

VetAgro Sup

Mémoire de fin d'études d'ingénieur

Impact de l'aquaculture de crevettes sur la
dynamique du carbone en zone côtière
tropicale (Nouvelle-Calédonie) :

Joanne AIMÉ

Option Agriculture, Environnement, Territoire

Septembre 2015



PPME EA 3325



UR 206 - IMPMC



VetAgro Sup

VetAgro Sup

Mémoire de fin d'études d'ingénieur

Impact de l'aquaculture de crevettes sur la
dynamique du carbone en zone côtière
tropicale (Nouvelle-Calédonie) :

Joanne AIMÉ

Option Agriculture, Environnement, Territoire

Septembre 2015

Tuteurs de stage :

Michel Allenbach, *UNC*

Cyril Marchand, *IRD-IMPMC*

Référent pédagogique :

Jean-Paul Couhert, *Vetagro Sup*



PPME EA 3325



UR 206 - IMPMC



VetAgro Sup

« L'étudiant conserve la qualité d'auteur ou d'inventeur au regard des dispositions du code de la propriété intellectuelle pour le contenu de son mémoire et assume l'intégralité de sa responsabilité civile, administrative et/ou pénale en cas de plagiat ou de toute autre faute administrative, civile ou pénale. Il ne saurait, en cas, seul ou avec des tiers, appeler en garantie VetAgro Sup. »

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Michel Allenbach, mon parrain de stage pour m'avoir permis de réaliser ce projet de fin d'étude dans le cadre de l'UNC. Merci pour ton accueil, les moments conviviaux et ton aide pour les aspects hydrologiques de mon étude.

J'adresse également mes remerciements à Cyril Marchand qui m'a accueillie au sein de l'IRD et m'a encadrée tout au long de ce stage. Tu m'as appris beaucoup sur la recherche, l'expérience de terrain, la rigueur et la confiance en soi.

Je remercie le mécène associé à ce travail de stage, le LABEX CORAIL qui a soutenu cette étude de six mois.

Mes remerciements vont également à Anthony et Thomas, les exploitants de Webuihoone pour avoir accepté que je réalise l'étude sur leur ferme. Merci du temps que vous avez consacré pour moi et pour le partage de votre savoir-faire.

Je tiens aussi à remercier l'équipe « mangrove » de l'IRD avec qui j'ai travaillé pendant ces six mois. A commencer par Carine Bourgeois, merci du temps que tu as accordé à nos échanges Skype autour du sujet de stage avant mon arrivée à Nouméa, merci pour ton soutien et pour les moments inoubliables sur le terrain. Je remercie également Audrey Léopold qui est celle qui m'aura appris beaucoup sur l'écosystème mangrove. Merci de m'avoir fait partager tes connaissances, de m'avoir aidé sur la mise en place du protocole de terrain ainsi que sur les calculs de flux de CO₂. Je remercie aussi Adrien Jacotot sans qui, je n'aurais pas pu faire certaines missions de terrain. Merci de ton aide au laboratoire et tous tes conseils. Je tiens aussi à remercier Vinh et Nho, les deux étudiants venus du Vietnam qui, durant trois mois, ont consacré de leur temps pour mon terrain et m'ont été d'une très grande aide. Toujours dans la même équipe, je voudrais adresser mes remerciements aux stagiaires Estelle, Théo et Romane qui étaient là durant mon stage et avec qui j'ai passé de très bons moments.

Je remercie aussi tout le personnel de l'IRD, chercheurs, stagiaires, techniciens, administration et amis pour leur accueil, leur sympathie et certains pour le prêt de matériel manquant pour mon terrain. En particulier, j'aimerais remercier le LAMA, dont Léocadie Jamet pour toutes ses explications sur le protocole de titration et le mystère de la « normalité ».

Un grand merci à Luc Della Patrona, chercheur à l'Ifremer pour qui la crevetticulture n'a aucun secret. Je remercie son aide, le temps consacré pour discuter de la crevetticulture en Nouvelle-Calédonie et dans le monde ainsi que les références utiles pour l'élaboration de ma synthèse bibliographique et les explications de certains résultats de ce mémoire.

Je remercie aussi toutes les personnes rencontrées durant ces six mois et plus particulièrement, les aquaculteurs chez qui j'ai visité la ferme et pour avoir répondu à toutes mes questions sur la crevetticulture ainsi que Jacques Loquet et Annalisa Caragnano pour différents déplacements. Merci aussi au GFA pour la liste des exploitations calédoniennes m'ayant permis de choisir le site d'étude.

Je remercie également mon référent pédagogique, Jean-Paul Couhert pour les renseignements nécessaires sur les attentes de Vetagro Sup au sujet de la synthèse bibliographique et du mémoire de fin d'études.

Enfin, je terminerai par remercier mes proches qui ont été là et pour leur soutien inébranlable. Merci à ma famille de Nouvelle-Calédonie pour tous les moments passés ensemble et pour avoir été présent lorsque j'en avais besoin. Une pensée également pour ma famille et amis de France et merci à toi Clément pour tes encouragements et le temps que tu as consacré exclusivement à la relecture de ce mémoire.

Résumé

Au niveau mondial, l'aquaculture est la première cause de dégradation des mangroves, écosystème primordial à la conservation des littoraux tropicaux. En Nouvelle-Calédonie, par opposition à de nombreux pays, les fermes de crevettes ne sont pas construites sur des sols de mangrove défrichée, mais sur des tannes, sols sur-salés en arrière de la mangrove sur lesquels aucune végétation ne pousse.

L'objectif de cette étude est de déterminer, d'une part, l'influence de ce type d'aquaculture sur les émissions de CO₂ vers l'atmosphère en milieu littoral, et d'autre part, si les pratiques d'élevages sont optimisées.

Pour mener à bien ce projet, trois campagnes de terrain ont été effectuées sur une ferme au nord du territoire. Des données de paramètres physico-chimiques des eaux et du sol ainsi que de flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère et sol-atmosphère ont été collectées *in situ* puis complétées par des analyses en laboratoire. Les résultats montrent qu'en période d'activité, l'aquaculture accroît les émissions de CO₂ vers l'atmosphère et modifie les qualités physico-chimiques des eaux aussi bien en aval, du fait du rejet d'effluents, qu'en amont, du fait du pompage. En période d'assec, l'accumulation des déchets aquacoles pendant la période d'élevage rend le fond de bassin plus réduit qu'un sol de tanne naturel et favorable au développement de micro-algues en surface. Cette condition limitante au processus de minéralisation de la matière organique est levée grâce au travail du sol qui accélère la régénération du fond de bassin et maintient la qualité de ce dernier pour le prochain cycle d'élevage.

Mots clés : Crevetticulture, Dynamique du carbone, Qualité des eaux, Mangroves, Fond de bassin, Effluents

Abstract

In the World, shrimp farms are the first cause of mangrove degradation, the latter degradation being crucial for tropical coastlines conservation. In New Caledonia, unlike many countries, shrimp farms are not built on cleared mangrove but on salt flats, which are unvegetated hypersaline area located landward, behind mangroves.

The objective of this study is to determine firstly, the influence of this type of aquaculture on CO₂ emissions toward the atmosphere in the coastal environment, and on the other hand, if the farming practices are optimized.

To carry out this project, three field campaigns were realized in a farm located in the north. Physicochemical water quality parameters data and soil CO₂ fluxes data at the water-air interface and soil-atmosphere were collected *in situ* and supplemented by laboratory analyses. The results show that during the farm activity, aquaculture has an influence in the increase of CO₂ emissions toward the atmosphere and modifies the physical and chemical qualities of the water upstream of the farm, characterized by pumping channel in salt flats, and the water downstream of the farm, corresponding to the output channel for effluent in a *Rhizophora* mangrove stand. During the assec period, accumulation of aquaculture waste during the rearing period makes the pond bottom soil more reduced than natural salt flats and allows the development of microalgae at surface sediment. This limiting condition for organic matter mineralization processes is lifted through tillage, which accelerates the regeneration of the pond bottom and maintains the soil quality for the next breeding cycle.

Keywords : Shrimp farming, Carbon dynamics, Water quality, Mangrove, Pond bottom sediment, effluents

Table des matières

Introduction	1
1. La crevetticulture calédonienne : Etat des lieux et enjeux environnementaux	2
1.1 Présentation générale de la crevetticulture calédonienne.....	2
1.2 Le milieu littoral, des écosystèmes impactés par la crevetticulture.....	4
1.3 La thématique du carbone, un enjeu actuel	5
2. Matériel et méthodes.....	7
2.1 Choix du site d'étude	7
2.2 Présentation du site d'étude.....	7
2.3 Axes de recherche et méthodologie	10
3. Résultats	18
Axe 1 : Qualités physicochimiques des eaux et export de matières le long du continuum « ferme aquacole-mangrove-lagon ».....	18
Axe 2 : Quantification et évolution systémique des flux de CO ₂ à l'interface eau-atmosphère....	25
Axe 3 : Quantification des flux de CO ₂ à l'interface sol-atmosphère des fonds de bassins en assec	28
4. Discussion	32
4.1 Qualité physico-chimique de l'eau des chenaux hors période d'élevage	32
4.2 Effet de la marée sur les flux de CO ₂ et sur l'export de matières hors période d'élevage..	33
4.3 Variation de la qualité physico-chimique de l'eau de pompage et des flux de CO ₂ dans la zone amont pendant la période d'élevage.....	33
4.4 Variation de la qualité physico-chimique de l'eau d'évacuation et des flux de CO ₂ dans la zone aval pendant la période d'élevage	34
4.5 Qualité physico-chimique des eaux du bassin et flux de CO ₂ durant la période d'élevage	35
4.6 Qualité physico-chimique des fonds de bassin par rapport aux pratiques et flux de CO ₂ en période d'assec	36
Conclusion.....	38
Références bibliographiques	39
Annexes.....	41

Liste des figures

Figure 1: Cycle d'élevage et gestion des bassins en Nouvelle-Calédonie (production personnelle) ...	3
Figure 2: <i>Rhizophora</i> situé en front de mer (a) et <i>Avicennia</i> (b)	4
Figure 3: Cycle court du carbone appliqué au sujet de stage (production personnelle)	6
Figure 4: Position de la zone d'étude en Baie de Chasseloup	8
Figure 5: Situation de la ferme de Webuihoone au début de l'étude	8
Figure 6: Les différentes étapes de l'élevage suivies pendant l'étude	9
Figure 7: Points de collecte des données le long du continuum "ferme-mangrove-lagon"	11
Figure 8: Matériel de filtration	12
Figure 9: Chambre d'incubation flottante	14
Figure 10: Système de l'équilibrateur pour mesurer la pCO ₂ dans l'eau	14
Figure 11: Points de mesure <i>in situ</i> sur le bassin B4	15
Figure 12: Distinction des trois zones du bassin à l'œil nu	15
Figure 13: Mesures de flux de CO ₂ à l'interface sédiment-atmosphère	16
Figure 14: Variations du pH et de l'oxygène dans l'eau de pompage en fonction de la marée	18
Figure 15: Variations de la salinité et de la température dans l'eau de pompage en fonction de la marée	19
Figure 16: Variation de l'alcalinité totale dans l'eau de pompage en fonction de la marée	20
Figure 17: Evolution journalière de l'oxygène dissous au niveau du bassin aquacole (bassin et après le moine de sortie) en fonction des pratiques d'élevage	21
Figure 18: Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau du chenal d'évacuation des effluents	22
Figure 19: Variations physico-chimiques de l'eau dans le chenal d'évacuation des effluents	23
Figure 20: Evolution du débit de l'eau du chenal d'évacuation à marée descendante	24
Figure 21: Flux de CO ₂ à l'interface eau-atmosphère sur les eaux du canal de pompage en période de production et de pêche finale	25
Figure 22: Flux de CO ₂ à l'interface eau-atmosphère sur les eaux du canal de pompage en période d'assec	25
Figure 23: Evolution des flux de CO ₂ à l'interface eau-atmosphère dans le bassin et après le moine de sortie en période de production et de pêche finale	26
Figure 24: Evolution des flux de CO ₂ à l'interface eau-atmosphère au niveau du chenal d'évacuation à différents moments de l'élevage	27
Figure 25: Analyse en composantes principales (ACP) pour expliquer les flux de CO ₂ à l'interface eau-atmosphère	27
Figure 26: Evolution du carbone organique entre deux moments de l'assec sur différents points du bassin	28
Figure 27 : Répartition de la concentration en chlorophylle-a dans le bassin à deux moments de l'assec	29
Figure 28: Variation des flux de CO ₂ à l'interface sol-atmosphère par point d'échantillonnage selon les paramètres lumière, obscurité et sans biofilm	30
Figure 29: Flux de CO ₂ moyens à l'interface sol-atmosphère selon les paramètres lumière, obscurité et sans biofilm au niveau du bassin et à deux moments de l'assec	30
Figure 30: Analyse en composantes principales (ACP) pour expliquer les flux de CO ₂ à l'interface sol-atmosphère	31

Liste des tableaux

Tableau 1: Protocole d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire	12
Tableau 2 : Teneurs en carbones, matières totales en suspension et chlorophylle-a dans l'eau de pompage pendant l'étude	20
Tableau 3: Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau du bassin en fonction de la période d'élevage	20
Tableau 4: Variation de l'alcalinité, teneurs en carbones, matières en suspension et chlorophylle-a au niveau du bassin aquacole.....	22
Tableau 5: Variation des teneurs en carbones, chlorophylle-a et matières en suspension dans les eaux d'évacuation.....	24
Tableau 6: Débit de l'eau du chenal d'évacuation à marée descendante	24
Tableau 7: Potentiel d'oxydoréduction des différents points du bassin	29

Liste des sigles

ACP : Analyse en composantes principales

CaCO₃ : Carbonate de calcium

CH₄ : Méthane

Chl-a : Chlorophylle a

CID : Carbone inorganique dissous

CIP : Carbone inorganique particulaire

CO₂ : Dioxyde de carbone

CO₃²⁻ : Ion carbonate

COP : Carbone organique particulaire

COD : Carbone organique dissous

CT : Carbone total

GFA : Groupement des fermes aquacoles

HCO₃⁻ : Ion bicarbonate

H₂CO₃ : Acide carbonique

IMPMC : Institut de minéralogie, de physique des matériaux et de cosmochimie

IRD : Institut de Recherche pour le développement

LABEX CORAIL : Récifs coralliens face au changement global

MTS : Matière totale en suspension

pCO₂ : Pression partielle en CO₂

UNC : Université de la Nouvelle-Calédonie

Introduction

Du fait de la diminution du volume de pêche, l'aquaculture est apparue comme une alternative pour répondre à la demande alimentaire grandissante. Entre 1950 et 2010, la production aquacole mondiale a connu un grand essor en passant de moins d'1 million de tonnes à plus de 60 millions de tonnes, l'Asie représentant 90% de cette production (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2012). Parmi l'ensemble des filières aquacoles, l'aquaculture de crevettes appelée aussi « crevetticulture » a une place non négligeable. Ainsi, la Nouvelle-Calédonie développe depuis le début des années 80 cette filière qui constitue désormais la seconde activité exportatrice du territoire, derrière l'exploitation minière de nickel. Bien que la filière Crevette calédonienne cherche prioritairement à répondre aux enjeux zootechniques et socio-économiques, de nombreuses questions se posent au sujet de son empreinte environnementale, d'autant plus que la Nouvelle-Calédonie détient une richesse écologique inestimable à préserver : la plus longue barrière récifale du monde, longue de 1 600 km, délimitant un lagon de plus de 20 000 km et à présent classé au Patrimoine Mondial de l'UNESCO.

C'est dans ce contexte que s'inscrit mon stage au sein de l'Université de la Nouvelle-Calédonie (UNC), représentée par le professeur Michel Allenbach, et en partenariat avec l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) de Nouméa, au sein du groupe « mangrove » à l'IMPMC, représentée par le docteur Cyril Marchand. Ce projet s'intègre également dans un projet LABEX CORAIL « Récifs coralliens face au changement global », ayant pour objectif d'améliorer la recherche sur les écosystèmes coralliens et écosystèmes associés dans une perspective de gestion durable face aux pressions anthropiques croissantes.

L'objectif principal de mon stage est de déterminer la dynamique du carbone au sein d'un continuum aquaculture-mangrove-lagon et le potentiel impact de la crevetticulture sur les émissions de CO₂ le long des littoraux tropicaux. Par ailleurs, nous nous sommes intéressés aux pratiques d'élevage afin de comprendre, d'une part, la variabilité de la qualité des eaux des bassins et d'autre part, de quantifier le rôle de la période d'assec sur la qualité des fonds de bassin.

Dans la littérature internationale, il n'existe, à notre connaissance, qu'une seule étude réalisée sur les flux de dioxyde de carbone (CO₂) à l'interface sol-atmosphère au niveau de bassins aquacoles (Sidik et Lovelock, 2013), d'où le caractère novateur du projet. Cependant, ces thématiques « carbone » et « pression anthropique » complètent et s'appuient sur deux thèses de doctorat réalisées au sein du groupe « mangrove » de l'IRD de Nouvelle-Calédonie, et qui se sont intéressées à la dynamique du carbone au sein de la mangrove (Léopold, 2012) et à l'impact des effluents de crevetticulture sur le compartiment benthique de la mangrove (Molnar, 2012).

Dans un premier temps, ce document présentera brièvement un état des lieux de la crevetticulture calédonienne et abordera les notions clés de l'étude que sont « pression anthropique » et « cycle du carbone ». Dans un second temps, la méthodologie utilisée pour répondre aux objectifs ainsi que les résultats obtenus seront présentés puis discutés afin de proposer de nouvelles perspectives de recherche.

1. La crevetticulture calédonienne : Etat des lieux et enjeux environnementaux

1.1 Présentation générale de la crevetticulture calédonienne

Importance socio-économique et système de production

La Nouvelle-Calédonie est un territoire situé en Océanie à 1500 km de l'Australie et dont le chef-lieu est la ville de Nouméa (22°16'33, S166°27'29, E). Le territoire est divisé en trois collectivités : la Province Nord, la Province Sud et la Province des Iles Loyautés. Sa superficie est de 18 576 km² avec seulement 268 767 habitants (INSEE, 2014) dont la majorité vit à Nouméa.

La crevetticulture est apparue sur le territoire en 1970 et s'est industrialisée à partir de 1988. (Della Patrona et Brun, 2009). Cette activité a connu un essor considérable puisque la production annuelle est passée de 65 tonnes en 1986 à un record de 2400 tonnes en 2005 (Lemonnier et al, 2006) et correspond à la deuxième filière exportatrice du territoire derrière celle du nickel.

Aujourd'hui, il existe 19 fermes de crevettes réparties le long de la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie où 88% de la mangrove est implantée en raison des conditions morphologiques et climatiques favorables contrairement à la côte Est (Projet ALIAS, 1985 ; Le Guen et David, 1998). Cette répartition des fermes entre province Nord et Sud a permis un rééquilibrage économique entre ces deux collectivités. La taille moyenne des fermes est de 37,9 ha avec en moyenne 5,6 bassins par ferme. La plus petite ferme est de 8,4 ha et la plus grande (Sodacal) est de 132,7 ha (Marchand et al, 2008).

Au niveau de la production, la Nouvelle-Calédonie élève une seule espèce de crevette qui est la *Litopenaeus stylirostris* communément appelée « la crevette bleue ». Cette crevette originaire d'Amérique centrale et du Sud a été progressivement domestiquée en Nouvelle-Calédonie après son introduction dans les années 70. Contrairement aux espèces de crevettes locales, la crevette bleue présentait un meilleur taux de survie et semblait bien s'adapter aux conditions subtropicales du territoire permettant d'obtenir de bons rendements et des calibres intéressants (Département LEAD-NC, 2011).

