'un système d'assainissement par lagunage naturel (d'après CEMAGREF, 2007)

Le lagunage consiste en une succession de bassins (minimum 2 mais 3 bassins en séries semblent nécessaires selon Racault *et al.,* 2004) peu profonds et généralement rectangulaires. L'eau usée est d'abord prétraitée (dégrillage) puis s'écoule gravitairement de lagune en lagune. Dans un système de lagunage, la surface et la profondeur des bassins influencent le type de traitement (aérobie ou anaérobie) et confèrent un rôle particulier à chaque bassin. Le soleil fournit naturellement chaleur et lumière et favorise ainsi la croissance rapide des microorganismes aérobies et anaérobies nécessaires à la dégradation de la MO. Ce processus épuratoire naturel qui s'établit dans une lagune est particulièrement intéressant.

De plus, les systèmes de lagunage sont faciles à construire, peu coûteux et performants. Cette technique nécessite une surface importante (entre 15 et 20 m² pour un volume de 50 m³ d'eau). Le temps de séjour doit être élevé (60 jours) et les boues se concentrant sur le fond, interviennent dans la biologie du système et ne doivent être évacuées qu'après quelques 5 à 10 années. Le procédé permet d'éliminer les polluants organiques, mais avec un rendement plus faible que les filtres plantés (70 à 80 % au lieu de 90 %). La plupart du temps, l'effluent rejeté est conforme voire de meilleure qualité que les niveaux minimums requis par la réglementation (normes de la directive 91-271 du 21 mai 1999 concernant les paramètres

d'épuration (cf. § 1.2.3.1.) même si la qualité de rejet d'un lagunage peut être affectée par des variations saisonnières.

Les *filtres plantés de roseaux* se sont développés dans les années 1990. Le principe de fonctionnement est basé sur les capacités filtrantes mécaniques d'un sol (matériaux comme les graviers, l'argile expansée et le sable) et la dégradation aérobie biologique assurée par les microorganismes fixés sur les particules du sol (Boutin *et al.,* 2007). L'originalité de ces filtres réside dans la présence de roseaux qui, grâce à leurs rhizomes, aèrent le massif filtrant et évitent aussi le colmatage. Il existe deux sortes de filtres plantés : à écoulement vertical et horizontal.

Le système vertical se compose classiquement de deux étages de traitements composés chacun de trois filtres en parallèle (figure 1.3). L'effluent arrive sur la surface des filtres et percole ensuite à travers le substrat. Une première étape de filtration se produit permettant une rétention physique de MES à la surface où les boues s'accumulent. La biomasse bactérienne aérobie fixée sur le support dégrade ensuite les matières dissoutes.

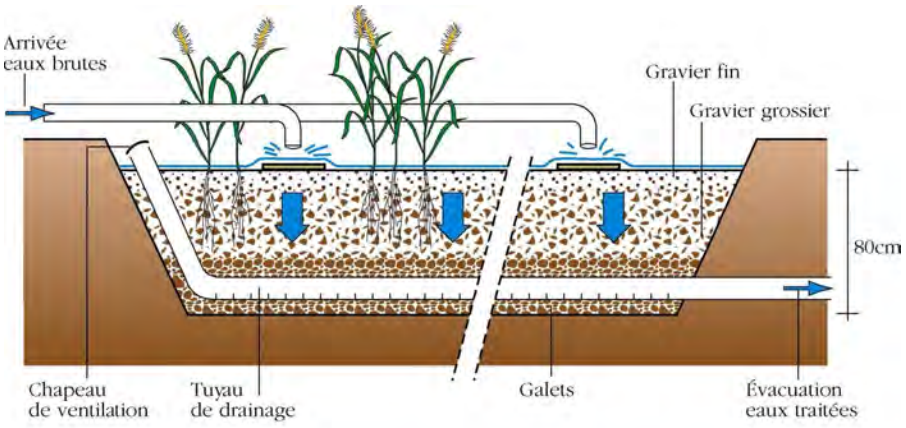



**Figure 1.3 :** Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical. Source CEMAGREF.

Le système de filtres planté à écoulement horizontal fonctionne différemment du fait de sa saturation permanente et de ses caractéristiques anoxiques qui entraînent des mécanismes de dégradations différents. L'alimentation du système est latérale. Ces systèmes sont peu développés en France, mais tendent à le devenir notamment pour traiter les pollutions à l'azote, et réduire les germes provenant des contaminations fécales (Boutin *et al.,* 2007).

Les filtres plantés sont faciles à entretenir et ont un faible coût d'exploitation. Ils permettent de traiter des eaux usées domestiques brutes et ne craignent pas les variations saisonnières de populations. Ce système nécessite néanmoins un entretien régulier (Berland *et al.,* 2001).

Afin d'accroître les capacités hydrauliques tout en maintenant un niveau d'assainissement optimum, les deux techniques (lagunages et filtres plantés) peuvent même être associées (Boutin *et al*., 2003).

Enfin, un avantage commun à ces deux procédés extensifs concerne l'environnement et le paysage : en effet, les installations extensives sont autonomes, ne présentent pas de nuisance sonore, et peuvent avoir une qualité paysagère non négligeable.

## 1.2 Origines et création du projet de recherche

*Ce paragraphe a pour objectif d'exposer la situation particulière de l'ile de Mayotte afin de mieux comprendre l'origine de ce projet pilote. Les particularités géographiques, économiques et sociales y sont abordées. L'état des lieux de l'assainissement des eaux usées domestiques sur l'île, entrepris par le SIEAM depuis une vingtaine d'années est présenté en insistant particulièrement sur les solutions alternatives d'assainissement potentiellement plus adaptées au contexte mahorais.*

### 1.2.1 Le contexte mahorais

#### 1.2.1.1 Localisation géographique

Mayotte est située dans l'archipel des Comores (Océan Indien), au Nord du canal du Mozambique, entre Madagascar et le continent africain (Latitude: 12°47'5"Sud ; Longitude: 45° 10' 6" Est) (figure 1.4) D'une superficie de 374 km², elle est ceinturée par une barrière récifale presque continue de 157 km de circonférence, et d'une barrière immergée au Nord de 40 km, soit prés de 197 km de circonférence totale (Rolland *et al.,* 2005). Cette barrière délimite entre elle et le littoral un des plus vastes lagons de l'Océan Indien (environ 1500 km² de superficie). Ce complexe récifo-lagonaire (figure 1.5) est une des caractéristiques particulières de cet archipel comparé aux autres îles de l'Océan Indien (Comores, Seychelles, Réunion). Constituant la principale originalité de Mayotte, le lagon et les récifs coralliens sont un véritable réservoir de biodiversité : plus de 150 espèces de coraux, 270 espèces d'algues marines, 11 espèces d'herbes marines, près de 400 espèces de mollusques, richesse en Cténaires et Cnidaires, près de 239 espèces de poissons, 2 espèces de tortues et présence de mammifères marins (17 espèces de cétacés soit 22% des espèces mondiale, Dugong) (Gourbesville and Thomassin, 2000, Rolland *et al.,* 2005). La création d'un parc marin de près de 70 000 km² a d'ailleurs été actée début 2010 afin de protéger l'ensemble de cet écosystème.

Mayotte, île volcanique, est composée de deux îles principales, Grande-Terre et Petite-Terre, et d'une trentaine d'îlots d'origine volcanique ou corallienne répartis dans le lagon. Les 255 km de côtes sont particulièrement découpés et forment de multiples baies au fond desquelles se développent souvent des mangroves.

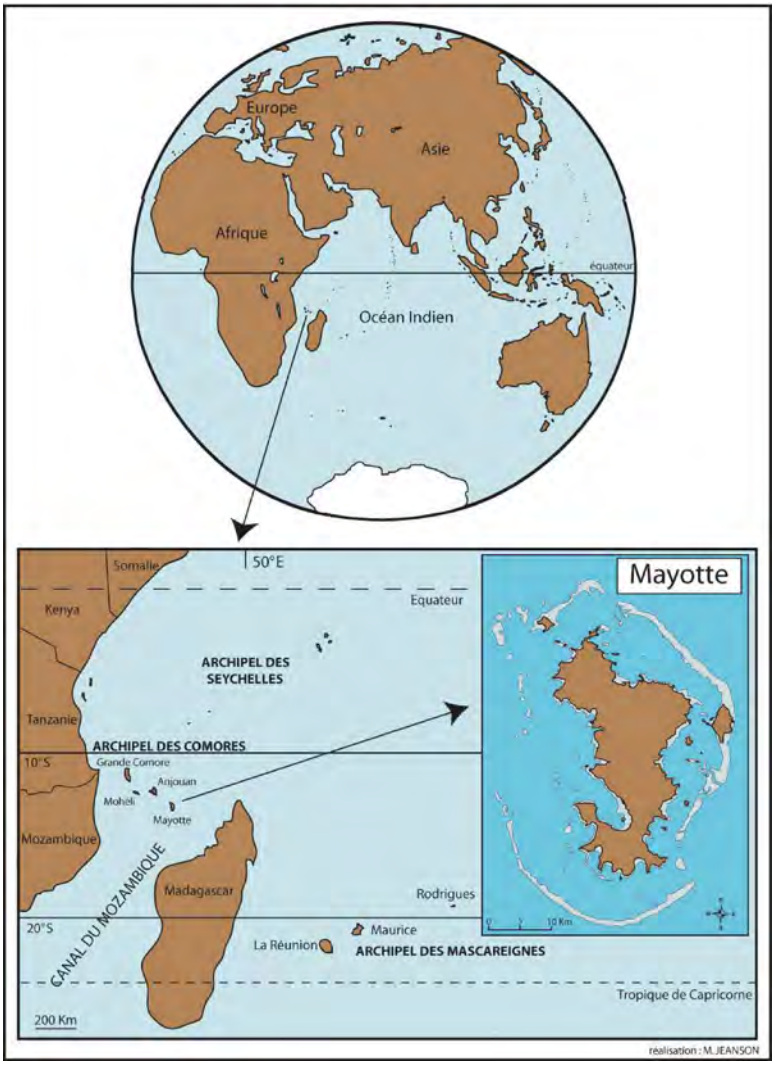



**Figure 1.4** : Localisation de Mayotte dans l'archipel des Comores (Océan Indien), au Nord du canal du Mozambique, entre Madagascar et le continent africain. Mayotte et sa barrière récifale presque continue de 197 km de circonférence.

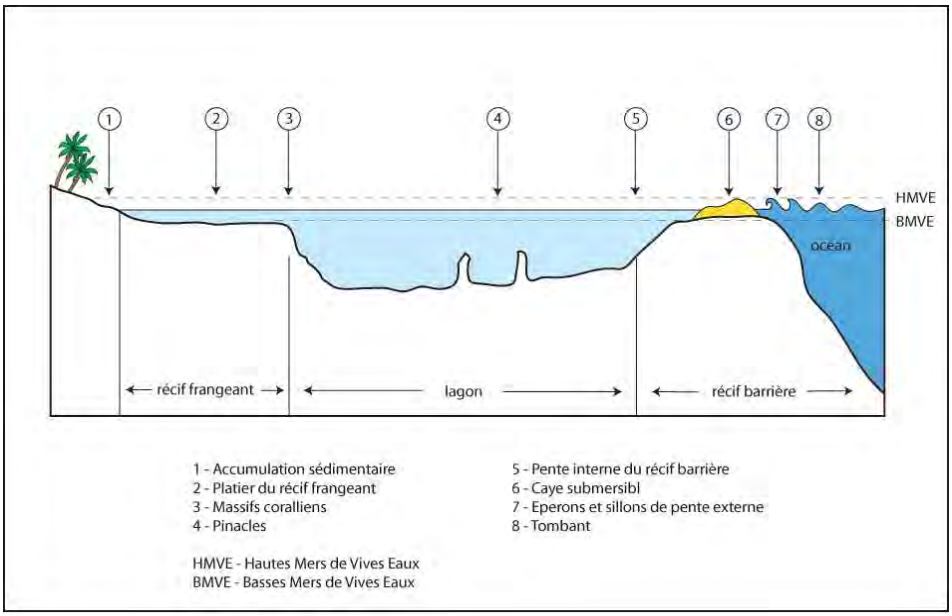



**Figure 1.5** : Coupe schématique d'un lagon. (D'après Basttistini *et al*, 1975 dans Jeanson, 2005)

#### 1.2.1.2 Contexte socio-économique

Le statut de Mayotte est particulier et en cours d'évolution. La loi n° 2001-616 du 11 juillet 2001 dote Mayotte du statut de Collectivité Départementale. En fin d'année 2009, après un vote consultatif auprès de la population, Mayotte prend un nouveau statut et deviendra **département** (976) en 2012. Elle sera donc soumise à la même législation et réglementation qu'en métropole notamment en matière d'environnement et d'assainissement des eaux usées.

L'île vit une véritable explosion démographique depuis les dernières années (Figure 1.6). Aujourd'hui, la population mahoraise atteint quasiment 200 000 habitants (186 452 au 31 juillet 2007, date de référence du recensement 2007 selon INSEE). La population de l'île s'est accrue d'un peu plus de 26 000 habitants en cinq ans. Le taux de croissance annuel moyen s'établit à 3,1 % sur la période 2002-2007. Il demeure largement supérieur à ce qu'il est au niveau national ou même à La Réunion (respectivement 0,6 % et 1,5 % de taux de croissance annuel moyen sur la période 1999-2006) (INSEE, 2007). La natalité élevée (indice de fécondité de 5 enfants par femme contre 1,7 enfant par femme en métropole) et l'immigration en provenance des îles voisines sont à l'origine de cette croissance démographique.

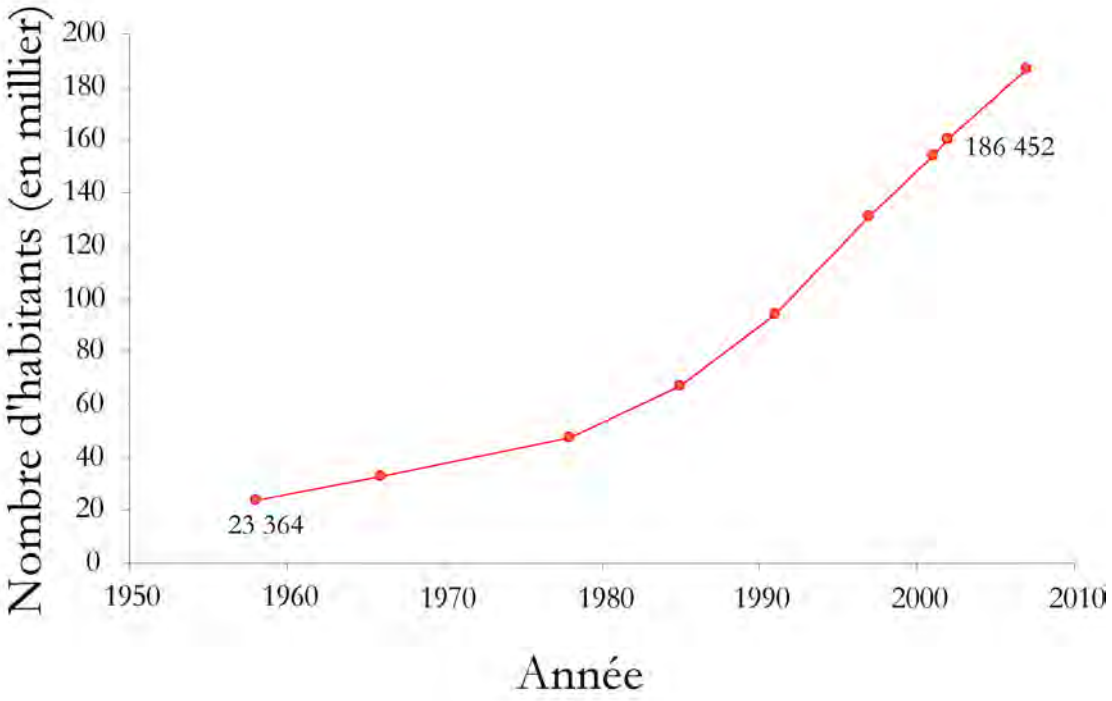



**Figure 1.6** : Evolution de la population de Mayotte depuis 1960 jusqu'au dernier recensement de 2007, Source INSEE).

Mayotte détient la plus forte densité des DOM-TOM avec 511 habitants au km². Elle se rapproche de la densité de l'île Maurice qui détient le record parmi les îles du Sud-ouest de l'océan Indien avec 587 habitants au km² en 2001. Les communes mahoraises les plus peuplées (Mamoudzou notamment) continuent de s'accroître fortement et la densité de population dépasse les 2 000 habitants par km² dans les deux communes de Petite-Terre.

Cette véritable explosion démographique entraîne un développement urbain important. Essentiellement répartie sur le littoral, la population et les activités qui en découlent entraînent inévitablement des problèmes environnementaux. La question du rejet des eaux usées domestiques est un des problèmes majeurs à traiter.

#### 1.2.1.3 L'assainissement à Mayotte

La consommation moyenne d'eau par habitant demeure relativement stable durant les 15 dernières années : 152 m³par habitants et par an (tableau 1.2). En revanche, compte tenu de l'important accroissement démographique, la consommation totale, et donc les rejets connaissent une forte augmentation. En 2002, il y a 27 966 abonnés pour 186 000 habitants (soit une personne sur 7). Il est vrai que les familles sont nombreuses mais aussi, certains villages de Mayotte ne possèdent toujours pas l'eau potable courante. Un système de bornes à eau potable est alors mise en place par le SIEAM à la disposition des villageois (ex : Kwalé). Lorsque tous les villages et foyers seront raccordés, le débit d'eaux usées à traiter augmentera encore.

| | 1995 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | Moyenne |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Abonnés | 13129 | 19956 | 22232 | 24642 | 26330 | 27966 | 22376 |
| Consommation (m³) | 1858214 | 2995322 | 3363876 | 3596519 | 4006584 | 4281000 | 3350253 |
| m³/abonné | 162 | 150 | 150 | 146 | 152 | 153 | 152 |

**Tableau 1.2** : Consommation d'eau à Mayotte : nombre d'abonnés, consommation totale et par habitants (Source INSEE Mayotte 2004)

Depuis 1998, les communes ont confié la compétence de l'assainissement au SIEAM (article 2 de ses statuts, cf annexe A). Actuellement seule la commune de Mamoudzou est équipée d'une station d'épuration classique (STEP) fonctionnelle, mais cela représente environ 10 000 habitants sur une population de 200 000 Mahorais. C'est en 1999, que la collectivité a entrepris de réaliser des travaux d'envergure sur la commune de Mamoudzou (station d'épuration, collecteur). L'année 2001 aura été marquée par la mise en service de la station

d'épuration du Baobab et la pose d'environ 30 km de réseau d'assainissement. En 2010, elle vient d'être agrandie pour faire face à l'augmentation du volume des rejets à traiter.

Cependant, de nombreux villages restent à assainir car le système de traitement présent aujourd'hui connaît de nombreuses difficultés : manque de stations d'épuration, dysfonctionnement des stations existantes, problèmes de raccordement des habitants au réseau existant. De plus, les méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées sont coûteuses à la mise en place et à l'entretien. Le problème des rejets des stations d'épuration se pose notamment à cause des dysfonctionnements importants des 120 "mini-stations" construites dans le cadre de lotissements, d'opérations de résorption de l'habitat insalubre ou de bâtiments scolaires en mauvais état, et anciennement gérées par des sociétés sous contrats privés. Aujourd'hui, la gestion semi-collective de ces assainissements est envisagée par le SIEAM.

Aujourd'hui la plus grande partie des eaux usées s'écoule donc librement dans le lagon sans réel traitement préalable. La première démarche de protection de l'île et de son lagon est donc de traiter ces eaux usées de manière efficace afin de préserver durablement la qualité des eaux du lagon et de l'écosystème dans sa globalité. En effet, les rejets en lagon sont difficiles à mettre en place en raison de la vulnérabilité environnementale forte de ce milieu et des coûts induits par la pose d'émissaires marins (obligatoire pour des rejets en bord de mer dans le domaine public maritime). De la même façon, les débits à infiltrer dans le sous-sol à l'échelle d'infrastructures collectives sont trop importants et nécessitent des surfaces d'infiltration non disponibles. Enfin, le réseau hydrographique de Mayotte est peu développé, les débits des rivières sont faibles, particulièrement dans le sud de l'île. En outre, celles-ci se jettent rapidement soit dans la mangrove, soit dans le lagon, compte tenu du caractère littoral des villages mahorais.

Pour remédier aux difficultés de traitement des eaux usées et aux problèmes sanitaires et environnementaux engendrés, des solutions doivent être proposées et des alternatives explorées pour les zones tropicales et notamment à Mayotte.

### 1.2.2 Cadre institutionnel

#### 1.2.2.1 Le SIEAM

Le *Syndicat Intercommunal d'Eau et d'Assainissement de Mayotte* (SIEAM) exerce en lieu et place des communes de Mayotte la compétence assainissement. Né en 1992 de la fusion de plusieurs Syndicats des Eaux présents initialement sur l'île qui avaient une vocation simplifiée de distribution d'eau brute, il regroupe aujourd'hui l'ensemble des communes de Mayotte (17 au total) qui délèguent leur compétence « Eau potable » (Production et distribution), au SIEAM, Etablissement Public à Caractère Industriel et commercial (EPCI) créé pour l'occasion. Il faudra attendre 1998 pour que le SIEAM se charge également de la compétence assainissement pour l'ensemble des communes de Mayotte.
Depuis 2003, le SIEAM consolide sa politique d'accès à l'eau potable aussi bien en quantité qu'en qualité, intégrant parallèlement la mise en place d'un service d'assainissement. C'est véritablement en 2004, suite à la première étape de la décentralisation, que la Maîtrise d'Ouvrage CDM (dirigée et contrôlée par l'Etat), est définitivement transférée au SIEAM. Les travaux d'assainissement dans les communes sont programmés dans le principe de la solidarité intercommunale sur la base du Schéma Directeur d'Assainissement des eaux usées.

La problématique majeure rencontrée pour la réalisation de ces systèmes d'assainissement est la sensibilité des milieux récepteurs potentiels mahorais (lagon, sous-sols, rivières, mangroves). Face à l'ensemble des contraintes environnementales, économiques et sociales de l'île, le SIEAM étudie depuis plusieurs années la mise en place de solutions alternatives pour le traitement des eaux usées domestiques, potentiellement plus adaptées aux particularités du contexte local.

Plusieurs communes sont déjà équipées de systèmes d'assainissement extensifs : 2 lagunages naturels (villages de Dzoumonié, M'ronabéja), 5 filtres plantés (Coconi, Tsingoni, Vahibé, Hagnoundrou, Pamanzi (figure 1.7)). Cependant 35 villages sur 73 ne possèdent aucun système d'assainissement et les eaux usées domestiques s'écoulent donc librement dans le lagon.

**Figure 1.7.** Test de différentes espèces (de gauche à droite : *Typha sp*, *Phragmites sp*) pour la réalisation de filtres plantés en Petite Terre, station de Pamandzi

#### 1.2.2.2 Le laboratoire EcoLab

EcoLab, *Laboratoire d'écologie fonctionnelle*, est une Unité Mixte de Recherche (UMR 5245) du CNRS, de l'Université Paul Sabatier, Toulouse III et de l'Institut National Polytechnique de Toulouse. Le laboratoire est rattaché aujourd'hui au nouvel *Institut National Ecologie et Environnement* du CNRS *(INEE)*. Sa vocation est l'étude du fonctionnement des communautés et des écosystèmes et de leurs interrelations. Ainsi, le rôle de la biodiversité dans les fonctions des écosystèmes, l'influence des régimes de perturbations sur la biodiversité, la dynamique et l'effet des polluants ou encore la bioremédiation et la restauration des milieux naturels constituent des thèmes majeurs du laboratoire.
La mangrove est un des modèles d'étude privilégiés par EcoLab. Cet écosystème y est étudié dans le cadre de recherches à approche plutôt fondamentale, en Guyane notamment, et de programmes finalisés relevant du domaine de *l'ingénierie écologique*. C'est dans ce dernier cadre que s'insère le projet mangrove et bioremédiation à Mayotte.

#### 1.2.2.3 Création du projet pilote : mangrove et bioremédiation

*a. Etat des lieux :*
En 2006, le SIEAM émet l'idée de valoriser la mangrove et d'améliorer les conditions de vie des villages côtiers comme Malamani. Il propose d'implanter un collecteur d'eaux usées domestiques en amont de la mangrove et de rejeter les eaux prétraitées dans cette mangrove dans l'idée de l'utiliser comme un « filtre planté naturel ».

Les mangroves, développées sur le littoral de l'archipel sur plus de 700 ha, constituent une interface obligée entre un espace côtier en voie d'aménagement et un lagon fragile et riche dans lequel l'essentiel des eaux usées se déverse librement (Gourbesville and Thomassin 2000). C'est dans ce contexte particulier que le projet *Mangrove et Bioremédiation* a été mis en place, afin de répondre à un double objectif, *(i)* évaluer les capacités épuratrices de la

mangrove de Mayotte vis-à-vis d'eaux usées domestiques, *(ii)* valoriser et protéger cet écosystème à grande valeur écologique et patrimoniale, soumis à une forte pression anthropique.

*b. Une collaboration bien définie :*

Le projet *Mangrove et Bioremédiation* a été lancé en 2006 en partenariat entre le SIEAM et EcoLab. Philippe Jusiak (directeur technique des services) a été l'initiateur et le coordinateur du projet pour le SIEAM jusqu'au 15 juillet 2009, relayé à cette date par Christophe Riegel (Ingénieur assainissement). François Fromard (CNRS, écologie des mangroves) est le responsable du projet pour EcoLab, avec à ses côtés Luc Lambs (CNRS, cycle de l'eau, isotopie), José Sanchez (CNRS, cycle de l'azote), Romain Walcker (Université, Système d'Information Géographique), Sabine Sauvage (CNRS, modélisation), Etienne Muller (CNRS, expérimentations). Centré sur ce sujet, ma thèse a débuté en septembre 2006, soutenue par une bourse CIFRE (oct 2006 - sept 2009, partenariat ANRT-SIEAM), puis par un contrat SIEAM (oct. 2009 - mars 2010).

Le SIEAM s'est chargé de l'étude de faisabilité, de la mise en place, de la construction et du suivi technique de maintenance des systèmes de collecte des eaux, de décantation, de contrôle des rejets (figure 1.8). La partie scientifique de ce projet a été confiée au laboratoire EcoLab spécialisé dans le domaine des interactions et du fonctionnement hydrobio-géochimique des interfaces eau/végétation/sédiment (notamment dans les mangroves).

Le projet est suivi par un Comité de Pilotage réuni deux fois par an à Mayotte, constitué de représentants de la DAF, du Conservatoire du Littoral et des Rivages Lacustres, de la DE, de la Préfecture de Mayotte, du Conseil Général, de la DASS, le bureau d'études ESPACE, des communes concernées et d'associations mahoraises de protection de l'environnement.

Le SIEAM est le financeur principal du projet, qui est soutenu également par le programme *Ingénierie écologique* du CNRS, et par des actions ponctuelles (BQR) de l'Université de Paul Sabatier, Toulouse et de l'OMP (Observatoire Midi-Pyrénées).

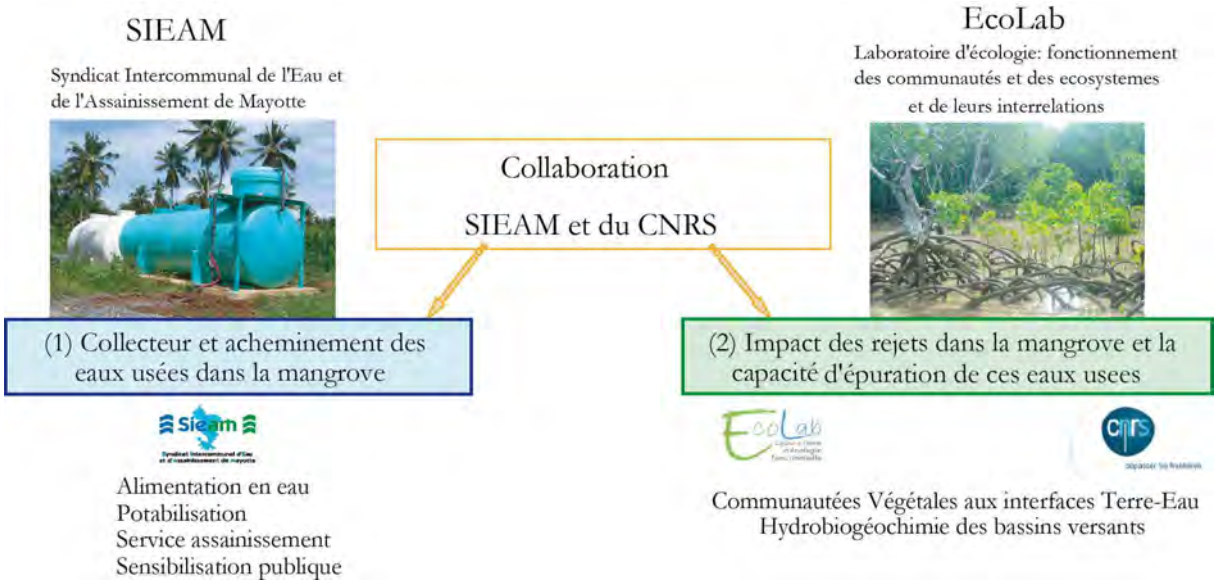



**Figure 1.8** : Répartition des rôles du SIEAM et des équipes de recherche d'EcoLab dans le projet Mangrove et Bioremédiation.

## 1.3 Cadre scientifique : le projet de recherche

### 1.3.1 Etat de l'art : Mangrove et Bioremédiation

#### 1.3.1.1 La mangrove : un écotone particulier

Les **mangroves** se développent sur les aires côtières des régions intertropicales (entre 30° S et 30° N) dans la zone de balancement de marées (Blasco, 1991). Cette forêt littorale de faible diversité spécifique est composée de ligneux appelés palétuviers et d'espèces associées telles que palmiers, épiphytes et fougères (Tomlinson, 1986). A l'échelle de la mangrove, les différents genres et familles s'organisent en bandes de végétation, **faciès** successifs parallèles au trait de côte et offrent une zonation répondant aux exigences écologiques de chaque type de végétation. En effet, les mangroves font face à plusieurs facteurs biotiques et abiotiques contraignants: sédiments instables et anoxiques, cycle des marées entraînant une salinité variable du milieu, et de faibles concentrations en nutriments. Les palétuviers ont développé des systèmes adaptatifs particuliers pour répondre à ces différentes contraintes du milieu. Ces **adaptations** se traduisent par des réponses morphologiques notamment au niveau du système racinaire (racines échasses pour le genre *Rhizophora,* racines secondaires verticales émergeant du substrat dites pneumatophores chez les genres *Avicennia* et *Sonneratia*), des réponses physiologiques pour faciliter la respiration et pour supporter la présence de sel (présence de lenticelles permettant les échanges gazeux à la base des troncs et racines, blocage de l'entrée du sel au niveau racinaire, ou présence de glandes foliaires excrétrices), et également des réponses adaptatives de l'appareil reproducteur (caractère de viviparité : après fécondation, l'embryon se développe sur la plante-mère) (Tomlinson, 1986).

La mangrove peut se diviser en quatre grands compartiments (Eau, Sédiment, Végétation et Faune) en interaction permanente. Il s'agit d'un écosystème ouvert traversé par des flux de matière entre ces différents compartiments, en particulier grâce à l'écoulement de l'eau. Les variations des niveaux d'**eau** sont provoquées par les marées et la houle, ainsi que par les apports en eau douce (cours d'eau, pluie). La mangrove est successivement inondée et exondée par les marées biquotidiennes, entraînant des phénomènes de transport de matière et de dilution. La **végétation** crée véritablement l'habitat général de cet écosystème. Elle augmente la stabilité du substrat vaseux et favorise le dépôt des matières en suspension. Parmi la faune de la mangrove, les **crabes** jouent un rôle capital dans la structure et le

fonctionnement global de la mangrove, par leur mode de nutrition et leurs habitats (Lee, 1998; Koo *et al.,* 2007; Kristensen, 2008). Ce sont de véritables **organismes ingénieurs** de l'écosystème mangrove. Leurs principales activités (forage de terriers, enfouissement de la litière) provoquent des modifications dans la structure et la composition du sédiment en contribuant à la décomposition de la matière organique (du moins celle qui n'est pas exportée par les marées) (Kristensen, 2007). Le **sédiment** est le siège des processus biogéochimiques puisqu'ils contiennent les bactéries, microorganismes et enzymes indispensables au recyclage de la matière organique et fortement influencés par l'écoulement de l'eau et par les phénomènes de bioturbation induits par la macrofaune (Lee, 1998 ; Salgado Kent and McGuiness, 2006). Les paramètres tels que température, pH, potentiel redox, composition du sédiment ou encore salinité influencent considérablement la cinétique des processus biochimiques.

#### 1.3.1.2 Des aptitudes à la bioremédiation ?

La bioremédiation est définie comme le processus par lequel les déchets organiques sont biologiquement dégradés dans des conditions contrôlées à une concentration inoffensive, ou au-dessous des limites de concentration établies par la réglementation (Anderson *et al.,* 1993 ; Mueller *et al.,* 1996 ; Vidali, 2001). La combinaison d'un sol saturé, de plantes et de microorganismes confère au milieu des conditions à la fois anaérobies et aérobies nécessaires à la réduction des polluants contenus dans les eaux usées domestiques (Wong *et al.,* 1995), tout comme les procédés d'assainissement extensifs tels que les filtres plantés.

De part son fonctionnement et sa position littorale, la mangrove contribue fortement au piégeage des nutriments et à la transformation de la matière organique et matières en suspension des eaux estuariennes et côtières. Ecosystème complexe, caractérisé par une forte dynamique et une productivité primaire élevée (Betoulle *et al.*, 2001, Fromard *et al.,* 1998, 2004), la mangrove est capable d'accepter un tel apport excédentaire, sans provoquer de déséquilibre biologique ni de rupture fonctionnelle. Nedwell (1975) montre que les mangroves sont plus aptes à recevoir des enrichissements organiques que la majorité d'autres écosystèmes aquatiques, comme les rivières, les eaux estuariennes et les lagons qui peuvent souffrir d'eutrophisation en réponse à un excès de nutriments.
Basé sur ce constat, depuis près d'une trentaine d'années, plusieurs auteurs s'accordent à dire que la mangrove possède un réel potentiel pour être utilisé comme « traitement naturel final

d'eaux usées domestiques », réduisant ainsi la pollution côtière, notamment les risques d'eutrophisation et de bloom algal (Tam et Wong, 1995, Yu *et al.,* 1997 ; Tam *et al.,* 1998, Yim *et al.,* 1999 ; Boonsong *et al.,* 2003).

Le concept d'utilisation des mangroves comme système de traitement des eaux usées domestiques, procédé alternatif peu couteux, est proposé en 1978 avec les premiers travaux de Henley *et al*. Les recherches à ce sujet commencent alors à se développer et ce procédé à se mettre en place.

Les premières études, réalisées plutôt dans les zones humides et marécageuses, se sont d'abord intéressées aux phénomènes de rétention des nutriments N et P par les sols (Munsell *et al.,* 1985 ; Richardson *et al.,* 1985 ; Wathugala *et al.,* 1985 ; Dunbanbin *et al.,* 1992). Boyt *et al.,* (1992) constatent que cette rétention de nutriments dans le sol induit une augmentation de la biomasse des plantes. Ces études ont été étendues aux zones de mangroves. En 1994, Corredor *et al.,* abordent la notion d'épuration du nitrate par la mangrove, proposant ainsi la mangrove comme un éventuel système de traitement secondaire des eaux usées. D'autre études expérimentales et d'observations en milieu naturel montrent de façon générale que la mangrove peut jouer un rôle dans l'épuration des eaux usées (Tam et Wong, 1995 ; Wong *et al.,* 1997 ; Machiwa *et al.,* 1998). Des essais sur le terrain ont montré que les sédiments retiennent efficacement les substances organiques provenant des eaux usées (en particulier l'azote et le phosphore), sans impacts négatifs apparents sur la végétation ni de rupture fonctionnelle mais en augmentant les taux de croissance (Tam and Wong, 1995 ; Wong *et al.,* 1997 ; Machiwa *et al.,* 1998). Le système racinaire très développé induit de bonnes aptitudes de captage et de filtrage des nutriments provenant des eaux usées diminuant les concentrations d'éléments en suspension, de nutriments, et de divers polluants (Wong *et al.,* 1995). De plus, les mangroves semblent résister à l'excès de matière organique apporté par les eaux usées (Wong *et al.,* 1995; Tam *et al.,* 1998, Yim *et al.,* 1999). Boonsong et al, (2003) vont plus loin en proposant de planter des mangroves dans le but de les utiliser comme station de traitement alternatif, et montrent qu'elles seraient aussi efficaces que les mangroves naturelles. Mais en se focalisant sur le piégeage des métaux lourds par les sédiments, Tam *et al*. (1993, 1995, 1996) établissent que la mangrove fonctionne comme un véritable « puits » où vont s'accumuler ces éléments traces. C'est pourquoi, il est primordial de distinguer les eaux usées d'origine industrielle et les eaux usées domestiques dépourvues de métaux lourds.

D'après la littérature, il semble donc que la mangrove ait un réel potentiel pour épurer des eaux usées domestiques, dépourvues de métaux lourds ; elle pourrait jouer le rôle de traitement final dans un système d'assainissement. Mais avant d'appliquer *in situ* de tels procédés de bioremédiation à une région donnée, il est indispensable de mieux connaître le fonctionnement global et la structure des mangroves. Il faut aussi s'intéresser aux éventuels impacts des eaux usées domestiques sur l'ensemble des 4 compartiments de la mangrove car chaque mangrove dispose de caractéristiques écologiques qui lui sont propres.

#### 1.3.1.3 Impact sur l'écosystème

Bien que les recherches au sujet du traitement des eaux usées par la mangrove se soient encore développées ces dernières années, il reste à mieux comprendre les processus qui participent à l'épuration des eaux usées. Durant la dernière décennie, les auteurs se sont plutôt intéressés à l'effet des eaux usées sur le bilan de l'azote et du phosphore dans la mangrove (Meziane et Tsuchiya, 2002 ; Chung *et al.,* 2008 ; Tam *et al.,* 2009). Mais les études d'impact sur le fonctionnement et la dynamique de la végétation, la faune de mangrove ou les communautés microbiennes sont plus récentes et beaucoup moins nombreuses. Il faut donc aussi se focaliser sur l'impact éventuel de ces eaux usées sur ces compartiments, et plus globalement sur le fonctionnement et la dynamique générale de cet écosystème particulièrement fragile et aujourd'hui protégé.

### 1.3.2 Objectifs généraux de l'étude

Les deux objectifs principaux de ce travail consistent (figure 1.9) :

**(i) Capacité épuratrice de la mangrove vis-à-vis des eaux usées domestiques ?**

Etudier le rôle de la mangrove dans un procédé d'assainissement, et plus exactement comme traitement secondaire (ou final). Cet écosystème est-il capable d'absorber et d'épurer des eaux usées domestiques provenant du village, après un traitement via un décanteur primaire, avant qu'elles n'arrivent au lagon ? Quelle quantité d'eau peut-être traitée par une surface donnée de mangrove ? Quels rôles précisément vont jouer les compartiments définis plus haut (eau, sédiment, végétation, crabe), dans l'épuration de ces eaux usées domestiques?

(ii) **Impact des eaux usées domestiques sur l'écosystème mangrove dans sa globalité ?** Peut-il y avoir des effets indésirables sur les espèces composant cet écosystème ? Est-ce que rejeter des eaux usées domestiques même prétraitées peut entraîner des dysfonctionnements et des ruptures dans l'équilibre des processus ? Les palétuviers, les crabes, « souffrent-ils » d'un impact éventuel d'un apport excédentaire de matière organique ou d'eau douce, ou au contraire, en bénéficient-ils ?

Cette thèse a pour objectifs de répondre à ces différentes questions, afin de dégager des arguments quand à l'éventualité d'utilisation de la mangrove comme traitement secondaire des eaux usées domestiques, en tentant de compléter les travaux réalisés jusqu'à aujourd'hui dans différentes mangroves du monde. Elle mettra surtout en avant l'interaction indissociable entre les 4 compartiments (eau, sédiment, végétation, crabe) et leurs réactions face à une perturbation anthropique, en montrant l'importance de chacun d'eux.

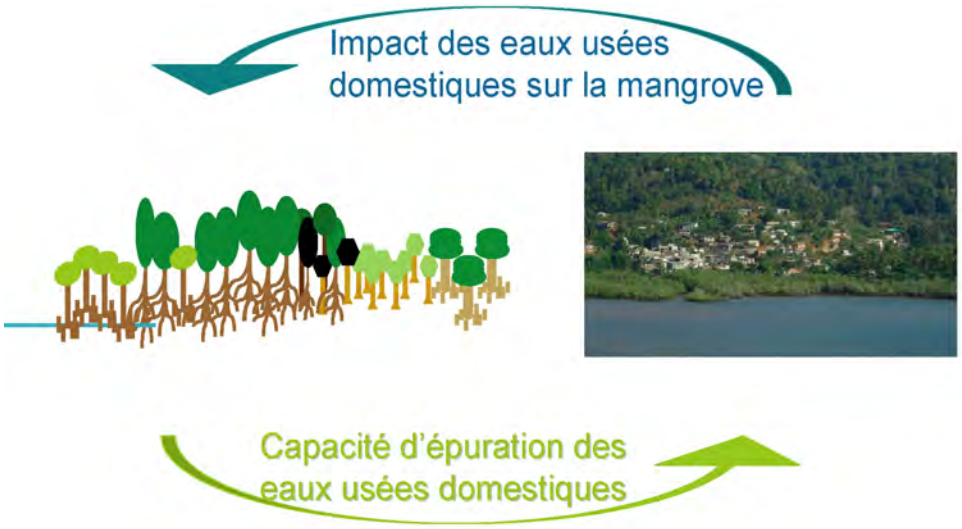



**Figure 1.9** : Les deux objectifs principaux du travail de thèse : évaluer les capacités épuratrice de la mangrove et étudier l'impact des eaux usées sur l'écosystème.

## Références bibliographiques du Chapitre I


Anderson T.A., Guthrie E.A., Walton B.T., 1993. Bioremdiation. Emiron. Si. Technol., Vol. 27. No. 13, 191.

Blasco F., 1991. Les Mangroves. La Recherche 22, 444-453.

Battistini R., Bourrouilh F., Chevalier J.P., Coudray M., 1975. Éléments de terminologie indopacifique. Thetys, 7(1), 112p.

Berland J.M., Boutin C., Cooper P., Molle P., 2001. Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. Guide. Ed. Commission Européenne, Bruxelles. MEEDDM, Paris. Isbn: 92-894-1690-4. 44 p.

Betoulle J.L., Fromard F., FabreA. & Puig H. 2001. Caractérisation des chutes de litière et des apports au sol en nutriments dans une mangrove de Guyane Française. Canadian Journal of Botany 79 (2)., 238-249.

Boonsong K., Piyatiratitivorakul S., Patanaponpaiboon P. 2003. Potential use of mangrove plantation as constructed wetland for municipal wastewater treatment. Water Science and Technology; 48: 257-266.

Boutin C., Liénard A., Lesavre J., 2000a. Wastewater treatment plants for small communities: five attached-growth cultures on fine media. 1er water congress IWA, paris, France, Ref. L 179.

Boutin C., Esser D., Molle P., Liénard A., 2000b. Les filtres et lits plantés de roseaux en traitement d'eaux usées domestiques. Journée technique du GRAIE, Chambéry, France, 1er février 2000.

Boutin C., Liénard, A., Billote N., Naberac J.P., 2003. Association de lagunes naturelles et d'infiltration-percolation: résultats des pilotes et perspectives. Ingénierie N°34, p 35-46.

Boutin C., Liénard A., Molle P., 2007. Les filtres plantés de roseaux, le lagunage naturel, leur association. Comment ? Pourquoi ? CEMAGREF. Sinfotech, les Fiches savoir-faire.

Boyt F. L., Bayley S. E., Zoltek J. 1977. Removal of Nutrients from Treated Municipal Wastewater by Wetland Vegetation. Journal Water Pollution Control Federation; 49: 789-799.

Chung A. K. C., Wu Y., Tam N. F. Y., Wong M. H. 2008. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. Ecological Engineering; 32: 81-89.

Corredor J. E., Morell J. M. 1994. Nitrate Depuration of Secondary Sewage Effluents in Mangrove Sediments. Estuaries; 17: 295-300.

Dellatre C., Bertrand-Krajewski J.L., 1997. Caractérisation et traitabilité des sous-produits solides de l'assainissement pluvial. La houille Blanche, n° 7.

Dunbabin J.S., Bowmer K.H., 1992. Potential use of constructed wetland for treatment of industrial wastewater. of the total environment.

Duncan M., 2003. Domestic Wastewater. Treatment in developing countries. Edition Cromwell Press, Trowbridge, UK. ISBN: 1-84407-019-0.

Fromard F., 2000. Les mangroves de Mayotte. Analyse écologique et propositions de restauration. LET-CNRS Toulouse, Espaces Mayotte, 61 pages.

Fromard F., Puig H., Mougin E., Mart G., Betoulle J.L., Cadamuro L., 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. Oecologia , 115:39-53.

Fromard F., Vega C., Proisy C., 2004. Half a century of dynamic coastal change affecting mangrove shorelines of French Guiana. A case study based on remote sensing data analyses and field surveys. Marine Geology Volume 208, Issues 2-4; 265-280.

Gourbesville P. & Thomassin B.A. 2000. Coastal environment assessment procedure for sustainable wastewater management in tropical islands: the Mayotte example. Ocean & Coastal Management 43, 997-1014.

Jeanson M., 2005. La dynamique des mangroves à l'ouest et au sud de Mayotte. Caractérisation des influences lagonaires. Mémoire de DEA, Géographie physique. Université de Reims.

Koo B. J., Kwon K. K., Hyun J. H. 2007. Effect of environmental conditions on variation in the sediment-water interface created by complex macrofaunal burrows on a tidal flat. Journal of Sea Research; 58: 302-312.

Kristensen H. L., Thorup-Kristensen K. 2007. Effects of vertical distribution of soil inorganic nitrogen on root growth and subsequent nitrogen uptake by field vegetable crops. Soil Use and Management; 23: 338-347.

Kristensen E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. Journal of Sea Research; 59: 30-43.

Lee S. Y. 1998. Ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: a review. Marine and Freshwater Research; 49: 335-343.

Liénard, A., Boutin, C. and Esser, D. 1990. Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control n°11)*. Ed. Cooper P.F. and Findlater, B.C. Pergamon Press, United Kingdom, 183-192.

Liénard A., Guellaf H., Boutin C., 2001. Choice of the sand for sand filters used for secondary treatment of wastewater. Water Science and Technologies. 44(2-3):189-96.

Liénard A., Boutin C., 2003. Constructed wetlands for wastewater treatment and sludge dewatering: The French experience. Actes du Congrès Volterra : Constructed Westlands: application and prospects. IRIDRA. P 247-270.

Liénard A., Troesch S., Molle P., Esser D., 2008. Traitement des boues par lits plantés de roseaux : rappels des points clefs de cette technique. Ingénieries n° Spécial 2008, p 41-49.

Machiwa J. F. 1998. Distribution and remineralization of organic carbon in sediments of a mangrove stand partly contaminated with sewage waste. Ambio; 27: 740-744.

Mandura, M. S., 1997. A mangrove stand under sewage pollution stress: Red Sea. Mangroves and Salt Marches 1, 255-262.

Meziane T., 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: 1-11.

Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G., 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. Water science and Technologie, 51(9):11-21.

Mueller J. G., Cerniglia C. E., Pritchard P. H., 1996. Bioremediation of Environments Contaminated by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. In Bioremediation: Principles and Applications, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 125-194.

Munsell, R. S.; McKenna, P. J.; Flaig, E.; Hall, M., 1985. Phosphate Movement in Columns of Sandy Soil From A Wastewater-Irrigated Site. Soil Science. 140(1):59-68.

Nedwell D. B. 1975. Inorganic Nitrogen-Metabolism in a Eutrophicated Tropical Mangrove Estuary. Water Research; 9: 221-231.

Othman, M. A., 1994. Value of mangroves in coastal protection. Hydrobiologia, (285) 277-282.

Racault Y., Boutin C., 2004. Le lagunage naturel en France : état de l'art et tendances récentes. Ingénieries n° Spécial 2004, P 77-86.

Rustrian E., Delgenès J.P., Bernet N., Moletta R., 1999. Simultaneous removal of carbon, nitrogen and phosphorus from wastewater by coupling two-step anaerobic digestion with a sequencing batch reactor. Journal of Chemical Technology & Biotechnology Volume 73 Issue 4, pp 421-431.

Tomlinson P.B., 1986. The Botany of Mangroves. University Press, Cambridge. Tropical biology series.

Vidali M., 2001.Bioremediation. An overview. Pure Appl. Chem., Vol. 73, No. 7, pp. 1163-1172.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1993. Retention of Nutrients and Heavy-Metals in Mangrove Sediment Receiving Waste-Water of Different Strengths. Environmental Technology; 14: 719-729

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1995. Mangrove Soils as Sinks for Waste-Water-Borne Pollutants. Hydrobiologia; 295: 231-241.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1998. Variations of soil nutrient and organic matter content in a subtropical mangrove ecosystem. Water Air and Soil Pollution; 103: 245-261.

Tam N. F. Y., Wong A. H. Y., Wong M. H., Wong Y. S. 2009. Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply. Ecological Engineering; 35: 453-462.

Wong Y. S., Lan C. Y., Chen G. Z., Li S. H., Chen X. R., Liu Z. P., *et al*.1995. Effect of Waste-Water Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia; 295: 243-254.

Wong Y. S., Tam N. F. Y., Lan C. Y. 1997. Mangrove wetlands as wastewater treatment facility: a field trial. Hydrobiologia; 352: 49-59.

Yim M. W., Tam N. F. Y. 1999. Effects of wastewater-borne heavy metals on mangrove plants and soil microbial activities. Marine Pollution Bulletin; 39: 179-186.

Yu R. Q., Chen G. Z., Wong Y. S., Tam N. F. Y., Lan C. Y. 1997. Benthic macrofauna of the mangrove swamp treated with municipal wastewater. Hydrobiologia; 347: 127-137.

http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000276647

# Chapitre II

## Site d'étude pilote et dispositif expérimental à Malamani

*Cette étude pilote est basée sur la mise en place et le suivi d'un site expérimental situé à Malamani. Les eaux usées domestiques sont collectées puis prétraitées dans un décanteur. Elles sont ensuite rejetées en conditions contrôlées dans 2 parcelles de 2 faciès représentatifs de la mangrove étudiée : faciès à Ceriops tagal et à Rhizophora mucronata. La station fonctionne depuis avril 2008, date à laquelle les rejets en mangrove ont débutés. L'évolution de la mangrove (structure, fonctionnement, dynamique) est suivie à travers les différents compartiments de cet écosystème : eau, sédiment, végétation et crabes, en comparant les 2 parcelles impactées par les eaux usées domestiques à 2 parcelles témoins. Ce chapitre situe géographiquement le lieu de l'expérimentation, décrit la mangrove de Malamani et détaille la mise en place du système de traitement. Il retrace également l'échéancier de l'étude et la méthodologie générale employée pour répondre aux différentes problématiques.*

## 2.1. Le site d'étude et son contexte

### 2.1.1. Contexte climatique à Mayotte

Le climat mahorais est de type tropical humide fortement influencé par l'environnement maritime et par la direction des vents. Il se caractérise par de faibles variations de températures annuelles et journalières et des précipitations abondantes : plus de 1500 mm par an en moyenne sur l'île. Deux saisons ponctuent l'année, l'une chaude et pluvieuse (décembre à avril), l'autre plus fraîche et sèche ; elles sont séparées par deux intersaisons plus brèves (figure 2.1).

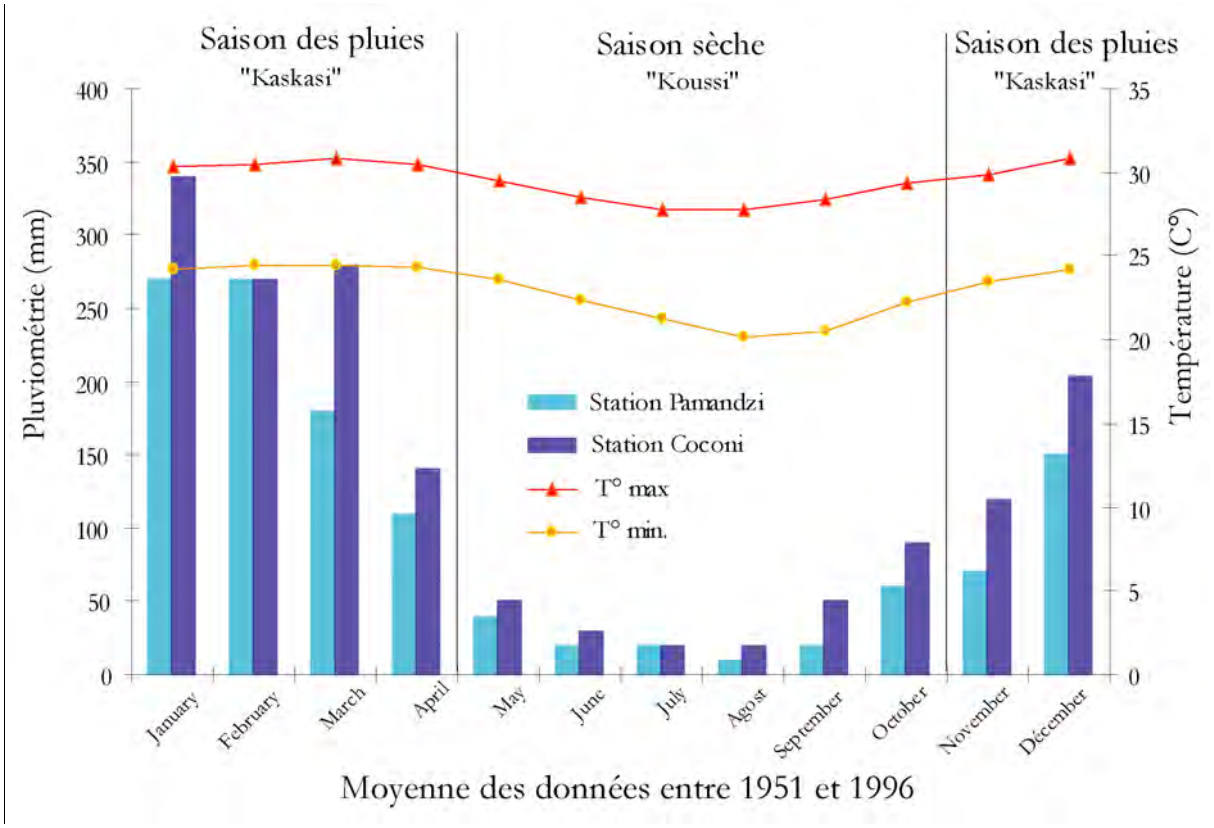



**Figure 2.1** : Diagramme ombrothermique des stations de Coconi (Grande-terre, centre de l'île) et de Pamandzi (Petite-terre). Source : Météo France.

La saison des pluies ou mousson dure d'octobre à avril et correspond à l'été austral où une vaste zone dépressionnaire s'étend du centre de l'Afrique à Madagascar et au sud de l'Océan Indien. D'octobre à mi-janvier, les pluies vont s'établir progressivement, pendant que l'alizé SSE devient moins important. C'est la saison dite du « Miombéni ». De janvier à mars, c'est la pleine mousson, le « Kaskasi », 70 % de la pluviométrie est concentrée sur cette période (figure 2.2). C'est la saison la plus chaude avec des températures de 28°C en moyenne. C'est

aussi la saison où en fonction de l'intensité du système dépressionnaire, les perturbations peuvent prendre la forme de dépressions tropicales et parfois même de cyclones.

La saison sèche ou d'alizé, s'étend d'avril à septembre et correspond à l'hiver austral. Durant la période d'avril à juillet, les alizés apportent des masses d'air encore humide sur l'archipel. Cette saison appelée « Koussi » prolonge les pluies sur les versants sud. De juillet à septembre, c'est le coeur de la saison sèche appelé « Matoulaï ». L'air qui se déplace du Sud Est vers le Nord Ouest, a été asséché par son passage sur Madagascar. Les températures sont plus basses du fait de l'arrivée d'air frais  en provenance du sud (24°C en moyenne).

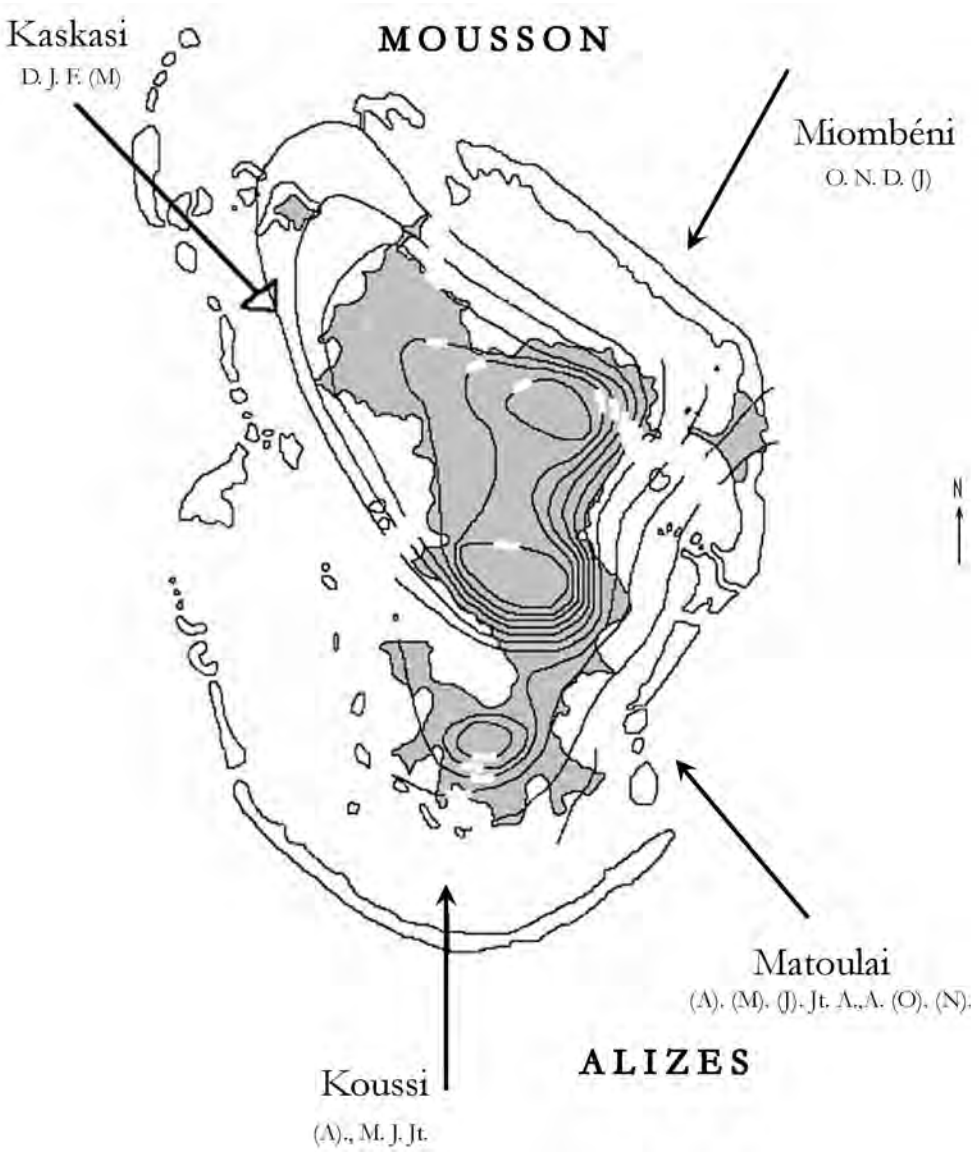



**Figure 2.2** : Direction des vents dominants sur l'île de Mayotte durant les deux principales saisons : saison des pluies (mousson) et saison sèche (alizé), (D'après RAUNET, 1992 dans Besson, 2005).

### 2.1.2. Localisation du village de Malamani : site d'étude pilote

A Mayotte, les mangroves se développent sur 645 ha (Lebigre, 1997) et se sont installées généralement au fond de larges baies envasées, où les courants faibles et les apports des rivières qui y débouchent ont permis l'accrétion des sédiments (Lokonadinpoullé, 2001). Bien que la côte Est de l'île soit la plus colonisée par la végétation de mangrove, la plus importante est celle de la baie de Chirongui (Sud-Ouest) (figure 2.3). Elle se développe en effet sur plus de 7 km, du village de Poroani au nord jusqu'au-delà du village de Tsimkoura au sud, en passant par Malamani et Chirongui. C'est la mangrove la plus grande de l'île en superficie puisqu'elle atteint près de 200 ha.

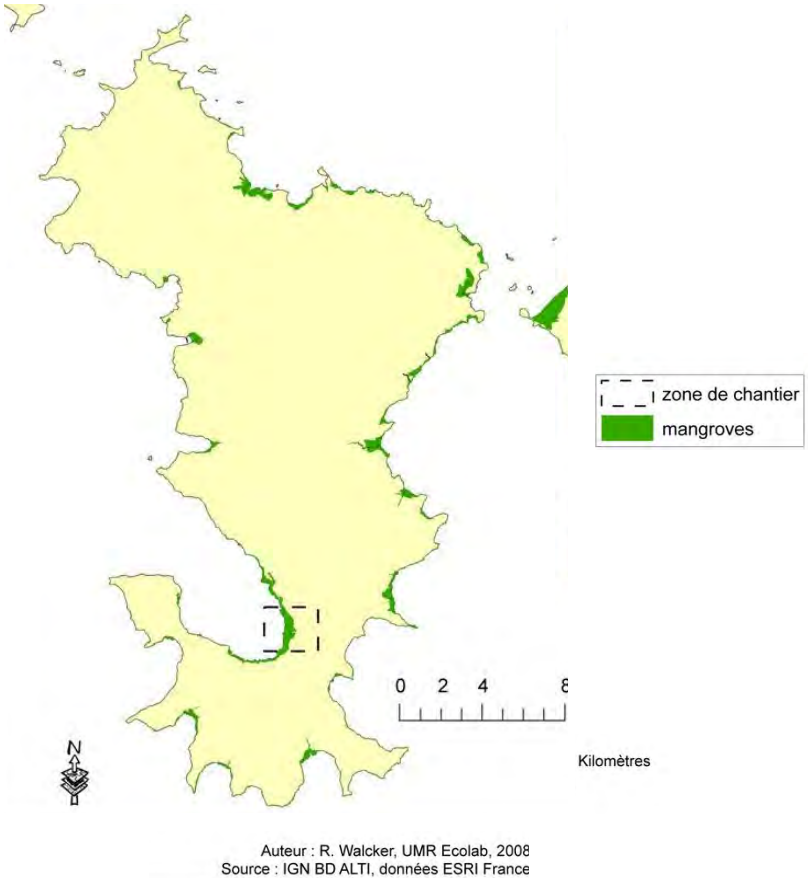



**Figure 2.3** : Localisation du site d'étude à Malamani, village de la commune de Chirongui, sud-ouest de l'ile.

Malamani est un village situé au bord de cette mangrove, et dépend de la commune de Chirongui (figure 2.4). Un lotissement de cases SIM y a été achevé en 2006. Elles sont construites par le Société Immobilière de Mayotte dans le cadre de la politique de Résorption d'Habitats Insalubres (RHI) dont l'objectif est de réaménager l'ensemble des quartiers et des zones urbaines les plus « dégradées », en créant ou en modernisant tous les équipements nécessaires : logements, réseaux d'assainissement, voirie, etc. Cette politique a été mise en

place dans les DOM et à Mayotte. La mise en œuvre se fait sous la conduite des mairies et les communes sont maîtres d'ouvrage des opérations. Ces opérations de réhabilitation présentent un intérêt à la fois sanitaire et social et augmentent l'offre de logements dans ce contexte d'accroissement démographique.

Ce lotissement de 400 EqH est équipé d'un réseau de collecte des eaux usées fonctionnel, mais ne disposait pas d'unité de traitement jusqu'alors. Le SIEAM, en accord avec la maire de Chirongui, a choisi ce site pour réaliser cette étude pilote en raison de la proximité de ce lotissement dépourvu de système de traitement à l'une des plus grande mangrove de l'île.

**Figure 2.4** : Localisation du site d'étude dans la mangrove de la baie de Chirongui.

En aval du lotissement de Malamani se développe une zone de culture, de pâturage et de végétation anthropisée. En saison des pluies, ce secteur, entre le lotissement et la mangrove, est saturé en eau, avec une nappe affleurante.

Les écoulements d'eaux usées provenant du village se font par un drain à l'air libre jusqu'à la mangrove, se mélangeant progressivement aux eaux de drainage issues de la végétation amont, aux eaux de pluies et aux eaux de marées circulant dans la mangrove (figure 2.5 A, B). Ce drain naturel d'eaux usées longe l'arrière mangrove et pénètre ensuite dans la mangrove *sensus stricto* en direction du front de mer (figure 2.5 C, D). De part et d'autre de ce drain, on observe une bande de 20 à 30 mètres de substrat nu parsemé de souches de palétuviers. Cette ouverture artificielle permet de pénétrer dans la mangrove (pécheurs de crabes, enfants) sur environ 250 m, jusqu'à la limite des faciès denses à *Rhizophora mucronata* Lamk.

**Figure 2.5** : Circulation des eaux à travers les différentes zones de végétation : zone de pâturage et d'arrière mangrove (A), le long de l'arrière mangrove dégradée (B), Pénétration du drain dans la mangrove à travers une zone de végétation dégradée (C) et écoulement du drain au cœur du faciès à Rhizophoracées en direction du lagon (D).

### 2.1.3. La mangrove de Malamani

La mangrove de Malamani est située dans la baie de Chirongui. C'est une mangrove de fond de baie, bien structurée, représentative de la diversité des espèces et des faciès de cet écosystème à Mayotte. Elle succède à une large plaine alluviale à vocation agricole, alimentée par plusieurs cours d'eau (*Chanfi, Djaradjajou*) venant se déverser dans la baie. Une observation de photographies aériennes (1989, 1997, 2004) montre une certaine stabilité de cette mangrove bien que dans sa partie nord (village de Mréréni), des processus d'érosion avec recul perceptible des faciès de front de mer (*Sonneratia alba* J. Smith) ont été décrits. Cette mangrove est bien caractérisée puisque des transects ont été réalisés précédemment à hauteur de Mréréni et Malamani, et l'ensemble de la mangrove de la baie de Chirongui a été cartographié (Fromard, 2000 : Fromard et Bousquet Melou, 2000; Lokodaninpoullé, 2001) (figure 2.6).

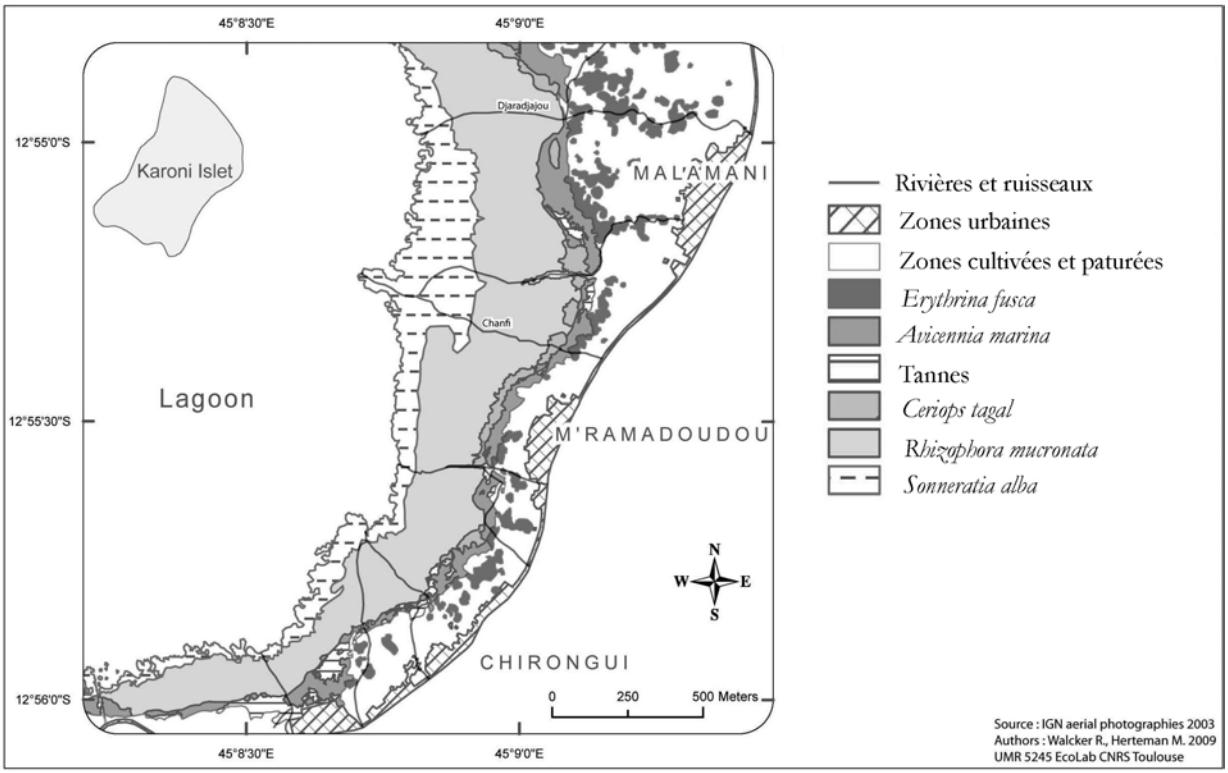



**Figure 2.6** : Couverture végétale de la baie de Chirongui : mangrove et végétation associée.

La limite supérieure d'influence des marées est marquée par une zone d'érosion (substrat nu, cocotiers en partie déchaussés) associée à une formation d'arrière-mangrove dégradée composée d'*Heritiera littoralis* Dryand et de *Xylocarpus granattum* Koenig (figure 2.5 B). En amont de celle-ci se situe une zone de végétation composées d'espèces caractéristiques telles

que : *Colubrina asiatica* L., *Erythrina fusca* Lour. *Thespesia populnea* (L.) Sol. ex Correa, *Hibiscus tiliaceus* L. Ce dernier faciès de végétation est en net recul à Mayotte, remplacé par des zones de culture et d'aménagements divers.

La mangrove *sensus stricto* débute avec un faciès ouvert et dégradé à *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh., suivi d'une formation à *Ceriops tagal* (Perr.) C.B. Robinson, très dense (figure 2.7). Après une zone de transition où se mélangent *C. tagal* et *Rhizophora mucronata,* le faciès suivant, en direction du front de mer, est composé de *R. mucronata* où l'on trouve des patchs de *Bruguiera gymnorhiza* (L.) Lamk. Les formations à *Sonneratia alba* marquent classiquement la limite aval de la mangrove à Mayotte. Ces dernières sont fréquemment dépérissent, symptôme causé par le déchaussement des arbres sous l'effet de l'érosion du à au mouvement de houle (processus déjà constaté au niveau de Miréréni).
Les espèces peuplant la mangrove de Mayotte sont les mêmes que celles présentes dans les mangroves asiatiques et australiennes (aire de répartition orientale des mangroves). Ceci permet d'établir un parallèle avec les études précédentes menées en Australie et à Hong Kong prouvant que les mangroves peuvent accepter un excès de nutriments apporté par des eaux usées sans rupture fonctionnelle apparente (Kelly, 1995 ; Tam and Wong 1993, 1999 ; Wong *et al.,* 1995 ; Tam, 1998 ).

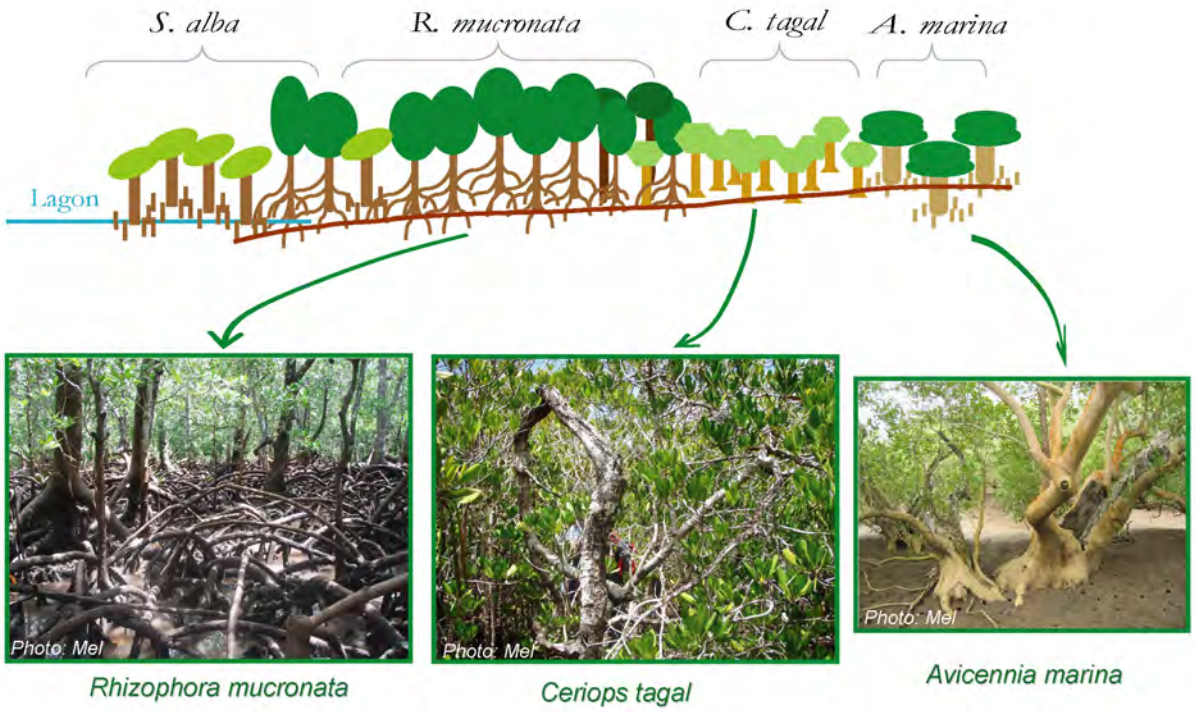



**Figure 2.7** : Zonation de végétation observée à Malamani de l'amont (à droite) vers l'aval (à gauche) ou se succèdent différents faciès dominés par les espèces de palétuviers suivant : *Avicennia marina, Ceriops tagal, Rhizophora mucronata, Sonneratia alba.*

## 2.2. Dispositif de l'unité de traitement à Malamani

*Description globale du fonctionnement*

Les eaux brutes issues du réseau de collecte sont acheminées vers une unité de prétraitement. En sortie, les effluents décantés sont stockés dans un bassin tampon avant le transfert vers la mangrove.

*Composition et implantation du dispositif :*

Le dispositif est composé d'un réseau de collecte, d'une unité de traitement primaire, et d'un système d'épandage en milieu de mangrove qui joue le rôle de traitement secondaire. C'est le bureau d'études mahorais ETG qui a été en charge de la réalisation des études techniques et du suivi des travaux pour la mise en place de l'ensemble de la structure d'assainissement des eaux conçue par la collaboration des équipes EcoLab-SIEAM.

Ce dispositif est implanté à l'Est du village de Malamani, et est divisée en trois zones (figure 2.8 et 2.9):

-située en sortie du lotissement, une première zone accueille un local technique, le décanteur digesteur, et les postes de refoulement,

-une deuxième zone, située sur le terrain de pâture domanial, est traversée par les canalisations,

-la zone de mangrove où est installé le dispositif de rejets diffus et contrôlés des effluents prétraitées.

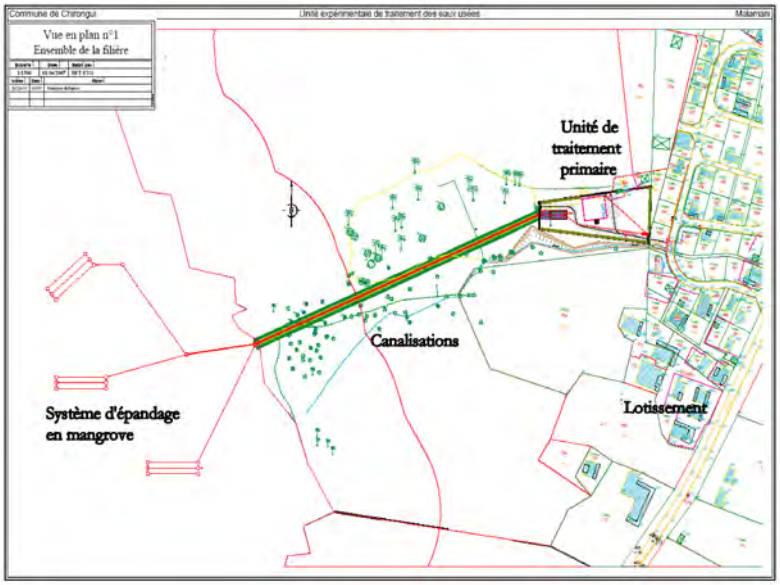



**Figure 2.8** : Vu d'ensemble de la filière de l'unité de traitement des eaux usées domestiques à l'épandage en mangrove issues du lotissement de Malamani (400 EqH).

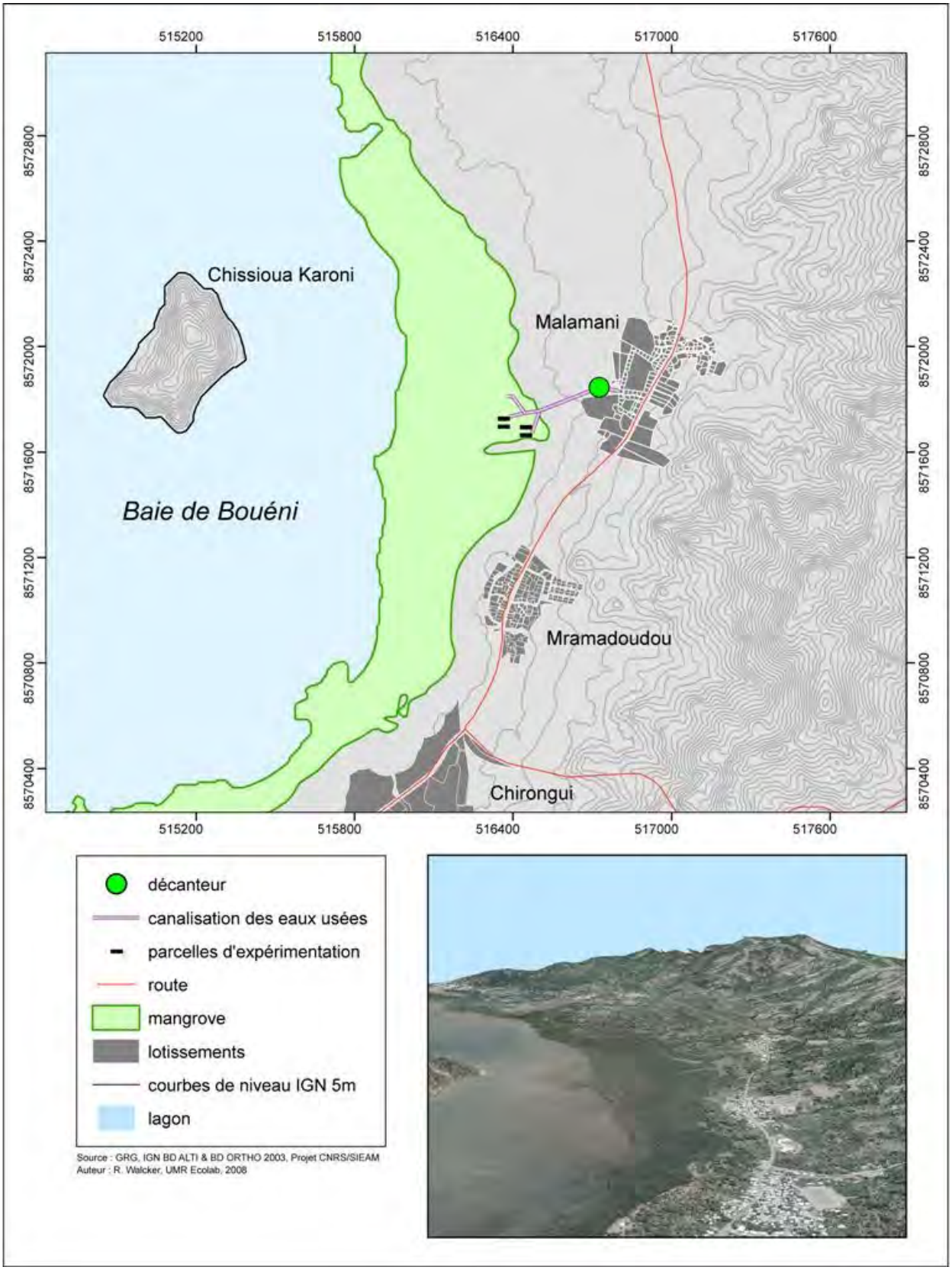



**Figure 2.9 :** Situation générale de l'unité de traitement, des canalisations et des parcelles expérimentales situées en mangrove de Malamani.

### 2.2.1. Réseau de collecte des eaux usées domestiques du lotissement

Selon le plan de récolement du réseau d'eaux usées du lotissement de Malamani, ce réseau est gravitaire. Les canalisations sont en PVC, d'un diamètre de 200 mm. Le réseau assure la collecte de 80 parcelles, chaque parcelle contient une habitation représentant en moyenne 5 équivalents habitants (EqH). La capacité d'assainissement nécessaire pour le lotissement de Malamani se base donc sur 400 EqH.

En considérant la définition de l'Eqh en fonction des charges (tableau 2.1) et la valeur de 400 EqH, la pollution journalière arrivant au système de traitement a été initialement estimée par le bureau ETG (tableau 2.1). Le débit journalier considéré est de 40 $m^3.j^{-1}$ et il correspond au débit d'eau prétraitée qui est rejeté dans la mangrove.

| Débit journalier | 1 EqH soit 100 $l.j^{-1}$ | 400 EqH soit 40 $m^3.j^{-1}$ |
|---|---|---|
| Unités | ($g.j^{-1}$) | ($kg.j^{-1}$) |
| DBO5 | 45 | 18 |
| MES | 50 | 20 |
| NTK | 15 | 6 |
| Ptot | 4 | 1,6 |
| Débit Moyen horaire | | 1,67$m^3,j^{-1}$ |
| Débit de pointe | | 5,0 $m^3,j^{-1}$ |

**Tableau 2.1 :** Pollution journalière arrivant au système de traitement

### 2.2.2. Unité de traitement primaire : le décanteur

L'unité de traitement primaire se compose des différents éléments détaillés ci-dessous.

• Le **poste de relevage** assure le pompage des eaux provenant du réseau de collecte vers l'entrée du décanteur quelques mètres plus haut, afin de permettre un écoulement gravitaire dans l'unité de traitement (figure 2.10 a).

• La **cuve de réception** est une cuve fermée servant à réduire la vitesse du flux entrant dans le décanteur-digesteur et favorisant un écoulement laminaire de l'eau au sein du décanteur (figure 2.10 b).

• Le **décanteur** : l'objectif de cet ouvrage est de réduire de 50% les matières en suspension (MES), ce qui correspond à un abattement de la matière organique carbonée exprimée par le

$DBO_5$ de l'ordre de 30% (figure 2.10 a). C'est un cylindre horizontal de polyester de diamètre 2,5 m, pour une longueur totale de 9,05 m et un volume de 44,4 $m^3$, et d'un poids total en charge de 35 tonnes (80% du volume rempli par des eaux usées de masse volumique égale à $1t.m^{-3}$), dans lequel deux lames séparent la partie décantation de la partie digestion (cf. annexe B). Les sédiments venant se déposer sur les lames s'écoulent ensuite lentement vers l'ouvrage de digestion sous forme de boues liquides, et sont traités par digestion anaérobie. Les boues primaires ainsi produites sont évacuées manuellement 2 fois par an lors du curage de l'ouvrage et transportées à la STEP du Baobab de Mamoudzou pour séchage, compactage puis enfouissement.
L'effluent traverse donc le décanteur, se libère d'une partie des MES, mais n'est pas mis en contact avec les boues et n'effectue aucun passage au sein de la partie digestion. Afin de limiter le développement bactérien, le temps de séjour dans le décanteur doit être inférieur à 3h.

• Le **bassin tampon** sert de bassin de stockage. Il permet de réguler le débit d'émission des effluents vers la mangrove et de lisser les sauts de débit (figure 2.10 a). Fabriqué en polyester, il est de forme cylindrique et mesure 3 m de diamètre pour 6,5 m de long, et a une capacité de 45 $m^3$ pour un volume utile de 40 $m^3/j$. Les conditions de stockage sont anaérobies. Le temps de séjour maximal choisi des effluents est de 24h.

Les eaux usées prétraitées sont ensuite acheminées vers la mangrove. Pour cela, des canalisations aériennes ont été mises en place entre le bassin tampon et la mangrove, traversant une zone de pâturage et de culture, puis un tanne[2] situé plus en aval. Ces zones étant pour la majeure partie de l'année, imbibées d'eau (eaux de pluie, nappe affleurante, marées de vives eaux), les canalisations ont été positionnées dans un merlon végétalisé (figure 2.10 b, c), réalisé afin d'enterrer le réseau lorsqu'il traverse la zone de pâturage et hors du sol dans le tanne (figure 2.10 d, e), pour éviter une accumulation rapide d'algues pouvant colmater rapidement le dispositif de drainage (poteaux de bois à 1,20m du sol afin d'être hors d'atteinte des marées).

[2] Tanne : Un tanne désigne une zone d'une mangrove (ou d'un marai maritime) la moins fréquemment submergée et généralement sursalées, où le sol est nu ou peu végétalisé.

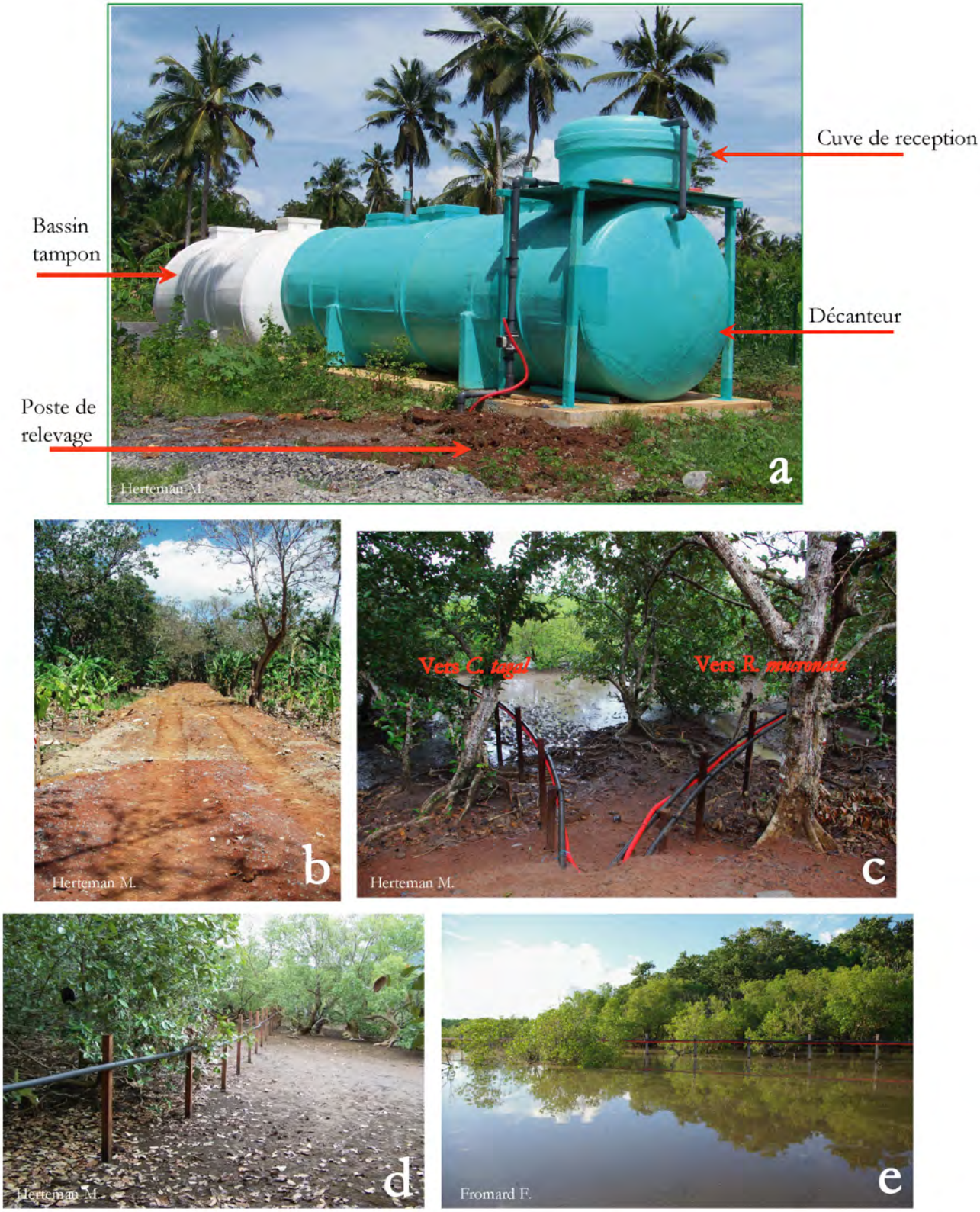



**Figure 2.10 :** Unité de traitement primaire (a), ses différents éléments (poste de relevage, cuve de réception, décanteur, bassin tampon), et l'acheminement des eaux usées vers la mangrove par le merlon (b) qui amène 10 $m^3$ d'eau usées dans chacune des parcelles du faciès à *C. tagal* et à *R. mucronata* (c), après avoir traversé le tanne (d, e).

### 2.2.3. Le système d'épandage en mangrove

En Octobre 2006, 4 parcelles (45m x 15m chacune, soit 675m² de surface) ont été mises en place en mangrove, dans les deux faciès les plus représentatifs, respectivement dominés par les palétuviers *Ceriops tagal* et *Rhizophora mucronata*: deux reçoivent les eaux usées et deux sont des parcelles témoins  équivalentes (figure 2.11).

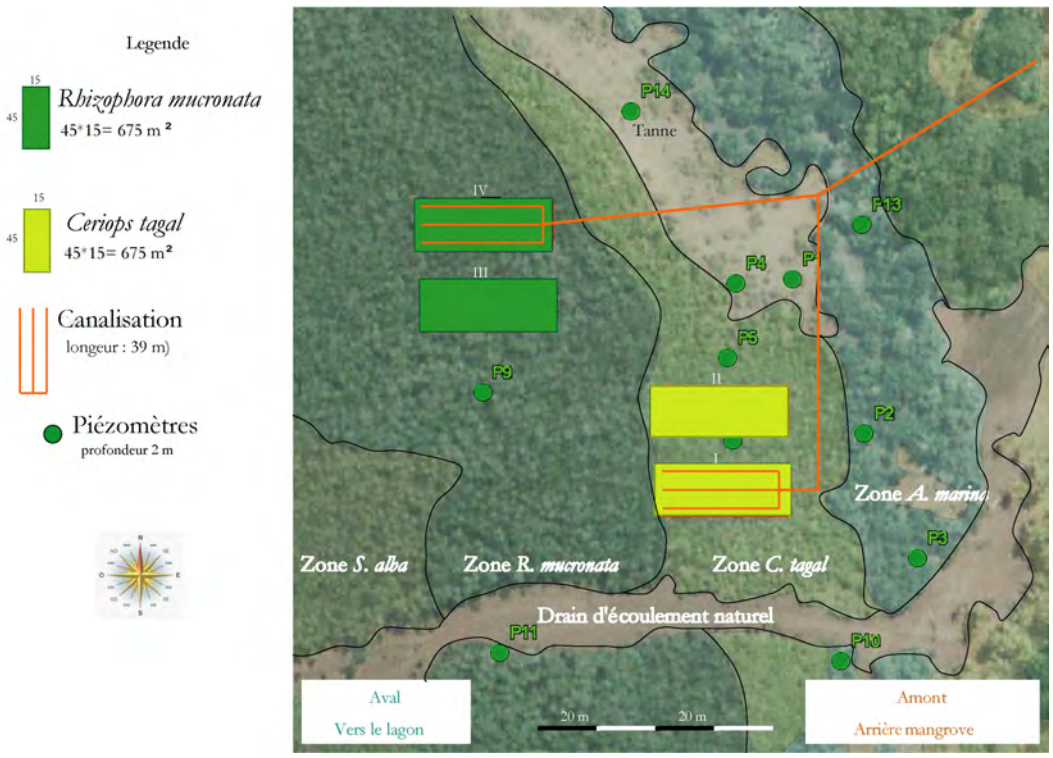



**Figure 2.11 :** Parcelles expérimentales dans deux faciès représentatifs de l'écosystème, respectivement dominés par les palétuviers *Ceriops tagal* et *Rhizophora mucronata* dont deux reçoivent les eaux usées et deux sont témoins.

Les eaux sortant du bassin tampon sont rejetées dans la mangrove de façon contrôlée et dans des parcelles expérimentales faisant l'objet de suivis. Les rejets s'effectuent par aspersion lente au moyen de 3 rampes de tuyaux (de diamètre de 40mm) percés tous les 2m (figure 2.12), une heure avant la marrée basse afin de favoriser l'infiltration dans le sédiment et non un écoulement directement dans le lagon. Le rythme de rejet est d'une fois par jour, soit toutes les deux marées basses, afin d'éviter un ennoiement trop important des terriers de crabes. Le stockage temporaire des eaux usées dans la cuve de rétention permet la régulation des rejets avec un système d'électrovannes et de programmateurs pour le calage efficace avec la marée. Les volumes et les débits sont régulés en amont grâce à un système de télégestion SOFREL. Le dispositif est paramétré pour relarguer 10m$^3$ par jour sur chacune des deux

parcelles impactées. Les rejets excédentaires, importants en saison des pluies sont rejetés dans une troisième parcelle.

**Figure 2.12 :** Système de rejets des eaux usées domestiques dans les parcelles expérimentales.

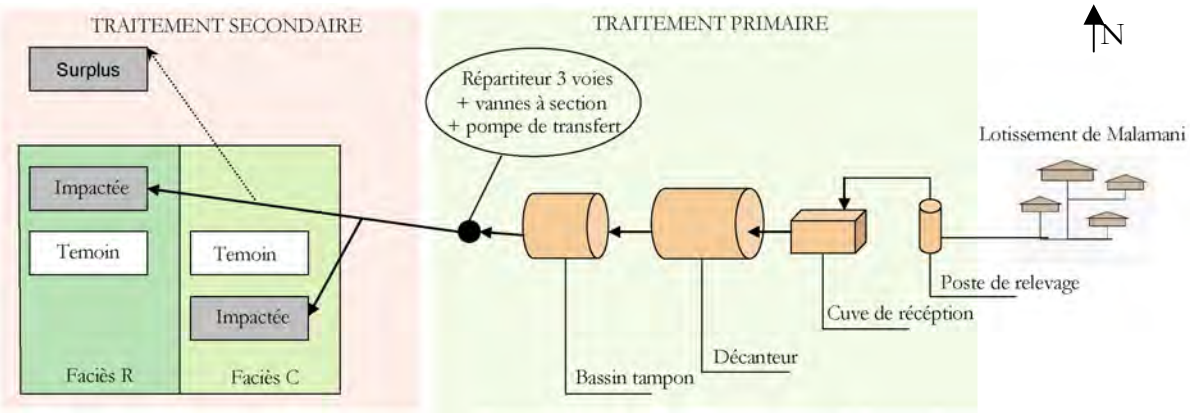



**Figure 2.13 :** Schéma global du site d'étude pilote, du lotissement aux parcelles expérimentales dans la mangrove (modifié d'après Louvet, 2009).

## 2.2.4. Dispositif expérimental général en mangrove

Dans chacune des parcelles sont installés des dispositifs d'observation et de mesures : des quadrats d'analyse de structure de la végétation, des collecteurs de litière pour le suivi de la productivité (cf détails dans chapitre 5). Un réseau de 15 piézomètres (tubes de 2m, crépiné sur 1m, enfouis dans le sédiment), dont 2 équipés de sonde automatique (*Diver*), complète ce dispositif afin de caractériser l'hydrologie (hauteur de nappe, conductivité/salinité, température) (figure 2.14).

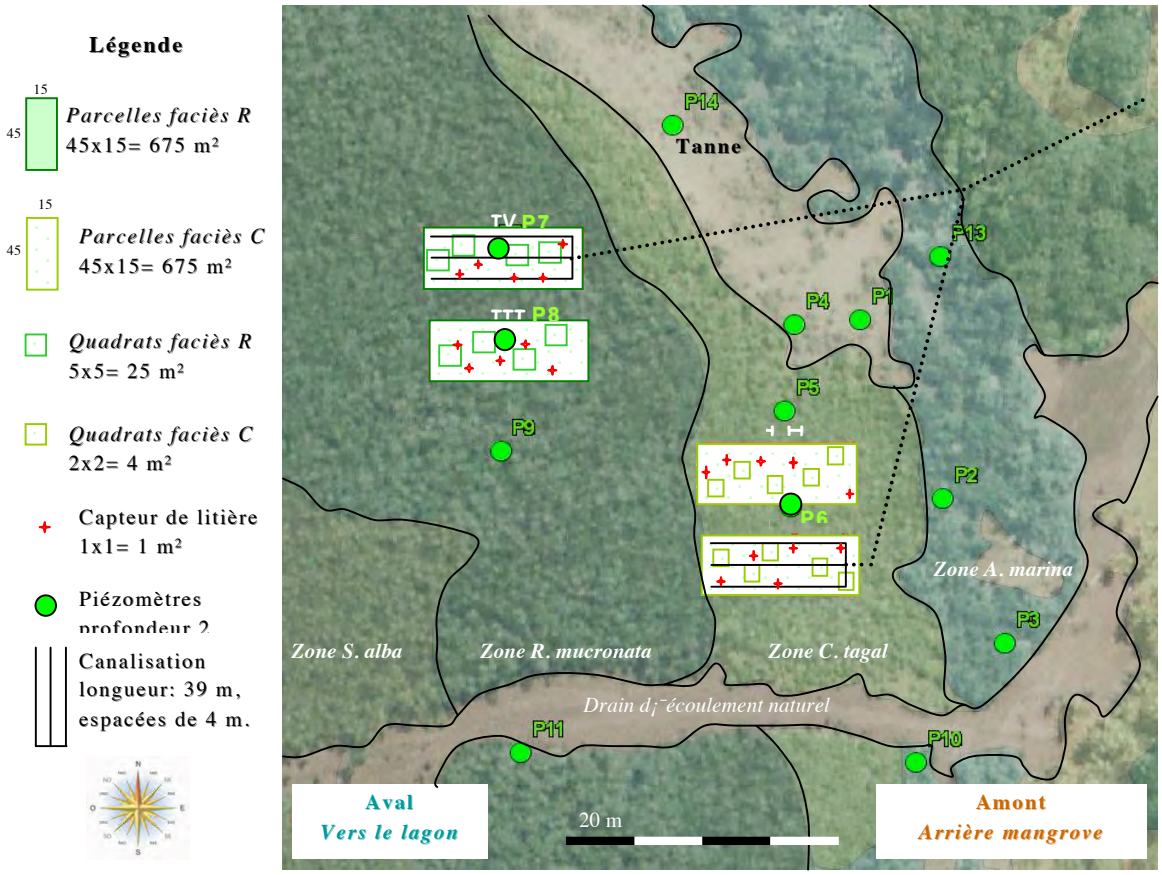



**Figure 2.14 :** Dispositif expérimental général de suivi en mangrove.

L'éloignement suffisant entre les parcelles (15m) et le sens d'écoulement naturel des eaux (d'Est en Ouest, soit de l'amont vers l'aval (lagon)), permettent d'éviter les écoulements des rejets entre les parcelles impactées et témoins.

Toutes les mesures, les analyses et les expérimentations ont été conduites dans chacune des parcelles impactées et témoins afin d'une part, de comparer les capacités épuratrices des deux faciès de végétation *C. tagal* (qui sera noté faciès C) et *R. mucronata* (qui sera noté faciès R) et d'autre part d'évaluer les éventuels impacts des rejets d'eau usées domestiques sur ces faciès.

### 2.2.5. Composition de l'effluent

#### 2.2.5.1. Débit d'entrée

Durant la phase projet, le SIEAM avait estimé les quantités d'eaux usées à traiter (tableau 2.1). Cependant, selon les saisons, d'importantes variations du volume sont observées à cause de l'infiltration des eaux pluviales pendant la saison humide. Ces eaux peuvent être issues de la pluie ou de la nappe souterraine, et pénètrent dans le réseau par infiltration à cause de défauts d'étanchéité. Malgré les nombreux efforts du SIEAM pour rendre le réseau étanche, il est difficile de contrôler les raccordements frauduleux ou les usages sortant du cadre de l'assainissement. Les débits totaux journaliers sont donc très variables : de l'ordre de 20 $m^3$/j en saison sèche, à 80 à 100 $m^3$/j pendant la saison des pluies. Etant donné que le comportement des habitants vis-à-vis de l'eau ne change pas d'une saison à l'autre, les eaux usées entrant dans la station de traitement primaire sont sûrement beaucoup moins concentrées en saison humide qu'en saison sèche, puisque l'infiltration dans le réseau implique une dilution des effluents d'un facteur 4 à 5.

#### 2.2.5.2. Qualité des eaux à l'entrée, avant traitement

La composition des eaux usées a aussi été estimée en phase projet (tableau 2.1). A Mayotte, l'équivalent habitant considéré ne correspond pas à la valeur de référence européenne qui est de 60 g/j $DBO_5$. La valeur prise en compte ici correspond à une estimation de la pollution réelle générée par un habitant mahorais (45g/j $DBO_5$). Tout d'abord, la quantité d'eaux usées produite par un EqH mahorais est inférieure à celle de métropole ou des pays industrialisés européens. D'une part, la quantité d'eau consommée est moins importante (cf chapitre 1) et d'autre part, de nombreuses activités de nettoyage se font encore directement dans les rivières ou les cours des habitations (lessive, vaisselle).

Cependant les quantités de nutriments sont semblables, voire légèrement plus importantes à cause notamment de la qualité des produits de nettoyage utilisés (lessives *Klean* par exemple). Bien qu'en théorie, les normes européennes qui définissent les détergents autorisés en fonction de leur biodégradabilité (Réglementation (EC) N° 648/2004 du Parlement Européen et du Conseil du 31 mars 2004 relatifs aux détergents) soient appliquées à Mayotte, en pratique, certains produits concentrés et hors-normes sont importés directement d'Afrique, de Chine, d'Inde ou de Dubaï, expliquant en partie les fortes concentrations en nutriments des eaux usées.

*A la sortie de l'unité de traitement*

Des analyses d'eaux (bilans sur 24h) ont été effectués à plusieurs dates en entrée et sortie de l'unité de traitement. Les tableaux 2.2 et 2.3 récapitulent toutes les données disponibles de ces analyses.

Mais le manque de moyens humains et techniques à Mayotte fait qu'elles ne sont pas régulières et sont souvent incomplètes, ce qui est dommageable pour l'étude en général.

De ce fait, ces analyses des eaux usées ont été réalisées par plusieurs laboratoires (Baobab (laboratoire de la station d'épuration de Mamoudzou), le CEMAGREF, l'ARVAM) après échantillonnage par le SIEAM. Malgré cela, on constate que les données sont peu nombreuses, irrégulières et parfois incohérentes (tableau 2.3 : plus de NK et N-$NH_4$ en sortie qu'en entrée pour les analyses CEMAGREF).

| | | Laboratoire : Baobab (Mayotte) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Date Prélèvement | 2008 | 04/12/2008 | 18/03/2009 | 27/05/2009 | 01/07/2009 |
| | | Date Analyses | | 05/12/2008 | 19/03/2009 | 28/05/2009 | 02/07/2009 |
| Pollution organique et MES | DCO brute | Entrée | 1312 | 321 | 302 | 644 | 1492 |
| | | Sortie | 592 | 224 | 110,8 | 165 | 367 |
| | | **Rendement (%)** | **55** | **30** | **36** | **74** | **75** |
| | DCO filtre | Entrée | | 237 | 128 | 404 | 714 |
| | | Sortie | | 159 | 84,7 | 76 | 348 |
| | | **Rendement (%)** | | **33** | **34** | **81** | **57** |
| | $DBO_5$ | Entrée | 874 | 194 | 191 | | HS |
| | | Sortie | 230 | 115 | 50,6 | | HS |
| | | **Rendement (%)** | **73** | **41** | **73** | | |
| | DCO / $DBO_5$ | Entrée | 1,5 | 1,7 | 1,6 | | |
| | | Sortie | 2,6 | 1,9 | 2,2 | | |
| | MES | Entrée | 494,9 | 126 | 198,3 | 344 | 616 |
| | | Sortie | 228,24 | 41 | 47,5 | 106,1 | 55 |
| | | **Rendement (%)** | **54** | **67** | **76** | **69** | **91** |

**Tableau 2.2**: Données disponibles de la pollution organique et matière en suspension des eaux usées domestiques en entrée et sortie de l'unité de traitement (en $mg.l^{-1}$).

Si l'on prend en compte les bilans complets (déc.-08, mar.-09 et jui-09), on constate que la concentration en MES entrantes au mois de juillet 2009 est largement plus élevée que dans les bilans de décembre 2008 et mars 2009 (tableau 2.2). Les bilans ont été effectués à différentes saisons: un en saison humide et les autres en saison sèche. Ceci confirme l'existence des phénomènes de dilution par les infiltrations de pluies dans le réseau évoqués ci-dessus. Les rendements d'abattement des MES par rapport aux normes fixées dans l'annexe

1 tab 1 de l'arrêté 22 juin (voir chapitre 1) sont tout à fait satisfaisants (figure 2.15), et le seuil de tolérance n'est jamais dépassé (figure 2.16).

En revanche, le système connaît quelques difficultés quand à l'abattement de la DCO et $DBO_5$. Les mesures de $DBO_5$ dépassent le seuil de 35 $mg.l^{-1}$ de tolérance (figure 2.15) même si le rendement du décanteur s'est amélioré (figure 2.16). Pour la DCO le rendement minimum fixé n'est pas encore atteint (figure 2.16).

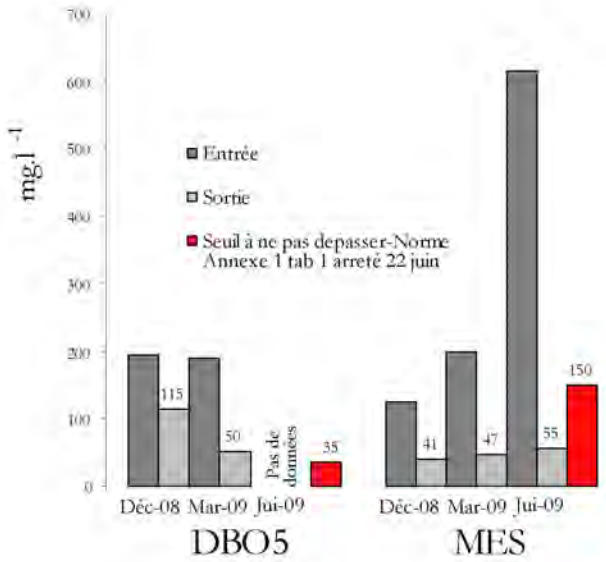



**Figure 2.15 :** Suivi analytique de la $DBO_5$ et des MES des eaux usées en entrée et sortie de l'unité de traitement de Malamani et comparaison avec les seuils à ne pas dépasser fixés par l'annexe 1, tableau 1 de l'arrêté du 22 juin 2007. Seuls les bilans complets apparaissent sur ces graphiques.

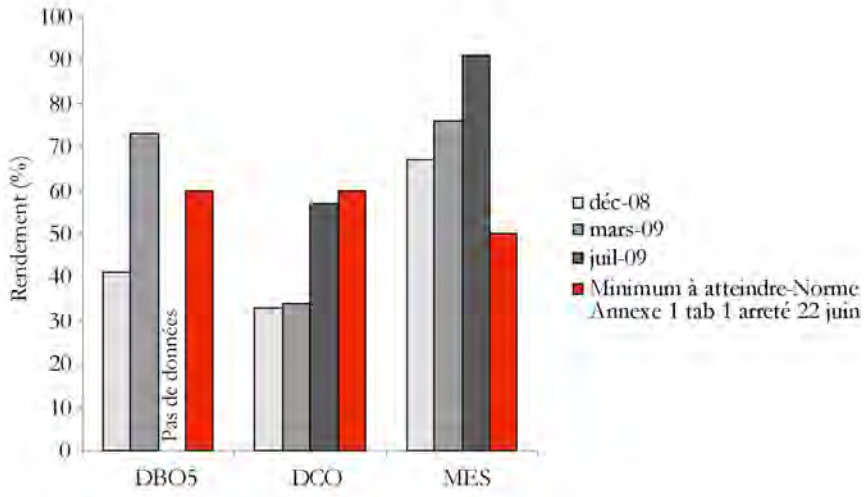



**Figure 2.16 :** Rendement de l'unité de traitement quand à la $DBO_5$, la DCO et les MES des eaux usées domestiques du lotissement de Malamani et comparaison avec les minima à atteindre fixés par l'annexe 1, tableau 1 de l'arrêté du 22 juin 2007. Seuls les bilans complets apparaissent sur ces graphiques.

| | | | Laboratoire : Baobab (Mayotte) | | | CEMAGREF | ARVAM (Réunion) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Prélèvement<br>Date Analyses | | 04/12/2008<br>05/12/2008 | 18/03/2009<br>19/03/2009 | 01/07/2009<br>02/07/2009 | 01/07/2009<br>07/07/2009 | 01/04/09<br>Avr-09 | 10/10/09<br>Oct-09 |
| | NK brute | Entrée | | | | 77 | | |
| | | Sortie | | | | 72 ,9 | | |
| | NK filtré | Entrée | | | | 50 | | |
| | | Sortie | | | | 65,6 | | |
| | $N\text{-}NH_4$ | Entrée | | | | 43 | | |
| | | Sortie | | | | 64,5 | 1.18 | 1.95 |
| | $N\text{-}NO_3$ | Entrée | 1,1 | 1,1 | 1,2 | 0,45 | | |
| | | Sortie | 0,8 | 1,3 | 1,4 | 0,45 | 1.09 | 0.01 |
| | $N\text{-}NO_2$ | Entrée | 0,14 | 0,79 | 0,3 | 0 ,01 | | |
| | | Sortie | 0,03 | 0,71 | 0,17 | 0,01 | 0.01 | 0.02 |
| | $PO_4$ | Entrée | | | 12,5 | | | |
| | | Sortie | | | 8,4 | | 5.61 | 12.55 |

**Tableau 2.3**. : Données disponibles de la pollution azotée et phosphorée des eaux usées domestiques en entrée et sortie de l'unité de traitement de Malamani, en $mg.l^{-1}$.

| Date de prélèvement | avr-09 | oct-09 |
|---|---|---|
| Pollution bactériologique | $11840.10^3$ | $5310.10^3$ |

**Tableau 2.4**. : Données disponibles de la concentration *Escherichia coli* des eaux usées domestiques en sortie de l'unité de traitement. Analyses réalisées par l'ARVAM (nutriment en $mg.l^{-1}$ et pollution bactériologique en npp).

Enfin, il convient de rappeler que ces effluents sont des eaux usées d'origine domestique, et sont donc dépourvues de métaux lourds (les valeurs ne dépassant pas les normes en vigueur). Des analyses des boues prélevées dans le décanteur ont été réalisées en mai 2009. Les résultats de ces analyses sont consultables en annexe I.

## 2.3. Méthodologie générale

### 2.3.1. Analyse des 4 compartiments

L'application *in situ* d'un tel dispositif d'assainissement doit être réalisée dans des conditions strictement contrôlées. Pour chacun des 4 compartiments qui composent la mangrove (eau, sédiment, végétation et crabes), un suivi et des analyses sont nécessaires avant la mise en place opérationnelle. Ce sont les principaux objectifs de ce travail de thèse (figure 2.17). Ils sont exposés ci-dessous et seront détaillés dans les chapitres consacrés à chacun de ces compartiments.

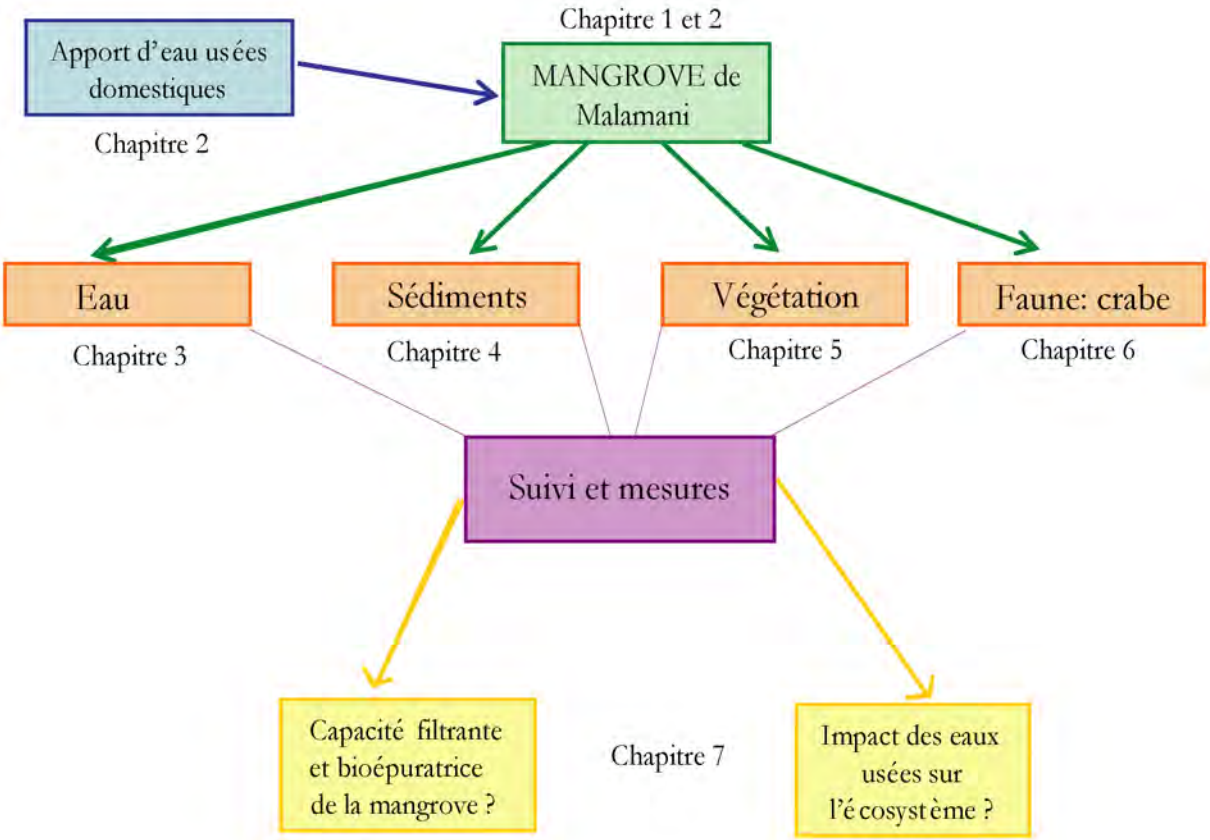



**Figure 2.17 :** Organigramme présentant les questions principales relatives au travail de la thèse et l'organisation de l'étude dans les différents compartiments de la mangrove : Eau, Sédiment, Végétation et Crabes.

### Le compartiment « Eau »

La capacité épuratrice de la mangrove dépend d'abord de son aptitude à absorber et stocker des eaux usées. Bien que les processus hydrologiques dans les zones humides soient largement décrits, peu d'études se sont consacrées au cycle global de l'eau dans les mangroves (Wolanski, 1992.). Déterminer la capacité de stockage de cet écosystème, établir le lien entre mouvement de la nappe et des marées, montrer l'origine de l'eau et sa consommation par la végétation sont autant de point à éclaircir pour connaître véritablement le cycle de l'eau dans les mangroves de Mayotte.

Connaitre le fonctionnement hydrodynamique de la mangrove de Malamani, la circulation et la composition des eaux.

ANALYSES Conductivité, salinité, température, nutriments. Etude de l'interaction avec la dynamique des marées et les variations saisonnières.

### Le compartiment « sédiment »

Le devenir des composants issus des rejets des eaux usées domestiques dans la mangrove est déterminé en grande partie par les propriétés biochimiques, physiques et hydrologiques du sédiment, en particulier par les valeurs de pH, la salinité, la granulométrie, le potentiel d'oxydoréduction, la concentration en matière organique et en éléments (fer, manganèse, aluminium) et par l'activité des populations microbiennes via les processus de nitrification et dénitrification. Aussi, une véritable question se pose quant à la charge de nutriments qu'une mangrove est capable de recevoir et d'épurer.

Par ailleurs, l'assainissement est également une question de santé publique : la proximité avec les eaux usées peut engendrer des maladies à transmission fécale-orale. Bien que la mangrove soit un milieu hyper salé qui limite le développement bactérien, certaines adaptations permettent la survie des bactéries. Il est donc primordial d'assurer un suivi bactériologique sur les parcelles impactées par les eaux usées domestiques.

Connaître les caractéristiques physicochimiques du sédiment de la mangrove de Malamani, ses capacités à nitrifier et dénitrifier, le devenir des nutriments azotés et phosphorés issus des effluents, et l'impact sanitaire de ces rejets.

ANALYSES Texture et propriétés du sédiment, teneur en N et P, mesure de la nitrification et dénitrification *in situ* et potentielle par blocage à l'acétylène, traçage isotopique, analyse de la concentration en *E. coli*.

### Le compartiment « végétation »

L'analyse structurale de la végétation est capitale pour l'étude du milieu car elle permet de caractériser fondamentalement l'habitat de mangrove. Il est primordial de décrire l'état initial naturel avant le début des rejets. La structure de la végétation comprend l'étude de la diversité des espèces végétales, la densité des individus, leur hauteur, leur diamètre, leur vitalité. D'un point de vue fonctionnel, il est important de connaître la quantité et la qualité des litières (chute des feuilles, fruits, et fleurs) car ces apports participent fortement à l'enrichissement du milieu en carbone et nutriments. Le suivi des chutes de litière permet aussi et surtout de quantifier la productivité primaire de la mangrove.

Des interrogations persistent quand à l'impact à long terme d'apports d'eaux usées domestiques chargées en nutriment, notamment sur la dynamique et la croissance des palétuviers.

Connaître la structure, la dynamique (croissance, régénération, mortalité), et la productivité de la mangrove de Malamani. Evaluer l'impact des eaux usées sur la photosynthèse, la croissance végétale et la dynamique des palétuviers en général.

ANALYSES Compter, répertorier et cartographier les espèces de palétuviers dans le temps, assurer un suivi de la chute de litière, mesurer la capacité photosynthétique des *C. tagal* et *R. mucronata* et leur consommation en eau, réaliser des analyses foliaires (concentration en nutriments, éléments minéraux, pigments), étudier la prédation sur la régénération.

### Le compartiment « populations de crabes »

Les études concernant l'impact d'eaux usées industrielles et/ou domestiques sur les populations de crabes sont récentes. La diversité carcinologique associée aux mangroves, les variabilités de ces écosystèmes ainsi que les différences de quantités et de type d'eaux usées rejetées (prétraitées ou non, industrielles ou domestiques) sont autant de paramètres qui interviennent dans les éventuels impacts d'eaux usées sur les crabes et qu'il reste à étudier.

Identifier les populations de crabes, connaître leur densité et la structure morphologique des terriers, quantifier leur activité de bioturbation. Evaluer l'impact des eaux usées domestiques sur la structure des communautés, sur la densité des individus.

ANALYSES Détermination des espèces, réalisation de comptage dans les parcelles témoins et impactées, réalisation de moulages en résine des terriers.

### 2.3.2. Déroulement de l'étude

Cette thèse à débuté en septembre 2006. Soutenue par une bourse CIFRE (sep 2006 – sep 2009) puis par un contrat avec le SIEAM (oct 2009-mars 2010), elle s'est déroulée à 70 % du temps à Mayotte et 30 % à Toulouse, au sein d'EcoLab, comme convenu dans les conventions ANRT-CNRS-SIEAM. La figure 2.18 (cf. au dos) récapitule les différentes missions de terrain et en laboratoire réalisées au cours de ces 4 années dans l'ensemble des 4 compartiments.

La mise en place du site expérimental (parcelles, piézomètre et dispositifs complet en mangrove) a eu lieu de septembre 2006 à mars 2007.
Les travaux de construction de l'unité de traitement se sont déroulés d'avril 2007 à avril 2008, date à laquelle les rejets des eaux usées en mangroves ont alors commencé.

L'analyse scientifique de l'état initial du système (végétation, eau, sédiment, crabes) a été réalisée de septembre 2006 à mars 2008. Les rejets dans les parcelles ont commencé en avril 2008. L'étude d'impact des eaux usées sur la mangrove a alors débuté en même temps. Nous disposons donc (à la fin avril 2010) de deux années complètes d'observation du système.

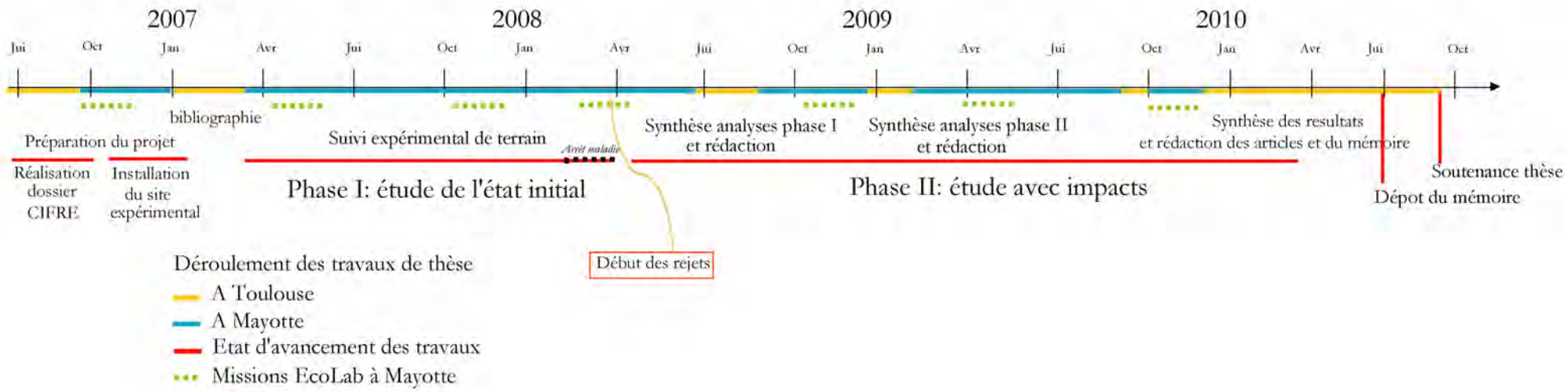



**Figure 2.18 :** Calendrier de réalisation et d'avancement des travaux de thèse.

## Références bibliographiques du Chapitre II


Besson J., 2005. Typologie et caractérisation dynamique de l'érosion des mangroves au sud et à l'ouest de Mayotte. Mémoire de DEA, Géographie physique. Université de Reims. 176 p.

Fromard F., 2000. Les mangroves de Mayotte. Analyse écologique et propositions de restauration. LET-CNRS Toulouse, Espaces Mayotte, 61 pages.

Fromard F., Bousquet-Melou, A., 2000. Les mangroves de Mayotte et leur restauration. Rapport bibliographique réalisé pour la Société ESPACES-Ingénierie de l'Environnement (SADA-Mayotte). 65 p.

Kelly T., 1995. An investigation into the ability of mangrove to utilise nutrients from domestic sewage effluent. Thesis of Southern Cross University, Faculty of resource Science and Management, Australia. 116 p.

Kelly, T., 1995. Effects of long-term discharges of treated sewage on the nutrient status of adjacent mangrove communities. Unpublished Thesis, Southern Cross University, Lismore, Australia.

Lebigre, J.-M., 1997. Problèmes d'érosion dans les marais à mangrove de Mayotte (archipel des Comores). Travaux du Laboratoire de Géographie Physique Appliquée 15: 45–58.

Lokonadinpoulle, F., 2001. La mangrove à Mayotte. Contribution à la connaissance de sa structure. Mémoire DESS, Université Paris XII - Val de Marne. 67 p.

Louvet C. 2009 : Optimisation et modélisation d'une station pilote de traitement des eaux usées utilisant la mangrove pour le traitement secondaire. Rapport Ecole d'ingénieur ENSIACET-INP, Toulouse III. 50p.

Raunet, M., 1992. Ile de Mayotte (Archipel des Comores, Océan Indien), les facteurs de l'érosion des terres et de l'envasement du lagon. Collectivité Territoriale de Mayotte, Direction de l'Agriculture de Mayotte, CIRAD. Université de la Réunion, Laboratoire de Géologie, 68p.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1993. Retention of Nutrients and Heavy-Metals in Mangrove Sediment Receiving Waste-Water of Different Strengths. Environmental Technology; 14: 719-729.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1998a. Variations of soil nutrient and organic matter content in a subtropical mangrove ecosystem. Water Air and Soil Pollution; 103: 245-261.

Tam, N.F.Y., 1998d. Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activities in mangrove soils. Environmental Pollution 10(2-3), 233-242.

Wolanski E., 1992. Hydrodynamics of mangrove swamps and their coastal waters. Hydrobiologia, 247: 141-162.

Wong Y. S., Lan C. Y., Chen G. Z., Li S. H., Chen X. R., Liu Z. P., 1995. Effect of Waste-Water Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia; 295: 243-254.

# Chapitre III

## Fonctionnement hydrologique de la mangrove

## 3.1 Suivi hydrologique du site

### 3.1.1 Introduction

Comprendre la dynamique hydrique des zones littorales est un volet indispensable pour notre étude, puisqu'elle est un des facteurs clefs des changements topographiques du milieu, de la distribution de la végétation, et qu'elle conditionne aussi les processus d'oxygénation et de recyclage des éléments nutritifs dans les sols (Kitheka, 1996 ; Hughes, 1998). Interpréter les mouvements de la nappe phréatique et l'influence des différents facteurs environnementaux qui la contrôlent (précipitations, marées océaniques) est également essentiel pour comprendre la structuration et le fonctionnement global des mangroves. C'est pourquoi il est important de mieux comprendre les mouvements de la nappe phréatique en mangrove. Par exemple, lorsque le niveau de la nappe est très bas, la diffusion de l'oxygène dans les sédiments se modifie, ce qui influence indirectement les processus d'oxydoréduction et de décomposition de la matière organique (Marchand et Baltzer, 2004). Pour des sites proches du front de mer comme celui de Malamani, les variations de la hauteur de la nappe décrites antérieurement ont été reliées en partie aux cycles des marées océaniques (Li *et al*., 2002 ; Kim *et al*., 2003). Notre site d'étude est situé à 500 m du front de mer. Il est donc intéressant d'analyser à cette distance l'influence des marées et de mettre en évidence une éventuelle corrélation entre les variations du niveau de la nappe phréatique, les précipitations et le cycle des marées.

Aussi, afin de programmer la station pour que les rejets soient effectués toutes les deux marées basses (1h avant), il a été indispensable de connaitre la circulation des eaux, le niveau de la nappe, le rythme des marées et de comprendre les interactions entre ces paramètres ainsi que leurs variations saisonnières. Avant de relarguer chaque jour les $10m^3$ d'effluents dans les parcelles en mangrove, un suivi hydrologique a donc été assuré depuis octobre 2006 en plusieurs points du site.

### 3.1.2 Matériel et méthodes

Depuis octobre 2006, un réseau de 15 piézomètres (tubes plastique crépinés sur 1 m à l'extrémité, de 2 m de long et 2,5 cm de diamètre) a été mis en place dans l'ensemble du site d'étude (figure 3.1) :

-3 dans le faciès A (P1 à P3),

-3 dans le faciès C (P4 à P5),

-3 dans le faciès R (P7 à P9),

-3 dans le drain (lieu d'écoulement préférentiel de toutes les eaux (pluies, usées, ruissellement) (P10 à P12),

-3 dans le tanne (zone ouverte naturelle) (P13 à P15).

Chacun de ces piézomètres est géo-référencé (x, y, z) (mesures réalisées en décembre 2007 par G. Rossius, géomètre[3]).

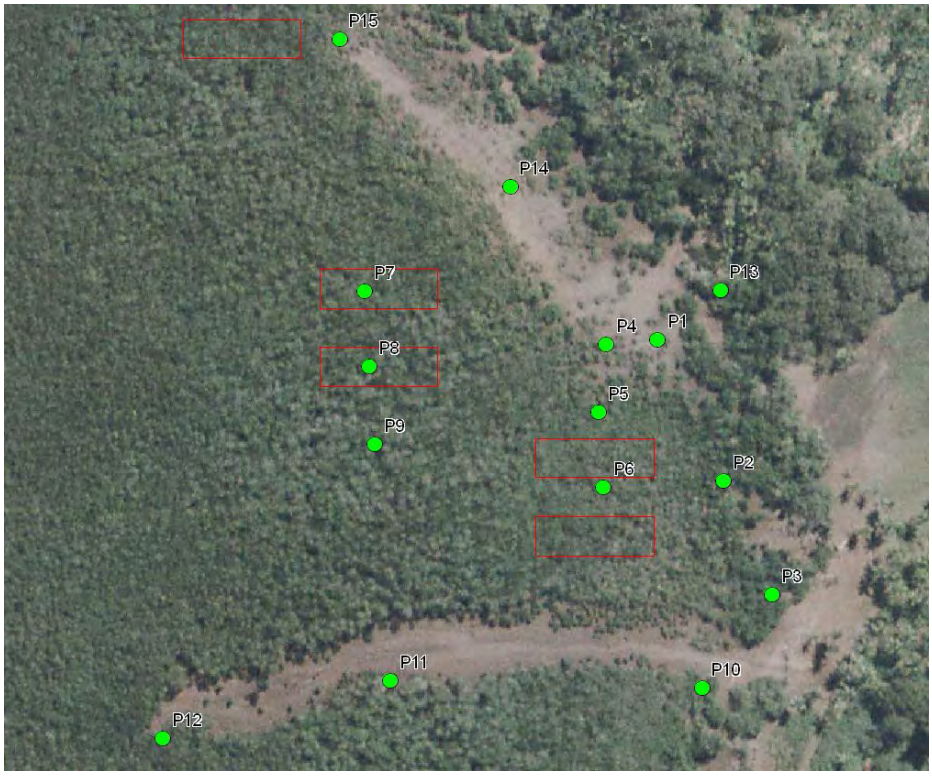



**Figure 3.1** : Répartition des piézomètres dans la mangrove *sensus stricto* (P1 à P9), le drain (P10 à P12) et le tanne (P13 à P15) du site d'étude de Malamani. Les piézomètres P5 et P7 sont équipés de sondes autonomes (Diver)

[3]GRG, Mayotte.

Un relevé hebdomadaire a été réalisé manuellement à marée basse dans chaque piézomètre depuis octobre 2006 : la hauteur d'eau est d'abord mesurée avec une sonde lumineuse. Puis la salinité est mesurée avec un refractomètre. Afin de compléter ces mesures manuelles, et de pouvoir corréler précisément le mouvement de la nappe au cycle des marées, deux sondes *Diver* ont été installées dans deux piézomètres de chacun des faciès C et R (P5 et P7). Ils sont situés à 1,40 m sous le niveau du sol (figure 3.2). Ces sondes mesurent en continu la pression, la conductivité et la température avec une autonomie de trois mois. Les données sont ensuite récoltées grâce à un logiciel adapté au modèle de sonde Diver utilisé (LDM5). Les données de pression servent à connaître la hauteur d'eau après conversion. La pression mesurée est en fait celle exercée par la colonne d'eau se trouvant au dessus de la sonde plus la pression atmosphérique. Celle-ci sera connue car elle est enregistrée en continue par un *Diver* spécifique placé dans un arbre de la parcelle IV. Les capteurs intégrant également les variations dues à la pression atmosphérique, celles-ci doivent être mesurées et soustraites point par point aux valeurs obtenues.

Dans un premier temps, toutes les données *Diver* ont été converties en hauteur d'eau grâce à des relevés de terrain à horaires précis qui permettent d'extrapoler à l'ensemble des données.

Ce suivi a permis de connaître la hauteur de la nappe et l'évolution de la salinité en fonction des précipitations et des cycles de marée quotidiens mensuels et annuels.

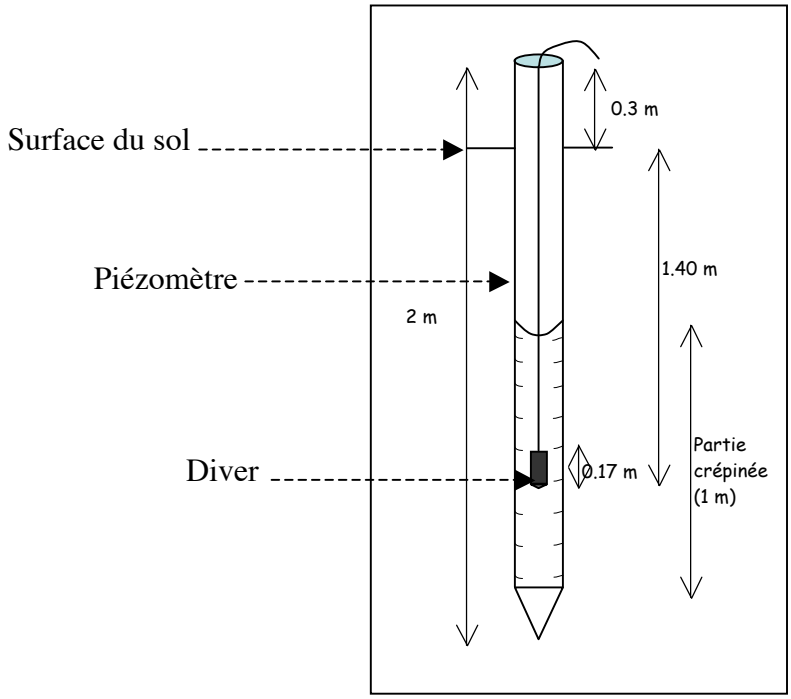



**Figure 3.2** : Schéma d'installation du diver dans le piézomètre.

### 3.1.3 Résultats principaux

*Oscillation annuelle de la nappe*

La figure 3.4 montre les variations du niveau de la nappe mesurées de façon continue d'octobre 2009 à février 2010, pour les faciès A, C et R. De façon globale, on constate que le niveau moyen de la nappe, à marée basse et en saison sèche est généralement compris entre 0 et -60 cm en dessous du sol pour le faciès C, entre 0 et -25 cm pour le faciès R. Dans le faciès A, la nappe descend bien plus bas, jusqu'à atteindre -80 cm de moyenne. Le niveau de la nappe est de plus en plus bas lorsque qu'on va du faciès R vers le faciès à A en passant par le faciès C, le gradient s'amplifiant en s'éloignant du lagon.

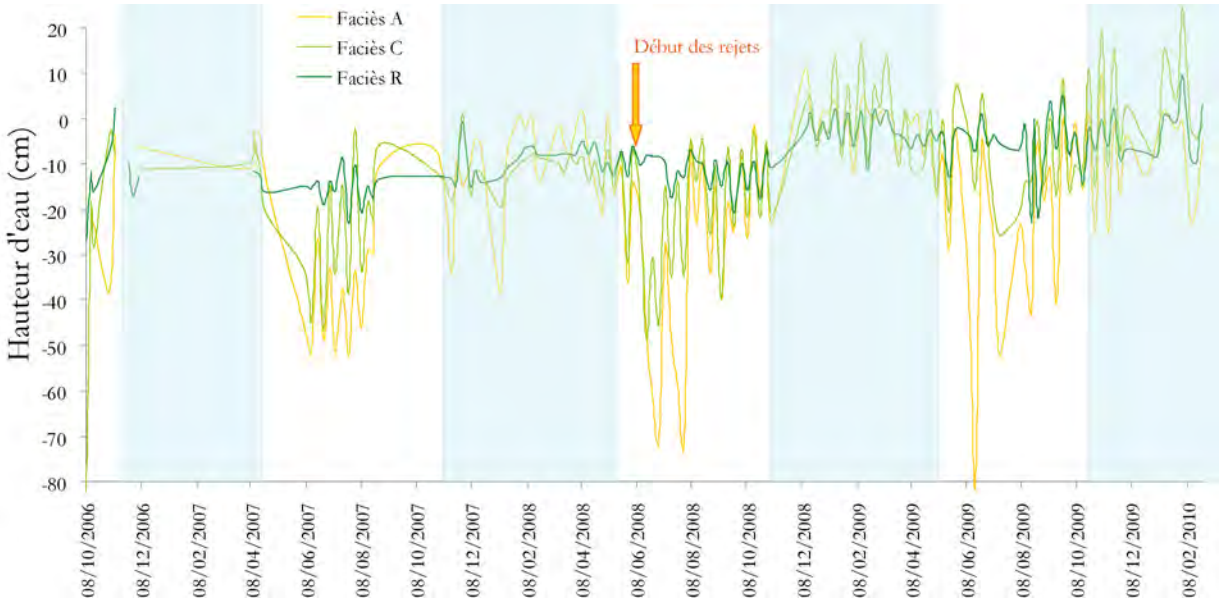



**Figure 3.4** : Hauteur de la nappe en cm dans les faciès A, C et R. Le zéro correspond au niveau du sol et les encadrés bleus à la saison des pluies. n=4

D'autre part, les résultats mettent en avant l'influence de la saison, et surtout des précipitations, sur le niveau général de la nappe. Durant la saison des pluies, dans le faciès A, la nappe ne descends pas à plus de 30 cm (contre 80 en saison sèche), dans le faciès C, elle ne descend pas en dessous de 10 cm (contre 60 en saison sèche), et dans le faciès R, le sédiment se retrouve gorgé d'eau.

*Influence des cycles de marées*

Les signaux délivrés par le *Diver*, montrent que le niveau de la nappe fluctue au cours d'une journée. Le niveau de la nappe phréatique est soumis à des variations verticales de différentes amplitudes : des variations saisonnières liées aux précipitations comme nous venons de le voir, auxquelles se rajoutent des oscillations journalières plus fines influencées par le cycle des marées. En effet, si l'on analyse les variations du niveau de la nappe au cours de 24h, une relation apparaît entre les oscillations de la nappe et celles des marées (figure 3.5). Les oscillations de la nappe sont corrélées aux oscillations de la marée, avec une influence des signaux de marées plus ou moins forte selon le coefficient.

Cependant, ces courbes sont décalées dans le temps. Lorsque la marée monte à un instant *t*, la nappe semble s'élever en moyenne 30 minutes plus tard. Il en est de même pour l'abaissement de la nappe à marée descendante.

Au vue de ces résultats, il est clair que les variations de la nappe et celles de la marée semblent être en relation. Le décalage de temps entre le cycle des marées et la réaction de la nappe phréatique peut s'expliquer par le temps de propagation de la pression hydrique induite par la marée.

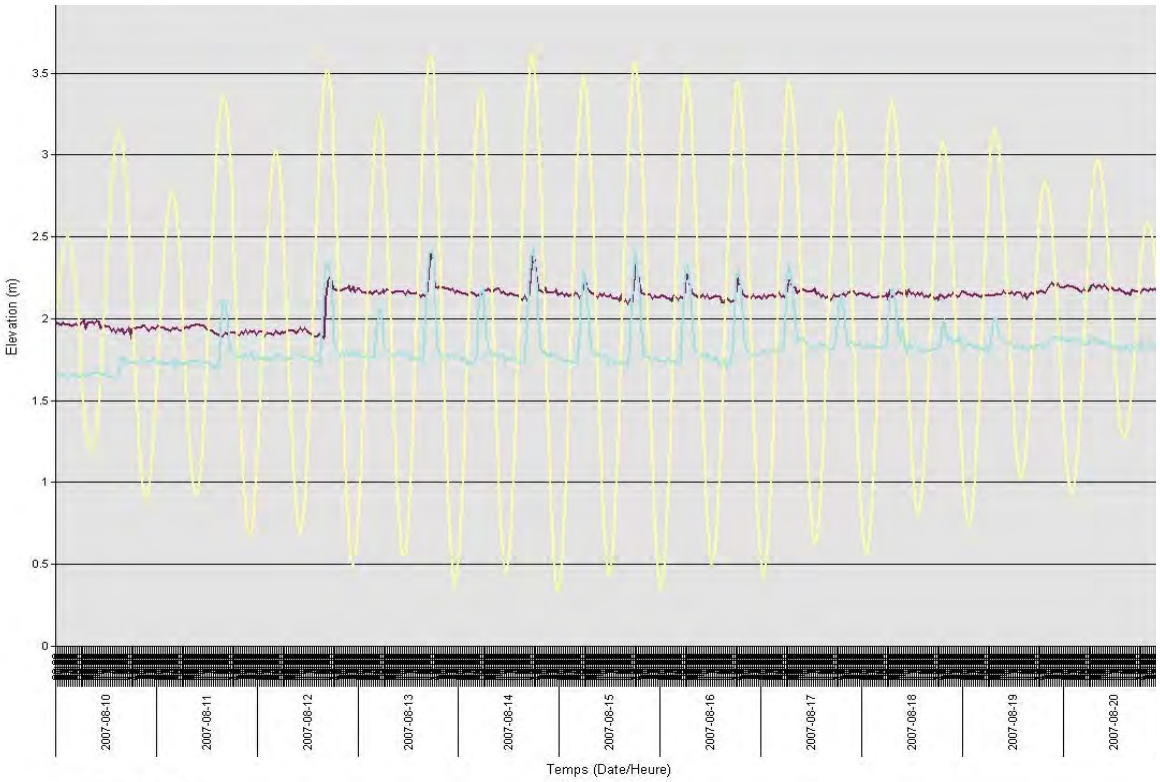



**Figure 3.5** : Corrélation des variations du niveau de la nappe et du cycle de marées (en jaune : les marées ; en bleu : la nappe dans le faciès R, en violet : la nappe dans le faciès C)

*Effet de l'apport des eaux usées*

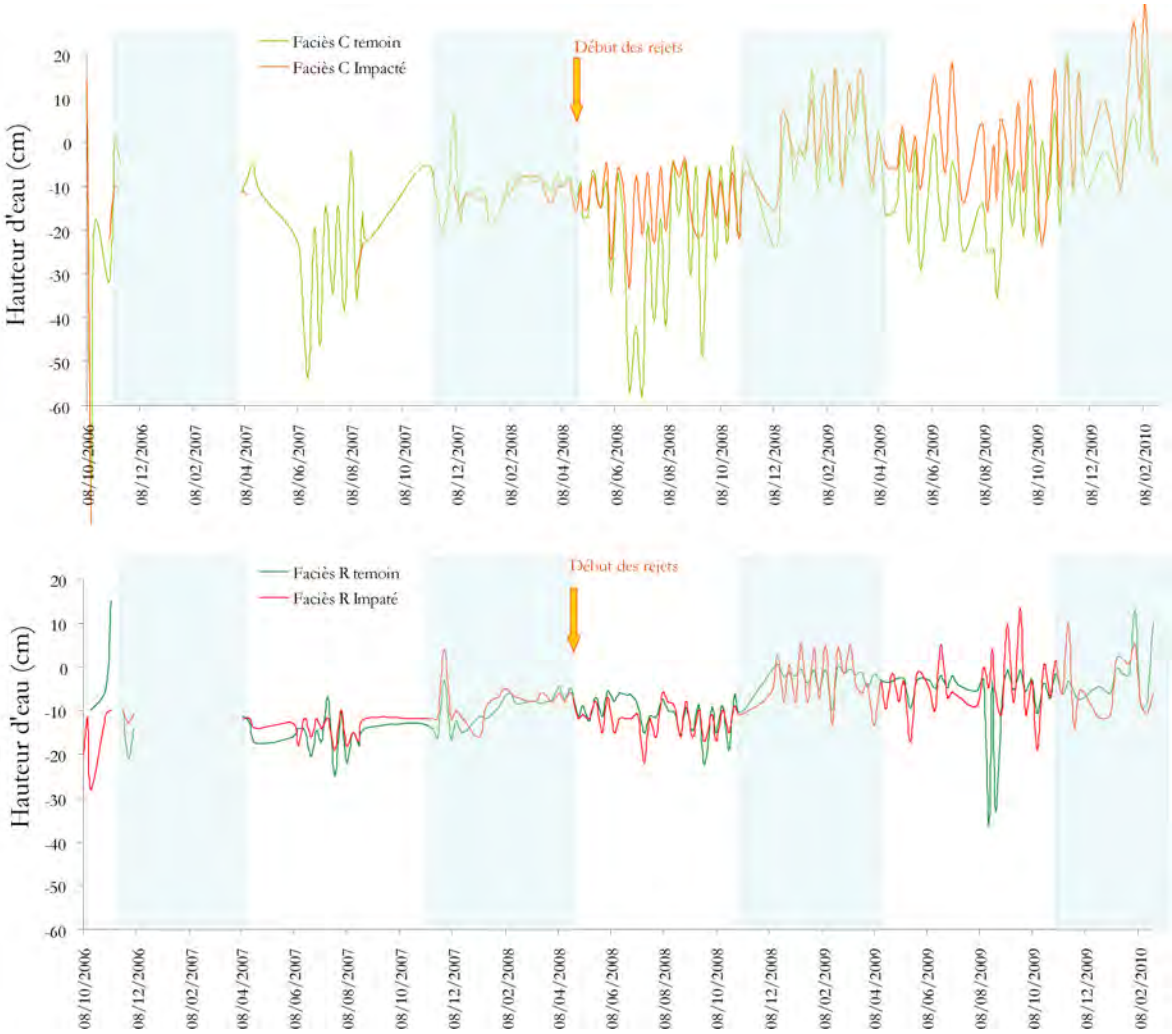



**Figure 3.6** : Hauteur de la nappe en cm dans les faciès C et R, comparant les parcelles impactées par les eaux usées et les témoins. Le zéro correspond au niveau du sol et les encadrés bleus à la saison des pluies. n=4

Depuis avril 2008, les parcelles impactées reçoivent 10 $m^3$ d'eaux usées, une fois par 24 heures, soit toutes les deux marées basses. En comparant les niveaux de la nappe par faciès, il semble que dans le faciès C, la nappe soit moins profonde dans la parcelle impactée que dans la parcelle témoin (figure 3.6). Cette tendance est plus difficile à observer dans le faciès R, bien que lors de l'abaissement spectaculaire de la nappe en août 2009 dans la parcelle témoin, on n'observe pas le même phénomène dans la parcelle impactée, comme si l'apport des 10$m^3$/j tamponnait le niveau de la nappe.

### 3.1.4 Discussion et conclusion

Les facteurs jouant un rôle important dans la dynamique de la nappe en mangrove sont d'ordre climatique (précipitations) et environnementaux (marée océanique, distance à la côte). L'alternance des saisons caractéristiques du climat tropical joue un rôle déterminant dans la variation du niveau de la nappe. Les résultats montrent clairement que le régime des précipitations influence le niveau général de la nappe, ce qui confirme de précédentes études (Hughes *et al.,* 1998). Ces variations de niveau induisent des changements dans les processus biogéochimiques dans le sédiment. En saison sèche, la nappe s'abaisse et cela engendre une diminution de la diffusion de l'oxygène dans le sédiment, d'où une modification des processus d'oxydoréduction (Pezeshki *et al*., 1996 ; Marchand *et al*., 2004) et de décomposition de la matière organique (Marchand *et al.,* 2004) ainsi qu'une une augmentation de la salinité vers la surface du sol (Cadamuro, 1999).

Comme nous l'avons montré, le niveau de la nappe connaît des variations de grandes amplitudes saisonnières, ainsi que des variations périodiques et quotidiennes de faible amplitude. Ces variations découlent de la superposition de plusieurs facteurs, ce qui rend le système très complexe. Les phénomènes de marées et de variations du niveau de la nappe sont soumis à de nombreux cycles : (i) journaliers : cycles semi- diurnes, (ii) mensuels (vives-eaux (fortes amplitudes) et mortes-eaux (faibles amplitudes), régime des pluies, (iii) cycles saisonniers, annuels (grandes marées d'équinoxe, alternances saisons des pluies/saisons sèches). De nombreux auteurs ont démontré l'influence de la marée océanique sur les nappes situées en zone littorale (Wolanski, 1992 ; Kitheka, 1996 ; Li et al, 2002 ; Cheng et al., 2004 ; Kim et al., 2005). Les résultats montrent qu'à Malamani aussi il existe une relation entre ces deux mécanismes. En effet, les signaux périodiques de la nappe et ceux de la marée paraissent être en corrélation.

Cependant, cette constatation n'explique pas l'éventuel mécanisme de transmission entre les flux d'eau de mer et de nappe. La force de pression de la marée sur la nappe semble diminuer avec l'éloignement de la côte (Cheng, 2004 ; Ursino, 2004) et dépend de plusieurs paramètres : nature des sols (Hughes et al., 1998), perméabilité des sédiments (Cheng, 2004) profondeur de la nappe (Li et al., 2002). En mangrove, les sédiments de nature argileuse (cf. chapitre VI) ne possèdent pas de bonnes propriétés de propagation de l'onde de pression exercée par la marée. En l'absence de forage au delà de 1m70 (profondeur piézomètre) et

l'impossibilité de prélevé au delà de 1m à la tarière due à la saturation du substrat, nous pouvons que supposer, au vu de ces premier résultats, que la nappe sous la mangrove de Malamani est une nappe isolée avec des échanges essentiellement verticaux. Les échanges horizontaux sont certainement beaucoup plus faibles, ce qui n'empêche pas la propagation des pressions exercées par la marée. Mais tous ces échanges restent toujours très lents par rapport à la vitesse de circulation des eaux de surface. Pour confirmer cela ainsi que pour connaitre réellement le sous-sol de la mangrove et la position du biseau salée, il serait judicieux de réaliser des forages de plusieurs mètres.

## Références bibliographiques du Chapitre III


Cadamuro L., 1999. Structure et dynamique des Ecosystèmes inondables (forêts marécageuses, mangroves) du bassin du Sinnamary (Guyane française). Thèse, Univ. Toulouse III, Paul Sabatier, 228p.

Cheng J., Chen C., Menrui J., 2004. Determination of aquifer roof extending under the sea from variable-density flow modelling of groundwater response to tidal loading: case study of the Jahe River Basin, Shandong Province, China. Hydrology Journal. Volume 12, Number 4, 408-423.

Hughes C. E., Binning P., Willgoose G. R., 1998. Characterisation of the hydrology of an estuarine wetland. Journal of Hydrology 211 : 34–49.

Kim J.H., Lee J., Cheong T.J., Kim R.H, Koh D.C., Ryu J.S., Chang H.W., 2005. Use of time series analysis for the identification of tidal effect on groundwater in the coastal area of Kimje, Korea. Journal of Hydrologia. Volume 300, Issues 1-4, p 188-198.

Kitheka J. U. 1996. Water circulation and coastal trapping of brackish water in a tropical mangrove-dominated bay in Kenya. Limnology and Oceanography; 41: 169-176.

Li L., Jeng D.S., Barry D.A., 2002. Tidal fluctuations in a leaky confined aquifer: localised effects of an overlying phreatic aquifer. Journal of Hydrology 265 : 283–287.

Marchand C., Baltzer F., Lallier-Verges E., Alberic P. 2004. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). Marine Geology; 208: 361-381.

Marchand C., Lallier-Verge E., Baltzer F., 2004. The composition of sedimentary organic matter in relation to the dynamic features of a mangrove-fringed coast in French Guiana. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56 : 119–130.

Wolanski E., 1992. Hydrodynamics of mangrove swamps and their coastal waters. Hydrobiologia, 247: 141-162.

**3.2. Circulation et capacité de stockage de l'eau dans une mangrove de l'ile de Mayotte : l'indice de capacité de résorption de l'eau (CRE), un nouvel indicateur d'aptitude bioremédiatrice.**

## Résumé

La mangrove se développe à l'interface de l'océan et de la terre, dans un mélange d'eau de mer saline et d'eau fluviale et pluviale douce. Cet écosystème joue un rôle capital dans la protection des côtes, contre les phénomènes d'érosion dus aux marées et à la houle, ainsi que dans la filtration des écoulements souterrains et fluviaux, limitant ainsi la sédimentation et, en ce qui concerne Mayotte, l'eutrophisation du lagon.

L'objectif de nos travaux est d'optimiser un système de traitement d'eaux usées domestiques utilisant les prédispositions épuratrices de la mangrove. Ils ont permis de calculer la capacité de résorption en eau de la mangrove, en proposant un nouvel indice essentiel pour estimer le volume potentiel d'eaux usées domestiques pouvant être accepté par cet écosystème : l'indice CRE. Il dépend de plusieurs paramètres propres à cet écosystème : la capacité d'infiltration dans le sédiment, l'évapotranspiration de la végétation, et la bioturbation induite par les populations de crabes. Cet indice vise à fournir une évaluation de la capacité d'un habitat à résorber un volume d'eau donné par jour. Ce stockage des effluents est essentiel afin de mettre en contact les bactéries dénitrifiantes du sol avec les composées azotés. Dans la mangrove de Malamani, il en ressort que le faciès à *C. tagal* dominant est capable d'absorber en moyenne 13,7 $l.m^{-2}.j^{-1}$ et le faciès à *R. mucronata* absorbe 19,4 $l.m^{-2}.j^{-1}$. Cet indice a permis également de dimensionner la taille des parcelles réceptrices des eaux usées domestiques : ainsi des parcelles de 675 $m^2$ de superficie semblent suffisantes pour absorber les 10 $m^3$ d'effluents rejetés par jour (cela correspond à une absorption moyenne de 14,81 $l.m^{-2}.j^{-1}$)

La mangrove, véritable zone tampon, possède des aptitudes bioremédiatrices vis-à-vis des eaux usées domestiques. Mais les fonctions écologiques des mangroves, et notamment la circulation de l'eau, dépendent de la nature et de la texture du substrat influençant les capacités d'infiltration de l'eau, de la végétation (par les mécanismes d'évapotranspiration) et de la faune carcinologique bioturbatrice qui crée une macroporosité indispensable.

# Water circulation and storage capacity in a mangrove swamp of Mayotte Island: the water resorption capacity (WRC), a new indicator of bioremediation capability

**M. Herteman[a,*], L. Lambs[a], F. Fromard[a], E. Muller[a], J.M. Sanchez-Perez[a]**

[a] *EcoLaB - Laboratoire d'écologie fonctionnelle, UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT), 29 rue Jeanne Marvig - 31055 Toulouse-France*

* Corresponding author,
Tel: 00 33 5 62 26 99 86
Fax: 00 33 5 62 26 99 99
E-mail adresses: herteman@cict.fr, lambs@cict.fr

## Abstract

Mangroves develop at the interface of the ocean and land, at the junction of saline and fresh water. Mangrove ecosystems protect the coast from waves (including those resulting from storms and tsunamis) and filter ground-water and river runoff, which prevents sedimentation and eutrophication of lagoons. The ecological functions of mangroves depend on the local substrate (infiltration), vegetation (transpiration) and fauna (macroporosity). Water circulation and trapping in the system are influenced by mineral, vegetation and animal factors, which have differing influences. A new indicator, the water resorption capacity (WRC), could provide an estimate of the capacity of a habitat to resorb (or remove or evacuate) a mass (or volume) of water each day. This buffered water is able to be bioremediated before being washed out by the next tide. Here we present a case study from the southwest of Mayotte Island (Indian Ocean) involving estimation of the WRC to optimize treatment of wastewater runoff from the nearby village of Malamani.

***Keywords: mangrove, water circulation, water resorption, bioremediation***

## 1. Introduction

Although the role of hydrological processes in wet environmental habitats has been extensively described, few studies have addressed the water cycle in mangrove swamps (Wolanski *et al.,* 1980; Wolanski and Ridd, 1986). In the complex mangrove ecosystem, where marked salinity gradients occur, specific measurements involving stable isotopes ($^{18}O$ and $^{2}H$) are needed to establish the sources of water and to assess the mixing of the different water polls (Lambs *et al.,* 2008, 2009).

Hydrological processes, particularly interactions between freshwater supplies and tidal cycles, play an important role in mangrove swamp functioning (Wolanski and Ridd, 1986; Kitheka *et al.,* 1999, Marchand *et al.,* 2004). The surface and underground water circulation in

mangroves is vital to sedimentation processes and the chemistry and biology of mangrove and coastal waters. Water circulation in mangrove swamps operates at many scales, from large-scale tidal dynamics to small-scale flows through crab burrows and around individual roots and pneumatophores. The vegetation maintains sediment in suspension by causing turbulence in the tidally inundated forest, and it contributes to evapotranspiration processes. There are strong links between the ecological functions of the mangrove and the interactions between the water/substrate/crab/plant system (Wolanski *et al.,* 2010).

In natural conditions, the hydrological processes regulate nutrient circulation and salinity rates and play an essential role in the dynamics of nitrogen and phosphorus components. In a mangrove receiving excess nutrients as a result of wastewater discharges, the bioremediation capacity of the ecosystem will depend on its capacity to absorb and transform wastewater (Bryce *et al.,* 2003).

Mangrove swamps in many tropical intertidal zones are commonly affected by diffuse and uncontrolled pollution, especially domestic wastes. The use of mangrove swamps in the natural treatment of wastewater has been proposed by numerous decision-makers and managers as an effective and inexpensive alternative to traditional water treatment plants. Initial results showed that the high concentrations of nitrogenous compounds in domestic sewage are rapidly removed by circulation through mangrove sediments and water, as a result of the activity of microbial communities and nitrate removal processes (Nedwell, 1975; Odum and Johannes, 1975; Clough *et al.,* 1983; Corredor and Morell, 1994). The relationships among wastewater discharge, nutrient dynamics and mangrove functioning have been documented in numerous studies (e.g. Tam *et al.,* 1995, 1998; Tam and Wong, 1995, 1996; Tam and Yao, 1998; Wong *et al.*1995, 1997; Li *et al.,* 2009), and these have produced no evidence of detrimental biological or functional effects on mangrove ecosystems despite significant inputs of organic matter and nutrients from domestic wastewater. These studies showed that mangrove tree growth and death rates were not affected, and that litter production did not change significantly. The nutrient content of mangrove leaves generally exhibited no significant differences with or without sewage input, and only minor differences were found in soil nutrients. Nevertheless, there was consensus that long-term investigations of mangrove ecosystem parameters and compartments are necessary prior to the use of mangrove areas for bioremediation.

Critical factors include the timing and volume of wastewater discharge, and how to transport and disperse wastewater into mangrove systems while avoiding direct pollution of either the sea-water or lagoons, where these occur. To estimate the potential dispersal volume, we propose the use of a new indicator: the water resorption capacity (WRC). This indicator will aid estimation of the amount of wastewater that can be added to a mangrove and also determine the best vegetation stand. This multidimensional indicator is determined using measurements of soil infiltration, vegetation evapotranspiration and the macroporosity of crab burrows, and is expressed in units of volume (litres) of water able to be resorbed per square metre (L $m^{-2}$) of soil. In this study, the water circulation in a mangrove stand on an island in the Indian Ocean was investigated, and the WRC was compared among various vegetation stands to establish the most appropriate place to disperse wastewater from a nearby village after a primary treatment.

## 2. Materials and methods

### *2.1 Study area*

The island of Mayotte (374 $km^2$) is a dependent French territory in the Comoro Archipelago, located in the Mozambique Channel, southwest Indian Ocean. It is surrounded by an almost continuous barrier reef and has one of the largest closed lagoons in the world (1,500 $km^2$). Mayotte Island has been characterized by a substantial increase in population and significant degradation of the environment, associated with rapid economic development. There has been a consequent increase of the production of domestic wastewater, which flows into the surrounding lagoon, for the most part without any preliminary treatment (Gourbesville and Thomassin, 2000). Mangrove swamps are well developed at the ends of all bays around the island (Fromard, 2000; Fromard and Bousquet-Melou, 2000).

Mayotte Island has a maritime tropical climate characterized by a wet warm season from November to April (mean seasonal rainfall and temperature 1200 mm and 27.2°C, respectively), and a cooler dry season from May to October (mean seasonal rainfall and temperature 210 mm and 25.1°C, respectively). The tide range is high for an oceanic island, reaching up to 4 m for equinox tides.

The study area (Fig. 1) is situated near the village of Malamani, in the middle of Chirongui Bay (12°55′S, 45°09′E) in the southwest of the island; this bay has the largest mangrove system on Mayotte Island (200 ha, 13 km long, maximum width 800 m). The area is enclosed by the small Djaradjajou and Chanfi rivers, which flow across the mangrove forest and drain waste and rainwater into the lagoon. The landward side of the mangrove area includes a periodically flooded meadow that was grazed by zebu cattle, and a swampy woodland of large trees (*Erythrina fusca*) that has deceased in size with the development of banana cultivation.

As a consequence of inundation and the salinity gradient, the mangrove swamp has developed a classical ecological zonation from landward to seaward (Fig. 2). The tidal range encompasses the following: (i) a degraded *Heritiera littoralis* stand at the limit of the highest tides at the back of the mangroves, which is in contact with some old *Avicennia* trees and tanne areas that are characterized by high salinity in the dry season; (ii) an associated stand of dense, low *Ceriops tagal* bushes, which are progressively interspersed with *Rhizophora mucronata*; (iii) a stand of taller *R. mucronata*, which constitutes the central part of the mangrove area and includes sparse patches of *Bruguiera gymnorrhiza*; and (iv) a stand of *Sonneratia alba* that has colonized the lagoon side of the mangrove system, where the tidal height and the inundation frequency are greatest. The two more notable vegetation stands, as seen from the tree density and tide inundation, are the *Ceriops* and *Rhizophora* stands.

*2.2 Water source characteristics and water circulation*

In situ measurements of salinity and conductivity using an optical refractometer (Atago) and a conductivity meter (Consort C231), respectively, were made in the *R. mucronata, C. tagal* and *Avicennia marina* stand during the wet (February) and dry (October) seasons. Measurements of free ground-water were obtained from a network of 25 piezometers. Interstitial soil water samples were collected in triplicate from soil cores from each of five depths (0–5, 20–25, 45–45, 60–65 and 80–85 cm). To assess water circulation, samples of surface water (rivulet, lagoon) and ground-water (mangrove piezometers) were collected in 10 ml glass vials for stable isotope analysis ($^{18}O$ and/or $^{2}H$). The vials were capped and dispatched to Iso-Analytical (Sandbach, Cheshire, UK) for measurement of the isotope values relative to the Vienna Standard Mean Ocean Water (*VSMOW*) isotope standard.

*2.3 Soil infiltration*

The hydraulic properties of the sediments were estimated using infiltration tests, which were based on fitting an analytical approximation of the Richards (1931) equation to the observed infiltration rates. The approximation was obtained under homogeneous initial conditions and a constant positive head, and it assumes that a pseudo-constant water depth is applied at the soil surface. The Beerkan method was applied (Braud *et al.,* 2005); this fits the analytical approximation to an experimentally derived cumulative infiltration curve. The latter is derived by pouring a given amount of water into a ring placed on the soil surface and timing its disappearance into the ground; this operation is repeated until a constant infiltration rate is reached. For the present study, 12 Beerkan tests were performed in the field.

*2.4 Assessment of macroporosity*

The exchange surfaces and cavity volumes created by crab bioturbation were assessed using resin casts. Mouldings of *Neosarmatium smithii* and *Perisesarma guttatum* crab burrows were prepared in the *Ceriops* and *Rhizophora* stands, respectively. Polyester resin was mixed with black volcanic sand (10% w/v) to increase resin density. A catalyst (1%) was added to initiate polymerization, and all burrows in a 50 $cm^2$ surface area were filled with resin. The resin casts were removed after 24 h (Onda, 1995; Chan, 2005; Koo *et al.,* 2007; Kristensen, 2008). The volumes, surface areas and lengths of galleries and burrows were evaluated by wrapping the cast with aluminium foil and weighing the wrapping (Atkinson & Chapman, 1984); the data were converted to values per square metre of mangrove.

*2.5 Measurement of evapotranspiration*

Injection of heavy water was used to determine the sap volume, which was measured by the isotope dilution technique (Calder, 1992). A known volume of $D_2O$ was injected into the trunk using a syringe, and transpired water was collected in plastic bags wrapped around small branches. The condensed water was transferred to a vial (2 ml) and sent for isotope analysis. When the entire product is shifted, a mass balance can be performed and the amount of xylem sap can be calculated. Five trees were measured: three *Ceriops* (diameters 6.5, 8 and 8 cm) and two *Rhizophora* (diameters 10.7 and 17.6 cm).

## 3. Results

### *3.1 Water sources and circulation*

The conductivity and salinity of the surface water adjacent to the study site are shown in Figure 2. The Djaradjajou and Chanfi rivers had low conductivity (around 200 μS $cm^{-1}$), whereas the Malamani rivulet had higher conductivity, almost certainly derived from ground-water discharge (around 400 μS $cm^{-1}$) and wastewater. At the back of the mangrove system, water in this rivulet had high conductivity (700–920 μS $cm^{-1}$), which increased to 12–23 mS $cm^{-1}$ following the input of mangrove outflow.

The values of $\delta^{18}O$, shown in Fig. 3 as a function of various ions, enabled different water sources to be distinguished. The freshwater sources included rainwater, river-water and ground-water, and were depleted of heavy isotopes ($\delta^{18}O$ values around –2.9 $ml^{-1}$). This is a high value in relation to the high temperature and air moisture content and the low altitude (less than 600 m). There was very little difference between the values obtained during coastal sampling near Malamani and those from a higher altitude at Kwalé. The mineral charge was very low, as is often the case in tropical areas, despite the Malamani tap-water coming from a deep bore (70 m depth) in the Sada area. The mangrove is dependent on all these freshwater inputs (rivers, ground-water and rainfall) and the fine alluvial sediment to develop.

The salt-water source is formed by the inner lagoon; the coral reef protects the coast from waves but has no influence on the tidal amplitude, which affects the tidal creek and the zonation of the wider mangrove forest. The salinity (35–39 g $L^{-1}$) and isotope ($\delta^{18}O$, from +0.2 to +0.66) values suggest little evaporation occurs for this lagoon (Fig. 3 and Table 1).

The mangrove develops where these two water sources mix, although paradoxically the salinity increases from the sea edge to the inner mangrove. For example, the ground-water under the landward *Ceriops* stand was more saline and less charged with heavy isotopes (28‰ and $\delta^{18}O$ = –0.50, respectively) than the ground water under the seaward *Rhizophora* stand (10‰ and $\delta^{18}O$ = –1.86, respectively). The tanne formation is at the limit of the highest tide, which corresponds to the interface between the fresh water and the mangrove swamp during the rainy season. The rivers and rivulets passing through the mangrove at low tide bring fresh water into the mangrove, whereas during the high tide they become tidal creeks

and bring sea-water into the mangrove. However, this lagoon water can be less saline than either the evaporated seawater in the mangrove or the mangrove soil.

*3.2 Mangrove soil and ground-water salinity*

The depth to the ground-water in the *Avicennia* and *Ceriops* stands at the back of the mangrove ecosystem was 60–80 cm, but it was closer to the surface in the *Rhizophora* stands (20–40 cm). The highest salinity was found in the higher tanne area, which is only inundated by sea-water during equinox tides. The soil salinity during the dry season decreased in parallel to the mangrove species zonation: 70‰ associated with *Avicennia*, 58‰ with *Ceriops* and 46‰ with *Rhizophora*. The salinity of the soil was higher at the surface (Fig. 4), and the mean value across the depth profile was similar to the ground-water values. During the wet season, the mean salinity at the soil surface decreased and approached the lagoon salinity. The salinity in the deeper layers also decreased, but to a lesser extent.

*3.3 Soil permeability and bioturbation*

The lime soil of the mangrove is almost totally impermeable. Permeability tests in the proximity of the small burrow showed $K_{sat}$ values equal to or less than $1.4 \times 10^{-5}$ m $s^{-1}$. The granulometry analyses revealed a predominance of fine particles (65% smaller than 63 μm). Numerous burrows were made by a variety of crab species and perhaps also *Periophthalmus* species. The volume, surface and length of crab burrows were determined from resin casts (Table 2). The burrow hole diameters ranged from a few millimetres to 4.5 cm for the *Ceriops* facies, and up to 7.5 cm for the *Rhizophora* stand. Only holes larger than 5 mm were counted.

The mean burrow number was 45 ± 5 $m^2$ for the *Ceriops* facies and 32 ± 3 $m^2$ for the *Rhizophora* facies; the crabs associated with these burrows are presently under investigation. Most burrows occurred within the roots systems of the mangrove plants and were quite complex, often with many entries, loops in the galleries and connections to other smaller galleries. The maximum depth varied from 40 to 50 cm for the terminal chamber, but numerous galleries were 20–25 cm below the surface. The *Rhizophora* burrow system had deeper and wider galleries, and consequently its volume (70 L $m^{-2}$) was almost twice that of the *Ceriops* system (38 L $m^{-2}$; Fig. 5).

*3.4 Water consumption by trees*

The three *Ceriops* trees with closed trunk diameter had very similar levels of water consumption (about 9 L $d^{-1}$). The two *Rhizophora* trees had greater water consumption (11 and 18 L $d^{-1}$), but per unit diameter the ratio was lower (0.8) than for *Ceriops* (1.1). Based on the density of trees (6.9 and 0.79 trees $m^{-2}$ for *Ceriops* and *Rhizophora*, respectively) the potential water evapotranspiration by these predominant trees (99% of the mangrove area in total) was calculated. The remaining 1% of the area comprised *Avicennia* and *Bruguiera*. The *Ceriops* area comprised about 90% *Ceriops* with a mean diameter of 2.2 cm and 9% *Rhizophora* with a mean diameter of 4.8 cm; this equates to a potential water evapotranspiration rate of approximately 16.7 L $d^{-1}$ $m^{-2}$. The *Rhizophora* area comprised approximately 79% *Rhizophora* with a mean diameter of 16.1 cm, and 16% *Ceriops* with a mean diameter of 4.1 cm; this equates to a potential water evapotranspiration rate of approximately 7.6 L $d^{-1}$ $m^{-2}$.

The $^{2}H$ values indicated the source of water taken up by the trees, with the mean $\delta^{2}H$ value (+8.4‰) confirming the involvement of the saline mangrove source, the local ground-water (+9.8‰) and the lagoon (+9.3‰). The fresh water sources had much more depleted values: the rainfall was −1.9‰ and the rivulet upstream was −15.0‰.

## 4. Discussion

Water circulation and ground-water discharge have been studied within sand layers in mangroves (Kitheka, 1996; Kitheka, 1998) and tidal salt flats (Ridd and Sam, 1996). At the Malamani site there is no equivalent porous layer, and the porosity is only generated by crab bioturbation. Very few water-stable isotope studies have been carried out at Mayotte Island. The French Geological Survey (BRGM) made isolated measurements on the east part of the island, near Kwalé, during research on drinking water from aquifers (Mouron, 2004). The $\delta^{18}O$ values reported (−3.4 and −3.7‰) are very close to those found for Malamani tap-water (−3.3‰), which is derived from a bore in the Sada area (west coast). This indicates the homogeneity of rainfall over the central part of the island, and although the measured rainwater was slightly more enriched in heavy isotopes (−2.2 to −2.5‰), the rivers had $\delta^{18}O$ values close to the first group (−2.9 to −3.4‰).

Only one recent study concerning the saline Mayotte lagoon has been made (Zinke *et al.,* 2008), and it reported $\delta^{18}O$ values ranging from +0.3 to +1.4‰. This work was focussed on the coral reef, and the variations in $^{18}O$ in the coral skeleton were used to reconstruct past ocean temperature variations (Heiss *et al.,* 1997). The ocean is usually the SMOW reference (Craig, 1961) and should be equal to zero. In tropical regions, more positive values are a result of higher temperatures and greater evaporation (Mook, 2000). In this study the sea-water values ranged from +0.2 to +0.7‰, but the samples were taken close to the coast. With the exception of the rivulet, isotope measurements of the surface waters in the mangrove areas are not relevant, because the high evaporation rate confounds assessment of the water source.

During the dry season, the soil salinity was high (30–70‰), and the profile values were quite stable with depth (Fig. 4). The mean $^{2}H$ isotopic values for the *Ceriops* ($\delta^{2}H$ = +7.3) and *Rhizophora* ($\delta^{2}H$ = +10.1) sap indicated the dominance of sea-water ($\delta^{2}H$ = +9.3) in the mangrove ground-water during the dry season. The mixing of fresh water from the rivulet with the saline sea-water is only important along the rivulet channel, and it does not significantly affect the mangrove trees. In contrast, during the wet season (up to 2000 mm rainfall) there is a major input of fresh water directly from rainfall and also from the back of the mangrove area, which becomes swampy. The soil salinity profile was markedly affected, and desalinization to a depth of 70–80 cm occurred because of the macroporosity resulting from the crab burrows.

Figure 5 summarizes the soil retention (crab bioturbation) and water uptake (evapotranspiration) by trees in the mangrove system. The WRC was calculated from 50% of the mean burrow volume and the amount of evapotranspiration. This 50% factor was applied to take account of water accumulation processes resulting from tidal flooding, which occurred twice each day. For the *Ceriops* stand, a WRC of 13.7 L $m^{-2}$ $d^{-1}$ was calculated, and for the *Rhizophora* stand, the WRC was 19.4 L $m^{-2}$ $d^{-1}$. The similarity of these values is because of the high density of *Ceriops* trees but smaller burrow volumes in the *Ceriops* stand. The effective burrow water retention volume was lower because of the water remaining in the deeper burrow chambers; the crabs need this water to breathe, and they dig their burrows down to reach permanent water. This was mainly the case in the *Rhizophora* area, where the ground-water level is shallower. During the wet season, the water table is higher and the

available volume is smaller. Reported estimates of the volume of water flowing through crab burrows during each tide range from 1 to 10 L $m^{-2}$ (Ridd, 1996). We also tested the water absorption capacity directly in the mangrove: on both stand, a single burrow of 5–6 cm could absorb 10 L of water in several minutes. For tree water, our results from the heavy water dilution (0.82–1.25 L $cm^{-1}$ tree diameter) are similar in magnitude to those reported for *Avicennia* in French Guyana (0.48–0.90 in the dry season; 1.29–1.43 in the wet season; Muller *et al.,* 2009). Muller *et al.*(2009) also reported that mangrove trees are able to take up more water during the wet season, when ground-water desalinization occurs. The fresh water is retained in the soil at least until the next flood. Further investigations are needed to establish whether denitrification by soil microorganisms and nutrient uptake by trees occur.

## 5. Conclusion

This wide (800 m) mangrove bay is the outlet of several small rivers and rivulets in the surrounding hills. However, the soil nature and texture are such that there is no hyporheic or horizontal ground-water circulation, and surface water circulation is the dominant water movement. During the wet season, the land at the back of the mangrove area becomes swampy, and the tanne formations become waterlogged. In the present study, a new indicator (the water resorption capacity, WRC) was tested; this depends on the substrate (soil infiltration), local vegetation (evapotranspiration) and bioturbation by fauna (crab burrows). As the loamy soil was almost totally impermeable, this indicator is only assessed to the two latter categories. Of the three mangrove stands that could receive wastewater, the most saline (the *Avicennia* area) was avoided because of vegetation deterioration and its accessibility to village children. The *Ceriops* and *Rhizophora* areas had similar WRC index values (approximately 15 L $m^{-2}$), indicating that these areas could receive up to 10 $m^3$ of wastewater per day on a surface area of 750 $m^2$. These two areas will now be tested to assess whether denitrification occurs.

## Acknowledgements

We gratefully acknowledge the following funding sources for this study: the Water Syndicate of Mayotte, SIEAM and the French National Research Centre (CNRS Ecological Engineering programme 2007). One of us (M. E.) received a PhD grant (ANRT CIFRE). We also thank the students who directly or indirectly assisted in the study (Anais Saenger, Anne Destin and Mélina Michel), and the staff of our laboratory (Sabine Sauvage and Romain Walker).

## References

Atkinson, R. J. A.; Chapman, C. J. 1984: Resin casting: a technique for investigating burrows in sublittoral sediments. Progress in Underwater Science 9:15-25.

Braud, D. De Condappa, J.M. Soria, R. Haverkamp, R. Angulo-Jaramillo, S. Galle and M. Vauclin, 2005.Use of scaled forms of the infiltration equation for the estimation of unsaturated soil hydraulic properties (the Beerkan method), European Journal of Soil Science 56 (3) (2005), pp. 361–374.

Bryce S., Larcombe P., Ridd P. V. 2003. Hydrodynamic and geomorphological controls on suspended sediment transport in mangrove creek systems, a case study: Cocoa Creek, Townsville, Australia. Estuarine Coastal and Shelf Science; 56: 415-431.

Calder I. R. 1992. Deuterium Tracing for the Estimation of Transpiration from Trees .2. Estimation of Transpiration Rates and Transpiration Parameters Using a Time-Averaged Deuterium Tracing Method. Journal of Hydrology; 130: 27-35.

Chan B. K. K. 2005. Burrow architecture of the ghost crab Ocypode certophthalma on a sandy shore in Hong Kong. Hydrobiologia; 560: 43-49.

Clark T., Stephenson T. 1998. Effects of chemical addition ion aerobic biological treatment of municipal wastewater. Environmental Technology; 19: 579-590.

Clough G. F. G. 1983. Practical Aspects of Energy Saving in Wastewater Disposal. Water Pollution Control; 82: 510-517.

Clough, B. F., Boto, K. G. & Attiwill, P. M. (1983). Mangrove and sewage: a re-evaluation. Biology and Ecology of Mangroves. Tasks for Vegetation Science Series 8, 151¬162 pp

Corredor, J. E. & Morell, J. M. (1994). Nitrates, Depuration of Secondary Sewage Effluents in Mangrove Sediments. Estuaries 17, 295-300.

Craig H. (1961). Standards for reporting concentration of deuterium and oxygen 18 in natural waters. Sciences 133: 1833-1834.

Fromard, F. (2000). Les mangroves de Mayotte : Analyse écologique et propositions de restauration. Société Espaces, Sada et Laboratoire d'Ecologie Terrestre-CNRS, Toulouse. 61p.

Fromard, F. & Bousquet-Melou, A. (2000). Les mangroves de Mayotte : Rapport bibliographiques. Société Espaces, Sada et Laboratoire d'Ecologie Terrestre-CNRS, Toulouse. 65 p.

Gourbesville P., Thomassin B. A. 2000. Coastal environment assessment procedure for sustainable wastewater management in tropical islands: the Mayotte example. Ocean & Coastal Management; 43: 997-1014.

Heiss GA., Camoin GF, Eisenhauer A., Wischow D., Dullo WC and Hansen B. (1997) Stable isotope and Sr/Ca signals in corals from the Indian ocean. Proc 8th Coral Reef Sym 2: 1713-1718.

Kitheka J. U. 1996. Water circulation and coastal trapping of brackish water in a tropical mangrove-dominated bay in Kenya. Limnology and Oceanography; 41: 169-176.

Kitheka J. U. 1998. Groundwater outflow and its linkage to coastal circulation in a mangrove-fringed creek in Kenya. Estuarine Coastal and Shelf Science; 47: 63-75.

Kitheka J.U., Mwashote BM. Ohowa BO and Kamau J. (1999) Water circulation, groundwater outflow and nutrient dynamics in Mida Creek, Kenya. Mangroves ans Salt Marshes 3:135-146.

Koo B. J., Kwon K. K., Hyun J.-H. 2007. Effect of environmental conditions on variation in the sediment-water interface created by complex macrofaunal burrows on a tidal flat. Journal of Sea Research; 58: 302-312.

Kristensen E. 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. Journal of Sea Research; 59: 30-43.

Lambs L., E. Muller and F. Fromard 2007. The guianese paradox: How can the freshwater outflow from the Amazon increase the salinity of the Guiana shore? J. Hydrol. 342, 88-96.

Lambs L., E. Muller and F. Fromard 2008. Mangrove trees growing in a very saline condition but not using seawater. Rapid Comm. in Mass Spectrometry 22, 2835-2843

Li C. H., Zhou H.W., Wong Y. S., Tam N. F. Y. 2009. Vertical distribution and anaerobic biodegradation of PAHs in mangrove sediments in Hong kong, South China. The Science of the Total Environment; 407: 5772-5779.
Marchand C., Baltzer F., Lallier-Verges E., Alberic P. 2004. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). Marine Geology; 208: 361-381.
Mook W.G.( 2000). Environmental isotopes in the hydrological cycle. No 39, Vol.1. Unesco-IAEA publication, 280p.
Mouron R. (2004) BRGM report 04-6-017B, unpublished results.
Muller E., Lambs L. and Fromard F. (2009) Variations in water use by a mature mangrove of Avicennia germinans, French Guiana. Annal of Forest Sciences 66: 803-811.
Nedwell D. B. 1975. Inorganic Nitrogen-Metabolism in a Eutrophicated Tropical Mangrove Estuary. Water Research; 9: 221-231.
Odum, W. E., AND R. E. Johannes. 1975. The response of mangroves to man-induced environmental stress. Tropical Marine Pollution, 52-62.
Onda. 1995. An experimental study on the burrowing activity of river crabs on subsurface water movement and piping erosion. Geomorphology; 20: 279-288.
Richards L.A. 1931., Capillary conduction of liquids through porous media, Physics 1 (1931), pp. 318–333
Ridd P. V. 1996. Flow through animal burrows in Mangrove creeks. Estuarine Coastal and Shelf Science; 43: 617-625.
Ridd P. V., Sam R. 1996. Profiling groundwater salt concentrations in mangrove swamps and tropical salt flats. Estuarine Coastal and Shelf Science; 43: 627-635.
Tam N. F. Y., Li S. H., Lan C. Y., Chen G. Z., Li M. S., Wong Y. S. 1995. Nutrients and Heavy-Metal Contamination of Plants and Sediments in Futian Mangrove Forest. Hydrobiologia; 295: 149-158.
Tam N. F. Y., Yao M. W. Y. 1998. Normalisation and heavy metal contamination in mangrove sediments. The Science of the Total Environment; 216: 33-39.
Wolanski E., Jones M., Bunt J. S. 1980. Hydrodynamics of a Tidal Creek Mangrove Swamp System. Australian Journal of Marine and Freshwater Research; 31: 431-450.
Wolanski E., Ridd P. 1986. Tidal Mixing and Trapping in Mangrove Swamps. Estuarine Coastal and Shelf Science; 23: 759-771.
Wolanski E., Mazda Y., Furukawa K., Ridd P., Kitheka J., Spagnol S. and Stieglitz T. 2010. Water circulation in mangroves, and its applications for diversity, to be published in U. Ganslosser's book in Filander Press
Wong Y. S., Lan C. Y., Chen G. Z., Li S. H., Chen X. R., Liu Z. P., *et al.*1995. Effect of Waste-Water Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia; 295: 243-254.
Zinke J., Pfeiffer M., Timm O., Dullo W.C., Kroon D. and Thomassin B.A. (2008). Mayotte coral reveals hydrological changes in the western Indian Ocean between 1881 and 1994. Geophysical Res Let. 35: 1-5.

## Figure captions

**Figure 1**: Mangrove study area end land cover on Mayotte Island, Indian Ocean.
**Figure 2**: Water characteristics (conductivity in µS and salinity in ‰) in the mangrove area near Malamani village, February 2006.
**Figure 3**: Fresh (deep ground-water, rivers and rainfall) and saline (lagoon) water sources that enter and mix in the mangrove system. The solid line represents the mean water pools mixing along the rivulet.
**Figure 4**: Soil salinity (‰) profile in the Malamani mangrove, as measured during the dry (red) and wet (blue) seasons. *Avicennia marina* (n = 3), data from 2006; *Ceriops tagal* (n = 9), data from 2006–2009; *Rhizophora mucronata* (n = 9), data from 2006 to 2009. Bars indicate ± sd.
**Figure 5**: Potential water resorption capacity (WRC) as estimated from crab burrow cast volumes and tree evapotranspiration (EVP), based on isotope dilution, mean tree density and tree diameter. The WRC was calculated as 50% of the mean of the first two values. The results are given in L $m^{-2}$ mangrove soil.

## Table captions

**Table 1**: $^{18}O$ data, salinity (‰) and conductivity measurements from rivulets, the mangrove area, ground-water, lagoon and rainwater between 2006 and 2008.
**Table 2**: Crab burrow characteristics in a mangrove soil surface area of 1 m × 1 m in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* mangroves near Malamani.

| | Date | Sample | Place | Salinity | Conductivity | δ2H | δ $^{18}$O | δ excess | Data origin |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Fresh water pool | | | | | | | | | this work |
| | Februar 2006 | rainwater 1 | Kwalé (250m) | 0,03 | 30 | | -2,34 | | this work |
| | Februar 2006 | rainwater 2 | Mréréni (cote) | 0,038 | 38 | | -2,48 | | this work |
| | March 2008 | rainwater 3 | Mramadoudou | 0,026 | 26 | -1,87 | -2,26 | 16,22 | this work |
| | Februar 2006 | Daradjajou river | North of Malamani | 0,165 | 165 | | -2,94 | | this work |
| | Februar 2006 | Chanfi river | South of Malamani | 0,226 | 226 | | -2,94 | | this work |
| | Februar 2006 | tape water | Malamani village | 0,118 | 118 | | -3,26 | | this work |
| | May 2004 | groundwater | Kwalé drilling (400m) | | | -16,4 | -3,7 | 13,2 | Mouron 2004 |
| | May 2004 | Kwalé river | Kwalé (400m) | | | -13,8 | -3,4 | 13,4 | Mouron 2004 |
| | Februar 2006 | rivelet | back mangrove swamp | | 600 | | -2,35 | | this work |
| Mangrove | | | | | **mean** | **-11,79** | **-2,90** | **13,63** | |
| | Februar 2006 | groundwater | under Ceriops | 28 | | | -0,50 | | this work |
| | March 2008 | groundwater | under Ceriops | 38 | | 9,77 | 0,47 | 6,01 | this work |
| | March 2008 | evapo-transpirate water | Cériops 1 | | 53 | 10,34 | | | this work |
| | March 2008 | evapo-transpirate water | Cériops 2 | | 40 | 3,97 | | | this work |
| | March 2008 | evapo-transpirate water | Cériops 3 | | 43 | 7,60 | | | this work |
| | March 2008 | evapo-transpirate water | Rhizo 1 | | 55 | 10,52 | | | this work |
| | March 2008 | evapo-transpirate water | Rhizo 2 | | 72 | 9,69 | | | this work |
| | Februar 2006 | shallow GW | under Rhizophora | 10 | | | -1,86 | | this work |
| sea water | | | | | **mean** | **8,65** | **-0,63** | **6,01** | |
| | Februar 2006 | lagoon mangrove | Mréréni | 36 | | | 0,23 | | this work |
| | March 2008 | sea Tsimkoura | | 39 | | 9,30 | 0,66 | 4,03 | this work |
| | Februar 2006 | mer lagon | plage Ngouja | 36 | | | 0,20 | | this work |
| | 2002-2005 | lagoon | ??? | | | | 0,26 à 1,38 | | Zinke 2008 |
| | | | | | **mean** | **9,30** | **0,36** | **4,03** | |

**Table 1:** 18O data, salinity (‰) and conductivity measurements from rivulets, the mangrove area, ground-water, lagoon and rainwater between 2006 and 2008

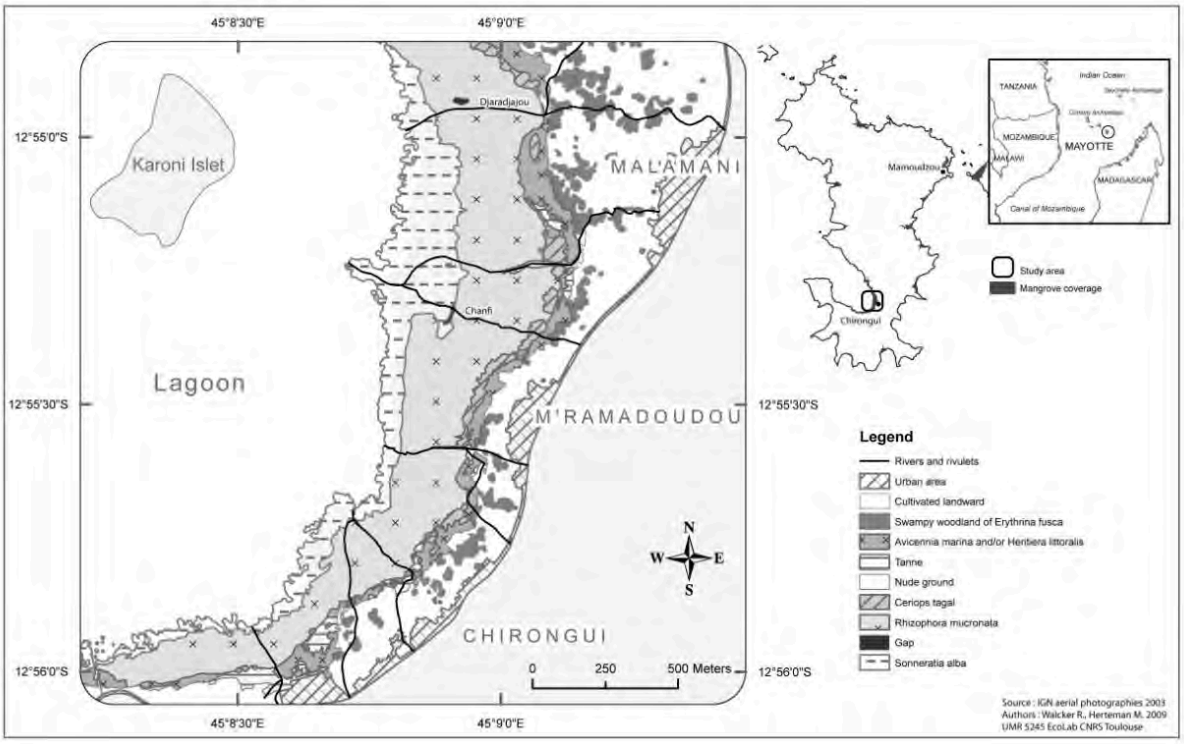



**Figure 1**: Mangrove study area end land cover on Mayotte Island in Indian Ocean.

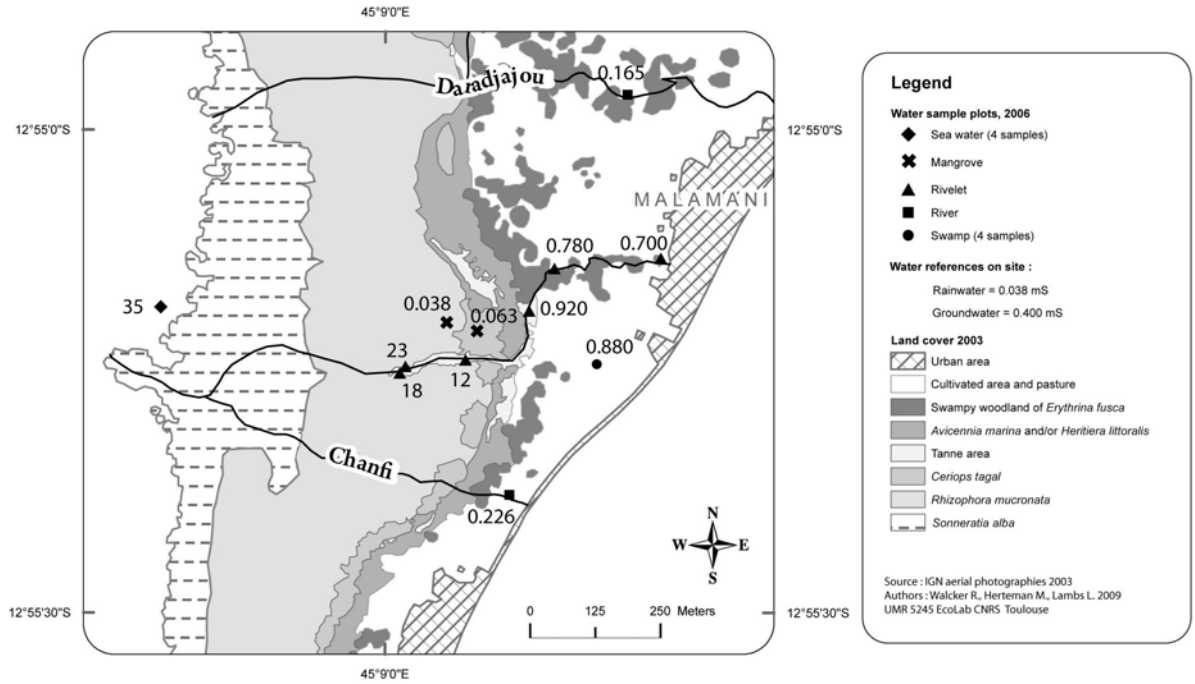



**Figure 2**: Waters characteristics (conductivity in mS) in the mangrove area near Malamani village, February 2006.

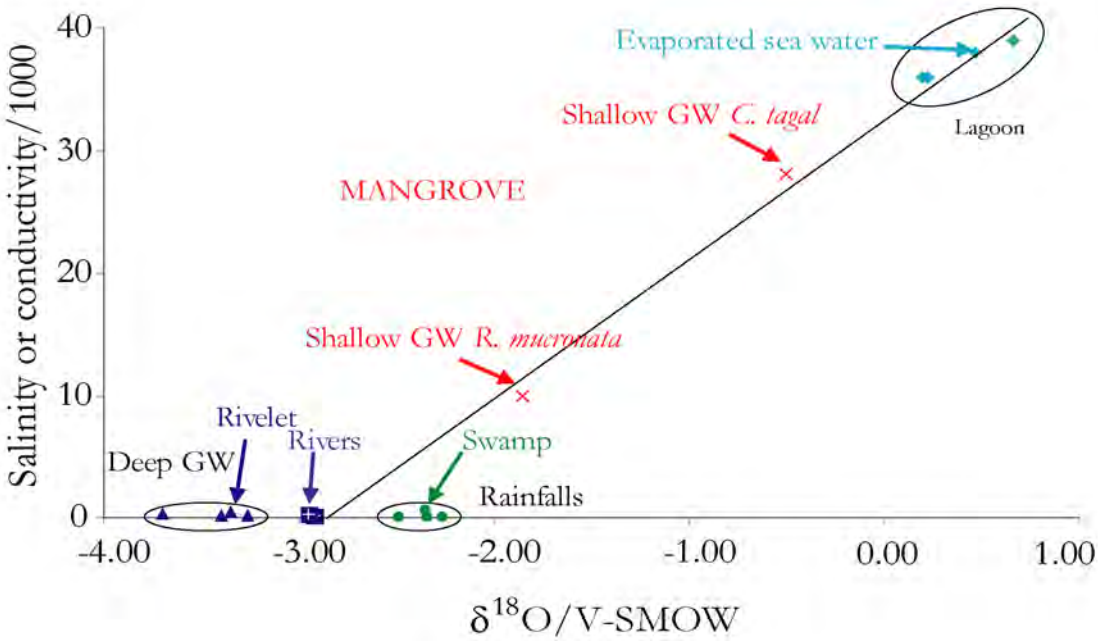



**Figure 3**: Fresh (deep ground-water, rivers and rainfall) and saline (lagoon) water sources that enter and mix in the mangrove system. The solid line represents the mean water pools mixing along the rivulet.

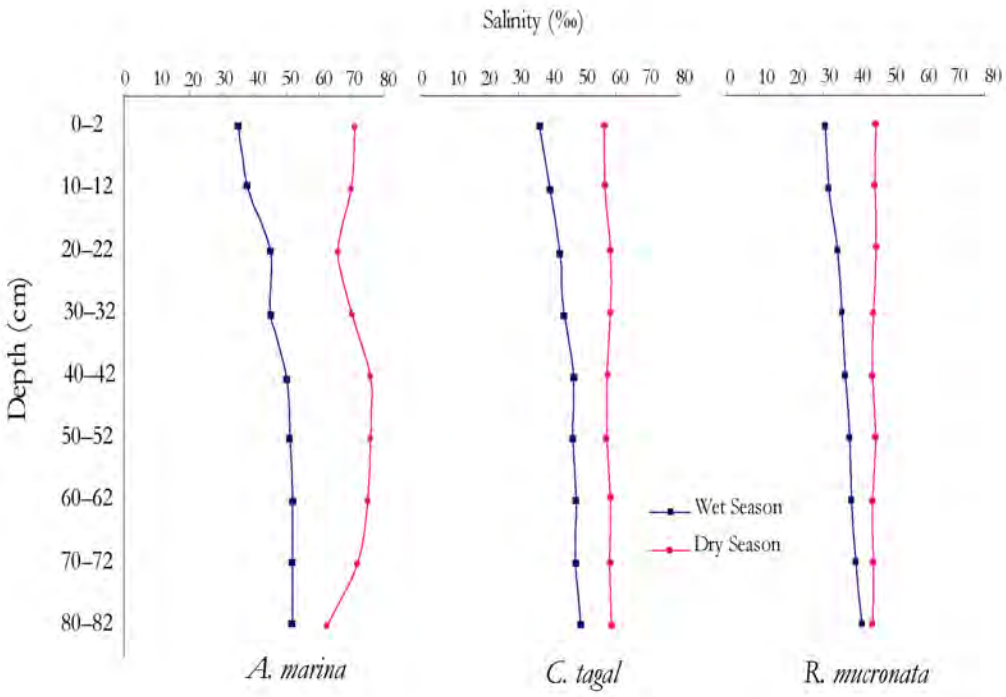



**Figure 4** : Soil salinity (‰) profile in the Malamani mangrove, as measured during the dry (red) and wet (blue) seasons. *Avicennia marina* (n = 3), data from 2006; *Ceriops tagal* (n = 9), data from 2006–2009; *Rhizophora mucronata* (n = 9), data from 2006 to 2009. Bars indicate ± sd.

| | Volume ($L/m^2$) | Surface ($m^2/m^2$) | Length ($m/m^2$) | Depth | Mean holes' diameter (cm) | Number of hole (per $m^2$) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *C. tagal* | 36.7 | 1.16 | 34.7 | 30-40 | 3.41 ± 1.06 | 45 ± 5 |
| *R. mucronata* | 69.8 | 2.28 | 69.7 | 40-50 | 4.27 ± 2.3 | 32 ± 3 |

**Table 2:** Crab burrow characteristics in a mangrove soil surface area of 1x1 m in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* mangroves near Malamani.