Le contexte de la Nouvelle-Calédonie en termes d'investissement et de conditions climatiques a ainsi déterminé le système le mieux adapté et le plus rentable : le système semi-intensif intensifié (SII), un système intermédiaire entre le système semi-intensif et intensif caractérisé par un seul cycle d'élevage par an en saison chaude élargie (Marchand et al, 2008 ; Della Patrona et Brun, 2009). La saison fraîche correspond à la période d'assec où les bassins ne sont plus en eau et pendant laquelle les fonds de bassins se régénèrent. La *figure 1* présente le cycle d'élevage standard des fermes de Nouvelle-Calédonie :

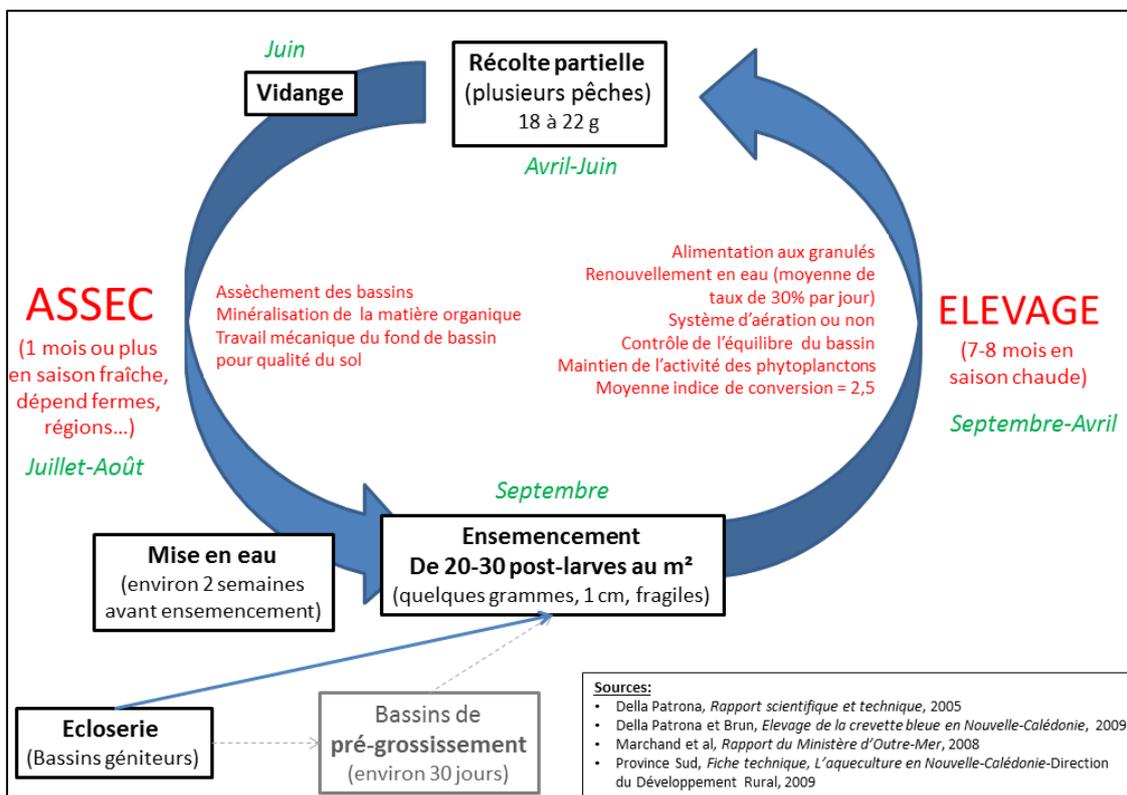


Figure 1: Cycle d'élevage et gestion des bassins en Nouvelle-Calédonie (production personnelle)

Les difficultés de la crevetticulture calédonienne jusqu'à aujourd'hui

Jusqu'en 1993, le développement de la crevetticulture avait été relativement rapide. Seulement, de fortes mortalités de crevettes ont été observées dans les bassins d'élevage qui étaient dues à deux maladies à vibrioses (bactériennes) : le syndrome 93 et le syndrome d'été. La première maladie apparaît après une forte chute de température de l'eau principalement observée durant l'entrée en saison fraîche. Dans le cas de la deuxième, apparue en 1997, la maladie se déclenche principalement quand le bassin est excessivement riche en matière organique entraînant un déséquilibre des conditions de vie pour la crevette (Della Patrona et Brun, 2009).

Depuis ces épisodes d'épizootie, la filière calédonienne reste encore aujourd'hui fragilisée car les risques de contamination sont encore d'actualité. Toutefois, l'amélioration des techniques et le suivi des exploitations grâce à de nombreuses études s'intéressant à ces maladies permettent à la filière de rester productive (Della Patrona et Brun, 2009).

A ce jour, ce qui inquiète la filière calédonienne, ce sont les écloséries locales qui connaissent depuis quelques années des surmortalités des post-larves (GFA, communication personnelle, 2015). Ce phénomène génère des pénuries en post-larves pour l'approvisionnement des fermes. Ces dernières voient ainsi leur capacité de production baisser.

1.2 Le milieu littoral, des écosystèmes impactés par la crevetticulture

Le littoral¹ est défini comme une bande de terrain où le continent entre en contact avec la mer ou l’océan. Dans le cas de la Nouvelle-Calédonie, les fermes aquacoles sont implantées sur un littoral caractérisé par deux écosystèmes : la mangrove et le lagon.

Présentation générale des écosystèmes du milieu littoral calédonien

Le lagon est défini comme étant une étendue d’eau peu profonde, séparée de la mer par une barrière corallienne. La Nouvelle-Calédonie possède une zone économique exclusive (ZEE) d’1 740 000 km² comprenant l’un des plus grands lagons du monde, d’une surface de 24 000 km² ainsi que la deuxième plus grande barrière de corail de la planète de 1600 km². En 2008, six zones marines ont été inscrites au patrimoine mondial de l’Humanité par l’Organisation des Nations-Unies pour l’éducation, la science et la culture (UNESCO). Le territoire présente un écosystème récifal très riche avec de nombreuses espèces de poissons et coraux endémiques. Cet écosystème abrite également des espèces emblématiques menacées à l’échelle mondiale telles que les baleines, les dugongs et les tortues marines.

En amont du lagon se trouvent les mangroves. Celles-ci sont des forêts qui se développent à l’interface entre le milieu terrestre et marin, dans la zone de balancement des marées des zones côtières tropicales et subtropicales.

Cet emplacement confère aux mangroves un rôle écologique et économique majeur. En effet, cet écosystème sert de protection physique pour les littoraux tropicaux en réduisant la vitesse et la puissance des vagues et en limitant les risques d’érosion. Par ailleurs, cet écosystème sert de nurserie en abritant de nombreuses espèces de poissons et crustacées permettant le maintien des ressources marines (Primavera, 1998) et servirait également de « biofiltre » pour les composés particuliers et dissous continentaux (Robertson et Phillips, 1995 ; Gautier et al, 2001). Enfin, la mangrove est connue pour être un puits de CO₂ et une source de carbone organique et inorganique pour les écosystèmes adjacents (Bouillon et al, 2008). Les espèces majoritaires de mangrove présentes sur le territoire sont les *Rhizophora* et les *Avicennia*.

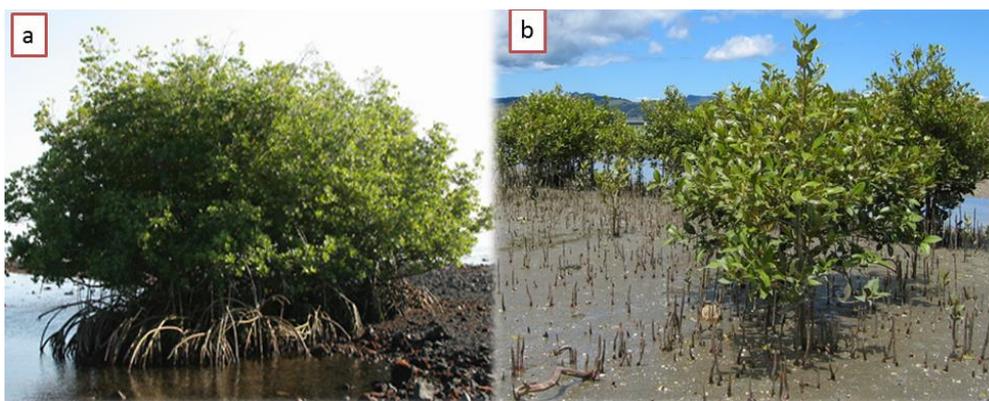


Figure 2: *Rhizophora* situé en front de mer (a) et *Avicennia* (b)

Impact de la crevetticulture sur la mangrove

Les bassins aquacoles sont installés en arrière de mangrove, sur des sols sur-salés appelés « tannes », où aucune végétation ne pousse. De cette façon, les palétuviers de mangrove sont préservés de la déforestation, à la différence des pays d’Asie.

¹ Grand dictionnaire terminologique (www.granddictionnaire.com)

² www.ifrecor.nc

Toutefois, des études ont montré que la mangrove connaît de fortes modifications en présence d'activité aquacoles. L'une des principales études d'impact que nous retrouvons dans la littérature porte sur la capacité du rejet des effluents, enrichis en matières organiques particulières et en sels nutritifs (azote et phosphore), à modifier le fonctionnement des écosystèmes adjacents (Virly et *al*, 2005). Les rejets d'effluents dans l'environnement surviennent au moment des renouvellements des bassins en eau, lors de fortes intempéries mais également lors des vidanges finales qui rincent les boues des bassins. Un bassin moyen de 8,1 ha, avec un taux de renouvellement de 30% par jour rejette 25 000 m³ d'effluents (Marchand et *al*, 2008) et peut représenter un export très important de nutriments azotés et phosphorés pouvant aller jusqu'à des quantités de 79 kg N.ha⁻¹ et 19 kg P.ha⁻¹ sur un cycle d'élevage (Molnar, 2012).

Les aliments représentent également une cause majeure de pollution inhérente aux effluents et donc de pollution et de modifications du milieu littoral dans plusieurs cas: mauvaise qualité des aliments, gestion inadéquate des bassins et quantité d'aliments excessive distribuée (Lemonnier et *al*, 2006).

Par ailleurs, une thèse de doctorat s'est intéressée à l'impact des effluents sur le compartiment benthique, aussi bien au niveau géochimique que biologique, de la mangrove réceptrice (Molnar, 2012). Les mangroves présentent à la base des quantités limitées d'azote et de phosphore. De ce fait, lors de l'arrivée des effluents, elles les assimilent efficacement et participent au recyclage des nutriments modifiant la structure de la mangrove. Cette étude a permis de mieux comprendre la capacité de la mangrove à intégrer l'apport d'effluents aquacoles dans son sédiment.

1.3 La thématique du carbone, un enjeu actuel

Intérêt d'étudier le cycle du carbone : définition et enjeux

Le carbone est un des principaux éléments de la matière organique constituant les êtres vivants. Son cycle se réalise par passage d'un réservoir à un autre à travers différents processus tels que les processus physico-chimiques et biologiques naturels ou encore anthropiques avec la déforestation et l'utilisation des combustibles fossiles. Depuis le début de l'ère industrielle, les avancées technologiques, la forte croissance démographique, les demandes alimentaires, en énergie, en traitement des déchets et en transport ont généré des émissions considérables de Gaz à Effet de Serres (GES) notamment de dioxyde de carbone (CO₂) et de méthane (CH₄).

Cinq réservoirs de carbone peuvent être définis (Lal, 2004):

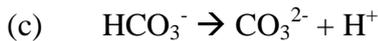
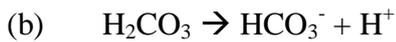
- ✓ Le réservoir **géologique** : Le plus grand réservoir de carbone sur terre avec un stock supérieur à 50 millions de GtC. Il correspond aux roches sédimentaires et aux combustibles fossiles.
- ✓ Le réservoir **océanique** : Stockage de près de 39 000 GtC dont 1000 GtC se retrouvent dans les eaux de surface et plus de 38 000 GtC sont stockés dans les océans intermédiaires et les eaux profondes (Siegenthaler et Sarmiento, 1993).
- ✓ Le réservoir **pédologique** : Stockage de 2500 GtC sous forme organique et inorganique.
- ✓ Le réservoir **atmosphérique** : Stockage de 760 GtC mais pouvant croître de 3 GtC par an avec les activités anthropiques.
- ✓ Le réservoir **biotique** : Stockage de 600 GtC par les êtres vivants de la biosphère.

Les activités anthropiques participent donc activement au cycle court du carbone, c'est-à-dire sur une échelle de temps courte de l'ordre des siècles et entre des petits réservoirs tels que la biosphère, les océans de surface et les sols. La dynamique du carbone est donc un ensemble de processus complexes qui prend en compte à la fois les émissions de gaz carbonique (CO₂) par la respiration de la biomasse et minéralisation de la matière organique, l'absorption du gaz carbonique par les

organismes autotrophes et les différentes formes de carbone qui restent stockées dans la colonne d'eau ou le sol. Au sein de la colonne d'eau, nous retrouvons le carbone organique particulaire (COP) et inorganique (CIP) ainsi que le carbone dissous organique (COD) et inorganique (CID). La forme dissoute du carbone inorganique est associée aux transformations chimiques des carbonates et correspond à la somme de ces carbonates. En effet, la forme gazeuse CO_2 est minoritaire dans l'eau et passe sous forme dissoute en acide carbonique (H_2CO_3) par la réaction suivante :



Cet acide passe alors sous forme d'ions carbonates (CO_3^{2-}) ou bicarbonates (HCO_3^-) par des réactions d'équilibre réversibles suivant l'acidité du milieu.



(Léopold, 2012)

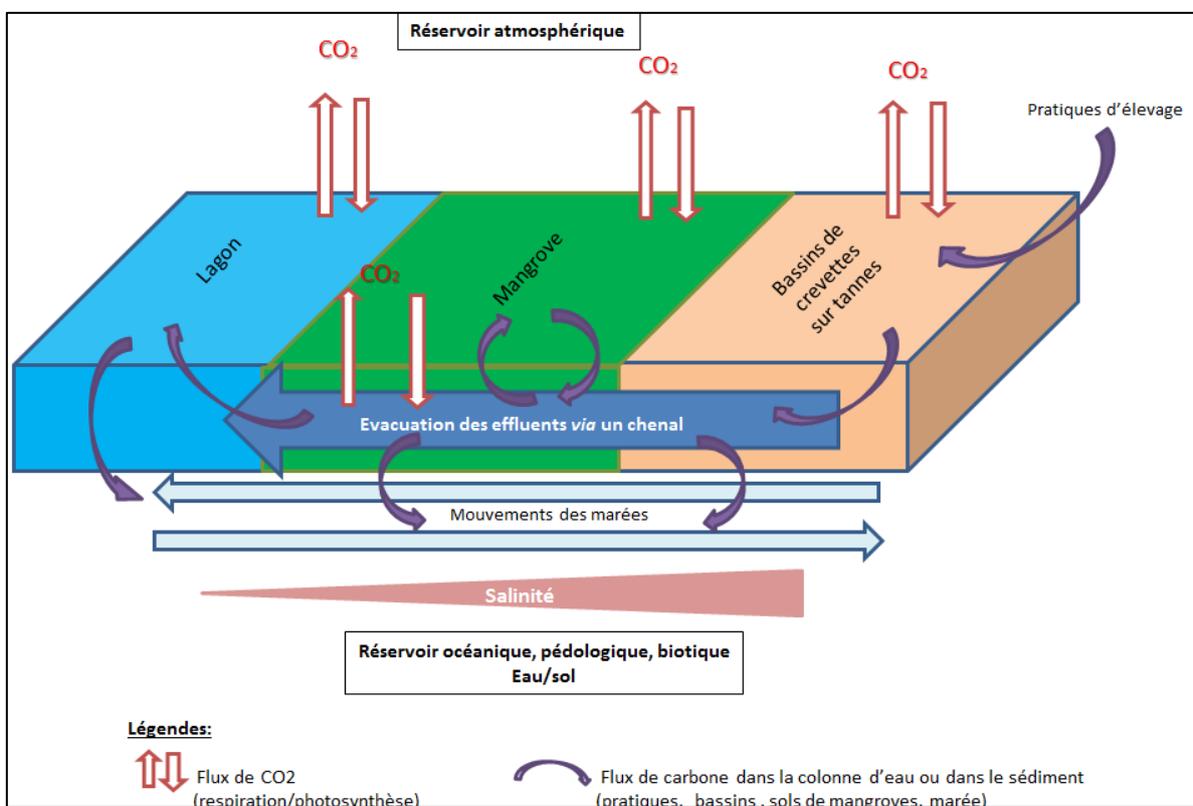


Figure 3: Cycle court du carbone appliqué au sujet de stage (production personnelle)

Le cycle long du carbone, quant à lui, demande une échelle de temps de l'ordre de plusieurs milliers à millions d'années et concerne les réservoirs de taille importante comme le réservoir géologique et océanique pour les eaux profondes.

Ainsi, en modifiant les stocks de carbone et les flux entre les différents réservoirs, l'Homme est devenu un acteur majeur du cycle biogéochimique global du carbone. C'est pour cette raison que l'étude du cycle du carbone est de plus en plus importante dans le cadre des questions de réchauffement climatique actuelles.

Impact de la crevetticulture sur les émissions de GES

A notre connaissance, une seule étude s'est intéressée aux émissions de GES liées la crevetticulture. Cette étude a été réalisée en Indonésie où, contrairement à la Nouvelle-Calédonie, des surfaces considérables de mangroves ont été arrachées pour l'installation des fermes crevetticoles. Sidik et Lovelock (2013) ont mesuré les flux de CO₂ sur des bassins de crevettes intensifs en période d'assec afin d'évaluer les émissions de CO₂ à l'échelle de l'exploitation. Les résultats de l'étude ont montré que la conversion de la mangrove en bassin d'aquaculture contribue aux émissions de gaz à effet de serre. Dans la littérature, si peu d'études se sont intéressées à cette empreinte carbone, il reste néanmoins intéressant d'étendre ces connaissances sur des bassins en eau où la respiration mesurée intègre l'ensemble de l'écosystème bassin (crevettes, microorganismes, phytoplanctons, etc).

C'est donc dans ce contexte général que mon stage s'inscrit. Il s'intéresse plus précisément d'une part à la dynamique du carbone au sein d'un continuum aquaculture-mangrove-lagon et au potentiel impact de la crevetticulture sur les émissions de CO₂, et d'autre part, à l'influence des pratiques d'élevage sur la qualité des eaux et fonds de bassin. Les axes de recherche seront présentés dans la partie suivante.

2. Matériel et méthodes

2.1 Choix du site d'étude

La sélection du site d'étude s'est appuyée sur une base de données communiquée par le Groupement des Fermes Aquacoles (GFA) qui répertorie l'ensemble des exploitations de crevettes de Nouvelle-Calédonie. Cette base de données a fourni des informations sur la localisation des exploitations, leurs surfaces et le nombre de larvesensemencées pour la saison 2014-2015. La comparaison de ces données a permis de faire une première sélection des fermes en excluant celles sans activité à cette saison et celles dont la période d'assec débutait avant l'étude de terrain. Le choix final s'est basé sur des analyses d'images satellites de chaque ferme avec le logiciel Google Earth et une prospection des fermes accompagnée d'un entretien avec les exploitants sur le terrain (cf *Annexe I*). Le choix s'est porté sur la Ferme Aquacole de Webuihoone. Cette exploitation présente en effet plusieurs avantages. Premièrement, la surface des bassins de l'exploitation est représentative de la moyenne calédonienne. Deuxièmement, les effluents des bassins de la ferme sont tous rejetés dans un unique chenal d'évacuation, bien délimité, dans une zone de mangrove, ce qui facilitait la mise en place du protocole de mesures *in situ*. Ensuite, la ferme a été relativement peu touchée par les problèmes de livraison en post-larves survenus cette année, et était donc en activité pendant la période de stage (cf *partie I*). Enfin, la position géographique et le contexte environnant dans lequel la ferme s'intègre (mangroves, lagon et récifs coralliens) sont bien représentatifs des enjeux économiques, sociaux et écologiques de la Nouvelle-Calédonie, et ouvrent d'intéressantes perspectives d'étude dans ces différents domaines.

2.2 Présentation du site d'étude

Description de la zone d'étude

La zone d'étude est située sur la côte Ouest de la Province Nord de la Nouvelle-Calédonie, aux abords du village de Voh, et fait face à la Baie de Chasseloup (20°57'15"S, 164°40'19"E, cf *figure 4*). En amont, la ferme est entourée de tannes, sur lesquels elle a été construite. En aval, l'exploitation est entourée de mangroves, composée principalement des genres *Avicennia* et *Rhizophora*. La baie est alimentée en eaux douces par plusieurs rivières et s'ouvre ensuite sur un lagon, qui donne lui-même sur le grand récif corallien de Gatope au sud-ouest de la zone d'étude.

La région est sous l'influence d'un climat tropical semi-aride. La saison chaude (décembre à mars) est caractérisée par de fortes précipitations correspondant à la période cyclonique (110 à 180 mm de pluie) et par des températures moyennes élevées (température maximale de 29°C). La saison fraîche (juin à septembre) est, quant à elle, caractérisée par de faibles précipitations (30 à 80 mm de pluie) et par des températures plus basses (température minimale de 18°C)³.



Figure 4: Position de la zone d'étude en Baie de Chasseloup

Description de la ferme

La ferme a été construite en 1993 sur une terre coutumière appartenant à la tribu de Gatope. Elle est la première ferme crevetticole de la Province Nord à avoir été construite suite au rééquilibrage économique Nord-Sud de la Nouvelle-Calédonie. Les actionnaires sont la SOFINOR, société de Financement et d'investissement de la Province Nord à 70% et la tribu de Gatope à 30%.



Figure 5: Situation de la ferme de Webuihoone au début de l'étude

La ferme se développe sur 55,1 hectares dont sept bassins de grossissement de 7,9 hectares en moyenne. La ferme ensemece 23 à 24 post-larves au m² soit au total 1,8 million d'individus par bassin. Ainsi, la capacité d'élevage de toute la ferme est d'environ 12,6 millions. Cependant, en

³ www.meteo.nc

raison des problèmes rencontrés au niveau de la production des post-larves en éclosérie, la ferme a vu sa capacité d'élevage atteindre seulement 50 % de sa capacité totale pour le cycle d'élevage 2014-2015 puisque seuls quatre bassins sur sept ont pu être ensemencés (B1, B2, B4 et B5). Ces quatre bassins sont similaires en taille (7,7 ha) et en forme (rectangulaire).

Gestion et entretien des bassins d'élevage

Le système d'exploitation de la ferme correspond à un système semi-intensif-intensifié (SII) propre à la Nouvelle-Calédonie.