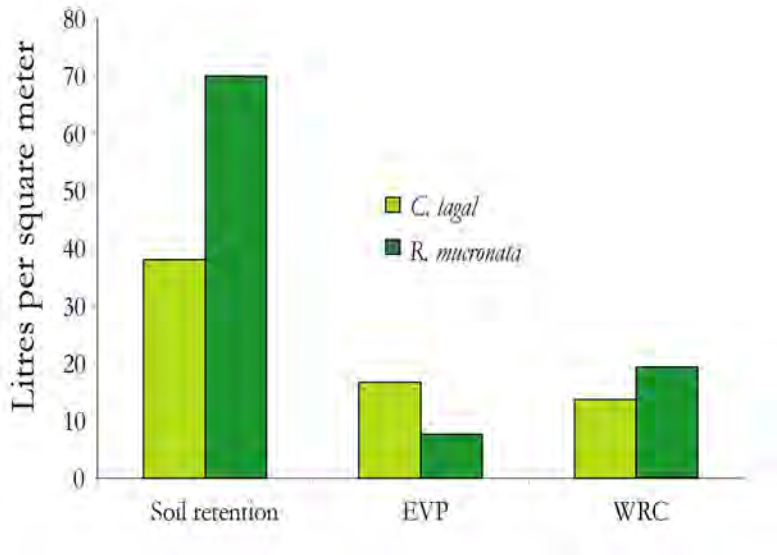



**Figure 5**: Potential water resorption capacity (WRC) as estimated from crab burrow cast volumes and tree evapotranspiration (EVP), based on isotope dilution, mean tree density and tree diameter. The WRC was calculated as the mean of EVP and 50% of the soil retention. The results are given in L $m^{-2}$ mangrove soil.

# Chapitre IV

## Caractéristiques et potentialités épuratrices du sédiment

## 4.1. INTRODUCTION

### 4.1.1. Etat de l'art

#### 4.1.1.1. Les sédiments de mangrove

Naturellement, les sédiments de mangrove reçoivent de la matière organique provenant de diverses sources telles que les écoulements pluviaux, la décomposition des litières de palétuviers, de la macrofaune, des algues et des bactéries (Tam et al, 1990, Meziane and Tsuchia, 2000 ; Bano *et al*.1997 ; Tam *et al.,* 1998).

Décrits par plusieurs auteurs comme de véritables puits pour les nutriments et les métaux lourds (Tam *et al.,* 1993, 1995a , 1995b ; Wong *et al*.1995), ils sont généralement caractérisés par des conditions réductrices fortes et une salinité élevée. La concentration en sulphide et en ion fer est importante (Tam, 1998). En revanche, la concentration en oxygène est faible due en partie aux inondations régulières par la marée (Saenger, 2002). Les sédiments de mangroves sont pauvres en nutriments azotés et phosphorés (Boto and Wellington, 1984). Les microorganismes associés aux particules de sédiment jouent un rôle important dans les capacités épuratrices du système : ils sont responsables de la dégradation de la matière organique carbonée et du cycle des matières azotées par nitrification et dénitrification (Corredor and Morell, 1994 ; Tam, 1998 ; Guiral *et al.,* 1999).

#### 4.1.1.2. Origine des sédiments des mangroves de Mayotte

Bien que les mangroves soient capables de croître sur des substrats rocheux ou caillouteux (Thomassin, 1990 ; Kelly, 1995) ou encore sur platier corallien (comme la mangrove de Moya par exemple située en Petite-Terre à Mayotte, figure 4.1), la plupart, dont celle de Malamani, se développe sur des sédiments vaseux meubles et fins, permettant un meilleur ancrage des racines de palétuviers que sur un substrat sableux (Thomassin, 1990) (figure 4.2).

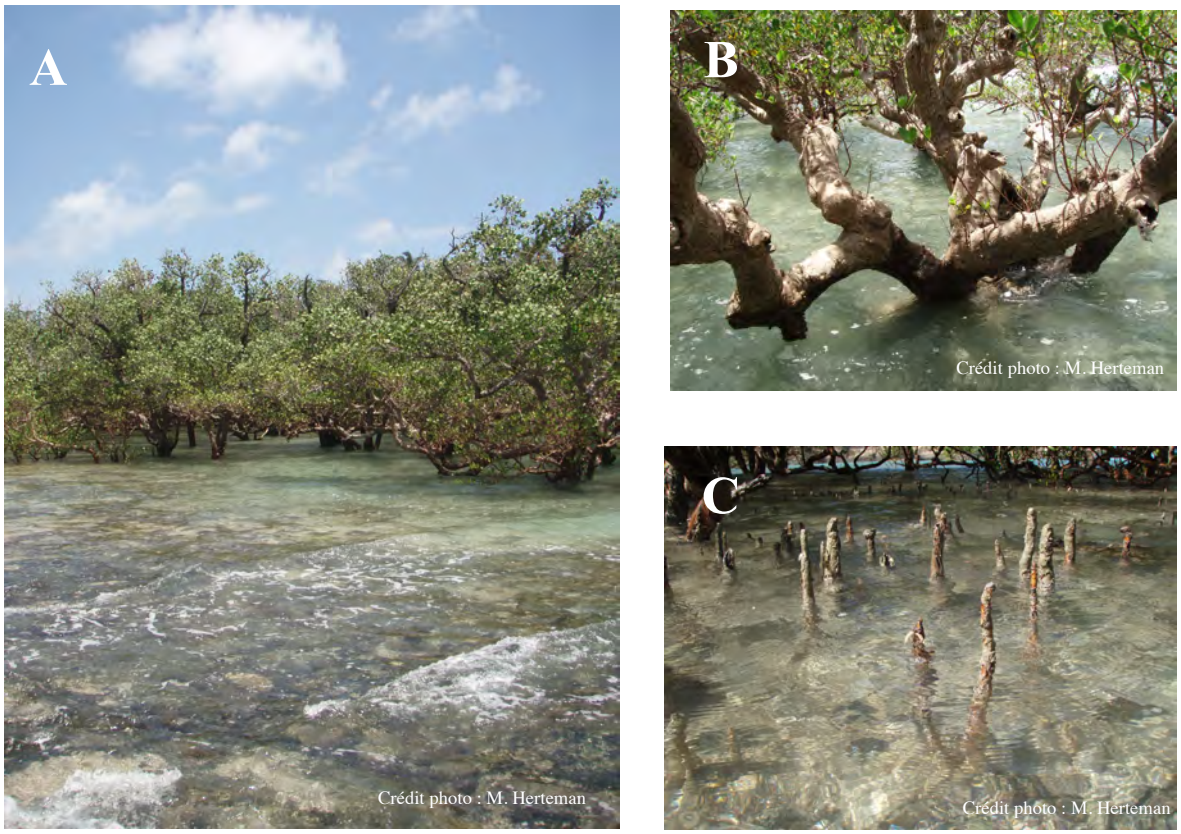



**Figure 4.1** : Mangrove de Moya (Mayotte, Petite-Terre) se développant directement sur le platier corallien (A) composée *de Sonneratia alba* (B), dont les pneumatophores parviennent à s'agripper au platier pour atteindre la surface (C).

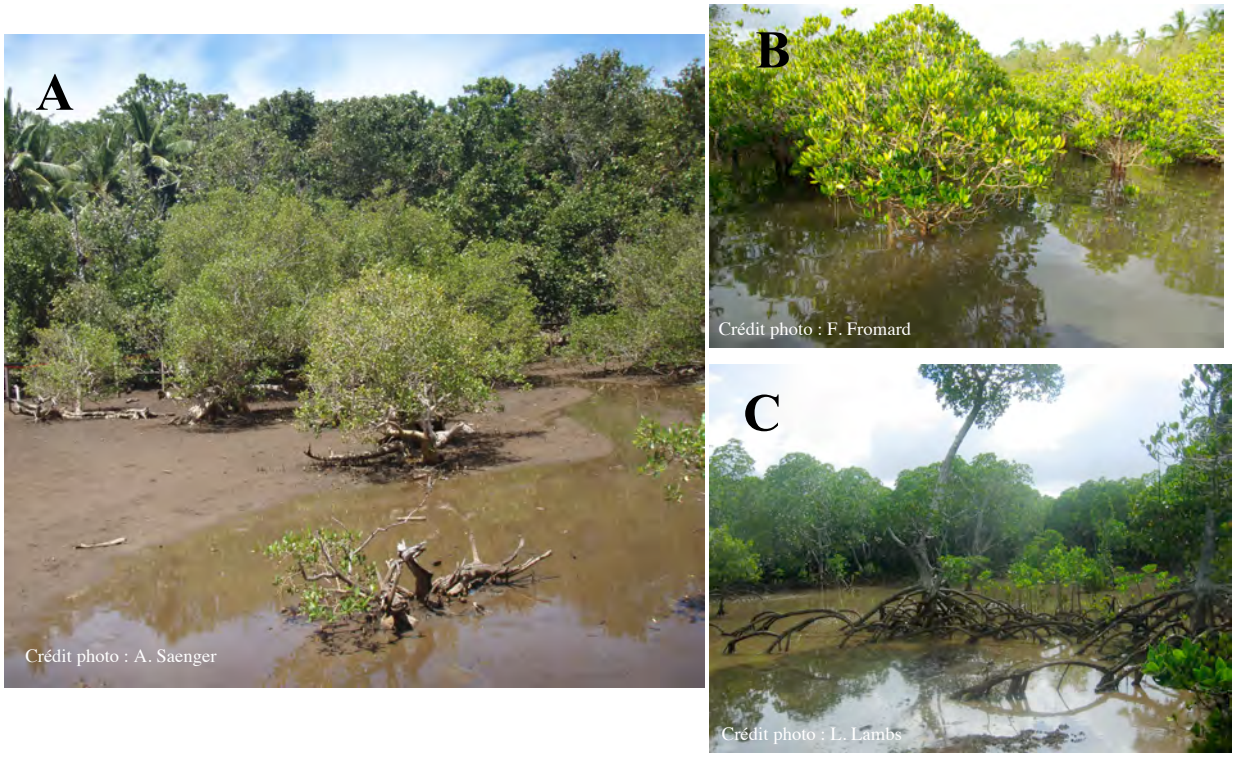



**Figure 4.2** : Mangrove de Malamani (Mayotte, Grande-Terre) se développant sur un substrat vaseux, composé de sédiments argileux fins, laissant apparaître un sol boueux à marée descendante (ex. dans le faciès à *Avicennia marina* (A)) et des eaux très turbides à marée haute (ex. dans les faciès à *Ceriops tagal* (B) et *Rhizophora mucronata* (C)).

Le type de sédiment et ses caractéristiques physicochimiques sont le résultat d'une interaction entre de nombreux facteurs tels que la topographie, le climat de la région et les processus hydrodynamiques. C'est pourquoi, chaque mangrove se développe sur un sédiment d'origine et d'histoire qui lui est propre (Saenger, 2002).

Pour comprendre le processus de sédimentation à Mayotte, revenons brièvement sur l'origine de l'île. Mayotte est une île volcanique qui connaît des phases d'érosion depuis son origine il y a 8 millions d'années (Camoin *et al.,* 1997). L'érosion de la roche mère basaltique entraîne la libération d'oxydes de fer, donnant naissance à la formation des sols ferralitiques que l'on trouve majoritairement sur l'île (Rolland *et al.,* 2005). Les agents morphodynamiques (pluies, eaux de ruissellement, vents, températures) participent de façon continue au modelage du relief abrupt de l'île. Les produits de l'altération ravinent et s'écoulent, provoquant un envasement des zones basses (plaines alluviales, baies et côtes abritées), les rendant plus favorables à l'implantation des mangroves (Zinke *et al.,* 2003). L'action des marées et de la houle contribue aussi à la sédimentation, en apportant des particules essentiellement détritiques d'origine corallienne (figure 4.3).

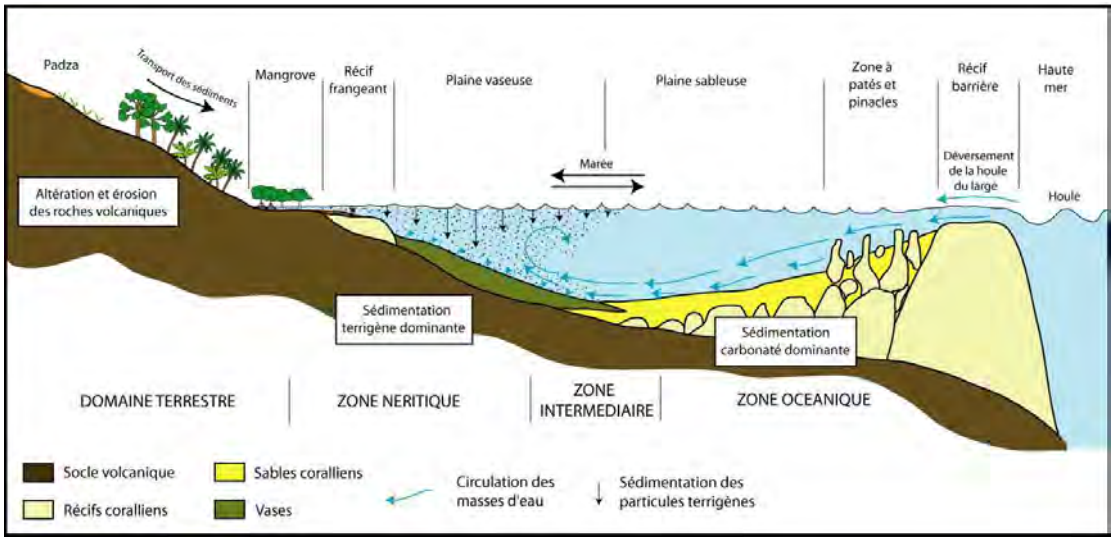



**Figure 4.3** : Processus de sédimentation et origines des apports terrigène et lagonaire. (d'après Thomassin *et al.,* 1989, modifié par Jeanson, 2005).

Située à l'interface entre la zone terrestre et la zone océanique, la mangrove protège les côtes de l'érosion due à l'action des marées et de la houle. La mangrove joue également un rôle écologique important de filtre naturel vis-à-vis des apports terrigènes transportés par les eaux de ruissellement. Elle limite ainsi une partie des dépôts dans la zone intermédiaire lagonaire,

bien que depuis quelques années, plusieurs auteurs s'accordent à dire que cette zone subirait un envasement : l'augmentation de vase molle provient d'une aggravation des phénomènes d'érosion des sols due notamment, à la régression du couvert végétal sur l'île qui découle des pratique agricoles, des travaux d'infrastructure, *ect…* (Thomassin, 1989 ; Coudray, 1991 ; Raunet, 1992 ; Rolland *et al.,* 2005).

#### 4.1.1.3. Cycle de l'azote

Afin de caractériser la capacité d'épuration des sédiments de mangrove vis-à-vis des effluents azotés, il est primordial de rappeler les différents processus qui participent au cycle de l'azote (figure 4.4). Le cycle de l'azote décrit la succession des modifications subies par les différentes formes que peut prendre cet élément : l'azote organique, le nitrate ($NO_3^-$), le nitrite ($NO_2^-$), et l'ammonium ($NH_4^+$), et les formes gazeuses telles que les gaz à effet de serre : monoxyde d'azote (NO) et oxyde nitreux ou protoxyde d'azote ($N_2O$), ou les gaz inertes : azote moléculaire ou diazote ($N_2$) et azote (N).

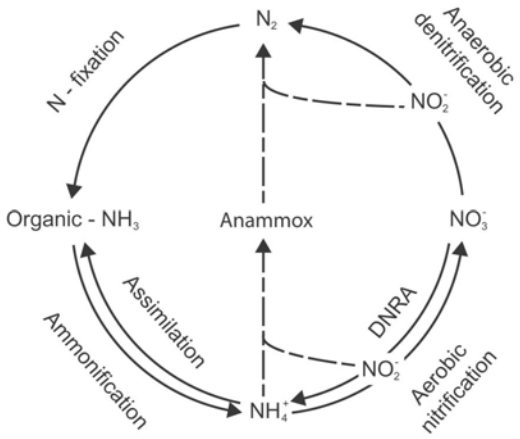



**Figure 4.4 :** Cycle de l'azote simplifié montrant les principaux processus de transformation des composés azotés : fixation du diazote, ammonification, nitrification en aérobie, dénitrification en anaérobie, et processus d'anammox (d'après Trimmer *et al.*2003).

Ces composés sont modifiés grâce à divers processus chimiques. La **fixation d'azote atmosphérique**, correspond à la conversion de l'azote atmosphérique ($N_2$) en azote utilisable par les plantes et les animaux. Cette fixation produit des composés ammoniaqués tels l'ammonium $NH_4^+$ et son acide conjugué l'ammoniac $NH_3$.

L'**ammonification** est la production d'ammonium ou d'ammoniac du fait d'une activité biologique, à partir soit de matière organique en décomposition, soit par la réduction de nitrates. La réduction directe du nitrate en ammonium est appelée réduction microbienne dissimilative (DNRA), et dans la plupart des milieux celle-ci est négligeable.

La **nitrification** transforme $NH_4^+$ et $NH_3$ en nitrites $NO_2^-$ (nitrosation) et nitrates $NO_3^-$ (nitratation), en conditions aérobies selon une réaction d'oxydation qui se fait par catalyse enzymatique par des bactéries autotrophes dans le sol et l'eau.
La **dénitrification** effectuée suivant différentes réactions, est un processus simple d'un point de vue chimique, qui consiste à enlever progressivement les atomes d'oxygène (processus de réduction) des ions nitrates et nitrites, afin de parvenir à une forme gazeuse, neutre, l'azote présent dans l'air $N_2$ (sans oxygène), réalisé par des bactéries hétérotrophes.
Le **processus Anammox** (*anaerobic ammonium oxydation*), est comme son nom l'indique une réaction d'oxydation anaérobie. Il transforme l'ammonium et les nitrites directement en diazote.

Dans l'eau usée domestique, l'azote est essentiellement à l'état soluble et se trouve sous les deux formes suivantes: l'azote organique, qui provient surtout des déjections humaines et l'azote ammoniacal, qui peut provenir de la transformation de l'azote organique par ammonification.

#### 4.1.1.4. Communautés bactériennes

Dans ce paragraphe, on s'intéressera d'une part aux communautés bactériennes présentes naturellement dans les sédiments de mangrove et d'autre part, à la charge bactérienne, notamment en *E. coli*, amenée par les eaux usées et pouvant être pathogène à forte concentration.

• Ce sont ces microorganismes qui permettent le déroulement du cycle de l'azote par oxydation biologique, minéralisation nitrification, et dénitrification (figure 4.5). En conditions aérobies, la nitrification est réalisée par des bactériens autotrophes qui utilisent l'énergie dérivée de la nitrification pour assimiler du $CO_2$. La première étape de la nitrification (nitrosation) est réalisée par les bactéries nitrosantes. Ces bactéries oxydent l'ammonium en nitrite, immédiatement consommé par les bactéries nitratantes, le nitrite étant ainsi toujours présent à de très faibles concentrations dans l'environnement. La nitrosation est réalisée en deux temps grâce à l'intervention de deux enzymes : l'ammonium monooxygénase (oxydation de l'ammonium en hydroxylamine $NH_2OH$) et l'hydroxylamine oxydoréductase (oxydation de l'hydroxylamine en nitrite) ; ce dernier stade produit des ions $H^+$, qui acidifient le milieu.

Mais les bactéries ont besoin d'oxygène pour leur propre respiration. En mangrove, le substrat est un milieu anoxique, les bactéries utilisent alors l'oxygène des nitrates et réduisent ces derniers en azote gazeux. On parle de processus respiratoire bactérien anaérobie. Le processus de dénitrification a donc lieu lorsque la bactérie se trouve en présence de nitrates dans un milieu par ailleurs très pauvre en oxygène. Plus le milieu est pauvre en oxygène, et plus les bactéries vont puiser l'oxygène, nécessaire à leur développement et leur respiration cellulaire, dans les nitrates. Ces transformations ont lieu au sein de la chaîne respiratoire des bactéries. Les nitrates sont réduits en nitrites par l'action de la nitrate réductase, les nitrites sont réduits directement en $N_2O$ sous l'action d'enzymes nitrites réductases, enfin en présence de $N_2O$ réductase ce dernier produit est converti en diazote.

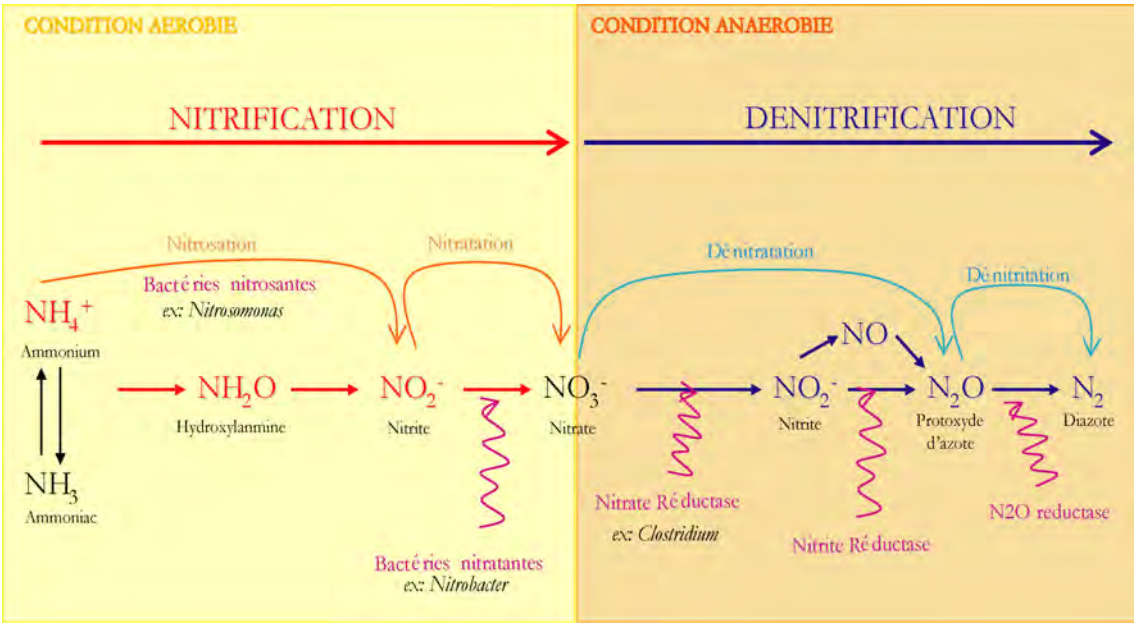



**Figure 4.5** : Processus de nitrification et dénitrification et intervention de bactéries et/ou d'enzymes selon les conditions anaérobies ou aérobies du milieu.

Malgré leur rôle écologique majeur, peu d'études sont consacrées à ces bactéries non pathogènes (Tam, 1998 ; Liang *et al*.2007), et peu de listes d'espèces et de description des communautés bactériennes dans les sédiments de mangroves sont disponibles. La principale raison est selon, Liang *et al*.(2007), liée à la difficulté technique du séquençage rARN, car le nombre de code connu est faible par rapport aux nombres existant dans la nature. La diversité bactérienne totale estimée est très grande. Certains auteurs montrent que l'activité de ces communautés bactériennes dépend largement des conditions édaphiques et physicochimiques dans lesquelles elles se trouvent. En effet, Wu *et al*.(2008) montrent que la dénitrification potentielle est retardée en condition de forte salinité, tout comme la nitrification (Azam and

Izfal, 2006 ; Rasul *et al.,* 2006) et la dégradation de l'azote organique (Pathac and Rao, 1998 ; Wichern, 2006).

• Les rejets d'eaux usées en mangrove constituent un apport d'agents pathogènes et les problématiques d'assainissement sont fortement liées à la santé publique en raison des nombreuses maladies que ceux-ci peuvent entraîner : (i) les bactéries provenant de la flore intestinale telles que les entérobactéries (coliformes comme *E. coli*), (ii) les virus tels que celui de la poliomyélite, les adénovirus (affections respiratoires), les rotavirus (diarrhée du jeune enfant) ou encore l'hépatite A, (iii) les parasites tels que les œufs de ténia et (iv) les champignons (Farinet & Niang 2004). La proximité avec les eaux usées peut donc engendrer des maladies à transmission fécale-orale (diarrhée, typhoïde, hépatites, choléra), ou liées à un vecteur (paludisme, filariose, dengue).
*Escherichia coli* est un bacille gram négatif de la famille des *Enterobacteriaceae*. C'est une bactérie intestinale des plus communes chez l'être humain (et les mammifères en général), un coliforme fécal généralement commensal. Cependant, certaines souches d'*E. coli* peuvent être pathogènes entraînant alors des gastro-entérites, infections urinaires, méningites, ou septicémies. A Malamani, la mangrove reste un lieu de passage et d'activité humaine, notamment pour les pécheurs de crabes, les baignades d'enfants. C'est pourquoi il est primordial d'assurer un suivi bactériologique afin d'évaluer la qualité des eaux de surface dans les parcelles impactées par les eaux usées domestiques.

### 4.1.2. Problématique

Depuis Nedwell en 1975, de nombreux auteurs s'accordent à dire que les écosystèmes de mangroves tolèrent mieux un fort enrichissement organique que la majorité des autres écosystèmes aquatiques comme les rivières, les eaux estuariennes et les lagons qui peuvent souffrir d'eutrophisation en réponse à un excès de nutriments (Boyt *et al.,* 1977 ; Coulgh *et al.,* 1983 ; Wong *et al.,* 1995 ; Tam *et al.,* 1995, Yang *et al.,* 2008). Ce sont les particularités d'un environnement soumis au stress, incluant l'instabilité du substrat, l'alternance de conditions anaérobies et aérobies, des saisons des pluies et des saisons sèches, les fluctuations de salinité et le balancement des marées, qui permettent à l'écosystème de tolérer un apport d'eau chargée en nutriments. Aussi, le substrat de mangrove semble être efficace dans la

rétention du phosphore et des métaux lourds, alors que cette efficacité est nettement moindre en ce qui concerne le piégeage de l'azote des eaux usées (Tam and Wong, 1995).

Les eaux usées collectées du village de Malamani sont essentiellement d'origine domestique. Comme nous l'avons défini dans le chapitre 1.1.1, elles se répartissent (1) en eaux ménagères dites «grises », qui proviennent des salles de bains et des cuisines, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques et (2) en eaux vannes dites « noires » : rejets des toilettes, chargés de matières organiques azotées et de germes fécaux.
Ainsi, les effluents rejetés sont caractérisés par une forte teneur en **matière organique** en suspension et en **éléments azotés et phosphatés**, et présentent une **charge bactériologique** très élevée. Il n'y a (normalement) pas de présence d'éléments traces métalliques dans ces rejets qui ne proviennent pas d'une source industrielle.

Le devenir de ces composants issus des rejets est déterminé en grande partie par les propriétés biochimiques, physiques et hydrologiques du sédiment. Les processus de nitrification et dénitrification sont régulés par les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol, en particulier le pH, la texture, la capacité d'échange cationique, le potentiel redox, la salinité, les teneurs en fer, manganèse, aluminium, carbonates, phosphates et sulfures, l'activité microbienne, la présence de matière organique et la porosité (Tam & Wong, 1997). Néanmoins, chaque mangrove dispose de caractéristiques qui lui sont propres et doit être étudiée avant toute mise en place de dispositif de rejets.

En déversant les effluents sur les parcelles de mangrove, l'objectif visé est d'arriver à diminuer la concentration en nutriments encore présents dans les rejets. Au vu de la composition de ces eaux de rejet après le traitement primaire par le décanteur (chapitre 2, tableau 2.2 et 2.3), il est donc primordial :
(i) d'évaluer l'aptitude des sédiments à nitrifier et dénitrifier afin d'éliminer la surcharge des composants azotés, potentiellement toxiques pour l'écosystème.
(ii) de connaître quels sont les microorganismes présents dans le substrat capable d'intervenir dans ces processus.
(iii) de savoir quelles sont les concentrations en azote et phosphore dans le sédiment et/ou l'eau interstitielle de ce compartiment,

(iv) d'un point de vue sanitaire, de définir quelle charge bactériologique subsiste en surface des sédiments et dans quel faciès de végétation (*C. tagal, R. mucronata*) les bactéries pathogènes résistent-elles le mieux.
(v) Une des questions principales initialement posées est de savoir si les sédiments des deux faciès de végétation C et R que l'on suit possèdent les mêmes propriétés physicochimiques leur donnant les mêmes capacités épuratoire vis à vis des eaux usées. Enfin, l'impact de ces eaux usées est-il identique ou non dans les deux faciès C et R ?

### 4.1.3. Objectifs

Ce chapitre décrit d'abord les principales caractéristiques du sédiment de la mangrove de Malamani, puis dresse un premier bilan du devenir des 2 principaux composants des eaux usées (azote, phosphore) et évalue la charge bactériologique en *Escherichia coli* dans les faciès C et R. Nous comparerons les propriétés physicochimiques de ces faciès ainsi que leur capacité épuratoire.
Ce chapitre regroupe l'ensemble des expérimentations et mesures qui ont été réalisées durant les 3 années de suivi (sept 2006 à octobre 2009), et notamment dans le cadre de stages de Master 2 réalisés par A. Destin (2007), M. Michel (2008) et A. Léopold (2009).

Dans ce chapitre on s'attache principalement

(i) à décrire les **caractéristiques physicochimiques** du sédiment de la mangrove de Malamani (granulométrie, salinité du substrat, potentiel redox, et pH)

(ii) à évaluer la capacité de **nitrification et de dénitrification potentielle** du milieu qui conditionne le devenir des polluants azotés,

(iii) à étudier le **devenir des apports azoté**s issus des rejets et leur circulation dans les différents compartiments de la mangrove (végétation, eau de nappe, sédiment) par traçage isotopique,

(iv) à doser la **concentration du phosphore** dans les différentes profondeurs du sédiment dans les deux faciès C et R,

(v) à déterminer le **cortège bactérien initial** dans la mangrove et estimer la charge **bactériologique (*E. coli*)** résultants des rejets d'eaux usées.

## 4.2. MATERIEL ET METHODES

*Ce paragraphe présente l'ensemble des méthodologies utilisées pour étudier les paramètres physicochimiques du sédiment des trois faciès à A. marina (A), C. tagal (C) et R. mucronata (R) de la mangrove de Malamani. Les analyses du cortège bactérien et les expériences menées sur le terrain ou en laboratoire pour évaluer sa capacité de dénitrification/nitrification et le devenir des composés azotés ont été réalisés uniquement sur les faciès C et R, lesquels reçoivent les eaux usées domestiques.*

### 4.2.1. Etudes des paramètres physicochimiques du sédiment

- Pour mesurer la salinité, trois carottes de sédiments (80 cm de profondeur) ont été prélevées à l'aide d'une tarière dans les faciès A, C, et R. L'eau interstitielle a été extraite tous les 10 cm puis analysée par réfractométrie. Ces mesures ont été répétées à différentes périodes de l'année : saison des pluies (février 2006) et saison sèche (Octobre 2006), avant la mise en place du système de rejet (état zéro). Le même protocole a été reconduit en 2009 dans les parcelles impactées par les eaux usées et les parcelles témoins des faciès C et R.

- Le potentiel d'oxydoréduction a été mesuré pour chacune des profondeurs de 0-20-40-60 cm grâce à une électrode en platine référencée en AgCl. Les données obtenues ont ensuite étés corrigées pour obtenir des valeurs de Eh en ajoutant 207 mV (référence hydrogène pour une T°=25°C).

- Deux campagnes de mesures granulométriques ont été réalisées. La première concerne un échantillonnage de sédiments de surface qui ont été prélevées en Octobre 2006 dans les trois faciès de végétation. Toutes les fractions ont été analysées par tamisage puis granulométrie laser. Durant la seconde campagne d'octobre 2008, des échantillons des faciès C et R ont été prélevés sur deux profondeurs (0-5 cm et 55-60 cm) et seules les fractions inferieures à 1000µm ont été analysées par granulométrie laser.

- Les valeurs de pH ont été mesurées avec une sonde YSI dans les faciès C et R.

- Les teneurs en ion nitrate et ammonium du sédiment faciès C et R ont été dosées par colorimétrie. Trois carottes de 1 m de profondeur ont été prélevées en avril 2008 et échantillonnées tous les 5 cm.

### 4.2.2. Capacité de nitrification et dénitrification du sédiment

#### 4.2.2.1. Premiers tests : traçage de N et P à la rhodamine

Afin de tracer le cheminement de l'azote et du phosphore dans le sédiment de la mangrove, des tests préalables de traçage à la rhodamine ont été réalisés en octobre 2006, avant l'installation du décanteur-digesteur à Malamani. Le principe est d'épandre sur les sédiments une solution contenant de l'azote, du phosphore et de la rhodamine Wt (Rh). La rhodamine est un composé organique fluorescent, utilisé comme traceur conservatif.

Dans le faciès C uniquement, un réseau de rhizons (9 macro-rhizons noté $R_i$ de diamètre 4.5 mm et 9 micro-rhizons noté A, B, C, de diamètre 2.5mm) est installé à différentes profondeurs comme indiqué dans la figure 4.6. Les rhizons (bougies poreuses en polymères) reliés à des seringues permettent de récupérer l'eau du sédiment dont la teneur en Rh, N et P sera ensuite analysée. La quantité de rhodamine est mesurée en mode optique avec la sonde YSI équipé d'un capteur à rhodamine spécifique, de sensibilité 0.1 $mg.l^{-1}$.

A marée basse, on déverse 10 litres de solution d'eau douce (robinet) contenant 790 $mg.L^{-1}$ de rhodamine à 5%, 2.5 $mg.L^{-1}$ de $N\text{-}NH_4^+$, 2 $mg.L^{-1}$ de $N\text{-}NO_3^-$ et 5$mg.L^{-1}$ de $P\text{-}PO_4^-$ sur 1 $m^2$ matérialisé par un cadre carré en bois de 4 cm hauteur (figure 4.7). 3 essais ont été réalisés.

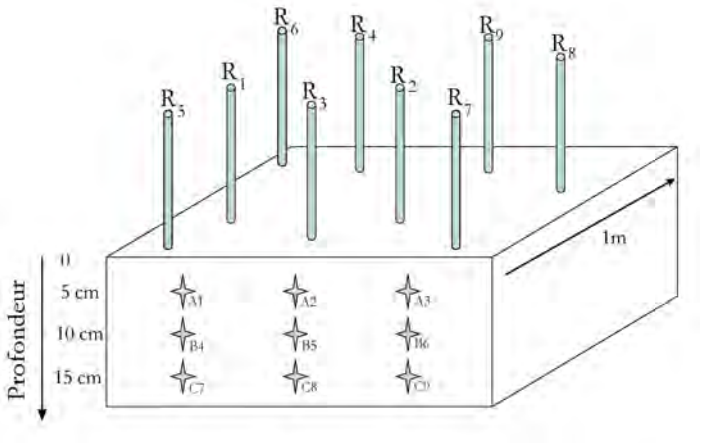



**Figure 4.6** : Installation de microrhizons (de $A_1$ à $C_2$) et de macrorhizons (de $R_1$ à $R_9$) sur des quadrats de 1m². Les macrorhizons $R_{1 \text{ à } 3}$ arrivent à 5 cm de profondeur, les $R_{4 \text{ à } 6}$ à 10 cm et les $R_{7 \text{ à } 9}$ à 15 cm.

**Figure 4.7** : Installation des tensiomètres sur des quadrats de 1m² dans le facies C, afin de suivre le devenir de l'azote et du phosphore.

On mesure ensuite la concentration de rhodamine, N-$NH_4^+$, N-$NO_3^-$ et de P-$PO_4^-$ de l'eau interstitielle du sédiment récupérée avec les seringues. Après avoir calculé le taux de dilution grâce à la concentration de rhodamine (élément conservatif), on compare les concentrations théoriques de N-$NH_4^+$, N-$NO_3^-$ et P-$PO_4^-$ que l'on devrait retrouver et les concentrations mesurées dans le sédiment (figure 4.8).

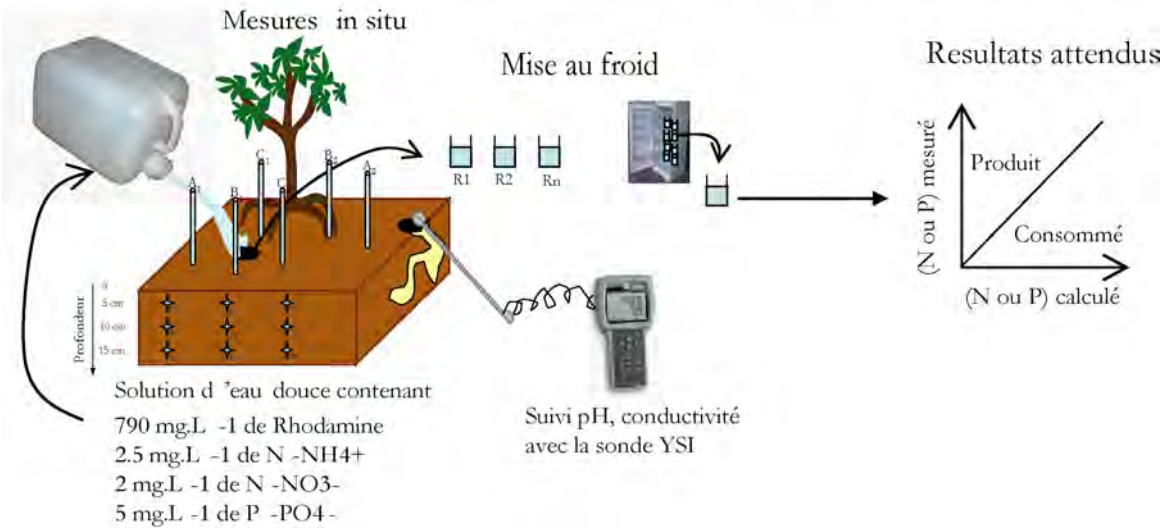



**Figure 4.8:** Protocole du test du traçage de l'azote et du phosphore avec un traceur conservatif , la rhodamine.

### 4.2.2.2. Capacité dénitrificatrice potentielle et « in situ » du sédiment

Sur le terrain : en avril 2007, trois carottes (réplicats) ont été prélevées dans chaque faciès de végétation (C et R) pour évaluer la capacité dénitrificatrice du milieu à différentes profondeurs. Découpées en tranches de 5 cm (0-5 ; 5-10 ; 10-15 ; 20-25 ; 30-35 ; 40-45 ; 50-55 ou 60-65 cm), trois échantillons par tranche ont été prélevés.

Afin de ralentir le cycle des bactéries dénitrifiantes et éviter l'épuisement des nutriments présents dans le sol avant les mesures réalisées à Toulouse, les sédiments stockés dans des piluliers sont directement mis au froid dans une glacière, puis à 4°C dans un réfrigérateur (figure 4.9). La conservation des échantillons à 4°C n'altère pas leur capacité dénitrifiante de manière significative même après 2, 10 ou 30 jours (Breitenbeck & Bremner, 1987). D'autres auteurs préconisent pourtant la congélation à -20°C plutôt qu'un stockage à 2°C (Stenberg *et al.,* 1998). Les microorganismes éclatant sous l'effet de la congélation, la première méthodologie de stockage a été choisie.

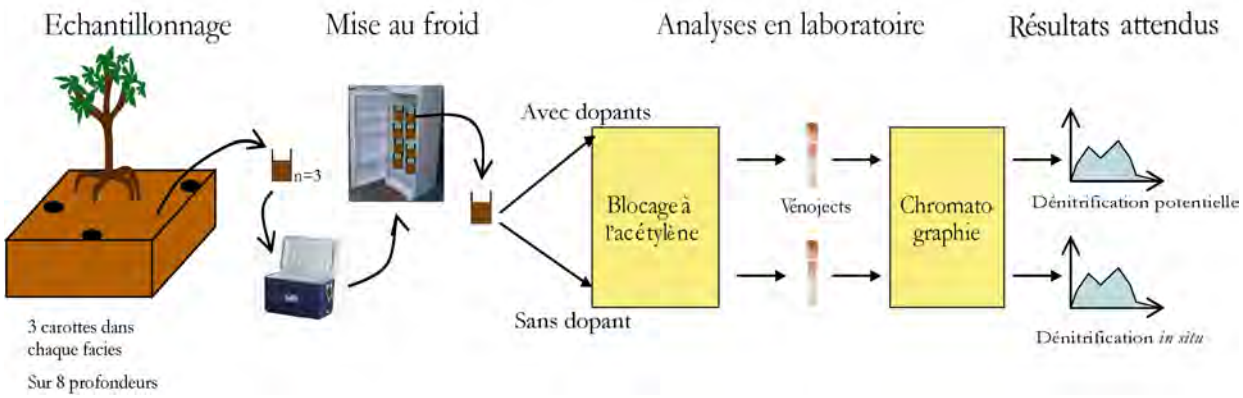



**Figure 4.9:** Protocole pour mesurer le taux de dénitrification potentielle et dite *in situ*. Échantillonnage sur le terrain de 3 réplicats dans 2 faciès de végétation C et R, et sur 8 profondeurs, soit 144 échantillons. Analyses en laboratoire à Toulouse: dosage en chromatographie gazeuse de la concentration de $N_2O$ produit grâce à la méthode du blocage à l'acétylène.

En laboratoire, les taux de dénitrification potentielle c'est-à-dire avec ajout de substrat dopant (C et N) et de dénitrification dite *in situ* sans ajout de solutions dopantes, ont été analysés en utilisant la méthode de blocage par l'acétylène (Tessier and Torre, 2002). 30 g de chaque échantillon, mis en présence d'eau de mer à 40‰ dans des flacons de 125 ml, ont été placés en conditions anaérobies par refoulement de l'oxygène au profit de l'hélium, ceci après une phase préliminaire de remise en activité des bactéries pendant 24 h à 30°C.

Après 20 minutes de désoxygénation des flacons, 15 ml d'acétylène ont été injectés dans chaque bouteille. Des solutions d'acétate de sodium (300µg/g de sol frais) et de nitrate de potassium (50µg/g de sol frais) ont été également ajoutées aux aliquotes destinés à l'étude de la dénitrification potentielle. Tous les flacons ont été ensuite placés en enceinte d'incubation à la température du milieu, soit 30°C et dans l'obscurité.

A $t_1$ = 4h et $t_2$ = 6h, 3ml de gaz ont été échantillonnés des flacons et injectés dans des «vénojects» de 6 ml, avant d'être analysés en chromatographie en phase gazeuse (chromatographe modèle VARIAN 3800 GC). Les concentrations en $N_2O$ ont été quantifiées par l'analyse comparative des aires des pics des échantillons avec celles des étalons réalisés.

*Effet de la bioturbation sur la dénitrification potentielle*

En avril 2007, des prélèvements de sédiments ont été réalisés à 1 cm, 5 cm, puis 10 cm de distance de la paroi d'un terrier de crabe (figure 4.10). Cet échantillonnage est réalisé à deux profondeurs (0-5 cm et 5-10 cm) et dans les deux faciès C et R. La conservation et l'analyse des sédiments suivent le même protocole que précédemment.

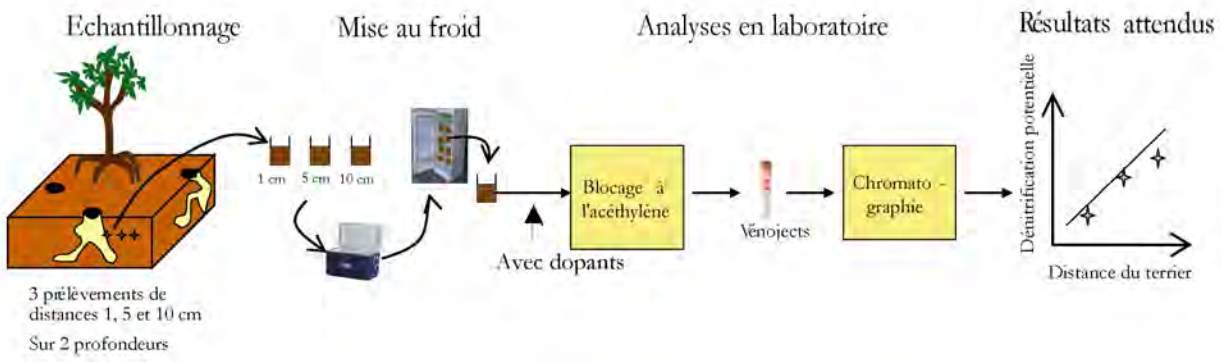



**Figure 4.10 :** Protocole pour évaluer l'effet de la bioturbation sur le taux de dénitrification potentielle. Échantillonnage sur le terrain de 3 réplicats pris à 3 distances (1cm, 5cm et 10cm) d'un trou de terrier de crabe, dans les 2 faciès de végétation C et R et sur 2 profondeurs (0-5 cm et 5-10 cm), soit 36 échantillons. En laboratoire : même technique analytique que précédemment.

*Effet de la microtopographie sur la dénitrification potentielle*

En avril 2008, les mesures de dénitrification potentielle on été reconduites. Cependant, afin d'affiner l'étude de la capacité de dénitrification du sol, on s'intéresse cette fois-ci à la microtopographie du sédiment. Le sol de la mangrove présente une microtopographie particulière, composée de buttes et de drains. En effet, les écoulements préférentiels des eaux (marées et pluies), l'enchevêtrement des racines et l'action des crabes en creusant leurs

terriers participent à la formation de monticules de 35-40 cm de hauteur (nommées butte) et à la création de drains, correspondant à des zones de dépression entre les palétuviers, saturées en eau et modelées par le ruissellement. Il est donc important de savoir si les processus bactériens sont identiques dans ces deux situations.

Nous avons échantillonné à 0-5 cm de la surface, avec trois réplicats de sédiments dans les drains et trois dans les buttes, en deux endroits différents et dans chacun des faciès (soit 12 échantillons de sédiments par faciès de végétation). Ces échantillons sont stockés dans des poches en plastique étanches et immédiatement mis au froid dans une glacière, puis à 4°C dans un réfrigérateur pour subir les mêmes analyses citées plus haut (figure 4.11).

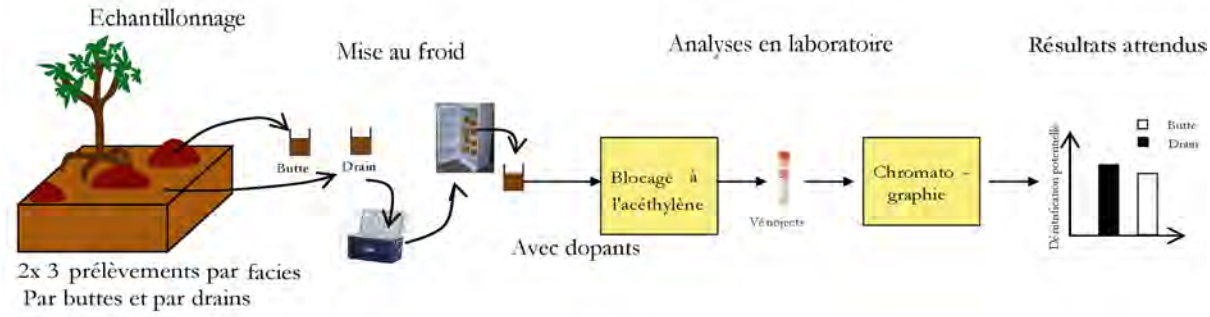



**Figure 4.11 :** Protocole pour mesurer le taux de dénitrification potentielle en fonction de la microtopographie des sédiments : buttes et drains. Échantillonnage sur le terrain de 3 réplicas pris dans 2 buttes et 3 réplicas pris dans deux drains, dans les 2 faciès de végétation C et R, soit 12 échantillons. En laboratoire : même technique analytique.

### 4.2.2.3. Capacité nitrificatrice potentielle du sédiment

*Taux de disparition de l'ammonium in situ*

Le principe de l'expérience est d'injecter une solution d'ammonium dans un trou de crabe ennoyé, afin de collecter des échantillons d'eau qui sont ensuite analysés à Toulouse, pour déterminer les teneurs en nutriments azotés et en gaz dissous. Une solution de 10 litres d'eau du robinet à 100 mg/l de N-$NH_4^+$ et 100 mg/l de N-acétate a été préparée afin de s'approcher au maximum des conditions de rejets et déversée sur les quadrats d'étude (figure 4.14). Des échantillons d'eau ont été prélevés, dans des piluliers de 30 ml, par pas de temps réguliers (figure 4.13):

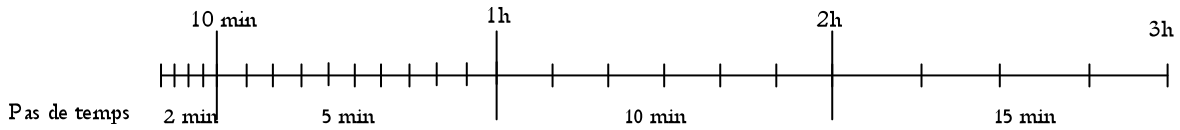



**Figure 4.13 :** Pas de temps d'échantillonnage sur le terrain : un échantillonnage par trait durant 3 heures.

Ils ont été immédiatement stockés au froid dans une glacière, puis filtrés à 0.45 µm et placés à 4°C au réfrigérateur. Les teneurs en $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$ et $N\text{-}NH_4^+$ ont été mesurées, par colorimétrie grâce à un spectrophotomètre à flux continu ALPKEM, doté d'un diluteur et d'un préleveur automatique.

Nous dopons avec de l'ammonium car, l'essentiel des composés azotés apportés par les rejets sur les parcelles, sont principalement sous forme d'ammonium, du fait des conditions anaérobies imposées par le traitement primaire des eaux dans le décanteur-digesteur. L'apport d'acétate de sodium, comme source de carbone, permet de travailler en conditions non limitantes de carbone, tout en sachant que les eaux de rejets sont chargées en carbone organique dissous.

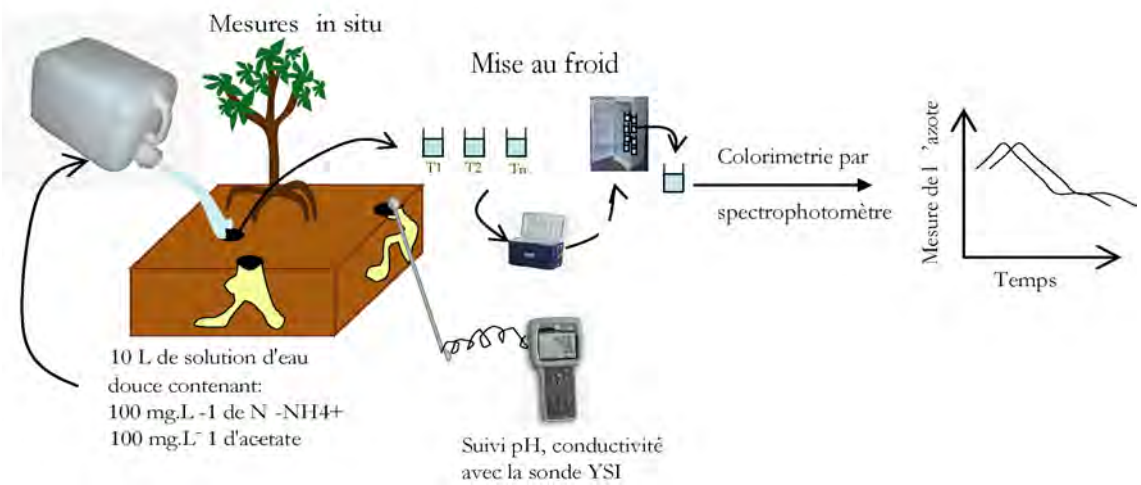



**Figure 4.14 :** Protocole pour mesure le taux de nitrification potentielle. Injection de 10L de solution à 100 $mg.L^{-1}$ de $N\text{-}NH_4^+$ et 100 $mg.L^{-1}$ d'acétate. Échantillonnage de 2 réplicats d'eau d'un trou de crabe durant 3 heures (figure 4.14) dans les 2 faciès de végétation C et R. En laboratoire : même technique analytique, sans phase de désoxygénation car la nitrification se déroule en aérobie.

*Nitrification potentielle et effet de la microtopographie*

Le taux de nitrification potentielle a été estimé selon le même protocole que pour la dénitrification potentielle, excepté le fait que l'étape de désoxygénation n'a pas été effectuée, étant donné que la nitrification se fait en conditions aérobies. Aussi, la solution dopante injectée contenait cette fois ci une proportion de 300 µg/g de chlorure d'ammonium et de 300 µg/g d'acétate de sodium (figure 4.12).

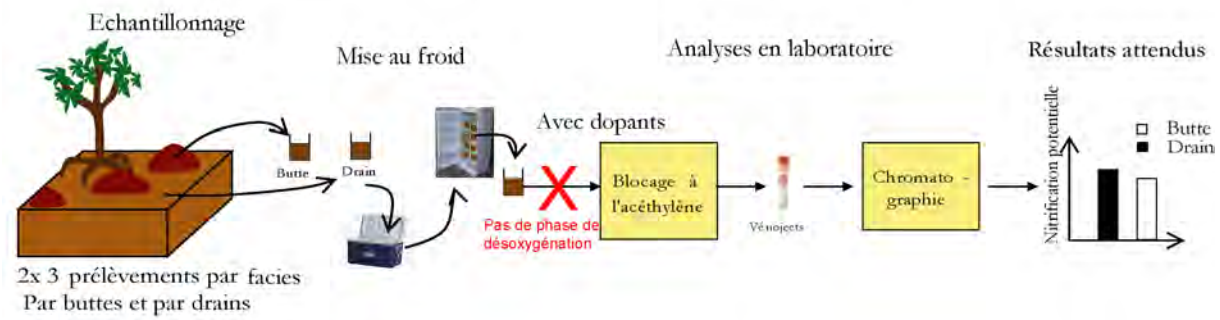



**Figure 4.12 :** Protocole pour mesurer de la nitrification potentielle en fonction de la microtopographie des sédiments : buttes et drains. Échantillonnage sur le terrain de 3 réplicats pris dans 2 buttes et 3 réplicats pris dans deux drains, dans les 2 faciès de végétation C et R, soit 12 échantillons. En laboratoire : même technique analytique sans la phase de désoxygénation car la nitrification de déroule en aérobie.

### 4.2.3. Devenir des apports azotés : traçage isotopique

Le but de cette expérimentation est d'étudier le devenir des composés azotés apportés par les rejets des eaux domestiques dans les faciès à *C. tagal* (C) et *R. mucronata* (R), grâce à la technique du traçage isotopique. Des enrichissements au $^{15}N$ ont donc été réalisés sur les parcelles impactées par les eaux usées afin de suivre le devenir des composés azotés dans 3 compartiments : la végétation, le sédiment et l'eau interstitielle.

#### *a. Méthode d'enrichissement au $^{15}N$*

Le marquage au $^{15}N$ s'effectue par apport de nitrate d'ammonium ($NH_4NO_3$) dans les effluents. Deux types de marquage ont été réalisés sur les faciès C et R: un au nitrate d'ammonium marqué sur l'ammonium ($^{15}NH_4{}^{14}NO_3$) et un au nitrate d'ammonium marqué sur le nitrate ($^{14}NH_4{}^{15}NO_3$).

Deux quadrats indépendants de 9 m² ont été délimités dans chacune des deux parcelles impactées par les eaux usées des faciès C et R: deux ont reçu un enrichissement au $^{15}NH_4{}^{14}NO_3$ et deux un enrichissement au $^{14}NH_4{}^{15}NO_3$ (figure 4.15).

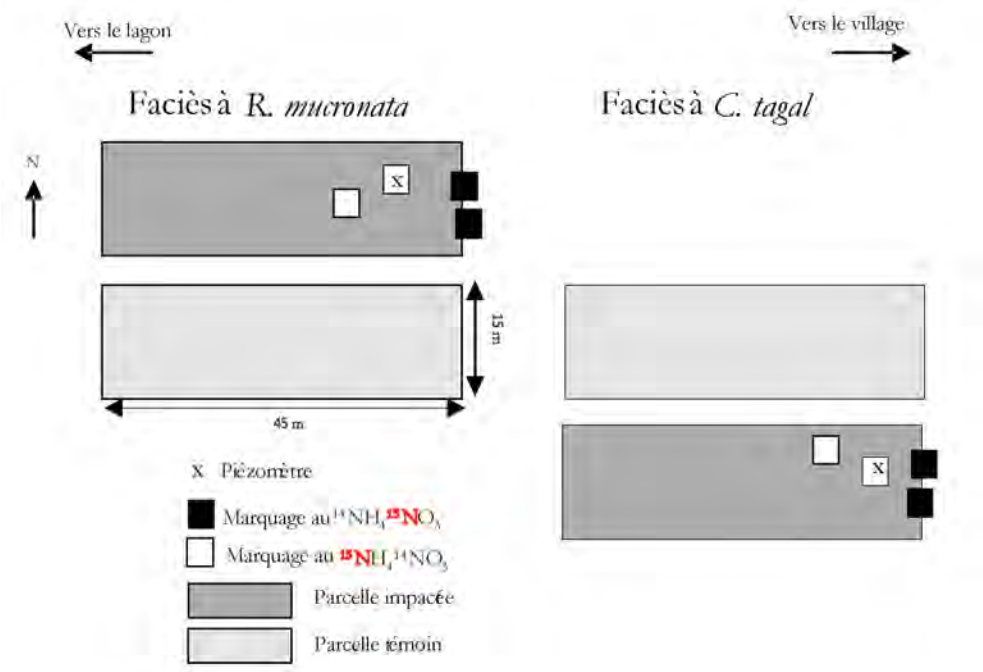



**Figure 4.15 :** Localisation des quadrats enrichit par les deux types de marque au $^{15}N$ au sein des deux parcelles d'études expérimentales impactées par les eaux usées, dans les faciès C et R.

Dans un conteneur de 100 litres d'effluents issus du décanteur, le traceur (1.5g de $^{15}NH_4{}^{14}NO_3$ ou 0.5 g pour $^{14}NH_4{}^{15}NO_3$) est ajouté directement sous forme de poudre et homogénéisé. Chaque quadrat est arrosé avec les effluents marqués. L'épandage est réalisé de façon homogène et progressive sur les 9 m² pour permettre l'infiltration et limiter les pertes par ruissellement.

Les enrichissements sont effectués après une marée basse sans rejet venant du décanteur. La décharge d'eau usées suivant l'enrichissement a été interrompue afin d'éviter l'interaction de nouveaux rejets avec l'expérimentation en cours.

### *b. Protocole de prélèvement et d'analyse des échantillons*

Des échantillons de chaque compartiment (eau, sédiment et végétation) sont prélevés afin d'observer le devenir des composés marqués, et donc le devenir des composés azotés rejetés par les eaux usées.

- L'eau interstitielle est prélevée (400 ml) dans deux piézomètres (figure 4.15) à 70 cm de profondeur avec le pas de temps suivant : témoins T, puis à t= 2h, 3.5h, 5h, 6.5h, 9.5 et 28h post enrichissement. En laboratoire, une partie de chaque échantillon (60ml) est filtré (47mm) puis un dosage des éléments azotés est effectué par colorimétrie (par S. Bienaimé

INRA, Nancy). Après évaporation de l'autre partie, les résidus secs en $^{15}N$ ont été analysés par EA-IRMS.

- Dans les sédiments, deux carottes par quadrat (soit n=4), par type de marquage et par temps d'échantillonnage (témoins T, puis à t= 1h, 2h, 3.5, 6,5h, 9,5h et 28h post enrichissement) ont été prélevées dans chaque faciès. Les cinq premiers centimètres de substrat sont échantillonnés puis divisés en deux lots. D'une part, un dosage des éléments azotés à été réalisé par colorimétrie sur les filtrats après une extraction au chlorure de potassium. D'autre part, les analyses en abondance de $^{15}N$ dans le sédiment ont été effectuées par EA-IRMS sur des échantillons séchés et broyés.
- Deux lots de 15 feuilles par quadrats (soit n=4), par type de marquage et par temps d'échantillonnage (témoin T, à t~6h, puis toutes les 24h durant la première semaine et toutes les 48h durant la deuxième semaine post enrichissement) sont prélevés pour chaque faciès. Chaque lot de feuilles fraîches (15 feuilles) est pesé (masse fraîche) puis mis à sécher à l'étuve à 60°C durant 48h. Un sous-échantillon de chaque lot est prélevé et analysé pour son contenu en $^{15}N$ à l'EA-IRMS.

Seuls les résultats des abondances du $^{15}N$ sont présentés ici. Ceux des concentrations en éléments azotés sont consultables dans le mémoire d'A. Léopold, (2009) qui a conduit ces expérimentations dans le cadre de son stage de master.

### 4.2.4. Concentration en azote et phosphore dans le sédiment après 1 an de rejets

Les prélèvements et les dosages en nutriments dans les parcelles témoins et impactées ont été effectués en collaboration avec l'ARVAM (bureau d'étude de la Réunion). Le but de ces analyses est de dresser un premier bilan de la concentration en éléments azotés et phosphorés dans l'eau interstitielle du sédiment des faciès C et R, avec et sans les rejets d'eaux usées domestiques, et cela, à plusieurs profondeurs : 0-5 cm, 30-40 cm et 60-65 cm.

Deux campagnes ont été réalisées : la première en avril 2009, à la fin de la saison des pluies, soit au début des rejets d'eaux usées et la seconde en octobre, saison sèche, un an et demi après les premiers rejets. A chaque campagne, 4 échantillons d'eaux interstitielles du sédiment ont été prélevés à différentes profondeurs, et dans chaque parcelle d'étude des deux faciès C et R pour être analysés.

### 4.2.5. Identification et analyses bactériologiques

a. Cortège bactérien dans le sédiment

Une étude microbiologique a été effectuée sur les échantillons de sédiment prélevés par carottage dans le faciès C et R (dans le cadre du stage de master de A. Destin, 2007), afin de (i) connaître le cortège bactérien de cette mangrove, (ii) évaluer l'abondance des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes, (iii) percevoir un éventuel gradient de répartition de la communauté bactérienne en profondeur.

La mise en évidence des bactéries dans le sédiment a été réalisée par la méthode FISH (Fluorescence In Situ Hybridization) qui utilise des sondes ARN 16S. Cette méthode permet d'évaluer l'identité phylogénétique, le nombre, la morphologie et la disposition spatiale des microorganismes au sein de leur environnement (Hugenholtz *et al.*2001).
Afin de visualiser les cellules ciblées, les sondes se terminent typiquement par une extrémité 5' à laquelle se fixe un fluorochrome ajouté tel que le citifluor. Les cellules peuvent ensuite être observées par microscopie fluorescente.

Le protocole *sensus stricto* (détail en annexe F) consiste en plusieurs étapes successives visant à créer des conditions optimales d'hybridation. L'hybridation se réalise sur des lames au sein desquelles 8 puits se succèdent. Chaque puits contiendra un aliquote d'échantillon associé à une sonde spécifique d'un groupe de bactéries appartenant au même ensemble phylogénétique. Une fois que les lames sont préparées (cf protocole en annexe F), rincées et séchées, on ajoute 10 µl de citifluor afin de révéler la présence des bactéries (Hugenholtz *et al.,* 2001).

b. Impact des eaux usées : charge bactériologique en *E. coli*.

Les prélèvements et les analyses microbiologiques de la charge bactériologique en *E. coli* présente dans les parcelles d'étude expérimentales ont été effectués en collaboration avec l'ARVAM (bureau d'étude de la Réunion). Le but est de dénombrer les *E. coli* et de comparer la qualité des eaux de surface entre les faciès C et R.

Le dénombrement des populations est effectué par la méthode d'essai Colilert®-18/Quanti-Tray® d'IDEXX. Elle permet de détecter et de dénombrer simultanément le nombre total de d'*Escherichia coli*. Le réactif Colilert®-18 permet d'obtenir des résultats confirmés en 18 heures. Il suffit de l'ajouter à un échantillon d'eau, de verser le mélange dans un plateau Quanti-Tray® IDEXX et de laisser incuber 18 heures (précision de 1 organisme/100 ml). Cette méthode est utilisée localement et par L'ARVAM, avec une adaptation à l'analyse sur eau de mer (réalisation de 4 gammes étalon par série de mesure, 10-20-30 et 40 ‰).

Deux campagnes ont été réalisées : la première en avril 2009, à la fin de la saison des pluies, soit un après le début des rejets d'eaux usées et la seconde en Octobre, saison sèche, à un an et demi de rejet. A chaque campagne, 4 échantillons d'eaux ont été prélevés à la surface du sédiment par parcelles puis analysées.

### 4.2.6. Analyses en éléments trace métalliques dans le sédiment

Les eaux usées domestiques sont dépourvues de métaux lourds (valeur seuil non dépassée dans les analyses des boues, cf. annexe I). Cependant, la teneur en éléments traces dans le sédiment a été effectué à l'état initial. Pour cela, des échantillons de sédiment ont été prélevés et envoyés en métropole pour analyses des éléments traces métalliques. A ce jour, les analyses sont encore en cours mais des résultats préliminaires (n=3) (réalisés par le laboratoire LHMA en février 2008) sont consultables en annexe G (figure G1 et G2). Il serait judicieux de pourvoir reconduire ces analyses après deux années d'expérimentation.

## 4.3. RESULTATS

### 4.3.1. Caractéristiques physicochimiques du sédiment de la mangrove de Malamani

#### 4.3.1.1. Salinité

Quelles que soient la saison et la profondeur, le facies à *A. marina* est toujours plus salé que celui de *C. tagal*, lui-même toujours plus salé que celui de *R. mucronata* avec respectivement des valeurs comprises entre 35-72‰, 35-54‰ et 33-49‰ de salinité en surface (0-2 cm) (figure 4.16). Les écarts de salinité entre saison humide (février) et saison sèche (Octobre) sont beaucoup plus grands dans le faciès à *A. marina* (37‰ en surface, 0-5 cm). Ces écarts se resserrent dans le faciès à *C. tagal* (20 ‰) et se réduisent encore dans le faciès à *R. mucronata* (16 ‰).

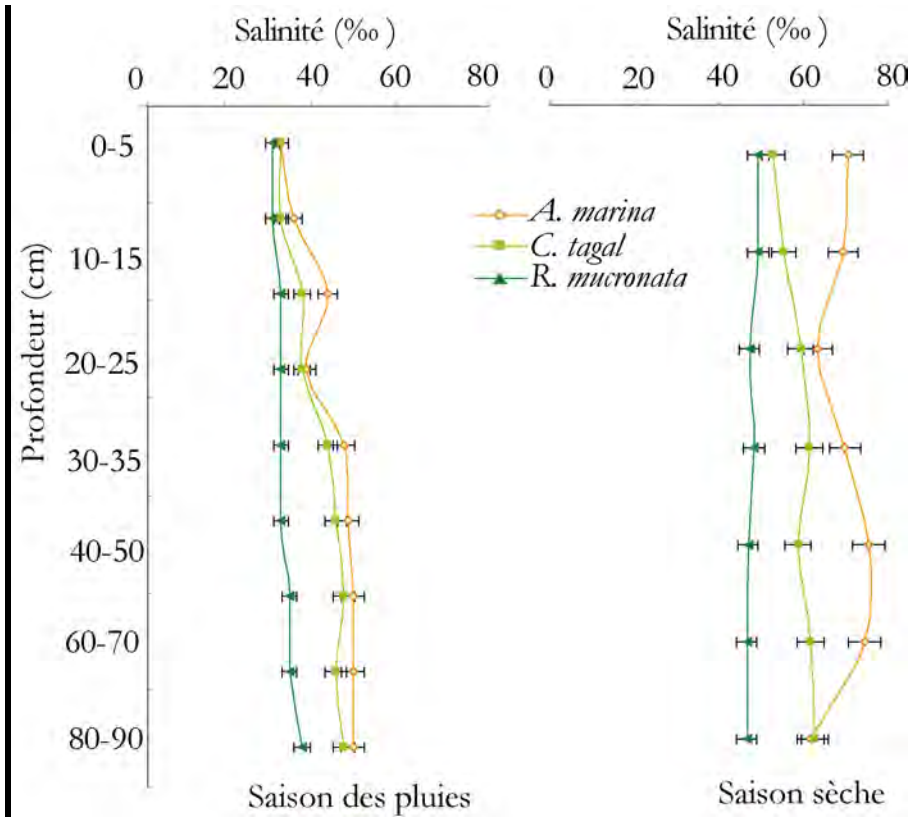



**Figure 4.16**: Profil de salinité en fonction de la profondeur dans les trois faciès de végétation, données collectées en saison des pluies (février 2006, chaque point n=3) et en saison sèche (Octobre 2006, chaque point n=3).

La figure 4.17 montre l'effet du rejet des eaux usées domestiques (qui sont des eaux douces) sur la salinité. On observe une tendance à la diminution de la salinité globale dans les parcelles impactées par les eaux usées dans les deux faciès. En saison des pluies comme en saison sèche, et quelle que soit la profondeur, la salinité diminue de façon plus marquée dans les faciès à *C. tagal* (en moyenne, 4 à 11 ‰ de moins par rapport au témoin) que dans le faciès à *R. mucronata* où l'on observe une légère tendance à la diminution de salinité avec l'apport d'eaux usées (de 1 à 7 ‰).

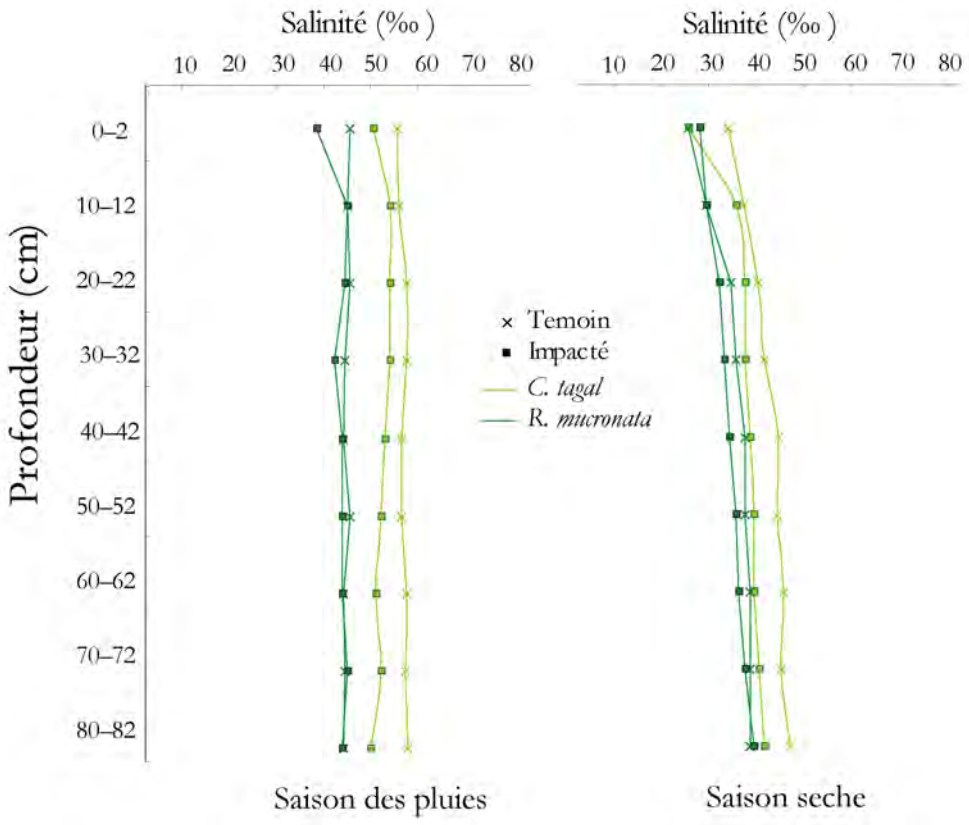



**Figure 4.17** : Comparaison de la salinité après un an de rejet dans les faciès *C. tagal* et *R. mucronata*. Données collectées en saison des pluies (février 2006, chaque points n=3) et en saison sèche (Octobre 2006, chaque point n=3).

#### 4.3.1.2. Potentiel d'oxydoréduction

Les mesures du potentiel redox révèlent des différences entre chaque faciès (figure 4.18). Le sédiment du faciès à *C. tagal* est le plus réducteur avec des valeurs comprises en moyenne entre -110 mV à -140mV. Il n'y a aucune différence significative entre les profondeurs dans ce faciès. En revanche, dans le faciès à *A. marina* qui se révèle être le milieu le moins réducteur de tous (+30 mV <Eh < +140 mV), on observe un gradient : le potentiel redox

diminue avec la profondeur (différence significative entre la couche superficielle et 60 cm de profondeur, p=0.01). Enfin, dans le faciès à *R. mucronata*, les valeurs de potentiel redox sont comprises entre -20 mV et 60 mV en moyenne. Il n'y a pas de différence significative entre le facies à *A. marina* et le faciès à *R. mucronata*.

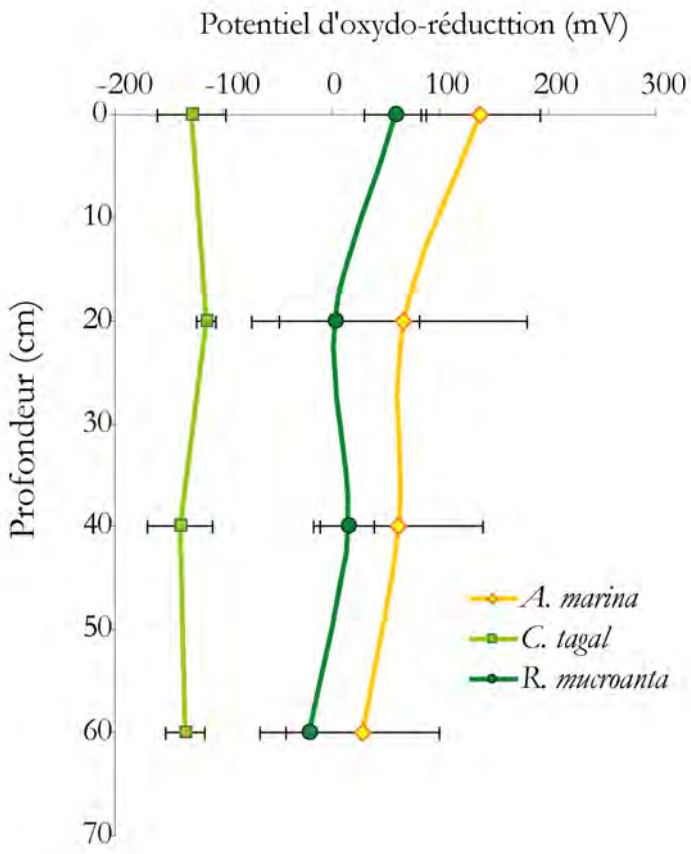



**Figure 4.18** : Potentiel Redox en fonction de la profondeur (de 0 à 60 cm), mesuré dans les faciès *A. marina, C. tagal* et *R. mucronata*. Données collectées en saison sèche (Octobre 2006, n=3).

#### 4.3.1.3. Granulométrie

Dans les trois faciès, les sédiments sont composés en majorité de limons et de sable fin mais avec différente proportion selon les faciès (tableau 4.1). Le faciès A est quasiment composé à part egale de limon et de sable fin et grossier, tandis que plus en aval, le faciès C ne contient que par très peu de sable grossier (9%) et le faciès R, comprend 76% de limons fins. Les analyses granulométriques révèlent clairement qu'il existe un gradient de l'amont vers l'aval de la mangrove de Malamani. La figure 4.19 montre que le sédiment est moins fin dans le facies à *A. marina* (55% du sédiment ≥ 63 µm) que dans *C. tagal* (40% du sédiment ≥63µm) lui-même moins fin que dans *R. mucronata* (plus que 20% du sédiment ≥ 63 µm).

| | Argiles | Limon | Sable | | Grosses particules |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | Fin | Grossier | |
| Taille (µ) | < 2 | 2 à 63 | 63 à 200 | 200 à 2000 | >2000 |
| Faciès A | 4 | 41 | 25 | 28 | 2 |
| Faicès C | 3 | 57 | 30 | 9 | 1 |
| Faciès R | 3 | 76 | 14 | 4 | 3 |

**Tableau 4.1**: Pourcentage de sable, de limon et d'argile composant les sédiments de surface (0-5cm) de la mangrove de Malamani dans les faciès à *A. marina (A)*, *C. tagal* (C) et *R. mucronata (R)*.

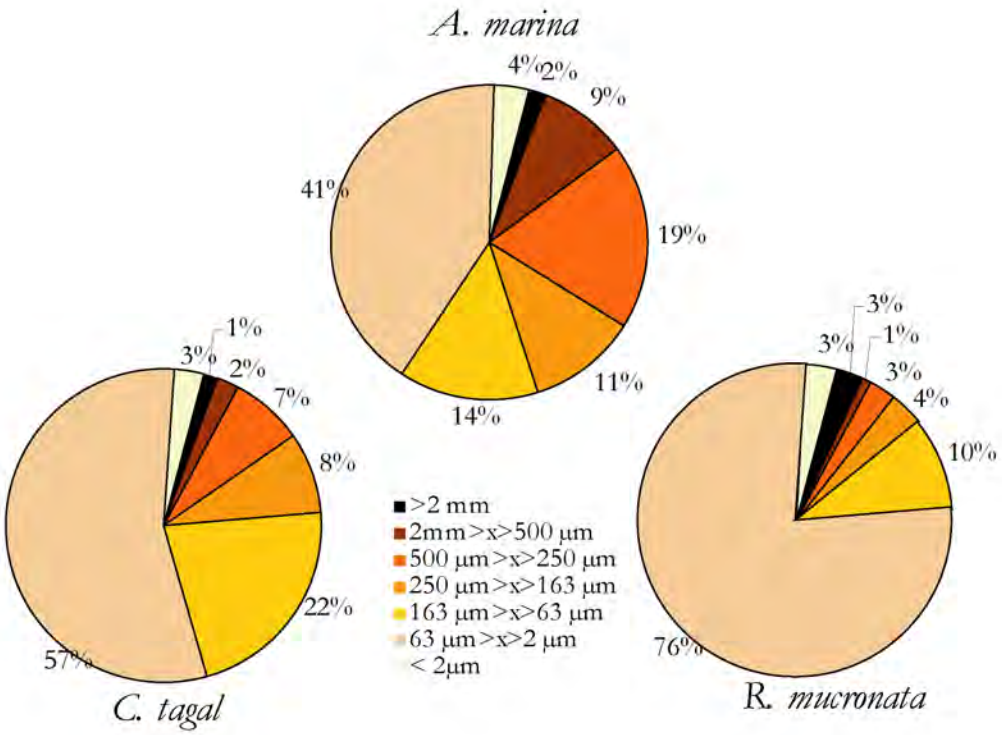



**Figure 4.19**: Granulométrie mesurée à 0-5 cm dans les faciès à *A. marina*, *C. tagal* et *R. mucronata*. Echantillons collectées en saison sèche (Octobre 2006).

En analysant la granulométrie selon la profondeur (de 0 à 60 cm), deux populations de sédiment de tailles différentes apparaissent: en surface, la population la plus représentée mesure 50-60 $\mu$m et l'autre avoisine les 500 $\mu$m ; en profondeur (60 cm), les populations sont constituée de particules plus fines et mesurent 10-15$\mu$m et 50-60$\mu$m (figure 4.20). On constate que les sédiments de surface sont constitués de particules plus grosses que les sédiments à 60 cm de profondeur et cela dans les deux faciès C et R.

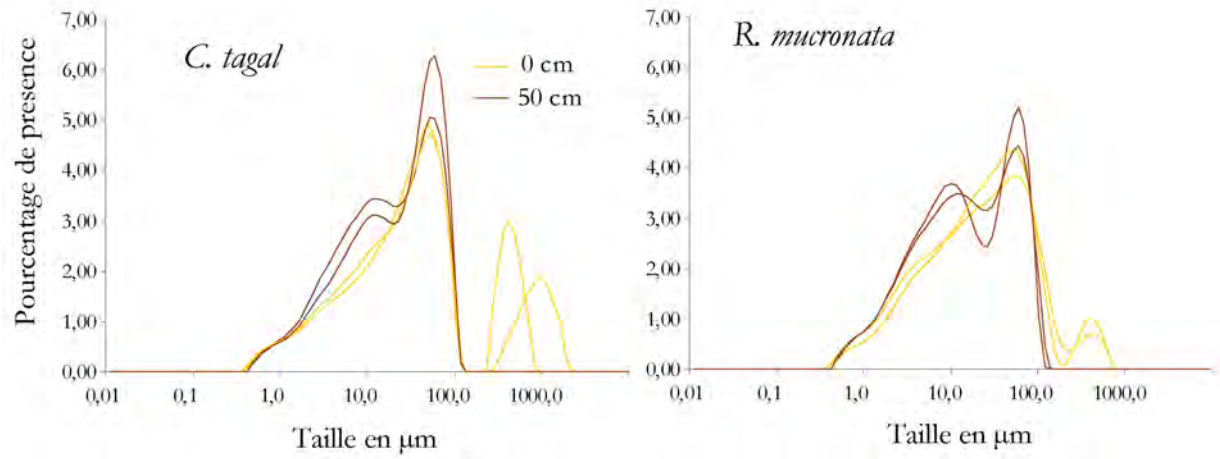



**Figure 4.20**: Granulométrie sur les fractions de sédiments inferieure à 1000 $\mu$m échantillonnés à 0-5 cm et à 55-60 cm de profondeur, dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. Echantillons collectées en saison sèche (Octobre 2008).

#### 4.3.1.4. Le pH

A marée basse, dans le faciès à *C. tagal*, le pH=6.79 ± 0.01 et dans le faciès à *R. mucronata*, pH=6.62 ±0.03.

#### 4.3.1.5. Teneur en nitrate et azote ammoniacal

Dans les deux faciès de végétation, les résultats d'analyse montrent que les concentrations en ions nitrates et ammonium sont faibles (figure 4.21). Les très faibles concentrations en nitrates (en moyenne de 1 $\mu g_{(N\text{-}NO3\text{-})}.l^{-1}.g^{-1}{}_{(MS)}$ pour le faciès C et 2 $\mu g_{(N\text{-}NO3\text{-})}.l^{-1}.g^{-1}{}_{(MS)}$ pour le faciès R) semblent uniformément reparties selon les profondeurs. En revanche, les ions ammonium sont plus concentrés en surface (entre 0 et 25 cm) avec des valeurs moyennes de 15 à 20 $\mu g_{(N\text{-}NH4+)}.l^{-1}.g^{-1}{}_{(MS)}$ dans le faciès C et de 30 à 35 $\mu g_{(N\text{-}NH4+)}.l^{-1}.g^{-1}{}_{(MS)}$ dans le faciès R. De plus, les teneurs en ion ammonium entre les deux faciès C et R sont significativement différentes pour ces couches supérieures (p=0.1). Les couches supérieures du faciès R sont plus concentrées en ammonium. Enfin, les résultats montrent que les concentrations diminuent avec la profondeur pour atteindre des valeur moyenne de 10 $\mu g_{(N\text{-}NH4+)}.l^{-1}.g^{-1}{}_{(MS)}$ pour les deux faciès.

Les sédiments de mangroves, selon le type de faciès et la profondeur peuvent contenir 10 à 40 fois plus d'ammonium que de nitrate.

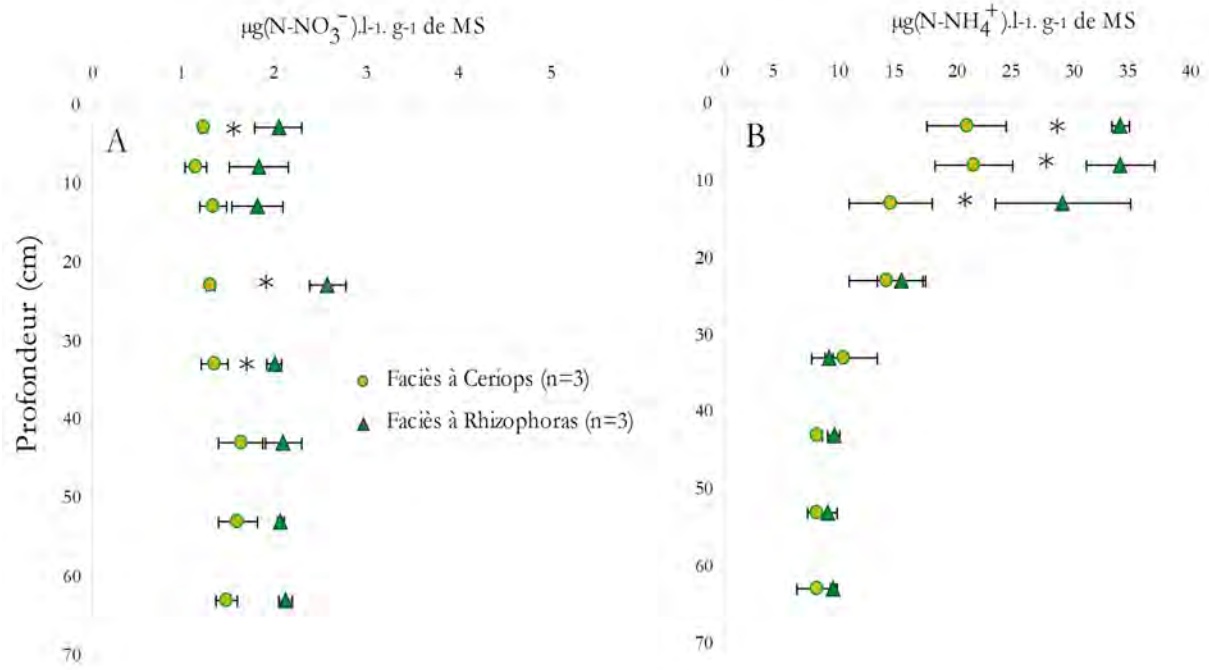



**Figure 4.21 :** Teneurs en nitrate (A) et ammonium (B) des sédiments de mangrove selon la profondeur (avril 2007, n=3) et (* $\alpha = 0.1$).

A Malamani, les sédiments de mangrove se caractérisent par :

- Une **salinité forte** en saison sèche (35 à 72 ‰) qui diminue en saison des pluies (16 à 37 ‰). La salinité a tendance à augmenter avec la profondeur. Enfin, il existe un gradient bien marqué de l'amont vers l'aval de la mangrove :

$$S_{(\text{faciès A})} > S_{(\text{faciès C})} > S_{(\text{faciès R})}$$

- Les **sédiments fins** sont constitués de deux populations d'origine différente : vase molle d'origine terrigène et apport lagonaire coralligène. En surface la majorité mesure 50-60$\mu$m et 500$\mu$m et la taille diminue avec la profondeur : 10-15$\mu$m et 50-60$\mu$m à 60cm. Un gradient granulométrique s'établit de l'amont vers l'aval :

$$G_{(\text{faciès A})} > G_{(\text{faciès C})} > G_{(\text{faciès R})}$$

- C'est un **milieu fortement réducteur** (-20 mV <Eh < +140 mV pour les faciès A et R), surtout dans le faciès C (-140 mV <Eh < -110mV).

- Le **pH** est compris entre 6.6 et 6.8.

- Une concentration en **nutriments azotés faible** : 10 à 40 fois plus d'ammonium que de nitrates : entre 1 et 2 $\mu g_{(N\text{-}NO3^-)}.l^{-1}.g^{-1}_{(MS)}$ et de 15 à 30 $\mu g_{(N\text{-}NH4^+)}.l^{-1}.g^{-1}_{(MS)}$ dans les couches supérieures (0 à 25 cm) selon les faciès. La concentration en ammonium est plus importante dans le faciès R en surface et diminue dans les deux faciès C et R avec la profondeur.

### 4.3.2. Capacité de nitrification et dénitrification du sédiment

#### 4.3.2.1. Premiers tests : traçage de N et P à la Rhodamine

Les résultats de cette première expérience montrent que lorsque que l'on injecte des nutriments azotés et phosphorés dans les sédiments de la mangrove, les formes ammoniacales sont consommées par le milieu et le phosphore semble être piégé par le sédiment (figure 4.22), quelle que soit la profondeur des échantillons analysés. En effet, les concentrations mesurées sont toujours plus faibles que les concentrations théoriques attendues.

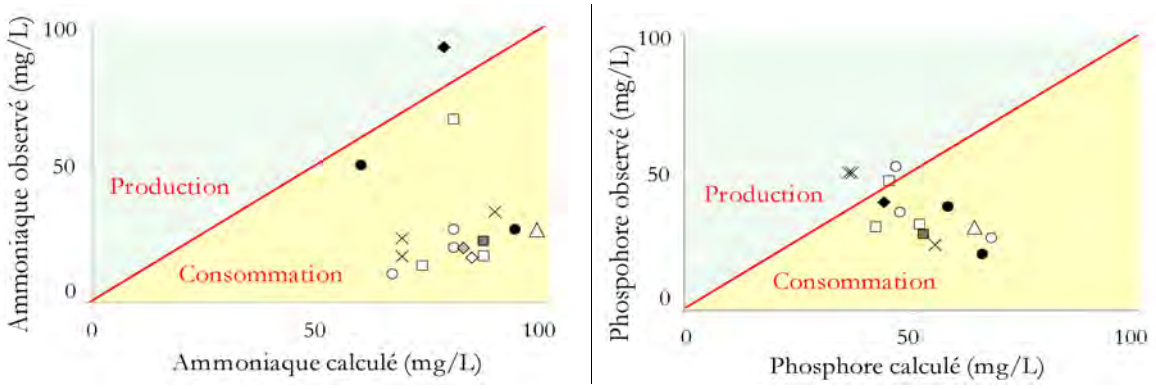



**Figure 4.22** : Résultats du traçage à la rhodamine. Chaque point correspond à une mesure par mini ou micro rhizons avec □A, B, C, ◇R1, ●R2, ■R3, ×R4, ◆R6, ◇R7, ○R8, △R9. Les échantillons où la concentration de rhodamine était nulle ont été enlevés.

#### 4.3.2.2. Capacité dénitrificatrice potentielle et « in situ » du sédiment

Dans les faciès C et R, en conditions dites « *in situ* », les analyses montrent que le taux de dénitrification est nul ou, dans de rares cas, faiblement marquée, et ce à tous les niveaux de profondeur sans différence significative.

En revanche, la dénitrification potentielle c'est-à-dire en conditions non limitantes est marquée et s'opère principalement dans les couches supérieures du sédiment entre 0 et 25 cm, et ce, dans les deux faciès de végétation (figure 4.23). On observe tout d'abord que le faciès R peut potentiellement dénitrifier davantage que le faciès C. Le taux de dénitrification potentielle pour les couches de 0 à 15 cm est pour le faciès R en moyenne compris entre 1.4 à 1,6 $\mu g_{(N\text{-}NO2 + N\text{-}N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$ et tandis que pour le faciès C il est en moyenne de 0,5 $\mu g_{(N\text{-}NO2 + N\text{-}N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$. Puis, dans les deux faciès, ce taux diminue pour atteindre 0 vers 60 cm de

profondeur. Les différences entre les deux faciès pour les tranches de 5-10 cm (p-value= 0.1) et 10-20 cm (p-value = 0.1) sont significatives.

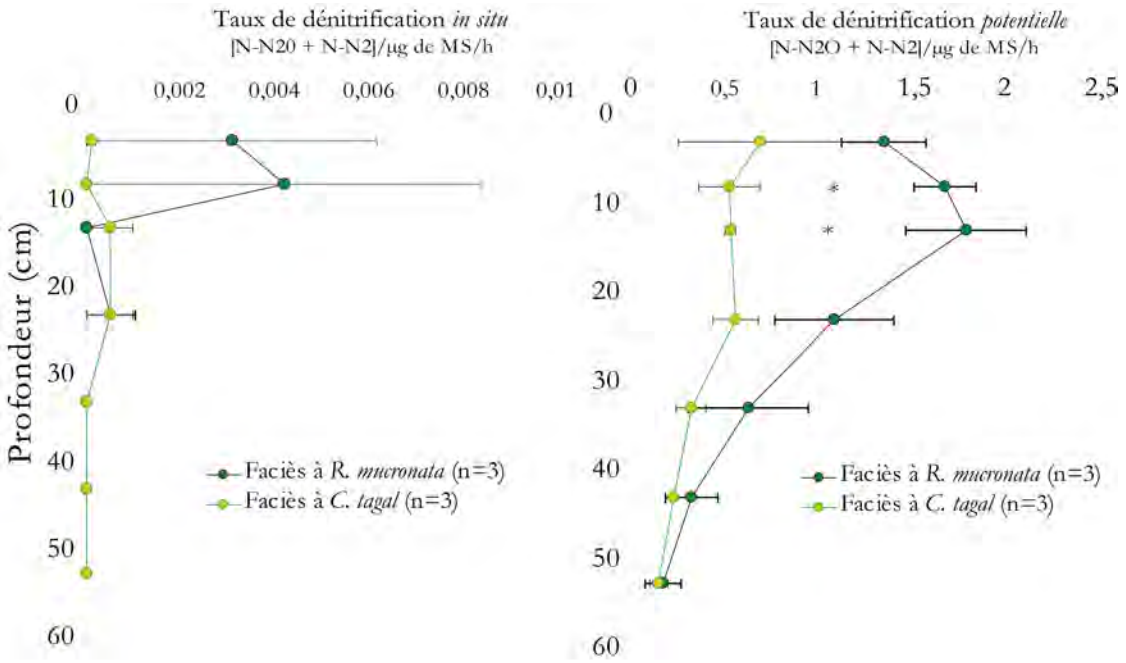



**Figure 4.23 :** Dénitrification *in situ* (à gauche) et potentielle (à droite) dans les différentes profondeurs du sédiment des faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2007, n=3, * p≤0.1).

*Effet de la bioturbation sur la dénitrification potentielle*

Sur les deux profondeurs que nous avons testées (0-5 cm et 5-10 cm), le taux de dénitrification semble généralement augmenter avec l'éloignement de la paroi d'un terrier de crabes, sauf pour la tranche 5-10 cm dans le faciès C) (figure 4.24). Les résultats confirment que le faciès R dénitrifie potentiellement plus que le faciès C, et que le taux de dénitrification diminue avec la profondeur.

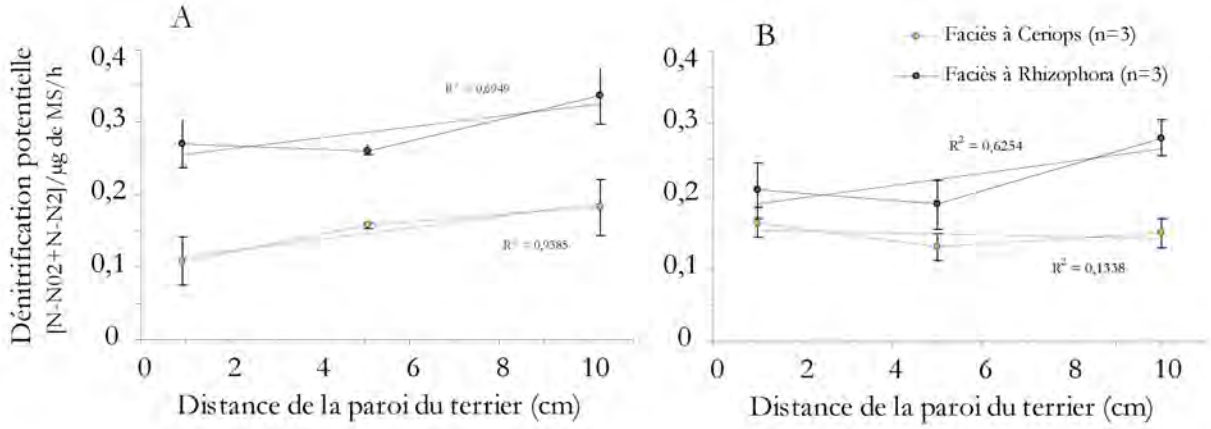



**Figure 4.24 :** Dénitrification potentielle en fonction de l'éloignement de la paroi d'un terrier de crabe aux profondeur de 0-5 cm (A) et 5-10 cm (B) dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2007, n=3).

*Effet de la microtopographie sur la dénitrification potentielle*

Dans le faciès à *R. mucronata*, les résultats présentent des différences significatives entre les deux microfaciès de sédiments ($p \leq 0{,}01$). Le taux de dénitrification potentielle des sédiments dans les drains est plus élevé avec 1,17 ± 0,14 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$ que celui des buttes avec 0,72 ± 0,07 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$. Ainsi, les sédiments de drain dénitrifient potentiellement plus que ceux de butte.

En revanche, dans le faciès à *C. tagal*, le taux de dénitrification dans les buttes et les drains ne présente pas de différence significative ($p=0{,}30$): 1,01 ± 0,08 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$ pour les sédiments de butte et 0,92 ± 0,08 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$pour les sédiments de drain.

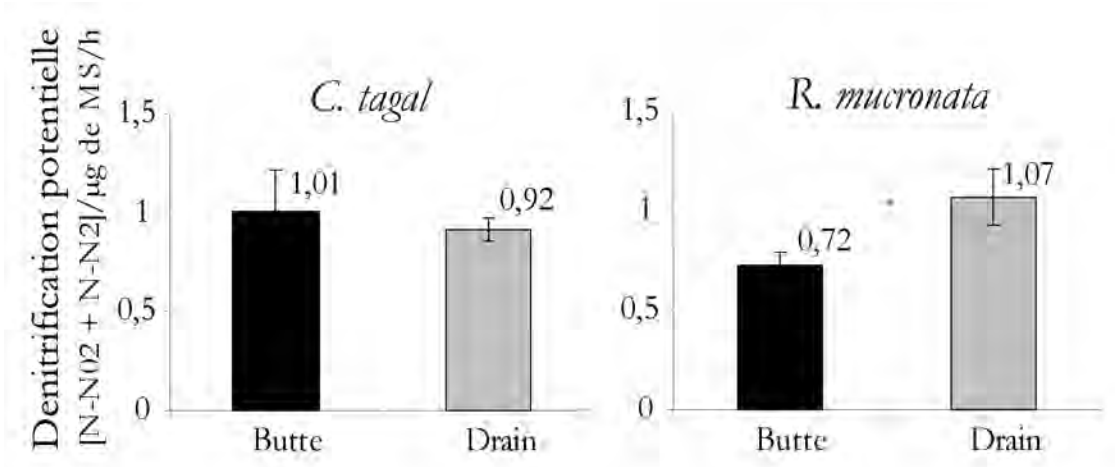



**Figure 4.25 :** Dénitrification potentielle en fonction de la microtopographie du sol (butte en gris et drain en noir) à de 0-5 cm de profondeur, dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2008, n=6, * $p \leq 0.01$).

### 4.3.2.3. Capacité nitrifiante potentielle du sédiment:

*Taux de nitrification potentielle*

Les résultats d'analyses des échantillons d'eau collectés lors de cette expérience présentent deux tendances distinctes propres à chaque faciès. Dans le faciès R, les teneurs en $N\text{-}NH_4^+$ augmentent rapidement après l'injection de la solution, puis diminuent exponentiellement jusqu'au niveau initial. Le faciès C, lui, ne présente pas de tendance bien définie mais il semble que la nitrification soit moins importante que dans le faciès R.

L'évolution des teneurs en $N\text{-}NO_3^-$ suit le même schéma, avec des ordres de grandeurs de concentrations plus petits. Les teneurs en $N\text{-}NO_3^-$ sont faibles, de l'ordre de 0, 04 à 0,06 mg/l dans le faciès C, tandis que $N\text{-}NH_4^+$ atteint 20 à 25 mg.L-1 et dans le faciès R en revanche, les concentrations en $N\text{-}NO_3^-$ sont comprises entre 0,05 pour les $N\text{-}NO_3^-$ et 0 et 0 et 10 mg.L-1 pour les $N\text{-}NH_4^+$ (figure 4.26). Lors des deux essais, les taux de nitrification semblent plus

élevés dans le faciès R (disparition du $NH_4^+$ égale à 27,87 mg N-$NH_4$/l/h) par rapport à ceux du faciès C (7,30 mg N-$NH_4$/l/h).

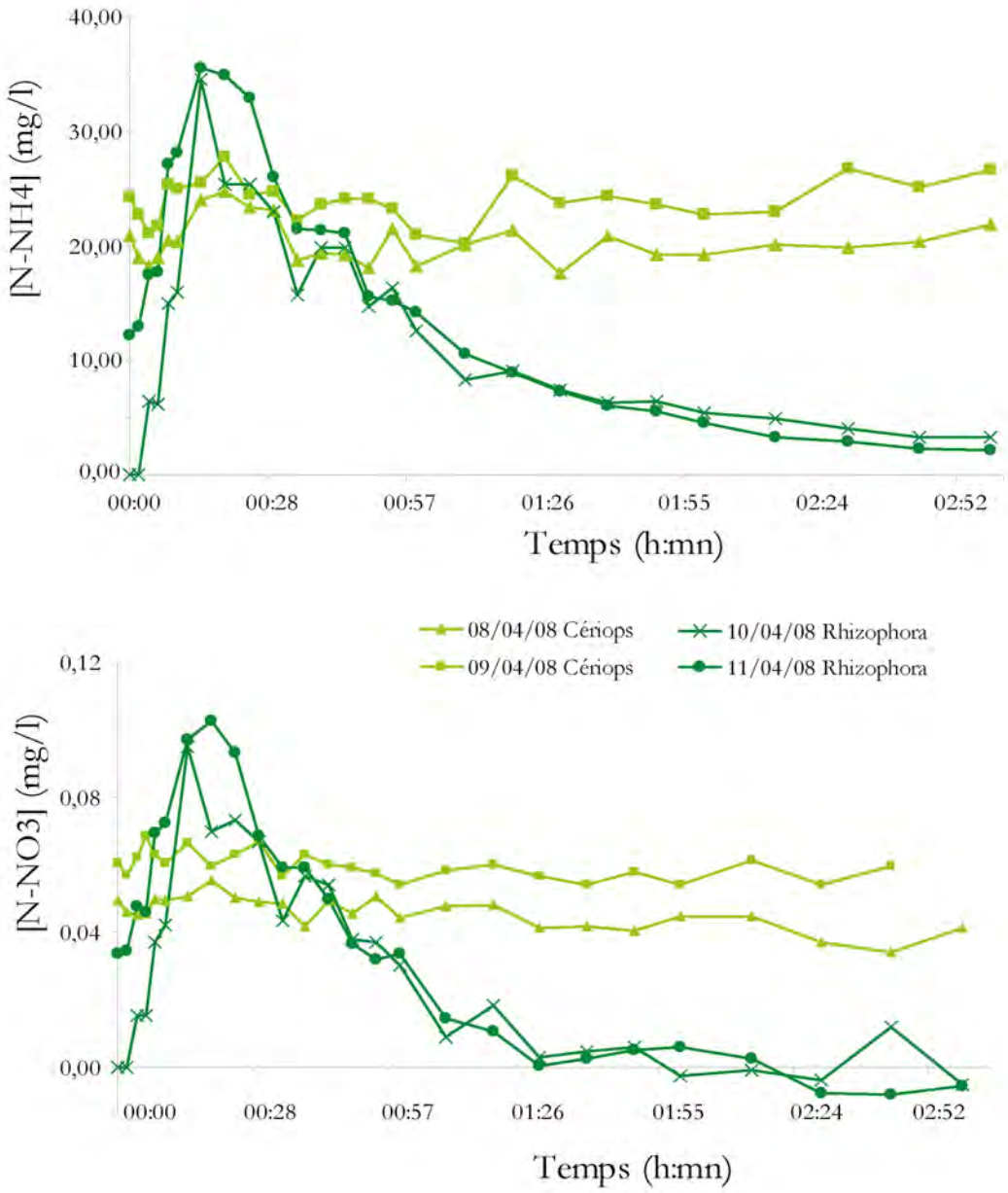



**Figure 4.26 :** Concentration en $NH_4^+$ et $NO_3^-$ des échantillons d'eau prélevés après injection en fonction du temps dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2008)

*Nitrification potentielle et effet de la microtopographie*

La figure 4.27 montre que les taux de nitrification mesurés par blocage à l'acétylène sont très faibles et identiques dans les deux faciès C et R. Cependant, les sédiments provenant des buttes ont une capacité de nitrification potentielle significativement plus importante (0,0045 $\mu g_{(N\text{-}N2O\ +\ N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$) que les sédiments des drains (0,0017 $\mu g_{(N\text{-}N2O\ +\ N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$) en moyenne.

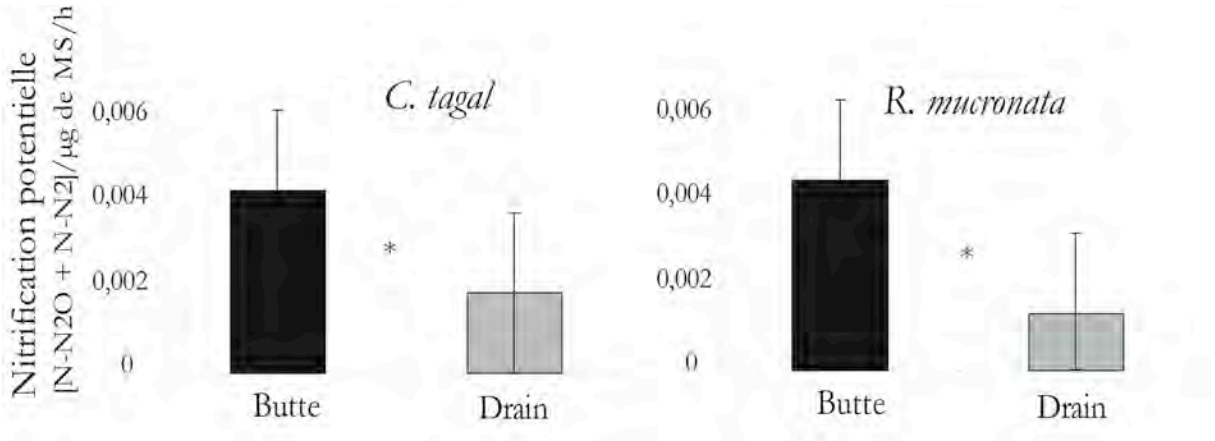



**Figure 4.27 :** Taux de nitrification potentielle en fonction de la microtopographie du sol (butte en gris et drain en noir) à de 0-5 cm de profondeur, dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2008, n=6, * p=0.01).

Capacité de nitrification et dénitrification des sédiments:

- La **dénitrification** ***in situ*** est faible voir quasiment nulle dans les deux faciès, surement dû aux faibles teneurs en $NO_3^-$ ou C organique dans le milieu.

- La **dénitrification potentielle** semble s'opérer dans les couches supérieures des sédiments (0 à 25 cm) avec des taux moyen 0,5 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N\text{-}N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$dans le faciès C et de 1,4 à 1,6 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N\text{-}N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$dans le faciès R, puis diminue avec la profondeur. La capacité de dénitrification potentielle est plus forte dans le faciès R que le faciès C.

- La **bioturbation** a un effet direct sur le taux de dénitrification. La dénitrification potentielle, processus anaérobie, augmente en s'éloignant des parois de terrier de crabes c'est-à-dire en milieu moins oxygéné. De même que les sédiments des drains plus compactés et moins aérés dénitrifient plus dans le faciès R. Il n'y a pas d'effet de la microtopographie dans le faciès C.

- La **nitrification** ***in situ*** semble se réaliser, bien que faiblement, et de façon plus importante dans le faciès à R.

- A l'inverse du processus de dénitrification, la **nitrification potentielle** (processus aérobie) s'opère beaucoup mieux dans les sédiments des buttes que dans les drains, bien que les taux soient faibles : 0,004 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$ dans les buttes et 0,0018 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$ dans les drains.

### 4.3.3 Devenir des apports azotés : traçage isotopique

La figure 4.28 présente l'ensemble des résultats de $^{15}N_{excès}$ calculés à partir des abondances isotopiques $^{15}N$ mesurées dans les échantillons d'eau, de sédiments et de feuilles prélevés dans les faciès C et R suite aux marquages au $^{15}NH_4NO_3$ et $NH_4{}^{15}NO_3$.

#### 4.3.3.1 Passage dans les eaux de la nappe (figure 4.28 a et b)

- Les résultats montrent tout d'abord que, pour les deux types de marquages, le signal augmente fortement après enrichissement en effluents marqués et diminue au cours du temps dans les faciès C et R. Il redevient nul au bout de 10h post enrichissement.
- Aucune différence significative du signal n'est constatée entre les deux faciès. Cependant, lors du marquage au $^{15}NH_4NO_3$, l'eau prélevée à 70 cm de profondeur a tendance à être plus enrichie dans le faciès R que dans le faciès C.
- Lors du marquage au $NH_4{}^{15}NO_3$, un pic est constaté dans le faciès C dans les première 5 heures post enrichissement.

#### 4.3.3.2 Rétention par les sédiments (figure 4.28 c et d)

- Pour le marquage au $^{15}NH_4NO_3$, les signaux ont une tendance générale similaire : ils augmentent tous après l'enrichissement (bien que les pics dans les faciès C et R soit décalés dans le temps), puis diminuent au cours du temps. Pour le marquage au $NH_4{}^{15}NO_3$, les signaux sont beaucoup plus faibles.
- Les gammes de $\delta\ ^{15}N$ des deux marquages sont significativement différentes : comprise entre 14% et 92% pour le marquage $^{15}NH_4NO_3$ au et 0 à 11 % pour le marquage au $NH_4{}^{15}NO_3$.
- Les résultats montrent que, pour les deux types de marquages, le signal est significativement plus fort dans le faciès C que dans le faciès R.

#### 4.3.3.3 Absorption par la végétation (figure 4.28 e et f)

- Pour les deux marquages, les signaux augmentent tous après l'enrichissement dans les faciès C et R et ce, malgré les inondations par la marée.
- Les gammes de $\delta\ ^{15}N$ des deux marquages sont du même ordre et ne dépassent pas 15 %.
- La comparaison des moyennes montrent des différences significatives entre les faciès C et R et ce, pour les deux marquages : signal plus fort dans le faciès R pour le marquage au $^{15}NH_4NO_3$ tandis que pour le marquage au $NH_4{}^{15}NO_3$, il est plus fort dans le faciès C.

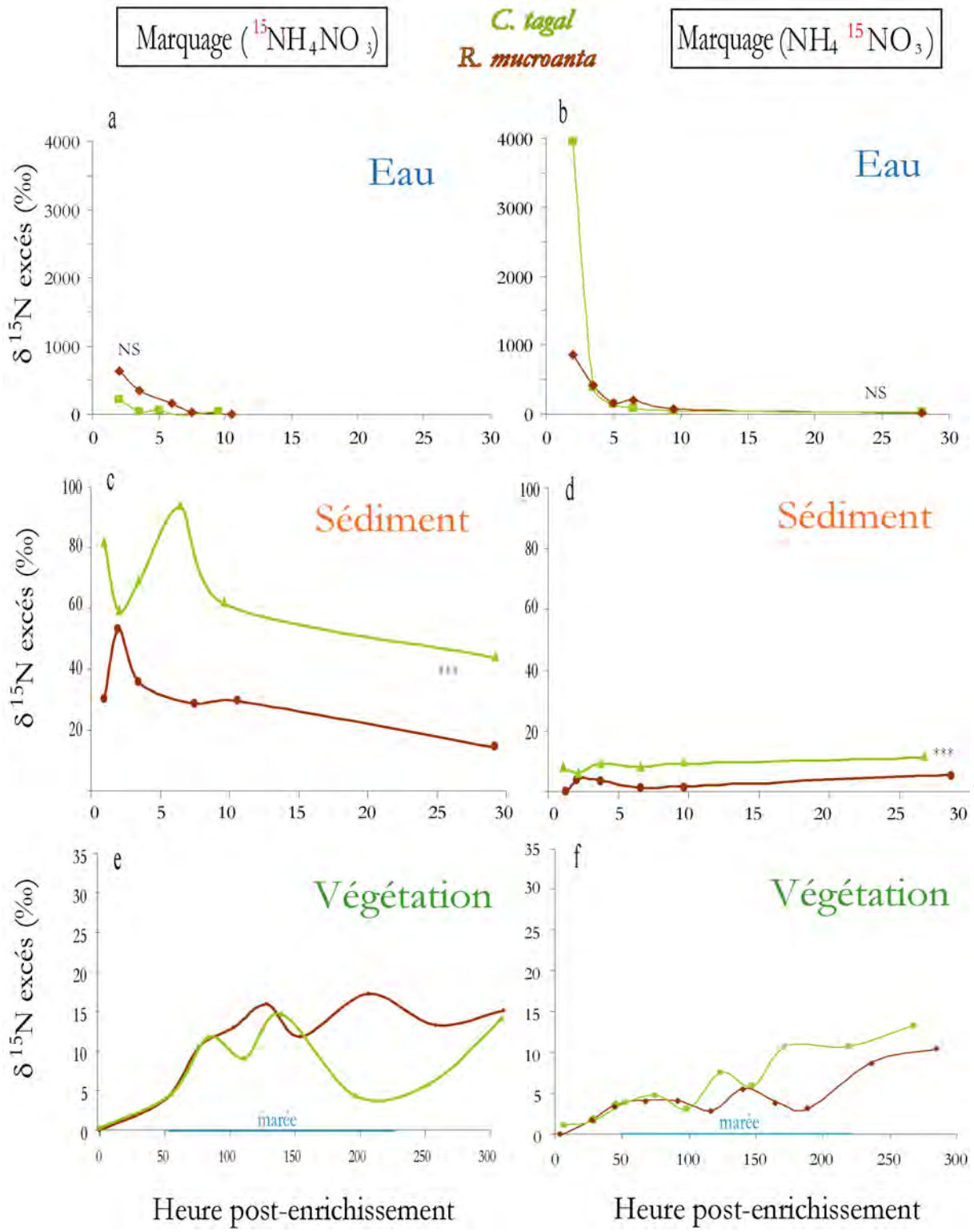



**Figure 4.28 :** Résultats du traçage isotopique dans les compartiments eau, sédiments et végétation dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. Delta $^{15}N_{excès}$ (‰) moyen calculé à partir des mesures d'abondance isotopique effectuées sur les échantillons d'eau, de sédiment et de feuilles en fonction du temps post enrichissement au $^{15}NH_4NO_3$ et $NH_4{}^{15}NO_3$.

### 4.3.4 Impact des eaux usées : concentration en composés azotés et phosphore

Les analyses des concentrations des nutriments $NO_3$, $NO_2$, $NH_4$ et $PO_4$ ont été réalisées sur des échantillons d'eaux interstitielles extraites du sédiment des faciès C et R, au cours de deux campagnes : une en avril 2009 soit 12 mois après le début des rejets des eaux usées domestiques et la seconde en octobre 2009 soit 18 mois après.
La figure 4.29 présente les concentrations en composés azotés selon les trois profondeurs échantillonnées (0, 30 et 100 cm)

• En avril, fin de la saison des pluies, dans les parcelles témoins, les concentrations en $NO_3$, $NO_2$, et $NH_4$ sont identiques entre les deux faciès C et R et il n'y a pas de variation selon la profondeur (fig *b* et *d*). En moyenne, elles sont égales respectivement à 3,98 ± 0,14 µM, 0,18 ± 0,04 µM, et 1,84 ± 0,18 µM (fig *a* et *c*). Ces concentrations semblent diminuer en octobre, fin de saison sèche et atteignent respectivement 0,63 ± 0,06 µM, 0,19 ± 0,04 µM et 1,57 ± 0,57 µM.

• Apres 12 mois de rejet d'eaux usées domestiques, les concentrations en $NO_3$, $NO_2$, et $NH_4$ semblent plus élevées dans les couches supérieures des deux faciès (0 à 30 cm) (fig. *a* et *c*). En profondeur il n'y a pas de différence entre parcelles témoin et impactée.
Dans le faciès C, les gammes comprises entre 0 et 5 µM dans les parcelles témoins, sont comprises entre 5 et 10 µM en surface des parcelles impactées (figure *a*). Il s'établit un gradient avec la profondeur.
L'impact dans le faciès R semble plus atténué, bien que les concentrations soient plus élevées pour les trois composés en surface et à 30 cm (fig *c*). Dans ce faciès on note surtout une augmentation en $NH_4$ dans les couches supérieures (0 à 30cm) avec 5,91 ± 1,3 µM de $NO_3$ dans les impactés contre 3,8 ± 0,14 µM dans le témoin et 5,93 ± 0,14 µM de $NH_4$ dans les impactés contre 1,84 ± 0,18 µM dans le témoin. Il n'y a pas de différences en profondeur entre les parcelles impactées et témoins.

• En octobre, 18 mois après le début des rejets, l'impact semble différent. L'augmentation que l'on pouvait observer en surface dans le faciès C n'est plus visible (figure *b*). Il n'y pas de différence de concentration entre parcelle témoin et parcelle impactée dans ce faciès. En revanche, c'est dans le faciès R que l'impact est beaucoup plus marqué à la fin de la saison sèche (figure *d*). Les concentrations de $NH_4$ sont élevées dans les couches supérieures du

sédiment. Un pic de 22,2 ± 13,5 µM est atteint en surface dans la parcelle impactée contre 0,59 ± 0,01 µM dans le témoin. A 30cm, la concentration de $NH_4$ reste élevée aussi par rapport au témoin avec 4,98 ± 3,1 µM contre 1,37 ± 0,9 µM.

La figure 4.30 présente les concentrations en phosphore dans les deux faciès et selon les différentes profondeurs.

• Les résultats montrent d'abord qu'il existe un gradient d'accumulation du phosphore en profondeur quels que soient la saison, le type de faciès, impacté ou non. En effet, dans les zones témoins, les concentrations en surface dans les deux faciès sont comprises entre 0,64 ± 0,13 et 2,48 ± 0,23 µM et augmentent nettement en profondeur atteignant des valeurs de 7,29 ± 3.83 dans le faciès R jusqu'à 18,03 ± 9,4 µM le faciès C.

• La concentration en phosphore est significativement plus élevée dans les parcelles qui reçoivent l'apport des eaux usées domestiques, dans les deux faciès et surtout en profondeur. En avril, la concentration à 1m de profondeur est de 7,45 µM en moyenne dans les parcelles témoins et atteint 18,86 µM dans les parcelles impactées. En octobre, les deux faciès ne sont pas comparables : le faciès C est plus concentré que le faciès R. Cependant, à 1 m de profondeur, on note aussi une élévation de la concentration du phosphore avec l'apport des eaux usées : de 3,83 ± 1,06 à 13,21 ± 1,47 dans le R et de 18,03 ± 9,4 à 22,32 ± 5,48 dans le C.

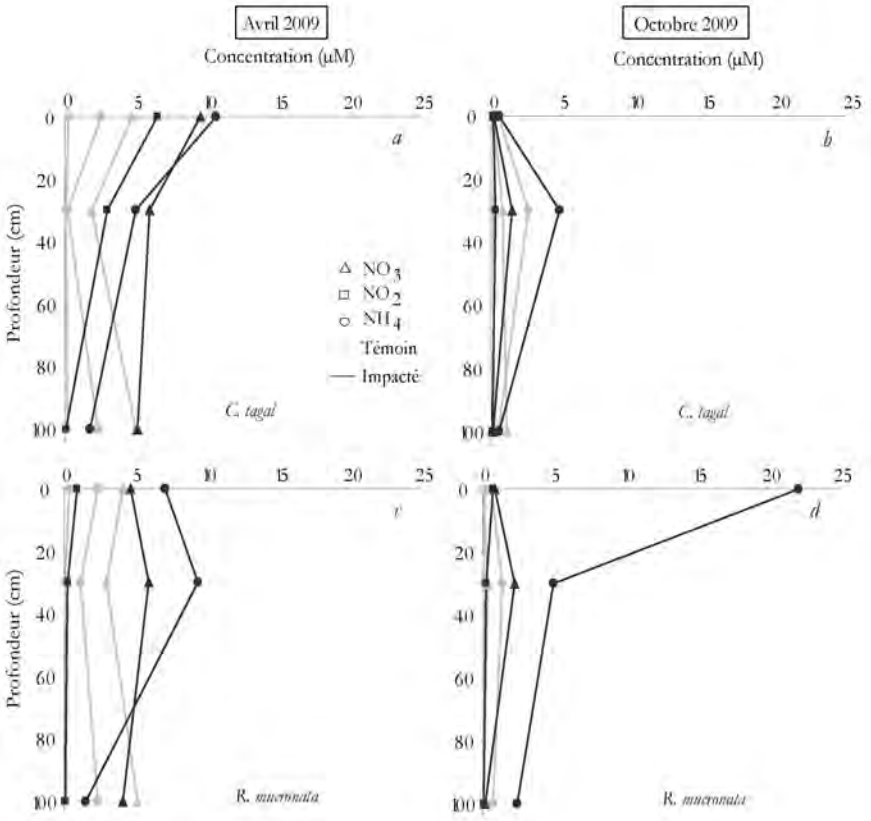



**Figure 4.29 :** Concentration en éléments azotés de l'eau interstitielle du sédiment des les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata* selon la profondeur dans le sédiment, de 0 à 1 m. (Avril et octobre 2009, n=3 à 5).

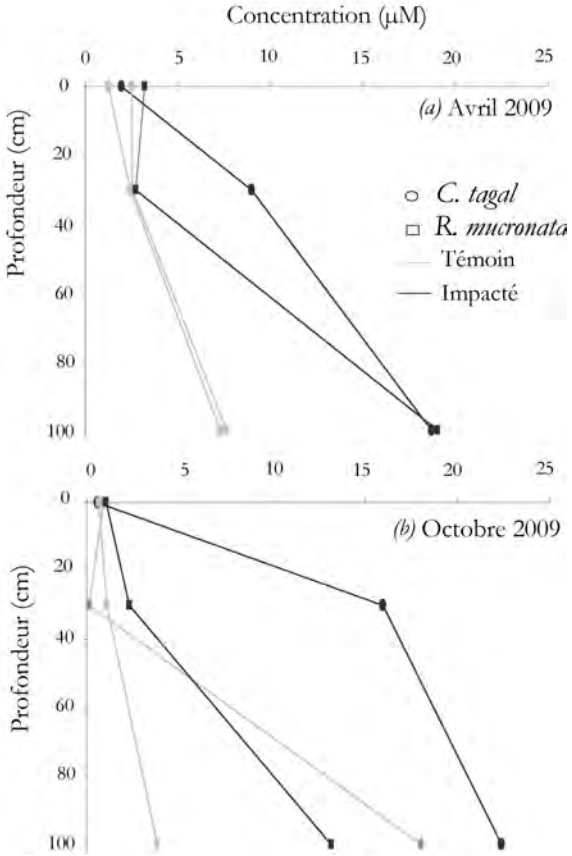



**Figure 4.30 :** Concentration du $PO_4^{2-}$ dans l'eau interstitielle du sédiment des faciès à *C. tagal* et *R. mucronata* selon la profondeur de 0 à 1 m. (avril et octobre 2009, n=3 à 5).

### 4.3.5 Identification et analyses bactériologues :

#### 4.3.5.1 Identification bactérienne en mangrove de Malamani.

Le comptage exact du nombre de microorganismes n'a pas pu être réalisé car il semblerait que le caractère salin du sédiment favorise la fixation des sondes sur les particules sédimentaires, ce qui empêche une visualisation nette de la lame. Une quantification approximative de l'abondance a cependant été réalisée afin de percevoir un éventuel effet de la profondeur et du faciès grâce à une échelle simplifiée : « - » abondance très faible ; « +/- » faible ; « + » élevé ; « ++ » très élevé ; «+++ » fortement élevé.

Cependant, la méthode FISH a permis de mettre en évidence la présence de 6 groupes phylogénétiques de bactéries présents dans le sédiment de mangrove : *Archaebactéria, Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria, Deltaproteobacteria, Gammaproteobacteria, et LGC.* D'une manière générale, abondance semble être plus importante dans la zone de surface, c'est-à-dire entre 0 et 30 cm, bien qu'il y ait des bactéries jusqu'à 65 cm de profondeur.

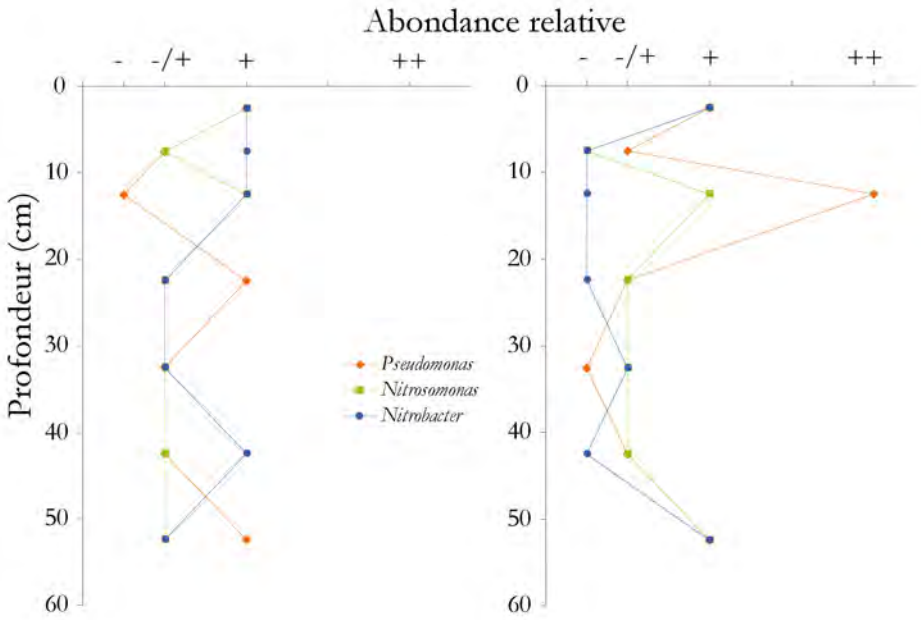



**Figure 4.31 :** Répartition et abondance des bactéries dans les sédiments de mangrove dans les faciès C (à gauche) et R (à droite), en fonction de la profondeur. (Avril 2007)

L'étude s'est concentrée sur les genres les plus couramment étudiés *Nitrobacter, Nitrosomonas et Pseudomonas*, car ils participent directement au cycle de l'azote. Ainsi, la figure 4.31 montre que ces 3 genres sont repartis différemment selon les faciès de végétation

C et R. Dans les sédiments de surface (0 à 25 cm), ces bactéries semblent être plus abondantes dans le faciès R que dans le faciès C. En effet, la gamme d'abondance dans le faciès R se situe majoritairement entre une abondance élevée (+) et une abondance très élevée (++), tandis que pour le faciès C, elle se positionne davantage entre une abondance très faible (-) à faible (+/-) avec quelques points d'abondance plus forte. L'abondance de ces 3 genres dans le faciès C ne varie pas avec la profondeur.

#### 4.3.5.2 Impact des eaux usées : comptage d'*E. coli*

La figure 4.32 montre les résultats de comptage d'*E. coli* dans l'eau de surface des sédiments dans les parcelles impactées par les eaux usées et les parcelles témoins dans les deux faciès C et R.

En avril, fin de la saison des pluies, les résultats montrent qu'il y a significativement plus d'*E. coli* dans les parcelles où sont déversés les effluents que dans les parcelles témoins, et cela dans les deux faciès. Par contre, en octobre en fin de saison sèche, seule la parcelle impactée située dans le faciès R compte plus d'*E. coli* que la parcelle témoin. Dans le faciès C, il n'y pas de différence significative.

Le nombre d'*E. coli* dans ces deux faciès reste néanmoins nettement plus faible que dans les effluents (figure 4.32, composition des eaux du décanteur, chapitre 2).

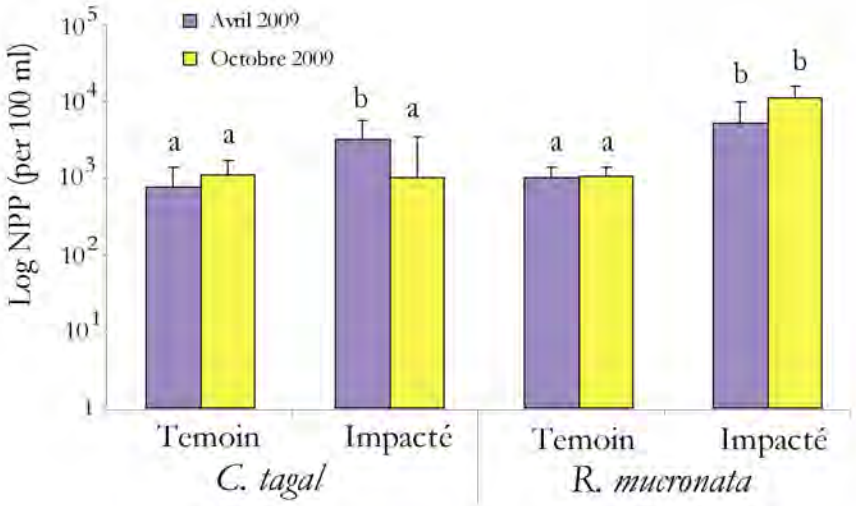



**Figure 4.32 :** Comptage d'*E. coli* dans l'eau de surface des faciès à *C. tagal* et *R. mucronata* (avril et octobre 2009, n=4, a et b significativement différents avec $p<0.05$).

## 4.4. DISCUSSION

*Caractéristiques physicochimiques du sédiment de la mangrove de Malamani*

• La composition du sédiment joue un rôle capital dans les échanges de matières, les divers processus biogéochimiques et intervient sur différentes propriétés (tableau 4.2).

| Paramètres | Sableux | Argileux |
|---|---|---|
| Infiltration | Haute | Faible |
| Porosité | Faible | Haute |
| Perméabilité | Haute | Faible |
| Rétention de la salinité | Faible | Haute |
| Capacité rétention en eau | Faible | Haute |

**Tableau 4.2 :** Comparaison des principales caractéristiques des sédiments de mangrove. (Modifié d'après Saenger, 2002).

• A Malamani, le sédiment de la mangrove composé de vase molle limoneuse est composé de 50 % de particules de taille inferieure à 63µm en surface dans les faciès C et R, et dans le faciès A, 41 %. Le faciès A est plutôt sableux à limoneux, le faciès C est limoneux et le faciès R est composé de limons plus fins. Cette répartition granulométrique semble comparable à celle établie par Skov and Hartnoll (2001) et Kairo *et al.*(2008) dans cette zone géographique de l'océan Indien. Cependant, certaines mangroves dans le monde se développent sur des sédiments argileux encore plus fins, comme par exemple en Guyane, où 50% des particules sont de tailles inferieure à 2µ (Betoulle, 1998).

Les sédiments de la mangrove de Malamani sont composés d'alluvions fins provenant de deux origines : on distingue une partie fine provenant des apports terrigènes (qui sont dominants) amenés par les pluies et les écoulements issus de l'érosion des reliefs (allochtones non carbonatés) et une partie, plus grossière provenant probablement des apports coralligènes (allochtones carbonatés). De l'amont vers l'aval, s'est installé un gradient granulométrique : du plus grossier au plus fin en allant du faciès A vers le faciès R, c'est-à-dire de la terre vers le lagon. Cette double origine des sédiments observée pour la mangrove de Mayotte se retrouve dans d'autres mangroves insulaires situées dans un contexte lagonaire similaire (Zinke *et al.,* 2003).

• Le caractère salin en revanche, contrainte environnementale des plus remarquables, est commune à toutes les mangroves (Tomlinson, 1986; Saenger, 2002). Les valeurs de salinité mesurées à Malamani sont du même ordre de grandeur que celle mesurées par Boisire *et al.*(2003) au Kenya. La salinité du sédiment à Malamani peut atteindre jusqu'à 72 ‰ (faciès A), ce qui rend le milieu très aride malgré le caractère tropical humide du climat. De plus, le milieu connaît en permanence des écarts de salinité très importants (de 15 à 40 ‰ de différence) avec une alternance selon plusieurs rythmes : biquotidien avec les marées, mensuel avec les coefficients de marée (ennoiement des faciès les plus en amont à fort coefficient seulement) et annuel avec les alternances de saison des pluies et saison sèche (la salinité diminue avec l'eau douce des pluies et de ruissellement durant la saison des pluies). De façon générale, l'évaporation est plus forte dans les faciès situés en amont, où la salinité atteint des valeurs fortes, de même que la salinité à tendance à diminuer avec la profondeur surtout en saison sèche (évaporation dans les couches supérieures). Un gradient de salinité descendant s'est ainsi mis en place de l'amont vers l'aval : les faciès les moins salés sont situés vers le lagon, où les mesures rejoignent les valeurs de salinité de la mer (35‰).

• Une autre spécificité qui joue un rôle important dans les processus biogéochimiques est le pouvoir oxydoréducteur des sols en général (Marchand, 2003). D'une manière générale, les valeurs de potentiel redox des sédiments en mangroves sont comprises entre -100 et 250mV à cause d'un drainage et d'une aération limités dus à l'inondation biquotidienne des marées (Saenger, 2002). Il excède rarement les +100mV (Clough *et al.,* 1983) et est souvent plus faible (Boto and Wellington, 1984). Il varie selon les fréquences et les hauteurs des marées, la concentration en matière organique et la disponibilité en accepteur d'électrons tels que les nitrates, $Fe^{3+}$, $Mn^{4+}$ ou les sulfates du milieu.

En condition aérobie, les microorganismes consomment l'oxygène du sédiment et font diminuer le potentiel redox (figure 4.33). Lorsque que celui-ci descend en dessous de +350mV, il n'y a plus d'oxygène libre disponible et ce sont alors les nitrates qui sont réduits en gaz ($N_2$). Le potentiel redox diminuant, les processus de réduction se succèdent en s'attaquant au manganèse (+200 et +300 mV), puis au fer (+100 et +150 mV), aux sulfures et enfin au $CO_2$. C'est pourquoi les sédiments de mangrove sont souvent dépourvus de nitrate et que le fer se trouve sous sa forme réduite $Fe^{2+}$. Pour réaliser toutes ces réactions de réductions, les microorganismes ont besoin de matière organique comme source d'énergie.

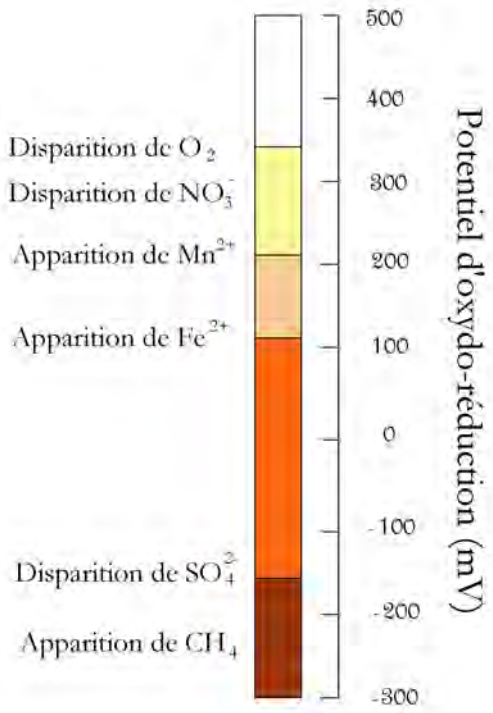



**Figure 4.33** : Changement chimiques dans le sédiment selon les différents niveaux du potentiel d'oxydoréduction du sédiment. (Eh, corrigé à pH7). (D'après Delaune *et al.,* 1976, redessiné par Youssef, 1995).

Comme le montrent les mesures, les sédiments de la mangrove de Malamani n'échappent pas aux observations générales: le potentiel redox est en effet faible, compris entre -150mV et 150 mV. Ici, il est intéressant de noter que, pour ce paramètre, on n'observe pas de gradient amont-aval. Contrairement à ce que l'on pourrait supposer à cause de l'ennoiement plus régulier par les marées du faciès R, le faciès C est le plus réducteur.

Boto and Wellington (1984) expliquent que le réseau du système racinaire favoriserait l'oxygénation du sédiment. Dans le faciès C où les racines sont moins développées que dans le faciès R (réseau de racines échasses), le sédiment serait moins enrichi en oxygène et plus réducteur. Mais il y a le facteur de la bioturbation à prendre également en considération. En effet, comme le montre les résultats présentés dans le chapitre 6, les crabes jouent un rôle considérable dans le mouvement du sédiment d'une part et dans l'aération d'autre part en creusant des galeries. Dans le faciès R, le volume et la profondeur des galeries (et donc d'air ou d'eau dégagé dans le sédiment) sont plus importants que dans le faciès C, ce qui augmente la possibilité d'oxygénation du sol (Botto, 2000 ; Kristensen and Holmer, 2001) le potentiel redox est donc plus élevé dans ce faciès.

Enfin, les sédiments de la mangrove de Malamani sont caractérisés par une concentration en éléments azotés très faibles, de l'ordre de 1 à 2 $\mu g_{(N\text{-}NO3)}.l^{-1}.g_{(MS)}$ et en surface, de 20 $\mu g_{(N\text{-}NH4)}.l^{-1}.g_{(MS)}$ dans le faciès C et 35 $\mu g_{(N\text{-}NH4)}.l^{-1}.g_{(MS)}$ dans le faciès R, tout comme dans la plupart des mangroves (Alongi *et al.,* 1992; Saenger, 2002). A Malamani, la concentration en $N\text{-}NO_3^-$ est particulièrement faible dans la mangrove : Rivera-Monroy *et al.*(1995) montrent déjà des valeurs faibles dans une mangrove du Mexique qui sont de l'ordre de 2.4 à 4.1 $\mu g_{(N\text{-}NO3)}.g_{(MS)}^{-1}$ pour des valeurs comparables en $N\text{-}NH_4$ (entre 22 et 35). Les concentrations en $N\text{-}NH_4$ diminuent avec la profondeur alors qu'il n'y a pas de gradient pour $N\text{-}NO_3^-$.

Les écosystèmes de mangrove sont caractérisés par une productivité primaire élevée, et ont de ce fait, une demande forte en nutriments (N et P). Pourtant, les écosystèmes de mangrove se développent sur des substrats pauvres oligotrophes et en particulier limités en azote et phosphore. Les mangroves peuvent produire pourtant de 6 à 10 t de matière organique (MS) par hectare et par an (Blasco, 1991). Mais, en raison de l'action des marées, une partie importante de la matière organique produite par les arbres est exportée vers le lagon et la litière ne s'accumule pas. Le faible taux de décomposition-minéralisation *in situ* implique, pour la survie d'une mangrove, un apport constant et suffisant en éléments nutritifs, par les eaux marines et par les eaux continentales. Les nutriments proviennent des apports de drainage et ruissellement, de la décomposition des litières residuelles par les microorganismes et de la consommation et l'enfouissement des feuilles par les crabes. Bien qu'une partie soit exportée par les marées, les nutriments stockés dans le sédiment sont assimilés ou utilisés par les palétuviers et les crabes.

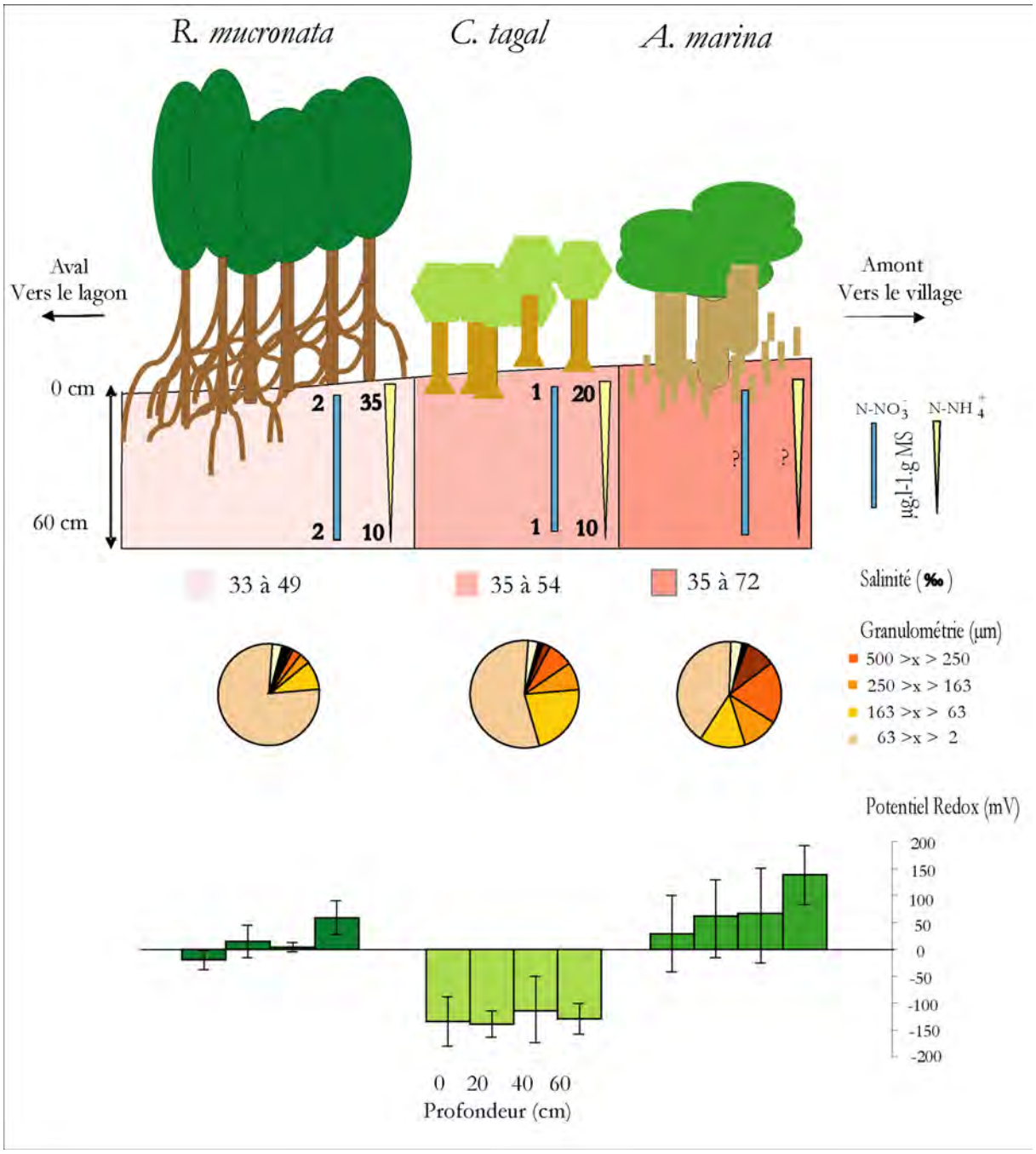



**Figure 4.34** : Principales caractéristiques physicochimiques des sédiments de la mangrove de Malamani dans les trois faciès étudiés A, C et R: gradient de salinité, de granulométrie, composition en $N\text{-}NO_3$ et $N\text{-}NH_4$ et potentiel redox selon la profondeur.

A Malamani, les sédiments limoneux à sableux d'une double origine terrigène et coralligène sont fins et très salés. Ils sont pauvres en nutriments (tels que l'azote et le phosphore) du fait de l'exportation importante par les marées. Mais l'activité d'enfouissement de la matière organique par les crabes dans le sol (Thongtham & Kristensen, 2005) et l'oxygénation du sédiment plus en profondeur par le biais des galeries, peuvent avoir une influence non négligeable sur les processus de nitrification et dénitrification.

*Capacité nitrifiante et dénitrifiante de la mangrove*

Le processus de dénitrification dépend de facteurs environnementaux tels que les conditions oxiques et la disponibilité en ions nitrates dans le milieu (Rivera-Monroy *et al.,* 1995). A Malamani, les mesures ont montré que les processus de dénitrification sont très faiblement marqués, voire nuls. Les faibles teneurs en ions nitrates observées dans l'eau interstitielle de la mangrove de Malamani dans les deux faciès de végétation peuvent expliquer ce faible taux de dénitrification en conditions *in situ*. Les ions nitrates sont donc probablement limitant. Mais nous ne disposons pas de données sur les sources carbonées, pourtant indispensables au processus de dénitrification. En effet, Chiu *et al.* (2004), lors d'une expérience d'apport de glucose dans les sédiments de mangrove, ont montré une intensification des processus de dénitrification, indiquant que le carbone organique disponible dans les sols est insuffisant pour avoir un taux de dénitrification maximal. Ces résultats ont été confirmés par Tam *et al.,* en 2009. Pour la mangrove de Malamani, nous ne disposons aujourd'hui que de quelques mesures ponctuelles de carbone organique total (COT) que nous avons réalisé en Octobre 2007 : 3,8 ± 1,3 % dans les sédiments de surface du faciès C et 7,3 ± 0,4 % dans le faciès R (n=2). Ce n'est pas suffisant pour nous permettre de conclure sur ce point. On peut simplement supposer que le pourcentage de COT qui semble plus fort dans le faciès R est un facteur qui favoriserait encore la capacité de dénitrification de ce milieu.

En revanche, la mangrove semble potentiellement avoir une bonne capacité dénitrifiante. Selon Corredor et Morrell, (1994), de 0 à 30 cm de profondeur, la dénitrification potentielle peut atteindre un taux 9 à 15 fois plus élevé (avec l'ajout de 11.5 $\mu g.g^{-1}_{(de\ sol)}$ de nitrate) que la capacité de dénitrification '*in situ*'. A Malamani, les différentes expérimentations ont montré que cette même mangrove est potentiellement capable de dénitrifier si elle dispose du substrat azoté et carboné en conditions non limitantes. La capacité de dénitrification potentielle du sédiment a été réalisée en utilisant 50 $\mu g.g^{-1}_{(de\ sol)}$ de nitrate. Dans ces conditions, sur les premiers 55cm de sédiment, il semblerait que la mangrove soit capable de dénitrifier potentiellement :

- dans le faciès C : 2244 kg d'azote/ha/an
- dans le faciès R : 3638 kg d'azote/ha/an

Ramenée en épuration journalière, la capacité de dénitrification potentielle est de

- 6 kg d'azote/ha/jour au moins pour le faciès C.
- 10 kg d'azote/ha/jour environ pour le faciès R

Le rendement de la mangrove par parcelles d'études (675m$^2$) est de

- 414 g par jour pour le faciès C
- 670 g par jour pour le faciès R

La pollution générée en azote total (NTK) par 400 EH estimée par le bureau d'étude ETG (phase avant-projet) était de 6 kg/jour pour 40 m$^3$. Les analyses de l'effluent réalisées depuis le mise en route du système confirment plus ou moins ces estimations : l'azote total mesuré varie entre 1 kg/jour et 5,6 kg/jour (soit de 24 à 140 mg.l$^{-1}$, tableau 2.3) dont l'apport en nitrate est compris entre 32 et 56 g/jour (soit 0,8 à 1,4 mg.l$^{-1}$.j$^{-1}$, tableau 2.3).
A l'échelle de la parcelle, on rejette 10 m$^3$ soit entre 240 g et 1400 g d'azote total. Cette surface semble légèrement sous dimensionnée pour traité la quantité d'azote total durant les pics de concentration des eaux usées en azote total les plus élevés. Mais il semblerait qu'avec un hectare uniquement de mangrove, la pollution journalière en azote serait prise en charge efficacement, en particulier dans le faciès R dont le rendement épuratoire est plus élevé que celui du faciès C.

A Malamani, la dénitrification potentielle est plus importante dans les couches supérieures du sédiment. Aussi, le taux de dénitrification est supérieur dans le faciès R avec 1,6 ± 0,2 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N\text{-}N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$ contre 0,5 $\mu g_{(N\text{-}N2O + N\text{-}N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$ dans le faciès C.
La bioturbation a un effet significatif sur le taux de dénitrification: en s'éloignant de la paroi des terriers, ce qui favorise les conditions anaérobie du milieu, la capacité de dénitrification augmente. La capacité de dénitrification potentielle est aussi plus grande dans les drains que dans les buttes c'est-à-dire lorsque les sédiments sont moins aérés par l'action bioturbatrice des crabes. Les sédiments des drains sont plus compacts, plus tassés, moins bioturbés et plus souvent ennoyés par les eaux de ruissellement des pluies ou des marées (voir chapitre 6). Le potentiel redox est plus élevé dans le faciès R (entre -50 à 50 mV) que dans le faciès C (-150 mV en moyenne) ; les conditions plus oxydantes du faciès R favorisent aussi la dénitrification potentielle dans ce milieu. Tous ces facteurs entrainent des conditions plus anaérobies et plus réductrices dans les le faciès R, ce qui y favorise le processus de dénitrification.

• La mangrove semble capable d'épurer les ions nitrates, et en particulier le faciès R, puisque un apport de nitrate via les eaux usées domestiques enclencherait le processus de dénitrification. Mais, les eaux dispersées sur les parcelles contiennent essentiellement l'azote sous forme d'ammonium (tableau 2.3). En effet, en résidant dans les cuves du bassin tampon du décanteur digesteur (système anaérobie), les formes oxydées de l'azote telles que les nitrates sont réduites en ammonium. Il est donc important, de savoir si la mangrove peut également nitrifier, c'est-à-dire dégrader par voie biologique en conditions aérobies, l'ammonium en nitrites puis nitrates.

Les capacité de dénitrification des mangroves ont été plus amplement mesurées et étudiées que les capacités du sédiment à nitrifier. Dans la littérature, peu de taux de nitrification sont clairement mesurés car le produit final de ce processus est le nitrate qui disparaît aussitôt dans d'autres réactions biologiques ou se fait absorber par la végétation (Alongi *et al.,* 1992). Il apparait de manière générale que ce taux de nitrification est faible, de l'ordre de 0,014 $\mu g_{[N]}/h$ (Shaiful, 1986 *in Alongi et al., 1992*). A Malamani, les différentes expérimentations ont montré que cette même mangrove est potentiellement capable de nitrifier si elle dispose du substrat azoté adéquat (tel que l'ammonium) en conditions non limitantes. Les mesures effectuées en laboratoire par blocage à l'acétylène montrent que la capacité de nitrification potentielle diffère selon la microtopographie : le taux de nitrification est largement favorisé dans les sédiments de buttes (0,0045 $\mu g_{(N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$) par rapport au sédiment de drains (0,0017 $\mu g_{(N2)}.g^{-1}_{MS}.h^{-1}$). Les sédiments des buttes issus de la bioturbation, moins compact, sont en conditions plus aérobies et plus oxydantes que les sédiments situés dans les drains, ce qui favorise le processus de nitrification.

A Malamani, la nitrification potentielle semble plus marquée dans le faciès R avec une vitesse disparition du $NH_4^+$ injecté égale à 28,9 $mg.l^{-1}.h^{-1}$ pour 7,30 $mg.l^{-1}.h^{-1}$ dans le faciès C.

La disponibilité en ions ammonium est significativement plus importante dans le faciès R (35 ± 4,5 $\mu g_{(N\text{-}NH4+)}.l^{-1}.g^{-1}_{(MS)}$) que dans le faciès C (20 ± 4 $\mu g_{(N\text{-}NH4+)}.l^{-1}.g^{-1}_{(MS)}$). Il se peut que, de la même manière que pour le processus de dénitrification avec l'apport de nitrate, l'apport d'ammonium enclenche le processus de nitrification.

*Cycle de l'azote et population microbienne.*

La dénitrification est un phénomène biochimique qui s'opère dans le sol, sous l'action de bactéries spécifiques, satisfaisant leur besoin en oxygène en sol hypoxique ou anoxique, par une désoxygénation des ions nitrates (Knowles, 1996). Dans les sédiments hydromorphes comme ceux de la mangrove, le dioxygène $O_2$ se diffuse difficilement tout comme dans les couches inférieures du sol (Seitzinger, 1988). Les bactéries, en présence de substrat carboné, réduisent l'ion nitrate en ion nitrite $NO_2^-$, puis en monoxyde d'azote NO, après en $N_2O$ et enfin en diazote $N_2$, exempt d'oxygène et naturellement présent dans notre atmosphère et qui va s'échapper ensuite du sol par volatilisation, pour rejoindre cette dernière (Knowles, 1996). La dénitrification est un processus important par lequel l'azote fixé retourne à l'atmosphère (Todd, 1995).

Tam (1998) a démontré que l'apport d'eaux usées dans le sédiment stimule la croissance et l'activité des populations bactériennes hétérotrophiques telles que les ammonium-oxydantes, les nitrite-oxydantes et les dénitrifiantes. Cependant, il faut être vigilant à la composition des eaux car l'activité microbienne est sensible à la pollution due aux métaux lourds (Yim and Tam, 1999). Un autre facteur semble être important pour le déroulement du processus de nitrification : il s'agit de la concentration en tannins dans l'eau interstitielle du sédiment. Selon Alongi (1992), les tannins sont connus pour inhiber la croissance et l'activité nitrifiante bactérienne. Aujourd'hui nous ne connaissons pas la teneur en tannins du sédiment de la mangrove de Malamani.

*Devenir de l'azote provenant des effluents dans la mangrove*

• Dans le cas du marquage au $^{15}NH_4NO_3$, les signaux décroissants (figure 4.28 *a* et *c*) peuvent potentiellement s'expliquer par la nitrification de l'ammonium marqué en ion nitrates qui se produirait dans les couches supérieures de sédiments plus oxiques. Bien que ce ne soit pas significatif, les eaux de nappes du faciès R sont légèrement plus enrichies en $^{15}N$ que celles du faciès C. La lixiviation des composés azotés qui semble plus forte dans le faciès R peut s'expliquer par les différences physicochimiques des sédiments de ces deux faciès (granulométrie plus fine en R, salinité moins forte, inondation par la marée plus courante, bioturbation différente). Les résultats mettent d'ailleurs en évidence une concordance entre l'enrichissement en $^{15}N$ plus important dans les eaux de nappes du faciès R et

l'enrichissement significativement plus faible dans ses sédiments que pour le faciès C, où là, les eaux de nappes sont moins chargées en $^{15}N$.

• Par contre dans les cas du marquage au $NH_4{}^{15}NO_3$ (figure 4.28 *b*), la diminution de l'abondance en $^{15}N$ peut-être liée en partie à une dénitrification des ions nitrates marqués en ammonium dans les couches plus profondes et plus réductrices du sédiments. Le pic d'enrichissement en $^{15}N$ que l'on observe quelques heures après le marquage dans le faciès C montre que les nitrates ont tendance à migrer en profondeur dans la nappe plus facilement que l'ammonium.

Cette hypothèse se confirme en regardant les signaux obtenus dans les sédiments (figure 4.28 *c* et *d*). En effet, les différences de gamme de l'abondance en $^{15}N$ entre les deux marquages retrouvé dans les sédiments (bien que le marquage était différent au départ : $8.5\%_{(\mathbf{15}NH4NO3)}$ $>1.5\ \%_{(NH4\mathbf{15}NO3)}$), est potentiellement liée à la différence chimique entre le nitrate et l'ammonium et leur interaction respective avec les particules du sol. D'une part, les propriétés adsorbantes du complexe argilo-humique peuvent jouer un rôle dans la rétention des ions ammoniums : ces complexes sont capables de fixer les cations (figure 4.35). Ainsi, $NH_4^+$ peut se fixer sur le complexe argilo-humique, tandis que l'anion nitrate $NO_3^-$ n'est pas retenu par le complexe et reste mobile dans la solution du sol (Duchaufour, 2001).

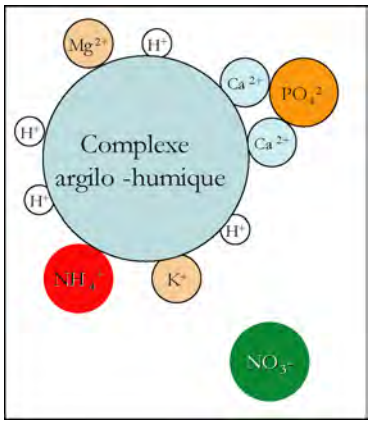



**Figure 4.35** : Complexe argilo-humique et pouvoir adsorbant des cations.

D'autre part, le nitrate est directement disponible pour être dénitrifié, tandis que l'ammonium doit d'abord passer par l'étape de la nitrification avant d'être rejeté dans l'atmosphère sous forme de $N_2$. C'est, en partie, la raison pour laquelle l'abondance en $^{15}N$ est plus importante lors du marquage au $^{15}NH_4NO_3$.

Aussi, comme le montrent nos résultats (§ 4.3.2.3), les sédiments du faciès R semblent plus aptes à nitrifier que ceux du faciès C. Ceci peut expliquer en partie les différences significatives des signaux des faciès C et R que l'on observe lors des deux marquages dans le compartiment sédiment (figure 4.28 *c* et *d*).

• Enfin, la diminution observée des composés azotés marqués dans le sédiment et l'eau de la nappe peut s'expliquer aussi par l'absorption des nutriments par les palétuviers. En effet, les résultats montrent clairement que les *C. tagal* et *R. mucronata* assimilent les composés azotés marqués dès les premières heures post enrichissement (figure 4.28 *e* et *f*). L'augmentation des signaux en $^{15}N$ dure même sur plusieurs jours, et cela, malgré le passage de la marée. Ceci montre qu'une partie des composés azotés marqués se trouve encore dans le milieu, la marée ne les diluant pas totalement. Des analyses d'échantillons de sédiment effectués les jours suivants auraient surement montré des traces de $^{15}N$. D'autre part, les résultats du traçage isotopique dans les feuilles révèlent des différences significatives selon les espèces : les feuilles de *C. tagal* sont plus concentrées en $^{15}N$ apporté par le $NH_4{}^{15}NO_3$ tandis que celles de *R. mucronata* le sont plus lors du marquage en $^{15}NH_4NO_3$. Les caractéristiques physiologiques de chacune des espèces (adaptation à la salinité, besoin en eau, capacité d'absorption) peuvent être à l'origine d'un comportement d'absorption des composés azotés différents. Cependant, ces résultats ne donnent pas de renseignement sur la forme azotée préférentiellement absorbée par chacune des espèces végétale.

*Impact potentiellement négatif des eaux usées sur le milieu*

• Accumulation du P en profondeur

Les résultats des analyses après 1 an et 1 an et demi de rejets d'eau usées sur la mangrove montrent clairement une accumulation du phosphore (sous sa forme $PO_4^{2-}$) dans les couches inférieures du sédiment, à partir de 60 cm de profondeur. Le faciès C semble accumuler le phosphore en plus grande quantité que le faciès R.

Tam et Wong (1995) ont en effet démontré que les sédiments de mangroves sont de véritables « puits » à phosphore. L'eau de lessivage provenant d'un sédiment impacté par les eaux usées (de concentration en $P\text{-}PO_4^-$ de 40 $mg.l^{-1}$) contenait selon eux, très peu de $P\text{-}PO_4^-$ puisque les concentrations ne dépassaient pas les 0,3 $mg.l^{-1}$. De plus, ils ne constatent acune différence significative avec le sédiment non impacté de leur site d'etude. Ils suggèrent aisni que le sédiment retient efficacement le phosphore. A Malamani, les rejets ont apporté en mangrove

5,6 mg $l^{-1}$ en avril 2009 et 12,55 mg $l^{-1}$ de $PO_4^-$ en octobre 2009, soit 4 à 8 fois moins que dans l'etude citée précedement. Pourtant, dans les parcelles impactées, à 1 m de profondeur, la concentration en P-$PO_4^-$ atteignent plus de 2,1 mg $l^{-1}$ tandis que dans les parcelles temoins, les valeurs ne dépassent pas en général 0,3 mg $l^{-1}$ (sauf pour le faciès C en Octobre, 1.5 mg $l^{-1}$). Bien qu'une grande partie du phosphore apporté au milieu est assimilé par les plantes, une partie s'agrège au complexe argilo-humique et s'accumule en profondeur. Le phosphore, aussi essentiel soit-il pour les activités biologiques, peut entraîner des problèmes sérieux de pollution au-dessus d'une certaine concentration. Jumelé à un excès de nitrate, cela peut conduire à des proliférations algales et à des phénomènes d'eutrophisation entrainent alors la diminution de la concentration en oxygène dissous dans le milieu.

• Passage du nitrate dans les eaux de nappe

Les résultats des traçages isotopiques montrent le devenir des composés azotés dans les différents compartiments. L'eau est échantillonnée à 70 cm dans les piézomètres de profondeur. L'abondance en $^{15}N$ que l'on observe durant les heures qui suivent l'enrichissement montre que les ions nitrates et l'ammonium apportés par les eaux usées marquées se retrouvent dans ces eaux de nappes dans les deux faciès. Il y a donc une lixiviation de ces éléments dans les deux faciès.

Cependant, lors du marquage au $NH_4{}^{15}NO_3$ (figure 4.28 *b*), la diminution rapide et forte et le pic que l'on peut observer quelques heures après le marquage dans le faciès C (si ce n'est pas une erreur de mesure liée à une contamination) montre que les nitrates ont tendance à migrer en profondeur plus facilement que l'ammonium. Les eaux de nappes pourraient à terme risquer d'être pollués par une concentration de nitrate. Mais la forte capacité dénitrifiante potentielle du sédiment laisse postuler que la mangrove peut épurer au maximum les ions nitrates avant qu'ils ne parviennent à trop s'accumuler dans les eaux de la nappe.

• Bactéries *E. coli* en surface

Les concentrations bactériennes en *E. coli* sont plus importantes en parcelles impactées qu'en parcelles témoins, surtout dans le faciès R. Ces bactéries appartiennent au groupe des Entérobactéries (gram -). Elles sont naturellement présentes dans notre organisme et se retrouvent donc rejetées en grande quantité dans les eaux usées. Lorsqu'elles sont rejetées dans le milieu naturel, et en l'occurrence dans la mangrove, ces bactéries vont subir différents stress importants : les rayons UV, la salinité, le pH, la disponibilité en nutriment. Leur survie

dépendra alors de leur capacité d'adaptation aux contraintes abiotiques et biotiques de ce nouveau milieu de mangrove (Callu, 2005).

Dans la mangrove, le premier facteur stressant est la salinité. Lorsqu'elles sont déversées dans l'eau de mer, les bactéries sont soumises à un choc osmotique immédiat. Ainsi stressées, les entérobactéries comme *E. coli* sont capables d'entrer en dormance (Ghoul *et al.,* 1990). Cet état viable est un moyen de survivre au choc osmotique, dans l'attente de meilleures conditions. Un autre mécanisme de résistance consiste à incorporer ou synthétiser des molécules osmoprotectrices (Rozen & Belkin, 2001), comme la glycine bétaine ou le glutamate. Ces molécules sont produites par de nombreux organismes marins ou côtiers : plantes halophytes, algues, phytoplancton, cyanobactéries. Elles sont accumulées directement dans le cytosol (Cosquier *et al.,* 1999). En réponse à un stress osmotique, *E. coli* accumule des taux élevés de glycine bétaine par exemple, afin d'assurer son hydratation et semble donc capable de résister à la forte salinité de ce milieu. Néanmoins, le faciès C, plus salé que le faciès R, compte moins d'*E. coli*.
Les rayons lumineux (UV et spectre visible) sont bactéricides (Rozen & Belkin 2001). C'est une des raisons qui explique aussi le fait que l'on retrouve plus d'*E. coli* dans le faciès R. En effet, les palétuviers dans ce facies sont plus hauts et la canopée est plus dense. Les rayons lumineux arrivant en surface du sédiment sont beaucoup plus faibles permettant à *E. coli* de mieux survivre.

La directive européenne « Eaux de baignade » de 1976 fixe quatre niveaux pour la qualité des eaux et notamment les eaux de baignade, basés sur l'analyse de trois types de bactéries à surveiller : les Coliformes totaux, Escherichia coli et les Streptocoques fécaux:

**A** : eaux de bonne qualité
**B** : eaux de qualité moyenne
**C** : pollution momentanée
**D** : eaux de mauvaise qualité

Les valeurs fixées pour les analyses des *Escherichia coli* sont les suivantes : valeur guide (G)= 100 bactéries pour 100 ml et valeur impérative (I)= 2000 bactéries pour 100 ml.
A partir de ces résultats, il est possible d'attribuer à chaque site sa catégorie en suivant la règle indiqué dans le tableau 4.3.

| Paramètres micro-biologiques | Qualité microbiologique conforme à la directive européenne 76/160/CEE | | Qualité microbiologique non conforme à la directive européenne 76/160/CEE | |
|---|---|---|---|---|
| | A | B | C | D |
| Coliformes totaux: | Au moins 80% des résultats ≤G et au moins 95% ≤ I | Au moins 95% des résultats ≤ I | 5 à 33 % des résultats > I | Les conditions relatives aux limites impératives sont dépassées au moins une fois sur trois |
| *Escherichia coli* | Au moins 80% des résultats ≤ G et au moins 95 % ≤ I | Au moins 95% des résultats ≤ I | | |
| Entérocoques fécaux | Au moins 90% des résultats < G | | | |

**Tableau 4.3:** Classement des zones de baignade en France (DELARRAS, 2003).

A Malamani, dans les parcelles impactées de notre site d'étude, les pourcentages de résultats analysées dans les parcelles impactées sont supérieurs à I, c'est-à-dire à 2000 bactéries/100ml. (tableau 4.4). Les eaux de surface de la mangrove des parcelles impactées sont ainsi classée ***C-D*** pour le faciès C, c'est-à-dire avec une pollution momentanée (tableau 4.3) et ***D*** pour les faciès à R, c'est-à-dire que les limites impératives sont souvent dépassées.

| | C témoin | C impacté | R témoin | R impacté |
|---|---|---|---|---|
| % des résultats supérieur à (I) | 23 | 33 | 20 | 86 |
| Classement | C | C-D | C | D |
| n | 17 | 15 | 15 | 15 |

**Tableau 4.4:** Classement de la qualité des eaux de surfaces (uniquement avec *E. coli*) dans les 4 parcelles témoin et impactées par les eaux usées dans les deux faciès.

Cependant, bien que la mangrove soit un lieu de passage (pêcheur de crabe, enfants), elle n'est pas définie comme un lieu de baignade. De plus, avant la mise en place de ce système de traitement et de rejets diffus en mangrove, les eaux usées s'écoulaient librement à travers un drain d'eau douce naturel (cf. chapitre 2). Ce drain est beaucoup plus accessible par la population (lieu de baignage pour les enfants). Il est donc peut-être préférable que les *E. coli* provenant des rejets du lotissement se retrouve en mangrove, milieu beaucoup plus salé qui les défavorise.

## 4.5 CONCLUSION

1. Capacité épuratoire du sédiment de la mangrove :

- Le sédiment de la mangrove de Malamani se caractérise par une salinité élevée, une texture fine, un pouvoir réducteur élevé, une faible teneur en nutriments et un pH légèrement acide. chacun des paramètres s'établit selon un gradient amont-aval, ce qui entraîne des caractéristiques propres à chacun des faciès C et R (figure 4.34). La population microbienne nécessaire au bon déroulement du cycle de l'azote y semble bien présente.
- L'ensemble de ces propriétés semble favoriser le pourvoir nitrificateur et denitrificateur potentiel nécessaire à l'épuration des composant azotés provenant de rejets d'eaux usées domestiques. L'apport d'azote et de substrat carboné par ces eaux déclenche ces processus rendus possibles par la présence des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes. Les capacités de nitrification et de dénitrification semblent plus performantes dans le faciès à R. mucronata (tableau 4.5).
- Une partie de l'azote et du phosphore est stockée dans le sédiment. Une autre portion est absorbée par les palétuviers.

2. Impacts des eaux usées domestiques:

- Les nitrates ont tendance à migrer dans l'eau de la nappe plus facilement que l'ammonium, et ce, de façon plus marquée dans le faciès R.
- Le phosphore, qui provient majoritairement des lessives, s'accumule dans les couches inferieures (1m). Cette tendance s'observe plus nettement dans le faciès C (tableau 4.5).
- Bien que les milieux salés soient plus hostiles pour la survie de la plupart des bactéries, on constate une augmentation de la concentration en *E. coli*, surtout dans le faciès R (tableau 4.5).

Le faciès R semble plus efficace dans l'épuration des éléments azotés que le faciès C. Le phosphore s'y accumule moins, sans doute grâce à l'absorption des *R. mucronata* plus importantes que celle des *C. tagal* qui sont de plus petits arbres. En revanche, le caractère plus ombragé et moins salé du faciès R semble plus propice à la survie des *E. coli*.

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Caractéristiques physicochimiques** | Salinité | | | | |
| | Texture fine | | | | |
| | Pouvoir réducteur | | | | |
| | Concentrations en nutriments | $NH_4^+$ | Surface | | |
| | | | Profondeur | | |
| | | $NO_3^-$ | | | |
| **Capacité dénitrification/ nitrification** | Dénitrification | *in situ* | | | |
| | | potentielle | 0 à 30 cm | | + |
| | Nitrification | *in situ* | | | + |
| | | potentielle | | | |
| **Devenir de l'azote** | Dans le compartiment eau | | | | - |
| | Dans le compartiment sédiment | | | | + |
| | Dans le compartiment végétation | $^{15}NH_4$ | | | + |
| | | $^{15}NO_3$ | | | + |
| **Impact N et P** | Avril | N | Surface | | - |
| | | | Profondeur | | |
| | | P | Surface | | |
| | | | Profondeur | | |
| | Octobre | N | Surface | $NH_4^+$ | - |
| | | | Profondeur | | |
| | | P | Surface | | - |
| | | | Profondeur | | - |
| **Présence *E. coli*** | Avril | | | | - |
| | Octobre | | | | - |

faciès C = faciès R

faciès C > faciès R

faciès C < faciès R

(+) : point positif

(-) : point négatif

**Tableau 4.5** : Récapitulatifs et comparaison des différentes propriétés physicochimiques, des capacités nitrifiantes et dénitrifiante, et de l'impact des eaux usées domestiques entre les faciès C et R.
En jaune, pas de différence entre les faciès ; en vert clair : caractère ou capacité plus importante dans le faciès C que dans le R ; en vert foncé : caractère ou capacité plus importante dans le faciès R que dans le C.

## Références bibliographiques du Chapitre IV


Alongi D. M., Boto K.G., Robertson A.I., 1992. Nitrogen and Phosphorus cycles. Chapter n°9 of Tropical mangroves ecosystem by Robertson A.I., Alongi D.M. ISBN: 0875902553. p 251-292.

Alongi D. M., Christoffersen P., Tirendi F. 1993. The Influence of Forest Type on Microbial-Nutrient Relationships in Tropical Mangrove Sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 171: 201-223.

Aubry G., 2003. Rapport Maîtrise: Enlèvement de l'azote des eaux usées par un procédé à culture fixée immergée, Université Laval.

Azam F., Ifzal M. 2006. Microbial populations immobilizing NH4+-N and NO3--N differ in their sensitivity to sodium chloride salinity in soil. Soil Biology & Biochemistry; 38: 2491-2494.

Bano N., Nisa M. U., Khan N., Saleem M., Harrison P. J., Ahmed S. I., *et al*.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.

Betoulle J. L., Fromard F., Fabre A., Puig H. 2001. Characterization of litter and its contributions to soil nutriment in a mangrove of French Guyana. Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique; 79: 238-249.

Bosire J. O., Dahdouh-Guebas F., Kairo J. G., Koedam N. 2003. Colonization of non-planted mangrove species into restored mangrove stands in Gazi Bay, Kenya. Aquatic Botany; 76: 267-279.

Boto K. G., Wellington J. T. 1984. Soil Characteristics and Nutrient Status in a Northern Australian Mangrove Forest. Estuaries; 7: 61-69.

Boyt F. L., Bayley S. E., Zoltek J. 1977. Removal of Nutrients from Treated Municipal Wastewater by Wetland Vegetation. Journal Water Pollution Control Federation; 49: 789-799.

Breitenbeck G. A., Bremner J. M. 1987. Effects of Storing Soils at Various Temperatures on Their Capacity for Denitrification. Soil Biology & Biochemistry; 19: 377-380.

Calu G., 2005. Les Entérobactéries en milieu marin. SpectroSciences. http://www.spectrosciences.com/spip.php?article14.

Camoin G. F., Colonna M., Montaggioni L. F., Casanova J., FaureG., ThomassinB. A., 1997. Holocene sea level changes and reef development in the southwestern Indian Ocean. Coral Reefs. 16: 247.

Chiu C. Y., Lee S. C., Chen T. H., Tian G. L., 2004. Denitrification associated N loss in mangrove soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems; 69: 185-189.

Clough B.F, Boto K.G., Attiwill P.M., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. Edition H.J. Teas, Biology and Ecology of mangroves. Task for Vegetation Science Series Vol 8, Dr. W. Junk Publishers, Lancaster: 151-162.

Corredor J. E., Morell J. M. 1994. Nitrate Depuration of Secondary Sewage Effluents in Mangrove Sediments. Estuaries; 17: 295-300.

Coudray J., 1991. Le lagon de Mayotte et sa protection. Texte extrait d'une communication présentée au colloque universitaire sur Mayotte, organisé par l'Université de la Réunion, 23-24 avril 1991. p 169-183.

Delarras C., 2007. Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux. Paris : Lavoisier. Editions Tech & Doc, 2003, 269 p. ISBN 2-7430-0633-1.

Destin, A, 2007. Influence de la macroporosité induite par les crabes sur la capacité de dénitrification des sédiments de mangrove. Rapport de master 2 recherche écosystème et anthropisation-Biosciences de l'environnement. Université Toulouse III. 30 p.

Duchaufour P., 2001. Introduction à la science du sol: sol, végétation, environnement. Ed. Masson Paris. Pp-331.

Ghoul M., Bernard T., Cormier M., 1990. Evidence That Escherichia-Coli Accumulates Glycine Betaine from Marine-Sediments. Applied and Environmental Microbiology; 56: 551-554.

Guiral D., Albaret J.J., Baran E., Bertrand F., Debenay, J.P., Diouf P.S., Guillou J.J., Le Loeuff, P., Montoroi J.P., Sow M., 1999. Rivières du Sud. Sociétés et mangroves ouest-africaines. IRD Edition. Editeur Scientifique Marie-Christine Cormier Salem. Vol. 1, 416p. ISBN : 2-7099-1425-5.

Hugenholtz, P., Tyson, G. W., Blackall, L. L., 2001. Methods in Molecular Biology, vol 176: Steroid Receptor Methods: Protocols and Assays (ed. H. P. I. B.A. Lieberman, Totowa, NJ).

Kairo J. G., Lang'at J. K. S., Dahdouh-Guebas F., Bosire J., Karachi M., 2008. Structural development and productivity of replanted mangrove plantations in Kenya. Forest Ecology and Management; 255: 2670-2677.

Kelly T., 199 . An investigation into the ability of mangrove to utilise nutrients from domestic sewage effluent. Thesis of Southern Cross University, Faculty of resource Science and Management, Australia. 116 p.

Knowles R., 1996. Denitrification: Microbiology and Ecology. Life Support and Biosphere Science; vol. 3, pp 31-34.

Kristensen E., Jensen M. H., Banta G. T., Hansen K., Holmer M., King G. M. 1998. Transformation and transport of inorganic nitrogen in sediments of a southeast Asian mangrove forest. Aquatic Microbial Ecology; 15: 165-175.

Léopold A., 2009. Traçage isotopique $^{15}N$ d'eaux usées domestiques en mangrove. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Rapport de master 2 recherche Fonctionnement des Ecosystème et Anthropisation. Université Toulouse III, INP-Ensat (Toulouse). 29 p.

Liang J. B., Chen Y. Q., Lan C. Y., Tam N. F. Y., Zan Q. J., Huang L. N. 2007. Recovery of novel bacterial diversity from mangrove sediment. Marine Biology; 150: 739-747.

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., 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.

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.

Michel M., 2008. Capacité de nitrification et dénitrification à l'interface eau-sédiment de la mangrove. Rapport de master 2 recherche Hydrochimie, hydrologie, sol et environnement. Université Toulouse III. 29 p.

Nedwell D. B. 1975. Inorganic Nitrogen-Metabolism in a Eutrophicated Tropical Mangrove Estuary. Water Research; 9: 221-231.

Rasul G., Appuhn A., Muller T., Joergensen R. G. 2006. Salinity-induced changes in the microbial use of sugarcane filter cake added to soil. Applied Soil Ecology; 31: 1-10.

Riveramonroy V. H., Twilley R. R., Boustany R. G., Day J. W., Veraherrera F., Ramirez M. D. 1995. Direct Denitrification in Mangrove Sediments in Terminos Lagoon, Mexico. Marine Ecology-Progress Series; 126: 97-109.

Raunet, M., 1992. Ile de Mayotte (Archipel des Comores, Océan Indien), les facteurs de l'érosion des terres et de l'envasement du lagon. Collectivité Territoriale de Mayotte, Direction de l'Agriculture de Mayotte, CIRAD. Université de la Réunion, Laboratoire de Géologie, 68p.

Rolland R., Boullet V., Quod P., 2005. Mayotte, biodiversité et evaluation patrimonial. Contribution à la mise en place de l'inventaire ZIEFF. Rapport DAF Mayotte et CBN Mascarin.

Rozen Y., Belkin S., 2001. Survival of enteric bacteria in seawater. Federation of European Microbiological Societies Microbiology Reviews; n°25, p. 513-529.

Saenger, P, 2002. Mangrove ecology, silviculture and conservation. Kluwer academic publishers. Pp-360.

Seitzinger S. P. 1988. Denitrification in Fresh-Water and Coastal Marine Ecosystems - Ecological and Geochemical Significance. Limnology and Oceanography; 33: 702-724.

Skov M. W., Hartnoll R. G. 2001. Comparative suitability of binocular observation, burrow counting and excavation for the quantification of the mangrove fiddler crab Uca annulipes (H. Milne Edwards). Hydrobiologia; 449: 201-212.

Stenberg B., Johansson M., Pell M., Sjodahl-Svensson K., Stenstrom J., Torstensson L. 1998. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. Soil Biology & Biochemistry; 30: 393-402.

Tam N. F. Y., Li S. H., Lan C. Y., Chen G. Z., Li M. S., Wong Y. S. 1995. Nutrients and Heavy-Metal Contamination of Plants and Sediments in Futian Mangrove Forest. Hydrobiologia; 295: 149-158.

Tam N. F. Y., Vrijmoed L. L. P., Wong Y. S. 1990. Nutrient Dynamics Associated with Leaf Decomposition in a Small Subtropical Mangrove Community in Hong-Kong. Bulletin of Marine Science; 47: 68-78.

Tam N. F. Y., Wong A. H. Y., Wong M. H., Wong Y. S. 2009. Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply. Ecological Engineering; 35: 453-462.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1993. Retention of Nutrients and Heavy-Metals in Mangrove Sediment Receiving Waste-Water of Different Strengths. Environmental Technology; 14: 719-729.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1995. Mangrove Soils as Sinks for Waste-Water-Borne Pollutants. Hydrobiologia; 295: 231-241.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1996. Retention of wastewater-borne nitrogen and phosphorus in mangrove soils. Environmental Technology; 17: 851-859.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1997. Accumulation and distribution of heavy metals in a simulated mangrove system treated with sewage. Hydrobiologia; 352: 67-75.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1998. Variations of soil nutrient and organic matter content in a subtropical mangrove ecosystem. Water Air and Soil Pollution; 103: 245-261.

Thomassin B. A., Arnoux A., Coudray J., Froget C., Gout B., Kouyoumontzakis G., *et al*.1989. The Present Lagoonal Sedimentation of the Mayotte Barrier Reef-Lagoon Complex (High-Island, Sw Indian-Ocean) and Its Recent Evolution in Connection with Terrigenous Inputs. Bulletin De La Societe Geologique De France; 5: 1235-1251.

Thongtham N., Kristensen E. 2005. Carbon and nitrogen balance of leaf-eating sesarmid crabs (Neoepisesarma versicolor) offered different food sources. Estuarine Coastal and Shelf Science; 65: 213-222.

Tomlinson, P. B., 1986. The Botany of Mangroves. University Press, Cambridge.

Twilley R. R., Lugo A. E., Pattersonzucca C. 1986. Litter Production and Turnover in Basin Mangrove Forests in Southwest Florida. Ecology; 67: 670-683.

Wichern J., Wichern F., Joergensen R.G., 2006. Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils. Geoderma, 137 :100–108.

Wong Y. S., Lan C. Y., Chen G. Z., Li S. H., Chen X. R., Liu Z. P., *et al*.1995. Effect of Waste-Water Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia; 295: 243-254.

Wu Y., Tam N. F. Y., Wong M. H. 2008. Effects of salinity on treatment of municipal wastewater by constructed mangrove wetland microcosms. Marine Pollution Bulletin; 57: 727-734.

Yang Q. Tam N.F.Y, Wong Y.S., Luan T.G., Su W.S., Lan C.Y., Shin P.K.S., Cheung S.G., 2008. Potential use of mangroves as constructed wetland for municipal sewage treatment in Futian, Shenzhen, China. Marine Pollution Bulletin ; 57 ;735–743.

Yim M. W., Tam N. F. Y. 1999. Effects of wastewater-borne heavy metals on mangrove plants and soil microbial activities. Marine Pollution Bulletin; 39: 179-186.

Zinke J., Reijmer J. J. G., Thomassin B. A. 2003. Systems tracts sedimentology in the lagoon of Mayotte associated with the Holocene transgression. Sedimentary Geology; 160: 57-79.

# Chapitre V

## Structure et fonctionnement de la végétation de mangrove : impact des apports d'eaux usées.

## 5.1. Structure et productivité de la mangrove de Malamani

### 5.1.1. Introduction

Il est primordial d'analyser et de décrire l'état initial de l'écosystème avant le début des rejets des eaux usées domestiques, et de connaître donc la structure, la dynamique et le fonctionnement de la végétation de mangrove de Malamani dans son ensemble. La végétation est un compartiment en complète interaction avec les autres compartiments (eau, sédiment et crabes) et les échanges et les processus biochimiques sont indissociables (nutrition des palétuviers via le sédiment, habitats et alimentation des crabes, enrichissement en nutriments par la litière…). L'analyse structurale de la végétation est un point capital pour l'étude du milieu car elle permet de caractériser fondamentalement l'habitat de mangrove. La structure de la végétation comprend l'étude de la diversité des espèces végétales, la densité des individus, leur hauteur, leur diamètre, leur vitalité.

A Malamani, nous avons vu que la mangrove s'organise selon une zonation précise des espèces de palétuviers de l'amont vers l'aval (chapitre 2, figure 2.6 et 2.7). De manière générale, la structure des forêts de mangrove dépend largement de l'interaction de processus abiotiques divers (Tomlinson, 1986 ; Saenger, 2002). Les phénomènes tels que la fréquence et la durée d'inondation par les marées, la salinité, et les caractéristiques des sédiments sont les facteurs principaux de l'assemblage de ces communautés végétales. Ainsi les espèces de palétuviers se répartissent le long des différents gradients environnementaux en fonction de leurs exigences et de leurs caractéristiques écophysiologiques. Cependant, dans les années 80, des études indiquent que les facteurs biotiques sont également impliqués dans la structuration et l'agencement des palétuviers en mangrove. La régénération des mangroves dépend, il est vrai, du recrutement des propagules, stade de vie critique sur lequel pèsent de nombreuses pressions pré et post dispersion (Herteman, 2005). Smith *et al.*(1987) montrent que les crabes influencent la structure de la forêt en consommant les propagules de mangrove. La prédation post-dispersion par les crabes a été démontrée comme étant une source majeure de mortalité pour les propagules de mangrove. Les crabes semblent donc influencer la structure des peuplements et jouer également un rôle dans la zonation particulière observée dans ces formations côtières tropicales. Par leur mode d'alimentation, les crabes interviennent également dans l'enrichissement des sédiments en nutriment car ils

stockent une partie de la litière dans leur terrier pour la consommer. En effet, les crabes enfouissent jusqu'à 75-95 % des feuilles de palétuviers tombées au sol. La palatabilité de ces dernières augmente de cette façon en diminuant la teneur en tannin (Skov and Hartnoll, 2001; Chan *et al.,* 2006). D'un point de vue fonctionnel, il est important de pouvoir quantifier la productivité primaire de cet écosystème ainsi que de connaître la quantité et la qualité des litières (chute des feuilles, fruits et fleurs) car ces apports participent fortement à l'enrichissement du milieu en carbone et nutriments azotés et phosphorés.

D'autre part, bien que plusieurs études aient montré la capacité des palétuviers à accepter de fortes charges d'eaux usées sans répercussion sur la structure de la communauté de palétuviers (Henley, 1978 ; Clough *et al.,* 1983 ; Wong *et al.,* 1997), l'importance des palétuviers dans les processus d'épuration des eaux reste peu connue. Leur système racinaire développé suggère de bonnes capacités d'absorption et de filtration des nutriments mais leur consommation en eau n'a pas encore été estimée. L'enrichissement en nutriments et la réduction de salinité entrainés par l'apport des eaux usées domestiques semble augmenter la consommation en eau de ces arbres et stimuler leur croissance via les processus photosynthétiques (Wong et al, 1997 ; Lovelock *et al.,* 2006). Ce dernier volet fait l'objet de l'article présenté dans ce chapitre (*Herteman et al Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthetic efficiency and growth of mangrove trees: a field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean. To be submitted to Environmental Pollution*) (Juillet 2010).

Dans ce chapitre, les principaux objectifs sont donc de :

(i) caractériser la structure végétale de la mangrove de Malamani (diversité spécifique, répartition, densité, hauteur, diamètre *dbh*).
(ii) estimer la productivité générale de cette mangrove et caractériser la litière produite
(iii) analyser l'activité prédatrice des crabes vis-à-vis des propagules
(iv) évaluer la consommation moyenne en eau des palétuviers
(v) analyser enfin l'impact de 18 mois de rejets d'eaux usées domestiques sur la croissance des palétuviers et leur activité photosynthétique.

### 5.1.2. Matériel et méthodes

#### 5.1.2.1 Analyse de la structure de la mangrove

4 quadrats sont installés dans chacune des deux parcelles du faciès R et 5 quadrats sont installés dans chaque parcelle du faciès C (soit 18 en tout): dans le faciès R, les quadrats, font 5x5 m (chapitre 2 figure 2.14). Dans le faciès C, les quadrats, font 2x2 m. La surface échantillonnée dans le faciès R est donc de 8x5x5= 200m$^2$ tandis que celle échantillonnée dans le faciès C est de 10x2x2= 40m$^2$. Les différences de densité entre ces milieux justifient cet échantillonnage différencié.

Dans chacun de ces 18 quadrats, tous les individus sont identifiés, étiquetés et mesurés selon plusieurs paramètres : hauteur, inclinaison, diamètre (dbh), circonférence, vitalité, phénologie. Deux campagnes de mesures ont été effectuées : en novembre 2007 et novembre 2008.

#### 5.1.2.2 Suivi de la productivité

Afin d'étudier la productivité de cette mangrove, des capteurs de litière sont suspendus sous la canopée depuis avril 2007. Ce sont des filets de 1m$^2$ accrochés aux palétuviers à 1,70m du sol afin d'éviter le contact avec les eaux lors des marées hautes (figure 5.1). Ils sont relevés régulièrement tous les 14 jours. Chaque échantillon récolté est pesé, trié par espèces et par type de production (feuilles, fruits, fleurs). Ensuite, seules les feuilles sont séchées à l'étuve (48 h à 100°C) afin de connaître la matière sèche produite.

**Figure 5.1.** Installation des filets de 1m² à 1,70 m du sol afin de récolter la litière. Ces filets sont relevés tous les 14 jours. Mise en place en avril 2007.

#### 5.1.2.3 Consommation en eaux des palétuviers

L'*absorption racinaire*, c'est à dire l'approvisionnement en eau et en ions de la plante, est un paramètre difficile à déterminer par des mesures directes. Toutefois, l'*évapotranspiration foliaire*, moteur de la montée de sève brute, est le principal mécanisme contrôlant l'intensité de l'absorption racinaire. Les mesures d'évapotranspiration, mettant en jeu des techniques plus simples et plus adaptables, nous permettent donc d'apprécier la quantité d'eau absorbée par les racines et d'analyser le fonctionnement hydrique des plantes.

Au cours du stage de master d'A. Saenger (2008), la consommation en eau des palétuviers recevant les eaux usées a été donc été estimée à Malamani, grâce à un suivi du flux de sève par traçage isotopique. Cette méthode, encore peu utilisée, présente l'avantage d'être facilement applicable dans ce milieu difficile d'accès et nécessite peu de matériel contrairement aux méthodes classiques de mesures de flux de sève par des procédés thermiques (Granier, 1985 ; Kalma *et al.,* 1998 ; Meinzer *et al.,* 2006). Pour réaliser les suivis, cinq palétuviers adultes (trois *C. tagal* et deux *R. mucronata*) ont été choisis en

fonction de leurs caractéristiques dendrométriques représentatives de leur faciès (le coût des analyses isotopiques étant un facteur limitant).

Des sacs plastiques transparents enserrant le feuillage ont été installés sur les branches de chaque arbre afin de recueillir l'eau évapotranspirée sur 24h (figure 5.2 A et C). Un premier échantillon correspondant au témoin est réalisé avant injection (abondance naturelle de l'eau évapotranspirée). Le jour $t_0$, une quantité déterminée de traceur isotopique ($D_2O$, 99,8% de pureté minimum) a été injectée dans le tronc des arbres (2,5 à 5 ml selon leur diamètre et leur hauteur). Pour effectuer ces injections, plusieurs trous de 6 mm de diamètre et de 3 à 5 cm de profondeur ont été forés jusqu'au xylème autour des troncs, pour permettre une meilleure distribution du traceur dans les tissus de l'arbre. Le $D_2O$ a été régulièrement réparti entre ces trous et injecté au niveau des tissus conducteurs à l'aide d'une seringue hypodermique (figure 5.2 B). Après injection, les trous ont été immédiatement rebouchés avec du mastic.
Après 24h, les sacs plastique sont récupérés et l'eau évapotranspirée condensée est collectée pour analyser sa teneur en $D_2O$. De nouveaux sacs sont ensuite disposés dans la canopée et cet échantillonnage journalier est répété pendant 13 à 15 jours. L'analyse des concentrations en deutérium est réalisée en laboratoire (Iso-Analytical, Cheshire, England) par spectrométrie de masse isotopique.

Le flux de sève (l/j) est estimé par la méthode de Calder *et al.*(1986, 1992a). A partir des courbes de concentrations moyennes en deutérium, la consommation moyenne journalière des arbres peut être estimée sur la durée d'échantillonnage.
Grâce aux données de densités, hauteurs et diamètres moyens des arbres de chaque faciès, nous extrapolerons la consommation en eau de l'arbre à la parcelle (675 m²) et à l'hectare de mangrove.

**Figure 5.2.** Etude de la consommation en eau des palétuviers pas traçage isotopique au $D_2O$ : récolte de l'eau evapotranspirée a l'aide de sacs plastiques installés sur des bouquets de feuilles (A et C) et injection du traceur dans les troncs a l'aide d'une seringue (B).

#### 5.1.2.4 Prédation des crabes sur les propagules

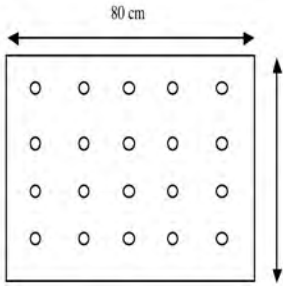
La prédation des propagules par les crabes a été analysée dans les deux faciès C et R lors d'expériences mises en place en novembre 2008 et au cours du stage de master de S. Lefèvre en mars 2009.

Afin de caractériser la consommation de propagules par les communautés de crabes, des données quantitatives de prédation sont étudiées en fonction du faciès de végétation, de la microtopographie du substrat (butte/drain) ainsi que de l'impact des eaux usées domestiques. L'éventuelle préférence des crabes pour une espèce de propagule a aussi été testée, en mettant en place la possibilité d'un choix entre les deux espèces *C. tagal* et *R. mucronata*.

D'une part, 64 placettes sont mises en place dans les faciès C et R mais hors des parcelles d'étude, afin de limiter au maximum les perturbations et l'effet éventuel des eaux usées. Les propagules sont *plantées* dans le substrat (enfoncées de quelques centimètres) et espacées

d'environ 15cm pour former des quadrats d'environ 80cm x 60cm (figure 5.3). Dans chaque faciès sont plantées 20 propagules matures de:

- *R. mucronata* dans 8 placettes installées sur des buttes
- *R. mucronata* dans 8 placettes installées dans des drains
- *C. tagal* dans 8 placettes installées sur des buttes
- *C. tagal* dans 8 placettes installées dans des drains




(32 placettes dans chaque faciès, dans 2 types de topographie (B et D), plantées avec des propagules de 2 espèces, font au total, 64 placettes.)

**Figure 5.3.** Schéma et photo d'une placette expérimentale, contenant 20 propagules matures espacées d'environ 15cm. Sur la photo : propagules de *C. tagal* plantées dans le substrat du faciès R.

L'étape de plantation est considérée comme le T0 de l'expérimentation. Les propagules sont alors soumises à la consommation par les crabes. Un comptage du nombre de propagules restantes, déplacées et disparues est effectué 1 fois par jour, pendant 6 jours. Les 5 premiers relevés sont réalisés pendant une période de mortes eaux, à faible coefficient de marée : ainsi, les placettes ne sont pas atteintes par les marées et la disparition ou le déplacement des propagules est directement attribuée aux communautés de crabes de mangrove.

D'autre part, des comptages sont également réalisés dans les parcelles témoins et impactées des deux faciès selon le même protocole mais cette fois ci, la moitié sont mises en défends, ce qui consiste à installer un grillage afin d'exclure, ou au moins limiter, la prédation des crabes sur les propagules. Nous avons donc cette fois-ci 20 propagules matures de:

- *R. mucronata* dans 4 placettes en défends et 4 placettes libres installées sur des buttes
- *R. mucronata* dans 4 placettes en défends et 4 placettes libres installées dans les drains
- *C. tagal* dans 4 placettes en défends et 4 placettes libres installées sur des buttes
- *C. tagal* dans 4 placettes en défends et 4 placettes libres installées dans les drains

Les caractéristiques des propagules (longueur et poids) sont récapitulées dans le tableau 5.1, mesures réalisées à raison de 40 propagules matures en novembre 2008 et 30 propagules matures en 2009.

| | 2008 | | 2009 | |
|---|---|---|---|---|
| | *C. tagal* | *R. mucronata* | *C. tagal* | *R. mucronata* |
| Longueur (cm) | 21,0 ± 2,1 | 39,1 ± 5,2 | 23,6 ± 3,1 | 39 ± 4,8 |
| Poids frais (g) | 5,8 ± 0,8 | 51,2 ± 15,7 | 7,4 ± 0,4 | 60,2 ± 16 |
| % humidité | 61,4 ± 1,7 | 44,6 ± 6,4 | 41,2 ± 2,5 | 33,4 ± 7,2 |

**Tableau 5.1**. Caractéristiques des propagules matures de *C. tagal* et *R. mucronata* en 2008 et en 2009.

#### 5.1.2.5. Analyses foliaires

L'apport en nutriment dans le sol par la chute de litière ainsi que l'impact éventuel de l'apport des eaux usées sur la composition biochimique des feuilles de palétuviers sont des paramètres imporants à considerer. Pour cela, des échantillons de feuilles fraiches ont été récoltées et envoyées en métropole pour les analyses suivantes: carbone organique, phosphore, azote, éléments trace métalliques. A ce jour, les analyses sont encore en cours mais les résultats préliminaires (n=1) (réalisés en décembre 2009 par l'INRA de Bordeaux) sont consultables en annexe H (figure H1).

#### 5.1.2.6. Calendrier récapitulatif des expérimentations sur la végétation

| Paramètres | Type d'échantillons | Nombre d'échantillons | | Date de mesure | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | *C. tagal* | *R. mucronata* | 1rst | 2nd |
| Structure de la végétation | arbres | 279 | 158 | Nov-06 | Nov-08 |
| Capacité Photosynthétique* | feuilles | 300 | 240 | Avr -09 | Oct-09 |
| Pigment concentration* | feuilles | 24 | 24 | Jan-09 | Avr -09 |
| Mesures de la croissance* | branches | 120 | 50 | Avr -09 | Oct-09 |
| | fruits | 180 | 180 | Avr -09 | Oct-09 |
| | feuilles | 180 | 180 | Avr-09 | Oct-09 |
| Productivité | 1 m² | 10 | 10 | Relevé tout les 14 jours, depuis avril 2007 | |
| Consommation en eau | arbres | 3 | 2 | Avr -08 | |
| Prédation propagules | placettes | 32 | 32 | Nov-08 | Avr -09 |

**Tableau 5.2** : Récapitulatifs des dates d'échantillonnages ou d'expérimentations réalisés durant les travaux de thèses pour le compartiment végétation. (*) : les protocoles sont détaillés dans l'article qui suit.