Le renouvellement de l'eau est assuré par un système de pompage en amont de la ferme qui alimente ainsi les bassins B1, B2, B4 et B5. L'eau entre dans les bassins par des moines d'entrée et est ensuite déversée dans un chenal d'évacuation situé en aval de la ferme *via* des moines de sortie. Ce chenal d'évacuation commence à partir du bassin B1 et se mélange aux effluents des bassins suivants (B2, B4 et B5) avant d'atteindre la baie de Chasseloup. Le renouvellement est continu et son taux peut atteindre jusqu'à 45% par jour lorsque la charge en crevettes des bassins est importante. La récolte des crevettes se réalise en plusieurs pêches, appelée « pêche partielle » et débute lorsque les animaux présentent un calibre de 18g. A chaque pêche, le volume d'eau du bassin est abaissé mais c'est au moment de la dernière pêche, dite « pêche finale » qu'est observé un volume d'effluents plus important dans le chenal d'évacuation. A l'issue de cette dernière pêche, les bassins sont vidés et mis en assec pendant 6 à 8 semaines. Cette durée d'assec est définie par les exploitants de la ferme et correspond au temps de régénération du fond de bassin. Toutefois, elle peut s'allonger puisqu'elle dépend du stock disponible en post-larves des écloséries pour le prochain cycle d'élevage.



Figure 6: Les différentes étapes de l'élevage suivies pendant l'étude

2.3 Axes de recherche et méthodologie

La dynamique du carbone et l'influence de l'activité aquacole sur les émissions de CO₂ ont été étudiés et orientés selon les trois axes de recherche suivants :

Axe 1 : Qualité physico-chimique de l'eau et export du carbone le long du continuum « ferme aquacole-mangrove-lagon ».

- ✓ Comment varie la qualité physico-chimique de l'eau le long du continuum ? Comment se différencie la zone « amont » caractérisée par le canal de pompage, de la zone « aval » caractérisée par le chenal d'évacuation ?
- ✓ Quelles quantités de carbone organique particulaire, dissous et carbone inorganique dissous retrouve-t-on dans les eaux d'évacuation ?
- ✓ La marée a-t-elle une influence sur les exports de matières ?

Axe 2 : Quantification et évolution des flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère au cours du cycle d'élevage.

- ✓ Comment varient les flux de CO₂ le long du continuum ? Quels paramètres peuvent expliquer ces variations ?
- ✓ La marée a-t-elle une influence sur les émissions de CO₂ ?
- ✓ Existe-t-il une influence des pratiques d'élevage (renouvellement, alimentation, etc) sur les variations de flux ?

Axe 3 : Quantification et évolution des flux de CO₂ à l'interface sédiment-atmosphère sur un bassin aquacole en période d'assec.

- ✓ Comment varient les flux de CO₂ au niveau d'un bassin en assec? Comment se répartissent les flux dans le bassin (zones sources/puits de CO₂) ?
- ✓ Quels paramètres peuvent expliquer ces variations ?
- ✓ Le travail des fonds de bassin a-t-il une influence sur les flux de CO₂ ?
- ✓ La période d'assec est-elle suffisante pour minéraliser la matière organique accumulée dans le fond de bassin?
- ✓ Les bassins aquacoles étant construits sur des tanne, observe-t-on plus d'émission de CO₂ dans l'atmosphère que dans les zones cotières non impactées par la crevetteculture?

Afin de répondre à ces questions, l'acquisition de données sur le terrain a été réalisée en trois campagnes réparties entre juin et août 2015 dans le but de travailler à différents moments du cycle d'élevage (production, pêche finale et assec). Durant cette période, seuls les bassins B4 et B5 étaient encore en activité, et notre échantillonnage s'est porté sur le bassin B4 uniquement..

Axe 1 : Qualité physico-chimique de l'eau et export de matières le long du continuum «ferme aquacole-mangrove-lagon».

Stratégie d'échantillonnage

La figure 7 montre la répartition des différents points d'échantillonnage.



Figure 7: Points de collecte des données le long du continuum "ferme-mangrove-lagon"

P est le point de la station de pompage, B est le point du bassin B4, Ms est le point situé après le moine de sortie de B4, S est un point du chenal d'évacuation caractérisé par la mangrove de type Rhizophora et débouchant sur la baie de Chasseloup, L est un point de la baie.

Les mesures physico-chimiques de l'eau (pH, température, salinité, oxygène) ont été réalisées en continu à l'aide d'une sonde YSI 6920 V2-1.

Les échantillons d'eau ont été prélevés de la manière suivante :

- ✓ A quatre moments pendant la marée montante pour la station de pompage.
- ✓ A deux moments de la journée pour le bassin et le moine de sortie.
- ✓ A deux moments (marée haute et marée basse) pendant la marée descendante pour le chenal et la baie.

Cet échantillonnage a été réalisé avec des systèmes de filtration. Dans un premier temps, une colonne à filtration munie d'un filtre GF/F Whatman de 0,7 μm a été utilisée. Le filtre sépare les particules en suspension qui restent sur le filtre, des éléments dissous qui se trouvent dans le filtrat. Le filtre sert pour l'analyse de chlorophylle-a (Chl-a), de matières totales en suspension (MTS), et carbone organique particulaire (COP) tandis que le filtrat sert à déterminer l'alcalinité totale (TA) des eaux et la teneur en carbone inorganique dissous (CID). Dans un second temps, des filtres seringues munies d'un filtre de 0,45 μm ont été utilisées pour obtenir un filtrat contenant des particules dissoutes plus fines et servent à l'analyse du carbone organique dissous (COD) et d'azote dissous (N). L'ajout de quelques gouttes d'acide phosphorique H_3PO_4 dans ce filtrat obtenu permet de limiter la dégradation du carbone sans atteindre les composés azotés.

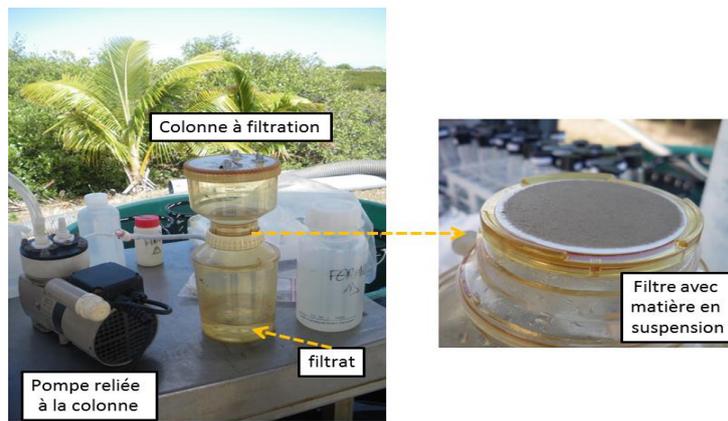


Figure 8: Matériel de filtration

Le détail de l'échantillonnage, de la conservation et de l'analyse des échantillons pour chaque paramètre est exposé dans le tableau suivant :

Tableau 1: Protocole d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire

	Echantillons particulaires		Echantillons dissous	
	MTS, COP	Chl-a	COD, N	CID, TA
Echantillons	Utilisation d'un filtre de 0,7 µm (GF/F, Whatman) préalablement brûlé et pesé. A la fin de la filtration, rinçage du filtre à l'eau ultra pure.	Utilisation d'un filtre de 0,7 µm (GF/F, Whatman) préalablement brûlé et pesé. A la fin de la filtration, rinçage du filtre au formiate d'ammonium pour la conservation des pigments.	Utilisation d'un filtre-seringue de 0,45 µm en acétate de cellulose. Récupération de la solution contenant la matière dissoute et injection de poison H ₃ PO ₄ pour arrêter l'activité microbienne.	Utilisation d'un filtre de 0,7 µm (GF/F, Whatman). Récupération du filtrat., stocké dans des flacons en polyéthylène.
	Conservation -20°C	-80°C	6°C	6°C
Analyses	MTS (mg/l) est la différence entre le poids du filtre avant combustion et le poids du filtre contenant la matière après séchage. COP (%) analysé à partir du filtre de MTS. L'appareil utilisé est un Shimadzu TOC pour échantillon solide (SSM-5000A). Le filtre est brûlé à haute température puis oxydé. Le CO ₂ généré est détecté par un analyseur infrarouge non dispersif. Cette analyse donne le carbone total (CT). Le COP est obtenu avec la formule: COP = CT-CIP Dans la colonne d'eau, le carbone inorganique particulaire (CIP) est négligeable et COP=CT.	Chl-a extraite dans le noir dans 8 ml de méthanol à 93% à température ambiante (Yentsch et Menzel, 1963, Léopold 2012). La concentration en Chl-a est déterminée par fluorescence à l'aide d'un fluoromètre Turner TD-700.	COD et N (%) déterminés avec un analyseur Shimadzu « TOC-L series ». L'appareil acidifie automatiquement l'échantillon pour retirer le composant inorganique (DIC). Les sous-échantillons prélevés par l'appareil sont oxydés par combustion (680°C). Le CO ₂ produit est refroidi et déshumidifié avant d'être détecté par un analyseur de gaz infrarouge non dispersif. L'analyse d'azote et de carbone se fait simultanément.	TA (mg/l CaCO₃) obtenue par titrage acido-basique de 20 ml d'échantillon contenus dans les flacons en polyéthylène avec de l'acide chlorhydrique de 0,01N ajouté à l'aide d'une burette automatique. CID (%) obtenu par la relation entre TA, pH et constantes de dissociation

Courantométrie

Pour avoir une idée de l'export de ces composés vers la baie, il est intéressant de connaître le débit d'eau au niveau du chenal (cf *Annexe 2*). Pour cela, des mesures de vitesse de courant ont été réalisées sur le point **S** situé en sortie de chenal d'évacuation. Nous avons utilisé un micromoulinet et déterminé la vitesse d'écoulement en un point grâce à l'équation suivante :

$$V = (0,2520 \times n) + 0,006 \quad (\text{Equation 1})$$

Où V représente la vitesse du courant en $m.s^{-1}$, $0,2520$ correspond au pas hydraulique de l'hélice utilisée en m , n est le nombre de rotations par seconde et $0,006$ représente la constante d'hélice utilisée en $m.s^{-1}$.

Le débit au niveau d'une section du point **S** est obtenu par la formule suivante :

$$Q = V \times S \quad (\text{Equation 2})$$

Où Q correspond au débit volumique de la section mesurée en $m^3.s^{-1}$, V la vitesse du courant en $m.s^{-1}$ et S est la surface de la section de passage en m^2 .

Malheureusement, du fait d'un défaut d'équipement, nous n'avons pu déterminer le débit que lors de la troisième campagne de terrain, c'est-à-dire en conditions « naturelles » sans apports d'effluents aquacoles.

Axe 2 : Quantification et évolution des flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère

Stratégie d'échantillonnage

Dans l'objectif de suivre l'évolution des flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère le long du continuum, il a fallu quantifier ces flux par des mesures *in situ* aux différents points définis dans l'axe 1 (*figure 7*).

- ✓ Dans la zone « amont (canal de pompage), les mesures *in situ* ont été réalisées sur une demi-journée de 5 à 6 h à marée montante. En effet, c'est à ce moment précis que les exploitants pompent l'eau du canal.
- ✓ Au niveau du bassin B4 et après le moine de sortie, les mesures *in situ* ont été réalisées sur une journée de 10h afin de quantifier les émissions de CO₂ au niveau d'un bassin sur une journée.
- ✓ Dans la zone « aval » (chenal d'évacuation et mangrove), les mesures *in situ* ont été effectuées sur une demi-journée de 5 à 6h à marée descendante où l'export des effluents vers la baie est optimale.

Mesures de flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère

Ces mesures de flux ont été réalisées grâce à une chambre d'incubation flottante. Cette chambre, de dimensions 0,028 m³ et 0,149 m², est connectée à un analyseur de gaz infrarouge non dispersif (Li-820) avec une acquisition de données d'une fréquence de 1Hz. Cet appareil constitue un système de chambre dynamique fermé et permet de mesurer la pression en CO₂ de l'air contenu dans la chambre dans le temps. Pour cela, l'air piégé sous la chambre est pompée et circule ainsi au sein du système. Il est d'abord séché via un gel de silice et filtré avant d'entrer dans l'analyseur de gaz. Pour chaque point de collecte des données, cinq mesures de flux de CO₂ ont été effectuées avec des durées d'incubation variant de six à dix minutes.



Figure 9: Chambre d'incubation flottante

A partir des données obtenues grâce à ce système, les flux de CO₂ sont déterminés avec l'équation suivante (Frankignoulle, 1988 ; Léopold, 2012) :

$$F = \left(\frac{\delta p_{CO_2}}{\delta t} \right) X \frac{V}{R.T.S} \quad (\text{Equation 3})$$

où F est le flux de CO₂ ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) ; $\delta p_{CO_2}/\delta t$ est la variation de pression partielle en CO₂ (p_{CO_2}) en fonction du temps ($\text{ppm}.\text{s}^{-1}$) ; V est le volume total du système (m^3) ; R est la constante des gaz parfaits $8,20528.10^{-05}$ ($\text{atm}.\text{m}^3.\text{K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$) ; T est la température absolue de l'air (K) et S est la surface la chambre d'incubation (m^2).

Mesure de la pression partielle en CO₂ dans l'eau

Pour compléter avec les données de la chambre, nous avons mesuré la variation de la pression partielle en CO₂ dans l'eau (p_{CO_2}) à l'aide d'un équilibrateur. Ce dernier est un cylindre en plexiglas de 3,2 L et rempli de billes de verres qui permettent de maximiser la surface d'échange entre l'eau et l'air circulant au sein du cylindre. Ce cylindre comprend une entrée d'eau reliée à une pompe immergée à 20 cm sous la surface de l'eau et une entrée d'air où l'air est pompée ($1\text{L}.\text{min}^{-1}$), séché et filtré avant d'atteindre un analyseur de gaz (Li-8100).

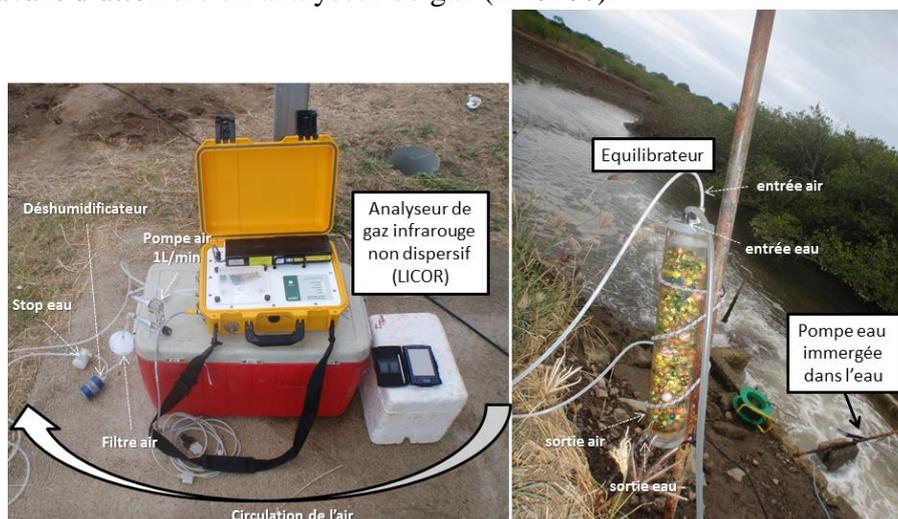


Figure 10: Système de l'équilibrateur pour mesurer la pCO₂ dans l'eau

Ces données de p_{CO_2} donnent une indication sur la saturation de la colonne d'eau en CO₂ gazeux. Généralement, la p_{CO_2} dans l'eau est supérieure à celle de l'air (380 ppm). Le gradient de p_{CO_2} entre l'eau et l'air explique le sens des flux entre ces réservoirs par effet d'équilibre.

Axe 3 : Quantification et évolution des flux de CO₂ à l'interface sédiment-atmosphère d'un bassin aquacole en période d'assec

Stratégie d'échantillonnage

Le bassin B4 a été mis en assec le 1^{er} juillet à la suite de la pêche finale le 30 juin. Des mesures de flux de CO₂ ont donc été réalisées un jour après sa mise en assec (J+1) puis au bout de huit semaines à la fin de l'assec (J+57).

Sur le fond du bassin, six points ont été choisis et correspondaient à des zones non mouillées lors des mesures à J+1 et permettaient un accès facile entre les points. Des différences notables ont pu être observées entre ces points telles que la couleur et la texture, attribuées à des différences de concentration en matière organique et à des différences d'humidité de surface. Ainsi, trois zones distinctes ont été mesurées :

- ✓ Z1 et Z2 sont deux points situés sur une zone présumée riche en matière organique.
- ✓ Z2 et Z3 sont deux points situés sur une zone de couleur claire et sableuse présumée pauvre en matières organiques.
- ✓ Z4 et Z5 sont deux points situés sur une zone dite intermédiaire

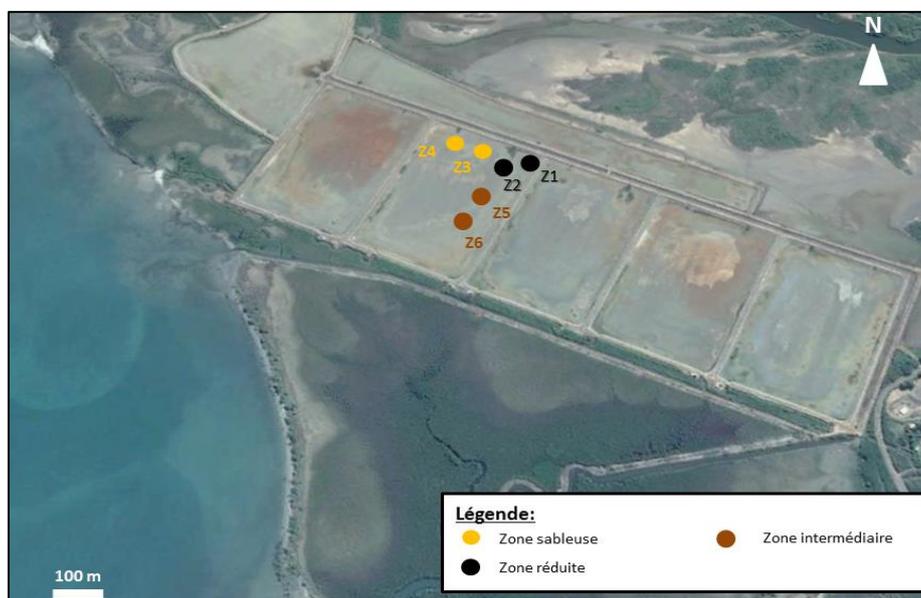


Figure 11: Points de mesure in situ sur le bassin B4

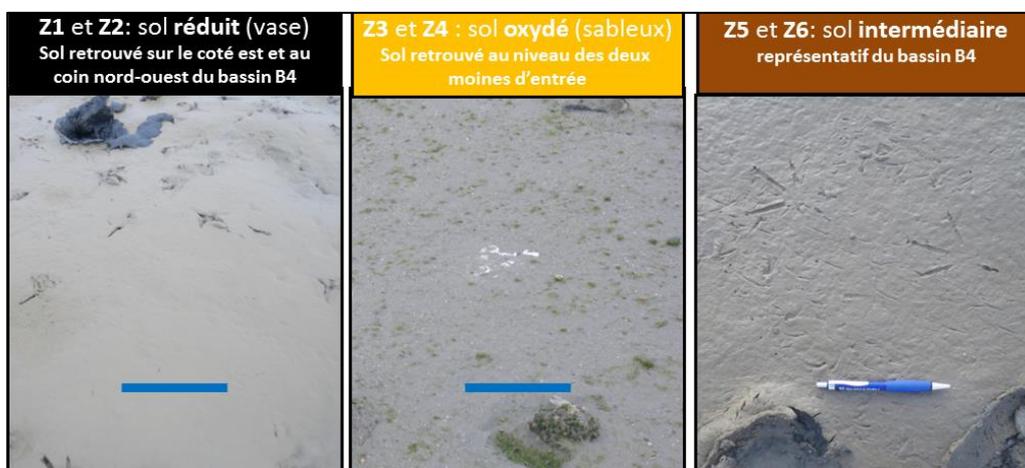


Figure 12: Distinction des trois zones du bassin à l'œil nu

Mesures de flux de CO₂ à l'interface sol-atmosphère

Une chambre d'incubation de dimensions 1011,5 cm³ et 63,6 cm² est connectée à un analyseur de gaz infrarouge non dispersif (Li-820, Licor). Le système de circulation de l'air piégé dans la chambre est le même que pour la chambre flottante utilisée à l'axe 1 (*p* : 13).

Un capteur de rayonnement photosynthétiquement actif (PAR) donne la valeur de l'intensité lumineuse au moment des mesures.