### 5.1.3. Résultats et discussion

#### 5.1.3.1. Structure végétale de la mangrove de Malamani

*Composition spécifique*

Le faciès C est représenté à 90% par l'espèce dominante *Ceriops tagal* (tableau 5.3). Trois autres espèces y sont présentes : *Avicennia marina*, *Bruguiera gymnorhiza* et *Rhizophora mucronata* (9% dans ce faciès). Les individus de *R. mucronata* sont de plus en plus nombreux vers l'aval des parcelles c'est-à-dire vers le faciès R.

Le faciès R est largement dominé par *R. mucronata* (79 %). Les 16 % de *C. tagal* présents dans ce faciès sont repartis en amont des parcelles. On note une présence plus importante de *B. gymnorhiza* dans ce faciès que dans le faciès C et l'absence totale d'*A. marina*.

| Espèces | Faciès C | Faciès R |
|---|---|---|
| *Avicennia marina* | 0.70 % | 0 |
| *Bruguiera gymnorhiza* | 0.30 % | 5 % |
| *Ceriops tagal* | 90 % | 16 % |
| *Rhizophora mucronata* | 9% | 79 % |
| Nombre total d'individus par hectare | 69500 | 7900 |

**Tableau 5.3** : Composition spécifique des faciès C et faciès R.

*Densité*

La différence la plus frappante entre ces deux faciès concerne la densité des individus ainsi que leur taille.

En effet, dans le faciès C, les résultats montrent que le densité est très élevée et atteint 62750 individus de *C. tagal* à l'hectare, soit en moyenne 6 individus au m² (tableau 5.4). Ce faciès est 10 fois plus dense que le faciès R où la densité moyenne est de 6250 individus de *R. mucronata* par hectare soit 0,6 individu au m². Ce rapport se retrouve aussi avec toutes les espèces confondues : 6,9 individus au m² dans le faciès C quelle que soit l'espèce contre 0,79 dans le faciès R, ce qui est environ 10 fois moins élevé (figure 5.4).

| Faciès | Nombre et surface des quadrats | Espèces | Nb arbres/ ha | Diamètre (<10 cm) moyen | Diamètre (>10 cm) moyen | Hauteur moyenne (diam<10cm) | Hauteur moyenne (diam>10cm) | Surface terrière | Nb d'arbres mort/ha |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **C** | nb=10 | *Avi* | 500 | 2,9 | 0 | 2,8 | 0 | 2,8 | 250 |
| | 2m*2m | *Bg* | 250 | 1,6 | 0 | 0,6 | 0 | 0,4 | 0 |
| | | *Cps* | 62750 | 2,3 | 0 | 1, | 0 | 62,4 | 3500 |
| | | *Rhz* | 6000 | 5,1 | 5,5 | 2,7 | 3,5 | 36,5 | 250 |
| **R** | nb=8 | *Bg* | 350 | 5 | 20,1 | 2,3 | 5,1 | 12,1 | 50 |
| | 5m*5m | *Cps* | 1300 | 3,4 | 0 | 2,6 | 0 | 4,1 | 50 |
| | | *Rhz* | 6250 | 6,4 | 16,1 | 3,7 | 7,1 | 143,0 | 200 |

**Tableau 5.4** : Analyse structurale globale de la mangrove de Malamani. Mars 2007.

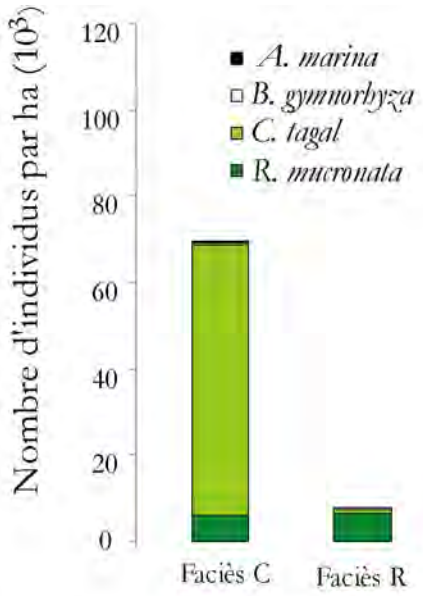



**Figure 5.4** : Densité cumulée des espèces dans les faciès C et R.

*Hauteur et diamètre ($D_{130}$)*

La forte différence de densité des palétuviers entre les faciès s'accompagne d'une importante différence de taille des individus.

Dans le faciès C, seulement 15% des palétuviers ont un diamètre supérieur à 10cm (figure 5.5). Les *C. tagal* ont une hauteur moyenne de 2,6 m pour 2,2 cm de diamètre et les *R. mucronata* de 2,7 m avec un diamètre moyen de 4,8 cm. Seulement 20% des *R. mucronata* ont un diamètre supérieur à 10 cm (11,1 cm de moyenne) et atteigne les 3,1 m de hauteur. Ce sont donc les arbres dominant de la canopée dans ce faciès (tableau 5.4).

En revanche, dans le faciès R, *R. mucronata* a une hauteur moyenne de 7,1 m et leur diamètre moyen est de 16,1 cm. Les *C. tagal* sont aussi plus grands avec une moyenne de 2,6m et 4,1 cm de diamètre en moyenne. Un peu plus de 40 % des palétuviers du faciès R ont un diamètre supérieur à 10 cm (figure 5.5). Ce sont des grands arbres émergeants qui atteignent 10 m de hauteur.

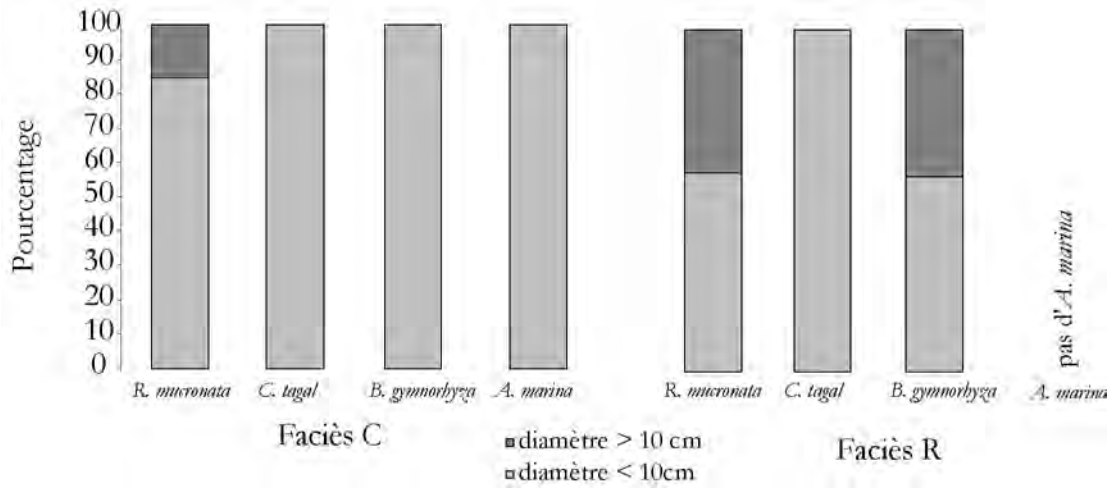



**Figure 5.** : Répartition des diamètres des arbres dans chaque faciès C et R selon les espèces de palétuviers.

- La mangrove de Malamani compte six espèces de palétuviers au sens strict, comme toutes celles de l'Est Africain (Slim *et al.,* 1996, Kairo *et al.,* 2008, Clough, 1998; Mohamed *et al.,* 2009), (cf annexe C).
- L'analyse de la végétation qui se focalise ici sur les deux faciès où se déversent les eaux usées domestiques, faciès à *C. tagal* et faciès à *R. mucronata*, montre des structures bien différenciées d'un point de vue de la composition spécifique, de la densité des peuplements et de la hauteur moyenne de la canopée.
- De l'amont vers l'aval, le faciès à C dominé par *C. tagal* est très dense (7 ind/m²), composé d'arbres de petite tailles, denses, de faible diamètre et où la canopée atteint entre 1,4 et 1,8m en moyenne et laisse place au faciès R progressivement. Relativement accessible, la canopée basse et clairsemée permet aux rayons de soleil d'atteindre le sol.
- Le faciès R, dix fois moins dense (0,7 individu au m²), composé d'arbres de plus gros diamètre atteignant 16cm en moyenne, avec une canopée située à environ 7 m, très dense, laissant difficilement passer la lumière au sol. C'est un milieu difficile d'accès à cause d'un enchevêtrement de racines impressionnant.
- Les formations de mangrove de Malamani sont plus denses et plus basses que les mangroves composées des mêmes espèces comme celles du Kenya où les formations à *R. mucronata* atteignent plutôt 8,5 m pour des densités de 3200 ind/ha (Slim *et al.,* 1996, Kairo *et al.,* 2008, Clough, 1998) et sont plus similaires aux mangroves d'un autre contexte insulaire comme à Java, Indonésie (Sukardjo, 1992).

### 5.1.3.2. Productivité et phénologie des palétuviers

Pour étudier la productivité des palétuviers des faciès C et R, la chute de litière a été analysée de juin 2007 (début des collectes) jusqu'à mars 2010, sur un pas de temps de 14 jours. Rappelons que les rejets d'eaux usées domestiques ont débuté en avril 2008 : deux années de données de productivité avec impact des eaux usées sont donc disponibles.
Les résultats de productivité annuelle globale de feuilles et de fleurs sont rassemblés dans le tableau 5.5 et les graphiques des figures 5.6, 5.7 et 5.8 permettent d'observer les variations annuelles selon les saisons.

Sur toute la période 2007/2010, la productivité annuelle moyenne de litière du faciès C dans la parcelle témoin est comprise entre 3,07 et 4,49 $t_{m.\ s}.ha^{-1}.an^{-1}$ (tableau 5.5). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que les productivités mesurées par différents auteurs dans d'autres mangroves composées des mêmes espèces (tableau 5.6) puisqu'elles varient entre 3,83 et 14,0 $t_{m.\ s}.ha^{-1}.an^{-1}$. En revanche on s'aperçoit que la productivité dans la parcelle impactée est significativement plus élevée et est comprise entre 5,00 et 6,02 $t_{m.\ s.}ha^{-1}.an^{-1}$. Mais de juin 2007 à mars 2008, lorsque les rejets n'avaient pas encore débutés, cette différence significative entre les deux parcelles est déjà observée. D'autre part, il n'y a pas de différence significative dans une même parcelle du faciès C avant et après impact par les eaux usées domestiques, c'est-à-dire entre juin 2007-mars 2008 et avril 2008-mars 2009 et/ou avril 2009-mars 2010. De plus, on constate que la productivité a augmenté entre l'année 2008-2009 et 2009-2010 et ce dans la parcelle témoin comme dans la parcelle impactée. On ne peut donc pas attribuer cette différence de productivité à l'apport des eaux usées domestiques.

| | | Feuilles | | | Fleurs | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Juin 2007-mars 08 | Avril 2008-mars 09 | Avril 2009-mars 10 | Dec. 2008 mars 2009 | Avril 2009-mars 10 |
| Faciès C | Témoin | 3,74 | 3,07 | 4,49 | 0,5 | 0,3 |
| | Impacté | * 5,00 | * 5,03 | * 6,02 | * 1,5 | * 1,1 |
| Faciès R | Témoin | 7,70 | 7,02 | 5,85 | 1,5 | 0,7 |
| | Impacté | 6,91 | 6,59 | 7,23 | 1,2 | 0,7 |

**Tableau 5.5** : Productivité annuelle ($t_{matière\ sèche}.ha^{-1}.an^{-1}$) de feuilles et de fleurs, dans chacun des faciès C et R dans les parcelles témoins et impactées par les eaux usées domestiques. Débuts des rejets : avril 2008. Les différences significatives entre témoin et impacté ($p \leq 0.05$) sont signalées par *.

La production de fleurs est comprise entre 0,3 et 0,5 $t_{m.s.}ha^{-1}.an^{-1}$de matière sèche dans la parcelle témoin et est significativement plus élevée dans la parcelle impactée avec 1,1 à 1,5 t

$_{m.s.}.ha^{-1}.an^{-1}$ de matière sèche. Le manque de données sur la production de fleurs avant le début des rejets ne permet pas de dire si cette différence peut-être liée à l'apport d'eau usées ou si la productivité de fleurs est différente dans les deux parcelles à l'origine.

Dans le faciès R, la productivité est plus élevée que dans le faciès C et est comprise entre 5,85 et 7,70 t $_{matière\ sèche}.ha^{-1}.an^{-1}$ (tableau 5.5) pour la parcelle témoin et 6,59 et 7,23 t $_{matière\ sèche}.ha^{-1}.an^{-1}$ pour la parcelle impactée. Aucune différence significative n'apparaît entre les deux parcelles, avec ou sans l'apport d'eaux usées domestiques. De la même manière que pour le faciès C, ces valeurs sont parmi les plus faibles parmi les mesures réalisées par dans d'autres mangroves dominées par la même espèce, valeurs qui s'étendent de 7,05 à 10,39 t $_{matière\ sèche}.ha^{-1}.an^{-1}$ (Sukardjo and Yamada, 1992 ; Slim *et al.*1996) (tableau 5.6).
La production de fleurs dans le faciès R est comprise entre 0,7 et 1,5 t $_{matière\ sèche}.ha^{-1}.an^{-1}$ dans la parcelle témoin et n'est pas différente de la production dans la parcelle impactée avec 0,7 à 1,2 t $_{matière\ sèche}.ha^{-1}.an^{-1}$ de matière sèche. Ces valeurs sont comparables à celles mesurées par Sukardjo et Ymamada (1992).

A Malamani, l'apport d'eaux usées domestiques au bout de deux années complètes n'a pas influencé la production de litière, tout comme l'ont observé Tam *et al.*(1998) sur une mangrove de Shenzhen qui reçoit également un apport d'eaux usées de façon. Les variations de productivité semblent être plutôt influencées par les saisons et les facteurs climatiques (Sukarno and Yamada, 1992). En effet, comme Slim *et al.,* (1996) et Tam *et al.*(1998), on observe à Malamani des variations saisonnières dans la production de litière, légères pour le faciès C et plus marquée dans le faciès R (figure 5.6) où la productivité diminue en saison sèche. La variabilité observée est cependant plutôt révélatrice d'évènements climatiques marqués comme le passage d'épisodes cycloniques (Fame, 22 janvier 2008 ; Jokwe, 5 mars 2008) sur Mayotte se traduisant par une augmentation ponctuelle des litières récoltées.

| Auteur | Année | Lieu | Espèce dominante | Productivité en t/ha/an |
|---|---|---|---|---|
| Tam et al. | 1998 | Shenzhen | *A. corniculatum et K. candel* | 11,87 |
| Woodroffe *et al*. | 1988 | Australie | *C. tagal* | 6,86 à 14,0 |
| Bunt | 1995 | Australie | *C. tagal* | 6,75 |
| Slim et al. | 1996 | Kenya | *C. tagal* | 3,8325 |
| Conacher et al. | 1996 | Australie | *C. tagal* | 5,39 |
| Sukardjo and Yamada | 1992 | Indonésie | *R. mucronata* | 7,05 à 10,39 |
| Slim et al. | 1996 | Kenya | *R. mucronata* | 9,1615 |

**Tableau 5.6** : Productivité annuelle de litières de mangroves orientales (comparables à celles de Mayotte), dominées par les espèces citées

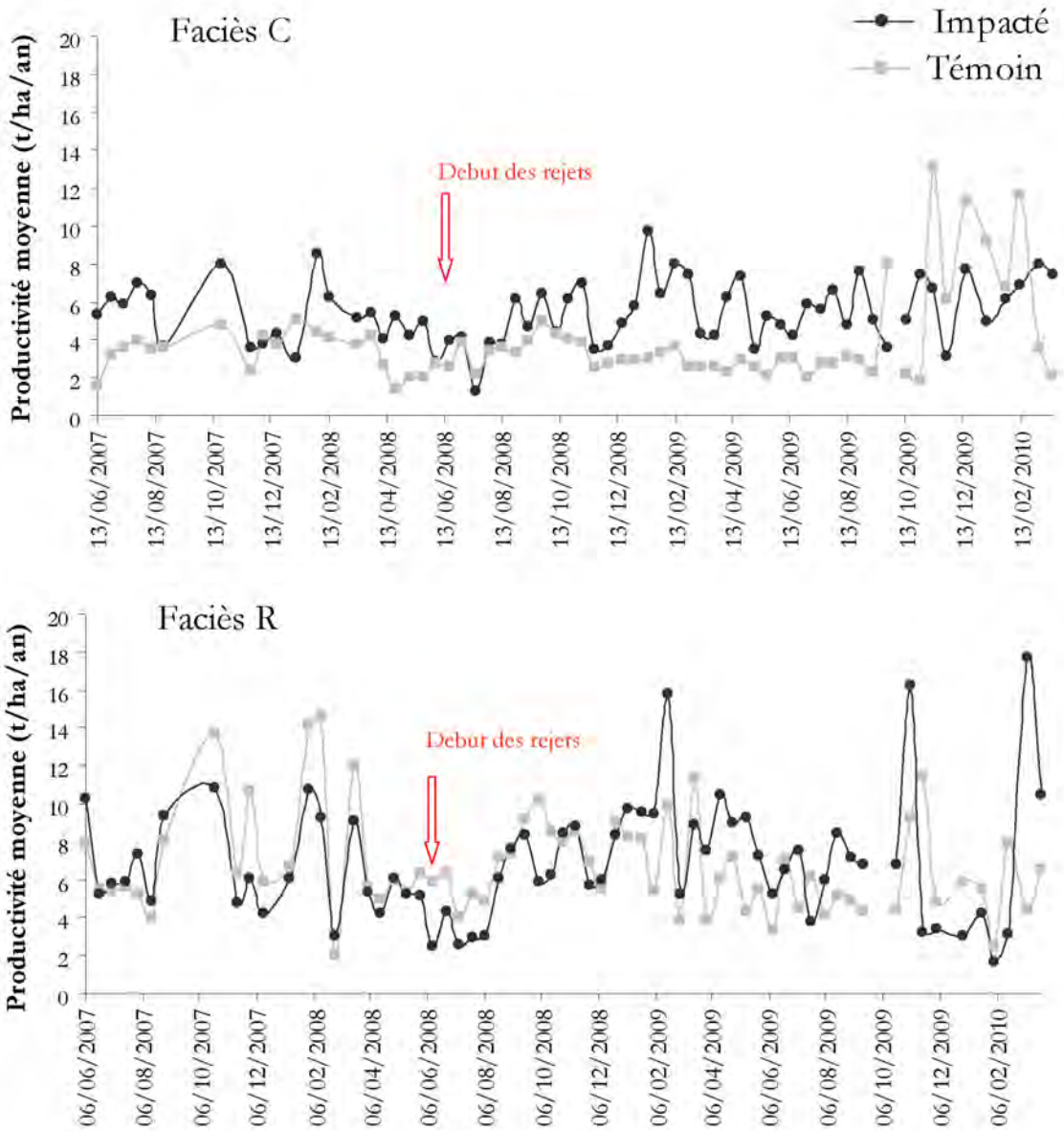



**Figure 5.6** : Productivité des palétuviers dans chacun des faciès C (en haut) et R (en bas) dans les parcelles témoins et impactées par les eaux usées domestiques.

Les figures 5.7 et 5.8 montrent la production du nombre de fleurs et de fruits (propagules) tout au long de l'année. La production de fleurs a été suivie de décembre 2008 à mars 2010 et la production de fruits d'octobre 2007 à mars 2010. Les résultats montrent une phénologie différente pour les deux espèces *C. tagal* et *R. mucronata*. Les pics de production de fleurs de *C. tagal* ont lieu une fois par an, durant la saison des pluies c'est-à-dire entre décembre et mars et cela dans les deux faciès C et R (figure 5.7). Pour *R. mucronata* en revanche, on constate deux pics de productions de fleurs par an: un en saison sèche et un en saison humide.

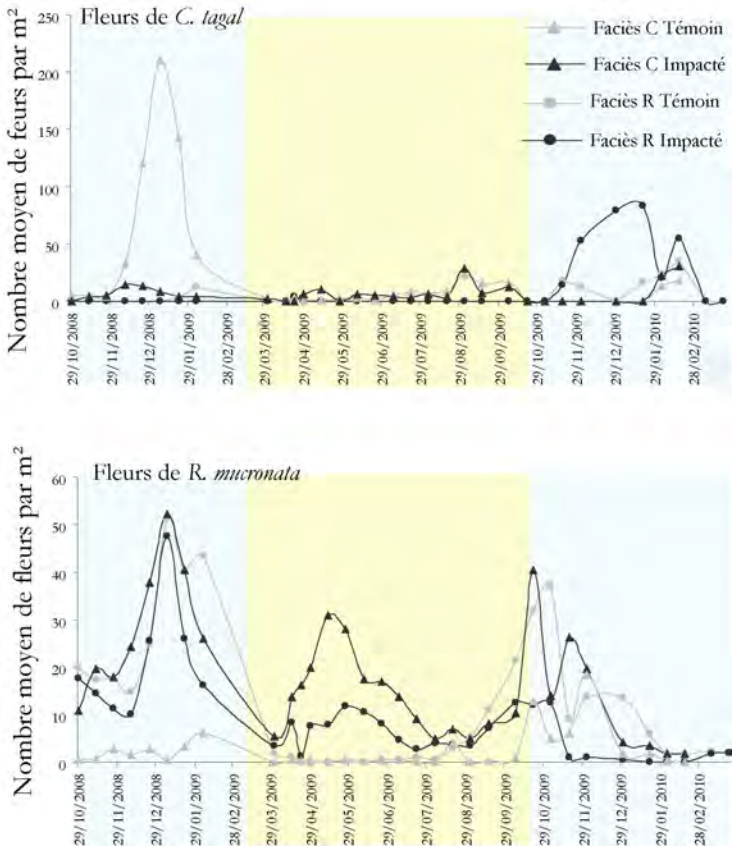



**Figure 5.7 :** Nombre de fleurs de *C. tagal* dans les parcelles témoins et impactées du faciès C (en haut) et des fruits de *R. mucronata* dans le faciès R (en bas) récoltés dans avec les capteurs de 1 m² tout les 14 jours, de novembre 2007 à mars 2010. Pour chaque point, n=5. Le fond jaune correspond à la saison sèche et le fond bleu à la saison humide.

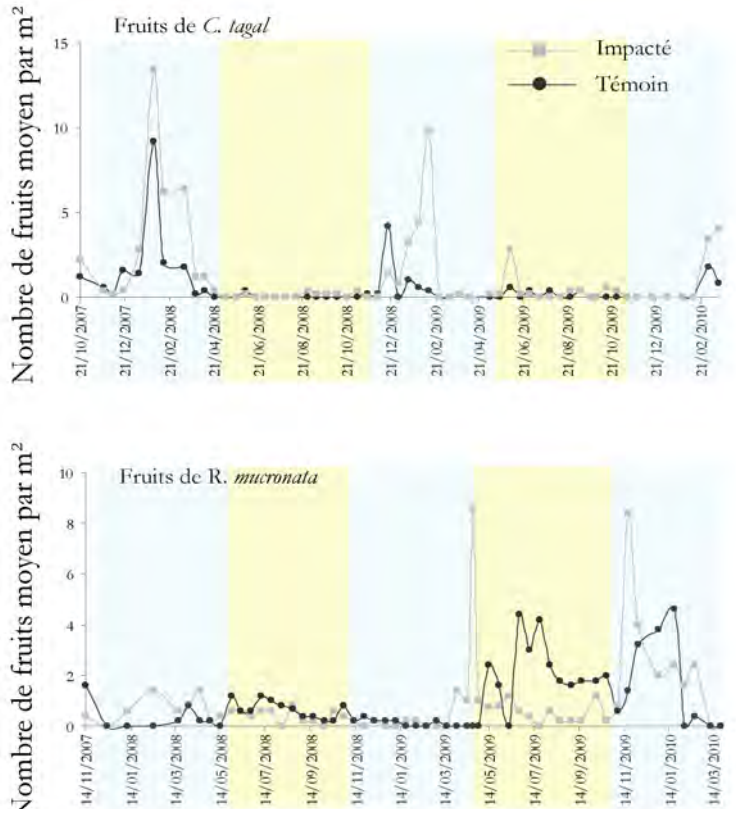



**Figure 5.8 :** Nombre de fruits de *C. tagal* dans les parcelles témoins et impactées du faciès C (en haut) et des fruits de *R. mucronata* dans le faciès R (en bas) récoltés dans avec les capteurs de 1 m² tout les 14 jours, de novembre 2007 à mars 2010. Pour chaque point, n=5. Le fond jaune correspond à la saison sèche et le fond bleu à la saison humide.

*C. tagal* produit jusqu'à 200 fleurs par m² en 14 jours soit 14,3 fleurs/m²/jour tandis que les productions maximales pour *R. mucronata* atteignent 50 fleurs en 14 jours soit 3,6 fleurs/m²/jour. On n'observe pas de différence significative entre parcelles témoins et parcelles impactées et cela dans les deux faciès C et R.

Les pics de production de propagules de *C. tagal* sont observables sur les mêmes périodes que pour les fleurs, c'est-à dire en saison humide. La production atteint entre 10 et 15 fruits par m² tout les 14 jours soit de 0,71 à 1 fruit/m²/jour (figure 5.8). Il est difficile d'observer une tendance pour la production des fruits de *R. mucronata*. Bien que les fleurs soient produites tout au long de l'année avec deux pics par an, la production de propagules durant 2007-2008 est faible (entre 1 et 2 fruits par m² tout les 14 jours, soit 0,1 fruit/m²/jours en moyenne). En revanche, en 2009, on assiste à une augmentation de la production en fruits, qui atteint jusqu'à 8 propagules en 14 jours par m² soit 0,6 fruits/m²/jours.

Pour les deux faciès C et R, il n'y a pas de différence significative dans la production des propagules entre les parcelles témoins et impactés après deux ans de rejets d'eaux usées. Par contre, la longueur des fruits dans les parcelles impactées est significativement plus grande (cf article qui suit). Par ailleurs, un léger décalage dans le temps de la production des fruits de *R. mucronata* apparait: la chute des propagules dans la parcelle témoin semble plus précoce que dans la parcelle impactée.

- A Malamani, on n'observe pas d'effet de l'apport d'eaux usées domestiques sur la productivité de la litière au bout de deux années complètes de rejets, les variations de productivité paraissent plutôt liées aux facteurs climatiques.
- L'enrichissement en nutriment ne semble pas non plus avoir d'effet sur la productivité des fleurs et des propagules.
- L'apport d'eaux usées domestiques augmente significativement la longueur des fruits et semble légèrement retarder la chute des propagules de *R. mucronata* mais ces observations restent à étudier sur une plus longue période.

### 5.1.3.3. Consommation en eau des palétuviers

La figure 5.9 représente l'évolution dans le temps des concentrations en deutérium dans les échantillons journaliers d'eau évapotranspirée par les cinq palétuviers, sur le site de Malamani.

Pour les *C. tagal*, le traceur est détecté trois jours après injection et dans les *R. mucronata*, quatre jours après. Pour ce type de suivi, un seul pic de concentration en traceur par arbre est généralement observé (Marc & Robinson, 2004 ; Meinzer *et al.,* 2006). La diminution simultanée des cinq courbes entre le 4$^{ème}$ et le 7$^{ème}$ jour coïncide avec une période de fortes pluies et entraînent sans doute une importante variation de flux de sève.

Toutefois, en admettant la *conservativité* de la masse du traceur, cette méthode reste valable et nous donne une moyenne de flux de sève sur toute la période d'observation. La collecte d'échantillons s'est poursuivie pendant 13 à 15 jours, période suffisante pour observer un retour des concentrations en deutérium aux valeurs initiales (pré-injection). Le flux de sève de chaque arbre a été calculé par intégration des courbes au dessus de la ligne de base. Les résultats sont présentés dans le tableau 5.5.

Ces résultats montrent des flux de sève importants et de forts taux de transpiration : relativement importants pour *Ceriops tagal*, de l'ordre 1 à 1,2 l/j/arbre/cm$_{\text{de diamètre de tronc}}$ (environ 7 à 10 l/j), et légèrement plus faible pour *Rhizophora mucronata*, de l'ordre de 0,8 l/j/arbre/ cm$_{\text{de diamètre de tronc}}$ (environ 10,0 à 18,0 l/j).

Des mesures de flux de sève d'un autre palétuvier, *Avicennia germinans*, réalisées en Guyane en 2005, donne des valeurs d'1 à 1,5 l/j/cm de diamètre de tronc (Muller *et al.,* 2009). Ces résultats sont homogènes et tout à fait comparables aux valeurs de consommation en eau des palétuviers de Mayotte, bien qu'ils ne représentent que le flux de sève moyen sur un intervalle de 15 jours d'étude réalisée en fin de saison des pluies. Il serait intéressant d'étudier la variabilité de ce flux en fonction des saisons. L'étude réalisée sur *Avicennia germinans* en Guyane, montre une réduction du flux de sève d'un facteur 2 à 3 entre la saison des pluies et la saison sèche, avec l'augmentation de la salinité du sol (Muller *et al.,* soumis).

A partir des données de l'étude de structure de la végétation de mangrove du site, une extrapolation de la consommation en eau de l'arbre à la parcelle (675 m²) et à l'hectare a été réalisée, sachant que chaque faciès présente une structure relativement homogène. Selon ces estimations, la consommation en eau du faciès R est de 76 m$^3$/j/ha et pour le faciès C, de 176 m$^3$/j/ha (tableau 5.6).

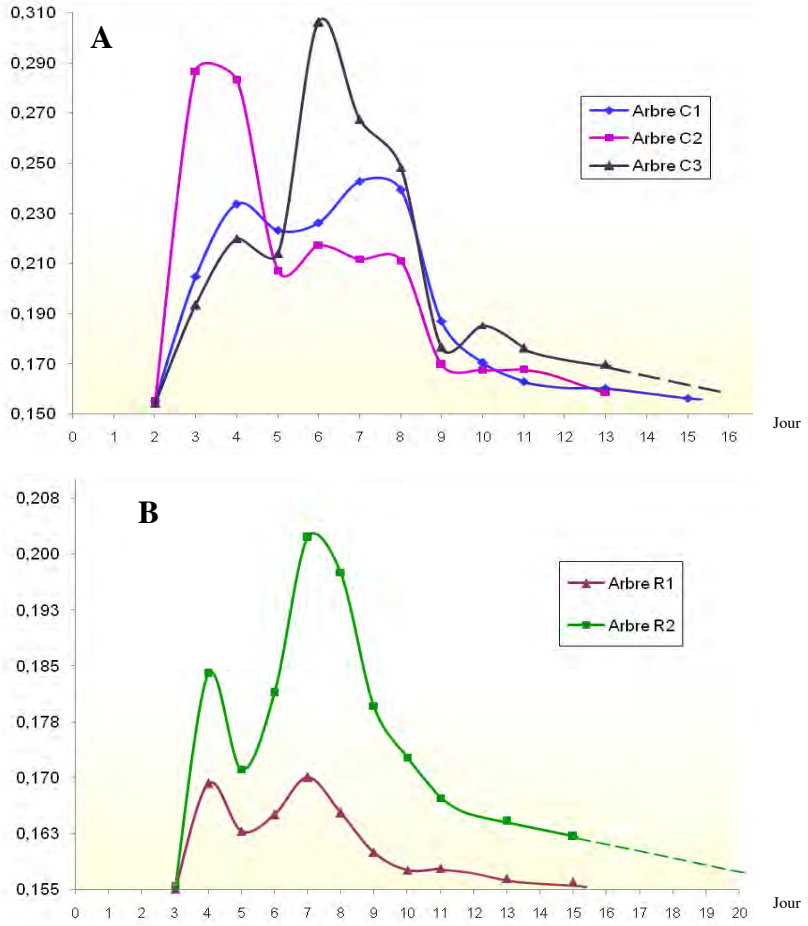



**Figure 5.9 :** Concentrations en $D_2O$ des échantillons d'eau évapotranspirée par les feuilles des trois *C. tagal* étudiés (A) et deux *R. mucronata* (B), exprimée en rapport D/H ($^2H/^1H$ ) (‰), en fonction du temps

| | *C. tagal* | | *R. mucronata* | |
|---|---|---|---|---|
| | Moyenne | *Sd* | Moyenne | *Sd* |
| Masse de D2O injectée (g) | 2,8 ± 0,3 | *0,3* | 4,5 ± | *0,7* |
| Durée de passage du traceur (j) | 15,7 ± | *1,5* | 18,0 ± | *2,8* |
| Hauteur moyenne des arbres (m) | 2,9 ± | *0,3* | 6,3 ± | *1,8* |
| Diamètre moyen à hauteur d'injection (cm) | 7,5 ± | *0,9* | 17,5 ± | *6,4* |
| Flux de sève moyen ($l.j^{-1}$) | 8,6 ± | *1,3* | 14,2 ± | *4,9* |
| Flux de sève moyen ($l.j^{-1}.cm^{-1}$ de diamètre du tronc) | 1,1 ± | *0,1* | 0,8 ± | *0,0* |

**Tableau 5.7 :** Taux de Deutérium injecté en fonction des caractéristiques des arbres et flux de sève estimés

| | Extrapolation de la consommation en eau **par parcelle** d'étude ($m^3$/j/parcelle) | Extrapolation de la consommation en eau **par hectare** de mangrove ($m^3$/j/ha) |
|---|---|---|
| Faciès C | 11, 2 | 167 |
| Faciès R | 5, 2 | 76 |

**Tableau 5.8 :** Extrapolation de la consommation en eau de l'arbre à la parcelle d'étude et à l'hectare selon la structure de la végétation de la mangrove de Malamani.

### 5.1.3.4. Prédation des communautés de crabes sur les propagules

Les résultats de comptages des propagules dans les placettes libres et en défend mettent en évidence une prédation des crabes sur les propagules importante et similaire dans les deux types de faciès C et R (figure 5.10). Dans les buttes, il n'y a pas de différences significatives entre les parcelles mises en défend et les parcelles libres car les grillages mis en place ne limitent pas totalement la prédation : certains crabes réussissent à le franchir par-dessous (en creusant des terriers). Dans les drains en revanche, les résultats sont significativement différents entre les parcelles libres (96% de propagules disparues) et les libres mises en défend (seulement 5 % de propagules disparues).

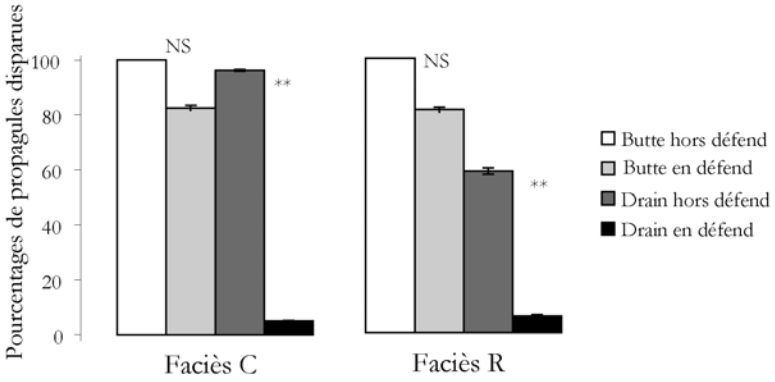



**Figure 5.10 :** Pourcentage de propagules disparues dans les faciès C et R, comparaison des parcelles en défends et hors défends. Données de mars 2009, moyenne ± Sd, n=4 et ** : p< 0,01 ; *p<0,05, NS = non significatif.

La figure 5.11 présente plusieurs résultats. D'une part, elle montre que les crabes semblent avoir une préférence pour une espèce de propagules : celles de *C. tagal* (qui sont plus petites) sont significativement plus consommées par les crabes que celles des *R mucronata*.

D'autre part, les résultats montrent que les propagules sont significativement plus consommées dans les buttes que dans les drains, quelque soient l'espèce de propagules plantée et le faciès concerné.

Enfin, on constate que la prédation est moins importante dans le faciès R que dans le faciès C et ce quels que soient les paramètres. Dans les drains du faciès R, le taux de survie des propagules de *R. mucronata* est remarquable, avec des pourcentages de disparition atteignant seulement 10%. En revanche, dans le faciès C, la pression de prédation est forte sur les propagules de *C. tagal* , pouvant atteindre, en un jour quasiment 100 %.

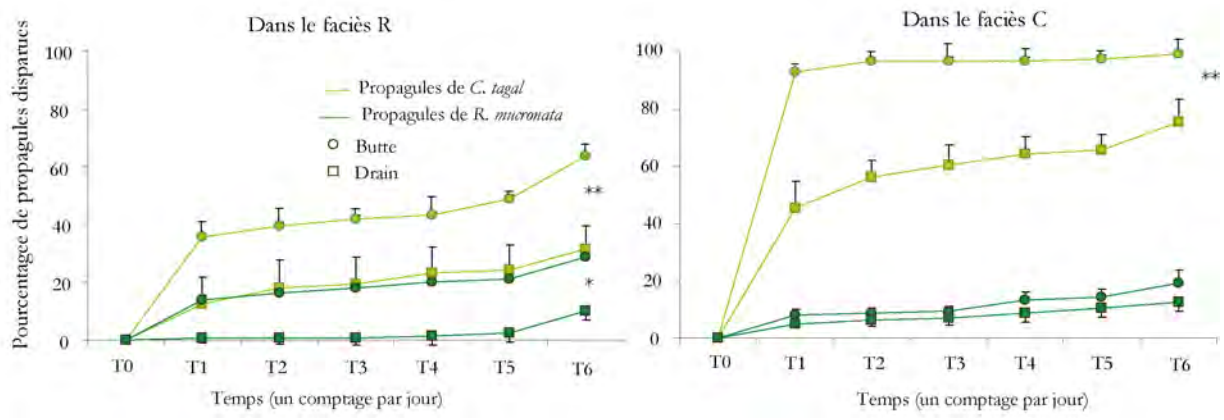



**Figure 5.11.** Pourcentage de propagules disparues en fonction des dates de relevés dans le faciès C (à droite) et dans le faciès R (à gauche), en fonction de la microtopographie (o : butte et □ : drain) et des espèces plantées (*C. tagal,* vert clair, et *R. mucronata*, vert foncé). Données de mars 2009, moyenne ± Sd, n=8, ** : $p < 0,01$ ; * : $p<0,05$.

Enfin, les résultats des expérimentations de prédation menées dans des parcelles impactées et témoins sont présentés dans la figure 5.12. Dans le faciès C, on observe une tendance à la diminution de la prédation dans les drains des parcelles impactées. La stagnation de l'eau limite peut-être la consommation de propagules par les crabes ou l'accès à celles-ci.

Dans le faciès R en revanche, on observe le phénomène inverse : la prédation semble plus faible dans les buttes impactées que dans les buttes témoins. De façon générale, la pression de prédation reste plus forte dans les buttes que dans les drains dans ce faciès.

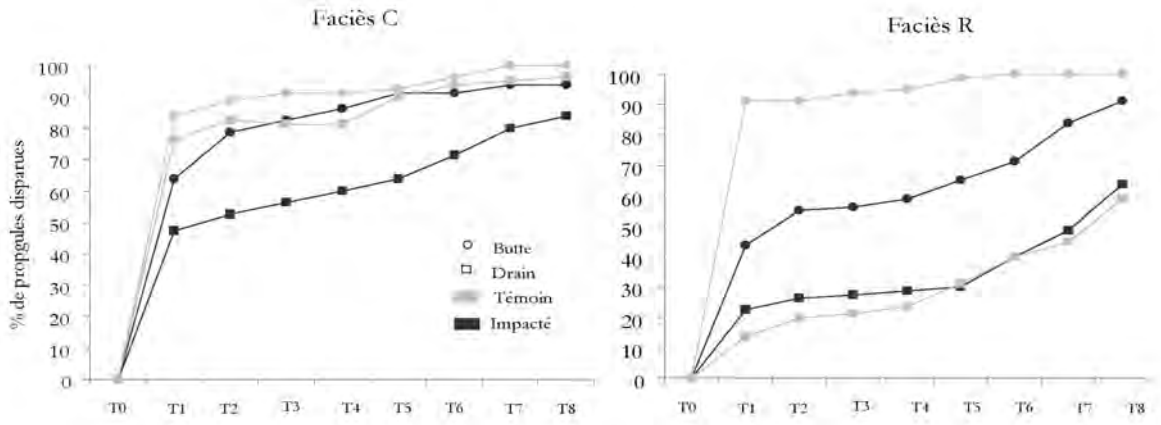



**Figure 5.12 :** Pourcentage de propagules disparues dans le faciès C (à droite) et dans le faciès R (à gauche), en fonction de la microtopographie (o : butte et □ : drain) et de l'impact des eaux usées domestiques. Données de mars 2009, moyenne ± Sd, n=8, ** : $p < 0,01$ ; * : $p<0,05$.

- La pression de prédation est forte : en effet, en quelques jours seulement après l'implantation le pourcentage de propagules disparues peut atteindre 100%.
- La consommation des propagules par les crabes de mangrove est différente dans les deux faciès étudiés. De façon globale, les crabes semblent avoir une préférence pour les propagules de *C. tagal*.
- La prédation des propagules est un facteur important dans le recrutement des jeunes palétuviers. Sans elle, un nombre bien plus élevé de propagules aurait la possibilité de s'implanter, de s'établir, et de croître pour donner une plantule.

#### 5.1.3.5. Impact des eaux usées domestiques

La végétation est l'élément structurant de l'écosystème mangrove et un bon révélateur de son *état de santé.* Les analyses structurales ont été réalisées sur la végétation adulte avant le début des rejets (*état zéro*) et un an après. Aucune différence significative n'apparaît à ce niveau, si ce n'est celles dues à l'évolution normale des peuplements. En effet, la structure de la végétation, la diversité spécifique, la densité des individus et le taux de mortalité et de régénération analysé dans les parcelles en novembre 2006 sont identiques aux données obtenues en novembre 2008, soit seulement après 6 mois de rejets d'eaux usées sur les parcelles impactées. La hauteur des arbres, surface terrière, diamètre ($D_{130}$) des individus sont comparables entre les parcelles témoins et impactées. Ce résultat est conforme à ce qui est rapporté par ailleurs dans les expérimentations du même type réalisées par Wong *et al.*(1995 et 1997), qui suggèrent que l'apport d'eau usées n'a pas d'effet sur la croissance de la végétation.

Pourtant, Clough *et al.*(1983) ont montré que l'apport d'eaux usées engendre une augmentation de la croissance et de la productivité des palétuviers. A Malamani, une vision aérienne du site d'étude, complétée par une observation sur le terrain de la dynamique de croissance des rameaux et feuilles de palétuviers, révèle un impact évident des eaux usées sur les parcelles. Sur les photographies aériennes prises par vol ULM (figure 5.13), les parcelles impactées se démarquent par une coloration verte plus intense du reste de la végétation de la mangrove. Cette différence de coloration se perçoit en fin de saison sèche (novembre 2008) aussi bien qu'en fin de saison des pluies (mars 2009). Sur le terrain, la comparaison de feuilles prélevées sur les parcelles impactées et sur les parcelles témoins équivalentes confirme ce changement de coloration (figure 5.14).

18 mois après le début des rejets, on constate également une stimulation très marquée de la croissance en analysant d'autres paramètres pour les deux espèces. En effet, en mesurant la surface foliaire, la taille et le poids sec des feuilles, la longueur des rameaux (figure 5.n), le nombre d'entre nœuds, la taille des propagules et leur nombre, on s'aperçoit que la croissance de *C. tagal* et *R. mucronata* est significativement stimulée. L'apport d'azote et d'eau douce favorise cette augmentation de croissance. Comme l'ont montré certains auteurs, la croissance des palétuviers en général est optimale avec un milieu comptant 25% d'eau de mer, (*A. marina, R. stylosa* Clough, 1984 ; Burchett, 1989) ou 50% pour d'autre (*C. tagal*, Aziz et Khan, 2001).

Pour préciser ces observations, des mesures du taux photosynthétique et des dosages de pigments foliaires ont été réalisés sur des lots de feuilles issues de ces parcelles. Les résultats qui mettent en évidence une augmentation du taux de photosynthèse ainsi qu'une concentration en chlorophylles et caroténoïdes nettement plus importante dans les échantillons des parcelles impactés font l'objet de la publication qui suit (*Herteman et al Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthetic efficiency and growth of mangrove trees: a field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean.To be submitted to Environmental Pollution*).

**Figure 5.13** : Photo aérienne du site de Malamani. En vert foncé, l'emplacement des parcelles impactées. Date : novembre 2008.

**Figure 5.14** : Rameaux (en haut) et feuilles (en bas) de *Ceriops tagal* témoins et impactés. Date : novembre 2008.

## Références bibliographiques du chapitre V


Aziz I., Khan M. A. 2001. Experimental assessment of salinity tolerance of Ceriops tagal seedlings and saplings from the Indus delta, Pakistan. Aquatic Botany; 70: 259-268.

Burchett M. D., Clarke C. J., Field C. D., Pulkownik A. 1989. Growth and Respiration in 2 Mangrove Species at a Range of Salinities. Physiologia Plantarum; 75: 299-303.

Chan B. K. K., Chan K. K. Y., Leung P. C. M. 2006. Burrow architecture of the ghost crab Ocypode ceratophthalma on a sandy shore in Hong Kong. Hydrobiologia; 560: 43-49.

Clough B. F. 1984. Growth and Salt Balance of the Mangroves Avicennia-Marina (Forsk) Vierh and Rhizophora-Stylosa Griff in Relation to Salinity. Australian Journal of Plant Physiology; 11: 419-430.

Clough B., 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. Mangroves and Salt Marshes. 2: 191–198, 1998.

Clough B.F, Boto K.G., Attiwill P.M., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. Edition H.J. Teas, Biology and Ecology of mangroves. Task for Vegetation Science Series Vol 8, Dr. W. Junk Publishers, Lancaster: 151-162.

Henley D.A. 1978. An investigation of proposed effluent discharge into a tropical mangrove estuary. International Conference on Water Pollution Control in Developing Countries. 43–64.

Herteman M. 2005. Dynamique en mangrove guyanaise: régénération des peuplements *d'A. germinans* et dynamique hydrique. Rapport de DEA Fonctionnement des écosystèmes et anthropisation : biosciences de l'environnement. Université Toulouse III/ ENSAT 29p.

Kairo J. G., Lang'at J. K. S., Dahdouh-Guebas F., Bosire J., Karachi M., 2008. Structural development and productivity of replanted mangrove plantations in Kenya. Forest Ecology and Management; 255: 2670-2677.

Lefèvre S. 2009. Rôles des crabes dans la structuration des communautés végétales de mangrove. Rapport de master 2 Fonctionnement des écosystèmes et anthropisation : biosciences de l'environnement. Université Toulouse III/ ENSAT 29p.

Marc, V., Robinson, M. 2004. Application of the deuterium tracing method for the estimation of tree sap flow and stand transpiration of a beech forest (*Fagus silvatica L.*) in a mountainous Mediterranean region. Journal of Hydrology 285, 248-259

Meinzer, F.C., Brooks, J.R., Domec, J.-C., Gartner, B.L., Warren, J.M., Woodruf, D.R., Bible, K. and Shaw, D.C. 2006. Dynamics of water transport and storage in conifers studied with deuterium and heat tracing techniques. Plant, Cell and Environment 29, 105-114.

Mohamed O. S. M., Neukermans G., Kairo J. G. , Dahdouh-Guebas F., Koedam, N. 2009. Mangrove forests in a peri-urban setting: the case of Mombasa (Kenya). Wetlands Ecol Manage, 17:243–255.

Muller E., Lambs L., and Fromard F., 2009. Water use in a mature mangrove of *Avicennia germinans*, French Guiana

Saenger A. 2008. Etude de l'absorption racinaire des arbres de mangrove et leur role sur la qualité des eaux. Rapport de master 2 Fonctionnement des écosystèmes et anthropisation : biosciences de l'environnement. Université Toulouse III/ ENSAT 29p.

Saenger, P. 2002. Mangrove ecology, silviculture and conservation. Kluwer academic publishers. Pp-360.

Skov M. W., Hartnoll R. G. 2001. Comparative suitability of binocular observation, burrow counting and excavation for the quantification of the mangrove fiddler crab Uca annulipes (H. Milne Edwards). Hydrobiologia; 449: 201-212.

Slim F.J., Gwada P.M., Kodjo M., Hemminga M.A. 1996. Biomass and litterfall of Ceriops tagal and Rhizophora mucronata in the mangrove forest of Gazi Bay, Kenya. Marine and Freshwater Research 47(8) 999 – 1007.

Smith T.J. III. 1987. Seed Predation in Relation to Tree Dominance and Distribution in Mangrove Forests. Ecology. 68: 266-273.

Tomlinson P.B. 1986. The Botany of Mangroves. University Press, Cambridge. Tropical biology series.

Twilley R. R., Lugo A. E., Pattersonzucca C. 1986. Litter Production and Turnover in Basin Mangrove Forests in Southwest Florida. Ecology; 67: 670-683.

Wong Y. S., Lan C. Y., Chen G. Z., Li S. H., Chen X. R., Liu Z. P., 1995. Effect of Waste-Water Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia; 295: 243-254.

Wong Y. S., Tam N. F. Y., Lan C. Y. 1997. Mangrove wetlands as wastewater treatment facility: a field trial. Hydrobiologia; 352: 49-59.

## 5.2. Impact des eaux usées sur la photosynthèse et la croissance

**Résumé:**

L'article qui suit analyse l'impact d'eaux usées domestiques sur le fonctionnement et la dynamique de la végétation de la mangrove de Malamani, après 12 et 18 mois de rejets. Une vue aérienne du site d'étude, complétée par des observations sur le terrain de la dynamique de croissance des rameaux et feuilles de palétuviers révèle un effet évident des eaux usées sur la végétation. Sur photographies prises par vol ULM, les parcelles impactées se démarquent du reste de la végétation de mangrove par une coloration verte plus intense. Sur le terrain, la comparaison de feuilles prélevées sur les parcelles impactées et sur les parcelles témoins équivalentes confirme ce changement de coloration.

Pour analyser ces changements en lien avec les rejets d'eaux usées, la structure de la végétation, l'efficacité photosynthétique, la concentration en pigments foliaires, et la croissance des palétuviers ont été suivies dans les parcelles impactées et témoins de deux faciès de mangrove respectivement dominés par *Ceriops tagal* et *Rhizophora mucronata*..

La structure de la végétation a été analysée avant les premiers rejets d'eaux usées (novembre 2006,) puis 6 mois et 18 mois après le début des rejets. Aucune différence significative n'a été observée dans la période et la structure de la végétation n'a pas été modifiée en termes de densité ou de taux de mortalité.

En revanche, l'apport d'eaux usées domestiques prétraitées sur deux faciès de végétation engendre une augmentation significative de l'efficacité photosynthétique, de la concentration en pigments, et de la croissance des palétuviers. Pour *C. tagal*, la concentration en chlorophylle *a* double entre la parcelle témoin et la parcelle impactée (1,47 à 2,88 $mg.g^{-1}_{MS}$ (janvier 2009) et 1,23 à 3,28 $mg.g^{-1}_{MS}$ (avril 2009)). La concentration moyenne en caroténoïdes augmente de 0,39 (témoin) à 0,83 $mg.g^{-1}_{MS}$ (impactés), et en xanthophylles de 0,07 (témoin) et 0,14 $mg.g^{-1}_{MS}$ (impactés). Pour *R. mucronata*, la concentration en chlorophylle *a* augmente aussi significativement de 2,08 à 2,87 $mg.g^{-1}_{MS}$ (janvier 2009) et de 3,01 à 4,01 $mg.g^{-1}_{MS}$ (avril 2009). La concentration moyenne en caroténoïdes augmente de 0,70 (témoin) à 0,9 $mg.g^{-1}_{MS}$ (impactés), et en xanthophylles de 0,12 (témoin) et 0,17 $mg.g^{-1}_{MS}$ (impactés).

Le taux photosynthétique moyen augmente significativement de 5,98 (témoin) à 9,69 (impacté) $\mu mol.m^{-2}.s^{-1}$ pour les *C. tagal* ainsi que pour les *R. mucronata* : 8.68 (témoin) contre 10,66 (impacté) $\mu mol.m^{-2}.s^{-1}$. Enfin, les effluents ont aussi engendré une augmentation significative de la croissance des palétuviers, en particulier de la longueur et largeur des feuilles, de la taille des rameaux et de la longueur des propagules.

Composées essentiellement de N, P et véritable apport en eau douce, les eaux usées ont le même effet qu'un fertilisant, d'autant plus dans un milieu aussi pauvre en nutriments et aussi salé que les sédiments de mangrove. Ces résultats mettent en avant la capacité de cet écosystème à absorber l'apport de composants organiques comme l'azote sans provoquer de rupture dans l'équilibre fonctionnel observable à court terme et sans effets secondaires apparents sur la végétation. Cependant, de récents articles ont mis en avant des conséquences négatives face à l'enrichissement excessif en éléments nutritifs dans la mangrove (Martin et al., 2010), pouvant même conduire à la mort des palétuviers dans des condition de salinité élevée (Lovelock et al.., 2009).

Si nos résultats semblent démontrer que des eaux usées domestiques ont des effets positifs sur le fonctionnement de la mangrove après 18 mois de rejets, certains auteurs montrent néanmoins que l'excès de N et P pourrait, dans certains cas, entrainer une rupture fonctionnelle pour la végétation de mangrove (Lovelock et al., 2009 ; Martin et al., 2010). Tandis que nos résultats préliminaires montrent que les eaux usées sont absorbées par les palétuviers et stimulent le fonctionnement de la végétation, des expérimentations doivent être poursuivies et des bilans de N total et P doivent être établis afin d'évaluer l'efficacité bioremédiatrice de la mangrove et de connaitre les effets cumulés de l'apport des eaux usées à plus long terme.

# Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthetic efficiency and growth of mangrove trees: a field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean.

**M. Herteman[a,*], F. Fromard[a], L. Lambs[a],**

[a] *ECOLAB - Laboratoire d'écologie fonctionnelle, UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT), 29 rue Jeanne Marvig - 31055 Toulouse-France*

* Corresponding author,
Tel: 00 33 5 62 26 99 86
Fax: 00 33 5 62 26 99 99
E-mail adresses : herteman@cict.fr, lambs@cict.fr

Submitted for publication to *Environmental Pollution*

**Abstract**

After 12 and 18 months of daily wastewater discharge onto mangrove plots in Mayotte Island, SW Indian Ocean, leaf pigment content, photosynthetic efficiency and growth of *Rhizophora mucronata* and *Ceriops tagal* mangrove trees were evaluated and compared with similar individuals from control plots. Chlorophyll and carotenoid contents, measured using an HPLC analyser, were significantly higher in leaves of mangrove trees receiving wastewater discharges. Photosynthetic efficiency and transpiration rate, analysed using an LCi portable system, increased significantly for mangrove trees in impacted plots. Measurements of leaf areas, young branch length and propagule length showed significant increases in plots receiving wastewater. These results suggest a beneficial effect of domestic wastewater on *R. mucronata* and *C. tagal* mangrove tree functioning. Analyses and observations on mangrove ecosystems as a whole – taking into account water and sediment compartments, crab populations and nitrogen and phosphorus cycles – are nevertheless necessary for evaluation of bioremediation capacities of mangrove ecosystems.

**Keywords**: Wastewater, Mangrove plants, Photosynthesis, Chlorophyll, Growth

## 1. Introduction

### *1.1. Mangroves and bioremediation*

The utilisation of mangrove swamps as natural systems for wastewater treatment has been proposed as an efficient and low-cost solution for tropical coastal areas. Characterised by a high primary production and biomass and established as often as not on nutrient-poor sediments, mangrove ecosystems are considered able to absorb nutrients in excess contained in sewage, without any major structural or functional disturbance (Saenger, 2002).

Nedwell (1975) showed that the discharge of pretreated wastewater into a mangrove swamp in Fiji could be a means of reducing eutrophication in coastal waters, and therefore suggested that mangroves might be used as the final stage in sewage treatment. Clough et al. (1983) published one of the first review articles dealing with the impact of sewage on mangrove ecosystems. These authors established that the capacity of mangroves to remove nutrients from sewage was largely determined by hydrodynamic factors in the short term and that the efficiency of the processes was largely dependent on the sediment properties and biological characteristics of the ecosystem in the longer term. Corredor and Morell (1994) demonstrated that the excess nitrogen coming from a sewage treatment plant in Puerto Rico could be absorbed by the mangrove ecosystem through natural denitrification processes, without any damage.

In an exploration of the different aspects of the role of mangrove swamps as sinks for wastewater-borne pollutants through numerous experiments conducted in the Hong Kong and Shenzen area (South China), Tam and Wong (1995, 1996) successively showed that mangrove soils are good traps to fix phosphorus and certain heavy metals from wastewater; that no significant change was observed in the plant community structure or in leaf nutrient content of a mangrove site receiving wastewater discharges for one year (Wong et al., 1995, 1997); and that litter production and decomposition were not perturbed (Tam et al., 1998). The addition of wastewater to mangrove soils also seems to stimulate the growth of microbial populations, probably through nutrients and carbon components present in wastewater (Tam, 1998). More recently, these authors showed that a mangrove plant community growing in a constructed microcosm receiving wastewater was effective in removing organic matter, nitrogen and phosphorus (Wu et al., 2008), but also indicated from greenhouse experiments that strong wastewater discharge could induce disturbances in the functioning of the mangrove tree rhizosphere (Pi et al., 2010).

### *1.2. Mangrove tree growth and nutrient enrichment*

While the use of mangrove ecosystems for removing pollutants from sewage discharges is becoming rather well documented, the response of mangrove plants themselves in terms of growth should be analysed and controlled, and results in this domain are still contradictory. Henley (1978) reported that mangrove tree growth in Darwin area,Australia, was not affected when they received sewage discharges, and Clough et al. (1983) concluded that nutrient enrichment of a mangrove ecosystem through wastewater supply did not appear harmful and in some cases might have a beneficial effect on growth and productivity. Kelly (1995),

investigating the impact of sewage effluents on mangroves dominated by *Avicennia marina* in Australia, found that the N and P leaf concentrations were higher at impacted sites, but no clear growth-enhancing effects were noted at these same sites. From similar experiments concerning the two mangrove species *Kandelia candel* and *Aegiceras corniculatum*, Wong et al. (1995) did not find any significant differences in plant growth after one year of sewage discharges, but noted that effects – positive or adverse – on vegetation functioning could become apparent only over a longer term. Mandura (1997) studied *A. marina* stands in Saudi Arabia that had received sewage discharges for at least 15 years, and showed that growth, distribution and structure of pneumatophores had been greatly perturbed, leading to retarded growth of the mangrove trees.

More recently, Lovelock et al. (2009) established that nutrient enrichment (N and P) could increase the mortality of mangroves in sites characterised by low annual rainfall and high sediment salinity. These authors added that mortality rates were significant in landward scrub forests and no tree deaths occurred in fringe forests. Lovelock et al. (2004) and Martin et al. (2010) specified that N and P enrichment significantly increased mangrove tree growth, but in certain salinity conditions might alter the structure of mangrove forests.

### *1.3. Mangrove tree functioning and environmental stresses*

Relationships between nutrient enrichment and metabolic processes in mangroves are still little documented. Peculiarly, data on photosynthesis activity in mangrove trees as a functional marker of their health state are rare; such data are generally linked to hydrological and salinity parameters and take into account propagule populations in greenhouse conditions (Ball and Farquhar, 1984; Youssef and Saenger, 1998; Kao and Tsai, 1999; Kao et al,. 2001; Krauss and Allen, 2003). Some studies considered the links between mangrove structure (scrub vs. fringe mangrove), mangrove tree height and photosynthesis characteristics (Lin and Sternberg, 1992; Lovelock et al., 2004), and Naidoo and Chirkoot (2004) established in a specific context that photosynthetic performance of *A. marina* was reduced when coal dust was deposited on the leaf surface of the mangrove trees.

In other studies, pigment content of mangrove leaves has been analysed in relation to the light environment of the mangrove forest canopy (Lovelock and Clough, 1992; Moorthy and Kathiresan, 1997). Rajesh et al. (1998) established correlations between growth rate, photosynthetic and pigment characteristics, and salinity levels for *Ceriops* populations. MacFarlane and Burchett (2001) showed that photosynthetic pigment concentration decreased in *A. marina* populations impacted by heavy metals, and MacFarlane (2002) suggested that

photosynthetic pigments could be considered as biological indicators of stress for mangrove trees.

*1.4. Mayotte Island context and bioremediation project*

The Mayotte Archipelago, West Indian Ocean, is currently experiencing environmental degradation linked to a very important increase of population and rapid economic development. Sewage treatment is largely deficient in Mayotte and constitutes a major problem for the local authorities. Only one sewage plant, built in 2001 and recently renovated (2010), treats wastewater in Mamoudzou, the main town of Mayotte; however, the majority of effluent flows – directly or after having crossed mangrove swamps at the ends of bays – into the vast coral reef lagoon surrounding the island.

In this context, experiments have been launched at Malamani, SW Mayotte, to evaluate the bioremediation capacities of a mangrove swamp receiving, in controlled conditions, pretreated domestic wastewater. Water bodies, sediment, vegetation and fauna (crab populations) of mangrove ecosystems have been taken into account and analysed (Herteman, 2010; Herteman et al., submitted for publication) and experiments are still in progress at the Malamani study site.

We now report investigations concerning mangrove vegetation functioning after 12 and 18 months of daily wastewater discharge. An aerial survey of the study site clearly showed a change in the colour of the mangrove canopy, turning from light green to strong green, corresponding to mangrove plots receiving wastewater (Fig. 1a). This change appeared 6 months after the first sewage discharges in the mangroves and persisted 12 months later; the change in leaf colour clearly corresponds to the discharge. Observations in the field confirmed the colour change of the mangrove leaves and also showed obvious differences in branch length between control and impacted plots (Fig. 1b and c). To analyse such changes in vegetation and evaluate the impact of wastewater, photosynthetic pigment concentrations, photosynthetic activity and growth of mangrove trees were followed in impacted and non-impacted mangrove plots, in two different facies, respectively dominated by *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata*.

## 2. Materials and methods

### *2.1. Study area*

Mayotte Island is a dependent French overseas territory in the Comoro Archipelago, located in the Mozambique Channel, SW Indian Ocean (Fig. 2). The little volcanic island (376 $km^2$) is surrounded by an almost continuous barrier reef system enclosing one of the largest lagoons in the world (1500 $km^2$). Mangrove swamps are developed at the ends of bays on around 650 ha. The tide range is high for an oceanic island, reaching up to 4 m in spring tides. Mayotte's climate is maritime tropical, with a warm wet season from November to April (mean seasonal rainfall and temperature: 1200 mm and 27.2 °C respectively) and a cooler dry season from May to October (210 mm and 25.1 °C).

The study area is located in Chirongui Bay, southwest of Mayotte (12°55′ S, 45°09′ E). A primary treatment unit sized for 400-equivalent inhabitants daily receives domestic wastewater from Malamani village. Wastewater is decanted and stored, and then carried through a pipe network to the mangrove area. Time delivery and discharge volumes are automatically controlled by a SOFREL processing system. Wastewater is then delivered every second low tide onto two mangrove plots respectively dominated by *C. tagal* and *R. mucronata* at the rate of 10 $m^3$ per 24 h on each 45 m × 15 m plot. A third 45 m × 15 m plot connected to the pipe network automatically receives wastewater in excess, particularly in the rainy season when discharge volumes exceed 20 $m^3$ per day (Fig. 2c).

Photosynthetic pigment concentration, photosynthetic efficiency and growth of mangrove trees were analysed 12 and 18 months after commencement of wastewater discharges in the two impacted plots, and in two equivalent control plots. The average composition of the wastewater is given in Table 1, and the vegetation structure of the four plots is presented in Table 2.

### *2.2. Photosynthetic pigment analyses*

Mature and healthy leaves of 12 random patches in each of the four plots were collected in January (wet season) and April (beginning of dry season) 2009 and rapidly stored in a cold place (cooler box during transport, then –80 °C freezer in laboratory). Three disks 18 mm in diameter were cut from each leaf patch sample, crushed with 50 mg Fontainebleau sand, rinsed with 20 ml methanol, and then placed under ultrasound for 3 min. Mixtures were stored for 15 min at –20 °C, and then spin-dried (5 min in –1 °C centrifuge at 3500 rpm).

Samples of floated material were taken (1 ml), filtered through 0.2 μm syringe filters, and then analysed using HPLC.

*2.3. Photosynthetic efficiency and transpiration rate*

The net photosynthetic rate was measured on intact, mature *C. tagal* and R. *mucronata* leaves with a portable photosynthesis system (ADC Bioscientific Ltd portable), equipped with a 6.25 $cm^2$ leaf chamber. We measured 150 and 120 leaves respectively in each *C. tagal* and *R. mucronata* 45 m × 15 m plot. Three successive measurements were made for each sampled leaf at intervals of 25 seconds. All measurements were made between 10:00 and 13:00 h, on sunny days and under the following conditions: photosynthetically active radiance : 1000–2000 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$, relative humidity: 65 ± 5%, temperature: 30 ± 2 °C.

*2.3. Growth rate measurements*

Leaf measurements: In each control and impacted plot (*C. tagal* and *R. mucronata* stands), 90 mature and healthy leaves were randomly collected, and their lengths and widths measured. Fresh and dry weights were measured, and leaf areas were calculated using ImageJ software and leaf digitisation. Leaf area–weight relationships were determined. Measurements were made in April and October 2009.

Branch measurements: In each *C. tagal* plot, 60 branches were measured on 15 trees, i.e. four branches per tree, distributed in the upper, middle and lower parts of the control and impacted plots. In the *R. mucronata* plots, 39 branches were measured on 13 trees, i.e. three branches per tree, distributed throughout the control and impacted plots.

*2.4. Statistical analyses*

The Shapiro test was conducted on each dataset (pigment concentration, photosynthetic efficiency and transpiration rate, growth rate measurements) and showed that data were normally distributed. Mean values and standard deviation were calculated.

One-way ANOVA (for $p \leq 0.05$ and $p \leq 0.01$) was employed to test the significance of differences between control and impacted plots, between dates and between species, for each dataset except propagule lengths, which were analysed using Student's *t*-test ($p \leq 0.05$).

All analyses were performed using the PAST software, version 1.94b (Hammer et al., 2001).

## 3. Results

### *3.1. Vegetation structure*

Mangroves on the study site are developed over a length of about 600 m with a classical zonation according to inundation and salinity gradients, i.e. from landward to seaward: a degraded *Heritiera littoralis* stand at the upper limit of tide influence, followed by a barren salt flat or "tanne" surrounded by old *A. marina* trees, a dense and a low *C. tagal* stand progressively mixed with *R. mucronata* individuals, a high and important *R. mucronata* stand including scattered patches of *Bruguiera gymnorrhiza*, and finally on the lagoon side a well-developed *Sonneratia alba* zone.

Experiments were conducted in two mangrove facies, chosen for their representativeness and their important development in most mangrove stands in Mayotte, namely *C. tagal* and *R. mucronata* facies. Structures are described in Table 2. The *C. tagal* facies were largely dominated by the eponymous species, which represented 90% of the specific composition, with 9% for *R. mucronata* and a few individuals of *A. marina* in the upper part of the stand and rare *B. gymnorrhiza* in the lower part. Total density is very high with 69 500 ind $ha^{-1}$ and 62 750 ind $ha^{-1}$ for *C. tagal*. *C. tagal* individuals are small trees with 2.2 ± 1.1 cm trunk diameter and 1.7 ± 0.9 m in height. The second facies is dominated by *R. mucronata* (79%) with *C. tagal* individuals in the upper part (16%) and patches of *B. gymnorrhiza* (5%). Total density is lower, with 7900 ind $ha^{-1}$ and 6250 ind $ha^{-1}$ for *R. mucronata*. The mean trunk diameter for dominant individuals of *R. mucronata* is 16.1 ± 5.2 cm with a height of 7.1 ± 2.1m.

It is important to note that the vegetation structure was analysed successively in November 2006, before the first sewage discharges, and in November 2008, 6 months after discharges began. No significant difference was observed within the period. We also noted that the vegetation structure had not changed after 12 and 18 months of discharges when functional analyses were made, in terms of density or mortality rates. Regeneration seems to be enhanced in impacted plots and density of canopy as well. Analyses are currently underway to quantify these processes.

### *3.2. Photosynthetic pigment concentration*

Table 3 and Figure 3 show the results of analyses of chlorophyll a and b, β-carotenoid, xanthophyll and pheophytin pigments extracted from *C. tagal* and *R. mucronata* leaves sampled in control and impacted plots (January 2009, April 2009).

Pigment content appears to be significantly higher in plots having received wastewater than in control plots, for all pigment types, for the two dates analysed and for both *C. tagal* and *R. mucronata* stands, except for chlorophyll b, for which results are not significant for *R. mucronata* in January 2009.

Pigment concentration increased around twofold between *C. tagal* control and impacted stands and for the two dates, i.e. from 1.47 to 2.88 mg $g^{-1}$ dw (January 2009) and 1.23 to 3.28 mg $g^{-1}$ dw (April 2009) for chlorophyll a. In comparison, the increase in *R. mucronata* is significant but moderated, i.e. from 2.08 to 2.87 mg $g^{-1}$ dw (January 2009) and from 3.01 to 4.01 mg $g^{-1}$ dw (April 2009) for chlorophyll a.

In *C. tagal* plots, we note that differences between the two control plots and between the two impacted plots are not significant between January and April, for all pigments. For instance, changes were from 1.47 to 1.23 (control plots) and 2.88 to 3.28 mg $g^{-1}$ dw (impacted plots) for chlorophyll a, 0.43 to 0.36 (control) and 0.79 to 0.87 (impacted) for carotenoids, and 0.07 to 0.06 (control) and 0.13 to 0.15 (impacted) for xanthophylls. Similar comparisons for *R. mucronata*, however, show significant increases between dates, with 2.08 to 3.01 (control) and 2.87 to 4.01 (impacted) for chlorophyll a, 0.58 to 0.82 (control) and 0.76 to 1.04 (impacted) for carotenoids, and 0.1 to 0.14 (control) and 0.14 to 0.19 (impacted) for xanthophylls.

### *3.3. Photosynthetic efficiency and transpiration rate*

Table 4 and Figure 4 summarise results for both parameters, for measurements made in April 2009 (end of wet season) and October 2009 (end of dry season).

Photosynthetic efficiency appears significantly higher in plots receiving wastewater than in control plots, in April (6.14 vs. 9.86 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$) and October (5.82 vs. 9.53 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$) for *C. tagal* plots and in October 2009 only (8.68 vs. 10.66 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$) for *R. mucronata* plots.

Comparisons between species show that the photosynthetic efficiency is significantly higher in *R. mucronata* than in *C. tagal*, in both control (respectively 12.52 vs. 6.14 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$ in April, 8.68 vs. 5.82 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$ in October) and impacted plots (12.62 vs. 9.86 and 10.66 vs. 9.53) and for each of the dates considered. The photosynthetic rate also appears slightly but significantly higher for both species at the end of the wet season (April) than at the end of the dry season (October).

If we compare transpiration rates between control and impacted plots, measurements indicate significant differences for both species in April with higher values in plots receiving wastewater (respectively 3.95 vs. 2.47 mmol $m^{-2}$ $s^{-1}$ for *C. tagal*, and 4.1 vs. 3.53 mmol $m^{-2}$ $s^{-1}$ for *R. mucronata*), while the differences are not significantly different in October (3.64 vs. 3.65 for *C. tagal* and 3.27 vs. 3.64 for *R. mucronata*).

*3.4. Growth rate measurements*

Results for leaf (length, width, weight, surface area), branch and propagule (length) measurements after 12 and 18 months (April 2009 and October 2009) are presented in Table 5 and Figure 5.

Except for *R. mucronata* measurements in April, leaf length and width and consequently leaf area are significantly higher for samples collected in impacted plots for both species and dates, i.e. for leaf areas, respectively 15.9 (control plots) and 37.9 $cm^2$ (impacted plots) for *C. tagal* and 63.2 (control) and 89.5 (impacted) in October for *R. mucronata.*

The leaves of both species are slightly heavier (dry weight) for both species, and leaf area-to-weight ratios are significantly higher in impacted conditions than in controlled ones.

Concerning branch length, all results are significant with important increases, i.e. 4.68 to 13.38 cm for *C. tagal* and 16.04 to 20.06 cm for *R. mucronata* in October. No significant seasonal change appeared in branch length from April to October for either species or plot conditions.

Finally, the impact of wastewater supply in mangrove plots significantly increased propagule length in both species, i.e. 16.4 to 32.1 cm for *C. tagal* and 32.1 to 39.1 cm for *R. mucronata*.

## 4. Discussion

### *4.1. Leaf pigment concentration in mangrove trees and wastewater effects*

In natural conditions in Mayotte Island, we established that pigment concentration was significantly higher in *R. mucronata* than in *C. tagal* leaves, peculiarly for chlorophyll a, the trigger element of photochemical processes. Chlorophyll a:b ratios, considered to be a significant index of photosynthetic functioning, exhibit very stable and similar values for both species and dates, corresponding to values given by Das et al. (2002) for *R. apiculata* and *B. gymnorrhiza*, and by Basak et al. (1996) for *R. mucronata* and *C. decandra.* As noted by these authors, carotenoid content is very low in the *Rhizophoraceae* family, as we observed in Mayotte Island in natural conditions.

The supply of wastewater to mangrove plots enhances pigment concentration in mangrove leaves, with clear increases for chlorophylls, carotenoids and xanthophylls in both species. While no data were found in the literature directly concerning the relationships between pigment concentration in mangrove leaves and wastewater supplies, many authors have considered pigment concentration in relation to environmental factors. Medina and Francisco (1997) established that chlorophyll content appeared to be higher in mangrove leaves of riverine mangrove stands and lower in leaves of mangroves from dry sites, and added that N and P leaf concentrations and areas varied in the same way between dry and wet sites. Authors interpreted such results as interactions between salinity and water stresses, in relation to nutrient supplies and photosynthetic productivity. MacFarlane and Burchett (2001) and MacFarlane (2002) showed links between leaf chlorophylls (a + b) and carotenoid content of *A. marina* and heavy metal concentration in mangrove sediment. Ye et al. (2003) examining the effects of waterlogging on growth and physiological characteristics of *B. gymnorrhiza* and *Kandelia candel (Rhizophoraceae*), showed that chlorophyll and carotenoid concentrations increased when waterlogging duration and intensity increased.

Wastewater supply to impacted mangrove plots in Malamani contributes both to lower salinity level – fresh water is added to the ecosystem – and to increased N and P rates. The average composition of sewage (Table 1) indicates the amount and the nature of nitrogen and phosphorus compounds delivered daily to mangrove plots. Moreover, we established that wastewater delivered to mangroves at low tide rapidly seeps into sediment and is progressively absorbed by vegetation, and that N and P compounds are at least partially used by mangrove trees (Herteman, 2010; Herteman et al., submitted). The change in the colour of the vegetation of impacted plots (Fig. 1) also reflects these processes and corresponds to the

increase in leaf pigment concentration. As proposed by the authors cited above, pigment concentration may thus be considered a marker of stress conditions for mangrove trees, or a marker of change in mangrove functioning, revealing pollution with heavy metals (MacFarlane et al., 2001; MacFarlane, 2002) or an excess of nutrient, as we demonstrated in our Malamani experiments. From a more general point of view, studies of pigment content in higher plants as biomarkers are rare, and essentially concerned micro-algae where pigment content is directly linked to living biomass (Wilhem et al., 1995). Brain and Cedergreen (2009), in a recent review on biomarkers in aquatic plants, indicated advantages for considering pigment content as a biomarker: it is an easy-to-measure and robust parameter and, furthermore, visual observation, as in our Malamani experiments, may preclude the necessity of measuring pigment content. These authors added that chlorophylls and carotenoids were the primary light-capturing pigments in higher plants, absorbing light energy for photosynthesis. Nutrient status, with light intensity or temperature, is one of the factors affecting the content of photosynthetic pigments. At high nutrient availability, and particularly with excess N, pigment content increases and enhances carbon fixation.

*4.2. Photosynthetic processes*

Pigment concentration is directly linked to photosynthetic activity, and photosynthetic rates and pigment content, i.e. chlorophyll a:b ratio, have been found to be correlated (Anderson et al., 1988; Das et al., 2002).

Measurements of photosynthetic efficiency in control plots in Malamani clearly indicate differences between species, with the highest values obtained in *R. mucronata*, where the highest pigment concentrations were also found. Theuri et al. (1999) obtained similar results with higher values for *R. mucronata* than for *C. tagal* in mangrove stands in Kenya. Nevertheless, these authors globally found lower values in Kenyan mangroves than in Mayotte (respectively around 1.5 and 1.2 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$ for *R. mucronata* and *C. tagal*) and important seasonal variation, with twofold values in the wet season (respectively around 4.0 and 3.0 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$) while seasonal changes in Malamani were not significant. Transpiration rate levels are also greater in Mayotte (2.45–3.65 mm $m^{-2}$ $s^{-1}$) than in Kenyan mangrove (0.78–0.94 mm $m^{-2}$ $s^{-1}$).

Clough et al. (1997) and Clough (1998) found high values of photosynthetic rates for *R. apiculata* (average rate for the whole canopy: 9.0 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$) and different *Rhizophoraceae* (6.13–12.9 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$), with higher values for *Rhizophora spp* and lower values for *C.*

*australis*). These authors added that rates of photosynthesis efficiency may be substantially lower in mangrove stands characterised by higher aridity and salinity conditions with values around 4 to 5 μmol $m^{-2}$ $s^{-1}$.

In the mangrove stands of Malamani, wastewater supplies clearly contribute to increased photosynthetic rates in impacted mangrove plots as they lead to an increase in pigment concentrations. As we noticed above, wastewater contributes to lower salinity rates, enriches the mangrove ecosystem in N and P nutrients, and consequently enhances photosynthesis efficiency. Sobrado (2000) and Li et al. (2008) indicated similar relationships between salinity conditions and photosynthesis processes for different mangrove trees including *Rhizophoraceae*, and Kao et al. (2001) showed that an increase in N availability increased photosynthetic rates for the *Rhizophoraceae K. candel.* Li et al. (2008) added that high levels of Na concentration in mangrove trees inhibited electron transport in photosynthetic processes and consequently led to a decrease in photosynthetic efficiency.

*4.3. Mangrove growth rates and wastewater supplies*

Increased mangrove growth rates (leaf dimensions and surface areas, branch length) observed in impacted plots at the study site are a direct effect of enhancement in photosynthetic efficiency and of the increase in leaf pigment concentration. The supply of freshwater and nutrients (N and P), particularly through wastewater discharges, is known to induce increases in mangrove tree growth (Clough et al., 1983) by acting as a fertiliser supply in the ecosystem (Boto and Wellington, 1983). Onuf et al. (1977) also observed that a *Rhizophora* mangrove stand naturally enriched with guano from a bird colony exhibited significant enhancement of growth. Clough et al. (1983), analysing all these results, concluded that "nutrient enrichment from fertilization or from sewage effluent is not likely to be deleterious to mangroves, and may be beneficial where the nutrient status of the mangroves is low". Lin and Sternberg (1992), and more recently Lovelock and Feller (2003) and Lovelock et al. (2004), while analysing functional differences between scrub and fringe mangroves, established that $CO_2$ assimilation rate and photosynthetic efficiency seem to be lower in scrub facies, also characterised by high salinity levels. Conversely, fertilisation by N and P supplies may induce significant shoot growth in dwarf mangrove stands.

Recent papers, however, have emphasised potential negative consequences of excessive nutrient enrichment in mangroves. They established, for instance, that excessive N supply might induce changes in root-to-shoot ratio (development of shoots at the expense of roots)

and increase the vulnerability of mangrove stands in high-saline environments (Martin et al., 2010), or even lead to the death of mangrove trees in high salinity and low rainfall conditions (Lovelock et al., 2009). In this last study, nutrient enrichment seems to have been through a single, massive supply annually or biannually, i.e. 300 g of urea or phosphate into holes cored on either side of the tree stems. Notice that these amounts correspond to the total amount of N provided to our impacted plots in a whole year, but delivered daily every second low tide to our experimental mangrove stands. The kinetics of absorption and assimilation of nutrients is then certainly different in the two cases, and thus the consequences on mangrove tree metabolism will be different as well. While no negative effect on mangrove vegetation appeared after 18 months of wastewater supplies in the mangroves of Malamani, we will still require continuing control experiments to assess the long-term efficiency of bioremediation through mangrove ecosystem. In another domain, Penha-Lopez et al. (2010) indicated, from mesocosm experiments, that sewage contamination caused disturbances to gastropod populations (*Terebralia palustris*) associated with mangrove trees. In the Malamani study site, preliminary results did not show any change in crab populations impacted by wastewater (Herteman, 2010), but further experiments are planned to evaluate potential effects over a longer term.

## 5. Conclusions

The present study showed that domestic wastewater discharges induced important changes in mangrove vegetation. In particular, the wastewater:

- increased leaf pigment content in *C. tagal* and *R. mucronata* stands impacted with 12 to 18 months of daily supplies;
- enhanced significantly photosynthetic activity and transpiration rate; and
- induced significant increase in leaf area and branch length of impacted mangrove stands.

At the same time, no evident modification appeared in general structure or functioning of mangrove vegetation.

If our results seem to demonstrate that pretreated domestic wastewater may have beneficial effects on mangrove functioning, a survey of the literature nevertheless shows that N and P excess, brought through domestic wastewater or experimental supplies, could in certain conditions and over a long term induce dysfunctioning in mangrove vegetation.

Further experimentation and analyses are necessary before we can clearly define the possible role of mangrove ecosystems in bioremediation of domestic wastewater.

Such experimentation is currently in progress in the Malamani study site, taking into account the different compartments of the mangrove ecosystem and their interactions, i.e. salty and freshwater bodies, sediment, crab populations and the structure and functioning of the mangrove vegetation. While the preliminary results in this paper show that wastewater is effectively absorbed by mangrove trees and induces enhancement of mangrove tree functioning, global N and P balances must be established for better quantification. Another avenue of research, also in progress, is to improve wastewater treatment in the primary treatment unit before its discharge into mangrove stands.

**Acknowledgements**

This work was part of a programme on the role of the mangrove ecosystem in wastewater treatment in Mayotte Island, co-funded by the Water Syndicate of Mayotte (SIEAM, 2006–2010) and the French National Research Centre (CNRS) through the Ecological Engineering Programme (2007).

The first author is a doctoral researcher funded by the ANRT (Association Nationale de la Recherche Technique) through the CIFRE grant 250/2006.

| | $NO_3$ | $NO_2$ | $NO_3$+$NO_2$ | $NH_4$ | $PO_4$ |
|---|---|---|---|---|---|

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| July 02, 2009 | 1.40 | 0.17 | 1.57 | - | 8.40 |
| April 01, 2009 | 1.09 | 0.01 | 1.10 | 1.18 | 5.61 |
| October 10, 2009 | 0.01 | 0.02 | 0.03 | 1.95 | 12.55 |

**Table 1**: Nutrient composition of domestic wastewater after pre-treatment in decanter. Analyses realised on July 02, 2009 SIEAM Laboratory (Mayotte); on April 01 and October 10, 2009, ARVAM Laboratory (La Réunion Island). Unit: $mg.l^{-1}$.

| Facies | Species | Specific dominance (%) | Density (n $ha^{-1}$) | Dbh (<10 cm) | Dbh (>10 cm) | Height (m) (Ø<10cm) | Height (m) (Ø>10cm) | Basal area ($m^2$ $ha^{-1}$) | Dead ind. (n $ha^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *C. tagal* | *A. marina* | 0.7 | 500 | 5.8 | - | 2.8 | - | 2.8 | 250 |
| | *B. gymn.* | 0.3 | 250 | 3.2 | - | 0.6 | - | 0.4 | 0 |
| | *C. tagal* | 90.0 | 62750 | 2.2 | - | 1.7 | - | 31.1 | 3500 |
| | *R. mucr.* | 9.0 | 6000 | 4.8 | 11.1 | 2.7 | 3.5 | 18.2 | 250 |
| *R. mucr.* | *B. gymn.* | 5.0 | 350 | 3.9 | 21.7 | 2.2 | 5.8 | 0.29 | 50 |
| | *C. tagal* | 16.0 | 1300 | 4.1 | - | 2.6 | - | 2.04 | 50 |
| | *R. mucr.* | 79.0 | 6250 | 6.4 | 16.1 | 3.7 | 7.1 | 71.5 | 200 |

**Table 2**: Structural analyses of mangrove plots, before wastewater discharge (November 2006).

| | *C. tagal* Facies | | | | | | *R. mucronata* Facies | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | January 2009 | | | April 2009 | | | January 2009 | | | April 2009 | | |
| | Control | Impacted | | Control | impacted | | Control | impacted | | Control | Impacted | |
| Chlorophyll a | 1.47 ± 0.59 | 2.88 ± 0.76 | ** | 1.23 ± 0.41 | 3.28 ± 0.68 | ** | 2.08 ± 0.68 | 2.87 ± 0.68 | ** | 3.01 ± 0.67 | 4.01 ± 0.75 | ** |
| Chlorophyll b | 0.43 ± 0.19 | 0.89 ± 0.26 | ** | 0.34 ± 0.12 | 1.03 ± 0.22 | * | 0.60 ± 0.1 | 0.88 ± 0.23 | ** | 0.9 ± 0.21 | 1.31 ± 0.29 | ** |
| Chl a:b | 3.46 ± 0.2 | 3.25 ± 0.15 | | 3.64 ± 0.15 | 3.18 ± 0.14 | | 3.46 ± 0.15 | 3.28 ± 0.15 | | 3.33 ± 0.21 | 3.09 ± 0.18 | |
| β-carotenoid | 0.43 ± 0.16 | 0.79 ± 0.18 | ** | 0.36 ± 0.12 | 0.87 ± 0.2 | ** | 0.58 ± 0.08 | 0.76 ± 0.2 | ** | 0.82 ± 0.20 | 1.04 ± 0.18 | * |
| Xanthophyll | 0.07 ± 0.02 | 0.13 ± 0.03 | ** | 0.06 ± 0.02 | 0.15 ± 0.03 | ** | 0.1 ± 0.01 | 0.14 ± 0.03 | ** | 0.14 ± 0.03 | 0.19 ± 0.03 | ** |
| Pheophytin | 0.004 ± 0.003 | 0.01 ± 0.004 | ** | 0.004 ± 0.002 | 0.018 ± 0.005 | ** | 0.01 ± 0.003 | 0.01 ± 0.005 | NS | 0.01 ± 0.004 | 0.02 ± 0.005 | NS |

**Table 3:** Leaf pigment content of *C. tagal* and *R. mucronata*, in control and impacted plots, January and April 2009 ($mg.g^{-1}$ dry-weight). Significant differences between control and impacted plots with *: $P \leq 0.05$ and **: $P \leq 0.01$. NS: non significant (n=12 for each modality).

| | *Ceriops tagal* | | | | *Rhizophora mucronata* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | April 2009 | | October 2009 | | April 2009 | | October 2009 | |
| | Control | Impacted | Control | Impacted | Control | Impacted | Control | Impacted |
| Photosynthesis rate | 6.14 ± 1.9 | 9.86±1.52 | 5.82±1.3 | 9.53±1.35 | 12.5±2.7 | 12.62±2.39 | 8.68±4.02 | 10.66±2.98 |
| Transpiration rate | 2.47±0.94 | 3.95±0.82 | 3.65±0.89 | 3.64±0.89 | 3.53±1.11 | 4.1±1.18 | 3.64±1.11 | 3.27±0.75 |

**Table 4:** Photosynthesis efficiency and transpiration rate in leaves of *C. tagal* (n: 150) and *R. mucronata* (n: 120), in control and impacted plots, April and October 2009 (mean ± Sd).

| | *Ceriops tagal* | | | | *Rhizophora mucronata* | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | April | | October | | April | | October | |
| | Control | Impacted | Control | Impacted | Control | Impacted | Control | Impacted |
| Shoot length | 4.68 ± 2.5 | 13.38 ± 4.26 | 5,01 ± 3,44 | 12,82 ± 1,5 | 16.04 ± 2.11 | 20.06 ± 2.63 | 9.16 ± 6.19 | 8.88 ± 6.02 |
| Internodes number | 1.28 ± 0.52 | 3.28 ± 0.94 | 2,1 ± 0,7 | 3,26 ± 0,91 | 3.67 ± 1.4 | 2.82 ± 0.5 | 17.25 ± 1.25 | 21,17 ± 2.03 |
| Leaf number per shoot | 8.6 ± 5.47 | 9.6 ± 7.33 | | 5,2 ± 1,28 | 5.87 ± 1.47 | 5.25 ± 1.05 | 4.7 ± 1.7 | 4,23 ± 1.06 |

**Table 5:** Shoot length, internode number and leaf number per shoot for *C. tagal* and *R. mucronata*, in control and impacted plots, April and October 2009 (mean ± Sd, n=60).

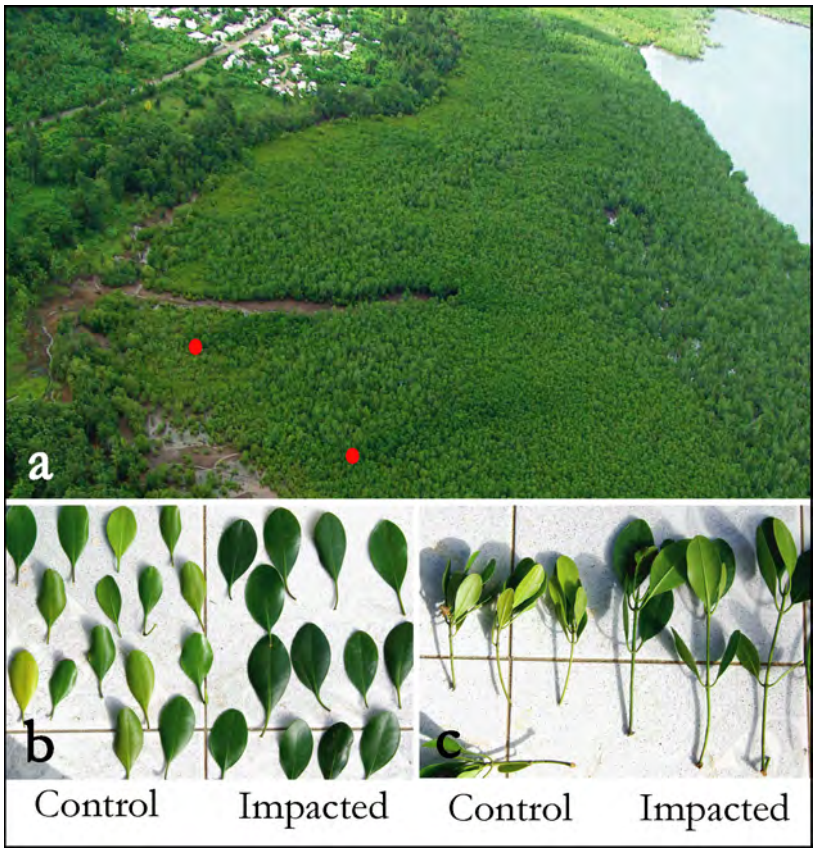



**Figure 1.** (a) The study site, aerial photography from microlight. The two impacted plots are characterised by a strong green colour (red circles mark the upper limit of these plots). (b) Colour changes in *Ceriops tagal* leaves between control and impacted plots. (c) Growth differences in *Ceriops tagal* branches between control and impacted plots. All pictures : March, 2009, i.e. 12 months after wastewater discharges.

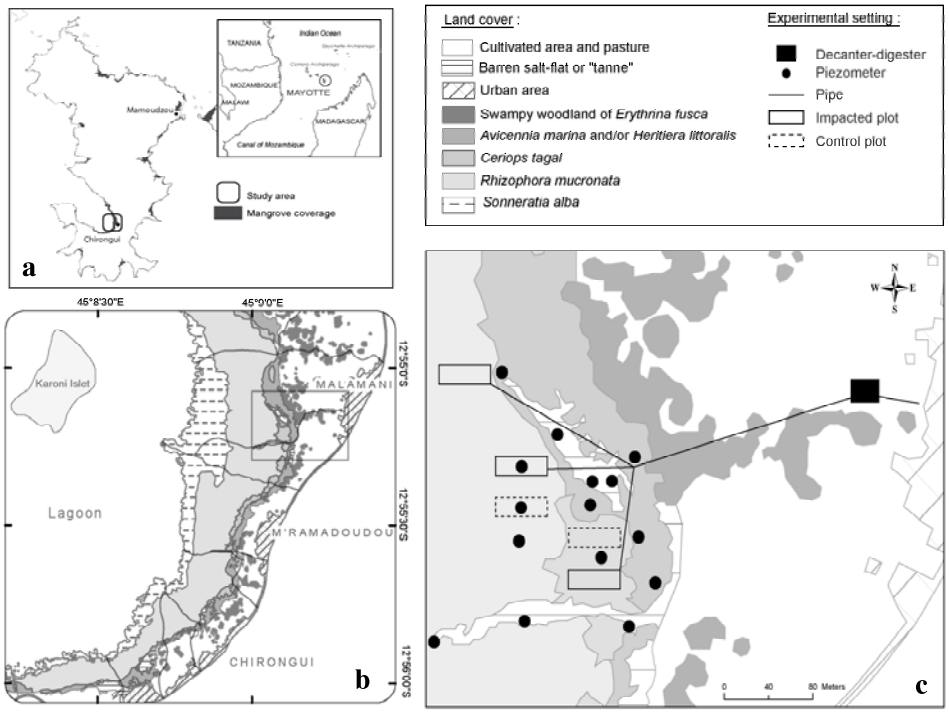



**Figure 2**. The study area and the experimental site. (a) Mayotte Island, SW Indian Ocean, between East Africa and Madagascar. (b) The study site, SW Mayotte Island, between Malamani village and lagoon. (c) Experimental setting: decanter-digester collecting domestic wastewater from Malamani; pipe network; impacted and control plots in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* mangrove stands; piezometer network for water analyses.

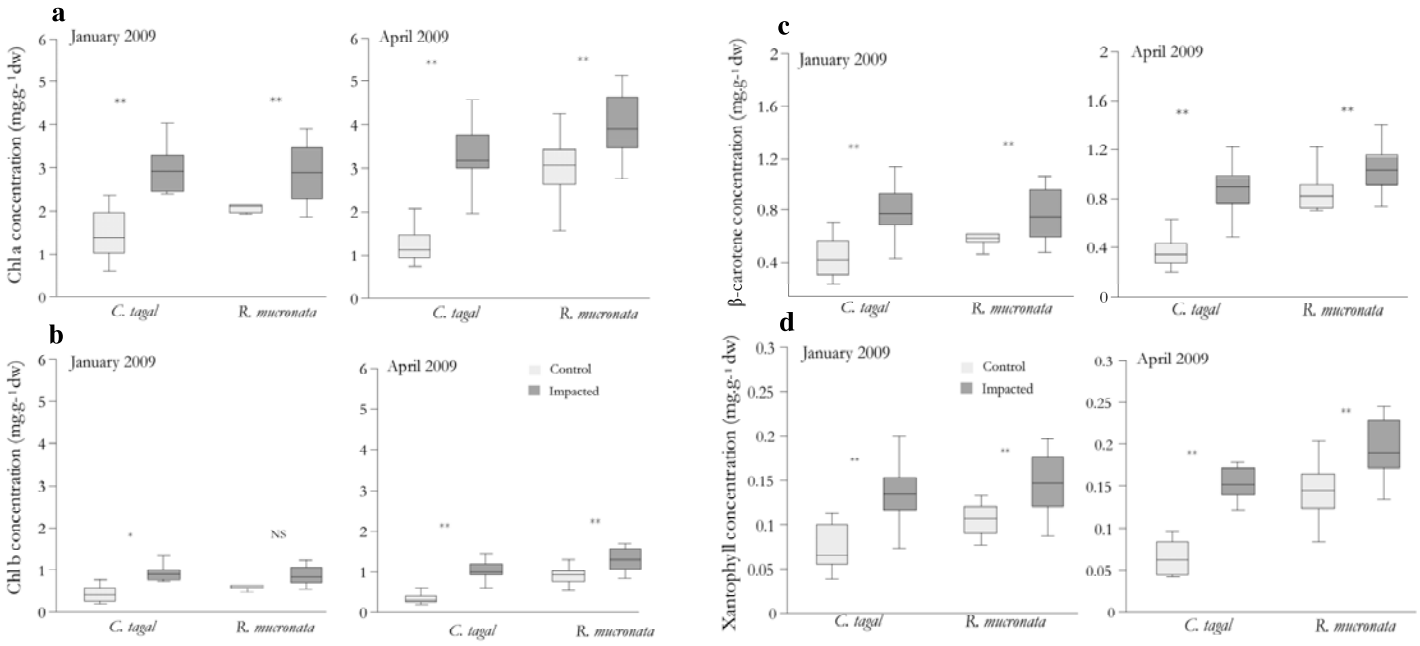



**Figure 3**. Leaf pigment concentration in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata*, collected in control and impacted plots on Malamani study site, January and April 2009. (a): Chlorophyll a. (b): Chlorophyll b. (c) : ß-carotene. (d): Xantophyll. Unit: $mg.g^{-1}dw$.

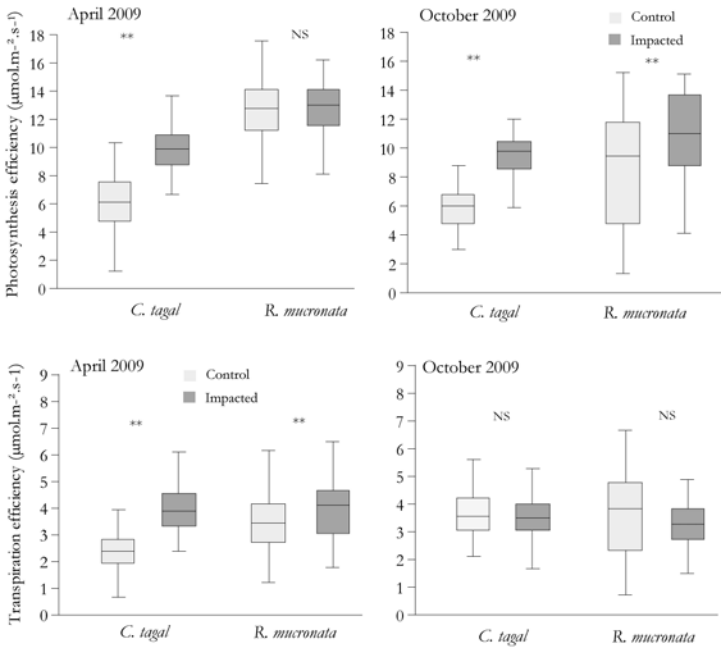



**Figure 4.** Photosynthesis efficiency and transpiration rate measured on *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* leaves, from control and impacted plots, Malamani study site, April and October 2009. Unit : $\mu mol.m^{-2}s^{-1}$.