Dans un premier temps, la mesure de flux est effectuée à la lumière avec cette chambre transparente (*figure 13a*) et dure trois minutes (Léopold et al, 2013). De cette façon, les radiations solaires peuvent pénétrer dans le sol et favorisent la photosynthèse du biofilm benthique (micro-algues photoautotrophes en surface du sédiment (Leopold et al., 2013)). Ce dernier influe sur les flux de CO₂. Ainsi, des mesures ont été réalisées à l'obscurité pour évaluer l'impact de la photosynthèse sur les flux de CO₂. Pour cela, on utilise une structure opaque qui recouvre la chambre (*figure 13b*). Enfin, une troisième mesure a été réalisée avec la chambre transparente après avoir retiré le biofilm dans le but de ne pas prendre en compte l'activité métabolique du biofilm dans les flux de CO₂. Le calcul du flux de CO₂ est le même que pour l'axe 1 (équation 3).

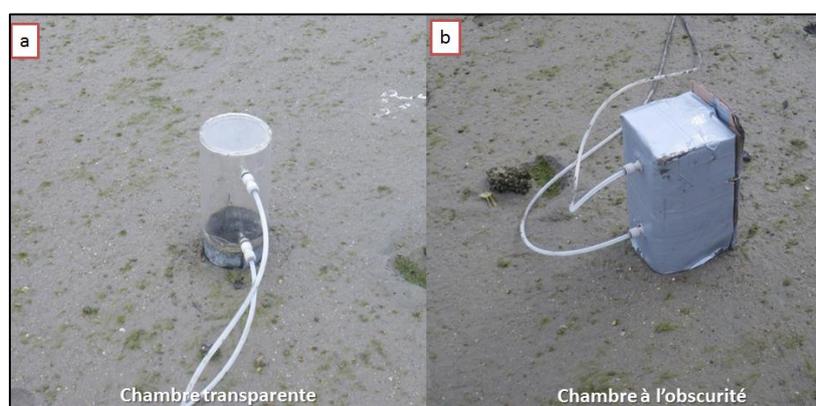


Figure 13: mesures de flux de CO₂ à l'interface sédiment-atmosphère

Physico-chimie du fond de bassin

Les paramètres environnementaux (température de l'air et du sol) et les paramètres physico-chimiques (pH et potentiel d'oxydo-réduction) susceptibles d'expliquer une éventuelle variation entre les flux ont également été mesurés *in situ* à chaque point de mesure.

La température du sol et son pH ont été mesurés à l'aide d'une électrode de verre connectée à un pH/mV/T portable (WTW[®]). Le potentiel d'oxydo-réduction du sol a été mesuré à l'aide d'une électrode de référence Pt-Ag/AgCl, connectée à ce même pH/mV/T-mètre portable. La valeur de potentiel redox obtenue est ensuite corrigée par la valeur standard d'hydrogène en y ajoutant 207 mV (Marchand et al, 2011 ; Leopold et al, 2013).

Dosage du carbone organique total du fond de bassin

Le contenu en Carbone Organique Total (COT) en surface du sédiment a été analysé. Des triplicats de 20 cm³ de sédiments ont été prélevés sur chaque point d'échantillonnage à l'aide d'une seringue en polypropylène découpée à son extrémité. Les échantillons sont ensuite conservés à l'obscurité à -20°C puis séchés dans un lyophilisateur.

Les concentrations en Carbone Total ont été mesurées à l'aide d'un analyseur de carbone organique total de type TOC 5000 Shimadzu. Ainsi, pour calculer la densité de carbone à partir de la concentration en carbone et la densité de sédiment sur les 10 premiers centimètres du fond de bassin, nous avons utilisé la formule suivante :

$$DC = \%C * d * 10 \quad (\text{Equation 4})$$

Où **DC** est la densité en carbone en $MgC.ha^{-1}$; **%C** correspond à la concentration en carbone donnée par l'analyseur de carbone organique Shimadzu en % ; **d** est la masse volumique du sédiment échantillonné en $g.cm^{-3}$ et **10** correspond à l'horizon de surface du sédiment défini de 0 à 10 cm.

Dosage des pigments chlorophylliens du fond de bassin

Concernant l'étude de la biomasse des organismes photosynthétiques, celle-ci a été analysée par dosage de la chlorophylle-a (Chl-a) par fluorométrie. Les pigments de Chl-a constituent le pigment principal des micro-organismes photobenthiques et sont considérés comme un indicateur fiable de leur biomasse (MacIntyre *et al.* 1996).

A chaque point d'échantillonnage du bassin, un échantillon de sol a été prélevé en surface sur les 2 premiers mm. Ces échantillons de sol ont été conservés à $-80^{\circ}C$, et à l'abri de la lumière pour éviter toute photoactivité, jusqu'à l'analyse en laboratoire. Avant l'analyse, les sédiments ont été lyophilisés pour éviter la dégradation des pigments et l'introduction d'un biais lié à la présence d'eau dans le fluoromètre. La Chl-a a ensuite été mesurée sur 40 à 60 mg de ces sédiments par fluorescence, à l'aide d'un fluoromètre Turner TD-700, à la suite de 30 minutes d'extraction dans le noir dans 8 ml de MeOH à 93 % et à température ambiante (Yentsch and Menzel, 1963, Léopold 2012).

Analyse des données

Traitement des flux de CO_2

Les données *in situ* issues de la chambre flottante et de la chambre transparente ont été récupérées et filtrées pour retirer les valeurs aberrantes. La filtration se base sur un modèle linéaire programmé sur R (Léopold, communication personnelle). Lorsqu'une donnée se retrouve en dessous ou au dessus du nuage de résidus, ce point est automatiquement retiré. Par ailleurs, les trente premières secondes ne sont pas prises en compte dans le calcul de flux car ce temps correspond à la stabilisation de la chambre. La filtration permet d'obtenir une très bonne corrélation (R^2 supérieur ou égal à 0,8). Les flux présentant un R^2 trop faible (inférieur à 0,5) ne sont pas pris en compte.

Traitements statistiques :

Les variations de l'ensemble des paramètres physico chimiques entre sites d'échantillonnage et les corrélations entre les différents paramètres physico-chimiques mesurés ont été analysées par une Analyse en Composante Principale (ACP). Les corrélations entre variables ont été également testées par corrélations simples de Pearson, après 1000 permutations complètes.

Les variations des flux de CO_2 selon le point d'échantillonnage (station de pompage, bassin, moine de sortie et sortie du chenal d'évacuation) et les périodes d'élevage ont été analysées par une analyse de la variance (ANOVA) à deux facteurs (période d'élevage et site d'échantillonnage). Les statistiques F ainsi obtenues ont été testées par 1000 permutations complètes.

Ces analyses ont été d'une part réalisées pour les mesures à l'interface eau-atmosphère, et d'autre part en période d'assec. Toutes les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel R (version 2.14.1).

3. Résultats

Les résultats obtenus sont présentés par axe de recherche. Dans un premier temps, les paramètres physico-chimiques de l'eau et les flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère sont décrits par point d'échantillonnage depuis l'amont (station de pompage) vers l'aval (chenal d'évacuation) en fonction de la marée et de la période d'élevage. Le dernier axe présente les caractéristiques du fond de bassin étudié, ainsi que les flux de CO₂ à l'interface sol-atmosphère obtenus au début et à la fin de l'assec.

Axe 1 : Qualités physicochimiques des eaux et export de matières le long du continuum « ferme aquacole-mangrove-lagon »

Qualités des eaux de la zone « amont » : le canal de pompage

Variation du pH en fonction de la marée

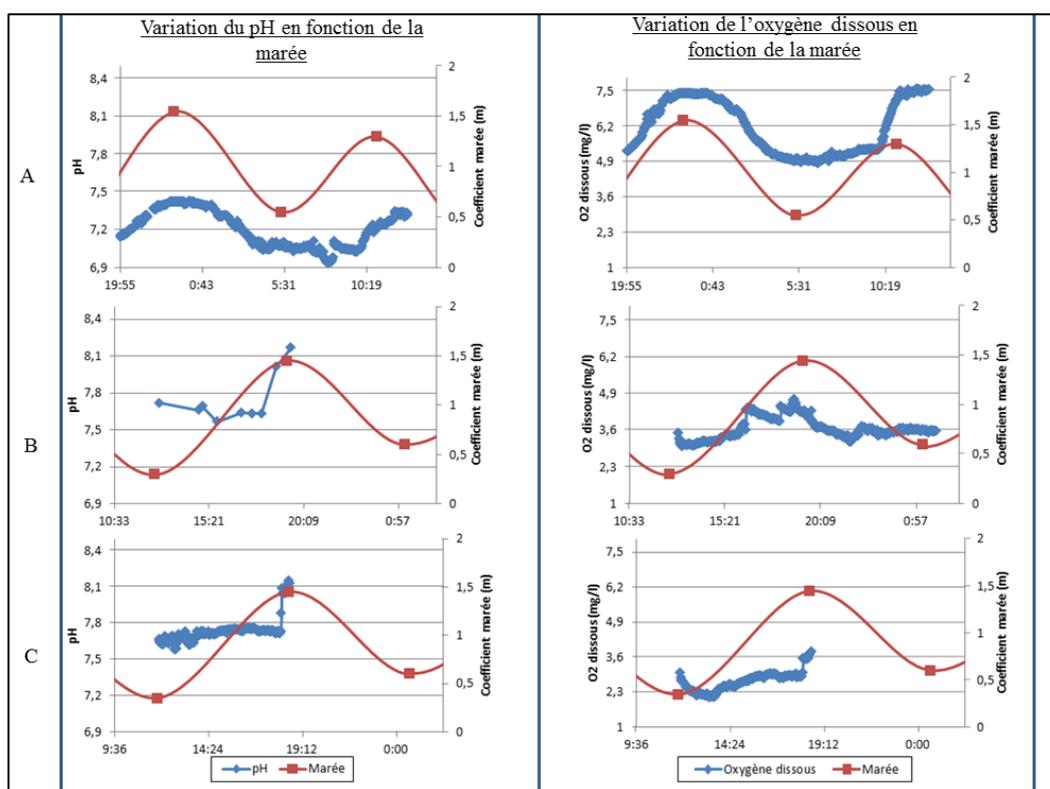


Figure 14: Variations du pH et de l'oxygène dans l'eau de pompage en fonction de la marée

Les périodes A, B et C correspondent aux trois campagnes de terrain pour la collecte des données

Lors de la première campagne de terrain (A), les valeurs restent sous les 7,5 et suivent très fidèlement le signal de marée. Durant cette période, les pompes fonctionnaient en continu à marée montante. Aux campagnes de terrain suivantes (B et C) à marée montante, la variation du pH est différente. En effet, les valeurs sont relativement stables autour de 7,6 puis augmentent rapidement pour atteindre 8,2 à marée haute.

Variation de l'oxygène dissous en fonction de la marée

A l'instar du pH, l'oxygène dissous suit le mouvement de la marée pendant la période A. En effet, l'oxygène passe de 5 mg.l⁻¹ lors de la marée basse à 8 mg.l⁻¹ lors de la marée haute. Cependant, aux périodes suivantes, les valeurs en oxygène dissous sont plus faibles avec des concentrations variant de 3 à 4,9 mg.l⁻¹ pour B et de 2,3 à 4 mg.l⁻¹ pour C.

Variation de la salinité et de la température en fonction de la marée

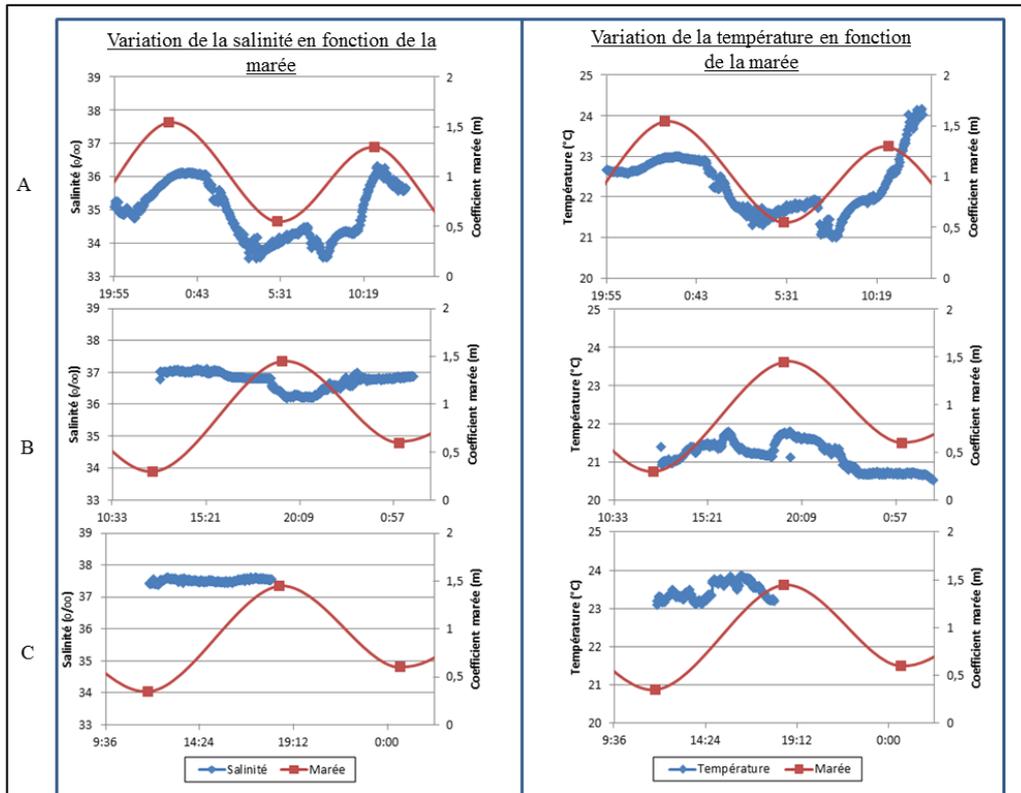


Figure 15: Variations de la salinité et de la température dans l'eau de pompage en fonction de la marée
 Les périodes A, B et C correspondent aux trois campagnes de terrain effectuées pour collecter les données

Lors de la campagne de terrain A, la salinité varie de 33,6 à 36,2 et suit les mouvements de marée dont le coefficient varie de 0,6 à 1,3 m à marée montante. Aux deux autres campagnes (B et C), la masse d'eau apportée par la marée est plus importante et le marnage varie de 0,3 à 1,5 m. Nous observons alors que la salinité est aussi importante et de l'ordre de 37. De plus, durant ces deux dernières campagnes, la pompe de l'exploitation était éteinte.

En ce qui concerne la température, celle-ci est fonction du mélange des masses d'eau et des cycles jour-nuit comme nous pouvons le voir aux deux premières périodes (A et B). Toutefois, c'est durant la période A que les variations de température sont les plus importantes et suivent fidèlement les mouvements de marée. Les périodes B et C présentent des températures plutôt stables.

Variation de l'alcalinité totale en fonction de la marée

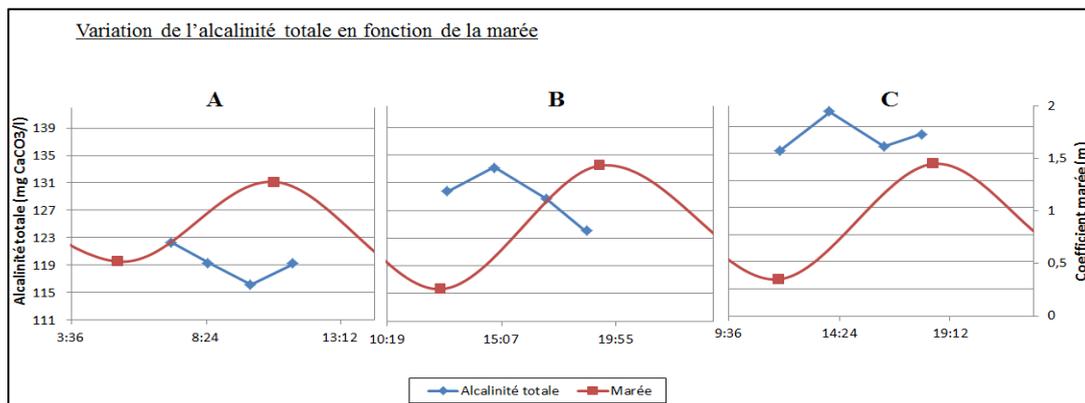


Figure 16: Variation de l'alcalinité totale dans l'eau de pompage en fonction de la marée
Les périodes A, B et C correspondent aux trois campagnes de terrain effectuées pour la collecte des données

Pendant la première campagne de terrain (A), l'alcalinité est comprise entre 115 et 123 mgCaCO₃.l⁻¹ tandis qu'aux autres campagnes, l'alcalinité de l'eau est beaucoup plus importante avec des valeurs respectives moyennes de 128,5 mgCaCO₃.l⁻¹ et de 138,5 mgCaCO₃.l⁻¹. Hormis la période C, nous pouvons noter que l'alcalinité est plus importante à marée basse qu'à marée haute.

Les matières présentes dans l'eau de pompage

Tableau 2 : Teneurs en carbones, matières totales en suspension et chlorophylle-a dans l'eau de pompage pendant l'étude

	A	B	C
[CID] (mmol.l ⁻¹)	2,49 ± 0,065	2,46 ± 0,13	2,64 ± 0,050
[COP] (mg.l ⁻¹)	1,0 ± 0,17	1,5 ± 0,26	1,7 ± 0,31
[TSM] (mg.l ⁻¹)	10,1 ± 1,76	24,1 ± 4,13	18,6 ± 5,13
[Chla] (µg.l ⁻¹)	0,45 ± 0,299	0,51 ± 0,237	5,7 ± 2,20

Les périodes A, B et C correspondent aux trois campagnes de terrain effectuées pour la collecte des données

Le carbone inorganique dissous (CID) présente des valeurs comprises entre 2,49 et 2,64 mmol.l⁻¹ entre les trois campagnes de terrain. Les teneurs en COP varient, elles, entre 1 et 1,7 mg.l⁻¹. Des problèmes d'analyse ne nous permettent pas de présenter les valeurs de carbone organique dissous (COD ni d'azote dissous (N)).

En ce qui concerne les concentrations en chlorophylle-a, celles-ci sont relativement faibles et semblent indépendantes de la marée. Ce sont aux deux premières campagnes que la concentration en chlorophylle-a est la plus faible, avec une moyenne de 0,45 et 0,51 µg.l⁻¹ respectivement. A la campagne C, la teneur est relativement plus élevée, avec une moyenne de 5,7 µg.l⁻¹.

Qualités des eaux du bassin B4

Variation des paramètres physico-chimiques en fonction de la période du cycle d'élevage

Tableau 3: Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau du bassin en fonction de la période d'élevage

	Production	Pêche finale
pH	7,5	7,6
O ₂ dissous (mg.l ⁻¹)	6,10	2,48
Salinité	37,7	36,9
Température (°C)	23,1	21,2

Nous constatons qu'entre les deux périodes d'élevage, l'oxygène dissous a fortement diminué dans le bassin passant de 6,10 mg.l⁻¹ pendant l'élevage à 2,48 mg.l⁻¹ au moment de la pêche finale.

Variation journalière de l'oxygène dissous en fonction des pratiques d'élevage

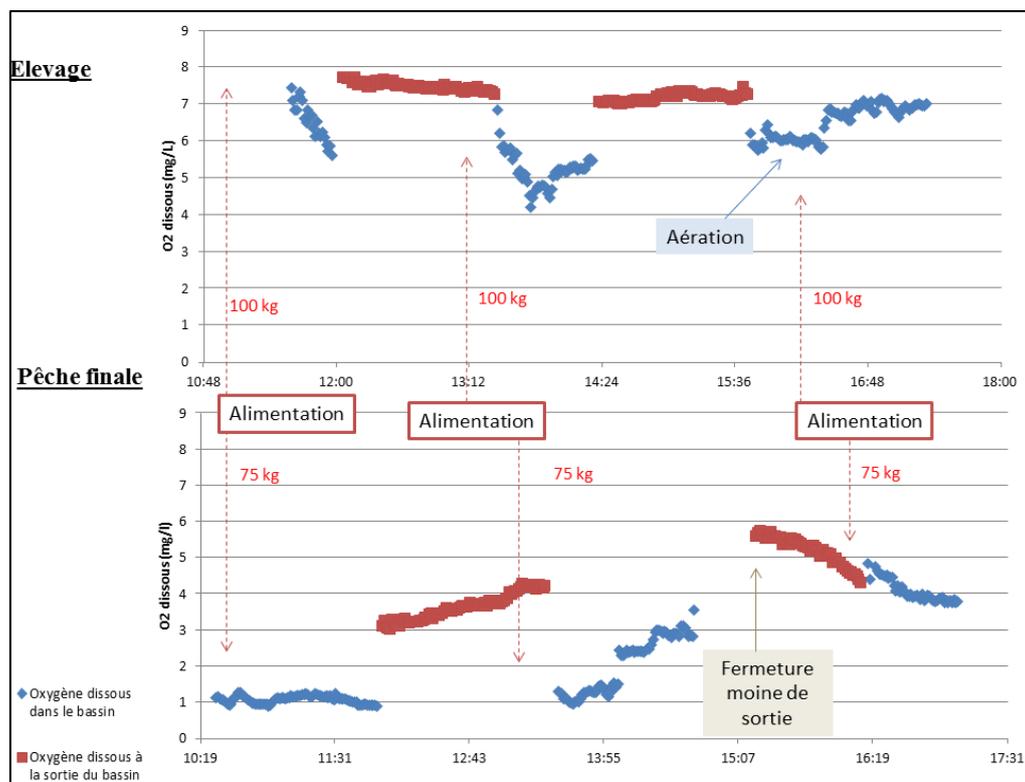


Figure 17: Evolution journalière de l'oxygène dissous au niveau du bassin aquacole (bassin et après le moine de sortie) en fonction des pratiques d'élevage

Pendant la période d'élevage, l'oxygène varie suivant différents facteurs. Tout d'abord, nous observons une diminution de 7,5 mg.l⁻¹ à 5,5 mg.l⁻¹ de la teneur en oxygène le matin après distribution des aliments. Après la deuxième ration vers 13h, l'oxygène diminue à nouveau et varie de 7 à 4 mg/l. En début d'après-midi, la teneur en oxygène remonte jusqu'à 6 mg.l⁻¹ et l'utilisation des aérateurs en fin d'après-midi augmente davantage la teneur en oxygène.

Ce phénomène journalier est également retrouvé en période de pêche finale. Toutefois, les valeurs restent beaucoup plus faibles que pendant l'élevage et ne dépassent pas 5 mg.l⁻¹.

En ce qui concerne les eaux sorties du bassin, celles-ci présentent un taux en oxygène plus élevé que dans le bassin. Nous remarquons aussi qu'en période de pêche finale, la fermeture du moine de sortie et l'arrêt du renouvellement a entraîné une diminution de la teneur en oxygène pour ces eaux.

Ainsi, l'oxygène semble être influencé par les pratiques d'élevage et les cycles jour-nuit.

Variation de l'alcalinité de l'eau du bassin

Pour les deux périodes d'élevage, l'alcalinité de l'eau du bassin et celle se trouvant après le moine de sortie, est stable et est d'environ 124 mgCaCO₃.l⁻¹ durant la journée. Cette valeur est légèrement plus faible que celle de l'eau de la zone « amont ».

Les matières présentes dans les eaux de bassin en fonction de la période d'élevage

Tableau 4: Variation de l'alcalinité, teneurs en carbones, matières en suspension et chlorophylle-a au niveau du bassin aquacole

		Production	Pêche finale
[Chl-a] ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Canal de pompage	0,45	0,51
	Bassin	$5,32 \pm 1,67$	$5,30 \pm 0,24$
	Après moine de sortie	$3,77 \pm 1,53$	$4,48 \pm 2,41$
[COP] (mg l^{-1})	Canal de pompage	1,0	1,5
	Bassin	$2,6 \pm 0,986$	$4,0 \pm 1,15$
	Après moine de sortie	$3,1 \pm 0,0470$	$3,8 \pm 0,736$
[TSM] (mg l^{-1})	Station de pompage	10,1	24,1
	Bassin	$19,67 \pm 13,0$	$38,0 \pm 16,8$
	Après moine de sortie	$27,5 \pm 3,54$	$39,6 \pm 20,6$
[CID] (mmol l^{-1})	Canal de pompage	2,49	2,46
	Bassin	$2,52 \pm 0,050$	$2,42 \pm 0,0041$
	Après moine de sortie	$2,50 \pm 0,091$	$2,42 \pm 0,040$

Dans les eaux du bassin, les teneurs en chlorophylle-a restent constantes pendant les deux périodes d'élevage avec une valeur moyenne de $5,30 \mu\text{g.l}^{-1}$. Cette concentration est nettement plus importante que dans l'eau d'entrée provenant de la station de pompage. Il en est de même pour les concentrations en MTS et COP dont les valeurs sont plus élevées qu'au canal de pompage tandis que le CID présente des concentrations plus proches.

Qualités des eaux de la zone « aval » : le chenal d'évacuation

Variation du pH et oxygène dissous en fonction de la marée

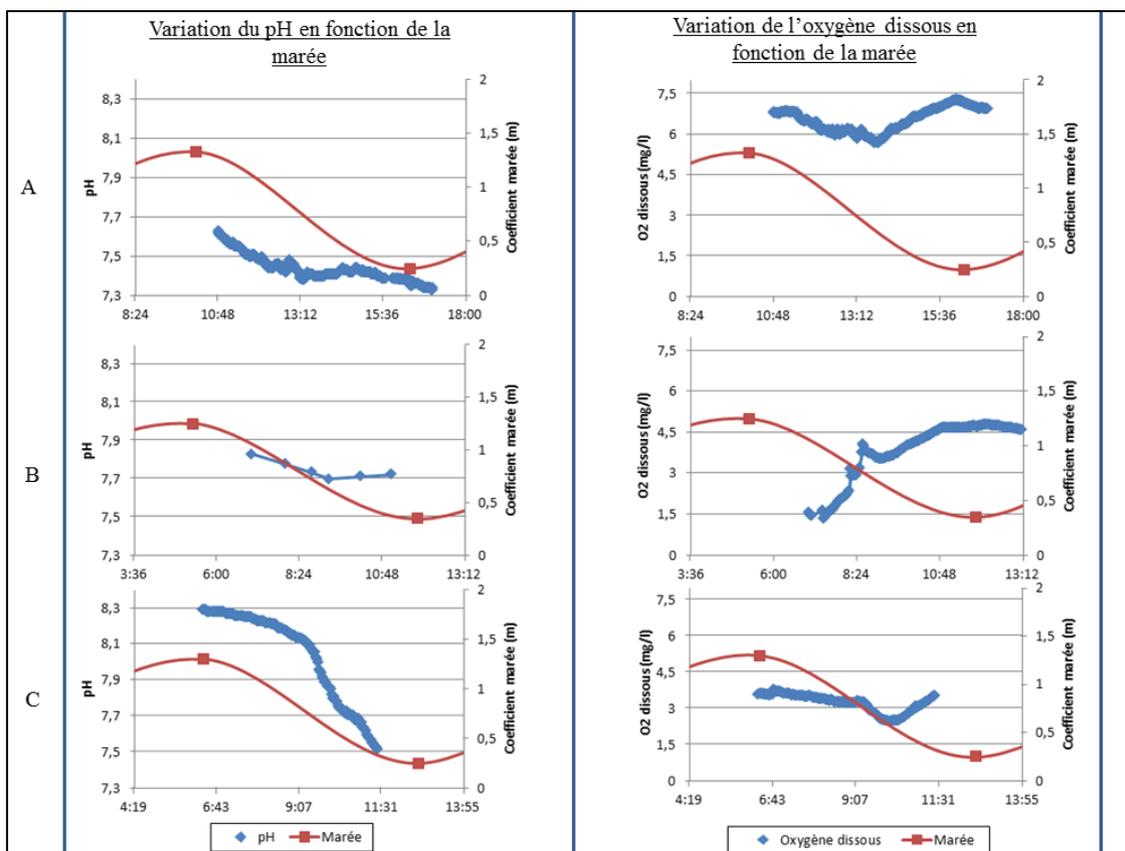


Figure 18: Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau du chenal d'évacuation des effluents (A : élevage, B : pêche finale, C : assec)

Dans le chenal d'évacuation, nous observons une légère diminution du pH avec l'abaissement de la marée. Toutefois, l'influence de la marée sur le pH est plus importante en période d'assec (C) où l'eau à marée haute correspond à la valeur pH de l'eau de mer (8,3) puis chute jusqu'à 7,5 à marée basse. Pendant la période de production et pêche finale, la valeur de pH du chenal varie seulement de 7,3 à 7,8.

Concernant l'oxygène dissous, on remarque une tendance inverse par rapport aux eaux du canal de pompage. En effet, l'oxygène tend à augmenter lorsque la marée descend quelque-soit la période d'élevage.

Variation de la salinité dans les eaux d'évacuation

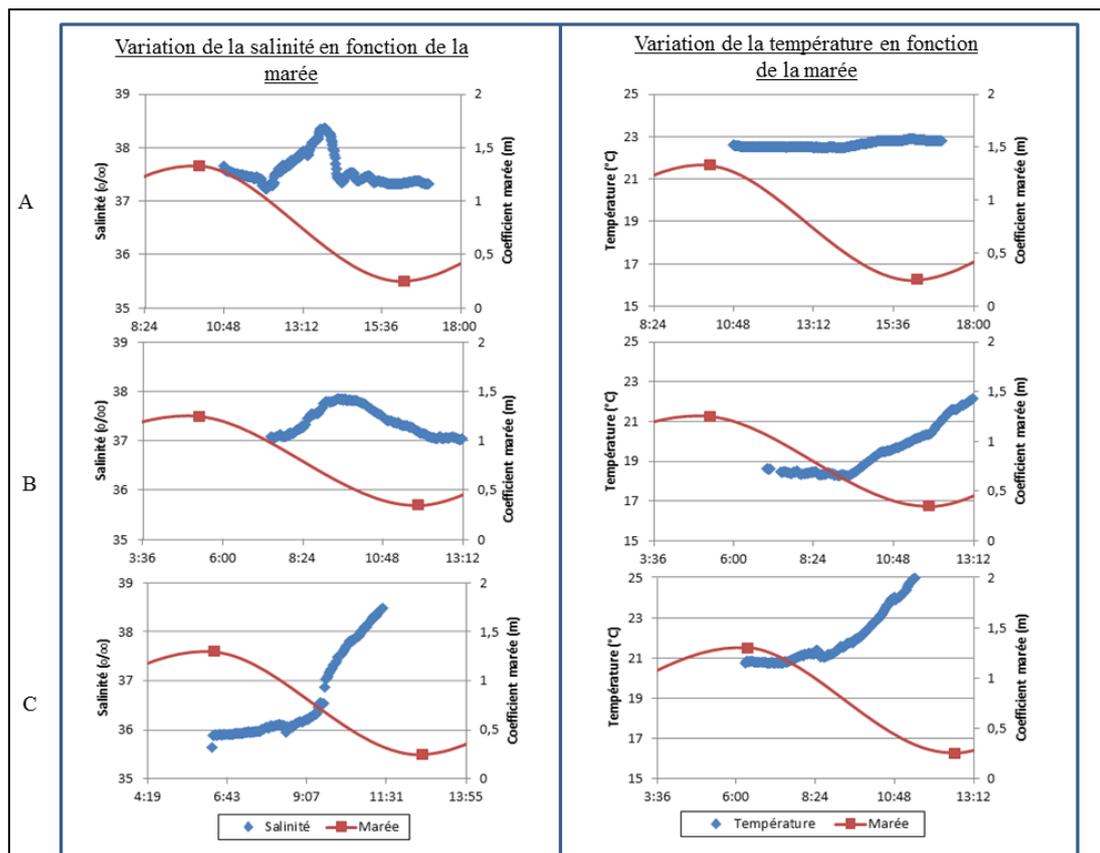


Figure 19: Variations physico-chimiques de l'eau dans le chenal d'évacuation des effluents

La salinité de l'eau dans le chenal d'évacuation varie peu pendant la période d'élevage (A et B) et reste autour de 37 et 38,5 tandis qu'en période d'assec, la salinité varie de 35,8 à 38,5. En assec, la salinité augmente lorsque la marée diminue.

Variation de l'alcalinité dans les eaux d'évacuation

L'alcalinité totale est plus faible à marée haute qu'à marée basse. A marée basse, l'alcalinité est plus importante que dans les eaux du canal de pompage. Par ailleurs, lorsque le chenal d'évacuation ne reçoit pas d'effluents (période C), la valeur d'alcalinité à marée basse est très importante et est de $160 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ contre $133 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ pour les deux périodes d'élevage A et B.

Les matières présentes dans les eaux d'évacuation en fonction de la période d'élevage et de la marée

Tableau 5: Variation des teneurs en carbones, chlorophylle-a et matières en suspension dans les eaux d'évacuation

		Production	Pêche finale	Assec
[Chl-a] ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Canal de pompage	0,45	0,51	5,68
	Bassin	5,32	5,30	
	Chenal d'évacuation	10,5 (h : 6,11 / b : 15,0)	1,11 (h : 1,27 / b : 0,947)	6,78 (h : 0,852 / b : 12,7)
	Baie		4,46 (h : 2,76 / b : 6,16)	2,70 (h : 0,823 / b : 4,581)
[COP] (mg.l^{-1})	Canal de pompage	1,0	1,5	1,7
	Bassin aquacole	2,6	4,0	
	Chenal d'évacuation	4,7 (h : 5,5 / b : 3,8)	1,9 (h : 1,7 / b : 2,1)	3,2 (h : 1,0 / b : 5,4)
	Baie		2,4 (h : 1,3 / b : 3,5)	1,6 (h : 0,7 / b : 2,5)
[TSM] (mg.l^{-1})	Canal de pompage	10,1	24,1	18,6
	Bassin aquacole	19,7	38,0	
	Chenal d'évacuation	45,6 (h : 55,0 / b : 36,3)	18,0 (h : 13,4 / b : 22,5)	66,4 (h : 13,1 / b : 119,8)
	Baie		34,1 (h : 10,6 / b : 57,6)	29,5 (h : 11,5 / b : 47,4)
[CID] (mmol.l^{-1})	Canal de pompage	2,49	2,46	2,64
	Bassin aquacole	2,52	2,42	
	Chenal d'évacuation	2,54 (h : 2,42 / b : 2,66)	2,47 (h : 2,36 / b : 2,58)	2,60 (h : 2,05 / b : 3,14)
	Baie		2,43 (h : 2,37 / b : 2,52)	2,62 (h : 2,23 / b : 3,01)

Avec *h* : les valeurs à marée haute et *b* : les valeurs à marée basse

La teneur en chlorophylle-a dans le chenal est plus importante à marée basse qu'à marée haute de manière générale. Les matières analysées présentent généralement des concentrations plus élevées dans les eaux d'évacuation en période de production qu'en période d'assec. Il est intéressant de noter les faibles teneurs au moment de la pêche finale.

Caractérisation du débit du chenal d'évacuation en fonction de la marée

Tableau 6: Débit de l'eau du chenal d'évacuation à marée descendante (durant la période C: assec)

Heure Marée	Pleine mer (PM)	PM+1	PM+2	PM+3	PM+4	PM+5	Basse mer (BM)
Débit ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	0,082	0,082	5,8	7,8	4,8	0,0093	0,0062

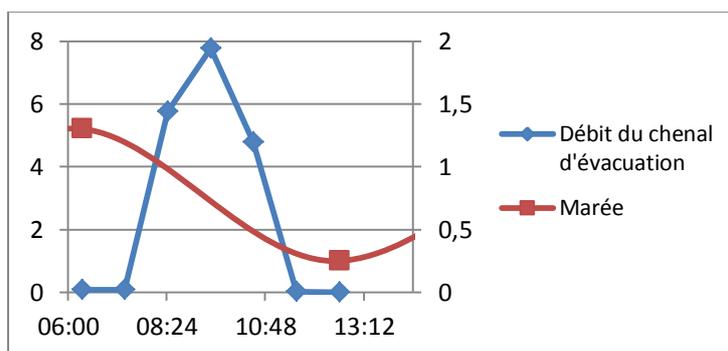


Figure 20: Evolution du débit de l'eau du chenal d'évacuation à marée descendante

Les résultats issus du calcul du débit du chenal montrent que ce dernier est le plus important au milieu de la marée descendante avec une valeur de $7,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Les valeurs de débit les plus faibles sont à pleine marée haute et à pleine marée basse avec des valeurs proches de $0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

En ce qui concerne les matières exportées vers le lagon, le chenal d'évacuation présente un débit moyen à marée descendante de $2,65 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Ainsi, en absence d'effluents d'élevage, le chenal exporte environ $0,017 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$ de chloro-pigments, $5,035 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$ de carbone organique particulaire, $45 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$ de matières totales en suspension et $6,55 \text{ mol} \cdot \text{s}^{-1}$ de carbone inorganique dissous vers la baie de Chasseloup.

Axe 2 : Quantification et évolution systémique des flux de CO_2 à l'interface eau-atmosphère

Les flux de CO_2 en fonction de la marée dans la zone « amont »

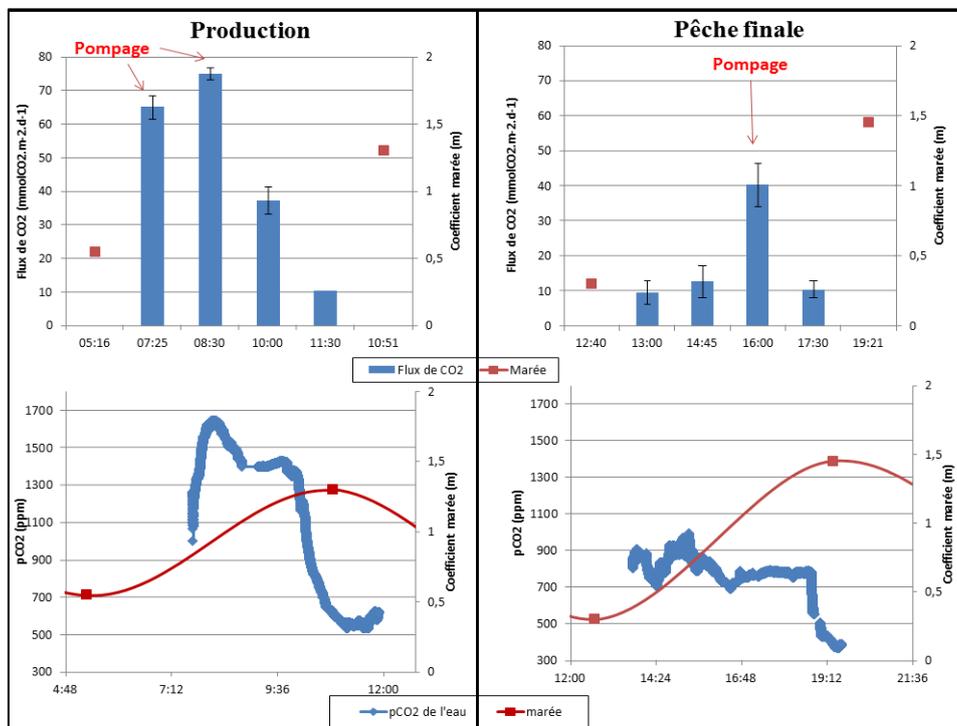


Figure 21: Flux de CO_2 à l'interface eau-atmosphère sur les eaux du canal de pompage en période de production et de pêche finale

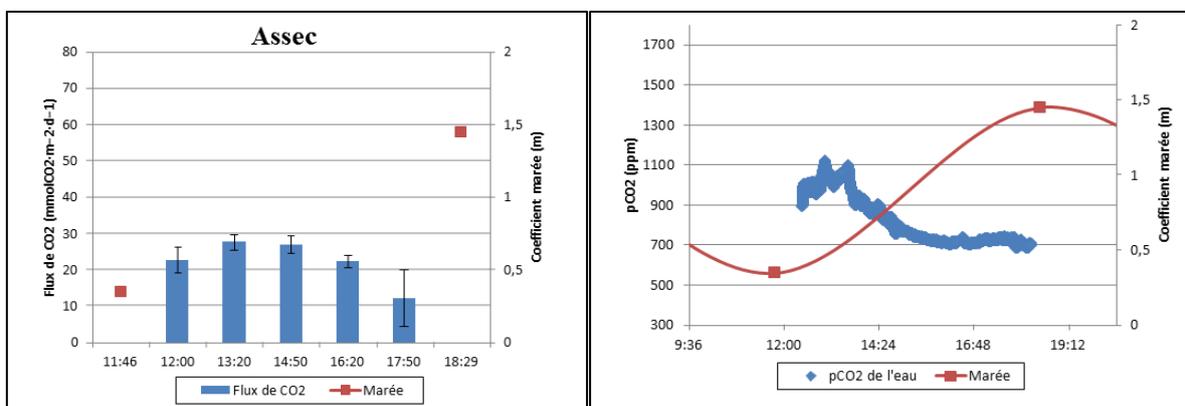


Figure 22: Flux de CO_2 à l'interface eau-atmosphère sur les eaux du canal de pompage en période d'assec

Les figures ci-dessus montrent que les flux de CO₂ augmentent avec la pression partielle en CO₂ dans l'eau ($r_{\text{Pearson}} = 0,58$; $p = 0,0002$). Par ailleurs, la marée a une influence sur les flux et sur la pCO₂ puisque ceux-ci diminuent avec la montée de la marée et sont plus importants au milieu de celle-ci, lorsque la vitesse du courant est la plus importante. De plus, les périodes de production et de pêche finale présentent des flux élevés lorsque la pompe de la ferme est en marche allant jusqu'à 75 mmol.m⁻².j⁻¹.