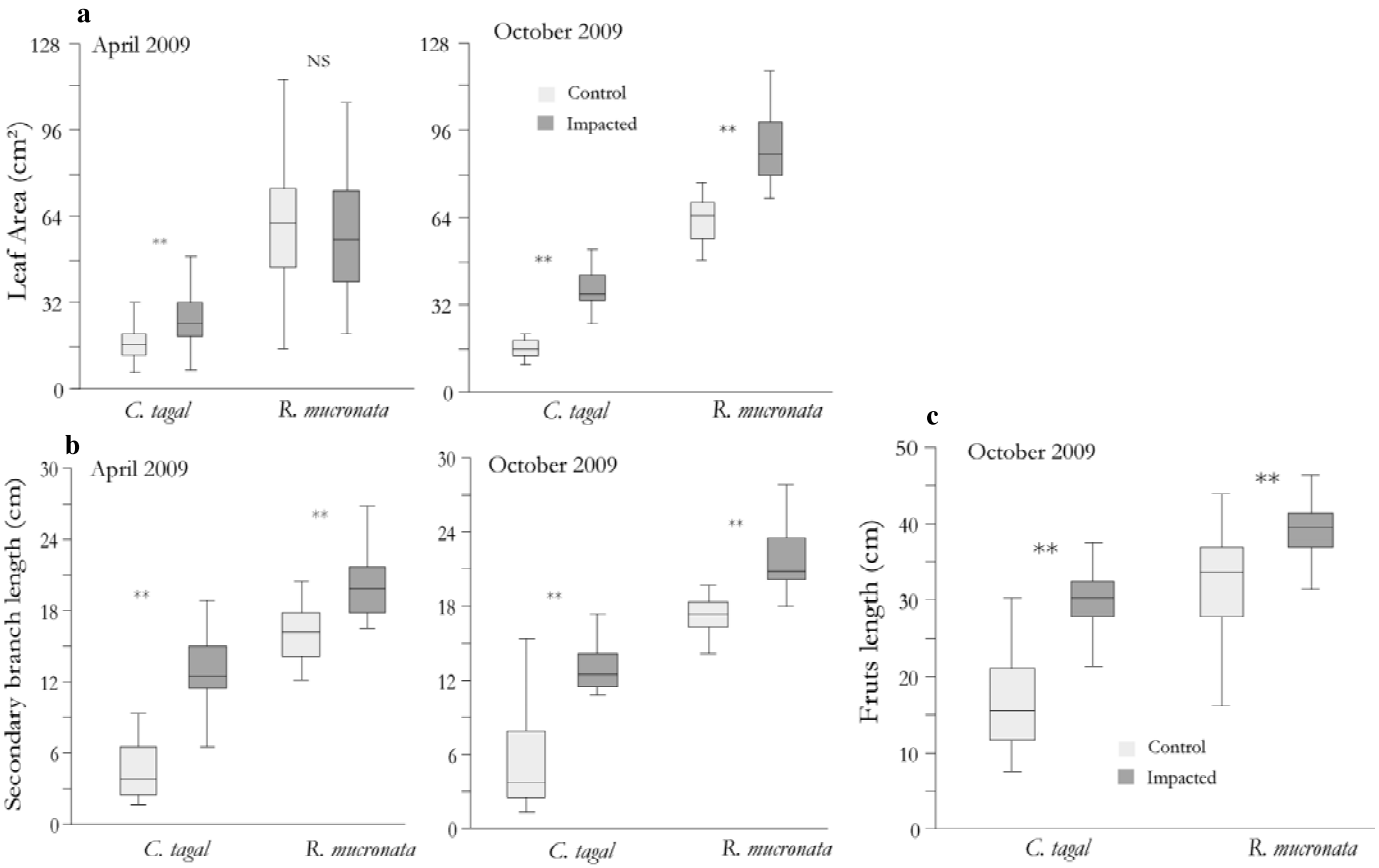



**Figure 5.** Changes in leaf area (a), branch length (b) and propagule length (c) of *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* from control and impacted plots, Malamani study site, April and October 2009. Units: $cm^2$ and cm.

**Figure captions**

**Figure 1. (a)** The study site, aerial photography from microlight. The two impacted plots are characterised by a strong green colour (red circles mark the upper limit of plots**). (b)** Colour changes in *Ceriops tagal* leaves between control and impacted plots. **(c)** Growth differences in *Ceriops tagal* branches between control and impacted plots. All pictures : March, 2009, i.e. 12 months after wastewater discharges.

**Figure 2**. The study area and the experimental site. **(a)** Mayotte Island, SW Indian Ocean. **(b)** The study site, SW Mayotte Island, between Malamani village and the lagoon. **(c)** Experimental setting: decanter-digester collecting domestic wastewater from Malamani; pipe network; impacted and control plots in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* mangrove stands; piezometer network for water analyses.

**Figure 3**. Leaf pigment concentration in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata*, collected in control and impacted plots, Malamani study site, January and April 2009. (a): Chlorophyll a. (b): Chlorophyll b. (c) : β-carotenoid. (d): Xantophyll. Unit: $mg.g^{-1}dw$.

**Figure 4.** Photosynthesis efficiency and transpiration rate measured on *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* leaves, in control and impacted plots, Malamani study site, April and October 2009. Unit : $\mu mol.m^{-2}s^{-1}$.

**Figure 5.** Changes in leaf area **(a)**, branch length **(b)** and propagule length **(c)** of *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* in control and impacted plots, Malamani study site, April and October 2009. Units: $cm^2$ and cm.

**Table captions**

**Table 1**: Nutrient composition of domestic wastewater after pretreatment in decanter. Analyses realised on July 02, 2009, SIEAM Laboratory (Mayotte); April 01 and October 10, 2009, ARVAM Laboratory (La Réunion). Unit: $mg.l^{-1}$

**Table 2**: Structural analyses of mangrove plots, before wastewater discharge (November 2006).

**Table 3:** Leaf pigment content of *C. tagal* and *R. mucronata*, in control and impacted plots, January and April 2009 ($mg.g^{-1}$ dry-weight). Significant differences between control and impacted plots with *: $P \leq 0.05$ and **: $P \leq 0.01$. NS: non significant (n=12 for each modality).

**Table 4:** Photosynthesis efficiency and transpiration rate in leaves of *C. tagal* (n: 150) and *R. mucronata* (n: 120), in control and impacted plots, April and October 2009 (mean ± SD).

**Table 5:** Shoot length, internode number and leaf number per shoot for *C. tagal* and *R. mucronata*, in control and impacted plots, April and October 2009 (mean ± SD, n=60).

## References


Anderson, J.M., Chow, W.S., Goodchild D., 1988. Thylakoid membrane organization in sun/shade acclimation. Australian Journal of Plant Physiology 1, 11–26.

Ball, M.C., Farquhar, G.D., 1984. Photosynthetic and Stomatal Responses of Two Mangrove Species, *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*, to Long Term Salinity and Humidity Condition. Plant Physiology 74, 1-6.

Basak, U.C., Das, A.B., Das P., 1996. Chlorophylls, carotenoids, proteins and secondary metabolites in leaves of 14 species of mangrove. Bulletin of Marine Science 58, 654-659.

Boto, K.G., Bunt, J.S., Wellington, J.T., 1984. Variations in mangrove forest productivity in Northern Australia and Papua New Guinea. Estuarine Coastal and Shelf Science 19, 321-329.

Brain, R.A., Cedergreen, N., 2009. Biomarkers in Aquatic Plants: Selection and Utility: Reviews of environmental contamination and toxicology 198,49-109.

Clough, B., 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. Mangrove and Salt Marshes 2, 191-198.

Clough, B.F., Boto, K.G., Attiwill, P.M., 1983. Mangroves and sewage - a re-evaluation. *In*: Teas, G H. (ed) Proceedings of the 2nd International Symposium on Biology and Management of Mangroves, Papua New Guinea. W. Junk Publisher, The Hague, pp. 151-161.

Clough, B.F., Ong, J.E., Gong, W.K. 1997. Estimating leaf area index and photosynthetic production in canopies of the mangrove *Rhizophora apiculata*. Marine Ecology-Progress Series 159, 285-292.

Corredor, J.E., Morell, J.M., 1994. Nitrate Depuration of Secondary Sewage Effluents in Mangrove Sediments. *Estuaries* 17, 295-300.

Das, A.B., Parida, A., Basak, U.C., Das P. 2002. Studies on pigments, proteins and photosynthetic rates in some mangroves and mangrove associates from Bhitarkanika, Orissa. Marine Biology 141, 415-422.

Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: palaeontological statistics software package for education and data analysis, Palaeontologia Electronica. 4, 1–9.

Henley, D.A., 1978. An investigation of proposed effluent discharge into a tropical mangrove estuary. *In* Proceeding of International Conference on Water Pollution Control in Developing Countries. Sept. 1978, Thailand, pp. 43–64.

Herteman, M. 2010. Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site-pilote de Malamani, Mayotte. Thèse Université de Toulouse.

Herteman, M., Lambs, L., Fromard, F., Sanchez-Perez, J., Muller, E. Water circulation and storage capacity in a mangrove swamp of Mayotte Island. Submitted for publication to Science of Total Environment.

Kao, W.Y., Tsai, H.C., 1999. The photosynthesis and chlorophyll a fluorescence in seedlings of *Kandelia candel* (L.) Druce grown under different nitrogen and NaCl controls. Photosynthetica 37(3), 405-412.

Kao, W.Y., Tsai, H.C., Tsai, T.T., 2001. Effect of NaCl and nitrogen availability on growth and photosynthesis of seedlings of a mangrove species, *Kandelia candel* (L.) Druce. Journal of Plant Physiology 158, 841-846.

Kelly, T., 1995. Effects of long-term discharges of treated sewage on the nutrient status of adjacent mangrove communities. Unpublished Thesis, Southern Cross University, Lismore, Australia.

Krauss, K.W., Allen, J.A., 2003. Influences of salinity and shade on seedling photosynthesis and growth of two mangrove species, *Rhizophora mangle* and *Bruguiera sexangula*, introduced to Hawaii. Aquatic Botany 77, 311-324.

Li, N.Y., Chen, S.L., Zhou, X.Y., Li, C.Y., Shao, J., Wang, R.G., 2008. Effect of NaCl on photosynthesis, salt accumulation and ion compartmentation in two mangrove species, *Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*. Aquatic Botany 88, 303-310.

Lin, G., Sternberg, L. da S.L., 1992. Comparative study of water uptake and photosynthetic gas exchange between scrub and fringe red mangrove, *Rhizophora mangle* L.. Oecologia 90, 399–403

Lovelock, C.E., Clough, B.F., 1992. Influence of Solar-Radiation and Leaf Angle on Leaf Xanthophyll Concentrations in Mangroves. Oecologia 91, 518-525.

Lovelock, C.E., Feller, I.C., 2003. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. Oecologia 134, 455–65.

Lovelock, C.E., Feller, I.C., McKee, K.L., Engelbrecht, B.M., Bal,l M.C., 2004. The effect of nutrient enrichment on growth, photosynthesis and hydraulic conductance of dwarf mangroves in Panama. Functional Ecology 18, 25–33.

Lovelock, C.E., Ball, M.C., Martin, K.C., Feller, I.C., 2009. Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. PLoS ONE 4(5): e5600. doi: 10.1371/journal.pone.0005600

MacFarlane, G.R., 2002. Leaf biochemical parameters in *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh as potential biomarkers of heavy metal stress in estuarine ecosystems. Marine Pollution Bulletin 44, 244- 256.

MacFarlane, G.R., Burchett, M.D., 2001. Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. Marine Pollution Bulletin 42, 233-240.

Mandura, M.S., 1997. A mangrove stand under sewage pollution stress: Red Sea. Mangroves and Salt Marches 1, 255-262.

Martin, K.C., Dan Bruhn, Lovelock, C.E., Feller, I.C., Evans, J.R., Ball, M.C., 2010. Nitrogen fertilization enhances water-use efficiency in a saline environment. Plant, Cell & Environment 33 (3), 344-357.

Medina, E., Francisco, M., 1997. Osmolality and delta C-13 of leaf tissues of mangrove species from environments of contrasting rainfall and salinity. Estuarine Coastal and Shelf Science 45, 337-344.

Moorthy, P., Kathiresan, K., 1997. Influence of ultraviolet-B radiation on photosynthetic and biochemical characteristics of a mangrove *Rhizophora apiculata*. Photosynthetica 34, 465-471.

Naidoo, G., Chirkoot, D., 2004. The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. Environmental Pollution 127, 359-366.

Nedwell, D.B., 1975. Inorganic Nitrogen-Metabolism in a Eutrophicated Tropical Mangrove Estuary. Water Research 9, 221-231.

Onuf, C.P., John, M., Teal, J.M., Valiela, I., 1977. Interactions of Nutrients, Plant Growth and Herbivory in a Mangrove Ecosystem. Ecology 58 (3), 514-526.

Penha-Lopes, G. , Bartolini, F. , Limbu, S., Cannicci, S., Mgaya, Y., Kristensen, E., Paula, J., 2010. Ecosystem engineering potential of the gastropod *Terebralia palustris* (Linnaeus 1767) in mangrove wastewater wetlands – A controlled mesocosm experiment. Environmental pollution 158 (1), 258-266.

Pi N., Tam, N.F.Y., Wong, M.H., 2010. Effects of wastewater discharge on formation of Fe plaque on root surface and radial oxygen loss of mangrove roots. Environmental pollution 158 (2), 381-387.

Rajesh, A., Arumugam, R., Venkatesalu, V., 1998. Growth and photosynthetic characteristics of *Ceriops roxburghiana* under NaCl stress. Photosynthetica 35, 285-287.

Saenger, P., 2002. Mangrove ecology, silviculture and conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Sobrado, M.A., 2000. Relation of water transport to leaf gas exchange properties in three mangrove species. Trees-Structure and Function 14, 258-262

Tam, N.F.Y., 1998. Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activities in mangrove soils. Environmental Pollution 10(2-3), 233-242.

Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., 1995. Mangrove soils as sinks for wastewater-borne pollutants. Hydrobiologia 295, 231-241.

Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., 1996. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. Environmental Pollution 94, 283–291.

Tam, N.F.Y., Wong, Y.S, 1998. Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activities in mangrove soils. Environmental Pollution 102, 233-242

Tam, N.F.Y., Li, S.H., Lan, C.Y., Chen, G.Z., Li, M.S., Wong, Y S. 1995. Nutrients and Heavy-Metal Contamination of Plants and Sediments in Futian Mangrove Forest. Hydrobiologia 295, 149-158.

Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., Lan, C.Y., Wang, L.N. 1998. Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 226, 1-18.

Theuri, M.M., Kinyamario, J.I., Van Speybroeck, D., 1999. Photosynthesis and related physiological processes in two mangrove species, *Rhizophora mucronata* and *Ceriops tagal*, at Gazi Bay, Kenya. African Journal of Ecology 37, 180-193.

Wilhelm, C, Volkmar, P, Lohmann, C, Becker, A, Meyer, M, 1995. The HPLC-aided pigment analysis of phytoplankton cells as a powerful tool in water-quality control. Journal Water Supply Research and Technology-Aqua 44, 132–141.

Wong, Y.S., Tam, N.F.Y., Lan, C.Y., 1997. Mangrove wetlands as wastewater treatment facility: a field trial. Hydrobiologia 352, 49-59.

Wong, Y.S., Lan, C.Y., Chen, G Z., Li, S.H., Chen, X.R., Liu, Z.P., 1995. Effect of Wastewater Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia 295, 243-254.

Wu, Y., Chung, A., Tam, N.F.Y., Pi, N., Wong, M.H., 2008. Constructed mangrove wetland as secondary treatment system for municipal wastewater. Ecological Engineering 34, 137-146.

Ye, Y., Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., Lu, C.Y., 2003. Growth and physiological responses of two mangrove species (*Bruguiera gymnorrhiza* and *Kandelia candel*) to waterlogging. Environmental and Experimental Botany 49(3), 209-221.

Youssef, T., Saenger, P. 1998. Photosynthetic gas exchange and accumulation of phytotoxins in mangrove seedlings in response to soil physico-chemical characteristics associated with waterlogging. Tree Physiology 18, 317-324.

# Chapitre VI

## Les populations de crabes, espèces ingénieurs de la mangrove

## 6.1. Introduction

Les conséquences d'un apport d'eaux usées sur la faune associée de l'écosystème sont encore peu documentées et les expérimentations *in situ* restent rares (Penha-Lopes et al., 2009a, 2009b, 2010). C'est parce que les organismes macrobenthiques comme les crabes ont un rôle essentiel dans la structuration et le fonctionnement de la mangrove que nous analysons la réactivité de ces populations à l'apport d'eaux usées domestiques.

### 6.1.1 Les crabes de mangrove, espèces ingénieurs de l'écosystème

Les espèces ingénieurs sont définies comme des organismes qui agissent sur la disponibilité des ressources naturelles pour d'autres espèces, en modifiant physiquement l'état de l'environnement biotique ou abiotique (Jones *et al.,* 1994). L'activité des espèces ingénieurs induit deux effets sur l'écosystème : (i) un impact purement physique dû à la création et à la maintenance de leurs habitats et (ii) un impact écologique (découlant de ces changements physiques) sur les autres espèces en entraînant, directement ou indirectement, un contrôle des ressources utilisées par ces autres espèces (Jones *et al.,* 1997). Deux groupes d'espèces ingénieurs ont été definis par Jones *et al*. (1994, 1997) : les espèces ingénieurs autogènes qui changent leur environnement par leur propre structure physique (arbres, coraux) et les espèces ingénieurs allogènes qui modifient leur environnement en transformant les matériaux vivant ou non d'un état physique à un autre par voie mécanique (figure 6.1). Selon Jones *et al*. (1997), les interactions au sein d'une chaine trophique et les phénomènes de compétition ne sont pas considérées comme de l'ingénierie. L'auteur précise que les espèces sont ingénieurs car elles 'contrôlent' les flux d'énergie et de matière mais qu'elles ne font pas partie de ces flux. Pour Coleman et Williams (2002), et Kristensen (2008) elles différent des espèces « clefs ». Selon Coleman et Williams (2002), les espèces clefs ont un effet considérable sur la structure et le fonctionnement d'un écosystème, disproportionné par rapport à leur faible abondance. Pour Kristensen (2008), les espèces clefs jouent surtout un rôle important au sein des chaines tropiques.

Six facteurs régulent l'impact des espèces ingénieurs sur un écosystème : (1) leur durée de vie, (2) la densité de la population, (3) leur distribution spatiale, locale et régionale, (4) l'historique : depuis quand sont-ils présent dans ce milieu ?, (5) le type et la longévité de leur

construction ainsi que l'impact de leur absence (6) le nombre et le type de flux de ressources qu'ils modulent par leur activité ainsi que le nombre d'espèces qui en dépendent (Jones *et al.,* 1994).

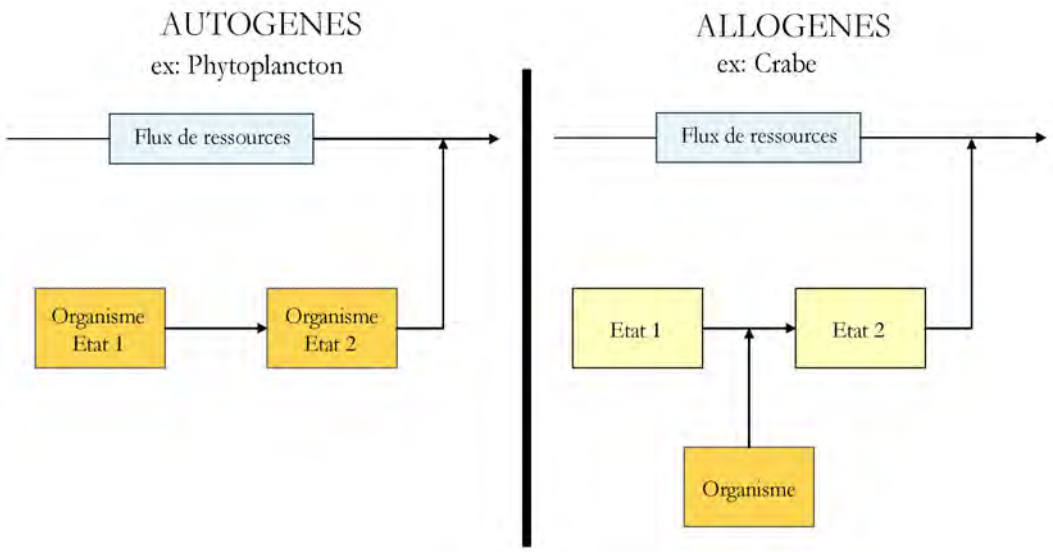



**Figure 6.1**: Modèle conceptuel des espèces ingénieurs allogènes et autogènes. (D'après Jones *et al.*, 1994).

Il est reconnu que les crabes jouent un rôle capital dans la structure et le fonctionnement global de la mangrove, par leur mode de nutrition et leurs habitats (Lee, 1998; Koo *et al.*, 2007; Krishnan *et al.,* 2007; Kristensen, 2008). Ils font véritablement partie de ces espèces ingénieurs au sein de l'écosystème mangrove car ils sont responsables d'une part des transfert des éléments et maintiennent ainsi une diversité fonctionnelle et une hétérogénéité biochimique dans les sédiments (Jones *et al.,* 1994 ; Coleman and Williams, 2002; Kristensen, 2008) (figure 6.2).

D'abord, leur type d'habitats provoque un <u>changement physique</u> du sédiment. En effet, les Ocypodidae et les Sesarmidae inféodés à la mangrove sont, pour la plupart, des crabes vivant dans les terriers. Leur activité de bioturbation joue un rôle majeur dans le fonctionnement de la mangrove et l'interaction des compartiments végétation-eau-sédiment en agissant sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sédiments. Dans ce milieu saturé en eau et peu perméable, le mouvement des matières carbonées et azotées (Boto and Robertson, 1990; Botto *et al.,* 2006; Guest *et al.,* 2006; Gutierrez *et al.,* 2006), l'oxygénation du sol (Smith *et al*, 1991, Pearson, 2001), la circulation des eaux de nappe et de marées se trouvent facilités par le réseau interconnecté de galeries faites par les crabes. Ce réseau permet ainsi l'infiltration de l'eau de surface et la recharge de la nappe (Ridd, 1996; Botto and Iribarne, 2000; Botto *et al.,* 2006). Ces différents processus induits par la bioturbation favorisent

l'activité microbienne dans les sédiments et agissent directement sur les processus de nitrification et dénitrification (Kristensen *et al.,* 1998).

D'autre part, leur mode de nutrition passe souvent par un transport physique de la matière. En consommant les feuilles de palétuviers et en enfouissant la litière dans les terriers, ils participent à l'enrichissement des sédiments permettant un meilleur stockage de la matière carbonée et azotée, réduisant aisni l'exportation de matière organique par les marées (Camilleri, 1992; Emmerson and Mcgwynne, 1992). Les crabes, en particulier les Sesarmidae, régulent aussi la régénération des palétuviers en enfouissant et consommant les propagules tombées au sol (Mckee, 1995; Mcguinness, 1997b; Mcguinness, 1997a; Dahdouh-Guebas *et al.,* 1997; Dahdouh-Guebas *et al.,* 1999).

Enfin, par leur digestion, ils rejettent de nouveaux éléments et substances. Les crabes ingèrent différents types d'aliments selon les espèces (feuilles, sédiment, biofilm, algues) qu'ils digèrent et transforment avant de les rejeter sous une autre forme dans le milieu (fèces). Ces nouvelles substances sont alors disponibles pour d'autre espèces (comme les détritivores et dépositoires par exemple) (Kristensen, 2008).

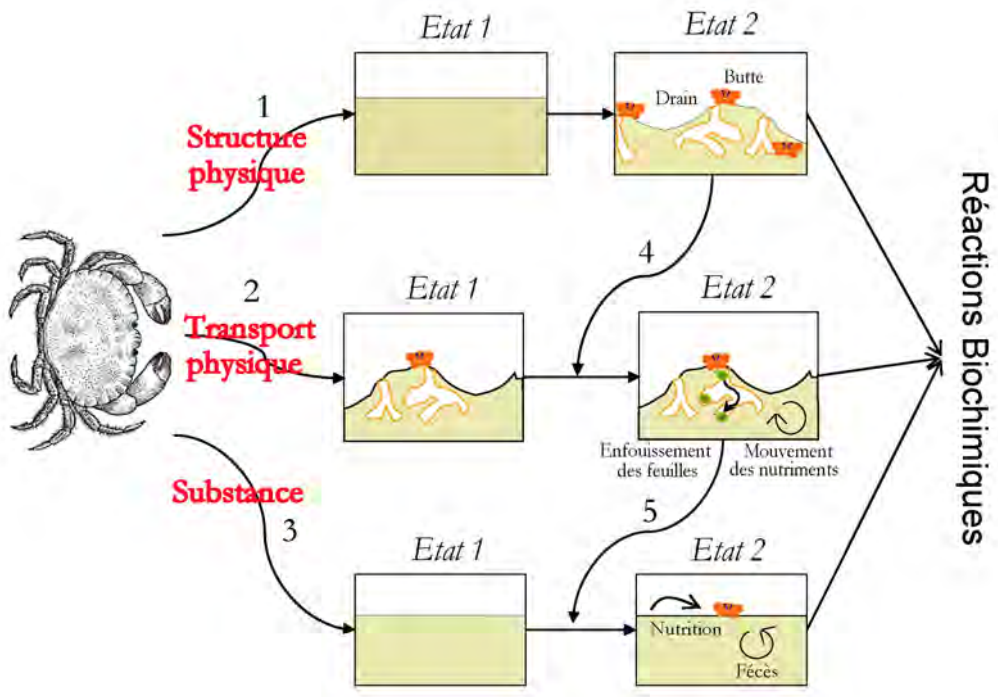



**Figure 6.2**: Diagramme montrant comment les crabes en tant qu'espèces ingénieurs, interviennent dans les processus biochimiques du sédiment de la mangrove. (D'après Kristensen, 2008).

### 6.1.2. Crabes et eaux usées domestiques

Les études concernant l'impact d'eaux usées industrielles et/ou domestiques sur les populations de crabes sont récentes. Les premiers auteurs se sont surtout intéressés à la bioaccumulation par les crabes des métaux lourds provenant des eaux usées industrielles et à la toxicité que cela engendre (Ismail *et al.,* 1991 ; Know and Lee, 1991). Récemment, Reichmuth *et al.*(2010) ont montré que les métaux lourds s'accumulent différemment dans les tissus selon leur nature : Cu, Pb et Zn semblent s'accumuler plutôt dans l'hépatopancréas tandis que Hg s'accumule dans les muscles des crabes. En ce qui concerne les eaux usées d'origine domestique, les études sont peu nombreuses (Bartolini *et al.*2009 ; Cannicci *et al.*2009 ; Penha-Lopes *et al.,* 2009b).

Dyer *et al.*(2003) ont montré qu'un apport d'eaux usées domestiques non-traitées, chargées en matières influence la richesse et l'abondance des macroinvertébrés en augmentant la dominance des oligochètes, des vers et chiromidés. Ils montrent aussi que les crabes ne se trouvent plus que sur les sites d'études où la DBO est moins élevée. En Australie, Wear and Tanner (2007) démontrent que l'abondance des juvéniles du crabe *Portunus pelagicus* diminuerait à proximité des rejets d'eaux usées provenant d'une grosse station d'épuration et que le long de la côte, l'assemblage des communautés de crabes et crevettes se modifient clairement selon la distance au conduit de rejets. En Afrique de l'est, Penha-Lopes *et al.*(2009b) montrent qu'il ne semble pas y avoir un effet direct des eaux usées sur la fécondité des *Uca annulipes* (espèce présentes aussi à Malamani). Enfin, une étude menée en mésocosme sur un gastropode, T*erebralia palustris*, espèce protégée également présente à Malamani, montre que l'apport d'eaux usées influence négativement son taux de survie et sa croissance (Penha-Lopes *et al.,* 2010).

On perçoit donc les premiers effets d'un apport d'eaux usées sur les communautés de crabes. La diversité carcinologique associée aux mangroves, les variabilités des structure et de fonctionnement de ces écosystèmes particuliers ainsi que les différences de quantités et de type d'eaux usées rejetées (prétraitées ou non, industrielles ou domestiques) sont autant de paramètres qui interviennent dans les éventuels impacts d'eaux usées sur les crabes et qui restent à étudier.

### 6.1.3. Problématique

Le rôle important des crabes au sein de la mangrove en tant qu'espèce ingénieur commence à être reconnu mais les réponses écologiques de cette macrofaune vis-à-vis d'apports excédentaires de matières organiques restent peu documentées. Il est pourtant fondamental de mieux les connaitre pour comprendre les effets de rejets d'eaux usées domestiques sur la mangrove en général. Il est donc urgent d'examiner les effets directs et indirects de cette contamination sur la survie des crabes, la structure et la répartition de leurs populations et les activités de bioturbation.

Le but de cette étude est donc de :

(vi) Identifier et caractériser les populations des crabes du site-pilote de Malamani (diversité spécifique, répartition, densité).

(vii) Caractériser leur activité de bioturbation (description des terriers).

(viii) Analyser l'impact de 12 mois de rejets d'eaux usées domestiques sur la structure et le fonctionnement de ces populations.

## 6.2. Matériel et méthodes

### 6.2.1. Détermination des espèces de crabes

En collaboration avec J.M. Bouchard[4], les crabes de Malamani ont été échantillonnés entre avril 2008 et avril 2009 par prospection dans la zone intertidale, à marée basse et de jour: individus adultes et juvéniles ont été capturés, étiquetés et conservés dans une solution d'alcool à 70%. Un échantillonnage complet (capture adulte et juvénile, étiquetage, conservation dans alcool à 70%) et une détermination des différentes espèces ont été réalisé dans chaque faciès à l'exception du faciès à *S. alba* en raison de son accessibilité difficile.

À partir de cet échantillonnage, les espèces ont été déterminées par des taxonomistes du Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (et une collection y a été déposée), avec la collaboration de M. Tavares[5] et J.M. Amouroux[6]. Pour chaque espèce les indications suivantes seront données:

• Une sélection de références bibliographiques, limitées à celles qui permettent de retrouver la distribution géographique ou un signalement.

• Récapitulatif des informations sur leur écologie: mode alimentaire principal, type d'habitat, facies de répartition, taille (longueur de la carapace par sa plus grande Largeur, *e.g.* lxL mm).

### 6.2.2. Densité et abondance des crabes dans les faciès

Pour certains animaux tels que les crabes, la différence entre l'abondance apparente et absolue peu être importante. Pourtant, si des méthodes de comptage fiables ne sont pas appliquées, la caractérisation (densité, abondance) des populations peut être faussée, et le rôle écologique de ces crabes sur la mangrove peut être largement sous-estimé (Salgado Kent & McGuinness, 2006). Plusieurs méthodes ont déjà été testées pour le comptage des Sesarmidae (Warren 1987; Frusher *et al.*1994; Salgado Kent & McGuinness, 2006), ainsi que pour les Ocipodidae (Nobbs and Mcguinness, 1999 ; Skov and Hartnoll, 2001), mais peu d'auteurs les ont vraiment comparés (Skov *et al.,* 2002).

---

[4] Carcinologue, Kraken Underwater Works Mamoudzou, Mayotte (France).
[5] Université de Santa Úrsula, Institut de Sciences Biologiques et Environementales, Rio de Janeiro (Brazil).
[6] Chercheur CNRS, Lab. Arago, OOB, Banyuls (France).

Les techniques de comptages sont multiples et certaines sont plus adaptées que d'autres en fonction des familles de crabes (Sesarmidae ou Ocipodidae).

La technique directe qui apparaît être la plus fiable est la technique d'excavation des terriers, mais elle est contraignante, surtout dans les aires à forte densité racinaire (*R. mucronata*) et les observations répétées sont impossibles en raison de la lourdeur de l'expérimentation et de la destruction du milieu que cela engendre.
Plusieurs techniques indirectes sont alors classiquement employées: le piège pitfall[7] (Frusher *et al.,* 1994), la méthode capture-recapture (Hockett & Kritzler, 1972), le comptage des entrées de terriers (Mouton and Felder, 1996) et le comptage des crabes lorsqu'ils sont actifs à la surface par simple observation (appelé ici 'comptage visuel') (Salgado Kent & McGuinness, 2006).

Mais la différence de comportement entre Ocypodidae et Sesarmidae ne permet pas de transposer facilement une méthode d'un groupe à l'autre. Par exemple, la technique de pitfall semble être bien adaptée pour les Grapsidae mais pas pour les Ocypodidae qui tombent rarement dans le piège (Nobbs and McGuiness, 1999). Le 'comptage visuel' est reconnue pour sous-estimer la population, et ce différemment encore selon les familles : Skov *et al.,* (2002) ont montré que la densité *Uca annulipes* (Ocypodidae) serait sous-estimée à 27-37% mais que *N. meinerti* (Sesarmidae) le serait à 50%. En revanche, le comptage des trous de terriers est une technique qui par contre surestime d'en moyenne 35% les Ocipodidae (Skov and Hartnoll, 2001).

Aussi, dans notre cas, étant donné la diversité carcinologique apparente dans la mangrove de Malamani, les méthodes choisies sont celles du comptage visuel des crabes et du nombre de trous de terriers, les plus classiquement utilisées dans la plupart des études (Nobbs and Mcguinness, 1999; Skov and Hartnoll, 2001; Skov *et al.,* 2002; Nobbs and Chipman, 2003; Litulo, 2005; Salgado Kent and McGuiness, 2006) et pour les raisons suivantes : meilleure reproductibilité à toutes les espèces, transposable facilement à tous les faciès de végétation, possibilité de faire de nombreux réplicats, et enfin le plus reproductible face aux contraintes naturelles (saison pluies et marées).

[7] Pièges réalisés avec des pots en plastique équipés d'un dispositif anti-retour pour empêcher les crabes de s'échapper que l'on enfonce dans le sol, avec l'ouverture située au niveau du sol.

Deux campagnes principales ont étés réalisées :

(i) la première en juillet 2007, avant le début des rejets d'eaux usées en mangrove. Cette campagne avait pour but d'identifier les espèces de crabes et de caractériser la population à l'état initial. Durant cette campagne, la densité de crabes a été comparée selon l'ouverture du milieu : zones ouvertes et sous canopée. Dans chacun des trois faciès A, C et R[8], 8 quadrats de 1x1m choisis pour représenter la variabilité des situations vis-à-vis de la lumière: 4 quadrats sous canopée et 4 en zones ouvertes. Les comptages sont effectués deux fois.

(ii) la seconde campagne en mars 2009, après un an de rejets. Le but est de comparer les densités et la structure des populations de crabes avec et sans eaux usées. Les comptages sont alors effectués dans chacun des faciès C et R, dans les parcelles témoins et les parcelles impactées. Cependant, dans ces deux faciès, les écoulements préférentiels des eaux (marées et pluies), l'enchevêtrement des racines et l'action des crabes en creusant leurs terriers participent à la formation de monticules de 35-40 cm de hauteur (nommées butte) et à la création de drains, créant ainsi une microtopographie très marquée. Pour tester si ces micro-habitats influencent la répartition des crabes, sur les 8 quadrats de 1x1m réalisés dans chacun des faciès, 4 sont choisis dans les zones de buttes et 4 dans les drains.

Durant chaque campagne, une cartographie préliminaire avant comptage est réalisée : présence de palétuviers, présence de buttes et drains, emplacement et taille des trous de terriers, mesures de salinité. L'observateur se place ensuite à 2 m du quadrat pour compter les crabes toutes les 3 minutes durant 30 minutes, le début du comptage (T0) étant déterminé à partir des premières observations de crabe (après 10 minutes en moyenne). Il s'agit d'une bonne distance et d'une bonne durée de temps de comptage car les Sesarmidae sont plus craintifs que les Ocipodidae (Salgado Kent and McGuiness, 2006) et ils sortent en moyenne plutôt à partir de 15 minutes (Nobbs and McGuiness, 1999) tandis que les *Uca* sortent des les 5 premières minutes (obs. pers).

[8] Rappel : faciès A= *A. marina*, faciès C= *C. tagal*, et faciès R= *R. mucronata*.

### 6.2.3. Structure et morphologie des terriers

Dans les systèmes marins, la structure morphologique des terriers de crabes est déterminée grâce à la réalisation de moulages en résine de polyester (Shinn, 1968). La résine polyester est idéale pour les applications en milieu marin ou côtier car elle est plus dense que l'eau de mer (résine d=1.1 et eau de mer à Mayotte à 35‰ et 25°C, d=1.023) et qu'elle durcit en milieu humide. Afin d'augmenter encore la densité de la résine et faciliter sa pénétration dans le sédiment, elle est mélangée à du sable noir volcanique (10 % pour le faciès C et 20 % pour le faciès R), sa densité finale est alors respectivement de 1,2 et 1,4 $g.l^{-1}$. Un catalyseur peroxyde (1%) est rajouté au mélange afin d'éviter au maximum le craquement du moulage durant la réaction exothermique de la phase de durcissement (Chan *et al.,* 2006; Koo *et al.,* 2007; Kristensen, 2008).

Deux placettes de 50x50 cm sont ainsi analysées dans les faciès C et R. La résine est introduite, à marée basse, dans tous les trous des terriers présents sur la placette. Le moulage est soigneusement extrait 24h après, rincé et étiqueté. Face aux difficultés d'extraction d'une telle structure dans un milieu où les racines sont nombreuses, seuls deux moulages par campagne ont été réalisés : avril 2007 et octobre 2007. Le volume est ensuite estimé par immersion dans l'eau et la surface est déterminée par recouvrement d'une feuille d'aluminium et calcul du rapport surface/poids de l'aluminium utilisé (Stieglitz *et al.,* 2000; Koo *et al.,* 2007).

*Analyses statistiques*

Les résultats apparaissent toujours avec les donées moyennes accompagnées des erreurs standards.

Le test de corrélation entre densité de crabes et de trous à été réalisé avec Excel (test de régression linéaire).

Les tests de différences de densité de crabes, densité de trous et de diamètre entre les parcelles impactées et temoins ont été réalisé avec un Test de Student.

Les tests des différences des abondances spécifiques des crabes ont été realisés avec une ANOVA (plan factoriel complet) avec les logiciels Past et Statistica, selon trois facteurs : faciès (C ou R), topographie (butte ou drain) et traitement (impacté par les eaux usées ou temoin). La normalité et l'homogénéité des variances ont été graphiquement vérifiées.

## 6.3. Résultats

### 6.3.1. Description des populations de crabes dans la mangrove de Malamani

#### 6.3.1.1 Détermination des populations

A partir de l'échantillonnage réalisé dans les faciès d'arrière mangrove, d'*A.marina*, de *C. tagal* et de *R. mucronata*, 13 espèces de crabes ont pu être identifiés appartenant à 3 super-familles (tableau 6.1 et annexe D) :

- **Portunoidea** : 1 espèce de la famille des Portinidae, *Scylla serrata,*
- **Grapsoidea** : 5 espèces réparties dans 2 familles : les Gecarcinidae avec *Cardisoma carnifex*, et les Sesarmidae avec *Neosesarmatium meinerti*, *Neosesarmatium smithii*, *Perisesarma guttatum*, *Sesarmops impressus*,
- **Ocypodoidea** : 7 espèces reparties en 3 familles : les Ocypodidae avec *Uca urvillei, Uca inversa, Uca annulipes, Uca chlorophtalmus, Uca vocans*, les Macrophtalmidae avec *Macrophtalmus depressus* et les Varunidae avec *Pseudohelice quadrata.*

Dans la mangrove *sensus stricto* (faciès A, C et R), 9 espèces sont présentes. Dans cette étude, nous ne prendrons pas en compte les espèces suivantes, présentes en arrière mangrove et en lisière de végétation: *Sesarmops impressus, Cardisoma carnifex, Macrophtalmus depressus, Pseudohelice quadrata*.

L'ensemble de ces espèces est commune à la faune de la côte Est-africaine et de Madagascar. Les crabes appartenant à la famille des Sesarmidae sont les plus gros crabes de la mangrove de Malamani avec des tailles de carapace comprises 25x30 mm à 38x40 mm. Ils sont plutôt végétaliste tandis que les Ocypodidae, plus petit (de 8x13 à 14x23mm) sont plutôt détritivores. Tous creusent des terriers. Seul le *Scylla serrata* ne creuse pas vraiment de terrier mais s'enfouit dans ceux creusés par d'autres ou s'enterre dans la vase lors de la marée basse ; c'est un crabe de grosse taille (100x140 mm), nageur, omnivore pouvant atteindre jusqu'à 1.5kg.

| Superfamille | Espèces | Taille (mm) | Nutrition | Habitats | Végétation dominante | Répartition géographique | Références |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Grapsoidea | *Cardisoma carnifex* (Herbst, 1796) | | Omnivore végétaliste | Terriers | Arrière mangrove | Indopacifique | 7; 27 |
| | *Neosesarmatium meinerti* (De Man, 1887) | 35x40 | Végétaliste | Terriers | *A. marina* | Est-Africain, Australie, Thaïlande, Océan Indien | 2; 3; 5; 7; 8; 14; 15; 17; 20; 26 ; 30 |
| | *Neosesarmatium smithii* (H. Milne Edwards,1853) | 39x40 | Végétaliste | Terriers | *C. Tagal* | Est-Africain, Madagascar, Australie | 7; 15; 17; |
| | *Perisesarma guttatum* (A. Milne-Edwards, 1869) | 25x30 | Végétaliste opportuniste | Terriers | *R. mucronata* | Est-Africain, Madagascar, Australie, Inde, Japon | 7; 14; 30 |
| | *Sesarmops impressus* (H. Milne Edwards,1853) | 38x40 | Végétaliste | Terriers | Arrière mangrove | Australie, Est-Africain, Comores, Madagascar, Japon | 28 |
| Ocypodoidea | *Macrophtalmus depressus* (Rüppel, 1830) | 11x17 | Détritivore | Terriers | Limite de mangrove | Est-Africain, Madagascar, Indopacifique, Japon, Australie | |
| | *Pseudohelice quadrata* (Dana, 1851) | 11x13 | Détritivore | Terriers | Limite de mangrove | Est-Africain, Madagascar, Indopacifique, Japon | |
| | *Uca annulipes* (H. Milne Edwards,1837) | 9x15 | Détritivore | Terriers | *C. tagal* et sol nu | Est-Africain, Madagascar, Indopacifique | 9; 10; 14; 15; 16; 18; 21; 22; 23; 24; 25 |
| | *Uca chlorophtalmus* (H. Milne Edwards,1852) | 11x19 | Détritivore | Terriers | *A. marina, C. Tagal, R. mucronata* | Est-Africain and Madagascar | 16; 23 |
| | *Uca inversa* (Hoffman, 1874) | 14x23 | Détritivore | Terriers | *A. marina* | Madagascar, South-East-Africain, Somali, Égypte | 19; 21; 22; 24 |
| | *Uca urvillei* (H. Milne Edwards,1852) | 15x30 | Détritivore | Terriers | *R. mucronata, C. Tagal* | Est-Africain, Australie, Thaïlande, Inde Ouest, Madagascar | 1; 13; 16; 23;29 |
| | *Uca vocans* (Linnaeus, 1758) | 13x17 | Détritivore | Terriers | *R. mucronata* | Indo-Ouest-Pacifique, Madagascar | 16; 23 |
| Portunoidea | *Scylla serrata* (Forsskål,1775) | 100x140 | Omnivore | S'enfouit dans la vase | *R. mucronata, C. Tagal* | Sud-Est-Africain, Madagascar, Australie, Inde, Japon | 12; 29 |

**Tableau 6.1:** Liste des espèces de crabes présentes dans la mangrove de Malamani déterminée en Novembre 2008 et leurs principales caractéristiques écologiques.
(1) Emmerson W.D. , 1990; (2) Emmerson W.D. and McGwynne L.E. , 1992; (3) Steinke T.D. *et al.,* 1993; (4) Frusher S.D. *et al.,* 1994; (5) Dahdouh-Guebas F. *et al.,* 1997; (6) Slim F.J. *et al.,* 1997; (7) Lee S.Y., 1998; (8) Emmerson W.D., 2001; (9) Macia A., *et al.,* 2001; (10) Skov M.W., and Hartnoll R.G., 2001; (11) Ashton E.C., 2002; (12) Fratini S. and Vannini M., 2002; (13) Litulo C., 2002; (14) Skov M. and Hartnoll R.G., 2002; (15) Skov M.W., *et al.,* 2002; (16) Nielsen O.I. *et al.,* 2003; (17) Gillikin D.P., *et al.,* 2004; (18) Litulo C., 2005a; (19) Litulo C., 2005b; (20) Salgado Kent C.P. and McGuiness K.A., 2006; (21) Amaral V. *et al.,* 2009b; (22) Bartolini F. *et al.,* 2009; (23) Cannicci S. *et al.,* 2009; (24) Penha-Lopes G. *et al.,* 2009b; (25) Penha-Lopes G. *et al.,* 2009a; (26) Ragionieri L. *et al.,* 2010; (27) Morris S. and Adamczewska, A.M., 1996. (28) McLay and Ryan, 1990; (29) Hill B.J., 1975; (29) Litulo C., 2005c ; (30) Dahdouh-Guebas F. *et al.*, 1999.

#### 6.3.1.2. Répartitions des populations

Cette étude taxonomique montre que, selon les faciès de la végétation, il existe une zonation de ces espèces de crabes (figure 6.3). Sur les 8 espèces, 5 se rencontrent dans le faciès A, 6 dans le faciès C et seulement 3 dans le faciès R. Sur ces 8 espèces, 2 sont strictement inféodées au faciès A, 2 autres au faciès C, et 1 au faciès R.

De l'amont vers l'aval, le facies A est dominé par les espèces *N. meinerti* (39%) et *U. inversa* (37%), le facies C est dominé *par N. smithii* (13%)*, U. urvillei* (35%)*, et U. chlorophtalmus* (31%), le faciès R est lui dominé par d'autres espèces telles que *P. guttatum* (28% d'adultes et 52% de juvéniles) et *U. annulipes* (14%).

Les espèces d'*Uca* ne semblent pas avoir une distribution préférentielle selon les faciès, et sont présentes quasiment dans tous (exceptée *U. inversa* présente seulement dans le faciès A). Moins ubiquiste, les Sesarmidae paraissent plus strictement inféodés à un type de faciès : *N.*

*smithii, N. meinerti*, et *P. guttatum* se trouvent à 100 % respectivement dans les faciès A, C, et R. Seul les *P. guttatum* juvéniles (Pg juv.) se retrouvent dans tout les facies avec une large préférence pour le faciès R (60%, contre 19% dans le faciès A et 21% dans le C).

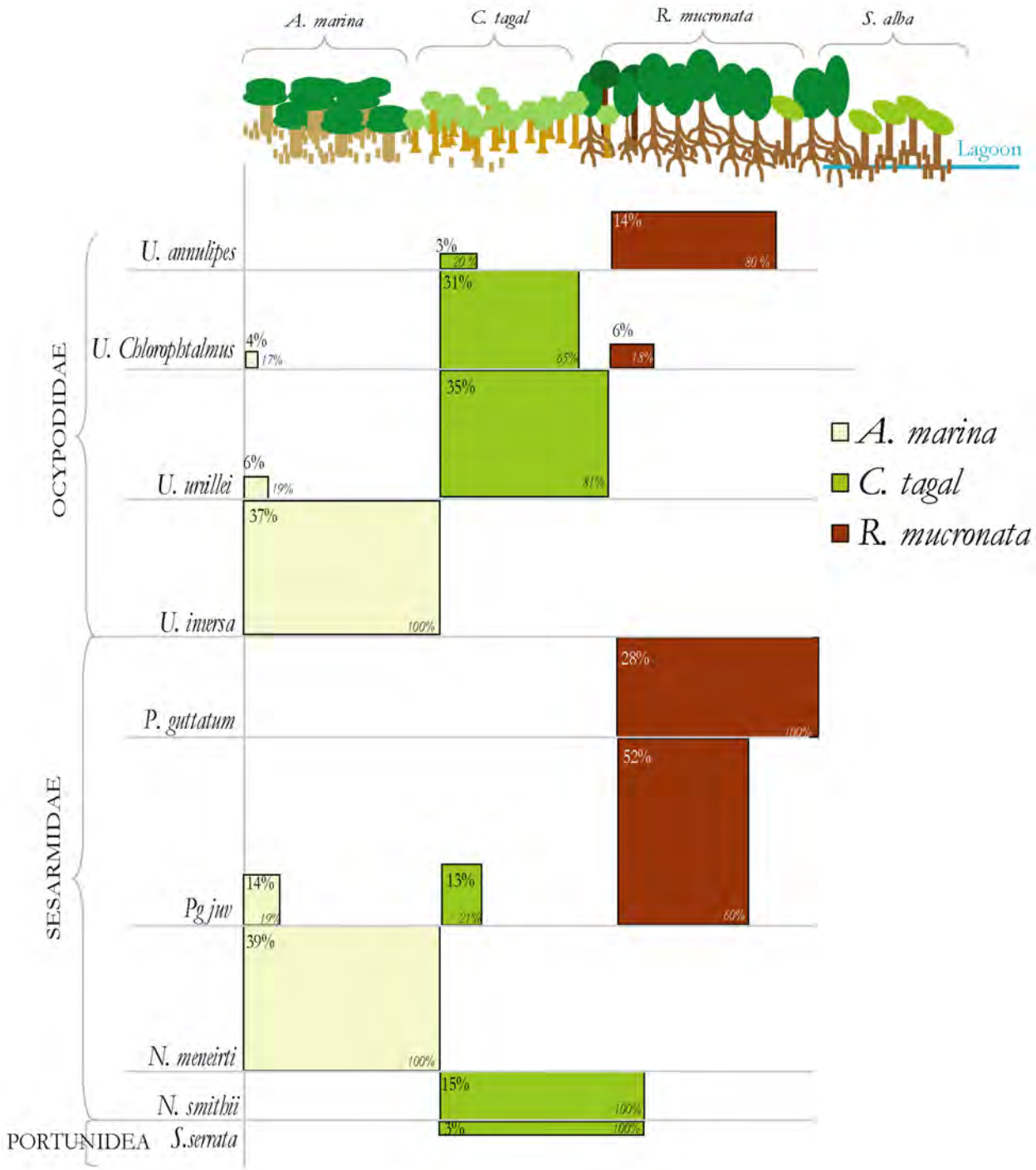



**Figure 6.3**: Distribution des espèces de crabes le long du transect de végétation dans la mangrove de Malamani, excepté pour le faciès à *S. alba* en front de mer. Juillet 2007. Pg juv.: *Perisesarma guttatum* juvénile.
En axe X: pourcentage de répartition d'une espèce dans les différents faciès.
En axe Y: pourcentage de la composition spécifique des populations de crabes d'un faciès.

### 6.3.1.3. Densité des populations

Outre la zonation des espèces de crabes de l'amont vers l'aval, les résultats de comptage des populations révèlent des densités de crabes significativement différentes : pour les faciès C, il est le plus densément peuplé avec 13.9 ± 3.0 individus pour 41.5 ± 1.4 trous de terriers au m², toutes espèces confondues (tableau 6.2). Il n'y a pas de différence significative entre les densités de crabes des faciès A et R : densité de 8.8 ± 1.6 individus et 35 ± 0.7 trous par m² pour le faciès R et une densité de 8.2 ± 1.6 crabes pour 20 ± 2.8 trous au m² pour le faciès A.

| | | *A. marina* | *C. tagal* | *R. mucronata* |
|---|---|---|---|---|
| Densité par m² | $n_{placette}=8$ | 8.2 ± 1.6 | 13.9 ± 3.0 | 8.8 ± 1.6 |
| Nombre de terriers / m² | $n_{placette}=8$ | 20 ± 2.8 | 41.5 ± 1.4 | 35 ± 0.7 |
| Diamètre moyen des trous (cm) | $n_{trous}=22, 38, 19$ | 2.3 ± 1.4 | 3.4 ± 1.1 | 4.3 ± 2.3 |
| Rappel salinité à 0-2 cm de la surface (‰) | $n_{points}=3$ | 35-72 | 35-54 | 33-49 |

**Tableau 6.2**: Densité de crabes et de terriers dans les différents faciès de végétation de la mangrove de Malamani, moyenne ±sd (juillet 2007). Rappel des valeurs moyennes de salinité de la saison humide 2006 - saison sèche 2006 (cf. chapitre 4).

La densité des trous de terriers est directement liée à la densité des populations, avec une corrélation linéaire significative entre ces paramètres, tous faciès confondus ($R^2$=0.67 avec $p<0.01$, figure 6.4) et selon les faciès. Dans le faciès C et R, les corrélations sont fortes avec respectivement des $R^2$ de 0.88 et 0.76, alors que dans le faciès A, elle l'est moins ($R^2$=0.58, figure 6.4).

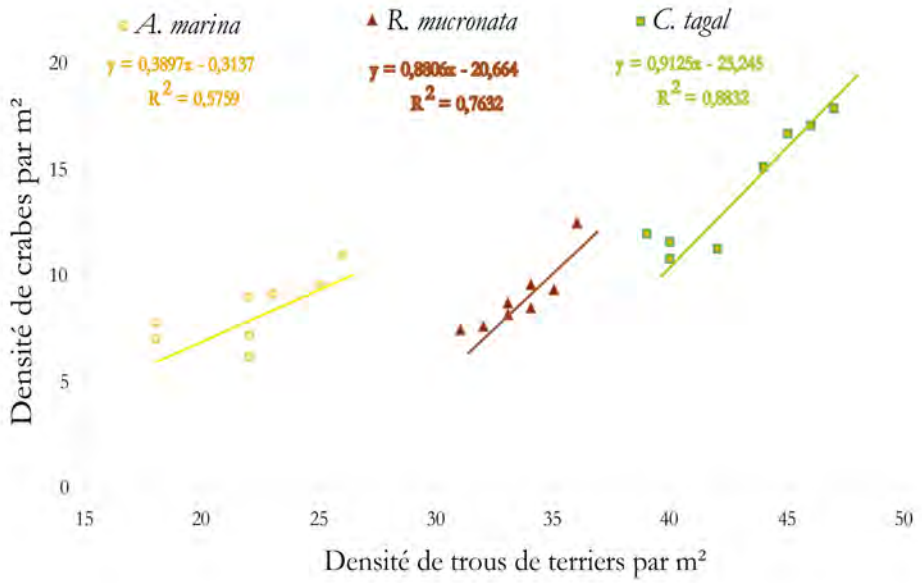



**Figure 6.4**: Corrélation entre le nombre de trous de terriers et le nombre de crabes par m² dans les faciès A, C, et R. Test de Régression linéaire générale en rouge (F=41.9; Equation: y= 0,2933x + 0,7075, $R^2$= 0.67, $p<0.001$).

L'ouverture du milieu influence la répartition des crabes. Les zones ouvertes sont plus densément peuplées par les crabes que les zones fermées sous canopée dans les faciès A et C, avec une différence très significativement marquée dans le faciès C (figure 6.5). Dans ce dernier, on compte 16.5 ± 1.1 individus en moyenne au m² dans les zone ouvertes pour 11.5 ± 0.5 crabes sous canopée, (P<0.01), dans le faciès A, 9.5 ± 0.9 crabes/m² dans les zones ouvertes contre 6.9 ± 0.7 crabes/m² sous canopée (P<0.05). Par contre, dans le faciès R, on observe la tendance inverse avec 9.9 ± 1.7 crabes par m² sous canopée et 7.8 ± 0.5 dans les zones ouvertes (résultats NS, p=0.056). Le comptage des trous de terriers dans les zones ouvertes et sous canopée suivent les mêmes tendances dans chaque faciès de végétation : les densités sont significativement plus importantes dans les zones ouvertes des faciès A et C et dans les zones sous canopée du faciès R.

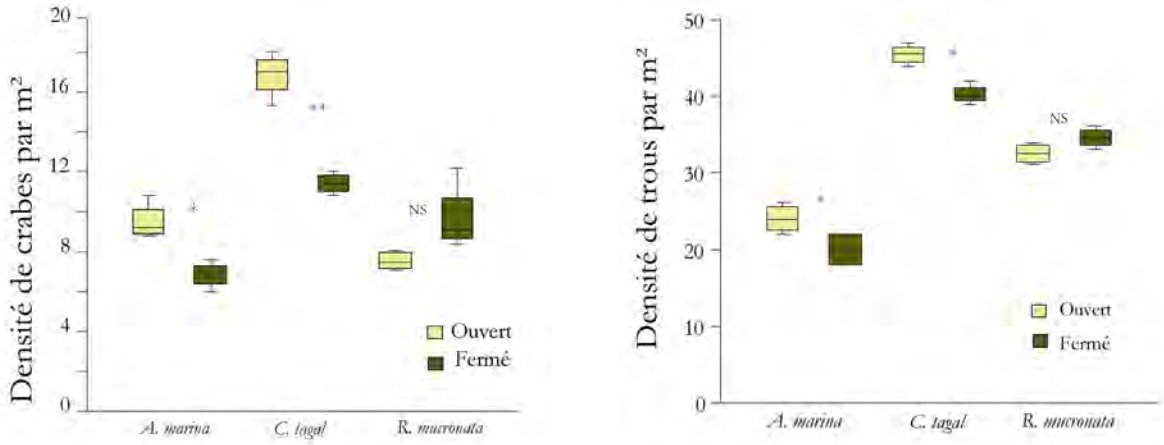



**Figure 6.5:** Densité des crabes et des trous des terriers par m² dans les facies A, C et R de la mangrove de Malamani, dans les zones ouvertes et sous canopée (milieu fermé). Données de juillet 2007, n=4.NS: Non significatif; *: significatif avec p-value ≤ 0.05; **: significatif avec p-value ≤ 0.01.
.

## 6.3.2. Structure des terriers et bioturbation

### 6.3.2.1. Diamètre, profondeur et morphologie des terriers

A Malamani, les trous de crabes mesurent de quelques millimètres (petites espèces ou juvéniles) jusqu'à 8 cm de diamètre (figure 6.6). Les trous où s'enfouissent les *Scylla serrata* ne sont pas pris en compte ici. Ils peuvent atteindre 30 cm de diamètre mais ne sont pas profonds (10 à 20 cm). Le diamètre des trous de terriers de crabes toutes espèces confondues varie selon les faciès de végétation (tableau 6.3)

. Les résultats montrent que dans le faciès C, les ouvertures de terriers mesurent entre 2 et 4 cm, et 3 à 5 cm dans le faciès R. C'est dans le faciès R que l'on trouve les plus gros diamètres

avec une moyenne de 4.3 ± 2.3 cm. Dans le faciès C, les trous font en moyenne 3.4 ± 1.1 cm, et dans les faciès A ils font en moyenne 2.3 ± 1.4 cm.

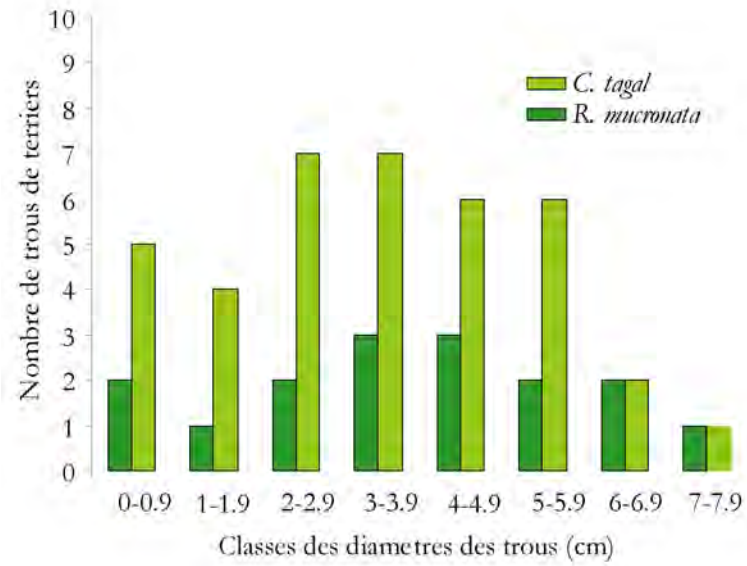



**Figure 6.6**: Distribution du nombre et des tailles des trous de terriers par m² dans le faciès C et R de la mangrove de Malamani.

| | Profondeur (cm) | Diamètres moyen des trous (cm) | Nombre de trous (per $m^2$) | Surface de la paroi des terriers ($m^2/m^2$) | Volume ($L/m^2$) | Pourcentage d'augmentation de l'interface sédiment-eau (%) | Pourcentage d'augmentation du volume (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *C. tagal* | 30-40 | 3.41 ± 1.06 | 41.5 ± 1.4 | 1.16 | 36.7 | **116** | **9** |
| *R. mucronata* | 40-50 | 4.27 ± 2.3 | 35 ± 0.7 | 2.28 | 69.8 | **228** | **14** |

**Tableau 6.3**: Paramètres des terriers de crabes dans les faciès à *Ceriops tagal* et *Rhizophora mucronata* dans la mangrove de Malamani.

### 6.3.2.2. Volume et surface d'échanges

Les moulages de terriers réalisés dans les facies C et R mettent en évidence des structures complexes, ramifiées et différentes dans chacun des deux faciès (figure 6.7). Un véritable réseau de galeries interconnectées apparaît. Les terriers, qu'ils soient de gros ou de petits diamètres, ont une architecture cylindrique et s'enchevêtrent entre les racines.

Dans le faciès C, les galeries sont nombreuses, composées de gros tubes sinueux: la plupart mesurent entre 1 et 5 cm de diamètre et quelques uns atteignent 7 cm. Les terriers sont horizontaux ou en pente douce, terminés par plusieurs chambres. Ils ont une profondeur moyenne comprise entre 30 et 40 cm (tableau 6.3). Les parois des terriers représentent une surface de 1,16m² par m² au sol, pour un volume de 36,7 l. La présence de terriers de crabes dans les facies C augmentent donc la surface d'échange entre le sédiment et l'eau (ou l'air) de 116 %.

Dans le faciès R, la morphologie des terriers est différente : ils sont composés d'un à deux tubes cylindriques plutôt verticaux de plus gros diamètres (7 à 10 cm) et avec une seule chambre terminale (figure 6.7). Ils descendent jusqu'à 50 cm de profondeur. La paroi des terriers correspond à une surface de 2.28m² par m² au sol et le volume total est estimé à 69,8 l. Dans ce faciès, l'interface entre sédiment et eau est augmentée de 228 % grâce à l'activité bioturbatrice des crabes (tableau 6.3).

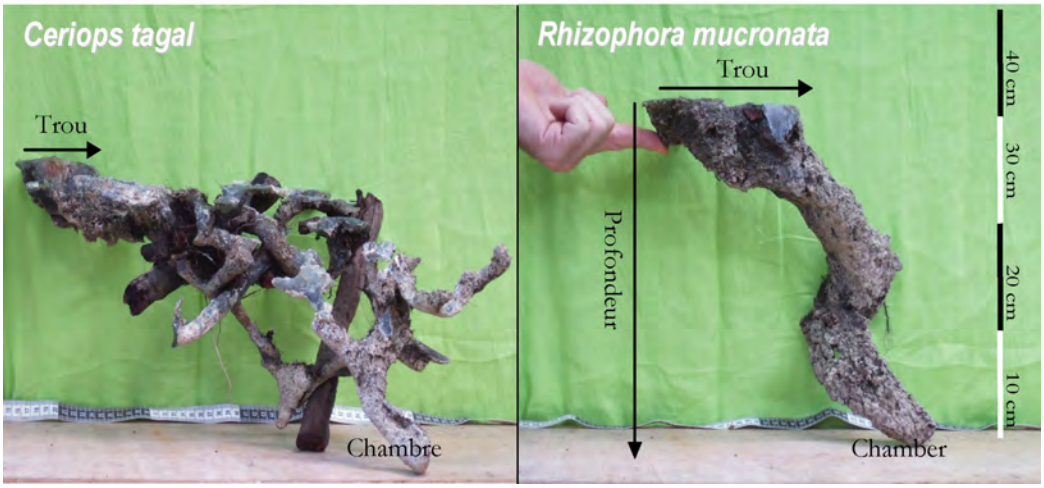



**Figure 6.7**: Moulage en résine polyester montrant l'architecture typiques et les caractéristiques (largeur du trou, profondeur et surface) des terriers de crabes dans les faciès C et R (photo : avril 2007)

### 6.3.3. Impact des eaux usées

#### 6.3.3.1. Impact sur la densité des populations de crabes

La figure 6.8 montre qu'après 12 mois de rejets, la densité globale de crabes toutes espèces confondues change. Les parcelles impactées dans le faciès C sont moins densément peuplées que les parcelles témoins : 5,8 ± 1,9 individus au m² contre 6,6 ± 1,9. Dans le faciès R, la tendance s'inverse : les parcelles impactées sont plus peuplées que les parcelles témoins avec 7,9 ± 1,9 individus au m² contre 6,4 ± 2,3.

Les comptages révèlent que les drains et les buttes dans les deux faciès impactés et témoins n'ont pas la même densité de crabes. Dans les parcelles témoins, les crabes sont significativement plus nombreux sur les buttes que dans les drains. Dans le faciès C on compte 5,5 crabes/m² sur les buttes contre 3,8 crabes/m² dans les drains ($P<0,05$), et dans le R, 5,4 crabes/m² contre 3,6 crabes/m² ($P<0,01$) (figure 6.9).

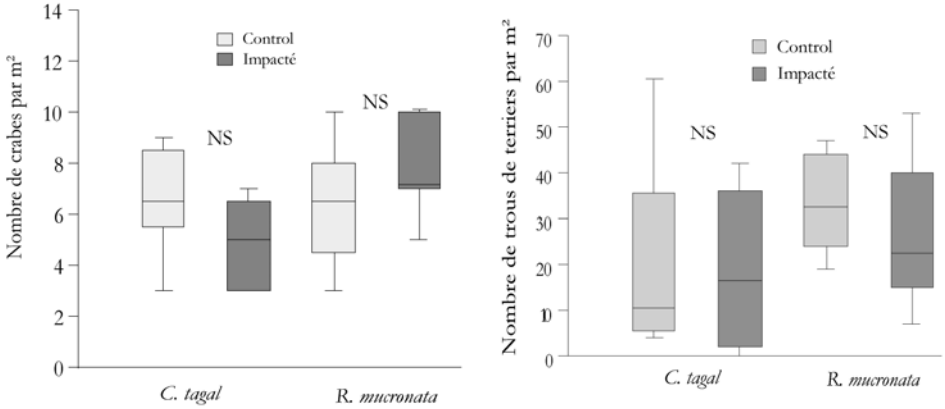



**Figure 6.8**: Densité de crabes et des trous de terriers, toutes espèces confondues, dans les parcelles impactées et témoins des faciès C et R en mars 2009.

Avec l'apport d'eaux usées, on constate que les densités de crabes peuvent évoluer mais différemment dans les deux faciès (figure 6.9). Dans le faciès C, la densité de crabes est plus faible dans les drains impactés que dans les drains témoins (significatif p≤0,01) et plus faible également sur les buttes des parcelles impactées que les buttes témoins (mais non significatif). En revanche, dans le faciès R, la densité de crabes est significativement plus élevée sur les buttes impactées que les buttes des parcelles témoins (p≤0,01) mais aucune évolution n'est constatée entre les drains impactés et les drains témoins.

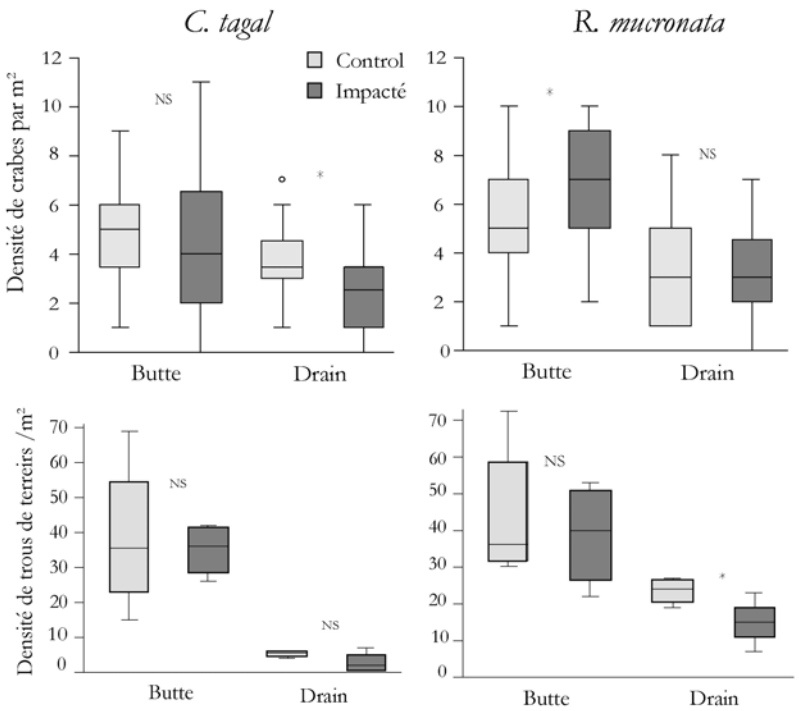



**Figure 6.10**: Effet de la topographie du sédiment sur la densité de crabes et des trous de terriers, toutes espèces confondues, dans les parcelles témoins et impactées des faciès C et R, en mars 2009. NS: Non significatif; *: significatif avec p-value ≤ 0.05; **: significatif avec p-value ≤ 0.01.

Enfin, les mesures des diamètres des trous des crabes reportées dans la figure 6.11 mettent en avant des différences entre les parcelles témoins et les parcelles impactées dans les deux faciès. Dans le faciès R, les diamètres sont significativement plus petits dans les parcelles impactées par les eaux usées que dans les parcelles témoins ($p<0.01$), que ce soit sur les buttes ou dans les drains. La même tendance est observée sur les buttes du faciès C, en revanche, dans les drains de ce faciès, le diamètre des trous de terriers de crabes est significativement plus grand dans les parcelles impactées que dans les parcelles témoins ($p<0.01$).

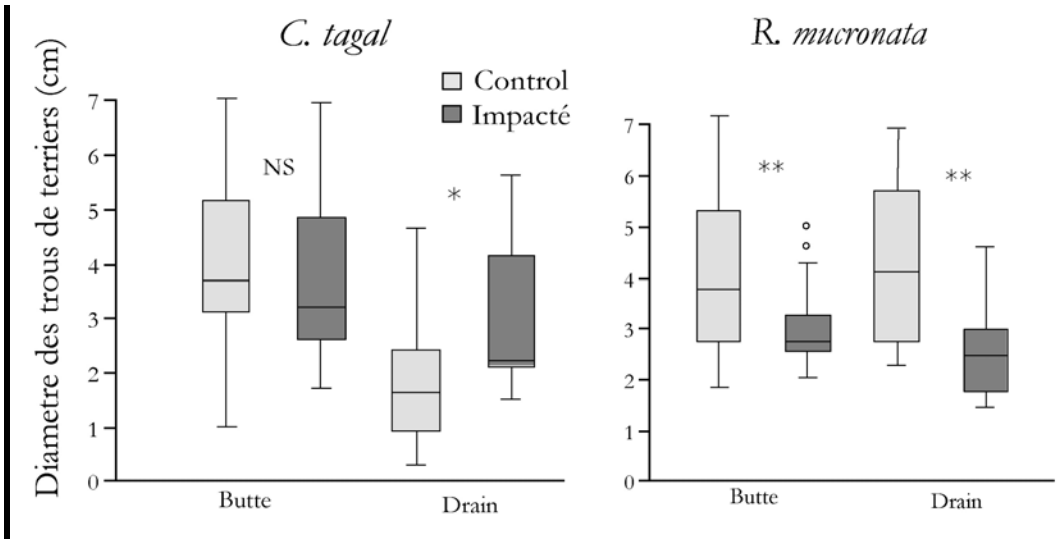



**Figure 6.11**: Effet de la topographie du sédiment sur la taille des trous de terriers de crabes dans les parcelles témoins et impactées des faciès C et R, en mars 2009. NS: Non significatif; *: significatif avec p-value ≤ 0.05; **: significatif avec p-value ≤ 0.01.

### 6.3.3.2. Impact sur la structure des populations

Les résultats d'analyses de composition spécifique des populations de crabes sont comparés dans la figure 6.12. L'assemblage des communautés de crabes n'est pas très différent entre les parcelles témoins et les parcelles impactées. Les principales espèces qui composent les deux faciès s'y retrouve de façon identique : dans le faciès C, dominance de *N. smithii, U. urvillei et U. chlorophtalmus* et dans le faciès R, dominance de *P. guttatum* et *U. annulipes*.

Par contre, les résultats montrent que les abondances de chaque espèce varient entre parcelles impactées et témoins. En effet, dans les deux facies, la proportion d'*U. urvillei et U. annulipes* a tendance à augmenter, à l'inverse de *U. chlorophtalmus*. Pour la première, on passe de 9 à 16 % dans le faciès C, et de 14 à 22 % dans le faciès R, pour la seconde espèce de 2 à 10 % dans le faciès C et de 1 à 4 % dans le faciès R alors que pour *U. chlorophtalmus* la proportion diminue en passant de 20 à 9 % dans le faciès C et de 22 à 9 % dans le faciès R.

En ce qui concerne les Sesarmidae, les résultats tendent à monter que la proportion des deux espèces caractéristiques de chaque faciès augmente avec l'impact des eaux usées : dans le faciès C, la population de *N. smithii* augmente de 4 à 10% et dans le faciès R, les *P. guttatum* passent de 6 à 9 %.

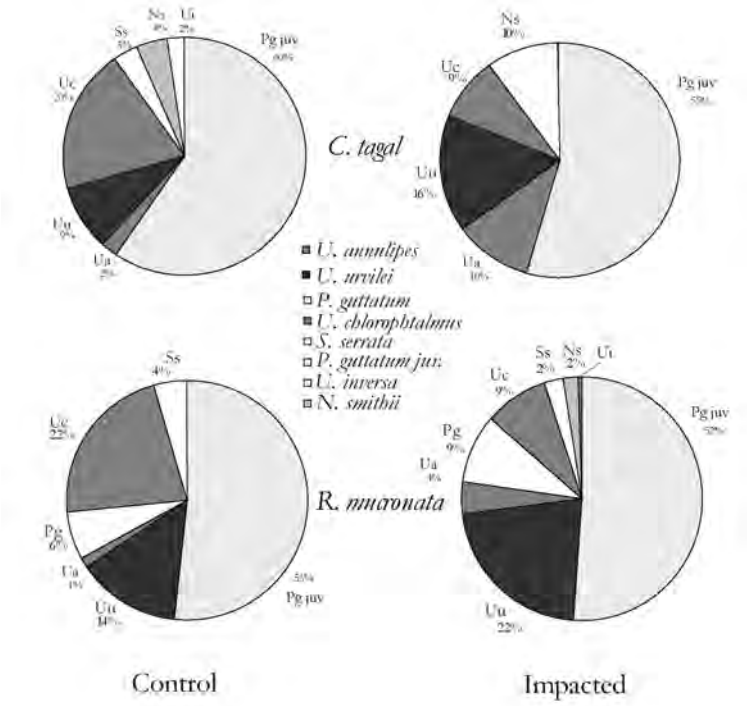



**Figure 6.12:** Structure des populations de crabes dans les faciès C et R en mars 2009, dans les parcelles témoins et impactées.

La figure 6.13 montre la proportion des familles de Sesarmidae et d'Ocypodidae, toutes espèces confondues et met en avant un changement dans l'assemblage des communautés par famille. En effet, dans le faciès C, il y a 90% d'Ocipodidae dans les parcelles témoins et 79% dans les parcelles impactées. Dans le faciès R la même tendance est observée avec 85 % d'Ocypodidae dans les parcelles témoins et 75 % dans les impactées. La proportion de Sesarmidae à l'inverse est plus grande dans les parcelles impactée des deux faciès: de 10 à 21 % dans le faciès C et de 15 à 25 % dans le faciès R

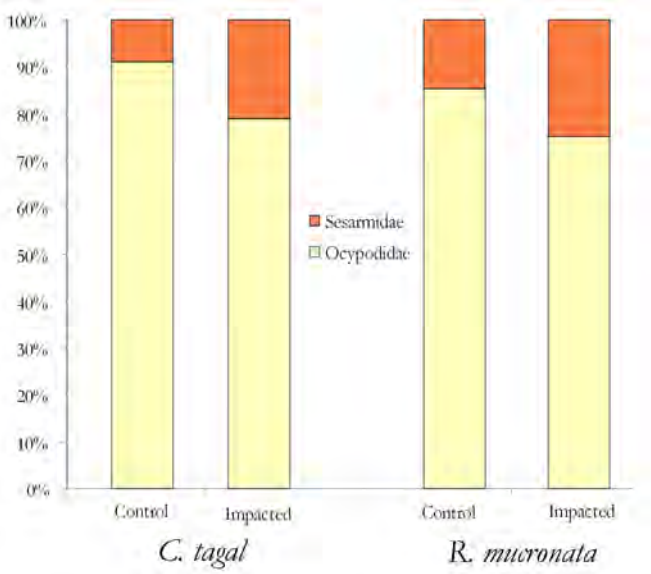



**Figure 6.13:** Pourcentage de Sesarmidae et d'Ocipodidae dans les parcelles impactées et témoins dans les faciès C et R en mars 2009 (sans les juvéniles).

L'influence des paramètres 'faciès de végétation', 'pollution par les eaux usées' et 'topographie du milieu', ainsi que les croisements de ces trois paramètres sur la diversité et la densité des crabes ont été testés. Les résultats présentés dans le tableau 6.4 montrent qu'il y a clairement un effet de la topographie ainsi qu'un effet croisé du faciès et de la pollution sur le nombre d'espèces dans chaque faciès. Le nombre de taxa n'est pas influencé par le facteur 'faciès' seul, ni par la 'pollution' seule. En revanche, il y a un effet significatif de la topographie : il y a globalement plus d'espèces sur les buttes que dans les drains, tous faciès confondus et avec ou sans pollution. On note par ailleurs qu'il y a un effet croisé du 'faciès' et de la 'pollution'. La composition spécifique de la communauté de crabe inféodée à un faciès donné ne semble pas réagir de la même manière face à l'apport des eaux usées. On observe une diminution significative du nombre de taxa dans le faciès C (7 à 5) alors que dans le faciès R, le nombre d'espèces tend à augmenter (6 à 8) avec l'apport d'eaux usées (mais résultats NS).

| Taxa | MS | F | p |
|---|---|---|---|
| Facies | 0,2813 | 0,2160 | NS |
| Pollution | 1,5313 | 1,1760 | NS |
| Topographie | 11,2813 | 8,6640 | *** |
| Facies*Pollution | 11,2813 | 8,6640 | ** |
| Facies*Topographie | 0,7813 | 0,6000 | NS |
| Pollution*Topographie | 0,0313 | 0,0240 | NS |
| Facies*Pollution*Topographie | 0,2813 | 0,2160 | NS |

**Tableau 6.4:** Résultats de l'ANOVA : effet de la pollution, du faciès et de la topographie du sédiment sur l'abondance pour les 9 espèces de crabes présentes dans les faciès C et R présentes dans les parcelles témoins et impactées en mars 2009. NS: Non significatif; *: significatif avec p-value ≤ 0.05; **: significatif avec p-value ≤ 0.01.

## 6.4. Discussion

Cette étude à tout d'abord permis de mettre en évidence la présence de 13 espèces de crabes sur le site de Malamani, dont 9 espèces sont inféodées à la mangrove *sensus stricto*. Appartenant à deux super familles (les Grapsidoidea et les Ocypodoidea), les crabes Sesarmidés (famille Sesarmidae, genre *Neosarmatium* et *Perisesarma*) et les crabes violonistes (Famille Ocypodidae, genre *Uca*), se retrouvent dans la plupart des mangroves de l'Est-Africain (Mozambique et Kenya notamment) et de l'océan indien (Dahdouh-Guebas *et al.,* 1997; Lee, 1998; Litulo, 2005). Ils appartiennent au groupe brachyoure, qui est le plus riche spécifiquement, le plus abondant de la macrofaune benthique des mangroves (Amouroux and Tavares, 2005) et également le plus important en terme de biomasse (Litulo, 2005). D'un point de vue morphologique, physiologique et comportemental, ces crabes sont parfaitement adaptés à leur environnement (Kathiresan and Bingham, 2001).

De toute la macrofaune benthique des écosystèmes de mangrove, les crabes de la famille des Ocypodidae et des Sesarmidae sont les plus représentés en terme de densité et de biomasse (Golley *et al.,* 1962; (Frusher *et al.,* 1994; Emmerson, 2001).

Les Ocypodidae, essentiellement représentées en mangrove par le genre *Uca,* ou crabes violonistes, vivent au sol, ont une densité généralement élevée (Skov and Hartnoll, 2002), sont détritivores ou déchiqueteurs et creusent des terriers. Ces crabes filtrent la matière particulaire du substratum et se nourrissent du biofilm algal présent sur le sédiment (Litulo, 2005). Ils ne sont donc pas directement dépendants de l'espèce de palétuvier sous laquelle ils nichent. Par contre, les Sesarmidae, dont le genre le plus fréquent est *Sesarma* (Lee, 1998), ont une densité plus faible et sont plutôt definis comme des végétalistes (Camilleri, 1989; Vannini and Ruwa, 1994). Ils se nourrissent de feuilles ou de propagules de palétuviers tombées au sol mais sont aussi prédateurs d'autres crustacés, crabes, nématodes, polychètes ou insectes. Ils pallient ainsi la faible concentration en azote contenue dans les feuilles de palétuviers tombées au sol (Lee, 1998; Dahdouh-Guebas *et al.,* 1999; Skov *et al.,* 2002; Erickson *et al.,* 2003). Ils creusent également des terriers mais peuvent également coloniser les palétuviers (Dadouh-guebas, 1997) lors de la montée des marées.

### 6.4.1 Distribution des crabes dans la mangrove de Malamani

A Malamani, *N. meinerti*, *N. smithii* et *P. guttatum*, (Sesarmidae), espèces communes à la zone indopacifique de l'ouest, se repartissent préférentiellement dans les facies A, C et R respectifs (figure 6.3) ce qui confirme les études menées par Macnae et Kalk, (1962) Dahdouh-Guebas et al. (1999) et Dahdouh-Guebas et al. (2002). Certains auteurs expliquent que les crabes ont une préférence pour la litière d'une espèce de palétuviers en particulier (Steinke *et al.,* 1993; Mcivor and Smith, 1995), ce qui expliquerait en partie leur répartition. Pour d'autres auteurs, la palatabilité des espèces de palétuviers ne semble pas seulement influencer leur répartition dans un faciès de végétation. En effet, Dahdouh-Guebas *et al.* (1997) montrent même que *N. meinerti* par exemple, ne semble pas préférer les feuilles d'*A. marina* (sous lequel il niche) mais plûtot celles des *R. mucronata*. D'autres facteurs tels que les propriétés physiques des habitats (racines (Ringold, 1979) ou la présence de pneumatophores (Skilleter and Warren, 2000)), la salinité du milieu et la granulométrie du sédiment entrent également en jeu dans la répartition des crabes Ocypodidae et Sesarmidae.

Les espèces de crabes n'ont pas les mêmes capacités d'osmorégulation et leurs réponses physiologiques vis-à-vis des différentes salinités du milieu sont différentes (Nobbs, 2003). Bien que pour la plupart des décapodes des salinités et des température trop élevées soient létales pour les stades larvaires (Forward, 1987), *N. meinerti* est capable de survivre un mois à des salinités très élevées (65‰) tandis qu'au delà d'une semaine, *N. smithii* voit son taux de survie très limité pour des salinité de 48 ‰ (Gillikin and Schubart, 2004). Ceci explique en partie qu'à Malamani, dans le faciès A où les écarts de salinité en surface atteignent 37 ‰, (de 35 ‰ en saison des pluies à 72 ‰ en saison sèche), les Sesarmidae présents sont surtout représentés par *N. meinerti* (et quelques *P. guttatum* juvéniles). Il semble que *U. inversa* possède les mêmes capacités à résister à de hautes salinités et températures (Eshky *et al.,* 1996) puisque cette espèce est fortement représentée dans ce faciès, ce qui confirme les observations de Macnae (1962). *N. smithii* se rencontrent dans le faciès C, où les écarts et les maxima de salinité sont moins importants (35-54 ‰). Aussi, la nappe d'eau est moins profonde que dans le faciès A, l'immersion par la marée (eau de mer=35 ‰) est plus fréquente, ce qui permet d'abaisser régulièrement le taux de salinité. Dans ce faciès où les contrastes sont plus adoucis, les espèces d'*Uca* sont plus diversifiées. Plus en aval encore dans le faciès R, zone plus fermée, moins salée et plus souvent soumise aux montées des

marées, *P. guttatum* qui préfère les zones ombragées, domine. On y trouve également *U. annulipes* qui se rencontre plutôt dans les faciès à *A. marina* au Mozambique (Litulo, 2005). A l'opposé, *Uca urvillei* favorise les zones ouvertes. La salinité n'est pas le seul facteur expliquant la distribution de ces espèces ; les caractéristiques des sédiments jouent aussi un rôle important (Frusher *et al.,* 1994). La granulométrie, l'humidité relative, la température, la porosité du sédiment sont autant de paramètres qui influencent la répartition des crabes selon leur capacité à creuser dans des sédiments plus ou moins durs ou à résister à des températures plus ou moins élevées par exemple. Cependant, peu d'études se sont focalisées sur l'influence du type de sédiment et de sa granulométrie sur la répartition des espèces de crabes. Il serait judicieux de pouvoir quantifier et qualifier comment la texture facilite les crabes pour creuser les terriers selon l'espèce, ou encore quelle nature du sédiment favorise le développement du biofilm algal qui influencerait la présence de détritivores tels que les *Uca*.

### 6.4.2. Densité des populations

Outre leur répartition par espèce de l'amont vers l'aval, les résultats de notre étude montrent surtout que les densités de crabes à l'intérieur de chaque faciès sont différentes en zones ouvertes ou sous canopée et selon la topographie du sol (butte ou drain).
Dans le faciès C, la densité des crabes, toutes espèces confondues, est la plus élevée. Les crabes sont plus nombreux dans les zones ouvertes que sous canopée. Dans ce faciès, à Malamani comme dans les autres mangroves, les *Uca* qui préfèrent les milieux ouverts, sont les plus abondants (Nobbs and Mcguinness, 1999). Par contre, dans le faciès R, où les *P. guttatum* (Sesarmidae) sont dominants, la densité globale est plus faible que dans le faciès C. De plus, les crabes sont plus abondant cette fois les zones fermées : la population de *P. guttatum* préfère les zones ombragées. La densité de crabes dans le faciès A dominé par *N. meinerti* semble faible à Malamani : en Afrique du sud, Emmerson (2001) estimait une moyenne de 11.4 individus au $m^2$ pour un même faciès.

Le réseau de racines échasses des *R. mucronata*, les petits contreforts au pied des *C. tagal*, les écoulements préférentiels des eaux de marée et de pluies et surtout l'activité bioturbatrice des Ocypodidae et des Sesarmidae modifient la topographie du sol et l'hydrodynamisme en creusant leurs terriers. En effet, Warren et Underwood (1986) ont montré que les changements topographiques sont significatifs en présence des crabes qui forment de

nouveaux monticules à l'entrée de leurs galeries. Ces micro-habitats, buttes et drains d'écoulements, influencent leur propre distribution (Warren and Underwood, 1986). Nos résultats confirment en effet que, d'une manière générale, la densité des crabes est plus importante sur les buttes que dans les drains d'écoulement ou zones plus plates. Le sédiment moins compacté et moins immergé en temps et en hauteur d'eau, plus aéré, permet ainsi de creuser les galeries et de conserver les ouvertures des terriers plus facilement. Ces buttes se trouvent généralement au pied des palétuviers facilitant aussi la construction même des terriers.

### 6.4.3. Corrélation entre nombre de trous de terriers et densité des crabes

Comme Warren (1990) l'a démontré avec l'espèce *H. cordiformis* (Ocipodidae) en Australie, nos résultats montrent ici que le nombre de trous de terriers au $m^2$ est corrélé à la densité de crabes, et ce pour toutes espèces de crabes et tout faciès confondus.

De nombreux auteurs se sont questionnés sur la manière la plus adéquate pour quantifier une population de crabes (Warren, 1990; Mouton and Felder, 1996; Nobbs and Mcguinness, 1999; Macia *et al.,* 2001; Skov and Hartnoll, 2001; Skov *et al.,* 2002; Salgado and McGuiness, 2006). La méthode du 'comptage visuel du nombre de crabes' reste néanmoins la méthode la plus reproductible pour l'ensemble des espèces de crabes et la plus applicable à tous les faciès. De plus elle offre l'avantage de pouvoir identifier chaque espèce durant le comptage. Par contre, elle reste encore contraignante car l'observateur perturbe probablement le comportement des crabes. Si l'on veut suivre la densité globale d'une population dans l'ensemble des faciès, dans le temps ou face à un impact anthropique, la méthode de comptage des trous de terriers reste la plus fiable et la plus reproductible, sachant que cette méthode surestime la densité de crabes (20% pour *U. annulipes* par exemple, (Macia *et al.,* 2001). On peut ensuite en déduire une estimation de la densité de crabes au $m^2$ ($y=0.2933x + 0.7075$, $R^2=0.65$). En mesurant le diamètre des trous, on peut aussi obtenir la répartition de la taille de la population. En effet, si la densité de trous est directement liée à la densité des crabes, le diamètre des ouvertures des terriers est plutôt lié à la composition de la population puisque qu'il est directement lié à la largeur de la carapace des crabes (Mouton and Felder, 1996; Skov and Hartnoll, 2001).

- A Malamani, les Sesarmidae dominants dans le faciès A, milieu très salé, sont les *N. meinerti*, dans le faciès C, c'est l'espèce *N. smithii* et dans le faciès R, milieu ombragé, ce sont les *P. guttatum*. Pour les Ocipodidae, *Uca inversa* se trouve dans le faciès A, *Uca annulipes* se rencontre plutôt dans le faciès R. C'est dans le faciès C qu'il y a le plus d'espèces d'*Uca* avec une dominance d'*U. urvillei* et *U. chlorophtalmus*.

- Les crabes associés aux mangroves se distribuent selon des distributions distinctes dans chacun des faciès de végétation, de l'amont vers l'aval de la mangrove. Cette répartition des espèces résulte d'une combinaison de plusieurs facteurs biotiques et abiotiques. L'espèce de palétuvier dominante du faciès (source de nourriture et habitat), les écarts de salinité, la composition granulométrique, la topographie du milieu, l'influence des marées, la profondeur de la nappe sont autant de paramètres qui induisent une zonalité verticale et horizontale dans la répartition des espèces de crabes.

- Afin d'évaluer l'impact des eaux usées domestiques sur les populations de crabes, l'existence d'une bonne corrélation densité de crabes/densité de trous de terriers permet d'utiliser *in situ* la technique de comptage des trous qui est plus reproductible à l'ensemble des faciès et ce, toutes espèces de crabes confondues.

### 6.4.4. Rôles écologiques et morphologie des terriers de crabes

Les moulages de terriers de crabes réalisés à Malamani révèlent que la morphologie des galeries varie considérablement d'un faciès de végétation à l'autre, influencée par des facteurs tels que les caractéristiques des sédiments, le type d'espèce et l'abondance de la faune associée. Ces résultats sont en accords avec ceux de Thongtham et Kristensen (2003). Selon les espèces et leur classe d'âge, les terriers sont de simples axes ou tubes peu ramifiés avec une entrée à la surface (comme *P. guttatum* dans le faciès R) ou des structures très complexes très ramifiées, organisés en véritables réseaux communicants entre plusieurs trous (comme ceux crées par *N. smithii* et les espèces d'*Uca* associé au faciès C), mais tous donnant sur des chambres terminales. Kristensen (2007), attribue plus généralement les structures en réseaux de labyrinthe aux espèces de Sesarmidae et les structure en forme de J et de L aux espèces d'*Uca*.

Il semble qu'à Malamani les terriers soient un peu moins profonds que dans d'autres régions. En effet, les terriers atteignent 30 à 40 cm dans le faciès C et 40 à 50 cm dans le faciès R alors que la plupart des auteurs ont montré que les terriers peuvent se développer entre 50cm et 1 m (Stieglitz *et al.,* 2000; Koo *et al.,* 2007; Kristensen and Thorup-Kristensen, 2007). Mais peu de moulages ont été réalisés en Afrique de l'Est avec le même cortège d'espèces de crabes. Il se peut que les terriers de crabes soient moins profonds à Malamani, car la mangrove située en fond de baie se caractérise par une pente très faible et une nappe d'eau peu profonde (fluctuation hors marée 40 à 50 cm de profondeur).

Grâce aux moulages en résine et aux mesures de densité de terriers et de crabes, nous avons pu estimer que la présence de macrofaune bioturbatrice augmente la zone d'interface entre l'eau -ou l'air- et les sédiments de 116 à 228% selon les espèces considérées et les faciès de végétation. Kristensen and Kostka (2004) ont estimé que selon les espèces, cette augmentation de la zone de contact pouvait s'étendre de 50 % à 400 %. Bien que la composition et la structure géométrique des parois de galeries soient différentes de la surface du sédiment, la présence des terriers peut être considérée comme une extension de l'interface sédiment-eau (Kristensen *et al.,* 1988). Les terriers créent aussi un volume disponible dans les sédiments non négligeables qui aère le sol et facilite l'infiltration et l'écoulement des eaux. Ce volume correspondant aussi au volume de sédiment déplacé pourrait servir d'indice d'estimation de la bioturbation de ces milieux. Dans le faciès R, ce volume libéré est un peu

plus important que dans le faciès C (respectivement 14 et 9 %) ce qui facilite l'écoulement des eaux dans ce faciès. Pourtant les espèces présentes, *P. guttatum* notamment, sont plus petites et moins denses que les espèces présentes dans le faciès C (*N. meinerti* par ex.). Il est probable que *P. guttatum*, via le volume des terriers qu'il construit, soit plus bioturbateur que les autres.

Les crabes construisent des terriers dans un sol boueux compact (Lee 1998). La plupart des crabes évitent les températures supérieures à 29°C ; les galeries fraîches sont donc des abris idéaux, assurant aux crabes une protection contre les températures très élevées des jours les plus chauds (Thongtham and Kristensen, 2003). Les terriers ont une fonction de refuge protégeant des prédateurs et des perturbations environnementales telle que les marées biquotidiennes, mais ils peuvent servir également de lieu de stockage pour la nourriture. En effet, les crabes enfouissent jusqu'à 75-95 % des feuilles de palétuviers tombées au sol afin d'augmenter la palatabilité de ces dernières en diminuant la teneur en tannin (Skov and Hartnoll, 2001; Chan *et al.,* 2006).

- A Malamani, les terriers de crabes sont des structures complexes organisées en réseaux communicants qui descendent entre 30 et 50 cm de profondeur. Ils augmentent considérablement la surface d'échange entre le sédiment et l'eau –ou air : 116% dans le faciès C et 228% dans le faciès R et créent un volume bioturbé de 9% à 14% dans ces même faciès.

- La morphologie du terrier est influencée par le mode de prise alimentaire, l'activité, la taille du crabe, autant que par les conditions environnementales et la composition sédimentaire (Thongtham and Kristensen, 2003; Koo *et al.,* 2007).

- Rôle écologique important notamment dans les processus biogéochimiques (exemple : cf. chapitre 4.3.2 au sujet de l'éloignement à la paroi des terriers de crabes et dénitrification potentille).

### 6.4.5. Impact des eaux usées

Le but de notre étude était avant tout de révéler d'éventuels changements de la composition spécifique et de l'abondance des communautés de crabes engendrés par l'apport des eaux usées domestiques.

Dans nos parcelles expérimentales, après un an de rejets d'eaux usées domestiques, les résultats montrent que la salinité du milieu a tendance à diminuer, en saison sèche comme en saison des pluies (chapitre 4, figure 4.17). Cette première modification est importante à prendre en compte car comme nous l'avons vu, les crabes, selon les espèces, sont plus ou moins sensibles aux écarts de salinité. La diminution de la salinité pourrait entrainer une migration inter-faciès ou une augmentation du nombre d'individus des espèces les moins halotolérantes comme *N. smithii* et *P. guttatum*. Bien que les résultats globaux d'assemblage de communautés de chaque facies paraissent comparables entre parcelle témoins et impactées, nos résultats montrent quand même que la proportion de ces deux espèces de crabes augmente dans les deux faciès de végétation. Aussi, dans la parcelle du faciès R, on remarque la présence de *N. smithii* (2% de la population totale de crabe en terme d'abondance, figure 6.13), alors qu'elle n'avait jamais été répertoriée dans ce faciès lors des anciens comptages. Les Sesarmidae semblent avoir une bonne tolérance vis-à-vis des eaux usées et semblent même tirer profit de l'apport de nutriments et d'eau douce. La compétition entre espèces de Sesarmidae vis-à-vis de la nourriture et du territoire risque alors d'apparaître, contrairement aux espèces d'Ocypodidae qui déjà, cohabitent dans les même faciès. On note aussi pour les espèces d'*Uca* un changement dans la composition spécifique. Toutes les espèces ne semblent pas réagir de la même façon à l'apport d'eaux usées : dans les deux faciès, la population d'*U. chlorophtalmus* diminue dans les parcelles impactées par les eaux usées tandis que celle de *U. urvillei* et *U. annulipes* augmente. *U. chlorophtalmus* semble être une espèce moins compétitive que les autres espèces d'*Uca* et est particulièrement sensible à l'excès de matière organique. En Afrique de l'Est, Cannicci *et al*.(2009) montrent également une augmentation de la densité *U. annulipes* (espèce présente à Malamani) dans les zones impactées par les eaux usées qu'il explique par une augmentation de diatomées benthiques et de meiobenthos dont ils se nourrissent.

Cette tendance générale de modification de composition spécifique chez les Sesarmidae et les Ocypodidae observée à Malamani se retrouve dans l'étude de Cannici (2009) menée au

Kenya et au Mozambique, où les mangroves sont comparables en termes d'espèces végétales, et de population de crabes. Les habitudes de la plupart des espèces face aux mouvements de balancement des marées et aux contraintes respiratoires qui y sont associées en font probablement des espèces aptes à supporter les stress impliqués par l'apport de pollutions organiques. D'ailleurs, il semblerait que les crabes Ocypodidae et Sesarmidae profitent activement des apports enrichis en matière organique en exploitant les grandes quantités de matière organique déposées en surface du sédiment. L'étude de la structure d'une communauté benthique d'une mangrove limitrophe d'une rivière de Hong Kong soumise à la pollution montre que les populations de crabes violonistes (*Uca arcuata, U. acuta et U. paradussumieri*) bénéficient de cette surcharge de matière organique alors que la plupart des autres espèces du macrobenthos sont appauvries par ces pollutions, (Lee 1998).

Si l'assemblage des communautés tend à se modifier sans changement des espèces dominantes pour l'instant, la densité des individus se modifie aussi. En effet, nos résultats montrent que la densité globale de la population de crabe à tendance à diminuer avec l'apport des eaux usées dans le faciès C et contrairement à augmenter dans le faciès R (figure 6.10). En fait, dans le faciès C, la densité de crabes ne varie pas dans les buttes mais diminue significativement dans les drains des parcelles impactées, contrairement au faciès R, où le nombre de crabes ne varie pas dans les drains mais augmente significativement dans les buttes des parcelles impactées (tableau 6.4). Il est vrai que dans le faciès C, les drains occupent une plus grande superficie (Faciès C: butte 31 % et drain 69% ; Faciès R : butte 59 % et drain 41%) que les buttes et que les eaux usées ont tendance à stagner, rendant ainsi le milieu très vaseux. La taille des trous de terriers dans les drains des parcelles impactées est plus grande que celle des parcelles témoins. Seules les plus grosses ouvertures parviennent à se maintenir. Les crabes n'ont certainement plus la facilité de construire des terriers dont les ouvertures puissent se maintenir dans ce sédiments trop liquide et asphyxiant, ce qui pourrait expliquer en partie la diminution de la densité globale et du nombre de taxa dans ce milieu. En revanche, dans le faciès R, l'écoulement horizontal et vertical des eaux semble se faire beaucoup plus facilement et les buttes, de plus grande taille que dans le faciès C peuvent servir de refuge lors de l'écoulement quotidien des eaux usées. Le nombre de taxa dans le faciès R tend d'ailleurs à augmenter et la densité de crabes par m² aussi.

La taille de trous de terriers dans faciès R diminue également. Pearson et Rosenberg (1978) ont fourni un modèle qui prédit les changements des populations de macrobenthos lorsque

celles-ci sont soumises à une augmentation de pollution organique. Le modèle prédit que les espèces de petite taille et opportunistes domineraient les environnements enrichis en matière organique au détriment d'espèces plus grandes, typiques des milieux exempt de pollutions. Les espèces de petites tailles (*Uca*) seraient, selon ce modèle, favorisées par rapport au Sesarmidae. Cependant, nos résultats montrent clairement que c'est la tendance inverse qui se produit : le pourcentage de Sesarmidae semble augmenter par rapport aux Ocypodidae. La taille des trous étant directement corrélée à la taille des crabes (Mouton and Felder, 1996), les crabes sont-ils alors de plus petites tailles ? Il semblerait au contraire d'après les études de Cannicci *et al.*(2009) que la biomasse des crabes augmente avec l'apport des eaux usées et pour l'ensemble des espèces (Cannicci *et al.,* 2009).

En tant qu'espèces ingénieurs de l'écosystème, ces changements dans la structure des communautés, ainsi que la migration inter-faciès, et la modification de la densité de crabes, pourraient à long terme avoir un impact considérable sur le fonctionnement global de la mangrove. L'impact écologique de la bioturbation effectuée par les crabes dans les mangroves a été étudié par Smith *et al*.(1991) dans une forêt dominée par *Rhizophora* dans le Queensland en Australie. Ses expériences montrent qu'en l'absence de crabes, on assisterait à une augmentation de la concentration en sulfures, une modification de la concentration en nutriments et à une baisse de la croissance et de la productivité forestières. Ces hypothèses ont toutes été vérifiées, et seraient expliquées par le manque d'aération des sols induit par les crabes lorsque ceux-ci font défaut dans l'écosystème. Les concentrations en sulfures et en ammonium sont plus importantes dans les enceintes d'expérimentation sans crabes.

D'autre part, il semblerait que le comportement des crabes peut se modifier quelque peu avec l'apport d'eaux usées. En effet, selon une étude de Bartolini *et al*.(2009) menée en mésocosme, les crabes recevant les eaux usées semblent plus vite rassasiés, passent plus de temps dans d'autres activités telle que la défense territoriale, et diminuent leur activité bioturbatrice. Aussi, Pehna-Lopes *et al*.(2009a) montrent grâce à des études en mesocosme que l'apport d'eaux usées induit une modification de la forme et du volume des terriers de crabes : ils augmenteraient de volume tout en étant moins profond.

La présence de faune bioturbatrice influence le cycle de l'azote, par une distribution différente des bactéries dans les sédiments. La création de terriers par ces crabes permet d'accroître la pénétration de l'oxygène dans les sédiments et de maximiser ainsi le taux de

minéralisation du carbone (Pearson, 2001). En effet, sous la zone aérobie des sédiments et en l'absence de faune bioturbatrice, le taux de minéralisation par les réactions anaérobies (fermentation, dénitrification, réduction des sulfates) se trouve ralenti par détérioration de la qualité nutritionnelle de la matière organique avec la profondeur et l'âge des sédiments. Ce phénomène est lié à la baisse considérable du nombre de bactéries avec la profondeur. En présence de macrofaune bioturbatrice, la matière organique est redistribuée, et la conséquence des modifications physiques et chimiques sont connues pour augmenter le potentiel microbien (Kristensen *et al.,* 1988). C'est pourquoi, la disparition de quelques catégories de bioturbateurs dans cet écosystème induirait une hypoxie importante et des perturbations sédimentaires de toutes formes, qui pourraient nuire à l'ensemble du fonctionnement et à la productivité de l'écosystème mangrove.

- L'abondance des espèces et le nombre de taxa ont tendance à se modifier avec l'impact des eaux usées différemment selon les facies de végétation et la topographie associée.

- La densité de crabes semble diminuer dans les milieux stagnants, surtout dans les *C. tagal.* Les crabes semblent se réfugier sur les zones de buttes où la densité augmente.

- Selon la littérature, l'apport d'eaux usées entraine une modification dans le comportement des crabes : ce phénomène doit être observé à nouveau.

## 6.4 Conclusion

- De nombreux facteurs interviennent dans la répartition des crabes : espèce végétale dominante, ouverture du milieu, granulométrie et caractéristique du sédiment, topographie, salinité, niveau de la nappe, régime des marées. La corrélation entre l'ensemble de ces facteurs et l'abondance et la distribution des espèces de crabes reste complexe (Chapman and Tolhurst, 2004).

- Rejeter des eaux usées domestiques revient à ajouter au milieu de la matière organique, des nutriments (azote et phosphore) et de l'eau douce et ce, de façon quotidienne dans l'expérimentation de Malamani. Ces apports et ce changement hydrodynamique peuvent modifier un ou plusieurs paramètres influençant la distribution des crabes ainsi que leur mode alimentaire et leur comportement.

- De manière générale, l'apport d'eaux usées semble profitable aux espèces de Sesarmidae et la plupart des *Uca* en ce qui concerne leur densité. Cependant, il semble que les communautés inféodées au faciès de mangrove à *Ceriops tagal* réagissent moins bien que celle du faciès à *Rhizophora mucronata*. Cela est en partie dû au fait de la stagnation des eaux dans ce milieu.

- Mais le travail réalisé ici reste incomplet. Il serait judicieux de procéder aux mêmes types d'analyses en les complétant par des études comportementales des différentes espèces et en renouvelant les comptages tout en prenant en compte les paramètres suivants : saisons, marées différentes, étude de comportement de crabes en nocturne.

- Du fait de leur importante activité de bioturbation, un changement dans la structure de la communauté pourrait faire basculer l'équilibre fonctionnel de la mangrove. Il est donc impératif de se focaliser sur les différentes espèces des crabes, de mieux connaître leur physiologie et leur comportement et d'identifier précisément quelles sont les epcèces qui réagissent à l'impact des eaux usées dans le temps, en analysant leur abondance et leur densité spécifique (diminution ou augmentation de densité, apparition ou disparition d'un faciès).

# Références bibliographiques du Chapitre VI


Amaral V., Penha-Lopes G., Paula J. 2009a. Effects of vegetation and sewage load on mangrove crab condition using experimental mesocosms. Estuarine Coastal and Shelf Science; 84: 300-304.

Amaral V., Penha-Lopes G., Paula J. 2009b. RNA/DNA ratio of crabs as an indicator of mangrove habitat quality. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems; 19: S56-S62.

Amouroux J. M., Tavares M. 2005. Natural recovery of amazonian mangrove forest as revealed by brachyuran crab fauna: Preliminary description. Vie Et Milieu-Life and Environment; 55: 71-79.

Ashton E. C. 2002. Mangrove sesarmid crab feeding experiments in Peninsular Malaysia. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 273: 97-119.

Bartolini F., Penha-Lopes G., Limbu S., Paula J., Cannicci S. 2009. Behavioural responses of the mangrove fiddler crabs (Uca annuliples and U. inversa) to urban sewage loadings: Results of a mesocosm approach. Marine Pollution Bulletin; 58: 1860-1867.

Boonsong K., Piyatiratitivorakul S., Patanaponpaiboon P. 2003. Potential use of mangrove plantation as constructed wetland for municipal wastewater treatment. Water Science and Technology; 48: 257-266.

Boto K. G., Robertson A. I. 1990. The Relationship between Nitrogen-Fixation and Tidal Exports of Nitrogen in a Tropical Mangrove System. Estuarine Coastal and Shelf Science; 31: 531-540.

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.

Botto F., Iribarne O., Gutierrez J., Bava J., Gagliardini A., Valiela I. 2006. Ecological importance of passive deposition of organic matter into burrows of the SW Atlantic crab Chasmagnathus granulatus. Marine Ecology-Progress Series; 312: 201-210.

Camilleri J. 1989. Leaf Choice by Crustaceans in a Mangrove Forest in Queensland. Marine Biology; 102: 453-459.

Camilleri J. C. 1992. Leaf-Litter Processing by Invertebrates in a Mangrove Forest in Queensland. Marine Biology; 114: 139-145.

Cannicci S., Bartolini F., Dahdouh-Guebas F., Fratini S., Litulo C., Macia A., 2009. Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. Estuarine Coastal and Shelf Science; 84: 305-317.

Cannicci S., Ritossa S., Ruwa R. K., 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.

Chan B. K. K., Chan K. K. Y., Leung P. C. M. 2006. Burrow architecture of the ghost crab Ocypode ceratophthalma on a sandy shore in Hong Kong. Hydrobiologia; 560: 43-49.

Chapman M. G., Tolhurst T. J. 2004. The relationship between invertebrate assemblages and bio-dependant properties of sediment in urbanized temperate mangrove forests. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 304: 51-73.

Coleman F. C., Williams S. L. 2002. Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. Trends in Ecology & Evolution; 17: 40-44.

Dahdouh-Guebas F., Verneirt M., Tack J.F., Koedam N., 1997. Food preferences of Neosarmatium meinerti de Man (Decapoda: Sesarminae) and its possible effect on the regeneration of mangroves. Hydrobiologia. Vol. 347, No 1-3, pp 83-89.

Dahdouh-Guebas F., Giuggioli M., Oluoch A., Vannini M., Cannicci S. 1999. Feeding habits of non-ocypodid crabs from two mangrove forests in Kenya. Bulletin of Marine Science; 64: 291-297.

Dahdouh-Guebas F., Kairo J. G., Jayatissa L. P., Cannicci S., Koedam N. 2002. An ordination study to view vegetation structure dynamics in disturbed and undisturbed mangrove forests in Kenya and Sri Lanka. Plant Ecology; 161: 123-135.

Devi K. S., Venugopal P. 1989. Benthos of Cochin Backwaters Receiving Industrial Effluents. Indian Journal of Marine Sciences; 18: 165-169.

Dittel A. I., Epifanio C. E., Lizano O. 1991. Flux of Crab Larvae in a Mangrove Creek in the Gulf of Nicoya, Costa-Rica. Estuarine Coastal and Shelf Science; 32: 129-140.

Dyer S. D., Peng C., McAvoy D. C., Fendinger N. J., Masscheleyn P., Castillo L. V., 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, The Philippines. Chemosphere; 52: 43-53.

Emmerson W. D. 1990. The Effect of Temperature and Season on the Aerial Oxygen-Consumption of Uca-Urvillei (Edwards,H.Milne) (Decapoda, Ocypodidae). Journal of Thermal Biology; 15: 41-46.

Emmerson W. D. 1994. Seasonal Breeding Cycles and Sex-Ratios of 8 Species of Crabs from Mgazana, a Mangrove Estuary in Transkei, Southern Africa. Journal of Crustacean Biology; 14: 568-578.
Emmerson W. D. 2001. Aspects of the population dynamics of Neosarmatium meinerti at Mgazana, a warm temperate mangrove swamp in the East Cape, South Africa, investigated using an indirect method. Hydrobiologia; 449: 221-229.
Emmerson W. D., Mcgwynne L. E. 1992. Feeding and Assimilation of Mangrove Leaves by the Crab Sesarma-Meinerti Deman in Relation to Leaf-Litter Production in Mgazana, a Warm Temperate Southern African Mangrove Swamp. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 157: 41-53.
Erickson A. A., Saltis M., Bell S. S., Dawes C. J. 2003. Herbivore feeding preferences as measured by leaf damage and stomatal ingestion: a mangrove crab example. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 289: 123-138.
Eshky A. A., Atkinson R. J. A., Taylor A. C. 1995. Physiological Ecology of Crabs from Saudi-Arabian Mangrove. Marine Ecology-Progress Series; 126: 83-95.
Eshky A. A., Taylor A. C., Atkinson R. J. A. 1996. The effects of temperature on aspects of respiratory physiology of the semi-terrestrial crabs, Uca inversa (Hoffmann) and Metopograpsus messor (Forskal) from the Red Sea. Comparative Biochemistry and Physiology a-Physiology; 114: 297-304.
Forward R. B. 1987. Larval Release Rhythms of Decapod Crustaceans - an Overview. Bulletin of Marine Science; 41: 165-176.
Fratini S., Vannini M. 2002. Genetic differentiation in the mud crab Scylla serrata (Decapoda : Portunidae) within the Indian Ocean. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 272: 103-116.
Frusher S. D., Giddins R. L., Smith T. J. 1994. Distribution and Abundance of Grapsid Crabs (Grapsidae) in a Mangrove Estuary - Effects of Sediment Characteristics, Salinity Tolerances, and Osmoregulatory Ability. Estuaries; 17: 647-654.
Gillikin D. P., De Wachter B., Tack J. F. 2004. Physiological responses of two ecologically important Kenyan mangrove crabs exposed to altered salinity regimes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 301: 93-109.
Gillikin D. P., Schubart C. D. 2004. Ecology and systematics of mangrove crabs of the genus Perisesarma (Crustacea : Brachyura : Sesarmidae) from East Africa. Zoological Journal of the Linnean Society; 141: 435-445.
Golley F., Odum, H.T., Wilson R.F., 1962. The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in may. Ecology, Vol. 43, No. 1 (Jan., 1962), pp. 9-19.
Guest M. A., Connolly R. M. 2004. Fine-scale movement and assimilation of carbon in saltmarsh and mangrove habitat by resident animals. Aquatic Ecology; 38: 599-609.
Guest M. A., Connolly R. M., Lee S. Y., Loneragan N. R., Breitfuss M. J. 2006. Mechanism for the small-scale movement of carbon among estuarine habitats: organic matter transfer not crab movement. Oecologia; 148: 88-96.
Gutierrez J. L., Jones C. G., Groffman P. M., Findlay S. E. G., Iribarne O. O., Ribeiro P. D., 2006. The contribution of crab burrow excavation to carbon availability in surficial salt-marsh sediments. Ecosystems; 9: 647-658.
Hockett, J. C. & Kritzler, H., 1972. Capture-Recapture methods with Uca. Biology Bulletin 142, 49-56.
Ismail A., Badri M. A., Ramlan M. N. 1991. Heavy-Metal Contamination in Fiddler-Crabs (Uca-Annulipes) and Hermit-Crabs (Clibanarius-Sp) in a Coastal Area of Northern Peninsular Malaysia. Environmental Technology; 12: 923-926.
Jones C.G., Lawton H.J., Shachak M., 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. Oikos, Vol. 69, No. 3, pp. 373-386.
Jones C. G., Lawton J. H., Shachak M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. Ecology; 78: 1946-1957.
Kathiresan K., Bingham B. L. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. Advances in Marine Biology, Vol 40; 40: 81-251.
Koo B.J., Kwon, K.K., Hyun, J.H., 2005. The sediment-water interface increment due to the complex burrows of macrofauna in a tidal flat. Ocean Scinece Journal. Vol. 40, No. 4 pp 221-227.
Koo B. J., Kwon K. K., Hyun J. H. 2007. Effect of environmental conditions on variation in the sediment-water interface created by complex macrofaunal burrows on a tidal flat. Journal of Sea Research; 58: 302-312.
Krishnan K. P., Fernandes S. O., Chandan G. S., Bharathi P. A. L. 2007. Bacterial contribution to mitigation of iron and manganese in mangrove sediments. Marine Pollution Bulletin; 54: 1427-1433.
Kristensen E., Andersen F. O., Kofoed L. H. 1988. Preliminary Assessment of Benthic Community Metabolism in a Southeast Asian Mangrove Swamp. Marine Ecology-Progress Series; 48: 137-145.

Kristensen E., Jensen M. H., Banta G. T., Hansen K., Holmer M., King G. M. 1998. Transformation and transport of inorganic nitrogen in sediments of a southeast Asian mangrove forest. Aquatic Microbial Ecology; 15: 165-175.

Kristensen, E., Kostka, J. E., 2004. Macrofaunal Burrows and Irrigation in Marine Sediment: Microbiological and Biogeochemical Interactions. In *The Ecogeomorphology of Tidal Marshes* (ed. C. a. E. S. 59). The American Geophysical Union.

Kristensen H. L., Thorup-Kristensen K. 2007. Effects of vertical distribution of soil inorganic nitrogen on root growth and subsequent nitrogen uptake by field vegetable crops. Soil Use and Management; 23: 338-347.

Kristensen E. 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. Journal of Sea Research; 59: 30-43.

Kwon Y. T., Lee C. W. 2001. Ecological risk assessment of sediment in wastewater discharging area by means of metal speciation. Microchemical Journal; 70: 255-264.

Lee S. Y. 1995. Mangrove Outwelling - a Review. Hydrobiologia; 295: 203-212.

Lee S. Y. 1998. Ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: a review. Marine and Freshwater Research; 49: 335-343.

Litulo C. 2005a. Population biology of the fiddler crab Uca annulipes (Brachyura : Ocypodidae) in a tropical East African mangrove (Mozambique). Estuarine Coastal and Shelf Science; 62: 283-290.

Litulo C. 2005b. Population structure and reproductive biology of the fiddler crab Uca inversa (Hoffman, 1874) (Brachyura : Ocypodidae). Acta Oecologica-International Journal of Ecology; 27: 135-141.

Litulo C. 2005c. Population structure and reproductive biology of the fiddler crab Uca urvillei (Brachyura : Ocypodidae) in Maputo Bay (south Mozambique). Journal of Natural History; 39: 2307-2318.

Machiwa J. F. 1998. Distribution and remineralization of organic carbon in sediments of a mangrove stand partly contaminated with sewage waste. Ambio; 27: 740-744.

Macia A., Quincardete I., Paula J. 2001. A comparison of alternative methods for estimating population density of the fiddler crab Uca annulipes at Saco Mangrove, Inhaca Island (Mozambique). Hydrobiologia; 449: 213-219.

McGuinness K. A. 1997a. Dispersal, establishment and survival of Ceriops tagal propagules in a north Australian mangrove forest. Oecologia; 109: 80-87.

McGuinness K. A. 1997b. Seed predation in a tropical mangrove forest: A test of the dominance-predation model in northern Australia. Journal of Tropical Ecology; 13: 293-302.

MacNae, W. and Kalk, M., 1962. The ecology of the mangrove swamps at Inhaca Island, Moçambique. Journal of ecology. Vol. 50, No 1, pp 19-34.

Mchenga I. S. S., Mfilinge P. L., Tsuchiya M. 2007. Bioturbation activity by the grapsid crab Helice formosensis and its effects on mangrove sedimentary organic matter. Estuarine Coastal and Shelf Science; 73: 316-324.

Mcivor C. C., Smith T. J. 1995. Differences in the Crab Fauna of Mangrove Areas at a Southwest Florida and a Northeast Australia Location - Implications for Leaf-Litter Processing. Estuaries; 18: 591-597.

Mckee K. L. 1995. Mangrove Species Distribution and Propagule Predation in Belize - an Exception to the Dominance Predation Hypothesis. Biotropica; 27: 334-345.

Mclay C. L., Ryan P. A. 1990. The Terrestrial Crabs Sesarma-(Sesarmops)-Impressum and Geograpsus-Crinipes (Brachyura, Grapsidae, Sesarminae) Recorded from the Fiji Is. Journal of the Royal Society of New Zealand; 20: 107-118.

Minchinton T. E. 2001. Canopy and substratum heterogeneity influence recruitment of the mangrove Avicennia marina. Journal of Ecology; 89: 888-902.

Morris S., Adamczewska A. M. 1996. Respiratory, acid-base and ion status during voluntary immersion of the air-breathing crab Cardisoma carnifex assessed in situ. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 206: 149-164.

Morrisey D. J., Skilleter G. A., Ellis J. I., Burns B. R., Kemp C. E., Burt K. 2003. Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (Avicennia marina var. australasica) stands of different ages in New Zealand. Estuarine Coastal and Shelf Science; 56: 581-592.

Mouton E. C., Felder D. L. 1996. Burrow distributions and population estimates for the fiddler crabs Uca spinicarpa and Uca longisignalis in a Gulf of Mexico salt marsh. Estuaries; 19: 51-61.

Nedwell D. B. 1975. Inorganic Nitrogen-Metabolism in a Eutrophicated Tropical Mangrove Estuary. Water Research; 9: 221-231.

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.

Nobbs D., Chipman G. 2003. Contaminated site investigation and remediation of chlorinated aromatic compounds. Separation and Purification Technology; 31: 37-40.

Nobbs M. 2003. Effects of vegetation differ among three species of fiddler crabs (Uca spp.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 284: 41-50.
Nobbs M., McGuinness K. A. 1999. Developing methods for quantifying the apparent abundance of fiddler crabs (Ocypodidae : Uca) in mangrove habitats. Australian Journal of Ecology; 24: 43-49.
Onda Y., Itakura N. 1997. An experimental study on the burrowing activity of river crabs on subsurface water-movement and piping erosion. Geomorphology; 20: 279-288.
Pearson, T.H., 2001. Functional Group Ecology in soft-sediment marine benthos: The role of bioturbation. Oceanography and Marine Biology: an annual review 39, 233-267.
Pearson, T.H., Rosenberg, M.S., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology Annual Review 16, 229-311.
Pelegri S. P., Blackburn T. H. 1996. Nitrogen cycling in lake sediments bioturbated by Chironomus plumosus larvae, under different degrees of oxygenation. Hydrobiologia; 325: 231-238.
Penha-Lopes G., Bartolini F., Limbu S., Cannicci S., Kristensen E., Paula J. 2009a. Are fiddler crabs potentially useful ecosystem engineers in mangrove wastewater wetlands? Marine Pollution Bulletin; 58: 1694-1703.
Penha-Lopes G., Bartolini F., Limbu S., Cannicci S., Mgaya Y., Kristensen E., 2010. Ecosystem engineering potential of the gastropod Terebralia palustris (Linnaeus, 1767) in mangrove wastewater wetlands - A controlled mesocosm experiment. Environmental Pollution; 158: 258-266.
Penha-Lopes G., Torres P., Narciso L., Cannicci S., Paula J. 2009b. Comparison of fecundity, embryo loss and fatty acid composition of mangrove crab species in sewage contaminated and pristine mangrove habitats in Mozambique. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 381: 25-32.
Ragionieri L., Cannicci S., Schubart C. D., Fratini S. 2010. Gene flow and demographic history of the mangrove crab Neosarmatium meinerti: A case study from the western Indian Ocean. Estuarine Coastal and Shelf Science; 86: 179-188.
Reichmuth J. M., Weis P., Weis J. S. 2010. Bioaccumulation and depuration of metals in blue crabs (Callinectes sapidus Rathbun) from a contaminated and clean estuary. Environmental Pollution; 158: 361-368.
Ridd P. V. 1996. Flow through animal burrows in Mangrove creeks. Estuarine Coastal and Shelf Science; 43: 617-625.
Ringold P. 1979. Burrowing, Root Mat Density, and the Distribution of Fiddler Crabs in the Eastern United-States. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 36: 11-21.
Salgado Kent, C.P., McGuinness, K.A., 2006. A comparison of methods for estimating relative abundance of grapsid crabs. Wetlands Ecology and Management 14, 1-9.
Skilleter G. A., Warren S. 2000. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 244: 107-129.
Shinn E.A, 1968. burrowing in recent lime sediments of Florida an The Bahamas. Journal of palaeontology. Vol. 42, No 4, pp 879-894.
Skov M. W., Hartnoll R. G. 2001. Comparative suitability of binocular observation, burrow counting and excavation for the quantification of the mangrove fiddler crab Uca annulipes (H. Milne Edwards). Hydrobiologia; 449: 201-212.
Skov M. W., Hartnoll R. G. 2002. Paradoxical selective feeding on a low-nutrient diet: why do mangrove crabs eat leaves? Oecologia; 131: 1-7.
Skov M. W., Vannini M., Shunula J. P., Hartnoll R. G., Cannicci S. 2002. Quantifying the density of mangrove crabs: Ocypodidae and Grapsidae. Marine Biology; 141: 725-732.
Smith T. J., Boto K. G., Frusher S. D., Giddins R. L. 1991. Keystone Species and Mangrove Forest Dynamics - the Influence of Burrowing by Crabs on Soil Nutrient Status and Forest Productivity. Estuarine Coastal and Shelf Science; 33: 419-432.
Steinke T. D., Rajh A., Holland A. J. 1993. The Feeding-Behavior of the Red Mangrove Crab Sesarma-Meinerti-De Man, 1887 (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) and Its Effect on the Degradation of Mangrove Leaf-Litter. South African Journal of Marine Science-Suid-Afrikaanse Tydskrif Vir Seewetenskap; 13: 151-160.
Stieglitz T., Ridd P., Muller P. 2000. Passive irrigation and functional morphology of crustacean burrows in a tropical mangrove swamp. Hydrobiologia; 421: 69-76.
Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1995. Mangrove Soils as Sinks for Waste-Water-Borne Pollutants. Hydrobiologia; 295: 231-241.
Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1998. Variations of soil nutrient and organic matter content in a subtropical mangrove ecosystem. Water Air and Soil Pollution; 103: 245-261.
Thongtham N., Kristensen E. 2003. Physical and chemical characteristics of mangrove crab (Neoepisesarma versicolor) burrows in the Bangrong mangrove forest, Phuket, Thailand with emphasis on behavioural response to changing environmental conditions. Vie Et Milieu-Life and Environment; 53: 141-151.

Thongtham N., Kristensen E. 2005. Carbon and nitrogen balance of leaf-eating sesarmid crabs (Neoepisesarma versicolor) offered different food sources. Estuarine Coastal and Shelf Science; 65: 213-222.

Vannini M., Cannicci S., Mrabu E., Rorandelli R., Fratini S. 2008. Random walk, zonation and the food searching strategy of Terebralia palustris (Mollusca, Potamididae) in Kenya. Estuarine Coastal and Shelf Science; 80: 529-537.

Vannini M., Ruwa R. K. 1994. Vertical Migrations in the Tree Crab Sesarma-Leptosoma (Decapoda, Grapsidae). Marine Biology; 118: 271-278.

Warren J. H. 1990. Role of Burrows as Refuges from Subtidal Predators of Temperate Mangrove Crabs. Marine Ecology-Progress Series; 67: 295-299.

Warren J. H., Underwood A. J. 1986. Effects of Burrowing Crabs on the Topography of Mangrove Swamps in New-South-Wales. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 102: 223-235.

Wear R. J., Tanner J. E. 2007. Spatio-temporal variability in faunal assemblages surrounding the discharge of secondary treated sewage. Estuarine Coastal and Shelf Science; 73: 630-638.

Webb A. P., Eyre B. D. 2004. The effect of natural populations of the burrowing and grazing soldier crab (Mictyris longicarpus) on sediment irrigation, benthic metabolism and nitrogen fluxes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 309: 1-19.

Wolfrath B. 1992. Field Experiments on Feeding of European Fiddler-Crab Uca-Tangeri. Marine Ecology-Progress Series; 90: 39-43.

Wolfrath B. 1993. Observations on the Behavior of the European Fiddler-Crab Uca-Tangeri. Marine Ecology-Progress Series; 100: 111-118.

Wong Y. S., Lan C. Y., Chen G. Z., Li S. H., Chen X. R., Liu Z. P., 1995. Effect of Waste-Water Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia; 295: 243-254.

Wong Y. S., Tam N. F. Y., Lan C. Y. 1997. Mangrove wetlands as wastewater treatment facility: a field trial. Hydrobiologia; 352: 49-59.

Yim M. W., Tam N. F. Y. 1999. Effects of wastewater-borne heavy metals on mangrove plants and soil microbial activities. Marine Pollution Bulletin; 39: 179-186.

Yu R. Q., Chen G. Z., Wong Y. S., Tam N. F. Y., Lan C. Y. 1997. Benthic macrofauna of the mangrove swamp treated with municipal wastewater. Hydrobiologia; 347: 127-137.

# Chapitre VII

## Synthèse et conclusion générale

## 7.1 Synthèse des résultats

### A. Fonctionnement de l'écosystème mangrove

• **L'eau** est en grande partie à l'origine de la circulation des matières en suspension, du déplacement du sédiment, et de la dynamique particulière des mangroves (structure, régénération). En milieu côtier en général comme à Malamani, ces mécanismes sont principalement dus aux variations des niveaux d'eau lors de la marée et aux courants créés par le mouvement de la houle. La mangrove est quotidiennement inondée et exondée par le jeu des marées, ce qui engendre des conditions oxiques et anoxiques dans le sédiment, de transport des éléments nutritifs, de dilution et d'export des litières et de matière organique vers le lagon. La circulation des eaux douces provenant des petits cours d'eau du bassin versant vers la baie (rivières Djaradjajou, Chanfi) ainsi que des pluies durant la saison humide joue également un rôle important: apport de nutriments et de matière organique d'origine terrigène et apport d'eau douce indispensable. La nature, la texture et la faible porosité du sédiment constitué principalement par un dépôt argileux, font que l'eau circule préférentiellement en surface et que les mouvements hyporhéiques et horizontaux de la nappe sont très faibles. Ces mouvements conditionnent les processus biochimiques qui se déroulent dans le sédiment, et structurent les populations de palétuviers et de crabes selon plusieurs gradients (salinité, granulométrie, potentiel redox, éléments nutritifs) établis de l'amont vers l'aval.

• **Le sédiment** est le véritable siège des réactions biogéochimiques de nitrification, dénitrification, décomposition de la matière organique, puisqu'il contient les bactéries indispensables à la réalisation de ces processus. L'activité des populations bactériennes impliquées dans ces processus ainsi que leur répartition sont conditionnées par les propriétés physico-chimiques et la texture du sédiment. Les paramètres tels que la température, le pH, le potentiel redox, la composition chimique du sol ou encore la salinité conditionnent considérablement la cinétique de ces processus. La structure des sédiments est fortement influencée par l'écoulement des eaux comme on vient de le voir, mais aussi par les phénomènes de bioturbation induits par la macrofaune, en particulier les crabes. En effet, le caractère hydromorphe du sédiment argileux de Malamani limite la porosité et empêche les processus d'infiltrations des eaux. La porosité du sol n'est quasiment dûe qu'à la seule bioturbation des crabes.

Par ailleurs, le sédiment stocke les éléments nutritifs nécessaires à la nutrition des espèces végétales et animales. Bien que dans les sédiments de mangroves les teneurs en éléments nutritifs azotés et phosphorés soient naturellement faibles, la végétation y puise une partie des ressources nécessaires à son développement. En filtrant la partie superficielle du sédiment, les crabes détritivores se nourrissent également grâce aux nutriments présents.

• **Les crabes** sont des éléments clés pour la compréhension du fonctionnement de la mangrove et peuvent être qualifiés d'espèces ingénieurs de cet écosystème. Leur activité bioturbatrice liée à la construction des terriers modifie la structure des sédiments et influe sur les flux mêmes des nutriments. En déterminant sa macroporosité, ils aèrent le sédiment hydromorphe des mangroves, favorisant ainsi les processus aérobies tels que la nitrification. Le volume dégagé par le forage des terriers augmente la capacité d'infiltration des eaux et favorise ainsi les possibilités d'échange entre l'eau interstitielle et le sédiment. D'autre part, en enfouissant et ingérant les feuilles de palétuviers tombées au sol, les crabes participent aux processus de décomposition de la matière organique, et contribuent à l'enrichissement en nutriments du sédiment. Enfin, la forte prédation sur les propagules est un facteur de pression important dans le recrutement des jeunes palétuviers, et contribue à la structuration de la végétation.

• **La végétation** joue également un rôle primordial dans (i) la circulation des eaux au sein de la mangrove par l'intermédiaire des perturbations induites par les troncs et les racines (Wolanski, 1992 ; Struve et al. 2003), (ii) la construction sédimentaire puisqu'elle augmente la stabilité du substrat vaseux et favorise le dépôt des matières en suspension (Wolanski, 1995 ; Furukawa and Wolanski, 1996) et (iii) la composition des sédiments via l'incorporation d'une partie de la litière (Betoulle et al., 2001). Composée d'espèces strictement adaptées à ce milieu, les palétuviers, la végétation est le compartiment structurant de cet écosystème, créant des niches écologiques diversifiées propices à la faune carcinologique. Les feuilles et les propagules des palétuviers sont une source de nourriture indispensable puisque de nombreuses espèces de crabes présents sont herbivores. Les autres espèces, détritivores, s'en nourrissent également mais sous une forme dégradée. La grande consommation en eau et l'absorption racinaire importante des palétuviers leur confèrent un rôle de filtre vis-à-vis des nutriments dans le sédiment.

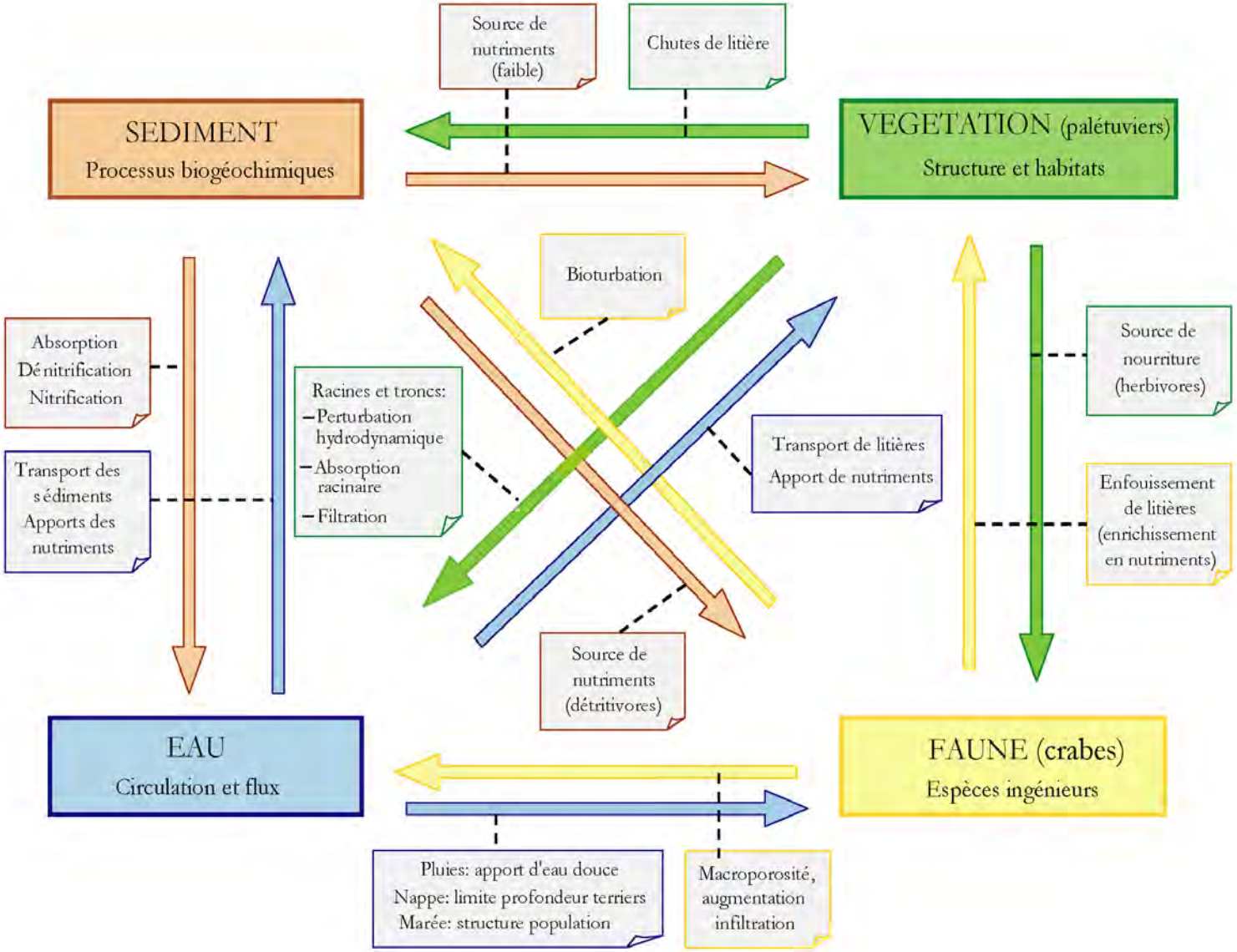



**Figure 7.1** : Interactions biotiques et abiotiques et flux de matière dans l'écosystème mangrove entre les compartiments Eau, Sédiment Végétation, et Crabes.

## B. Prédispositions épuratrices de la mangrove

Un des objectifs principaux de ce projet pilote était d'une part **d'évaluer les capacités épuratrices de la mangrove vis-à-vis des eaux usées domestiques,** d'autre part analyser l'impact de l'apport d'eaux usées domestiques sur l'écosystème. Nous discuterons successivement de ces deux aspects. Rappelons qu'en sortie de l'unité de traitement primaire, les effluents se caractérisent surtout par une teneur en éléments azotés et phosphatés importante et présentent une charge bactériologique élevée. Ils sont (normalement) dépourvus d'éléments traces métalliques.

• Les crabes, par leur activité bioturbatrice, développent la capacité d'infiltration des eaux usées facilitant la pénétration des effluents dans le sédiment. Ils augmentent ainsi la surface d'échange et la mise en contact avec les microorganismes jusqu'à 116% dans le faciès *Ceriops* et 228% dans le faciès *Rhizophora*. Ainsi, les processus de nitrification et dénitrification, par l'apport d'éléments azotés (nitrate et ammonium) et carbonés contenus dans les eaux usées domestiques, et par la mise en contact avec les bactéries spécifiques sont considérablement stimulés. A Malamani, la mangrove semble donc montrer de réelles dispositions de nitrification et dénitrification potentielles. Sur les premiers 55 cm, la mangrove est capable de dénitrifier potentiellement 2244 kg d'azote/ha/an dans le faciès *Ceriops* et 3638 kg d'azote/ha/an dans le faciès *Rhizophora*. La capacité journalière de dénitrification, est ainsi de 6 kg d'azote/ha/jour au moins pour le faciès *Ceriops* et de 10 kg d'azote/ha/jour environ pour le faciès *Rhizophora*. La pollution générée en azote total (NTK) par 400 EH estimée en phase avant projet était de 6 kg/jour pour 40 $m^3$ et les analyses de l'effluent en sortie du décanteur réalisées depuis la mise en route du système confirment plus ou moins ces estimations. L'azote total mesuré varie entre 1 et 5,6 kg/jour (soit de 24 à 140 $mg.l^{-1}$, tableau 2.3), avec un apport en nitrate compris entre 32 et 56 g/jour (soit 0,8 à 1,4 $mg.l^{-1}.j^{-1}$, tableau 2.3).

Il semblerait donc qu'à Malamani, un hectare de mangrove serait capable de prendre en charge efficacement la pollution azotée produite par jour, et en particulier dans le faciès *Rhizophora*. En effet, le rendement épuratoire du faciès *Rhizophora* est plus élevé que dans le faciès *Ceriops* surement dues à un ensemble de paramètres : le caractère moins réducteur du sédiment du faciès et sa texture plus fine, la surface d'échange sédiment-air plus grande, et

une concentration bactérienne associée à ces processus (*Pseudomonas, Nitrobacter et Nitrosomonas*) plus importante.

Mais la capacité potentielle nitrifiante-dénitrifiante du sédiment de mangrove n'est pas le seul processus qui contribue à l'épuration des eaux usées. Si une partie de l'azote entre dans le processus de dénitrification, une partie est stockée dans le sédiment, comme le montrent les expérimentations de traçage isotopique, et une autre partie est absorbée par la végétation comme l'indique notamment le changement de coloration du feuillage des parcelles impactées. Nous avons montré que les palétuviers sont de grands consommateurs d'eau, ce qui implique une grande capacité d'absorption en eau et donc en nutriments contenus dans le sédiment. En effet, ils prélèveraient près de 11 $m^3$/j dans le faciès *Ceriops* et 5 $m^3$/j dans le faciès *Rhizophora* à l'échelle de la parcelle (soit 165 $m^3$/j/ha et 76 $m^3$/j/ha respectivement). Lors de notre expérimentation, l'apport d'eaux usées par parcelle représente 10 $m^3$/j. La végétation, surtout dans le faciès *Ceriops*, semble donc capable de contribuer de manière non négligeable à l'épuration du site, via la consommation en eau et nutriments azotés. De plus, la diminution de salinité qu'engendre l'apport d'eau usées domestiques, a tendance à accroître la consommation en eau de ces arbres et stimuler leur croissance générale (Wong et al, 1995, 1997).

## C. Impacts potentiels des eaux usées domestiques sur la mangrove

Le second grand objectif de ces travaux consistait à **analyser l'impact de l'apport d'eaux usées domestiques sur l'écosystème** et à identifier d'éventuels effets indésirables sur la biodiversité composant la mangrove et sur son fonctionnement. Le suivi des 4 compartiments eau-sédiment-végétation-crabe réalisé à Malamani et plus particulièrement la comparaison entre les parcelles témoins et celles recevant des eaux usées domestiques depuis avril 2008, ont permis de caractériser les impacts dans chacun des compartiments, en conséquence de l'apport d'éléments nutritifs, de matière organique et d'eau douce contenu dans les effluents.

• La végétation est un bon révélateur de l'*état de santé* de la mangrove. Les analyses structurales ne présentent aucune différence significative si ce n'est celles dues à l'évolution naturelle des peuplements. En effet, la structure de la végétation, la diversité spécifique, la densité des individus et le taux de mortalité et de régénération analysés sont identiques à l'initial après 6 mois de rejets d'eaux usées sur les parcelles impactées. La hauteur des arbres, surface terrière, diamètre ($D_{130}$) des individus sont comparables entre les parcelles témoins et impactées. Ces résultats sont conformes aux observations rapportées par ailleurs dans les expérimentations du même type (Wong et al., 1995, Tam et al., 1995 ; Wong et al., 1997), qui suggèrent que l'apport d'eaux usées n'a pas d'effets indésirables sur la dynamique de la végétation. Cependant, des changements peuvent éventuellement se faire sentir après plusieurs années. Il faut donc envisager de poursuivre les suivis de la structure de la mangrove associés à ceux de la productivité, afin de confirmer ou non ces premières conclusions.

En plus des résultats de traçage isotopique et de consommation en eau, les prises de vue aériennes du site d'étude, complétées par des observations sur le terrain de la dynamique de croissance des rameaux et des feuilles de palétuviers, révèlent l'impact évident des eaux usées sur les parcelles. Après 18 mois (mais visibles dés 6 mois après) de rejets d'eaux usées domestiques, les photographies aériennes (ULM) révèlent une coloration différenciée des parcelles impactées, vert plus intense que la végétation de mangrove non atteinte par les eaux usées. Sur le terrain, la comparaison de feuilles prélevées sur les parcelles impactées et sur les parcelles témoins équivalentes confirme ce changement de coloration, et révèle également une différence de taille. Ces résultats montrent bien que l'apport d'eaux usées engendre une augmentation de la croissance des palétuviers comme l'avait formulé Clough et al. (1983). Le

processus de photosynthèse est considérablement stimulé par l'apport d'azote et d'eau douce et la teneur en pigment photosynthétique augmente significativement.

• Un des objectifs des travaux était de révéler d'éventuels changements de la composition spécifique et de l'abondance des communautés de crabes engendrées par l'apport des eaux usées domestiques. Les adaptations de la plupart des espèces face au mouvement des marées et aux contraintes qui y sont associées en font probablement des espèces aptes à supporter les stress induits par l'apport de pollutions organiques. Cependant, l'assemblage des communautés, l'abondance des espèces et le nombre de taxa semblent se modifier avec l'apport des effluents. Les tendances sont différentes selon les faciès de végétation et la microtopographie du sédiment. Les espèces dominantes restent les mêmes. La densité globale des individus semble diminuer dans les milieux où l'eau est plutôt stagnante comme le faciès *Ceriops* et au contraire, augmente dans le faciès *Rhizophora*. Les crabes semblent se réfugier sur les zones de buttes où la densité augmente.

• Au sein du compartiment sédiment, l'apport des eaux usées engendre aussi des modifications dans la composition chimique, et un suivi à plus long terme parait bien sûr indispensable. En effet, d'une part les nitrates ont tendance à migrer dans l'eau de la nappe plus facilement que l'ammonium, et ce, de façon plus marquée dans le faciès R. D'autre part, le phosphore, s'accumule dans les couches inférieures (aux alentour d'1m de profondeur). Cette tendance est plus marquée dans le faciès C. Bien qu'une grande partie du phosphore apporté au milieu soit assimilé par les plantes, une partie s'associe au complexe argilo-humique et s'accumule en profondeur.

• Bien que la forte capacité de dénitrification du sédiment laisse penser que la mangrove peut absorber et dégrader l'ammonium et les ions nitrates avant qu'ils ne parviennent dans les eaux de la nappe, une accumulation de ceux-ci pourraient à terme la polluer. Associé à un excès de phosphore, aussi essentiel soit-il pour les activités biologiques, ces deux éléments peuvent entraîner de réels problèmes de pollution, induire des proliférations algales et des phénomènes d'eutrophisation.

• Les milieux salés sont des milieux hostiles pour la survie de la plupart des bactéries. Malgré cela, on constate une augmentation de la concentration en *E. coli* dans les parcelles où sont effectués les rejets, en particulier dans le faciès R. C'est le caractère plus ombragé (qui

protège des UV) et moins salé du faciès R qui semble favoriser leur survie par rapport au faciès C.

• Bien que ces modifications n'aient, à court terme, provoqué aucune rupture fonctionnelle au sein de l'écosystème, il se pourrait qu'à plus long terme, des dysfonctionnements apparaissent. D'autres auteurs ont récemment mis en évidence des dérèglements structuraux et fonctionnels importants dans des mangroves soumises à des apports azotés et phosphorés importants, dérèglements pouvant aller jusqu'à la mort des peuplements (Lovelock et al. 2009).

• Enfin, il apparaît, selon certaines études, que le comportement des crabes peut se modifier avec l'apport d'eaux usées. Bartolini et al. (2009) ont montré par exemple, à partir d'expérimentation menées en mésocosme, que les crabes recevant des eaux usées semblent plus vite rassasiés, passent plus de temps dans d'autres activités telle que la défense territoriale, et diminuent leur activité bioturbatrice. En présence de macrofaune bioturbatrice, la matière organique est redistribuée, et cette modification à la fois physique et chimique a pour conséquence d'augmenter l'oxygénation du sédiment et le potentiel microbien (Kristensen et al., 1988). De même, Penha-Lopez et al. (2010) ont mis en évidence, en conditions de mésocosmes, une perturbation évidente de populations de *Terebralia palustris* (gastéropode associé aux mangroves) en présences de rejets d'eaux usées.

## 7.2 Conclusion générale

Ce travail de thèse aura permis d'une part d'étudier le fonctionnement global de la mangrove du site de Malamani et les relations qui existent entre ses différents compartiments (eau-sédiment-végétation-crabe) via les échanges de matière et les processus biogéochimiques (figure 7.1). D'autre part, cette étude aura permis d'établir le rôle de chacun de ces compartiments dans le processus de bioremédiation vis-à-vis des eaux usées domestiques. Enfin, elle met en avant de nombreux effets des eaux usées sur ces compartiments, et si elles ne provoquent pas de rupture fonctionnelle à ce jour, les investigations doivent être poursuivies sur un plus long terme.

Bien souvent, les études fondamentales sur les écosystèmes tels que la mangrove, ou celles plus appliquées relatives à des problématiques de pollutions, se focalisent sur un unique processus, ou un seul compartiment de façon à en comprendre le fonctionnement de la manière la plus précise possible. C'est en effet une approche indispensable pour détailler, mécanisme par mécanisme, le rôle de la biodiversité et de chacun des processus dans le fonctionnement d'un écosystème. Cependant, aucun des processus ni aucun des compartiments composant la mangrove ne fonctionne de manière isolée. Afin d'étudier les capacités bioremédiatrices d'un écosystème et/ou l'impact potentiel d'actions anthropiques, il est important d'avoir une vision plus large et d'approfondir les connaissances sur le fonctionnement global de cet écosystème.

La mangrove est un écosystème ouvert traversé par des flux d'énergie et de matière entre les différents compartiments. Soumis à de nombreuses interactions biotiques et abiotiques spécifiques au contexte tropical et côtier, le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème mangrove sont complexes. L'interdépendance de la végétation structurante, des populations de crabes, du compartiment sédiment et du mouvement des eaux, rend cet écosystème particulièrement productif malgré les conditions salines, anoxiques et oligotrophes. La faune et la flore possèdent les adaptations indispensables à leur développement dans ce contexte de forte contrainte, leur permettant de contribuer à l'équilibre fonctionnel de l'écosystème. Pour conserver cet équilibre, aucun de ces compartiments ne doit subir de modifications importantes, qu'elles proviennent de perturbations globales (changement climatique et montée des eaux par exemple) ou locales (comme l'apport d'eaux usées domestiques).

L'ensemble des mesures et des expérimentations réalisées à Malamani au cours de ce travail montre de manière générale que la mangrove semble répondre aux exigences requises d'épuration des eaux usées domestiques. L'interaction des compartiments eau-sédiment-végétation-crabe est un phénomène central qui permet justement à la mangrove d'accepter une charge d'éléments nutritifs, de matière organique et d'eau douce sans provoquer *a priori* de rupture fonctionnelle au sein de l'écosystème. En effet, chacun des compartiments joue un rôle spécifique dans l'épuration de ces eaux usées provenant du propre rôle qu'il détient naturellement au sein du fonctionnement global de la mangrove. L'utilisation d'un tel procédé semble donc être bien adapté pour l'assainissement d'eaux usées domestiques provenant de lotissements ou de villages situés en bord de mangrove. Il permettrait, tout comme les systèmes de filtres plantés naturels, d'assainir des zones urbaines et périurbaines difficiles à relier à une plus grosse station d'épuration et cela à moindre coût, tout en prenant en compte la protection du lagon et la valorisation de la mangrove.

Cependant, si les premières conclusions obtenues après une étude de deux années de rejets (c'est-à-dire plutôt à court terme) paraissent encourageantes, il se peut qu'à plus long terme, certains aspects négatifs se révèlent. En effet, l'ensemble des résultats présentés dans ce travail montre que l'apport des eaux usées domestiques sur la mangrove influe sur son fonctionnement (photosynthèse, croissance) et que des changements sont constatés dans différents compartiments après deux années de rejets d'effluents. Les premières études concernant le pouvoir épuratoire de la mangrove ne révélaient aucune modification (Tam et al, 1995a ; Tam et al, 1995b), mais plus récemment plusieurs auteurs ont également mis en avant des effets négatifs des eaux usées sur les populations de crabes (Cannicci et al., 2009 ; Penha-Lopes et al., 2009), sur la végétation (Lovelock et al.,2009, Pi et al., 2010) ou encore sur la composition physico-chimique et les processus biochimiques du sédiment (Tam et al., 2009).

Ainsi, la mangrove paraît être adaptée pour un traitement secondaire des effluents domestiques dans un contexte tropical et insulaire. Les conclusions encourageantes à court terme ne doivent pas faire oublier certains aspects quant à l'impact des eaux usées sur la biodiversité de cet écosystème et les modifications dans son fonctionnement que cela pourrait engendrer à long terme. Avant d'utiliser un tel système de traitement d'eaux usées domestiques, il faut donc approfondir les recherches fondamentales et analyser les caractéristiques écologiques de la mangrove visée.

## 7.3 Perspectives de recherche

Avant de développer de façon opérationnelle un tel système de traitement d'eaux usées domestiques, des expérimentations complémentaires sont encore nécessaires. En effet, ces travaux mettent en avant différents points importants de l'impact des eaux usées domestiques sur la mangrove. Il est donc primordial de les prendre en comptes et d'approfondir encore les recherches fondamentales selon divers axes, notamment le devenir du phosphore et de l'azote, l'impact des nutriments sur la végétation et sur les crabes à long terme, la surveillance de la qualité des eaux du lagon

• Il semble que ce type de dispositif d'assainissement soit efficace pour dégrader une partie de la pollution azotée, avec un procédé de diffusion adapté et une surveillance hebdomadaire. Par ailleurs, si la capacité de dénitrification potentielle des sédiments de mangrove paraît importante, elle doit être encore précisée pour l'ensemble des faciès de mangrove et dans différentes conditions : saison sèche vs saison des pluies, effet des différents coefficients des marées. En effet, les mesures réalisées durant de travail de thèse ont été réalisées durant la saison humide et ne tiennent pas compte de la variabilité temporelle et climatique.

• Des études restent à mener également sur les pollutions phosphatées provenant des lessives, et détergents. En effet, un certain nombre de ces produits utilisés à Mayotte ne répondant pas aux normes sanitaires en vigueur en métropole. De la même manière que le traçage isotopique de l'azote provenant des effluents à été réalisé, un traçage et un bilan du phosphore est a envisagé afin de mieux comprendre et, à terme, de limiter son accumulation dans les couches plus profondes du sédiment de la mangrove.

• Aussi, il serait primordial d'approfondir nos résultats sur les perturbations du comportement des crabes engendrées par les apports d'eaux usées ainsi que sur leur densité et leur répartition. Il serait nécessaire de multiplier les comptages et les observations dans le temps et l'espace, dans l'optique de connaître parfaitement chacune des espèces. En effet, leur migration ou leur disparition serait catastrophique puisque comme nous l'avons vu elles sont indispensables au bon fonctionnement de la mangrove.

Enfin il ne faut pas oublier en effet qu'il en va de la protection de la mangrove mais également des écosystèmes marins à commencer par le lagon. C'est pourquoi, en novembre

2008, le SIEAM et EcoLab ont sollicité l'ARVAM (La Réunion) pour la réalisation d'un état initial (biodiversité, paramètres physico chimiques) dans la zone lagonaire limitrophe de la mangrove, ainsi que dans l'ensemble de la baie de Bouéni.

Estimer la surface et la couverture corallienne des fronts récifaux et la structuration des peuplements (peuplements coralliens dominants, couverture algale, faune benthique) sont des analyses essentielles pour caractériser une éventuelle dégradation/déstructuration des peuplements. Une expertise complémentaire est donc en cours afin de relever la géomorphologie et le paysage (tombant, surplomb, grotte, plaine sablo-vaseuse), la couverture en coraux, les espèces, genres ou familles dominantes de la faune benthique (hydraires, éponges, coraux au sens large, algues) et l'état de dégradation des peuplements et leur sensibilité aux apports organiques. Les paramètres physiques de l'eau de mer sont aussi analysées (température, salinité, matière en suspension, turbidité, l teneur en sels nutritifs la teneur en carbone organique totale (COT), la teneur en oxygène, et la teneur en chlorophylle. Pour cela, les stations d'études ont été positionnées de manière la plus pertinente vis à vis du rejet et des zones coralliennes.

Toutes ces analyses permettent de caractériser le milieu lagonaire de manière qualitative et quantitative, ainsi que d'élargir l'étude de l'impact potentiel des eaux usées sur le lagon.

## 7.4 Recommandations techniques pour un tel système d'assainissement

*Le choix du faciès de végétation :*

Apres cette étude, il semble que les deux faciès de végétation n'aient pas les mêmes prédispositions pour épurer les eaux usées domestiques. Le faciès à ***R. mucronata*** dominants, composé de grands arbres (7 à 10 m) dont la densité est relativement faible (0,7 ind/m$^2$), abritant une faune carcinologique bioturbatrice, semble être le plus adapté à l'utilisation d'un tel procédé. D'une part, le rendement épuratoire dans ce faciès est plus important, la capacité de réception d'un volume d'eau est plus importante, et d'autre part, les changements et impacts apparaissent moins marqués que dans le faciès à *C. tagal* dominant (excepté l'impact bactériologique en *E. coli*). Par contre, il est vrai qu'en termes de faisabilité technique, ce profil de végétation est plus difficile d'accès à cause du réseau de racines échasses entremêlées, et souvent plus éloigné de l'arrière mangrove.

*Les dimensions des parcelles réceptrices*

Ces travaux ont permis de calculer la capacité de résorption en eau de la mangrove, en proposant un nouvel indice essentiel pour estimer le volume potentiel d'eaux usées domestiques pouvant être accepté par cet écosystème : l'indice CRE (ou *WRC, pour water resorption capacity*). Celui-ci dépend de plusieurs paramètres propres à cet écosystème : la capacité d'infiltration du sédiment, l'évapotranspiration de la végétation, et la bioturbation induite par les populations de crabes. Dans la mangrove de Malamani, il en ressort que le faciès *Ceriops* est capable d'absorber en moyenne 13,7 $l.m^{-2}.j^{-1}$ et le faciès *Rhizophora* 19,4 $l.m^{-2}.j^{-1}$. Cet indice permet de dimensionner la taille des parcelles réceptrices des eaux usées domestiques. Selon l'estimation de l'indice CRE, une parcelle de 675 m$^2$ de mangrove serait capable d'absorber les 10 m$^3$ rejetés par jour, puisque cela correspond à une absorption moyenne de 14,81 $l.m^{-2}.j^{-1}$. Pour une éventuelle application, il conviendrait de rejeter les eaux usées domestiques de la même manière, c'est-à-dire avec des canalisations espacées de 4 m l'une de l'autre et percées tout les deux mètres, sur une superficie de mangrove de 1000 m$^2$ pour 10m$^3$ de rejet par jour (en prenant un CRE de 10 $l.m^{-2}.j^{-1}$). Dans le cas d'un lotissement comme celui de Malamani où l'on a 400 EH qui rejettent 40m$^3$ d'eau par jour, il faut donc mettre au minimum en place 4 parcelles de 1000 m$^2$ de superficie afin d'absorber la quantité de rejets. Cependant, afin de bien dénitrifier la charge en azote rejetée, il est préconisé, au vue des capacité de nitrification et dénitrification mesurée, de quasiment doubler la surface et de

rejeter les eaux usées sur 10 000m$^2$ (1 hectare) de mangrove (sous condition que les effluents aient une composition en élément azoté similaire à cette étude).

*L'amélioration de l'unité de traitement:*

En amont du rejet en mangrove, des améliorations peuvent être apportées à l'unité de traitement. En effet, le traitement primaire mis en place est efficace vis-à-vis de l'abattage des MES (70 % en moyenne) et de la $DBO_5$ (62 % en moyenne) puisque les valeurs légales minimales pour les décanteurs primaires sont de 50 % de réduction des MES, et 60% de la $DBO_5$. En revanche il n'a aucun impact sur la pollution azotée : l'absence de contact entre les boues contenues dans la partie digestion et l'effluent empêche toute activité de nitrification ou de dénitrification au sein du décanteur. De plus, les bactéries nitrifiantes ont besoin d'être oxygénées pour survivre dans l'installation. Mais, afin d'améliorer le système et compte-tenu des capacités dénitrificatrices de la mangrove, un lit bactérien peut être ajouté entre le décanteur et le bassin tampon (coût 30 k€ et un coût annuel de maintenance de 1170€, Louvet C., 2009). Ce module permettrait de nitrifier la totalité de l'effluent et à l'issu de ce traitement, la pollution azotée pourrait être éliminée de façon beaucoup plus efficace par le traitement secondaire en mangrove.

*Un suivi régulier indispensable:*

Bien que ce système de traitement semble être adapté aux contextes insulaires tropicaux du fait de sa mise en place moins lourde et de son cout moins élevé (estimation totale des travaux de l'unité de traitement et réalisation des travaux: 360 k€, détails en annexe), les moyens techniques et humains ne doivent absolument pas être négligés. Il est impératif qu'un personnel formé sur place soit en permanence en surveillance de façon à entretenir le système de traitement. Une surveillance du système et des analyses complètes et régulières des effluents (1 bilan 24h tout les mois) sont également indispensables.

*Exporter ce système d'assainissement :*

Il convient de rappeler qu'aucune rupture fonctionnelle n'a été observée à court terme, c'est-à-dire après deux ans de rejets, mais qu'étudier à plus long terme est encore nécessaire. Les quantités d'azote potentiellement acceptables par la mangrove estimées pour Malamani, ne doivent en aucun cas servir de valeur de références applicables à d'autres mangroves. Elles permettent de donner un ordre de grandeur de surface de mangrove nécessaire pour accueillir une telle pollution, mais doivent être reconsidérées en fonction de chacun des sites. En effet,

chaque mangrove dans le monde est différente de par sa composition végétale et carcinologique, son fonctionnement hydrodynamique sa position géographique,. C'est pourquoi, il convient de rappeler que, l'ensemble des résultats plutôt encourageants quant à l'utilisation de la mangrove comme système de traitement final d'eaux usées domestiques, ont été obtenus dans le cadre d'une expérimentation strictement contrôlée, dans une mangrove dont le fonctionnement écologique et la dynamique ont été étudiés en amont. C'est pourquoi, il faut impérativement connaître et étudier le contexte local, les caractéristiques écologiques de l'écosystème pris en compte à des fins bioremédiatrices ainsi que la nature de l'effluent à traiter pour une telle application

## Références bibliographiques du Chapitre VI


Bartolini F., Penha-Lopes G., Limbu S., Paula J., Cannicci S. 2009. Behavioural responses of the mangrove fiddler crabs (Uca annuliples and U. inversa) to urban sewage loadings: Results of a mesocosm approach. Marine Pollution Bulletin; 58: 1860-1867.

Betoulle J. L., Fromard F., Fabre A., Puig H. 2001. Characterization of litter and its contributions to soil nutriment in a mangrove of French Guyana. Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique; 79: 238-249.

Cannicci S., Bartolini F., Dahdouh-Guebas F., Fratini S., Litulo C., Macia A., 2009. Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. Estuarine Coastal and Shelf Science; 84: 305-317.

Clough B.F, Boto K.G., Attiwill P.M., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. Edition H.J. Teas, Biology and Ecology of mangroves. Task for Vegetation Science Series Vol 8, Dr. W. Junk Publishers, Lancaster: 151-162.

Furukawa K., Wolanski E., 1996. Sedimentation in mangrove forest. Mangroves and Salt Marches, vol.0, 42p.

Kristensen E., Andersen F. O., Kofoed L. H. 1988. Preliminary Assessment of Benthic Community Metabolism in a Southeast Asian Mangrove Swamp. Marine Ecology-Progress Series; 48: 137-145.

Lovelock, C.E., Feller, I.C., McKee, K.L., Engelbrecht, B.M., Bal,l M.C., 2004. The effect of nutrient enrichment on growth, photosynthesis and hydraulic conductance of dwarf mangroves in Panama. Functional Ecology 18, 25–33.

Penha-Lopes G., Torres P., Narciso L., Cannicci S., Paula J. 2009b. Comparison of fecundity, embryo loss and fatty acid composition of mangrove crab species in sewage contaminated and pristine mangrove habitats in Mozambique. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 381: 25-32.

Pi N., Tam N.F.Y., Womg M.H, 2010. Effects of wastewater discharge on formation of Fe plaque on root surface and radial oxygen loss of mangrove roots. Environmental Pollution, 158: 381-387.

Struve J., Falconner R.A. et Wu Y., 2003. Influence of model mangrove trees on the hydrodynamics in a flume. Estuarine Coastal and Shelf Science 58, 163-171.

Tam N. F. Y., Li S. H., Lan C. Y., Chen G. Z., Li M. S., Wong Y. S. 1995a. Nutrients and Heavy-Metal Contamination of Plants and Sediments in Futian Mangrove Forest. Hydrobiologia; 295: 149-158.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1995b. Mangrove Soils as Sinks for Waste-Water-Borne Pollutants. Hydrobiologia; 295: 231-241.

Tam N. F. Y., Wong A. H. Y., Wong M. H., Wong Y. S. 2009. Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply. Ecological Engineering; 35: 453-462.

Wolanski E., 1992. Hydrodynamics of mangrove swamps and their coastal waters. Hydrobiologia, 247: 141-162.

Wolanski E., 1995. Transport of sediment in mangrove swamps. Hydrobiologia, 295: 31-42.

Wong Y. S., Lan C. Y., Chen G. Z., Li S. H., Chen X. R., Liu Z. P., 1995. Effect of Waste-Water Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia; 295: 243-254.

Wong Y. S., Tam N. F. Y., Lan C. Y. 1997. Mangrove wetlands as wastewater treatment facility: a field trial. Hydrobiologia; 352: 49-59.

# Bibliographie générale

Alongi D. M., Boto K.G., Robertson A.I., 1992. Nitrogen and Phosphorus cycles. Chapter n°9 of Tropical mangroves ecosystem by Robertson A.I., Alongi D.M. ISBN: 0875902553. p 251-292.

Alongi D. M., Christoffersen P., Tirendi F. 1993. The Influence of Forest Type on Microbial-Nutrient Relationships in Tropical Mangrove Sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 171: 201-223.

Amaral V., Penha-Lopes G., Paula J. 2009a. Effects of vegetation and sewage load on mangrove crab condition using experimental mesocosms. Estuarine Coastal and Shelf Science; 84: 300-304.

Amaral V., Penha-Lopes G., Paula J. 2009b. RNA/DNA ratio of crabs as an indicator of mangrove habitat quality. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems; 19: S56-S62.

Amouroux J. M., Tavares M. 2005. Natural recovery of amazonian mangrove forest as revealed by brachyuran crab fauna: Preliminary description. Vie Et Milieu-Life and Environment; 55: 71-79.

Anderson, J.M., Chow, W.S., Goodchild D., 1988. Thylakoid membrane organization in sun/shade acclimation. Australian Journal of Plant Physiology 1, 11–26.

Anderson T.A., Guthrie E.A., Walton B.T., 1993. Bioremdiation. Emiron. Si. Technol., Vol. 27. No. 13, 191.

Ashton E. C. 2002. Mangrove sesarmid crab feeding experiments in Peninsular Malaysia. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 273: 97-119.

Atkinson, R. J. A.; Chapman, C. J. 1984: Resin casting: a technique for investigating burrows in sublittoral sediments. Progress in Underwater Science 9:15-25.

Aubry G., 2003. Rapport Maîtrise: Enlèvement de l'azote des eaux usées par un procédé à culture fixée immergée, Université Laval.

Azam F., Ifzal M. 2006. Microbial populations immobilizing NH4+-N and NO3--N differ in their sensitivity to sodium chloride salinity in soil. Soil Biology & Biochemistry; 38: 2491-2494.

Aziz I., Khan M. A. 2001. Experimental assessment of salinity tolerance of Ceriops tagal seedlings and saplings from the Indus delta, Pakistan. Aquatic Botany; 70: 259-268.

Ball, M.C., Farquhar, G.D., 1984. Photosynthetic and Stomatal Responses of Two Mangrove Species, *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*, to Long Term Salinity and Humidity Condition. Plant Physiology 74, 1-6.

Bano N., Nisa M. U., Khan N., Saleem M., Harrison P. J., Ahmed S. I., 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.

Bartolini F., Penha-Lopes G., Limbu S., Paula J., Cannicci S. 2009. Behavioural responses of the mangrove fiddler crabs (Uca annuliples and U. inversa) to urban sewage loadings: Results of a mesocosm approach. Marine Pollution Bulletin; 58: 1860-1867.

Basak, U.C., Das, A.B., Das P., 1996. Chlorophylls, carotenoids, proteins and secondary metabolites in leaves of 14 species of mangrove. Bulletin of Marine Science 58, 654-659.

Battistini R., Bourrouilh F., Chevalier J.P., Coudray M., 1975. Éléments de terminologie indopacifique. Thetys, 7(1), 112p. Beerkan method), European Journal of Soil Science 56 (3) (2005), pp. 361–374.

Berland J.M., Boutin C., Cooper P., Molle P., 2001. Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. Guide. Ed. Commission Européenne, Bruxelles. MEEDDM, Paris. Isbn: 92-894-1690-4. 44 p.

Besson J., 2005. Typologie et caractérisation dynamique de l'érosion des mangroves au sud et à l'ouest de Mayotte. Mémoire de DEA, Géographie physique. Université de Reims. 176 p.

Betoulle J. L., Fromard F., Fabre A., Puig H. 2001. Characterization of litter and its contributions to soil nutriment in a mangrove of French Guyana. Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique; 79: 238-249.

Blasco F., 1991. Les Mangroves. La Recherche 22, 444-453.

Boonsong K., Piyatiratitivorakul S., Patanaponpaiboon P. 2003. Potential use of mangrove plantation as constructed wetland for municipal wastewater treatment. Water Science and Technology; 48: 257-266.

Bosire J. O., Dahdouh-Guebas F., Kairo J. G., Koedam N. 2003. Colonization of non-planted mangrove species into restored mangrove stands in Gazi Bay, Kenya. Aquatic Botany; 76: 267-279.

Boto, K.G., Bunt, J.S., Wellington, J.T., 1984a. Variations in mangrove forest productivity in Northern Australia and Papua New Guinea. Estuarine Coastal and Shelf Science 19, 321-329.

Boto K. G., Wellington J. T. 1984b. Soil Characteristics and Nutrient Status in a Northern Australian Mangrove Forest. Estuaries; 7: 61-69.

Boto K. G., Robertson A. I. 1990. The Relationship between Nitrogen-Fixation and Tidal Exports of Nitrogen in a Tropical Mangrove System. Estuarine Coastal and Shelf Science; 31: 531-540.

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.

Botto F., Iribarne O., Gutierrez J., Bava J., Gagliardini A., Valiela I. 2006. Ecological importance of passive deposition of organic matter into burrows of the SW Atlantic crab Chasmagnathus granulatus. Marine Ecology-Progress Series; 312: 201-210.

Boutin C., Esser D., Molle P., Liénard A., 2000b. Les filtres et lits plantés de roseaux en traitement d'eaux usées domestiques. Journée technique du GRAIE, Chambéry, France, 1er février 2000.

Boutin C., Liénard A., Lesavre J., 2000a. Wastewater treatment plants for small communities: five attached-growth cultures on fine media. 1er water congress IWA, paris, France, Ref. L 179.

Boutin C., Liénard A., Molle P., 2007. Les filtres plantés de roseaux, le lagunage naturel, leur association. Comment ? Pourquoi ? CEMAGREF. Sinfotech, les Fiches savoir-faire.

Boutin C., Liénard, A., Billote N., Naberac J.P., 2003. Association de lagunes naturelles et d'infiltration-percolation: résultats des pilotes et perspectives. Ingénierie N°34, p 35-46.

Boyt F. L., Bayley S. E., Zoltek J. 1977. Removal of Nutrients from Treated Municipal Wastewater by Wetland Vegetation. Journal Water Pollution Control Federation; 49: 789-799.

Brain, R.A., Cedergreen, N., 2009. Biomarkers in Aquatic Plants: Selection and Utility: Reviews of environmental contamination and toxicology 198,49-109.

Braud, D. De Condappa, J.M. Soria, R. Haverkamp, R. Angulo-Jaramillo, S. Galle and M. Vauclin, 2005.Use of scaled forms of the infiltration equation for the estimation of unsaturated soil hydraulic properties. European Journal of Soil Science. Volume 56 Issue 3, 361-374.

Breitenbeck G. A., Bremner J. M. 1987. Effects of Storing Soils at Various Temperatures on Their Capacity for Denitrification. Soil Biology & Biochemistry; 19: 377-380.

Bryce S., Larcombe P., Ridd P. V. 2003. Hydrodynamic and geomorphological controls on suspended sediment transport in mangrove creek systems, a case study: Cocoa Creek, Townsville, Australia. Estuarine

Bunt J. S., 1955. Continental scale patterns in mangrove litter fall. Hydrobiologia, 295: 135-140.

Burchett M. D., Clarke C. J., Field C. D., Pulkownik A. 1989. Growth and Respiration in 2 Mangrove Species at a Range of Salinities. Physiologia Plantarum; 75: 299-303.

Cadamuro L., 1999. Structure et dynamique des Ecosystèmes inondables (forêts marécageuses, mangroves) du bassin du Sinnamary (Guyane française). Thèse, Univ. Toulouse III, Paul Sabatier, 228p.

Calder I. R. 1992. Deuterium Tracing for the Estimation of Transpiration from Trees .2. Estimation of Transpiration Rates and Transpiration Parameters Using a Time-Averaged Deuterium Tracing Method. Journal of Hydrology; 130: 27-35.

Calu G., 2005. Les Entérobactéries en milieu marin. SpectroSciences.

Camilleri J. 1989. Leaf Choice by Crustaceans in a Mangrove Forest in Queensland. Marine Biology; 102: 453-459.

Camilleri J. C. 1992. Leaf-Litter Processing by Invertebrates in a Mangrove Forest in Queensland. Marine Biology; 114: 139-145.

Camoin G. F., Colonna M., Montaggioni L. F., Casanova J., FaureG., ThomassinB. A., 1997. Holocene sea level changes and reef development in the southwestern Indian Ocean. Coral Reefs. 16: 247.

Cannicci S., Ritossa S., Ruwa R. K., 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., Bartolini F., Dahdouh-Guebas F., Fratini S., Litulo C., Macia A., 2009. Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. Estuarine Coastal and Shelf Science; 84: 305-317.

Chan B. K. K. 2005. Burrow architecture of the ghost crab Ocypode certophthalma on a sandy shore in Hong Kong. Hydrobiologia; 560: 43-49.

Chan B. K. K., Chan K. K. Y., Leung P. C. M. 2006. Burrow architecture of the ghost crab Ocypode ceratophthalma on a sandy shore in Hong Kong. Hydrobiologia; 560: 43-49.

Chapman M. G., Tolhurst T. J. 2004. The relationship between invertebrate assemblages and bio-dependant properties of sediment in urbanized temperate mangrove forests. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 304: 51-73.

Cheng J., Chen C., Menrui J., 2004. Determination of aquifer roof extending under the sea from variable-density flow modelling of groundwater response to tidal loading: case study of the Jahe River Basin, Shandong Province, China. Hydrology Journal. Volume 12, Number 4, 408-423.

Chiu C. Y., Lee S. C., Chen T. H., Tian G. L., 2004. Denitrification associated N loss in mangrove soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems; 69: 185-189.

Chung A. K. C., Wu Y., Tam N. F. Y., Wong M. H. 2008. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. Ecological Engineering; 32: 81-89.

Clark T., Stephenson T. 1998. Effects of chemical addition ion aerobic biological treatment of municipal wastewater. Environmental Technology; 19: 579-590.

Clough B.F, Boto K.G., Attiwill P.M., 1983a. Mangroves and sewage: a re-evaluation. Edition H.J. Teas, Biology and Ecology of mangroves. Task for Vegetation Science Series Vol 8, Dr. W. Junk Publishers, Lancaster: 151-162.

Clough G. F. G.,1983b. Practical Aspects of Energy Saving in Wastewater Disposal. Water Pollution Control; 82: 510-517. Coastal and Shelf Science; 56: 415-431.

Clough B. F. 1984. Growth and Salt Balance of the Mangroves Avicennia-Marina (Forsk) Vierh and Rhizophora-Stylosa Griff in Relation to Salinity. Australian Journal of Plant Physiology; 11: 419-430.

Clough, B.F., Ong, J.E., Gong, W.K. 1997. Estimating leaf area index and photosynthetic production in canopies of the mangrove *Rhizophora apiculata*. Marine Ecology-Progress Series 159, 285-292.

Clough B., 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. Mangroves and Salt Marshes. 2: 191–198, 1998.

Coleman F. C., Williams S. L. 2002. Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. Trends in Ecology & Evolution; 17: 40-44.

Conacher C. A., OBrien C., Horrocks J. L., Kenyon R. K. 1996. Litter production and accumulation in stressed mangrove communities in the Embley River Estuary, north-eastern Gulf of Carpentaria, Australia. Marine and Freshwater Research; 47: 737-743.

Corredor J. E., Morell J. M. 1994. Nitrate Depuration of Secondary Sewage Effluents in Mangrove Sediments. Estuaries; 17: 295-300.

Coudray J., 1991. Le lagon de Mayotte et sa protection. Texte extrait d'une communication présentée au colloque universitaire sur Mayotte, organisé par l'Université de la Réunion, 23-24 avril 1991. p 169-183.

Craig H.,1961. Standards for reporting concentration of deuterium and oxygen 18 in natural waters. Sciences 133: 1833-1834.

Dahdouh-Guebas F., Verneirt M., Tack J.F., Koedam N., 1997. Food preferences of Neosarmatium meinerti de Man (Decapoda: Sesarminae) and its possible effect on the regeneration of mangroves. Hydrobiologia. Vol. 347, No 1-3, pp 83-89.

Dahdouh-Guebas F., Giuggioli M., Oluoch A., Vannini M., Cannicci S. 1999. Feeding habits of non-ocypodid crabs from two mangrove forests in Kenya. Bulletin of Marine Science; 64: 291-297.

Dahdouh-Guebas F., Kairo J. G., Jayatissa L. P., Cannicci S., Koedam N. 2002. An ordination study to view vegetation structure dynamics in disturbed and undisturbed mangrove forests in Kenya and Sri Lanka. Plant Ecology; 161: 123-135.

Das, A.B., Parida, A., Basak, U.C., Das P. 2002. Studies on pigments, proteins and photosynthetic rates in some mangroves and mangrove associates from Bhitarkanika, Orissa. Marine Biology 141, 415-422.

Delarras C., 2007. Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux. Paris : Lavoisier. Editions Tech & Doc, 2003, 269 p. ISBN 2-7430-0633-1.

Dellatre C., Bertrand-Krajewski J.L., 1997. Caractérisation et traitabilité des sous-produits solides de l'assainissement pluvial. La houille Blanche, n° 7.

Destin, A, 2007. Influence de la macroporosité induite par les crabes sur la capacité de dénitrification des sédiments de mangrove. Rapport de master 2 recherche écosystème et anthropisation-Biosciences de l'environnement. Université Toulouse III. 30 p.

Devi K. S., Venugopal P. 1989. Benthos of Cochin Backwaters Receiving Industrial Effluents. Indian Journal of Marine Sciences; 18: 165-169.

Dittel A. I., Epifanio C. E., Lizano O. 1991. Flux of Crab Larvae in a Mangrove Creek in the Gulf of Nicoya, Costa-Rica. Estuarine Coastal and Shelf Science; 32: 129-140.

Duchaufour P., 2001. Introduction à la science du sol: sol, végétation, environnement. Ed. Masson Paris. Pp-331.

Dunbabin J.S., Bowmer K.H., 1992. Potential use of constructed wetland for treatment of industrial wastewater. Science of the total environment.

Duncan M., 2003. Domestic Wastewater. Treatment in developing countries. Edition Cromwell Press, Trowbridge, UK. ISBN: 1-84407-019-0.

Dyer S. D., Peng C., McAvoy D. C., Fendinger N. J., Masscheleyn P., Castillo L. V., 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, The Philippines. Chemosphere; 52: 43-53.

Emmerson W. D. 1990. The Effect of Temperature and Season on the Aerial Oxygen-Consumption of Uca-Urvillei (Edwards,H.Milne) (Decapoda, Ocypodidae). Journal of Thermal Biology; 15: 41-46.

Emmerson W. D., Mcgwynne L. E. 1992. Feeding and Assimilation of Mangrove Leaves by the Crab Sesarma-Meinerti Deman in Relation to Leaf-Litter Production in Mgazana, a Warm Temperate Southern African Mangrove Swamp. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 157: 41-53.

Emmerson W. D. 1994. Seasonal Breeding Cycles and Sex-Ratios of 8 Species of Crabs from Mgazana, a Mangrove Estuary in Transkei, Southern Africa. Journal of Crustacean Biology; 14: 568-578.

Emmerson W. D. 2001. Aspects of the population dynamics of Neosarmatium meinerti at Mgazana, a warm temperate mangrove swamp in the East Cape, South Africa, investigated using an indirect method. Hydrobiologia; 449: 221-229.

Erickson A. A., Saltis M., Bell S. S., Dawes C. J. 2003. Herbivore feeding preferences as measured by leaf damage and stomatal ingestion: a mangrove crab example. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 289: 123-138.

Eshky A. A., Atkinson R. J. A., Taylor A. C. 1995. Physiological Ecology of Crabs from Saudi-Arabian Mangrove. Marine Ecology-Progress Series; 126: 83-95.

Eshky A. A., Taylor A. C., Atkinson R. J. A. 1996. The effects of temperature on aspects of respiratory physiology of the semi-terrestrial crabs, *Uca inversa* (Hoffmann) and Metopograpsus messor (Forskal) from the Red Sea. Comparative Biochemistry and Physiology a-Physiology; 114: 297-304.

Faful R., 2007. Quantification, répartition et diversité de la population de crabes de la mangrove de Malamani. Rapport de master 1 recherche « Science de la vie et de la santé, mention Ecologie ». Université Paul Sabatier Toulouse III. 30 p.

Forward R. B. 1987. Larval Release Rhythms of Decapod Crustaceans - an Overview. Bulletin of Marine Science; 41: 165-176.

Fratini S., Vannini M. 2002. Genetic differentiation in the mud crab Scylla serrata (Decapoda : Portunidae) within the Indian Ocean. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 272: 103-116.

Fromard F., Puig H., Mougin E., Mart G., Betoulle J.L., Cadamuro L., 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. Oecologia, 115:39-53.

Fromard F., 2000. Les mangroves de Mayotte. Analyse écologique et propositions de restauration. LET-CNRS Toulouse, Espaces Mayotte, 61 pages.

Fromard, F., Bousquet-Melou, A. 2000. Les mangroves de Mayotte : Rapport bibliographiques. Société ESPACES-Ingénierie de l'Environnement (SADA-Mayotte). 65 p.

Fromard F., Vega C., Proisy C., 2004. Half a century of dynamic coastal change affecting mangrove shorelines of French Guiana. A case study based on remote sensing data analyses and field surveys. Marine Geology Volume 208, Issues 2-4; 265-280.

Frusher S. D., Giddins R. L., Smith T. J. 1994. Distribution and Abundance of Grapsid Crabs (Grapsidae) in a Mangrove Estuary - Effects of Sediment Characteristics, Salinity Tolerances, and Osmoregulatory Ability. Estuaries; 17: 647-654.

Furukawa K., Wolanski E., 1996. Sedimentation in mangrove forest. Mangroves and Salt Marches, vol.0, 42p.

Ghoul M., Bernard T., Cormier M., 1990. Evidence That Escherichia-Coli Accumulates Glycine Betaine from Marine-Sediments. Applied and Environmental Microbiology; 56: 551-554.

Gillikin D. P., De Wachter B., Tack J. F. 2004a. Physiological responses of two ecologically important Kenyan mangrove crabs exposed to altered salinity regimes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 301: 93-109.

Gillikin D. P., Schubart C. D. 2004b. Ecology and systematics of mangrove crabs of the genus Perisesarma (Crustacea : Brachyura : Sesarmidae) from East Africa. Zoological Journal of the Linnean Society; 141: 435-445.

Golley F., Odum, H.T., Wilson R.F., 1962. The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in may. Ecology, Vol. 43, No. 1 (Jan., 1962), pp. 9-19.

Gourbesville P., Thomassin B. A. 2000. Coastal environment assessment procedure for sustainable wastewater management in tropical islands: the Mayotte example. Ocean & Coastal Management; 43: 997-1014.

Guest M. A., Connolly R. M. 2004. Fine-scale movement and assimilation of carbon in saltmarsh and mangrove habitat by resident animals. Aquatic Ecology; 38: 599-609.

Guest M. A., Connolly R. M., Lee S. Y., Loneragan N. R., Breitfuss M. J. 2006. Mechanism for the small-scale movement of carbon among estuarine habitats: organic matter transfer not crab movement. Oecologia; 148: 88-96.

Guiral D., Albaret J.J., Baran E., Bertrand F., Debenay, J.P., Diouf P.S., Guillou J.J., Le Loeuff, P., Montoroi J.P., Sow M., 1999. Rivières du Sud. Sociétés et mangroves ouest-africaines. IRD Edition. Editeur Scientifique Marie-Christine Cormier Salem. Vol. 1, 416p. ISBN : 2-7099-1425-5.

Gutierrez J. L., Jones C. G., Groffman P. M., Findlay S. E. G., Iribarne O. O., Ribeiro P. D., 2006. The contribution of crab burrow excavation to carbon availability in surficial salt-marsh sediments. Ecosystems; 9: 647-658.

Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: palaeontological statistics software package for education and data analysis, Palaeontologia Electronica. 4, 1–9.

Heiss GA., Camoin GF, Eisenhauer A., Wischow D., Dullo WC and Hansen B. (1997) Stable isotope and Sr/Ca signals in corals from the Indian ocean. Proc 8th 373 Coral Reef Sym 2: 1713-1718.

Henley D.A. 1978. An investigation of proposed effluent discharge into a tropical mangrove estuary. International Conference on Water Pollution Control in Developing Countries. 43–64.

Herteman M. 2005. Dynamique en mangrove guyanaise: régénération des peuplements *d'A. germinans* et dynamique hydrique. Rapport de DEA Fonctionnement des écosystèmes et anthropisation : biosciences de l'environnement. Université Toulouse III/ ENSAT 29p.

Herteman, M. 2010. Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site-pilote de Malamani, Mayotte. Thèse Université de Toulouse.

Herteman M., Fromard F., Lambs. Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthetic efficiency and growth of mangrove trees: a field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean. *Submitted*.

Herteman, M., Lambs, L., Fromard, F., Sanchez-Perez, J., Muller, E. Water circulation and storage capacity in a mangrove swamp of Mayotte Island. *Submitted*.

Hockett, J. C. & Kritzler, H., 1972. Capture-Recapture methods with Uca. Biology Bulletin 142, 49-56.

Hugenholtz, P., Tyson, G. W., Blackall, L. L., 2001. Methods in Molecular Biology, vol 176: Steroid Receptor Methods: Protocols and Assays (ed. H. P. I. B.A. Lieberman, Totowa, NJ).

Hughes C. E., Binning P., Willgoose G. R., 1998. Characterisation of the hydrology of an estuarine wetland. Journal of Hydrology 211 : 34–49.

Ismail A., Badri M. A., Ramlan M. N. 1991. Heavy-Metal Contamination in Fiddler-Crabs (Uca-Annulipes) and Hermit-Crabs (Clibanarius-Sp) in a Coastal Area of Northern Peninsular Malaysia. Environmental Technology; 12: 923-926.

Jeanson M., 2005. La dynamique des mangroves à l'ouest et au sud de Mayotte. Caractérisation des influences lagonaires. Mémoire de DEA, Géographie physique. Université de Reims. 146 p.

Jones C.G., Lawton H.J., Shachak M., 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. Oikos, Vol. 69, No. 3, pp. 373-386.

Jones C. G., Lawton J. H., Shachak M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. Ecology; 78: 1946-1957.

Kairo J. G., Lang'at J. K. S., Dahdouh-Guebas F., Bosire J., Karachi M., 2008. Structural development and productivity of replanted mangrove plantations in Kenya. Forest Ecology and Management; 255: 2670-2677.

Kao, W.Y., Tsai, H.C., 1999. The photosynthesis and chlorophyll a fluorescence in seedlings of *Kandelia candel* (L.) Druce grown under different nitrogen and NaCl controls. Photosynthetica 37(3), 405-412.

Kao, W.Y., Tsai, H.C., Tsai, T.T., 2001. Effect of NaCl and nitrogen availability on growth and photosynthesis of seedlings of a mangrove species, *Kandelia candel* (L.) Druce. Journal of Plant Physiology 158, 841-846.

Kathiresan K., Bingham B. L. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. Advances in Marine Biology, Vol 40; 40: 81-251.

Kelly, T., 1995. Effects of long-term discharges of treated sewage on the nutrient status of adjacent mangrove communities. Unpublished Thesis, Southern Cross University, Lismore, Australia.

Kelly T., 1995. An investigation into the ability of mangrove to utilise nutrients from domestic sewage effluent. Thesis of Southern Cross University, Faculty of resource Science and Management, Australia. 116 p.

Kim J.H., Lee J., Cheong T.J., Kim R.H, Koh D.C., Ryu J.S., Chang H.W., 2005. Use of time series analysis for the identification of tidal effect on groundwater in the coastal area of Kimje, Korea. Journal of Hydrologia. Volume 300, Issues 1-4, p 188-198.

Kitheka J. U. 1996. Water circulation and coastal trapping of brackish water in a tropical mangrove-dominated bay in Kenya. Limnology and Oceanography; 41: 169-176.

Kitheka J. U. 1998. Groundwater outflow and its linkage to coastal circulation in a mangrove-fringed creek in Kenya. Estuarine Coastal and Shelf Science; 47: 63-75.

Kitheka J.U., Mwashote BM. Ohowa BO and Kamau J. 1999.Water circulation, groundwater outflow and nutrient dynamics in Mida Creek, Kenya. Mangroves ans Salt Marshes 3:135-146.

Knowles R. 1996. Denitrification: Microbiology and Ecology. Life Support and Biosphere Science; vol. 3, pp 31-34.

Koo B.J., Kwon, K.K., Hyun, J.H. 2005. The sediment-water interface increment due to the complex burrows of macrofauna in a tidal flat. Ocean Scinece Journal. Vol. 40, No. 4 pp 221-227.

Koo B. J., Kwon K. K., Hyun J. H. 2007. Effect of environmental conditions on variation in the sediment-water interface created by complex macrofaunal burrows on a tidal flat. Journal of Sea Research; 58: 302-312.

Krauss, K.W., Allen, J.A., 2003. Influences of salinity and shade on seedling photosynthesis and growth of two mangrove species, *Rhizophora mangle* and *Bruguiera sexangula*, introduced to Hawaii. Aquatic Botany 77, 311-324.

Krishnan K. P., Fernandes S. O., Chandan G. S., Bharathi P. A. L. 2007. Bacterial contribution to mitigation of iron and manganese in mangrove sediments. Marine Pollution Bulletin; 54: 1427-1433.

Kristensen E., Andersen F. O., Kofoed L. H. 1988. Preliminary Assessment of Benthic Community Metabolism in a Southeast Asian Mangrove Swamp. Marine Ecology-Progress Series; 48: 137-145.

Kristensen E., Jensen M. H., Banta G. T., Hansen K., Holmer M., King G. M. 1998. Transformation and transport of inorganic nitrogen in sediments of a southeast Asian mangrove forest. Aquatic Microbial Ecology; 15: 165-175.

Kristensen H. L., Thorup-Kristensen K. 2007. Effects of vertical distribution of soil inorganic nitrogen on root growth and subsequent nitrogen uptake by field vegetable crops. Soil Use and Management; 23: 338-347.

Kristensen E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. Journal of Sea Research; 59: 30-43.

Kwon Y. T., Lee C. W. 2001. Ecological risk assessment of sediment in wastewater discharging area by means of metal speciation. Microchemical Journal; 70: 255-264.

Lefèvre S. 2009. Rôles des crabes dans la structuration des communautés végétales de mangrove. Rapport de master 2 Fonctionnement des écosystèmes et anthropisation : biosciences de l'environnement. Université Toulouse III/ ENSAT 29p.

Lambs L., E. Muller and F. Fromard 2007. The guianese paradox: How can the freshwater outflow from the Amazon increase the salinity of the Guiana shore? J. Hydrol. 342, 88-96.

Lambs L., E. Muller and F. Fromard 2008. Mangrove trees growing in a very saline condition but not using seawater. Rapid Comm. in Mass Spectrometry 22, 2835-2843

Lebigre, J.-M., 1997. Problèmes d'érosion dans les marais à mangrove de Mayotte (archipel des Comores). Travaux du Laboratoire de Géographie Physique Appliquée 15: 45–58.

Lee S. Y. 1995. Mangrove Outwelling - a Review. Hydrobiologia; 295: 203-212.

Lee S. Y. 1998. Ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: a review. Marine and Freshwater Research; 49: 335-343.

Léopold A., 2009. Traçage isotopique $^{15}N$ d'eaux usées domestiques en mangrove. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Rapport de master 2 recherche Fonctionnement des Ecosystème et Anthropisation. Université Toulouse III, INP-Ensat (Toulouse). 29 p.

Li L., Jeng D.S., Barry D.A., 2002. Tidal fluctuations in a leaky confined aquifer: localised effects of an overlying phreatic aquifer. Journal of Hydrology 265 : 283–287.

Li C. H., Zhou H.W., Wong Y. S., Tam N. F. Y. 2009. Vertical distribution and anaerobic biodegradation of PAHs in mangrove sediments in Hong kong, South China. The Science of the Total Environment; 407: 5772- 5779.

Li, N.Y., Chen, S.L., Zhou, X.Y., Li, C.Y., Shao, J., Wang, R.G., 2008. Effect of NaCl on photosynthesis, salt accumulation and ion compartmentation in two mangrove species, *Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*. Aquatic Botany 88, 303-310.

Liang J. B., Chen Y. Q., Lan C. Y., Tam N. F. Y., Zan Q. J., Huang L. N. 2007. Recovery of novel bacterial diversity from mangrove sediment. Marine Biology; 150: 739-747.

Liénard A., Boutin C. 2003. Constructed wetlands for wastewater treatment and sludge dewatering: The French experience. Actes du Congrès Volterra : Constructed Westlands: application and prospects. IRIDRA. P 247-270.

Liénard A., Guellaf H., Boutin C. 2001. Choice of the sand for sand filters used for secondary treatment of wastewater. Water Science and Technologies. 44(2-3):189-96.

Liénard A., Troesch S., Molle P., Esser D. 2008. Traitement des boues par lits plantés de roseaux : rappels des points clefs de cette technique. Ingénieries n° Spécial 2008, p 41-49.

Liénard, A., Boutin, C. and Esser, D., 1990. Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control n°11).* Ed. Cooper P.F. and Findlater, B.C. Pergamon Press, United Kingdom, 183-192.

Lin, G., Sternberg, L. da S.L., 1992. Comparative study of water uptake and photosynthetic gas exchange between scrub and fringe red mangrove, *Rhizophora mangle* L.. Oecologia 90, 399–403

Litulo C. 2005a. Population biology of the fiddler crab Uca annulipes (Brachyura : Ocypodidae) in a tropical East African mangrove (Mozambique). Estuarine Coastal and Shelf Science; 62: 283-290.

Litulo C. 2005b. Population structure and reproductive biology of the fiddler crab Uca inversa (Hoffman, 1874) (Brachyura : Ocypodidae). Acta Oecologica-International Journal of Ecology; 27: 135-141.

Lokonadinpoulle, F., 2001. La mangrove à Mayotte. Contribution à la connaissance de sa structure.. Mémoire DESS, Université Paris XII - Val de Marne. 67 p.

Louvet C. 2009 : Optimisation et modélisation d'une station pilote de traitement des eaux usées utilisant la mangrove pour le traitement secondaire. Rapport Ecole d'ingénieur ENSIACET-INP, Toulouse III. 50p.

Lovelock, C.E., Clough, B.F., 1992. Influence of Solar-Radiation and Leaf Angle on Leaf Xanthophyll Concentrations in Mangroves. Oecologia 91, 518-525.

Lovelock, C.E., Feller, I.C., 2003. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. Oecologia 134, 455–65.

Lovelock, C.E., Feller, I.C., McKee, K.L., Engelbrecht, B.M., Bal,l M.C., 2004. The effect of nutrient enrichment on growth, photosynthesis and hydraulic conductance of dwarf mangroves in Panama. Functional Ecology 18, 25–33.

Lovelock, C.E., Ball, M.C., Martin, K.C., Feller, I.C., 2009. Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. PLoS ONE 4(5): e5600. doi: 10.1371/journal.pone.0005600

Machiwa J. F. 1998. Distribution and remineralization of organic carbon in sediments of a mangrove stand partly contaminated with sewage waste. Ambio; 27: 740-744.

Macia A., Quincardete I., Paula J. 2001. A comparison of alternative methods for estimating population density of the fiddler crab Uca annulipes at Saco Mangrove, Inhaca Island (Mozambique). Hydrobiologia; 449: 213-219.

MacNae, W. and Kalk, M., 1962. The ecology of the mangrove swamps at Inhaca Island, Moçambique. Journal of ecology. Vol. 50, No 1, pp 19-34.

MacFarlane, G.R., 2002. Leaf biochemical parameters in *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh as potential biomarkers of heavy metal stress in estuarine ecosystems. Marine Pollution Bulletin 44, 244- 256.

MacFarlane, G.R., Burchett, M.D., 2001. Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. Marine Pollution Bulletin 42, 233-240.

Mandura, M. S. 1997. A mangrove stand under sewage pollution stress: Red Sea. Mangroves and Salt Marches 1, 255-262.

Marc, V., Robinson, M. 2004. Application of the deuterium tracing method for the estimation of tree sap flow and stand transpiration of a beech forest (Fagus silvatica L.) in a mountainous Mediterranean region. Journal of Hydrology 285, 248-259

Marchand C., Baltzer F., Lallier-Verges E., Alberic P. 2004. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). Marine Geology; 208: 361-381.

Marchand C., Lallier-Verge E., Baltzer F., 2004. The composition of sedimentary organic matter in relation to the dynamic features of a mangrove-fringed coast in French Guiana. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56 : 119–130.

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., 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.

Martin, K.C., Dan Bruhn, Lovelock, C.E., Feller, I.C., Evans, J.R., Ball, M.C., 2010. Nitrogen

fertilization enhances water-use efficiency in a saline environment. Plant, Cell & Environment 33 (3), 344-357.

McGuinness K. A. 1997a. Dispersal, establishment and survival of Ceriops tagal propagules in a north Australian mangrove forest. Oecologia; 109: 80-87.

McGuinness K. A. 1997b. Seed predation in a tropical mangrove forest: A test of the dominance-predation model in northern Australia. Journal of Tropical Ecology; 13: 293-302.

Mchenga I. S. S., Mfilinge P. L., Tsuchiya M. 2007. Bioturbation activity by the grapsid crab Helice formosensis and its effects on mangrove sedimentary organic matter. Estuarine Coastal and Shelf Science; 73: 316-324.