Les flux de CO₂ au niveau du bassin B4 en fonction de la période d'élevage

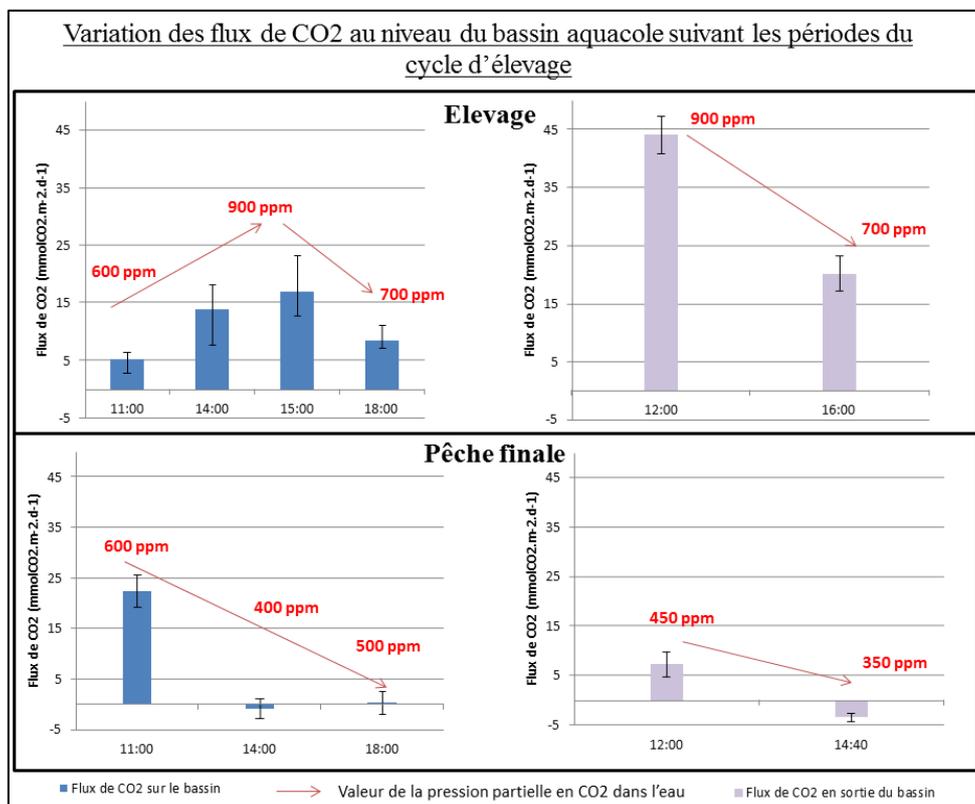


Figure 23: Evolution des flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère dans le bassin et après le moine de sortie en période de production et de pêche finale

Les flux de CO₂ au niveau du bassin aquacole et les valeurs de pression partielle en CO₂ dans l'eau évoluent de façon similaire. En période de production, les flux de CO₂ sont plus faibles que dans le canal de pompage et varient de 5 à 23 mmolCO₂.m⁻².j⁻¹. A la sortie du bassin, les émissions de CO₂ vers l'atmosphère sont plus importantes que dans le bassin et varient de 20 à 45 mmolCO₂.m⁻².j⁻¹. Pendant la pêche finale, les flux du bassin et en sortie sont très faibles.

Flux de CO₂ en fonction de la marée et de la période d'élevage dans la zone « aval »

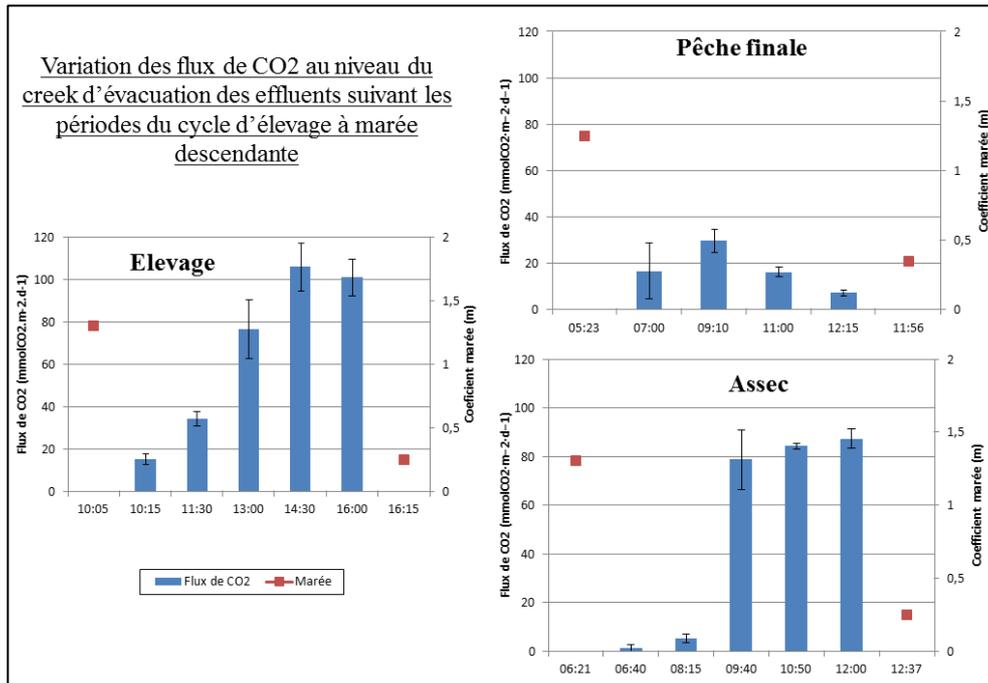


Figure 24: Evolution des flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère au niveau du chenal d'évacuation à différents moments de l'élevage

En période de production et d'assec, les résultats montrent que les flux de CO₂ dans le chenal augmentent quand la marée diminue. Les émissions de CO₂ les plus importantes se retrouvent en période de production dont les valeurs vont jusqu'à 105 mmol.m⁻².j⁻¹. En période de pêche finale, ces émissions sont beaucoup plus faibles et ne dépassent pas 30 mmol.m⁻².j⁻¹.

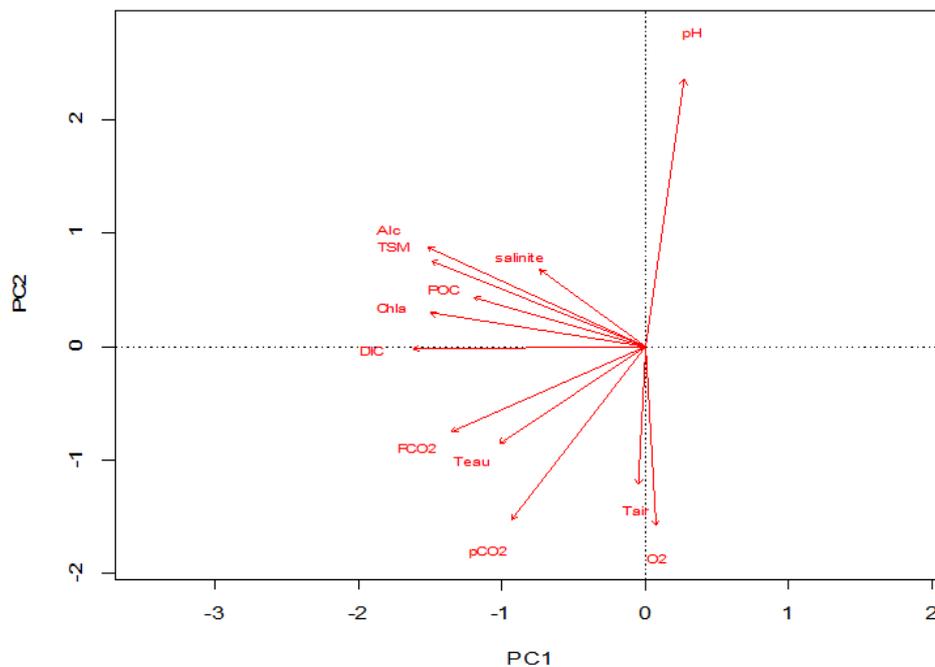


Figure 25: Analyse en composantes principales (ACP) pour expliquer les flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère
Avec FCO₂ : flux de CO₂ ; pCO₂ : pression partielle en CO₂ ; Teau et Tair : température de l'eau et de l'air ; O₂ : oxygène dissous ; DIC : carbone inorganique dissous ; Chla : chlorophylle-a ; POC : carbone organique particulaire ; TSM : matière totale en suspension ; Alc : alcalinité totale.

La matrice de corrélation a montré que les flux de CO₂ sont significativement corrélés à la pression partielle en CO₂ ($r_{\text{Pearson}} = 0,58$; $p = 0,0002$), au carbone inorganique dissous ($r_{\text{Pearson}} = 0,63$; $p = 0,0008$), au carbone organique particulaire ($r_{\text{Pearson}} = 0,39$; $p = 0,016$), à l'alcalinité ($r_{\text{Pearson}} = 0,49$; $p = 0,003$), à la chlorophylle-a ($r_{\text{Pearson}} = 0,66$; $p = 0,0002$) et à la température de l'eau ($r_{\text{Pearson}} = 0,36$; $p = 0,03$). De plus, les flux sont négativement et significativement corrélés au pH de l'eau ($r_{\text{Pearson}} = -0,35$; $p = 0,033$). Par ailleurs, la matrice des corrélations a montré que la biomasse, les rations distribuées pendant l'élevage et le renouvellement sont positivement et significativement corrélés à l'oxygène dissous ($r_{\text{Pearson}} = 0,71$; $p = 0,0002$ / $r_{\text{Pearson}} = 0,70$; $p = 0,0002$ / $r_{\text{Pearson}} = 0,37$; $p = 0,020$, $r_{\text{Pearson}} = 0,82$; $p = 0,0002$, respectivement).

Afin de voir la direction et la magnitude des corrélations, une analyse en composantes principales a été réalisée. La composante 1 explique 39,72% de la variance du jeu de données. Cette proportion de variation est due principalement aux variations de carbone inorganique dissous. La composante 2 explique 19,24% de la variance du jeu de données et expliquée majoritairement par les variations de pH. Nous observons ainsi que les flux de CO₂ sont bien corrélés à la pression partielle en CO₂ et à la température de l'eau.

Les résultats de l'ANOVA ont montré que les flux de CO₂ varient aussi bien en fonction de la période d'élevage ($F_{\text{ANOVA}} = 39,58$; $p = 0,001$) qu'en fonction du point d'échantillonnage (amont, bassin, aval) ($F_{\text{ANOVA}} = 11,47$; $p = 0,002$). L'interaction entre ces deux facteurs est également significative ($F_{\text{ANOVA}} = 4,03$; $p = 0,006$), indiquant que ces variations de flux de CO₂ entre les points d'échantillonnage varient aussi en fonction de la période considérée.

Axe 3 : Quantification des flux de CO₂ à l'interface sol-atmosphère des fonds de bassins en assec

Caractéristiques du fond de bassin B4

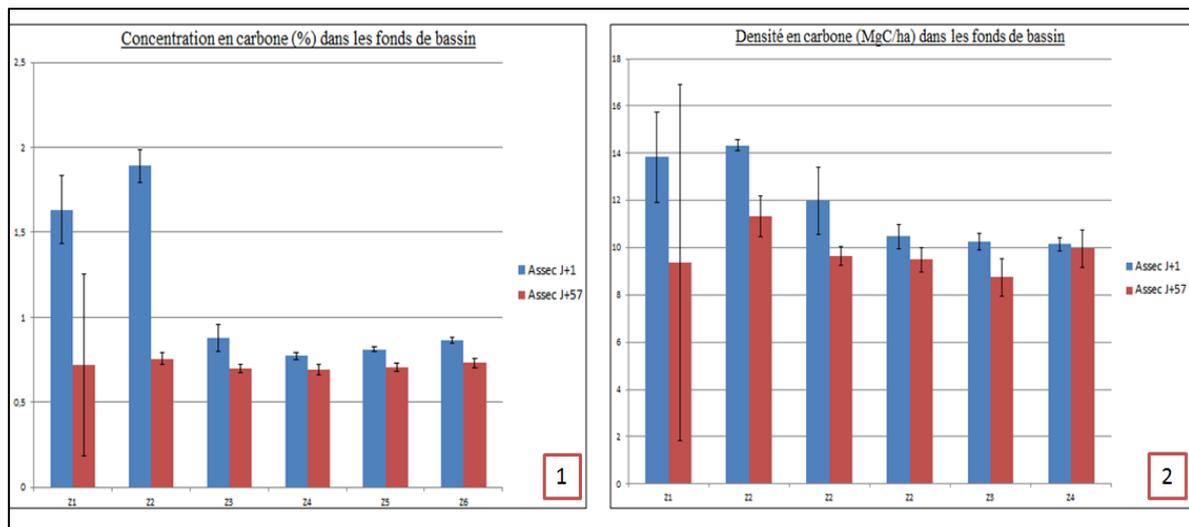


Figure 26: Evolution du carbone organique (1 : pourcentage de carbone ; 2 : densité de carbone) entre deux moments de l'assec sur différents points du bassin

Tableau 7: Potentiel d'oxydoréduction des différents points du bassin

	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6
Eh en assec (J+1)	-143 mV	-28,2 mV	82,1mV	96,6 mV	49,9 mV	164 mV
Eh en assec (J+57)	169 mV					
Nombre de labour (10 cm)	0	2	2	2	2	2

Nous observons que les zones 1 et 2 sont celles présentant une teneur en carbone la plus élevée contrairement aux autres zones du bassin avec une densité proche de 14 MgC.ha^{-1} sur les 10 premiers centimètres du sol. De plus, au début de l'assec, les zones 1 et 2 ont un potentiel d'oxydoréduction nettement plus bas que les autres zones du bassin avec des valeurs respectives de -143 mV et $-28,2 \text{ mV}$. Ainsi, les zones 1 et 2 sont caractérisées comme les plus riches en carbone et les plus réduites du bassin.

Pour l'ensemble des points du bassin, nous remarquons qu'au bout de deux mois d'assec, la teneur en carbone diminue avec des valeurs comprises entre 8 et 10 MgC.ha^{-1} . Entre ces deux périodes, les gérants ont réalisé deux labours sur les 10 premiers centimètres du sol sauf pour la zone 1. Toutefois, sans labour, la zone 1 est passée de 13 à 9 MgC.ha^{-1} . De même, cette zone est passée d'un état réduit (-143 mV) à sub-oxygène (169 mV).

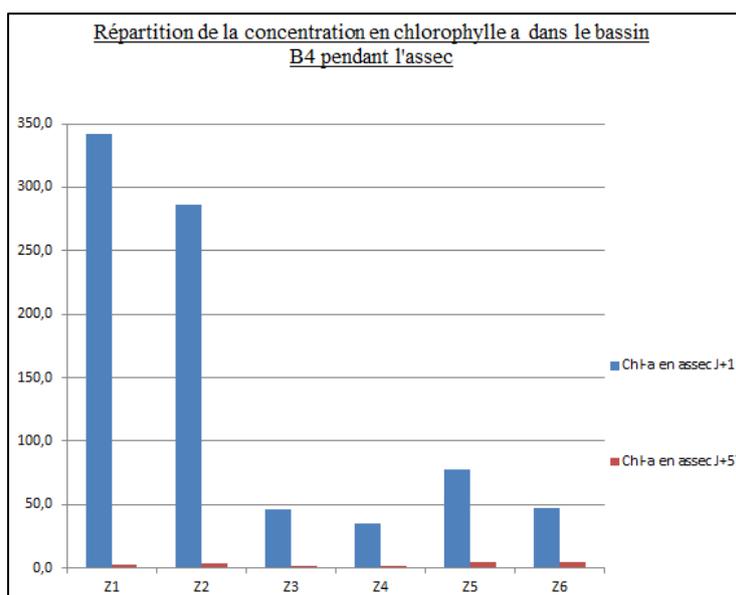


Figure 27 : Répartition de la concentration en chlorophylle-a dans le bassin à deux moments de l'assec

En ce qui concerne la concentration en chlorophylle-a à la surface du fond de bassin, nous observons qu'au début de l'assec, elle est la plus élevée pour les zones réduites 1 et 2 avec une valeur de $341,8$ et 286 µg.l^{-1} respectivement. Les autres zones du bassin présentent des teneurs en chlorophylle-a beaucoup plus faibles autour de 50 µg.l^{-1} .

Ainsi, ces résultats permettent de bien distinguer les zones réduites du bassin (Z1 et Z2), riches en carbone et en chlorophylle-a.

Après deux mois d'assec, la concentration en chlorophylle-a a fortement diminué et est de l'ordre de 3 µg.l^{-1} seulement pour l'ensemble du bassin.

Flux de CO₂ entre le fond de bassin et l'atmosphère

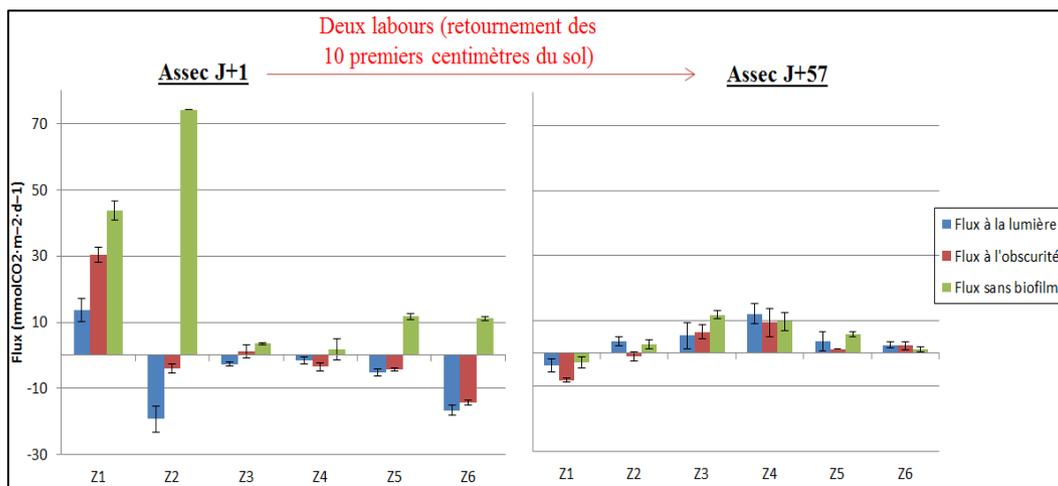


Figure 28: Variation des flux de CO₂ à l'interface sol-atmosphère par point d'échantillonnage selon les paramètres lumière, obscurité et sans biofilm

Ces graphiques illustrent la variation des flux de CO₂ à l'interface sol-atmosphère aux différentes zones du bassin, au début et à la fin de l'assec et en fonction des conditions d'activité photosynthétiques du sol.

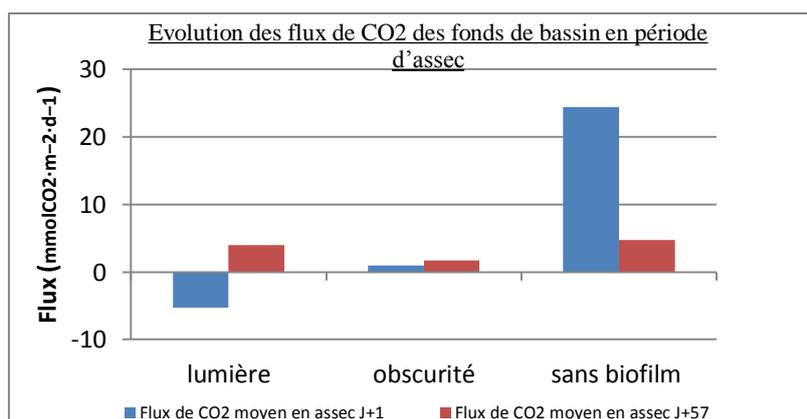


Figure 29: Flux de CO₂ moyens à l'interface sol-atmosphère selon les paramètres lumière, obscurité et sans biofilm au niveau du bassin et à deux moments de l'assec

Au lendemain de la vidange du bassin, ce dernier présente un flux moyen négatif de l'ordre de $-5 \text{ mmolCO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ pendant la journée. A l'obscurité, le bassin émet de faibles flux de CO₂ vers l'atmosphère d'une moyenne d'environ $1 \text{ mmolCO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$. En absence de biofilm, les flux sont nettement plus importants atteignant presque $25 \text{ mmolCO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ en moyenne. En comparaison avec les résultats obtenus au bout de deux mois d'assec et de deux labours, nous remarquons que les flux sont tous positifs et faibles (1 à $4 \text{ mmolCO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$).

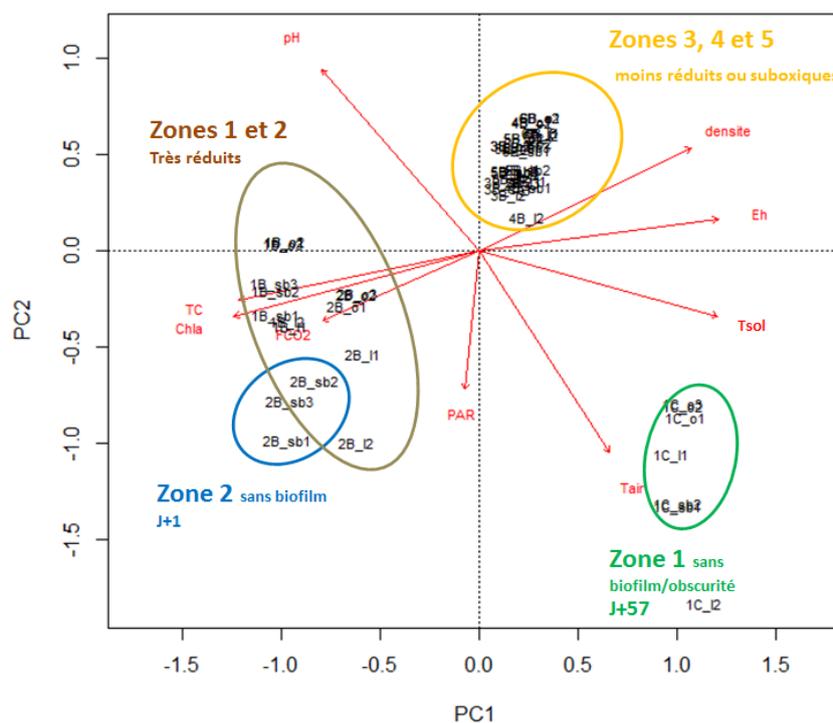


Figure 30: Analyse en composantes principales (ACP) pour expliquer les flux de CO₂ à l'interface sol-atmosphère

Avec FCO₂ : flux de CO₂; TC : carbone total (ici, densité de carbone organique); Tsol et Tair : température du sol et de l'air; Chla : chlorophylle-a; densité : densité du sol; Eh: potentiel d'oxydoréduction; PAR : Rayonnement photosynthétique actif.