Mcivor C. C., Smith T. J. 1995. Differences in the Crab Fauna of Mangrove Areas at a Southwest Florida and a Northeast Australia Location - Implications for Leaf-Litter Processing. Estuaries; 18: 591-597.

Mckee K. L. 1995. Mangrove Species Distribution and Propagule Predation in Belize - an Exception to the Dominance Predation Hypothesis. Biotropica; 27: 334-345.

Mclay C. L., Ryan P. A. 1990. The Terrestrial Crabs *Sesarma-(Sesarmops) impressum* and *Geograpsus crinipes* (Brachyura, Grapsidae, Sesarminae) Recorded from the Fiji Is. Journal of the Royal Society of New Zealand; 20: 107-118.

Medina, E., Francisco, M., 1997. Osmolality and delta C-13 of leaf tissues of mangrove species from environments of contrasting rainfall and salinity. Estuarine Coastal and Shelf Science 45, 337-344.

Meinzer, F.C., Brooks, J.R., Domec, J.-C., Gartner, B.L., Warren, J.M., Woodruf, D.R., Bible, K. and Shaw, D.C. 2006. Dynamics of water transport and storage in conifers studied with deuterium and heat tracing techniques. Plant, Cell and Environment 29, 105-114.

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., 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: 1-11.

Michel M. 2008. Capacité de nitrification et dénitrification à l'interface eau-sédiment de la mangrove. Rapport de master 2 recherche Hydrochimie, hydrologie, sol et environnement. Université Toulouse III. 29 p.

Minchinton T. E. 2001. Canopy and substratum heterogeneity influence recruitment of the mangrove Avicennia marina. Journal of Ecology; 89: 888-902.

Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G. 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. Water science and Technologie, 51(9):11-21.

Mohamed O. S. M., Neukermans G., Kairo J. G. , Dahdouh-Guebas F., KoedamN. 2009. Mangrove forests in a peri-urban setting: the case of Mombasa (Kenya). Wetlands Ecol Manage, 17:243–255.

Mook W.G., 2000. Environmental isotopes in the hydrological cycle. No 39, Vol.1. Unesco-IAEA publication, 280p.

Moorthy, P., Kathiresan, K., 1997. Influence of ultraviolet-B radiation on photosynthetic and biochemical characteristics of a mangrove *Rhizophora apiculata*. Photosynthetica 34, 465-471.

Morris S., Adamczewska A. M. 1996. Respiratory, acid-base and ion status during voluntary immersion of the air-breathing crab Cardisoma carnifex assessed in situ. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 206: 149-164.

Morrisey D. J., Skilleter G. A., Ellis J. I., Burns B. R., Kemp C. E., Burt K. 2003. Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (Avicennia marina var. australasica) stands of different ages in New Zealand. Estuarine Coastal and Shelf Science; 56: 581-592.

Mouron R., 2004. BRGM report 04-6-017B, unpublished results.

Mouton E. C., Felder D.L. 1996. Burrow distributions and population estimates for the fiddler crabs Uca spinicarpa and Uca longisignalis in a Gulf of Mexico salt marsh. Estuaries; 19: 51-61.

Mueller J.G., Cerniglia C.E., Pritchard P.H. 1996. Bioremediation of Environments Contaminated by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. In Bioremediation: Principles and Applications, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 125-194.

Muller E., Lambs L. and Fromard F. (2009) Variations in water use by a mature mangrove of Avicennia germinans, French Guiana. Annal of Forest Sciences 66: 803-811.

Munsell, R. S.; McKenna, P. J.; Flaig, E.; Hall, M. 1985. Phosphate Movement in Columns of Sandy Soil From A Wastewater-Irrigated Site. Soil Science. 140(1):59-68.

Naidoo, G., Chirkoot, D., 2004. The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. Environmental Pollution 127, 359-366.

Nedwell D. B. 1975. Inorganic Nitrogen-Metabolism in a Eutrophicated Tropical Mangrove Estuary. Water Research; 9: 221-231.

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.

Nobbs D., Chipman G. 2003a. Contaminated site investigation and remediation of chlorinated aromatic compounds. Separation and Purification Technology; 31: 37-40.

Nobbs M. 2003b. Effects of vegetation differ among three species of fiddler crabs (Uca spp.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 284: 41-50.

Nobbs M., McGuinness K.A. 1999. Developing methods for quantifying the apparent abundance of fiddler crabs (Ocypodidae : Uca) in mangrove habitats. Australian Journal of Ecology; 24: 43-49.

Odum, W.E., AND R.E. Johannes. 1975. The response of mangroves to man-induced environmental stress. Tropical Marine Pollution, 52-62.

Onda. 1995. An experimental study on the burrowing activity of river crabs on subsurface water movement and piping erosion. Geomorphology; 20: 279-288.

Onda Y., Itakura N. 1997. An experimental study on the burrowing activity of river crabs on subsurface water-movement and piping erosion. Geomorphology; 20: 279-288.

Onuf, C.P., John, M., Teal, J.M., Valiela, I., 1977. Interactions of Nutrients, Plant Growth and Herbivory in a Mangrove Ecosystem. Ecology 58 (3), 514-526.

Othman, M.A., 1994. Value of mangroves in coastal protection. Hydrobiologia, (285) 277-282.

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

Pearson, T.H., 2001. Functional Group Ecology in soft-sediment marine benthos: The role of bioturbation. Oceanography and Marine Biology: an annual review 39, 233-267.

Pelegri S.P., Blackburn T.H. 1996. Nitrogen cycling in lake sediments bioturbated by Chironomus plumosus larvae, under different degrees of oxygenation. Hydrobiologia; 325: 231-238.

Penha-Lopes G., Bartolini F., Limbu S., Cannicci S., Kristensen E., Paula J. 2009a. Are fiddler crabs potentially useful ecosystem engineers in mangrove wastewater wetlands? Marine Pollution Bulletin; 58: 1694-1703.

Penha-Lopes G., Torres P., Narciso L., Cannicci S., Paula J. 2009b. Comparison of fecundity, embryo loss and fatty acid composition of mangrove crab species in sewage contaminated and pristine mangrove habitats in Mozambique. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 381: 25-32.

Penha-Lopes G., Bartolini F., Limbu S., Cannicci S., Mgaya Y., Kristensen E., 2010. Ecosystem engineering potential of the gastropod Terebralia palustris (Linnaeus, 1767) in mangrove wastewater wetlands - A controlled mesocosm experiment. Environmental Pollution; 158: 258-266.

Pi N., Tam N.F.Y., Womg M.H, 2010. Effects of wastewater discharge on formation of Fe plaque on root surface and radial oxygen loss of mangrove roots. Environmental Pollution, 158: 381-387.

Racault Y., Boutin C., 2004. Le lagunage naturel en France : état de l'art et tendances récentes. Ingénieries n° Spécial 2004, P 77-86.

Rajesh, A., Arumugam, R., Venkatesalu, V., 1998. Growth and photosynthetic characteristics of *Ceriops roxburghiana* under NaCl stress. Photosynthetica 35, 285-287.

Ragionieri L., Cannicci S., Schubart C. D., Fratini S. 2010. Gene flow and demographic history of the mangrove crab Neosarmatium meinerti: A case study from the western Indian Ocean. Estuarine Coastal and Shelf Science; 86: 179-188.

Rasul G., Appuhn A., Muller T., Joergensen R. G. 2006. Salinity-induced changes in the microbial use of sugarcane filter cake added to soil. Applied Soil Ecology; 31: 1-10.

Raunet, M., 1992. Ile de Mayotte (Archipel des Comores, Océan Indien), les facteurs de l'érosion des terres et de l'envasement du lagon. Collectivité Territoriale de Mayotte, Direction de l'Agriculture de Mayotte, CIRAD. Université de la Réunion, Laboratoire de Géologie, 68p.

Reichmuth J. M., Weis P., Weis J. S. 2010. Bioaccumulation and depuration of metals in blue crabs (Callinectes sapidus Rathbun) from a contaminated and clean estuary. Environmental Pollution; 158: 361-368.

Richards L.A. 1931. Capillary conduction of liquids through porous media, Physics 1 (1931), pp. 318–333

Ridd P. V. 1996. Flow through animal burrows in Mangrove creeks. Estuarine Coastal and Shelf Science; 43: 617-625.

Ridd P. V., Sam R. 1996. Profiling groundwater salt concentrations in mangrove swamps and 408 tropical salt flats. Estuarine Coastal and Shelf Science; 43: 627-635.

Ringold P. 1979. Burrowing, Root Mat Density, and the Distribution of Fiddler Crabs in the Eastern United-States. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 36: 11-21.

Riveramonroy V. H., Twilley R. R., Boustany R. G., Day J. W., Veraherrera F., Ramirez M. D. 1995. Direct Denitrification in Mangrove Sediments in Terminos Lagoon, Mexico. Marine Ecology-Progress Series; 126: 97-109.

Rolland R., Boullet V., Quod P. 2005. Mayotte, biodiversité et evaluation patrimonial. Contribution à la mise en place de l'inventaire ZIEFF. Rapport DAF Mayotte et CBN Mascarin.

Rozen Y., Belkin S., 2001. Survival of enteric bacteria in seawater. Federation of European Microbiological Societies Microbiology Reviews; n°25, p. 513-529.

Rustrian E., Delgenès J.P., Bernet N., Moletta R. 1999. Simultaneous removal of carbon, nitrogen and phosphorus from wastewater by coupling two-step anaerobic digestion with a sequencing batch reactor. Journal of Chemical Technology & Biotechnology Volume 73 Issue 4, pp 421-431.

Saenger, P. 2002. Mangrove ecology, silviculture and conservation. Kluwer academic publishers. Pp-360.

Saenger A. 2008. Etude de l'absorption racinaire des arbres de mangrove et leur role sur la qualité des eaux. Rapport de master 2 Fonctionnement des écosystèmes et anthropisation : biosciences de l'environnement. Université Toulouse III/ ENSAT 29p.

Salgado Kent, C.P., McGuinness, K.A. 2006. A comparison of methods for estimating relative abundance of grapsid crabs. Wetlands Ecology and Management 14, 1-9.

Seitzinger S. P. 1988. Denitrification in Fresh-Water and Coastal Marine Ecosystems - Ecological and Geochemical Significance. Limnology and Oceanography; 33: 702-724.

Shinn E.A, 1968. burrowing in recent lime sediments of Florida an The Bahamas. Journal of palaeontology. Vol. 42, No 4, pp 879-894.

Skilleter G. A., Warren S. 2000. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 244: 107-129.

Skov M. W., Hartnoll R. G. 2001. Comparative suitability of binocular observation, burrow counting and excavation for the quantification of the mangrove fiddler crab Uca annulipes (H. Milne Edwards). Hydrobiologia; 449: 201-212.

Skov M. W., Hartnoll R. G. 2002. Paradoxical selective feeding on a low-nutrient diet: why do mangrove crabs eat leaves? Oecologia; 131: 1-7.

Skov M. W., Vannini M., Shunula J. P., Hartnoll R. G., Cannicci S. 2002. Quantifying the density of mangrove crabs: Ocypodidae and Grapsidae. Marine Biology; 141: 725-732.

Slim F.J., Gwada P.M., Kodjo M., Hemminga M.A. 1996. Biomass and litterfall of Ceriops tagal and Rhizophora mucronata in the mangrove forest of Gazi Bay, Kenya. Marine and Freshwater Research 47(8) 999 – 1007.

Smith T.J. III. 1987. Seed Predation in Relation to Tree Dominance and Distribution in Mangrove Forests. Ecology. 68: 266-273.

Smith T. J., Boto K. G., Frusher S. D., Giddins R. L. 1991. Keystone Species and Mangrove Forest Dynamics - the Influence of Burrowing by Crabs on Soil Nutrient Status and Forest Productivity. Estuarine Coastal and Shelf Science; 33: 419-432.

Sobrado, M.A., 2000. Relation of water transport to leaf gas exchange properties in three mangrove species. Trees-Structure and Function 14, 258-262

Steinke T. D., Rajh A., Holland A. J. 1993. The Feeding-Behavior of the Red Mangrove Crab Sesarma-Meinerti-De Man, 1887 (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) and Its Effect on the Degradation of Mangrove Leaf-Litter. South African Journal of Marine Science-Suid-Afrikaanse Tydskrif Vir Seewetenskap; 13: 151-160.

Stenberg B., Johansson M., Pell M., Sjodahl-Svensson K., Stenstrom J., Torstensson L. 1998. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. Soil Biology & Biochemistry; 30: 393-402.

Stieglitz T., Ridd P., Muller P. 2000. Passive irrigation and functional morphology of crustacean burrows in a tropical mangrove swamp. Hydrobiologia; 421: 69-76.

Sukardjo S., Yamada I. 1992. Biomass and Productivity of a Rhizophora-Mucronata Lamarck Plantation in Tritih, Central Java, Indonesia. Forest Ecology and Management; 49: 195-209.

Tam N. F. Y., Vrijmoed L. L. P., Wong Y. S. 1990. Nutrient Dynamics Associated with Leaf Decomposition in a Small Subtropical Mangrove Community in Hong-Kong. Bulletin of Marine Science; 47: 68-78.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1993. Retention of Nutrients and Heavy-Metals in Mangrove Sediment Receiving Waste-Water of Different Strengths. Environmental Technology; 14: 719-729.

Tam N. F. Y., Li S. H., Lan C. Y., Chen G. Z., Li M. S., Wong Y. S. 1995a. Nutrients and Heavy-Metal Contamination of Plants and Sediments in Futian Mangrove Forest. Hydrobiologia; 295: 149-158.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1995b. Mangrove Soils as Sinks for Waste-Water-Borne Pollutants. Hydrobiologia; 295: 231-241.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1996. Retention of wastewater-borne nitrogen and phosphorus in mangrove soils. Environmental Technology; 17: 851-859.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1997. Accumulation and distribution of heavy metals in a simulated mangrove system treated with sewage. Hydrobiologia; 352: 67-75.

Tam N. F. Y., Wong Y. S. 1998a. Variations of soil nutrient and organic matter content in a subtropical mangrove ecosystem. Water Air and Soil Pollution; 103: 245-261.

Tam N. F. Y., Yao M. W. Y. 1998b. Normalisation and heavy metal contamination in mangrove sediments. The Science of the Total Environment; 216: 33-39.

Tam N. F. Y., Wong Y. S., Lang C.Y., Wang L.N., 1998c. Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. Journal Experimental Marine Biology and Ecology, 226: 1-18.

Tam, N.F.Y., 1998d. Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activities in mangrove soils. Environmental Pollution 10(2-3), 233-242.

Tam N. F. Y., Wong A. H. Y., Wong M. H., Wong Y. S. 2009. Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply. Ecological Engineering; 35: 453-462.

Thomassin B. A., Arnoux A., Coudray J., Froget C., Gout B., Kouyoumontzakis G., 1989. The Present Lagoonal Sedimentation of the Mayotte Barrier Reef-Lagoon Complex (High-Island, Sw Indian-Ocean) and Its Recent Evolution in Connection with Terrigenous Inputs. Bulletin De La Societe Geologique De France; 5: 1235-1251.

Theuri, M.M., Kinyamario, J.I., Van Speybroeck, D., 1999. Photosynthesis and related physiological processes in two mangrove species, *Rhizophora mucronata* and *Ceriops tagal*, at Gazi Bay, Kenya. African Journal of Ecology 37, 180-193.

Thongtham N., Kristensen E. 2003. Physical and chemical characteristics of mangrove crab (Neoepisesarma versicolor) burrows in the Bangrong mangrove forest, Phuket, Thailand with emphasis on behavioural response to changing environmental conditions. Vie Et Milieu-Life and Environment; 53: 141-151.

Thongtham N., Kristensen E. 2005. Carbon and nitrogen balance of leaf-eating sesarmid crabs (Neoepisesarma versicolor) offered different food sources. Estuarine Coastal and Shelf Science; 65: 213-222.

Tomlinson P.B. 1986. The Botany of Mangroves. University Press, Cambridge. Tropical biology series.

Twilley R. R., Lugo A. E., Pattersonzucca C. 1986. Litter Production and Turnover in Basin Mangrove Forests in Southwest Florida. Ecology; 67: 670-683.

Vannini M., Cannicci S., Mrabu E., Rorandelli R., Fratini S. 2008. Random walk, zonation and the food searching strategy of Terebralia palustris (Mollusca, Potamididae) in Kenya. Estuarine Coastal and Shelf Science; 80: 529-537.

Vannini M., Ruwa R. K. 1994. Vertical Migrations in the Tree Crab Sesarma-Leptosoma (Decapoda, Grapsidae). Marine Biology; 118: 271-278.

Vidali M., 2001.Bioremediation. An overview. Pure Appl. Chem., Vol. 73, No. 7, pp. 1163-1172.

Warren J. H. 1990. Role of Burrows as Refuges from Subtidal Predators of Temperate Mangrove Crabs. Marine Ecology-Progress Series; 67: 295-299.

Warren J. H., Underwood A. J. 1986. Effects of Burrowing Crabs on the Topography of Mangrove Swamps in New-South-Wales. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 102: 223-235.

Wear R. J., Tanner J. E. 2007. Spatio-temporal variability in faunal assemblages surrounding the discharge of secondary treated sewage. Estuarine Coastal and Shelf Science; 73: 630-638.

Webb A. P., Eyre B. D. 2004. The effect of natural populations of the burrowing and grazing soldier crab (Mictyris longicarpus) on sediment irrigation, benthic metabolism and nitrogen fluxes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology; 309: 1-19.

Wichern J., Wichern F., Joergensen R.G., 2006. Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils. Geoderma, 137 :100–108.

Wilhelm, C, Volkmar, P, Lohmann, C, Becker, A, Meyer, M, 1995. The HPLC-aided pigment analysis of phytoplankton cells as a powerful tool in water-quality control. Journal Water Supply Research and Technology-Aqua 44, 132–141.

Wolanski E., Jones M., Bunt J. S. 1980. Hydrodynamics of a Tidal Creek Mangrove Swamp System. Australian Journal of Marine and Freshwater Research; 31: 431-450.

Wolanski E., Ridd P. 1986. Tidal Mixing and Trapping in Mangrove Swamps. Estuarine Coastal and Shelf Science; 23: 759-771.

Wolanski E., 1992. Hydrodynamics of mangrove swamps and their coastal waters. Hydrobiologia, 247: 141-162.

Wolanski E., 1995. Transport of sediment in mangrove swamps. Hydrobiologia, 295: 31-42.

Wolanski E., Mazda Y., Furukawa K., Ridd P., Kitheka J., Spagnol S. and Stieglitz T. 2010. Water circulation in mangroves, and its applications for diversity, to be published in U. Ganslosser's book in Filander Press

Wolfrath B. 1992. Field Experiments on Feeding of European Fiddler-Crab Uca-Tangeri. Marine Ecology-Progress Series; 90: 39-43.

Wolfrath B. 1993. Observations on the Behavior of the European Fiddler-Crab Uca-Tangeri. Marine Ecology-Progress Series; 100: 111-118.

Woodroffe C. D., Bardsley, K.N, Ward P. J. Nahley J. R., 1988. Production of mangrove litter in a macrotidal embayment, Darwin Harbour, NT Australia. Estuarine Coastal Shelf Science, 26:581-598.

Wong Y. S., Lan C. Y., Chen G. Z., Li S. H., Chen X. R., Liu Z. P., 1995. Effect of Waste-Water Discharge on Nutrient Contamination of Mangrove Soils and Plants. Hydrobiologia; 295: 243-254.

Wong Y. S., Tam N. F. Y., Lan C. Y. 1997. Mangrove wetlands as wastewater treatment facility: a field trial. Hydrobiologia; 352: 49-59.

Wu, Y., Chung, A., Tam, N.F.Y., Pi, N., Wong, M.H., 2008. Constructed mangrove wetland as secondary treatment system for municipal wastewater. Ecological Engineering 34, 137-146.

Wu Y., Tam N. F. Y., Wong M. H. 2008b. Effects of salinity on treatment of municipal wastewater by constructed mangrove wetland microcosms. Marine Pollution Bulletin; 57: 727-734.

Yang Q. Tam N.F.Y, Wong Y.S., Luan T.G., Su W.S., Lan C.Y., Shin P.K.S., Cheung S.G. 2008. Potential use of mangroves as constructed wetland for municipal sewage treatment in Futian, Shenzhen, China. Marine Pollution Bulletin ; 57 ;735–743.

Ye, Y., Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., Lu, C.Y., 2003. Growth and physiological responses of two mangrove species (*Bruguiera gymnorrhiza* and *Kandelia candel*) to waterlogging. Environmental and Experimental Botany 49(3), 209-221.

Yim M. W., Tam N. F. Y. 1999. Effects of wastewater-borne heavy metals on mangrove plants and soil microbial activities. Marine Pollution Bulletin; 39: 179-186.

Youssef, T., Saenger, P. 1998. Photosynthetic gas exchange and accumulation of phytotoxins in mangrove seedlings in response to soil physico-chemical characteristics associated with waterlogging. Tree Physiology 18, 317-324.

Yu R. Q., Chen G. Z., Wong Y. S., Tam N. F. Y., Lan C. Y. 1997. Benthic macrofauna of the mangrove swamp treated with municipal wastewater. Hydrobiologia; 347: 127-137.

Zinke J., Reijmer J. J. G., Thomassin B. A. 2003. Systems tracts sedimentology in the lagoon of Mayotte associated with the Holocene transgression. Sedimentary Geology; 160: 57-79.

http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000276647

# Annexes

# Annexe A

Les Statuts du SIEAM

**SYNDICAT INTERCOMMUNAL D'EAU ET D'ASSAINISSEMENT DE MAYOTTE**

ARTICLE 1

En application des articles L.163-1 à L.163-18, L.251-1 à L.251-7 et R.163-1 à R.163-6 du Codes des Communes applicable à Mayotte, il est formé entre les 17 Communes, Acoua, Bandraboua, Bandrélé, Boueni, Chiconi, Chirongui, Dembéni, Dzaoudzi-Labattoir, Kani-Kéli, Koungou, Mamoudzou, M'tsangamouji, M'tzamboro, Ouangani, Pamandzi, Sada, Tsingoni un syndicat qui prend la dénomination de :

**SYNDICAT INTERCOMMUNAL D'EAU ET D'ASSAINISSEMENT DE MAYOTTE**

ARTICLE 2

Le Syndicat exerce en lieu et place de toutes les collectivités-membres les compétences suivantes :

1°) L'étude, la réalisation, l'exploitation et l'entretien des ouvrages de production, d'adduction et de distribution d'eau potable, industrielle et agricole existant ou à créer, en vue de la desserte des collectivités-membres, conformément aux textes légaux et réglementaires en vigueur.

2°) L'étude, la réalisation, l'exploitation et l'entretien des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées domestiques ou industrielles existant ou à créer, sur le Territoire de Mayotte, conformément aux textes légaux et réglementaires en vigueur.

3°) La pose et l'exploitation des ouvrages des défenses incendies pour le compte des maîtres d'ouvrages concernés.

ARTICLE 3

Le siège du syndicat est fixé à Mamoudzou

ARTICLE 4

Le syndicat durera autant que les besoins pour lesquels il a été créé.

ARTICLE 5

L'administration du syndicat est assuré par un comité dont les membres sont élus par les Conseillers Municipaux des Communes intéressées à raison de deux délégués titulaires et de deux délégués suppléants par commune.

Les délégués suivent le sort du Conseiller Municipal pour la durée de leur mandat et sont rééligibles

ARTICLE 6

Le comité désigne lors de sa première réunion parmi ses membres un bureau comprenant :

- Un Président,
- Trois Vice-Présidents,
- Quatre membres.

Un secrétaire est choisi à chaque séance parmi les quatre membres.

Les attributions du bureau sont précisées lors de la première réunion du comité syndical, et des commissions peuvent être constituées

ARTICLE 7

Le comité tient deux sessions ordinaires chaque année et peut en outre être réuni en session extraordinaire.

ARTICLE 8

La gestion du syndicat est assurée par une direction technique et administrative constituée au minimum d'un directeur technique et un secrétaire général.

ARTICLE 9

*A- REPARTITION DES CHARGES D'EAU*

1°) RECETTES

Les recettes du syndicat proviennent des emprunts, des subventions éventuelles, des produits de la vente d'eau, des dons et legs, de la contribution des collectivités syndiquées et de toutes les autres ressources prévues par la Loi.

Le ou les prix de l'eau sont fixés par le comité syndical.

2°) CHARGES DE FONCTIONNEMENT

Elles sont essentiellement couvertes par le produit de la vente d'eau aux collectivités et aux particuliers

3°) CHARGES D'INVESTISSEMENT

Le syndicat assure l'ensemble des charges d'investissement correspondant aux ouvrages à créer.

Par ailleurs, le syndicat reprend en charge l'ensemble des charges d'amortissement (investissement et fonctionnement) des emprunts en cours ou précisément contractés par les collectivités-membres pour des travaux de distribution d'eau réalisés avant sa création.

REPARTITION DES CHARGES D'ASSAINISSEMENT

1°) RECETTES

Les recettes du syndicat proviennent des emprunts, des subventions éventuelles, des produits d'assainissement, des dons et legs, de la contribution des collectivités syndiquées et de toutes les autres ressources prévues par la Loi.

Le montant de la redevance d'assainissement est fixé par le comité syndical.

2°) CHARGES DE FONCTIONNEMENT

Elles sont essentiellement couvertes par de la redevance d'assainissement versée par les particuliers et les collectivités.

3°) CHARGES D'INVESTISSEMENT

Le syndicat assure l'ensemble des charges d'investissement correspondant aux ouvrages à créer.

ARTICLE 10

## EQUILIBRE DU BUDGET

Dans le cas où les charges sont supérieures aux produits, l'excédent des charges est supporté par l'ensemble des communes-membres au porata de leur population.

Les dépenses mises à la charge des communes par le syndicat constituent des dépenses obligatoires et peuvent de ce fait être, le cas échéant, inscrites d'office au budget communal.

ARTICLE 11

Les fonctions du receveur du syndicat sont assurées par le Trésorier Municipal de Mayotte.

ARTICLE 12

Toute collectivité pourra adhérer au syndicat ainsi qu'il est dit à l'article L.163-15 du Code des Communes applicable à Mayotte, sous la condition de se conformer aux dispositions des présents statuts.

Le retrait d'une commune du syndicat ne pourra s'opérer que dans les formes prévues par l'article L.163-16 du Code des Communes applicable à Mayotte.

ARTICLE 13

Pour tout ce qui n'est pas contraire ou inclus aux présents statuts, il sera fait application du Code des Communes applicable à Mayotte, ainsi que de tous autres textes législatifs et réglementaires en vigueur concernant les syndicats des communes.

**Figure B1 :** Schéma du dispositif de traitement

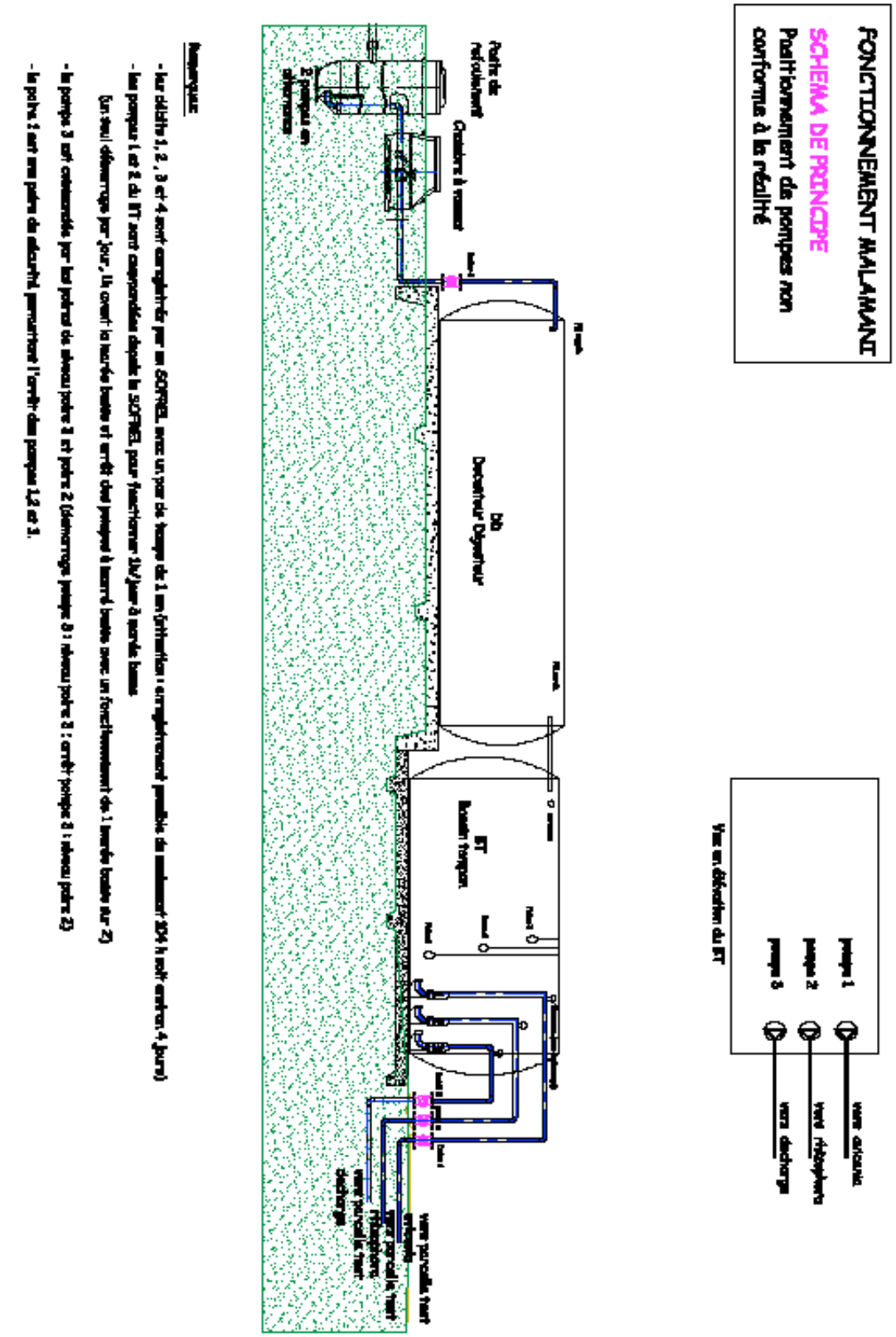
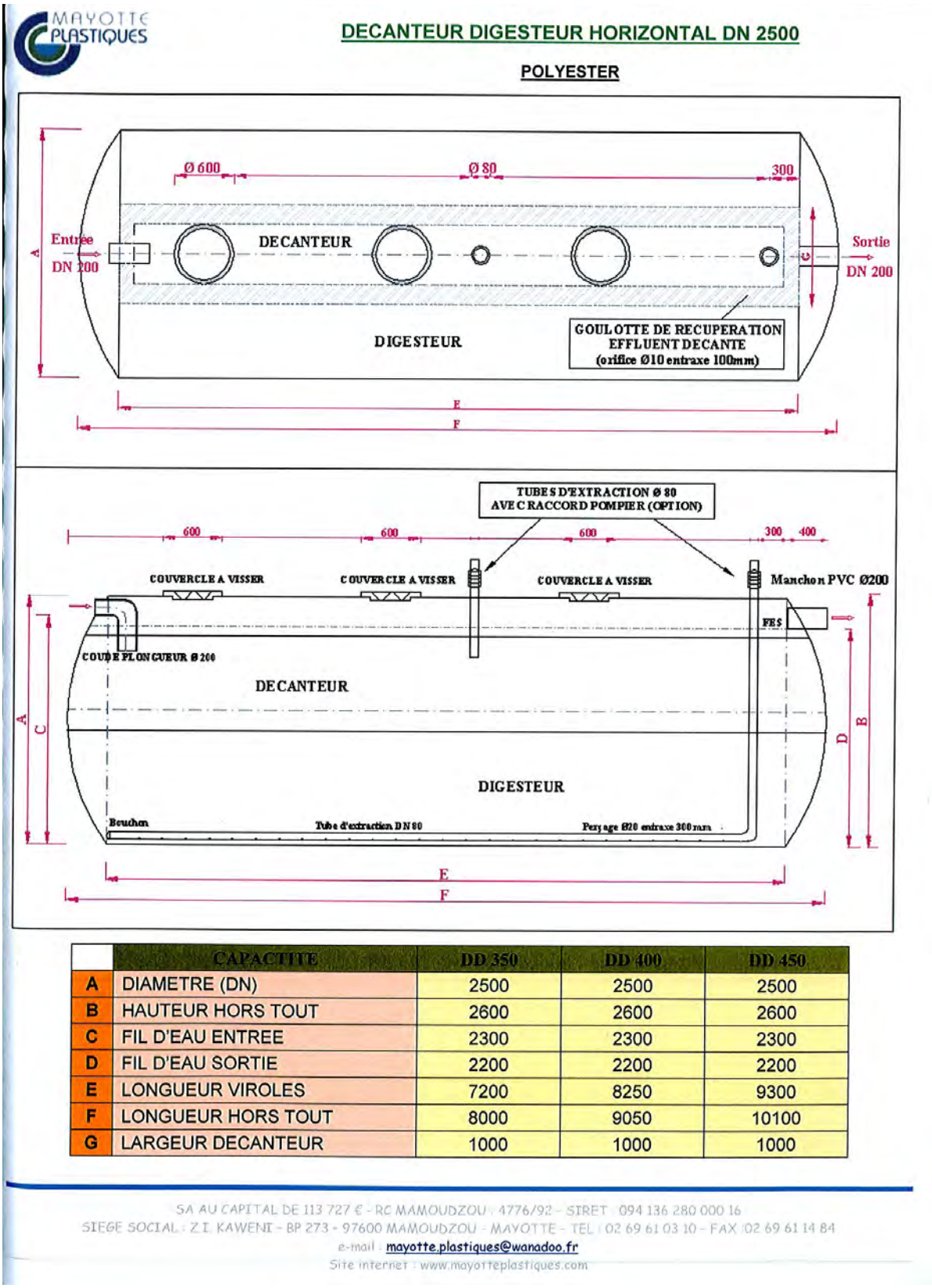


**Figure B2 :** Schéma horizontal du décanteur, vue longitudinale de dessus (en haut) et vue de profil (en bas).




| | CAPACITE | DD 350 | DD 400 | DD 450 |
|---|---|---|---|---|
| A | DIAMETRE (DN) | 2500 | 2500 | 2500 |
| B | HAUTEUR HORS TOUT | 2600 | 2600 | 2600 |
| C | FIL D'EAU ENTREE | 2300 | 2300 | 2300 |
| D | FIL D'EAU SORTIE | 2200 | 2200 | 2200 |
| E | LONGUEUR VIROLES | 7200 | 8250 | 9300 |
| F | LONGUEUR HORS TOUT | 8000 | 9050 | 10100 |
| G | LARGEUR DECANTEUR | 1000 | 1000 | 1000 |

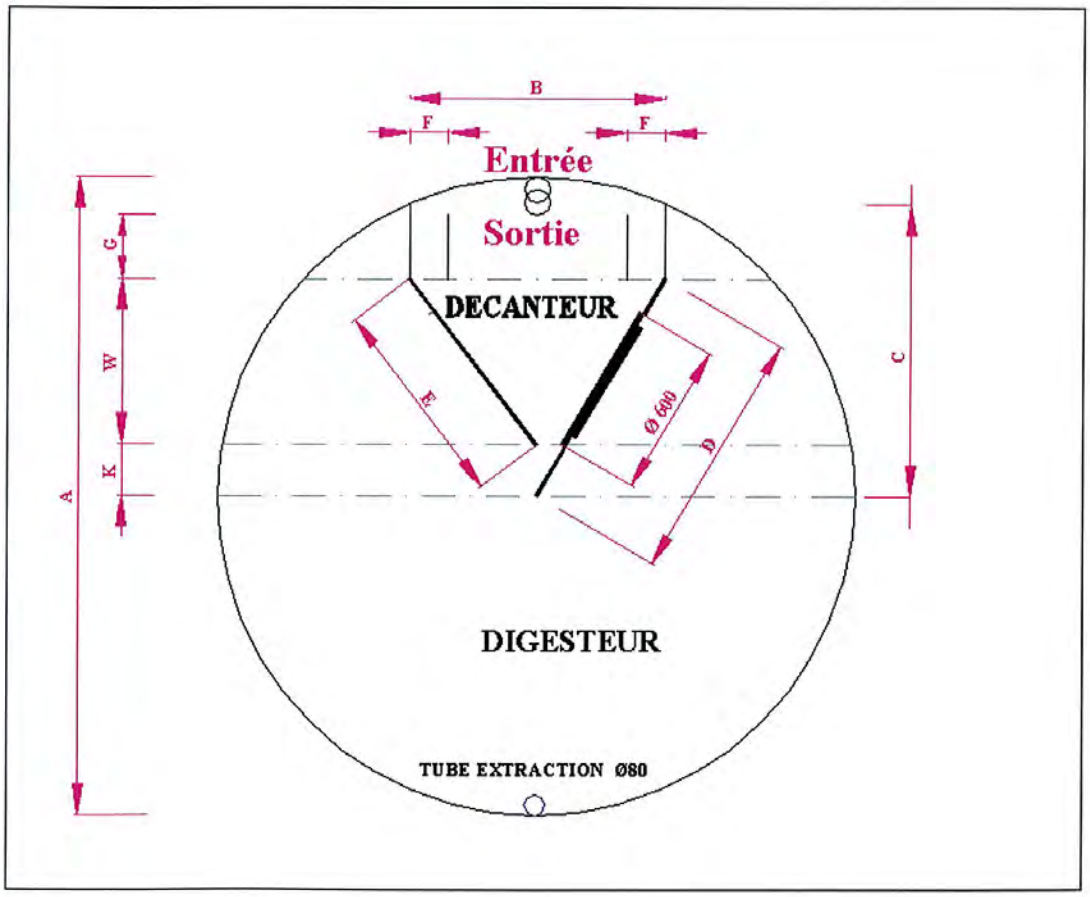
SA AU CAPITAL DE 113 727 € - RC MAMOUDZOU : 4776/92 - SIRET : 094 136 280 000 16
SIEGE SOCIAL : Z.I. KAWENI - BP 273 - 97600 MAMOUDZOU - MAYOTTE - TEL : 02 69 61 03 10 - FAX : 02 69 61 14 84
e-mail : mayotte.plastiques@wanadoo.fr
Site internet : www.mayotteplastiques.com

**Figure B2 :** Schéma horizontal du décanteur, vue en coupe transversale.

MAYOTTE PLASTIQUES

**DECANTEUR DIGESTEUR HORIZONTAL DN 2500**

**POLYESTER**




SA AU CAPITAL DE 113 727 € - RC MAMOUDZOU : 4776/92 - SIRET : 094 136 280 000 16
SIEGE SOCIAL : Z.I. KAWENI - BP 273 - 97600 MAMOUDZOU - MAYOTTE - TEL : 02 69 61 03 10 - FAX : 02 69 61 14 84
e-mail : mayotte.plastiques@wanadoo.fr
Site internet : www.mayotteplastiques.com

# Annexe C

Les palétuviers de la mangrove de Malamani

## *Avicennia marina*

Fig. C1 : *Avicennia marina* adulte

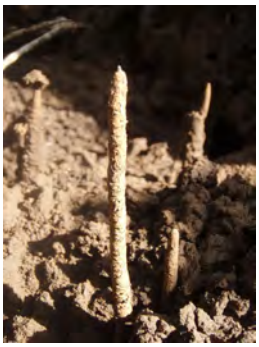


Fig. C2 :Pneumatophores

Fig. C3 :Propagules d'*A.marina*

## *Ceriops tagal*

Fig. C4 : Propagules de *C. tagal*

Fig. C5 : Fleurs de *C. tagal*

## *Rhizophora mucronata*

Fig. C6 : *Rhizophora mucronata*

Fig. C7 : Reseau de racines échasses

## *Bruguiera gymnorrhiza*

Fig. C8 : Racines coudées

## *Sonneratia alba*

Fig. C9 : Zone à *S. alba* en front de mer

Fig. C10 : Fleurs de *S. alba*

# Annexe D

Les crabes de la mangrove de Malamani

Fig. D1 : *Uca urvillei* ♂

Fig. D2 : *Uca urvillei* ♀ (Petit Noir)

Fig. D3 : *Uca inversa*

Fig. D4 : *Uca chlorophtalmus*

Fig. D5 : *Neosarmatium meinerti*

Fig. D6 : *Neosarmatium smithii*

Fig. D7 : *Perisesarma guttatum*

Fig. D8 : *Perisesarma guttatum juv*.

Fig. D9 : *Scylla serrata*

Fig. E1 : Cout de l'unité de traitement et des travaux

| COMMUNE DE CHIRONGUI | Etude de maitrise d'œuvre pour la réalisation d'une unité de traitement des eaux usées du lotissement de Malamani | Page n° 24 |
|---|---|---|
| | | PRO |

| n° réf. | Désignation des fournitures et/ou des travaux | unité | quantité | prix unitaire (en euros) | prix total (en euros) |
|---|---|---|---|---|---|
| | Prix généraux | | | | |
| 1 | Installation de chantier | ft | 1.00 | 5 000.00 € | 5 000.00 € |
| 2 | Piquetage général et implantation des ouvrages | ft | 1.00 | 2 500.00 € | 2 500.00 € |
| 3 | Dossier de récolement | ft | 1.00 | 3 000.00 € | 3 000.00 € |
| | Terrassement & fondation | | | | |
| 4 | Décapage/stockage temporaire/régalage terre végétale | m³ | 385.00 | 25.00 € | 9 625.00 € |
| 5 | Géotextile | m² | 2200.00 | 5.00 € | 11 000.00 € |
| 6 | Déblai/remblai | m³ | 286.00 | 25.00 € | 7 150.00 € |
| 7 | Remblai d'apport | m³ | 1210.00 | 30.00 € | 36 300.00 € |
| 8 | Sable 0/4 | m³ | 379.50 | 80.00 € | 30 360.00 € |
| 9 | Remblai en GNT 0/50 | m³ | 214.50 | 100.00 € | 21 450.00 € |
| 10 | Béton armé | m³ | 44.00 | 650.00 € | 28 600.00 € |
| | Equipement du traitement primaire | | | | |
| 11 | Poste de relevage | u | 1.00 | 20 000.00 € | 20 000.00€ |
| 12 | Bassin de réception | u | 1.00 | 1 500.00 € | 1 500.00€ |
| 13 | Décanteur digesteur | u | 1.00 | 30 000.00 € | 30 000.00€ |
| 14 | Bassin tampon | u | 1.00 | 20 000.00 € | 20 000.00€ |
| 15 | Unité de pompage | u | 3.00 | 3 000.00 € | 9 000.00€ |
| 16 | Equipement unité de transfert: ventouse, vanne, répartiteur | u | 3.00 | 2 500.00 € | 7 500.00€ |
| 17 | Clôture | ml | 60.00 | 100.00 € | 6 000.00 € |
| | Canalisations et support | | | | |
| 24 | DN 160mm PVC CR4 | ml | 44.00 | 22.00 € | 968.00€ |
| 25 | DN 90mm PE PN16 | ml | 22.00 | 50.00 € | 1 100.00€ |
| 26 | DN 50mm PEPN 16 | ml | 484.00 | 45.00 € | 21 780.00€ |
| 27 | DN 40mm PE PN 16 | ml | 803.00 | 42.00 € | 33 726.00€ |
| 28 | DN 25mm PE PN 16 | ml | 583.00 | 35.00 € | 20 405.00€ |
| 29 | Pieux | u | 495.00 | 22.00 € | 10 890.00€ |
| | Local technique et réseaux divers | | | | |
| 25 | Réhabilitation | ft | 1.00 | | |
| 26 | Branchement aéro-souterrain EDM et alimentation armoire électrique | u | 1.00 | 3 500.00 € | 3 500.00 € |
| 27 | Armoire électrique et alimentation des unités de pompage | ft | 1.00 | 10 000.00 € | 10 000.00 € |
| 28 | Branchement particulier AEP, alimentation local technique et unité de traitement primaire | u | 1.00 | 3 000.00 € | 3 000.00 € |
| 29 | Branchement particulier EU | u | 1.00 | 1 000.00 € | 1 000.00€ |
| | | TOTAL (en euros) | | | 357 354.00€ |

ETG – FÉVRIER 2007

# Annexe F

Analyse du cortège bacterien :

protocole sensu stricto de la methose FISH

Le protocole *sensus stricto* consiste en plusieurs étapes successives visant à créer des conditions optimales d'hybridation. En premier lieu, il est nécessaire de fixer les échantillons avec du paraformaldéhyde. Après refroidissement à 4°C durant 1 à 3 heures et centrifugation, le PBS est ajouté puis vidé, et réincorporé avec de l'alcool froid. Dès lors, les échantillons peuvent être conservés au congélateur.

En deuxième lieu, le protocole s'attache à préparer les lames d'observation. L'hybridation se réalise sur des lames au sein desquelles 8 puits se succèdent. Chaque puit contiendra un aliquote d'échantillon associé à une sonde spécifique d'un groupe de bactéries appartenant au même ensemble phylogénétique. 3 µl d'échantillon sont incorporés à l'aide de pipette dans chaque puit de la lame, cette dernière est ensuite séchée à l'aide d'un sèche-cheveux en prenant soin de ne pas chauffer trop les microorganismes. Les lames sont ensuite placées dans trois bains d'alcool successifs dont la concentration en alcool s'accroît au fur et à mesure des bains (50% ; 80% ; 98%), dans le but de déshydrater l'échantillon.

Pendant que les lames sèchent, la solution d'hybridation, contenant 360 µl de NaCl (5M) – 40 µl de Tris-HCl – 400 µl de formamide (100%) – 1198 µl d'eau milli-Q et 2 µl de SDS (10%), doit être préparée. Cette préparation est ajoutée dans chaque puit (8 µl) de que 1 µl de sonde (différente par puit). L'hybridation se réalise ensuite dans un four à 46°C durant 2 heures. Une solution tampon de nettoyage est préparée durant ce temps avec 2150 µl de NaCl (5M), 1 ml de Tris-
HCl, 50 ml d'eau milli-Q et 50 µl de SDS (10%), et est ensuite préchauffée à 48°C. A la sortie du four, les lames sont placées dans le tube de 50 ml de solution tampon durant 10 minutes au bain marie à 48°C. Les lames sont ensuite rincées avec de l'eau à 0°C, séchées avant l'ajout de 10 µl de citifluor par puit. Après le positionnement d'une lamelle sur les puits, les lames sont prêtes à être observées (Hugenholtz et al., 2001).

Onze sondes différentes ont été utilisées par échantillon, soit deux lames par échantillon ont été nécessaires. Ainsi 11 groupes bactériens ont été étudiés (Prescott, Harley & Klein, 2003):

- *Les Archaebactéria :* ce sont des microorganismes très divers aussi bien en morphologie qu'en physiologie. Les Archaea habitent souvent des environnements extrêmes aquatiques ou terrestres ; elles ont aussi fréquentes dans les environnements anaérobies hypersalins ou de température élevée. Elles se répartissent en deux phylums, les Euryarchéotes qui occupent de nombreuses niches écologiques différentes et qui offrent une variété de patterns métaboliques (*exemples : bactéries méthanogènes et bactéries halophiles* (Trably, E. *com.pers.*)), et les Crenarchéotes qui ressemblent à l'ancêtre des archéobactéries et qui sont à peu près toutes thermophiles ou hyperthermophiles.

- *Les Alphaproteobacteria* : elles incluent la plupart des formes oligotrophes, c'est-àdire qu'elles sont capables de croître à de faibles teneurs en éléments nutritifs.

- *Les Betaproteobacteria* : elles présentent un certain chevauchement avec la subdivision des α-bactéries du point de vue du métabolisme, mais elles ont tendance à utiliser des substances qui proviennent de la décomposition organique dans les habitats anaérobies (*exemple : Nitrosomonas qui utilise l'ammoniac*).

- *Les Deltaproteobacteria* : certaines sont prédatrices d'autres bactéries ; la classe abrite une série d'anaérobies qui fabriquent du sulfure à partir de sulfate et de soufre, en oxydant des nutriments organiques.

- *Les Gammaproteobacteria* : c'est un groupe très divers en ce qui concerne le métabolisme énergétique et très complexe. Souvent, elles sont chimioorganotrophes, anaérobies facultatives et pratiquent la fermentation.

- *Les LGC (low GC)* : elles regroupent les bactéries Gram-positives qui contiennent peu de GC dans leur ADN dont les *Bacilles* et les *Clostridies*.

- *Les Clostridies* : ces bactéries ont tendances à être anaérobies, bien qu'elles varient en morphologie et en taille. *Clostridium* est un des plus grands genres bactériens.

- *Les Entérobactéries* : ces bactéries appartiennent à la classe des γ-bactéries, elles sont anaérobies facultatives et leurs besoins nutritionnels sont simples.

- *Le genre Pseudomonas* : ce genre appartient à la classe des γ -bactéries, les bactéries *Pseudomonas* sont aérobies et leur métabolisme respiratoire utilise l'O2 (et parfois des nitrates) comme accepteurs d'électrons. De nombreuses espèces peuvent dégrader une variété exceptionnellement large de molécules organiques. Ainsi, elles sont très importantes dans le processus de minéralisation dans la nature et dans le traitement des déchets.

- *Le genre Nitrosomonas* : ce genre appartient à la classe des β -bactéries, et oxyde l'ammoniac en nitrites en conditions aérobies.

- *Le genre Nitrobacter* : ce genre appartient à la classe des α-bactéries, et oxydent les nitrites en nitrates en conditions aérobies.

Ces groupes ont été étudiés sur les échantillons de sol provenant d'une carotte effectuée pour l'étude du taux de dénitrification décrite plus haut, et non pas sur les trois carottes réalisées, par manque de temps imparti.

# Annexe G

Eléments trace dans le sédiment

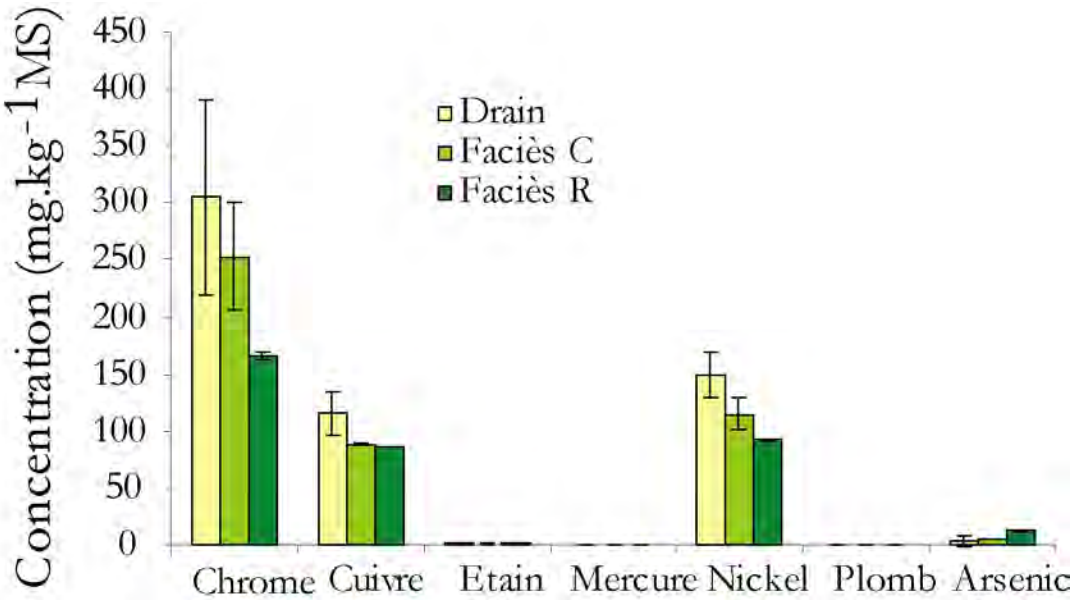



**Figure G1 :** Résultats préliminaires en Eléments traces dans le sédiment de la mangrove de Malamani. Analyses réalisées par LHMA en février 2008 avant le début des rejets (n=3).

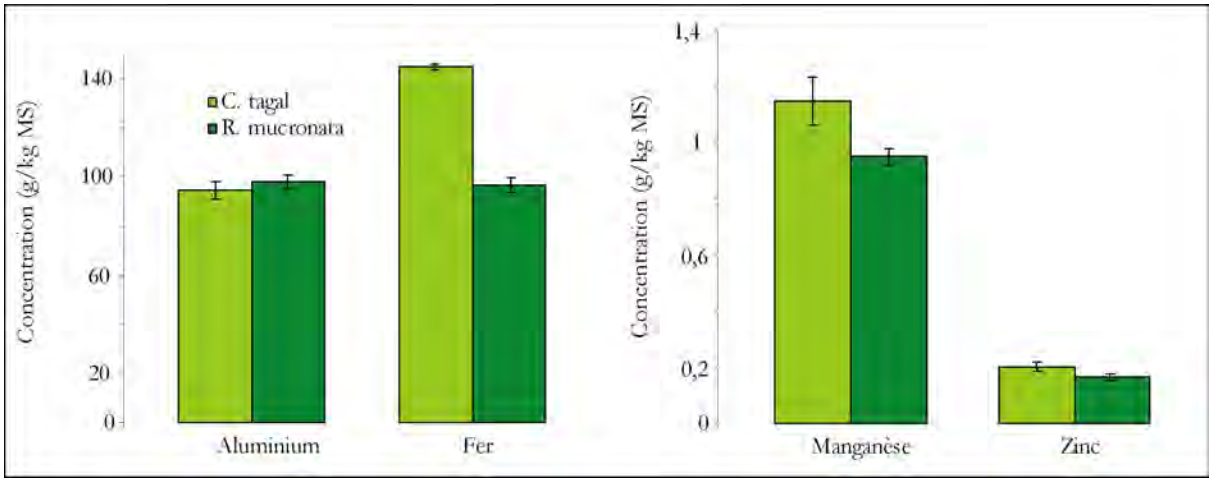



**Figure G2 :** Résultats préliminaires en Eléments traces dans le sédiment de la mangrove de Malamani. Analyses réalisées par LHMA en février 2008 avant le début des rejets (n=3).

Analyses foliaires

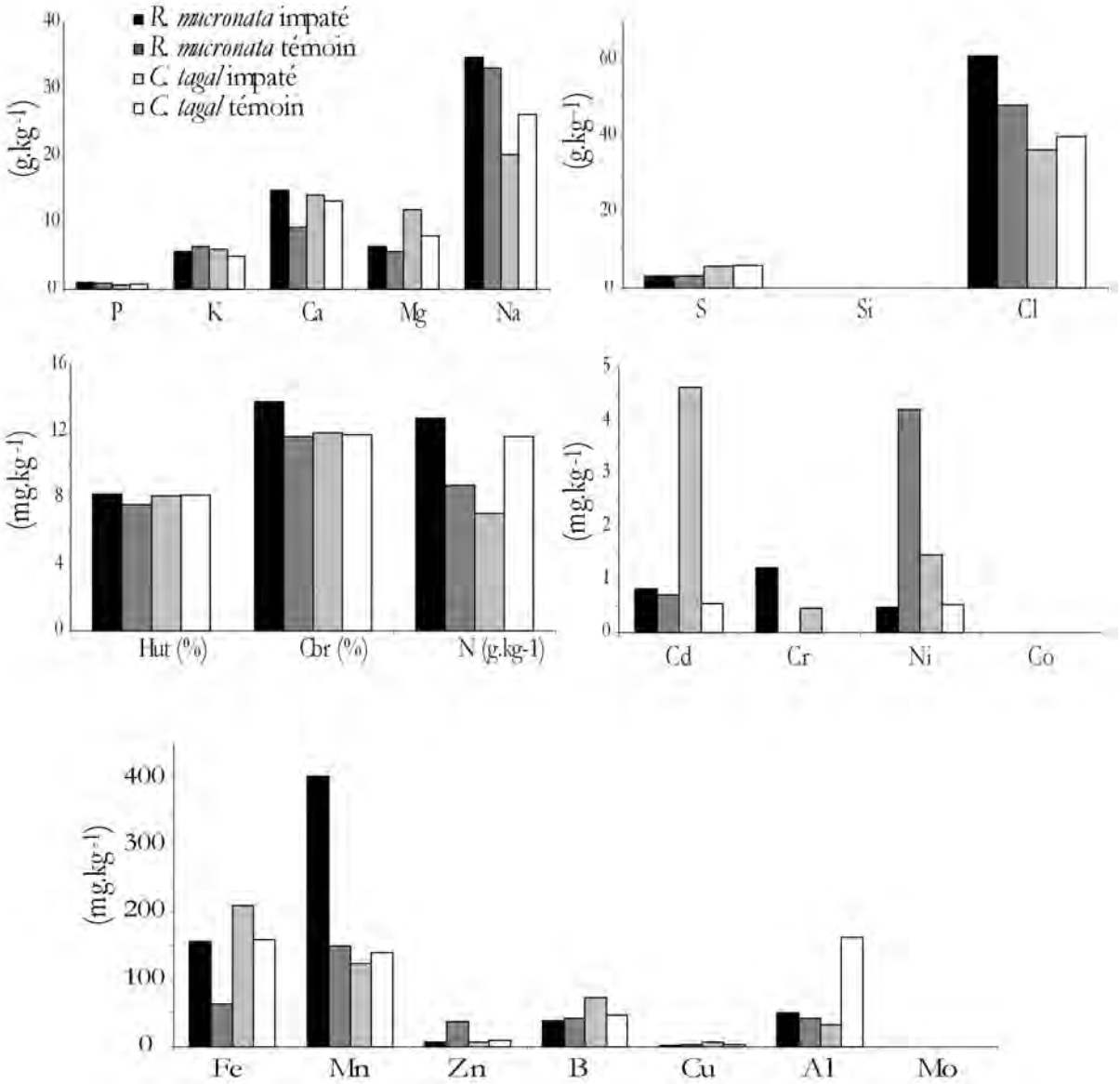



**Figure H1 :** Résultats préliminaires des analyses foliaires réalisées par le laboratoire LHMA en décembre 2009 (n=1).

# Annexe I

Analyses des boues du décanteur

**Réf échantillon : BOUE LIQUIDE DE DECANTEUR-DIGESTEUR**

**Nom de la station : MALAMANI**

**Commune : CHIRONGUI (MAYOTTE)**

Date prélèvement : 27/05/2009
Date d'arrivée : 02/06/2009
Date de début d'analyse : 02/06/2009
Date d'édition : 10/06/2009
N° de commande :
Affaire :

**NTERMEDIAIRE**

**ZI Kaweni BP 289**

**97600 MAMOUDZOU**

*Version 02-03*

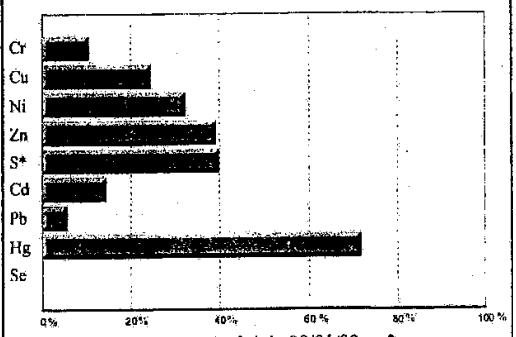
Technicien : RIEGEL Christophe

**Nature de l'échantillon : Boue divers**

***Rapport d'analyse N° PO2907475***

Selon arrêté ministériel du 8 janvier 1998

| CARACTERISATION DE LA VALEUR AGRONOMIQUE | | | Résultats exprimés sur | | Observations et paramètres calculés |
|---|---|---|---|---|---|
| DETERMINATIONS | Symboles | Unités | sec | brut | |
| Matière sèche (NF EN 12880) | MS | % | | **6,04** | Boue liquide |
| Humidité | | % | | **94,0** | |
| pH - extraction 1/20 (MS/Eau) (NF EN 12176) | | | **6,9** | | |
| **COMPOSITION DU PRODUIT** | | | | | |
| Perte au feu de la M.S. (NF EN 12879) | MO | % | 52,9 | | |
| Perte au feu de la M.S. (NF EN 12879) | MO | % | | **3,2** | |
| Matières minérales | | % | 47,1 | **2,8** | |
| Azote Kjeldahl (NF EN 13342) | NTK | % | 3,78 | **0,23** | C organique : 265 g.kg-1 de sec \| 16 g.kg-1 de brut |
| Rapport MO/N organique | | | **14,8** | | N organique : 0,22 % brut |
| *Azote ammoniacal* | $N\text{-}NH_4$ | % | *0,19* | ***0,01*** | Rapport C/N : 7,0 |
| *Azote nitrique* | $N\text{-}NO_3$ | mg.kg-1 | | | Rapport C/Norg : 7,4 |
| NF EN 13346 & NF EN ISO 11885 — Phosphore | $P_2O_5$ | % | 1,87 | **0,11** | |
| Potassium | $K_2O$ | % | 0,42 | **0,03** | L'expression des résultats en % est équivalente à l'expression en kg/Quintal. Vous pouvez ainsi apprécier directement l'apport total de chaque élément. |
| Magnésium | MgO | % | 1,04 | **0,06** | |
| Calcium | CaO | % | 2,17 | **0,13** | |
| *Sodium* | $Na_2O$ | % | *0,50* | ***0,03*** | |
| *Soufre* | $SO_3$ | % | *3,08* | ***0,19*** | |
| *Chlorure* | $Cl^-$ | g.kg-1 | | | |
| Aluminium | Al | % | | | |
| NF EN 13346 & NF EN ISO 11885 — Fer | Fe | mg.kg-1 | **44 516** | Valeurs limites | |
| Manganèse | Mn | mg.kg-1 | **675** | | |
| Chrome | Cr | mg.kg-1 | **108** | 1000 | |
| Cuivre | Cu | mg.kg-1 | **246** | 1000 | |
| Nickel | Ni | mg.kg-1 | **64,6** | 200 | |
| Zinc | Zn | mg.kg-1 | **1 181** | 3000 | |
| *Cr+Cu+Ni+Zn* | | mg.kg-1 | ***1 600*** | 4000 | |
| Cadmium | Cd | mg.kg-1 | **1,5** | 10 | |
| Plomb | Pb | mg.kg-1 | **45,2** | 800 | |
| *Mercure* | Hg | mg.kg-1 | ***7,2*** | 10 | |
| *Sélénium* | Se | mg.kg-1 | | 100 | |
| *Molybdène* | Mo | mg.kg-1 | ***7,0*** | | |
| *Bore* | B | mg.kg-1 | | | |
| *Arsenic* | As | mg.kg-1 | | | |
| Cobalt | Co | mg.kg-1 | **21,2** | | |




Arrêté du 08/01/98
Teneurs relatives, en % de la valeur limite

S* = Cu+Ni+Cr+Zn

cofrac

Le rapport ne concerne que les objets soumis à essai. Le rapport d'essai ne doit pas être reproduit partiellement sans l'approbation du laboratoire d'essai.
La reproduction de ce rapport d'essai n'est autorisée que sous sa forme intégrale. Il comporte 2 pages.
L'accréditation du COFRAC atteste de la compétence des laboratoires pour les seuls essais couverts par l'accréditation. Les déterminations indiquées en italique ne sont pas couvertes

Réf échantillon : BOUE LIQUIDE DE DECANTEUR-DIGESTEUR

Nom de la station : MALAMANI

Commune : CHIRONGUI (MAYOTTE)

Date prélèvement : 27/05/2009
Date d'arrivée : 02/06/2009
Date de début d'analyse : 02/06/2009
Date d'édition : 10/06/2009
N° de commande :
Affaire :

NTERMEDIAIRE

BP 289

97600 MAMOUDZOU

*Version 02-03*

Technicien : RIEGEL Christophe

**Nature de l'échantillon : Boue divers**

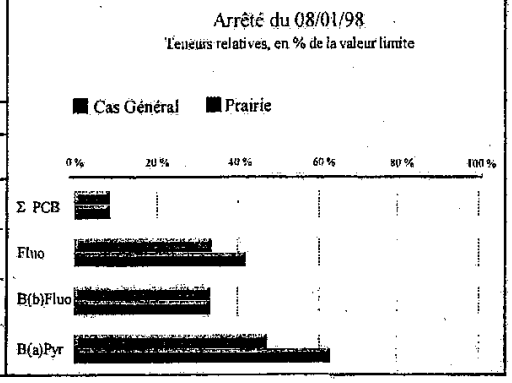
***Rapport d'analyse N° PO2907475***

| CARACTERISATION DE LA VALEUR AGRONOMIQUE | | | Résultats exprimés | | *Observations et paramètres calculés* |
|---|---|---|---|---|---|
| DETERMINATIONS | Symboles | Unités | sèc | brut | |
| Matière sèche (NF EN 12880) | | % | | 6,04 | |
| Humidité | | % | | 94,0 | |

**MICRO-POLLUANTS ORGANIQUES**

| DETERMINATIONS | Symboles | Unités | sur sec | Valeurs limites Cas général | Valeurs limites Prairie |
|---|---|---|---|---|---|
| PCB 028 | | mg.kg -1 | Inf à 0,010 | | |
| PCB 052 | | mg.kg -1 | Inf à 0,010 | | |
| PCB 101 | | mg.kg -1 | Inf à 0,010 | | |
| PCB 118 | | mg.kg -1 | Inf à 0,010 | | |
| PCB 138 | | mg.kg -1 | Inf à 0,010 | | |
| PCB 153 | | mg.kg -1 | Inf à 0,010 | | |
| PCB 180 | | mg.kg -1 | Inf à 0,010 | | |
| Somme des 7 PCB | | mg.kg -1 | 0,000 à 0,070 | 0,80 | 0,80 |
| Fluoranthène | | mg.kg -1 | 1,68 | 5,00 | 4,00 |
| Benzo(b) fluoranthène | | mg.kg -1 | 0,83 | 2,50 | 2,50 |
| Benzo(a) pyrène | | mg.kg -1 | 0,95 | 2,00 | 1,50 |

XP - X33012




LCA17 - Le Directeur Technique du Laboratoire : Jacques VILON

cofrac

Le rapport ne concerne que les objets soumis à essai. Le rapport d'essai ne doit pas être reproduit partiellement sans l'approbation du laboratoire d'essai.
La reproduction de ce rapport d'essai n'est autorisée que sous sa forme intégrale. Il comporte 2 pages.
L'accréditation du COFRAC atteste de la compétence des laboratoires pour les seuls essais couverts par l'accréditation. Les déterminations indiquées en italique ne sont pas couvertes

# Liste des tableaux

**Chapitre I**

**Tableau 1.1** : Principales prescriptions relatives aux rejets provenant de stations d'épuration d'eaux usées urbaines résiduaires soumises aux dispositions de la directive du 21 mai 1991 (d'après l'arrêté du 22 juin 2007, annexe 1 et 2). (*) Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg/l (conforme à la directive 91/271/CEE).

**Tableau 1.2** : Consommation d'eau à Mayotte : nombre d'abonnés, consommation totale et par habitants (Source INSEE Mayotte 2004).

**Chapitre II**

**Tableau 2.1 :** Pollution journalière arrivant au système de traitement.

**Tableau 2.2**: Données disponibles de la pollution organique et matière en suspension des eaux usées domestiques en entrée et sortie de l'unité de traitement (en $mg.l^{-1}$ ).

**Tableau 2.3**. : Données disponibles de la pollution azotée et phosphorée des eaux usées domestiques en entrée et sortie de l'unité de traitement de Malamani, en $mg.l^{-1}$ .

**Tableau 2.4**. : Données disponibles de la concentration *E. coli* des eaux usées domestiques en sortie de l'unité de traitement. Analyses réalisées par l'ARVAM (nutriment en $mg.l^{-1}$ et pollution bactériologique en npp).

**Article 1**

**Table 1:** $^{18}O$ data, salinity (‰) and conductivity measurements from rivulets, the mangrove area, ground-water, lagoon and rainwater between 2006 and 2008

**Table 2:** Crab burrow characteristics in a mangrove soil surface area of 1x1 m in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* mangroves near Malamani.

**Chapitre III**

**Chapitre IV**

**Tableau 4.1**: Pourcentage de sable, de limon et d'argile composant les sédiments de surface (0-5cm) de la mangrove de Malamani dans les faciès à *A. marina (A)*, *C. tagal* (C) et *R. mucronata (R)*.

**Tableau 4.2 :** Comparaison des principales caractéristiques des sédiments de mangrove. (Modifié d'après Saenger, 2002).

**Tableau 4.3:** Classement des zones de baignade en France (DELARRAS, 2003).

**Tableau 4.4:** Classement de la qualité des eaux de surfaces (uniquement avec *E. coli*) dans les 4 parcelles témoin et impactées par les eaux usées dans les deux faciès.

**Tableau 4.5** : Récapitulatifs et comparaison des différentes propriétés physicochimiques, des capacités nitrifiantes et dénitrifiante, et de l'impact des eaux usées domestiques entre les faciès C et R. En jaune, pas de différence entre les faciès ; en vert clair : caractère ou capacité plus importante dans le faciès C que dans le R ; en vert foncé : caractère ou capacité plus importante dans le faciès R que dans le C.

**Chapitre V**

**Tableau 5.1**. Caractéristiques des propagules de *C. tagal* et *R. mucronata* en 2008 et en 2009.

**Tableau 5.2** : Récapitulatifs des dates d'échantillonnages ou d'expérimentations réalisés durant les travaux de thèses pour le compartiment végétation. (*) : les protocoles sont détaillés dans l'article qui suit.

**Tableau 5.3** : Composition spécifique des faciès C et faciès R.

**Tableau 5.4** : Analyse structurale globale de la mangrove de Malamani. Mars 2007.

**Tableau 5.5** : Productivité annuelle ($t_{matière\ sèche}.ha^{-1}.an^{-1}$) de feuilles et de fleurs, dans chacun des faciès C et R dans les parcelles témoins et impactées par les eaux usées domestiques. Débuts des rejets : avril 2008. Les différences significatives entre témoin et impacté ($p \leq 0.05$) sont signalées par *.

**Tableau 5.6** : Productivité annuelle de litières de mangroves orientales (comparables à celles de Mayotte), dominées par les espèces citées

**Tableau 5.7 :** Taux de Deutérium injecté en fonction des caractéristiques des arbres et flux de sève estimés

**Tableau 5.8 :** Extrapolation de la consommation en eau de l'arbre à la parcelle d'étude et à l'hectare selon la structure de la végétation de la mangrove de Malamani.

**Article 2**

**Table 1**: Nutrient composition of domestic wastewater after pretreatment in decanter. Analyses realised on July 02, 2009, SIEAM Laboratory (Mayotte); April 01 and October 10, 2009, ARVAM Laboratory (La Réunion). Unit: $mg.l^{-1}$

**Table 2**: Structural analyses of mangrove plots, before wastewater discharge (November 2006).

**Table 3:** Leaf pigment content of *C. tagal* and *R. mucronata*, in control and impacted plots, January and April 2009 ($mg.g^{-1}$ dry-weight). Significant differences between control and impacted plots with *: P≤0.05 and **: P≤0.01. NS: non significant (n=12 for each modality).

**Table 4:** Photosynthesis efficiency and transpiration rate in leaves of *C. tagal* (n: 150) and *R. mucronata* (n: 120), in control and impacted plots, April and October 2009 (mean ± SD).

**Table 5:** Shoot length, internode number and leaf number per shoot for *C. tagal* and *R. mucronata*, in control and impacted plots, April and October 2009 (mean ± SD, n=60).

**Chapitre VI**

**Tableau 6.1:** Liste des espèces de crabes présentes dans la mangrove de Malamani déterminée en Novembre 2008 et leurs principales caractéristiques écologiques.

**Tableau 6.2**: Densité de crabes et de terriers dans les différents faciès de végétation de la mangrove de Malamani, moyenne ±sd (juillet 2007). Rappel des valeurs moyennes de salinité de la saison humide 2006 - saison sèche 2006 (cf. chapitre 4).

**Tableau 6.3**: Paramètres des terriers de crabes dans les faciès à *Ceriops tagal* et *Rhizophora mucronata* dans la mangrove de Malamani.

**Tableau 6.4:** Résultats de l'ANOVA : effet de la pollution, du faciès et de la topographie du sédiment sur l'abondance pour les 9 espèces de crabes présentes dans les faciès C et R présentes dans les parcelles témoins et impactées en mars 2009.

# Liste des figures

**Chapitre I**

**Figure 1. 1** : Organisation d'une station d'épuration classique (modifié d'après CEMAGREF, 2007)
**Figure 1.2** : Organisation d'un système d'assainissement par lagunage naturel (d'après source : CEMAGREF)
**Figure 1.3 :** Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical. Source CEMAGREF.
**Figure 1.4** : Localisation de Mayotte dans l'archipel des Comores (Océan Indien), au Nord du canal du Mozambique, entre Madagascar et le continent africain. Mayotte et sa barrière récifale presque continue de 197 km de circonférence.
**Figure 1.5** : Coupe schématique d'un lagon. (D'après Basttistini *et al*, 1975 dans Jeanson, 2005)
**Figure 1.6** : Evolution de la population de Mayotte depuis 1960 jusqu'au dernier recensement de 2007, Source INSEE).
**Figure 1.7.** Filtres plantés, station de Pamandzi. Espèces à détaillées
**Figure 1.8** : Répartition des rôles du SIEAM et de l'équipe de recherche d'EcoLab dans le projet Mangrove et Bioremédiation.
**Figure 1.9** : Les deux objectifs principaux du travail de thèse : évaluer les capacités épuratrice de la mangrove et étudier l'impact des eaux usées sur l'écosystème.

**Chapitre II**

**Figure 2.1** : Diagramme ombrothermique des stations de Coconi (Grande-terre, centre de l'île) et de Pamandzi (Petite-terre). Source : Météo France.
**Figure 2.2** : Direction des vents dominants sur l'île de Mayotte durant les deux principales saisons : saison des pluies (mousson) et saison sèche (alizé), (D'après RAUNET, 1992 dans Besson, 2005).
**Figure 2.3** : Localisation du site d'étude à Malamani, village de la commune de Chirongui, sud-ouest de l'ile.
**Figure 2.4** : Localisation du site d'étude dans la mangrove de la baie de Chirongui.
**Figure 2.5** : Circulation des eaux à travers les différentes zones de végétation : zone de pâturage et d'arrière mangrove (A), le long de l'arrière mangrove dégradée (B), Pénétration du drain dans la mangrove à travers une zone de végétation dégradée (C) et écoulement du drain au cœur du faciès à Rhizophoracées en direction du lagon (D).
**Figure 2.6** : Couverture végétale de la mangrove de la baie de Chirongui.
**Figure 2.7** : Zonation de végétation observée à Malamani de l'amont (à droite) vers l'aval (à gauche) ou se succèdent différents faciès dominés par les espèces de palétuviers suivant : *Avicennia marina, Ceriops tagal, Rhizophora mucronata, Sonneratia alba*.
**Figure 2.8** : Vu d'ensemble de la filière de l'unité de traitement des eaux usées domestiques à l'épandage en mangrove issues du lotissement de Malamani (400 Eh).
**Figure 2.9 :** Situation générale de l'unité de traitement, des canalisations et des parcelles expérimentales situées en mangrove de Malamani.
**Figure 2.10 :** Unité de traitement primaire (a), ses différents éléments (poste de relevage, cuve de réception, décanteur, bassin tampon), et l'acheminement des eaux usées vers la mangrove par le merlon (b) qui amène 10 $m^3$ d'eau usées vers les *C. tagal* et vers les *R. mucronata* (c), après avoir traversé le tanne (d, e).
**Figure 2.11 :** Parcelles expérimentales dans deux faciès représentatifs de l'écosystème, respectivement dominés par les palétuviers *Ceriops tagal* et *Rhizophora mucronata* dont deux reçoivent les eaux usées et deux sont témoins.
**Figure 2.12 :** Système de rejets des eaux usées domestiques dans les parcelles expérimentales.
**Figure 2.13 :** Schéma global du site d'étude pilote, du lotissement aux parcelles expérimentales dans la mangrove (modifié d'après Louvet, 2009).
**Figure 2.14 :** Dispositif expérimental général de suivi en mangrove.
**Figure 2.15 :** Suivi analytique de la $DBO_5$ et des MES des eaux usées en entrée et sortie de l'unité de traitement de Malamani et comparaison avec les seuils à ne pas dépasser fixés par l'annexe 1, tableau 1 de l'arrêté du 22 juin 2007. Seuls les bilans complets apparaissent sur ces graphiques.
**Figure 2.16 :** Rendement de l'unité de traitement quand à la $DBO_5$, la DCO et les MES des eaux usées domestiques du lotissement de Malamani et comparaison avec les minima à atteindre fixés par l'annexe 1, tableau 1 de l'arrêté du 22 juin 2007. Seuls les bilans complets apparaissent sur ces graphiques.
**Figure 2.17 :** Organigramme présentant les questions principales relatives au travail de la thèse et l'organisation de l'étude dans les différents compartiments de la mangrove : Eau, Sédiment, Végétation et Crabes.
**Figure 2.18 :** Calendrier de réalisation et d'avancement des travaux de thèse.

**Article 1**

**Figure 1**: Mangrove study area end land cover on Mayotte Island in Indian Ocean.

**Figure 2**: Waters characteristics (conductivity in $\mu$S) in the mangrove area near Malamani village, February 2006.

**Figure 3**: Fresh (deep ground-water, rivers and rainfall) and saline (lagoon) water sources that enter and mix in the mangrove system. The solid line represents the mean water pools mixing along the rivulet.

**Figure 4** : Soil salinity (‰) profile in the Malamani mangrove, as measured during the dry (red) and wet (blue) seasons. *Avicennia marina* (n = 3), data from 2006; *Ceriops tagal* (n = 9), data from 2006-2009; *Rhizophora mucronata* (n = 9), data from 2006 to 2009. Bars indicate ± sd.

**Figure 5**: Potential water resorption capacity (WRC) as estimated from crab burrow cast volumes and tree evapotranspiration (EVP), based on isotope dilution, mean tree density and tree diameter. The WRC was calculated as the mean of EVP and 50% of the soil retention. The results are given in L m-2 mangrove soil.

**Chapitre III**

**Figure 3.1** : Répartition des piézomètres dans la mangrove *sensus stricto* (P1 à P9), le drain (P10 à P12) et le tanne (P13 à P15) du site d'étude de Malamani. Les piézomètres P5 et P7 sont équipés de sondes autonomes (Diver)

**Figure 3.2** : Schéma d'installation du diver dans le piézomètre.

**Figure 3.4** : Hauteur de la nappe en cm dans les faciès A, C et R. Le zéro correspond au niveau du sol et les encadrés bleu à la saison des pluies. n=4

**Figure 3.5** : Corrélation des variations du niveau de la nappe et du cycle de marées (en jaune : les marées ; en bleu : la nappe dans le faciès R, en violet : la nappe dans le faciès C)

**Figure 3.6** : Hauteur de la nappe en cm dans les faciès C et R, comparant les parcelles impactées par les eaux usées et les témoins. Le zéro correspond au niveau du sol et les encadrés bleu à la saison des pluies. n=4

**Chapitre IV**

**Figure 4.1** : Mangrove de Moya (Mayotte, Petite-Terre) se développant directement sur le platier corallien (A) composée *de Sonneratia alba* (B), dont les pneumatophores parviennent à s'agripper au platier pour atteindre la surface (C).

**Figure 4.2** : Mangrove de Malamani (Mayotte, Grande-Terre) se développant sur un substrat vaseux, composé de sédiments argileux fins, laissant apparaître un sol boueux à marée descendante (ex. dans le faciès à *Avicennia marina* (A)) et des eaux très turbides à marée haute (ex. dans les faciès à *Ceriops tagal* (B) et *Rhizophora mucronata* (C)).

**Figure 4.3** : Processus de sédimentation et origines des apports terrigène et lagonaire. (d'après Thomassin *et al.,* 1989, modifié par Jeanson, 2005).

**Figure 4.4 :** Cycle de l'azote simplifié montrant les principaux processus de transformation des composés azotés : fixation du diazote, ammonification, nitrification en aérobie, dénitrification en anaérobie, et processus d'anammox (d'après Trimmer *et al*.2003).

**Figure 4.5** : Processus de nitrification et dénitrification et intervention de bactéries et/ou d'enzymes selon les conditions anaérobies ou aérobies du milieu.

**Figure 4.6** : Installation de microrhizons (de $A_1$ à $C_2$) et de macrorhizons (de $R_1$ à $R_9$) sur des quadrats de 1m². Les macrorhizons $R_{1 à 3}$ arrivent à 5 cm de profondeur, les $R_{4 à 6}$ à 10 cm et les $R_{7 à 9}$ à 15 cm.

**Figure 4.7** : Installation des tensiomètres sur des quadrats de 1m² dans le facies C, afin de suivre le devenir de l'azote et du phosphore.

**Figure 4.8:** Protocole du test du traçage de l'azote et du phosphore avec un traceur conservatif , la rhodamine.

**Figure 4.9:** Protocole pour mesurer le taux de dénitrification potentielle et dite *in situ*. Échantillonnage sur le terrain de 3 réplicats dans 2 faciès de végétation C et R, et sur 8 profondeurs, soit 144 échantillons. Analyses en laboratoire à Toulouse: dosage en chromatographie gazeuse de la concentration de $N_2O$ produit grâce à la méthode du blocage à l'acétylène.

**Figure 4.10 :** Protocole pour évaluer l'effet de la bioturbation sur le taux de dénitrification potentielle. Échantillonnage sur le terrain de 3 réplicats pris à 3 distances (1cm, 5cm et 10cm) d'un trou de terrier de crabe, dans les 2 faciès de végétation C et R et sur 2 profondeurs (0-5 cm et 5-10 cm), soit 36 échantillons. En laboratoire : même technique analytique que précédemment.

**Figure 4.11 :** Protocole pour mesurer le taux de dénitrification potentielle en fonction de la microtopographie des sédiments : buttes et drains. Échantillonnage sur le terrain de 3 réplicas pris dans 2 buttes et 3 réplicas pris dans deux drains, dans les 2 faciès de végétation C et R, soit 12 échantillons. En laboratoire : même technique analytique.

**Figure 4.12 :** Protocole pour mesurer de la nitrification potentielle en fonction de la microtopographie des sédiments : buttes et drains. Échantillonnage sur le terrain de 3 réplicas pris dans 2 buttes et 3 réplicas pris dans deux drains, dans les 2 faciès de végétation C et R, soit 12 échantillons. En laboratoire : même technique analytique sans la phase de désoxygénation car la nitrification de déroule en aérobie.
**Figure 4.13 :** Pas de temps d'échantillonnage sur le terrain : un échantillonnage par trait durant 3 heures.
**Figure 4.14 :** Protocole pour mesure le taux de nitrification potentielle. Injection de 10L de solution à 100 $mg.L^{-1}$ de $N\text{-}NH_4^+$ et 100 $mg.L^{-1}$ d'acétate. Échantillonnage de 2 réplicas d'eau d'un trou de crabe durant 3 heures (figure 4.14) dans les 2 faciès de végétation C et R. En laboratoire : même technique analytique, sans phase de désoxygénation car la nitrification se déroule en aérobie.
**Figure 4.15 :** Localisation des quadrats enrichit par les deux types de marque au $^{15}N$ au sein des deux parcelles d'études expérimentales impactées par les eaux usées, dans les faciès C et R.
**Figure 4.16**: Profil de salinité en fonction de la profondeur dans les trois faciès de végétation, données collectées en saison des pluies (février 2006, chaque point n=3) et en saison sèche (Octobre 2006, chaque point n=3).
**Figure 4.17** : Comparaison de la salinité après un an de rejet dans les faciès *C. tagal* et *R. mucronata*. Données collectées en saison des pluies (février 2006, chaque points n=3) et en saison sèche (Octobre 2006, chaque point n=3).
**Figure 4.18** : Potentiel Redox en fonction de la profondeur (de 0 à 60 cm), mesuré dans les faciès *A. marina, C. tagal* et *R. mucronata*. Données collectées en saison sèche (Octobre 2006, n=3).
**Figure 4.19**: Granulométrie mesurée à 0-5 cm dans les faciès à *A. marina*, *C. tagal* et *R. mucronata*. Echantillons collectées en saison sèche (Octobre 2006).
**Figure 4.20**: Granulométrie sur les fractions de sédiments inferieure à 1000 $\mu$m échantillonnés à 0-5 cm et à 55-60 cm de profondeur, dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. Echantillons collectées en saison sèche (Octobre 2008).
**Figure 4.21 :** Teneurs en nitrate (A) et ammonium (B) des sédiments de mangrove selon la profondeur (avril 2007, n=3)
**Figure 4.22** : Résultats du traçage à la rhodamine. Chaque point correspond à une mesure par mini ou micro rhizons avec □A, B, C, ◇R1, ●R2, ■R3, ×R4, ◆R6, ◇R7, ○R8, △R9. Les échantillons où la concentration de rhodamine était nulle ont été enlevés.
**Figure 4.23 :** Dénitrification *in situ* (à gauche) et potentielle (à droite) dans les différentes profondeurs du sédiment des faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2007, n=3, * $p \leq 0.1$).
**Figure 4.24 :** Dénitrification potentielle en fonction de l'éloignement à la paroi d'un terrier de crabe au profondeur de 0-5 cm (A) et 5-10 cm (B) dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2007, n=3).
**Figure 4.25 :** Dénitrification potentielle en fonction de la microtopographie du sol (butte en gris et drain en noir) à de 0-5 cm de profondeur, dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2008, n=6, * $p \leq 0.01$).
**Figure 4.26 :** Concentration en $NH_4^+$ et $NO_3^-$ des échantillons d'eau prélevés après injection en fonction du temps dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2008)
**Figure 4.27 :** Taux de nitrification potentielle en fonction de la microtopographie du sol (butte en gris et drain en noir) à de 0-5 cm de profondeur, dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. (Avril 2008, n=6, * p=0.01).
**Figure 4.28 :** Résultats du traçage isotopique dans les compartiments eau, sédiments et végétation dans les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata*. Delta $^{15}N_{excès}$ (‰) moyen calculé à partir des mesures d'abondance isotopique effectuées sur les échantillons d'eau, de sédiment et de feuilles en fonction du temps post enrichissement au $^{15}NH_4NO_3$ et $NH_4{}^{15}NO_3$.
**Figure 4.29 :** Concentration en éléments azotés de l'eau interstitielle du sédiment des les faciès à *C. tagal* et *R. mucronata* selon la profondeur dans le sédiment, de 0 à 1 m. (Avril et octobre 2009, n=3 à 5).
**Figure 4.30 :** Concentration du phosphore dans l'eau interstitielle du sédiment des faciès à *C. tagal* et *R. mucronata* selon la profondeur de 0 à 1 m. (avril et octobre 2009, n=3 à 5).
**Figure 4.31 :** Répartition et abondance des bactéries dans les sédiments de mangrove dans les faciès C (à gauche) et R (à droite), en fonction de la profondeur. (Avril 2007)
**Figure 4.32 :** Comptage d'*E. coli* dans l'eau de surface des faciès à *C. tagal* et *R. mucronata* (avril et octobre 2009, n=4, a et b significativement différents avec $p<0.05$).
**Figure 4.33** : Changement chimiques dans le sédiment selon les différents niveaux du potentiel d'oxydoréduction dans le sédiment. (Eh, corrigé à pH7). (D'après Delaune *et al.,* 1976, redessiné par Youssef, 1995).
**Figure 4.34** : Principales caractéristiques physicochimiques des sédiments de la mangrove de Malamani dans les trois faciès étudiés A, C et R: gradient de salinité, de granulométrie, composition en $N\text{-}NO_3$ et $N\text{-}NH_4$ et potentiel redox selon la profondeur.
**Figure 4.35** : Complexe argilo-humique et pouvoir adsorbant des cations.

**Chapitre V**

**Figure 5.1 :** Installation des filets de 1m² à 1,70 m du sol afin de récolter la litière. Ces filets sont relevés tous les 14 jours. Mise en place en avril 2007.

**Figure 5.2** : Etude de la consommation en eau des palétuviers pas traçage isotopique au $D_2O$ : récolte de l'eau evapotranspirée a l'aide de sacs plastiques installés sur des bouquets de feuilles (A et C) et injection du traceur dans les troncs a l'aide d'une seringue (B).

**Figure 5.3** : Schéma et photo d'une placette expérimentale, contenant 20 propagules espacées d'environ 15cm. Sur la photo : propagules de *C. tagal* plantées dans le substrat du faciès R.

**Figure 5.4** : Densité cumulée des espèces dans les faciès C et R.

**Figure 5.6** : Productivité des palétuviers dans chacun des faciès C (en haut) et R (en bas) dans les parcelles témoins et impactées par les eaux usées domestiques.

**Figure 5.7 :** Nombre de fleurs de *C. tagal* dans les parcelles témoins et impactées du faciès C (en haut) et des fruits de *R. mucronata* dans le faciès R (en bas) récoltés dans avec les capteurs de 1 m² tout les 14 jours, de novembre 2007 à mars 2010. Pour chaque point, n=5. Le fond jaune correspond à la saison sèche et le fond bleu à la saison humide.

**Figure 5.8 :** Nombre de fruits de *C. tagal* dans les parcelles témoins et impactées du faciès C (en haut) et des fruits de *R. mucronata* dans le faciès R (en bas) récoltés dans avec les capteurs de 1 m² tout les 14 jours, de novembre 2007 à mars 2010. Pour chaque point, n=5. Le fond jaune correspond à la saison sèche et le fond bleu à la saison humide.

**Figure 5.9 :** Concentrations en $D_2O$ des échantillons d'eau évapotranspirée par les feuilles des trois *C. tagal* étudiés (A) et deux *R. mucronata* (B), exprimée en rapport D/H ($^2H/^1H$ ) (‰), en fonction du temps

**Figure 5.10 :** Pourcentage de propagules disparues dans les faciès C et R, comparaison des parcelles en défends et hors défends. Données de mars 2009, moyenne ± Sd, n=4 et ** : p< 0,01 ; *p<0,05, NS = non significatif.

**Figure 5.11.** Pourcentage de propagules disparues en fonction des dates de relevés dans le faciès C (à droite) et dans le faciès R (à gauche), en fonction de la microtopographie (o : butte et □ : drain) et des espèces plantées (*C. tagal,* vert clair, et *R. mucronata*, vert foncé). Données de mars 2009, moyenne ± Sd, n=8, ** : p < 0,01 ; * : p<0,05.

**Figure 5.12 :** Pourcentage de propagules disparues dans le faciès C (à droite) et dans le faciès R (à gauche), en fonction de la microtopographie (o : butte et □: drain) et de l'impact des eaux usées domestiques. Données de mars 2009, moyenne ± Sd, n=8, ** : p < 0,01 ; * : p<0,05.

**Figure 5.13** : Photo aérienne du site de Malamani. En vert foncé, l'emplacement des parcelles impactées. Date : novembre 2008.

**Figure 5.14** : Rameaux (en haut) et feuilles (en bas) de *Ceriops tagal* témoins et impactés. Date: novembre 2008.

**Article 2**

**Figure 1. (a)** The study site, aerial photography from microlight. The two impacted plots are characterised by a strong green colour (red circles mark the upper limit of plots**). (b)** Colour changes in *Ceriops tagal* leaves between control and impacted plots. **(c)** Growth differences in *Ceriops tagal* branches between control and impacted plots. All pictures: March, 2009, i.e. 12 months after wastewater discharges.

**Figure 2**. The study area and the experimental site. **(a)** Mayotte Island, SW Indian Ocean. **(b)** The study site, SW Mayotte Island, between Malamani village and the lagoon. **(c)** Experimental setting: decanter-digester collecting domestic wastewater from Malamani; pipe network; impacted and control plots in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* mangrove stands; piezometer network for water analyses.

**Figure 3**. Leaf pigment concentration in *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata*, collected in control and impacted plots, Malamani study site, January and April 2009. (a): Chlorophyll a. (b): Chlorophyll b. (c) : β-carotenoid. (d): Xantophyll. Unit: $mg.g^{-1}dw$.

**Figure 4.** Photosynthesis efficiency and transpiration rate measured on *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata* leaves, in control and impacted plots, Malamani study site, April and October 2009. Unit : $\mu mol.m^{-2}s^{-1}$.

**Chapitre VI**

**Figure 6.1**: Modèle conceptuel des espèces ingénieurs allogènes et autogènes. (D'après Jones *et al*., 1994).

**Figure 6.2**: Diagramme montrant comment les crabes en tant qu'espèces ingénieurs, interviennent dans les processus biochimiques du sédiment de la mangrove. (D'après Kristensen, 2008).

**Figure 6.3**: Distribution des espèces de crabes le long du transect de végétation dans la mangrove de Malamani, excepté pour le faciès à *S. alba* en front de mer. Juillet 2007. Pg juv.: *Perisesarma guttatum* juvénile.

En axe X: pourcentage de répartition d'une espèce dans les différents faciès.

En axe Y: pourcentage de la composition spécifique des populations de crabes d'un faciès.

**Figure 6.4**: Corrélation entre le nombre de trous de terriers et le nombre de crabes par m² dans les faciès A, C, et R. Test de Régression linéaire générale en rouge (F=41.9; Equation: y= 0,2933x + 0,7075, $R^2$= 0.67, p<0.001).
**Figure 6.5:** Densité des crabes et des trous des terriers par m² dans les facies A, C et R de la mangrove de Malamani, dans les zones ouvertes et sous canopée (milieu fermé). Données de juillet 2007, n=4
**Figure 6.6**: Distribution du nombre et des tailles des trous de terriers par m² dans le faciès C et R de la mangrove de Malamani.
**Figure 6.7**: Moulage en résine polyester montrant l'architecture typiques et les caractéristiques (largeur du trou, profondeur et surface) des terriers de crabes dans les faciès C et R (photo : avril 2007)
**Figure 6.8**: Densité de crabes et des trous de terriers, toutes espèces confondues, dans les parcelles impactées et témoins des faciès C et R en mars 2009.
**Figure 6.10**: Effet de la topographie du sédiment sur la densité de crabes et des trous de terriers, toutes espèces confondues, dans les parcelles témoins et impactées des faciès C et R, en mars 2009.
**Figure 6.11**: Effet de la topographie du sédiment sur la taille des trous de terriers de crabes dans les parcelles témoins et impactées des faciès C et R, en mars 2009.
**Figure 6.13:** Structure des populations de crabes dans les faciès C et R en mars 2009, dans les parcelles témoins et impactées.
**Figure 6.14:** Pourcentage de Sesarmidae et d'Ocipodidae dans les parcelles impactées et témoins dans les faciès C et R en mars 2009 (sans les juvéniles).

**Chapitre VII**

**Figure 7.1** : Interactions biotiques et abiotiques et flux de matières dans l'écosystème mangrove entre les compartiments Eau, Sédiment Végétation, et Crabes.

**Annexes**

**Figure B1 :** Schéma du dispositif de traitement
**Figure B2 :** Schéma horizontal du décanteur, vue longitudinale de dessus (en haut) et vue de profil (en bas).
**Figure B2 :** Schéma horizontal du décanteur, vue en coupe transversale.

**Fig. C1 :** *Avicennia marina* adulte
**Fig. C2** :Pneumatophores
**Fig. C3** :Propagules d'*A.marina*
**Fig. C4** : Propagules de *C. tagal*
**Fig. C5** : Fleurs de *C. Tagal*
**Fig. C6** : *Rhizophora mucronata*
**Fig. C7** : Reseau de racines échasses
**Fig. C8** : Racines coudées
**Fig. C9** : Fleurs de *S. alba* en front de mer
**Fig. C10** : Fruit de *S. alba*

**Fig. D1** : *Uca urvillei* ♂
**Fig. D2** : *Uca urvillei* ♀ (Petit Noir)
**Fig. D3** : *Uca inversa*
**Fig. D4** : *Uca chlorophtalmus*
**Fig. D5** : *Neosarmatium meinerti*
**Fig. D6** : *Neosarmatium smithii*
**Fig. D7** : *Perisesarma guttatum*
**Fig. D8:** *Perisesarma guttatum juv.*
**Fig. D9** : *Scylla serrata*

**Fig. E1** : Cout de l'unité de traitement et des travaux
**Figure G1 :** Résultats préliminaires en Eléments traces dans le sédiment de la mangrove de Malamani. Analyses réalisées par LHMA en février 2008 avant le début des rejets (n=3).
**Figure G2 :** Résultats préliminaires en Eléments traces dans le sédiment de la mangrove de Malamani. Analyses réalisées par LHMA en février 2008 avant le début des rejets (n=3).
**Figure H1 :** Résultats préliminaires des analyses foliaires réalisées par le laboratoire LHMA en décembre 2009
**Figure I1 :** Analyses des boues du décanteur realisées en mai 2009.

**FIN**

**AUTEUR : HERTEMAN Mélanie**
**TITRE :** Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte.

**DIRECTEUR DE THESE :** FROMARD François
**LIEU ET DATE DE SOUTENANCE :** à Toulouse le 22 septembre 2010

---

**RESUME**
Réalisés à Mayotte, ces travaux ont permis d'évaluer les capacités de bioremédiation d'une mangrove vis-à-vis d'eaux usées domestiques prétraitées en valorisant cet écosystème à haute valeur écologique, soumis à une pression anthropique importante.
A partir d'un réseau de parcelles (témoins et impactées par des effluents domestiques), un suivi a été réalisé sur la mangrove : végétation, eau, sédiment, crabes. Les résultats montrent que cet écosystème joue un rôle analogue à celui des filtres plantés et semble être adaptée pour un traitement secondaire. Cependant, si les conclusions à court terme paraissent encourageantes, l'impact à long terme des eaux usées sur la biodiversité de cet écosystème et sur son fonctionnement reste à approfondir avant d'utiliser un tel système de traitement *in situ*.

**MOTS-CLES**
Mangrove – Bioremédiation – Eaux usées domestiques – Mayotte – Assainissement – Crabe – Sédiment – Azote.

---

**TITLE**
Evaluation of bioremediation ability of a mangrove swamp impacted by domestic wastewater. Application in the experimental site of Malamani, Mayotte.

**ABSTRACT**
Performed in Mayotte (Fr), this work evaluates the potential of a mangrove for pre-treated domestic wastewater bioremediation. By comparing the evolution over time of four compartments of the mangrove, namely: vegetation, water, sediments and crabs in impacted and non-impacted parcels, we show that this ecosystem is analogous to constructed wetlands and seems to be adapted for second-stage treatment of domestic wastewaters. Even through short-term data is encouraging, more studies are required to evaluate the long-term impacts of domestic wastewaters on the biodiversity and functions of this ecosystem prior to using such strategies on a greater scale *in situ*.

**KEYWORDS**
Mangrove – Bioremediation – Domestic wastewater – Mayotte – Purification – Crabs – Sediment – Nitrogen.

---

**DISCIPLINE ADMINISTRATIVE**
Ecologie – Ingénierie Ecologique

**INTITULE ET ADRESSE DE L'U.F.R. OU DU LABORATOIRE :**
EcoLab, Laboratoire d'écologie fonctionnelle, UMR 5245