La matrice des corrélations de Pearson a montré que les flux de CO₂ sont significativement corrélés au carbone organique du sol ainsi qu'à la concentration en chlorophylle-a. Les flux sont inversement corrélés au potentiel d'oxydo-réduction, à la température du sol et à la densité du sol.

La direction et la magnitude des corrélations sont illustrées sur la *figure 30* après avoir réalisé une analyse en composantes principales. La composante 1 explique 56,73% de la variance du jeu de données, expliqué principalement par la différence de potentiel d'oxydo-réduction, par le contenu en carbone total du sol et par la concentration en chlorophylle-a. Ce premier axe discrimine principalement les points d'échantillonnage de la zone réduite mesurés avant le labour, des autres points d'échantillonnage. Ces points sont caractérisés par des valeurs élevées en carbone et en chlorophylle a, par des flux de CO₂ et des valeurs de pH plus élevées que les autres points d'échantillonnage, et par une densité volumique et des températures de l'eau interstitielle plus faible que les zones plus oxydées. La composante 2 explique 20,91% de la variance du jeu de donnée, et est expliquée principalement par le pH et la température de l'air. La classification hiérarchique (clustering de Ward) s'est faite à partir de tous les points d'échantillonnage (Z1 à Z6) au début de l'assec (J+1) et à la fin de l'assec (J+57) et a permis de regrouper les zones présentant des caractéristiques communes.

Nous observons ainsi deux grands groupes : d'un côté les zones réduites 1 et 2 caractérisées par des flux de CO₂ importants et des teneurs en carbone et en chlorophylle-a plus élevées et de l'autre, les zones 3, 4 et 5 dont le potentiel d'oxydo-réduction est plus grand et la densité du sol plus importante. Les deux autres groupes correspondent à la zone 2 au début de l'assec sans biofilm et la zone 1 à la fin de l'assec sans influence de l'activité photosynthétique. La zone 2 au début de l'assec est caractérisée par des flux de CO₂ plus importants tandis que la zone 1 à la fin de l'assec est caractérisée par des températures de l'air et du sol importantes.

Afin de voir une variation des flux de CO₂ suivant la période d'assec (au début et à la fin) et suivant les différences d'activité photosynthétiques (lumière, obscurité et absence de biofilm), l'analyse de variance à deux facteurs (ANOVA) a montré que les flux de CO₂ variaient significativement en fonction des conditions photosynthétiques ($F_{ANOVA} = 9,44$; $p = 0,001$) et qu'il y avait une interaction entre ces conditions et le moment d'assec ($F_{ANOVA} = 7,95$; $p = 0,001$).

4. Discussion

4.1 Qualité physico-chimique de l'eau des chenaux hors période d'élevage

(Période C)

Les deux chenaux qui relient le lagon aux bassins (canal de pompage et chenal d'évacuation) traversent tous deux la mangrove et possèdent des caractéristiques similaires. Du fait de nos questions scientifiques, nous avons choisi une zone amont dans le canal de pompage pour pouvoir déterminer la qualité exacte des eaux entrant dans les bassins ; et une zone aval dans le chenal d'évacuation, afin de déterminer s'il est possible d'identifier une modification de la qualité des eaux lors de l'élevage lorsqu'elles retournent dans le lagon, et identifier un potentiel rôle de filtre de la mangrove. Ces deux zones d'étude, celle amont située au niveau d'un tanne, et celle aval située dans les *Rhizophora* nous ont permis d'acquérir une meilleure compréhension de la dynamique des masses d'eau au sein de la mangrove. Les résultats acquis indiquent un fonctionnement bien différent des zones.

Tout d'abord, la qualité physico-chimique des eaux de la zone aval, située au milieu des *Rhizophora*, évolue avec la marée (*figures 18 et 19*). En effet, la salinité varie de 35,8 lors de la marée haute à 38,5 lors de la marée basse. Ce phénomène d'augmentation de la salinité à marée descendante, indique un fort apport des eaux présentes dans les sols de mangrove, qui ont une salinité plus élevée que celle de l'eau de mer. Cette salinité élevée des eaux s'explique par les phénomènes d'évapotranspiration (Léopold, 2013). Cet apport des eaux du sol au chenal d'évacuation induit également une chute du pH et une chute des concentrations en oxygène dissous. En effet, les sols de mangrove sont riches en matières organiques, et les processus de décomposition de la litière induisent une consommation de l'oxygène, et une libération d'ions H⁺ dans le milieu et donc une acidification. Cette décomposition peut également induire une augmentation de l'alcalinité ($p: 23$) ; celle de l'eau du lagon est de 120 mgCaCO₃.l⁻¹, valeur mesurée dans le chenal à marée haute, alors qu'à marée basse les valeurs étaient proches de 160 mgCaCO₃.l⁻¹, ce qui témoigne également d'une forte minéralisation de la matière organique dans les sols de mangrove. En conséquence, lorsque les eaux des sols de mangrove s'évacuent à marée basse, elles modifient la qualité physico-chimique des eaux présentes dans le chenal. De plus, il a été montré que l'amplitude des marées pouvait modifier ces résultats. En effet, plus l'amplitude est grande et plus les sols sont lessivés lorsque la marée se retire (Léopold, 2012). Une thèse réalisée dans la rivière de la Foa située en zone de mangrove en Nouvelle-Calédonie (Léopold, 2012), a montré que les concentrations en chlorophylle et MTS sont influencées par la marée. Les valeurs en Chl-a varient de $4,9 \pm 2,8 \mu\text{g.l}^{-1}$ lors de la marée haute à $10,2 \pm 2,9 \mu\text{g.l}^{-1}$ lors de marée basse. Celles du chenal d'évacuation sont plus importantes variant de 0,85 à 12,7 $\mu\text{l.l}^{-1}$ hors élevage. De même, les valeurs en MTS et COP sont plus importantes dans le chenal d'évacuation que dans la rivière de la Foa (*tableau 5*).

La zone amont, c'est-à-dire au niveau de la station de pompage, ne semble pas être aussi influencée par l'export des eaux du sol lors de la marée basse (*figures 14 et 15*). Nous avons émis plusieurs hypothèses. Tout d'abord, les sols des tannes sont très peu enrichis en matière organique et donc très peu acides, et non appauvris en oxygène (Vieillefon, 1977 ; Marius et Cheval, 1979 ; Léopold, 2012) ; cependant du fait de leur position élevée dans l'estran, ils sont soumis à de forts processus

d'évaporation et leur salinité est généralement élevée. Or, nous n'avons pas observé d'augmentation de la salinité lors de la marée basse. La seconde hypothèse est liée au volume d'eau, les sols des tannes sont très secs car immergés uniquement durant les grandes marées, et le faible volume d'eau exporté n'est peut-être pas suffisant pour modifier la salinité de la masse d'eau océanique présente dans le chenal. Ces hypothèses pourraient expliquer les valeurs de salinité, d'alcalinité, pH et oxygène dissous plus ou moins stables et proches ou légèrement supérieures aux valeurs de l'eau de mer. Encore une fois, l'amplitude des marées pourraient modifier ces résultats.

4.2 Effet de la marée sur les flux de CO₂ et sur l'export de matières hors période d'élevage

(Période C)

En influant sur les qualités physico-chimiques des eaux, la marée influe également sur les flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère dans ces chenaux (*p* : 25 et 27). En effet, pour les deux chenaux (amont et aval), les flux de CO₂ vers l'atmosphère sont plus importants à marée basse, et ce phénomène est encore plus prononcé pour la zone « aval », qui elle reçoit les eaux du sol de la zone à *Rhizophora* riches en carbone sous toutes ces formes (Alongi, 2012 ; Léopold, 2012). Ces flux de CO₂ proviennent en fait du processus hétérotrophe de minéralisation de la matière organique qui engendre une production de dioxyde de carbone dans la colonne d'eau (Léopold, 2012). Le CO₂ produit s'échappe vers l'atmosphère par effet d'équilibre des pressions partielles entre l'eau et l'air. Toutefois, ce passage du CO₂ se réalise par un gradient de concentration et le CO₂ dans l'eau est émis vers l'atmosphère que si sa concentration dans l'eau est supérieure à celle de l'air. Dans les rivières et estuaires, ceux-ci présentent souvent une sursaturation de la pression partielle en CO₂ (Borges et Frankignoulle, 2003 ; Guérin *et al.*, 2007) et représentent alors une source de CO₂ pour l'atmosphère. Lorsque cette pression partielle est supérieure à celle de l'air, un gradient de concentration est ainsi créé et fait diffuser le CO₂ de l'eau dans l'atmosphère donnant un flux de CO₂ positif. Call *et al.* (2014) expliquent que les effets de dilution de la marée jouent sur la pCO₂ dans l'eau. Ainsi, les eaux interstitielles conduisent à une élévation de la pCO₂ dans le chenal à marée basse.

Le calcul du débit dans le chenal d'évacuation a mis en évidence que la vitesse du courant est la plus importante au milieu de la marée (*p*:24). Les résultats montrent que les flux deviennent importants en milieu de marée. La vitesse du courant a donc une influence sur les flux de CO₂. Toutefois, un possible biais dans les mesures de flux serait à considérer. Il concernerait les turbulences générées par la présence de la chambre flottante en plus de celle générée naturellement par le courant qui pourrait potentiellement augmenter la magnitude des flux.

4.3 Variation de la qualité physico-chimique de l'eau de pompage et des flux de CO₂ dans la zone amont pendant la période d'élevage

(Périodes A et B)

Lorsque la ferme est en activité, les paramètres physico-chimiques et les processus de minéralisation de la matière dans les eaux, aussi bien de la zone « amont » que la zone « aval », subissent des modifications.

Au niveau de la zone « amont », l'allumage des pompes pour le renouvellement des bassins modifie la qualité de l'eau (*figures 14 et 15*). Les valeurs de pH, d'oxygène dissous et de salinité semblent être influencées par les mouvements de la marée (période A) alors qu'elles ne l'étaient pas en période de non fonctionnement des pompes. Deux hypothèses sont émises. La première hypothèse serait que l'allumage des pompes pourrait faire venir des eaux de mangrove plus éloignées du canal et moins salées, comme ce que l'on a observé pour les eaux du chenal

d'évacuation au niveau des *Rhizophora*. Cependant, la salinité devrait augmenter à marée basse du fait des processus d'évapotranspiration dans les sols de mangrove, or il n'en est rien. La seconde hypothèse implique les intenses précipitations survenues la veille des mesures et qui auraient dilué les eaux du canal et des sols de mangrove, et ainsi diminué la salinité des eaux interstitielles des tannes. Par ailleurs, la teneur en oxygène dans le canal est plus élevée lorsque les pompes fonctionnent, probablement du fait d'un meilleur mélange des masses d'eaux et leur meilleure aération.

En termes de flux de CO₂, l'allumage des pompes entraîne également des émissions de CO₂ vers l'atmosphère plus importantes, augmentant les flux de 30 à 40 mmol.m⁻².j⁻¹. De même, la pCO₂ augmente avec l'allumage des pompes 900 à 1700 ppm lors de la campagne de terrain A (*figure 21*). En effet, les phénomènes de dégazage peuvent être dus à un brassage des masses d'eau qui génère un flux de dioxyde de carbone entre l'eau et l'air.

4.4 Variation de la qualité physico-chimique de l'eau d'évacuation et des flux de CO₂ dans la zone aval pendant la période d'élevage

(Périodes A et B)

En ce qui concerne la zone «aval», l'activité de la ferme influe également sur la qualité du chenal d'évacuation mais cette fois sous l'effet des effluents aquacoles. Les valeurs de salinité, pH et oxygène subissent des modifications par rapport à des conditions « naturelles », celles mesurées durant la période d'assec. Au début de la marée descendante, la variation de ces paramètres évolue de façon similaire aux conditions naturelles avec un pH et une teneur en oxygène qui diminuent progressivement tandis que la salinité augmente. Cependant, ces valeurs se stabilisent sur des valeurs proches de celles des effluents vers la fin de la marée c'est-à-dire, un pH autour de 7,3-7,8, une salinité de 37-38,5 et une teneur en oxygène élevée et faible en période de production et de pêche finale respectivement (*figures 18 et 19*). Nous pouvons donc en déduire que le volume des effluents domine sur la masse d'eau qui provient des sols de mangrove à marée basse.

Par ailleurs, le taux de chlorophylle-a est plus important lorsque le chenal reçoit les effluents. En effet, pendant la période de production, ce chenal a une teneur de 10,5 ± 6,3 µg.l⁻¹ en chlorophylle-a tandis que sans effluents, cette teneur est de 6,78 ± 8,4 µg.l⁻¹. Les chloropigments mesurés proviendraient à la fois du bassin riche en phytoplanctons (5,32 ± 1,67 µg.l⁻¹) mais seraient également issus du développement de micro-algues dans le chenal d'évacuation. Par ailleurs, le carbone organique particulaire est aussi important en période de production avec 4,7 ± 1,20 mg.l⁻¹ (2,6 ± 0,986 mg.l⁻¹ dans le bassin) contre 3,2 ± 3,11 mg.l⁻¹ sans effluents (*tableau 5*). Une étude réalisée sur une autre ferme de Nouvelle-Calédonie a mis en évidence que les concentrations de matières mesurées dans des eaux de mangroves impactées par les effluents étaient plus enrichies que la mangrove non impactée (Molnar, 2012). Une forte teneur en chlorophylle suggère qu'il y aurait une forte croissance phytoplanctonique dans les mangroves impactées par l'aquaculture due à un enrichissement important en sels nutritifs (Marchand et al, 2009 ; Molnar, 2012). Cet enrichissement en matière dans les eaux du chenal par les eaux du bassin se traduit ainsi par des émissions de CO₂ vers l'atmosphère plus importantes en période de production que lorsque le chenal ne reçoit pas d'effluents. En effet, en période de production, les flux de CO₂ varient de 15 à 105 mmol.m⁻².j⁻¹ entre marée haute et marée basse, alors qu'en absence d'effluents, les flux dans le chenal varient de 1,5 à 87 mmol.m⁻².j⁻¹ entre marée haute et marée basse (*figure 24*).

Lors de pêche finale, nous observons des valeurs en chlorophylle, en carbones et MTS très faibles par rapport à la période de production et lorsque le chenal n'est pas impacté contrairement à ce à quoi nous nous attendions (*tableau 5*). Lemonnier et al. (2007) expliquent que sur la quantité d'effluents rejetés par un bassin pendant 120 jours d'élevage, 35% sont rejetés lors de la pêche finale. Ainsi, l'explication de nos résultats pourrait être liée à la stratégie d'échantillonnage. Une

première suggestion serait qu'avant la pêche finale, les exploitants avaient déjà réalisé deux pêches partielles avec des taux de renouvellement élevés de 70% et 50% respectivement. De cette façon, le pic de rejet aquacole maximal a pu avoir lieu durant ces deux pêches partielles. La deuxième suggestion serait que les fonds enrichies du bassin auraient été lessivés et exportés du système deux jours avant la pêche finale au moment où les gérants ont arrêté le renouvellement pour abaisser le niveau d'eau du bassin. De ce fait, au moment de la pêche finale, le chenal d'évacuation a reçu d'énormes quantités d'eau mais à faibles teneurs en MTS, COP, et chlorophylle. Nous pouvons également soumettre ces mêmes hypothèses pour expliquer les flux de CO₂ dans le chenal, beaucoup moins importants qu'en période de production et qu'en conditions naturelles (*figure 24*) (Della Patrona, communication personnelle).

4.5 Qualité physico-chimique des eaux du bassin et flux de CO₂ durant la période d'élevage

(Période A et B)

En période de production, la concentration d'oxygène au sein du bassin subit de nombreuses variations journalières (*figure 17*). La respiration nocturne du phytoplancton et la digestion bactérienne de la matière organique issue des restes de granulés sont de très loin les principaux consommateurs d'oxygène du bassin bien plus que la respiration de la biomasse de crevettes. Ainsi les valeurs en oxygène sont faibles le matin de l'ordre 3 à 4 mg.l⁻¹ (Della Patrona et Brun, 2009). Au cours de la journée, la lumière favorise l'activité photosynthétique du phytoplancton qui augmente considérablement la teneur en oxygène du bassin qui peut atteindre 8 mg.l⁻¹. Avec la distribution des aliments, la concentration en oxygène chute à nouveau et s'explique par la dégradation de la matière organique par les crevettes et les microorganismes du bassin. Ce phénomène se traduit alors par une émission de CO₂ depuis le bassin vers l'atmosphère. De plus, l'utilisation des aérateurs en fin de journée permet d'augmenter la concentration en oxygène dans le bassin afin de permettre un environnement optimal pour la croissance des crevettes (Della Patrona, Brun, 2009).

Les quantités d'aliments distribuées dans le bassin ont donc un rôle indirect sur la demande en oxygène et donc sur les émissions de CO₂ vers l'atmosphère. En effet, une distribution excessive de l'aliment favorise l'activité des bactéries hétérotrophes et donc la consommation en oxygène pouvant entraîner un état d'hypoxie du milieu.

En période de pêche finale, les conditions sont toutes autres. L'oxygène dissous a fortement diminué entre la période de production et la période de pêche finale. Cette forte chute de concentration d'oxygène entre ces deux périodes s'explique en partie par une distribution des aliments au niveau de la zone où ont été effectués les mesures *in situ*, une concentration des animaux au niveau de cet endroit, un niveau de bassin un peu plus bas qu'en période de production et un arrêt du renouvellement (Ferme Webuihoone, communication personnelle). Ainsi, la teneur en oxygène le matin est beaucoup plus faible que pendant la période de production et se trouve en dessous des 2 mg.l⁻¹.

Toujours en période de pêche finale (*figure 24*), la première distribution d'aliments à 10h se traduit par une dégradation de la matière organique et une émission importante de CO₂ vers l'atmosphère de l'ordre de 23 mmol.m⁻².j⁻¹ contre seulement 5 mmol.m⁻².j⁻¹ en période de production. Cependant, durant l'après-midi, la pression partielle en CO₂ dans l'eau est très faible et se retrouve égale à la pression partielle de l'air. Les flux de CO₂ sont donc nuls (ni d'émissions de CO₂ vers l'atmosphère, ni d'absorption du CO₂ par le bassin). Ce phénomène pourrait s'expliquer par le fait que le fond de bassin est très réduit et cela, dû à l'accumulation importante des déchets de l'élevage,

ce qui rend ce milieu très demandeur en oxygène. De cette façon, dans un bassin où la teneur en oxygène est très faible et les conditions difficiles au développement du phytoplancton (alimentation moindre, température de l'eau plus faible), le fond de bassin absorberait alors le peu d'oxygène produit par le phytoplancton qui n'est alors ni utilisé pour dégrader la matière au sein de la colonne d'eau, ni pour permettre un dégazage de CO₂ vers l'atmosphère (Della Patrona, communication personnelle).

D'un point de vue technique, la qualité des eaux du bassin est bien maintenue en période de production. Le renouvellement se déroule lors de la marée montante dans la zone « amont » et plus précisément au moins deux heures après la pleine marée basse, ce qui évite de pomper des eaux de mangrove. En effet, dans le cas où le pompage se réalisait pendant la marée basse, les eaux seraient alors riches en matières organiques et inorganiques, fortement salées en raison du caractère sur-salé du tanne et présentant une alcalinité importante. Ainsi l'eau entrant dans les bassins est proche de l'eau du lagon. Le taux de renouvellement important pendant les pêches partielles ont permis de lessiver une bonne partie des déchets aquacoles et limite d'une part l'accumulation excessive de ces déchets au fond du bassin et d'autre part des risques de maladie des crevettes (Lemonnier *et al.*, 2007 ; Della Patrona, Brun, 2009).

4.6 Qualité physico-chimique des fonds de bassin par rapport aux pratiques et flux de CO₂ en période d'assec

Les fonds de bassin au début de l'assec sont riches en matières organiques, phénomène qui est dû à une accumulation de matières pendant l'élevage. Ainsi, entre le début et la fin de l'assec, la teneur en carbone organique diminue du fait de la minéralisation de la matière par les bactéries hétérotrophes (Della Patrona, Brun, 2009). La densité en carbone moyenne de la totalité du fond de bassin est passée 6,52 TgC à 5,38 TgC (*p* : 28 et 29)

Il est intéressant de comparer les caractéristiques des fonds de bassin aquacole avec ceux des tannes non impactés. Le fond du bassin étudié possède $1,2 \pm 0,49$ % de carbone organique au début de l'assec. Une étude sur la dynamique du carbone dans la mangrove (Léopold, 2012) a montré que les tannes non impactés présentent une teneur en carbone organique de $1,7 \pm 0,8$ % en moyenne. Par ailleurs, le fond de bassin est très réduit ($36,9 \text{ mV} \pm 108 \text{ mV}$) en raison de l'accumulation des déchets aquacoles pendant la saison d'élevage tandis que les tannes naturels sont caractérisés par des sols plutôt suboxiques (165 mV) (Marchand *et al.*, 2011).

De plus, les fonds du bassin présentent des conditions très favorables au développement de micro-algues juste après la vidange (*figure 27*). En effet, la teneur en chlorophylle-a est très élevée de l'ordre de $139 \pm 137,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ de sédiment alors que les tannes naturels n'en présentent que $15 \pm 14,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ environ (Léopold, 2012).

Toutes ces caractéristiques du fond de bassin influent sur la magnitude des flux de CO₂. Ainsi, un sol très réduit présente une capacité de minéralisation plus lente qu'un sol plus oxydé. De ce fait, les flux des fonds de bassin en début d'assec sont très faibles contrairement à un sol de tanne naturel.

Les mesures de flux effectués *in situ* ont permis de comprendre leur variabilité en fonction des conditions photosynthétiques (*figures 28 et 29*). A la lumière, les flux moyens du bassin sont négatifs de l'ordre de $-5 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ tandis que les tannes non impactés présentent un flux moyen de $40,7 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. A l'obscurité les flux du bassin sont légèrement positifs. Nous pouvons déjà en déduire que la présence de micro-algues en surface de sédiment est fortement influencée par la lumière qui favorise ainsi l'activité photosynthétique et la consommation du CO₂ atmosphérique. Cette activité est alors supérieure à la respiration des microorganismes du sol qui minéralise la matière organique. A l'obscurité, seule la respiration des microorganismes du sol et du biofilm sont pris en compte. Enfin, en retirant ces micro-algues, les émissions de CO₂ sont beaucoup plus

importantes d'environ $24 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Ces changements de conditions mettent alors en évidence le rôle du biofilm des fonds de bassin comme une barrière physique à l'émission de CO_2 vers l'atmosphère contrairement aux tannes naturels.

Une étude menée dans une ferme crevetticole intensive d'Indonésie s'est intéressée aux émissions de CO_2 issus des fonds de bassin vers l'atmosphère. Cette ferme a été construite non pas sur des tannes mais sur une ancienne mangrove défrichée. Les flux de CO_2 ont été mesurés avec une chambre opaque un jour après la vidange des bassins. L'émission de CO_2 moyenne annuelle dans ces bassins d'Indonésie est de l'ordre de $1600 \text{ gCO}_2.\text{m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ alors que celle de la ferme Webuihoone est de l'ordre de $4,16 \text{ gCO}_2.\text{m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ seulement. Nous pouvons émettre l'hypothèse que la construction des bassins sur des tannes permet non seulement de préserver la mangrove de la déforestation mais limite également des pertes en carbone importantes vers l'atmosphère (Sidik, Lovelock, 2013). D'autres explications peuvent toutefois expliquer une importante émission de CO_2 dans les bassins d'Indonésie, notamment le climat et la pratique intensive de la ferme, qui a pu induire une forte accumulation de déchets en fond de bassin.

Après deux labours effectués pendant la période d'assec, les teneurs en carbone organique ont diminué passant d'une moyenne de $11,8 \pm 0,71 \text{ MgC.ha}^{-1}$ au début de l'assec à une moyenne de $9,8 \pm 2,8 \text{ MgC.ha}^{-1}$. Le travail du sol s'est basé sur un labour des 10 premiers centimètres et a permis à la fois de retirer les micro-algues présentes en surface ainsi qu'une oxygénation du sédiment. De ce fait, la levée de la barrière du biofilm et les conditions aérobies ont permis une minéralisation efficace de la matière organique en surface. A la fin de l'assec, les émissions de CO_2 vers l'atmosphère restent relativement faibles et n'excèdent pas les $5 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Nous pouvons penser qu'une bonne part des émissions a pu se réaliser entre les deux campagnes de terrain. Le point Z1 caractérisé comme la zone la plus réduite du bassin se trouve dans un coin inaccessible pour les engins mécaniques de la ferme et n'a donc pas été travaillé pendant l'assec. Toutefois sa teneur en carbone et chlorophylle a considérablement diminué et il est passé de l'état réduit à l'état suboxique en deux mois d'assec. Cette observation permet de constater la bonne capacité du fond de bassin à se régénérer pendant l'assec.

Ces éléments de discussion autour de la minéralisation de la matière accumulée dans les fonds de bassin montrent d'une part que la gestion des exploitants suffit à maintenir un bassin d'une bonne qualité. D'autre part le bassin, malgré des zones plus réduites que d'autres, reste relativement homogène. Toutefois, il est important de comprendre l'hétérogénéité des fonds entre différents bassins de la ferme. Même s'ils peuvent présenter des critères similaires en termes de forme et de taille, les tannes dans lesquels ils sont implantés ne présentent pas les mêmes caractéristiques physico-chimiques et n'auront pas la même efficacité de minéralisation. (Province Sud, 2009 ; Della Patrona et Brun, 2009 ; Della Patrona et al, 2007).

Conclusion

Cette étude a permis de comprendre la dynamique du carbone au sein d'un continuum « ferme de crevettes-mangrove-lagon » sur trois périodes de l'élevage (production, pêche finale et assec). Elle a ainsi montré que cette dynamique varie suivant la zone considérée et la période d'élevage. D'un point de vue écologique, nous avons distingué sur le site d'étude, une zone amont située sur les tannes et une zone aval située dans les *Rhizophora*. Hors période d'élevage, la zone aval est beaucoup plus influencée par les effets de marée que la zone amont et exporte une certaine quantité de matières organiques et inorganiques vers la baie de Chasseloup. De ce fait, nous pouvons penser que lorsque la ferme est en activité, les eaux du chenal d'évacuation, enrichies par les boues d'élevage, sont potentiellement exportées vers le lagon pouvant induire des modifications sur la qualité physico-chimique des eaux lagunaires. En ce qui concerne les flux de CO₂ vers l'atmosphère, ceux-ci sont plus importants lorsque la ferme est en activité. Les paramètres qui jouent sur ces flux à l'interface eau-air sont principalement la pCO₂, le phytoplancton et les composés organiques susceptibles d'être minéralisés. Enfin d'un point de vue agronomique, les pratiques de la ferme semblent être adaptées à l'élevage (alimentation, renouvellement, labour). Du fait d'un renouvellement peu enrichi en matières organiques pendant le cycle et d'un taux de renouvellement élevé pendant les pêches partielles, l'accumulation excessive des boues d'élevage au fond du bassin est limitée. L'étude a montré qu'un fond de bassin riche en matières organiques est très réduit et propice au développement de micro-algues en surface de sédiment. Ce biofilm réduit les émissions de CO₂ vers l'atmosphère. Le ratissage des fonds de bassin en assec a permis d'accélérer ce processus en induisant des flux de CO₂.

Pour approfondir cette étude, il serait intéressant d'effectuer ce travail sur tout le cycle d'élevage de la ferme afin d'évaluer l'impact potentiel de celle-ci sur une année d'activité, sachant que les pratiques d'élevage évoluent suivant la biomasse des crevettes. De plus, ce travail prendrait en compte l'influence de la ferme sur son milieu environnant lorsque celle-ci est à son maximum de capacité d'élevage (ensemble des bassinsensemencés). Par ailleurs, l'utilisation de marqueurs moléculaires et isotopiques pour suivre les effluents dans le temps et l'espace dans le lagon serait une piste à envisager.

Au niveau de la méthode utilisée lors de mon stage, des points auraient pu être améliorés. En effet, par manque de temps, nous n'avons pas pu confronter les valeurs de flux de la chambre flottante avec une autre méthode de calcul qui prend en compte la vitesse de transfert du CO₂ à partir des données de la pCO₂ dans l'eau (cf *Annexe 3*). De plus, faute de logistique, des mesures effectuées juste après le premier labour en assec auraient permis d'évaluer la part de matière organique minéralisée à ce moment-là. Du fait d'une non disponibilité de l'équipement, nous n'avons pas pu calculer le débit du chenal d'évacuation pendant la période de production et de pêche finale. Ceci aurait permis de quantifier plus précisément les matières exportées issues des bassins et celles qui auraient été « filtrées » par la mangrove avant d'atteindre la baie. De plus, nous avons rencontré des soucis d'analyse pour le carbone organique dissous et azote dissous ne nous permettant pas d'utiliser les résultats. Enfin, au niveau de la stratégie d'échantillonnage, les mesures de flux de CO₂ auraient été plus appréciables si elles avaient été faites au moment propice où le rejet d'effluents dans le chenal d'évacuation était le plus important.

Ainsi, ce stage de six mois aura été très formateur et m'aura apporté d'intéressantes connaissances non seulement sur l'élevage aquacole et plus particulièrement crevetticole mais aussi sur les processus biogéochimiques du cycle du carbone. Ce stage m'a permis de suivre une étude du début jusqu'à la fin en passant par la recherche bibliographique, le choix du site, les démarches pour faire accepter ce projet par une exploitation, le travail de terrain, les analyses en laboratoire et l'interprétation des données. Il constitue ainsi un travail riche qui m'aura apporté des compétences non négligeables telles que le travail en autonomie, le travail d'équipe, la rigueur et la prise de recul.

Références bibliographiques

Alongi Daniel M., 2012 «Carbon Sequestration in Mangrove Forest», 322 pages.

Borges, A.V., Djenidi, S., Lacroix, G., Théate, J., Delille, B., Frankignoulle, M., 2003. «Atmospheric CO₂ flux from mangrove surrounding waters», 1558 pages.

Bouillon, S., Borges, A.V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N.C., Kristensen, E., Lee, S.Y., Marchand, C., Middelburg, J.J., Rivera-Monroy, V.H., Smith III, T.J., et Twilley, R.R., 2008. «Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates».

Call, M, D.T Maher, I.R Santos, S Ruiz-Halpern, P Mangion, C.J Sanders, D.V Erler, et al., 2014. «Spatial and Temporal Variability of Carbon Dioxide and Methane Fluxes over Semi-Diurnal and Spring–neap–spring Timescales in a Mangrove Creek».

Della Patrona, L., Brun, P., et Herbland, A. 2007. « Les sols des fonds de bassins et leur gestion durant les assecs. Etat des connaissances », (Ifremer), 52 pages, Disponible sur : <http://archimer.ifremer.fr/doc/2007/rapport-4399.pdf>

Della Patrona, L., et Brun, P., 2009. « Elevage de la crevette bleue en Nouvelle-Calédonie. Litopenaeus Stylirostris. Bases biologiques et zootechnie ». (Ifremer), 320 pages.

Département Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture Durable, 2011. « *Rapport d'activité 2010* », 55 pages, Disponible sur : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00054/16488/13993.pdf>.

Frankignoulle, M., 1988. «Field Measurements of Air-Sea CO₂ Exchange, », 322 pages, Disponible sur : http://loesje.m.aslo.net/lo/toc/vol_33/issue_3/0313.pdf.

Gautier, D., Amador, J. et Newmark, F., 2001. «The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents: preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. », *Aquaculture Research* 32, 799 pages.

Guérin, F., Abril, G., Serça, D., Delon, C., Richard, S., Delmas, R., Tremblay, A., Varfalvy, L., 2007. «Gas transfer velocities of CO₂ and CH₄ in a tropical reservoir and its river downstream», 172 pages.

Lal, R., 2004. «Soil carbon sequestration to mitigate climate change», 22 pages.

Le Guen, T., et David, G., 1998. « L'aquaculture de la crevette pénaeides en Nouvelle-Calédonie (1970-1995) ». *Les Cahiers d'Outre-Mer*, n° 51, 203 pages, Disponible sur : http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_7/b_fdi_53-54/010016894.pdf

Lemonnier, H., Thomas, Y., Legrand, A., Martin, J.L., et Herbland, A., 2006. « Impact de la crevetticulture calédonienne sur l'environnement : état des lieux, recherche de traceurs des effluents et définition d'un programme de recherche pluriannuel », (Ifremer), 78 pages, Disponible sur : <http://archimer.ifremer.fr/doc/2006/rapport-6593.pdf>

Léopold, A., 2012. « Dynamique du carbone au sein des mangroves : quantification spatio-temporelle des flux de CO₂ aux interfaces sol-air et eau-air », (UNC).

- Léopold, A., Marchand, M., Deborde, J., Chaduteau, C., et Allenbach, M., 2013. «Influence of Mangrove Zonation on CO2 Fluxes at the Sediment–air Interface (New Caledonia) ».
- MacIntyre, H.L., Geider, R.J., Miller, D.C., 1996. «Microphytobenthos: the ecological role of the “secret garden” of unvegetated, shallow-water marine habitats», 201 pages.
- Marchand, C., Allenbach, M., Lallier-Vergès, E., Della Patrona, L., Virly, S., et Rataud, C., 2008. « Ministère de l’Outre-Mer 2007-2008: Structuration écologique et bilan des processus biogéochimiques au sein d’une mangrove « atelier » - Impact potentiel des effluents de la crevetticulture », Rapport final du contrat du Ministère de l’Outre-Mer, 131 pages, Disponible sur : <http://orioai.univ-nc.nc/nuxeo/site/esupversions/34d9d893-4a63-41fd-b4ad-5bb6dfcc7f3d>
- Marchand C., Lallier-Vergès, E. et Allenbach, M., 2011. «Redox Conditions and Heavy Metals Distribution in Mangrove Forests Receiving Effluents from Shrimp Farms (Teremba Bay, New Caledonia) », 26 pages, Disponible sur: <https://hal.archives-ouvertes.fr/insu-00559759/document>,
- Marius, C., Marc C., 1979. « Note sur les sols de mangroves et tannes de la région des Kalounayes », 14 pages.
- Molnar, N., 2012. « Impact des effluents de la crevetticulture sur la dynamique de la matière organique benthique et leurs implications sur les processus biogéochimiques dans une mangrove (Nouvelle-Calédonie) ». (Museum national d’histoire naturelle), 274 pages.
- Organisation des Nations Unies pour l’alimentation et l’agriculture, et Département des pêches et de l’aquaculture, 2012. « La situation mondiale des pêches et de l’aquaculture 2012 », 241 pages, Disponible sur : <http://www.fao.org/docrep/016/i2727f/i2727f.pdf>
- Primavera, J.H., 1998. « Mangroves as nurseries: shrimp populations in mangrove and non-mangrove habitats ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, n° 3, 457 pages.
- Robertson A.I. et Phillips M.J., 1995. «Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs». *Hydrobiologia* 295, 321 pages.
- Sidik, F., et Lovelock, C.E., 2013. «CO2 Efflux from Shrimp Ponds in Indonesia». Édité par Vishal Shah. *PLoS ONE* 8, n° 6, 4 pages, Disponible sur: <http://www.plosone.org/article/fetchObject.action?uri=info:doi/10.1371/journal.pone.0066329&representation=PDF>
- Vieillefon, J., 1977. « Les Sols Des Mangroves et Des Tannes de Basse-Casamance (Sénégal) ».
- Virly, S., Buisson, D., Barry C., et Lemonnier, H., 2005 « Evaluation de l’impact de l’aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie », Programme ZoNéCo, Sabrina Virly Consultant, 99 pages, Disponible sur : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00198/30913/29284.pdf>
- Yentsch, C.S., Menzel, D.W., 1963. «A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. » *Deep Sea Research*, 223 pages.

Annexes

Annexe 1 - Guide d'entretien - aquaculteurs

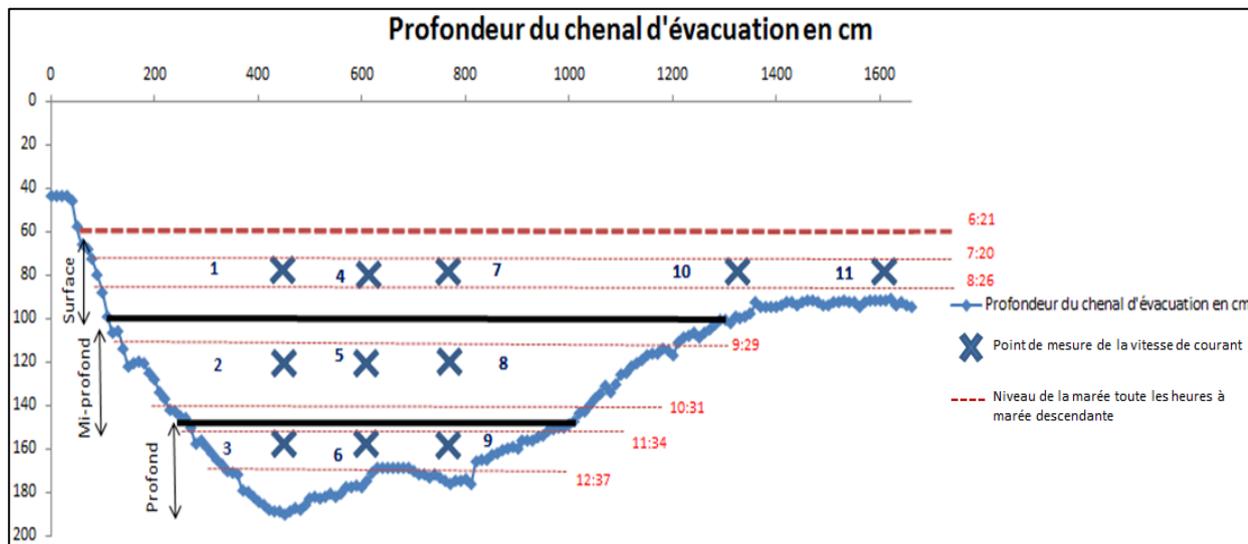
Historique de création de l'entreprise	Quel est l'historique de votre exploitation ? (date création, motivations, évolution du site)
Foncier	Quel critère de choix pour le site d'implantation des bassins ?
	Etes-vous propriétaire ou locataire? terre privée, coutumière ou domaniale ?
	Quelle surface de bassin exploitée ?
	Quel type de bâtiments ?
Politique et normes	Etes-vous au courant des enjeux actuels liés aux mangroves ? Etes-vous soumis à une réglementation environnementale ?
	Rôle des politiques publiques dans le soutien des exploitants (subvention à l'installation et au fonctionnement) ou contraintes politiques ?
Fonctionnement de l'exploitation	Poids des crevettes par bassin ou par hectare ? Est-ce le même tous les ans ?
	Comment se répartit le cycle d'élevage ? Combien de temps dure la période d'assec et à quel moment ?
	Quel est votre système d'exploitation ? Semi intensif intensifié ? Pourquoi ce choix (économique, politique) ? Existe-il des fermes intensives en Nouvelle-Calédonie ?
	Comment intensifiez-vous votre production (intrants, urée, antibiotiques) ?
	Quel type d'alimentation pour les crevettes ? Quelle composition ? Quelle quantité ? Quelle fréquence ? Où vous approvisionnez-vous ?
	Quel est le taux de renouvellement des bassins ? Où pompez-vous l'eau de vos bassins ?
	Comment fonctionne l'aération des bassins ?
	Avez-vous des problèmes au niveau du fond de bassin, qui peut être influencé par le vent et les courants ? (creusement du bassin, eutrophisation, perte des crevettes, difficulté de labours...)
	Avez-vous rencontré des problèmes de santé au niveau des crevettes ? utilisez-vous des indicateurs de suivi de santé ?
	Marché économique
Quel est votre circuit de distribution ? (local, vente directe, restauration...)	
Avez-vous été impacté par la crise de la crevette ?	
Valorisez-vous les sous-produits de production ?	
Comment a évolué le marché depuis la création de votre entreprise ?	
Social	Quelle est la main d'œuvre de la ferme ?
	Avez-vous déjà été confronté à des conflits ? (associations de protection de l'environnement, populations locales, propriétaires)
Environnement, écologie	Comment était la mangrove avant la création des bassins ?
	Quelle évolution avez-vous observée depuis l'implantation des bassins ? Végétation différentes ?

Annexe 2 – Profil du chenal aval pour mesurer la vitesse de courant

VOH-Calcul du marnage			
	Horaires marée	Coefficient marée	
Vendredi 28 Août 2015	6:21	1,3	PM
	12:37	0,25	BM
PM-BM	06:16:00	1,05	
(PM-BM)/6	01:02:40		
(PM-BM)/12		0,0875	
	Heures marée descendante	Coefficient	
PM	06:21:00	1,3	
PM+1	07:23:40	1,2125	
PM+2	08:26:20	1,0375	
PM+3	09:29:00	0,775	
PM+4	10:31:40	0,5125	
PM+5	11:34:20	0,3375	
BM	12:37:00	0,25	

PM : Pleine mer (marée haute) ; BM : Basse mer (marée basse)

Le calcul du marnage donne une indication sur la masse d'eau présente dans le transect à chaque heure, ici à marée descendante. On parle du calcul du 1/12^{ème}. (PM-BM)/12 permet de calculer la hauteur d'eau au cours de la marée descendante.



La profondeur mesurée permet de dessiner le profil exact du chenal. Cette mesure est faite tous les 10 cm sur 20 m à l'aide d'une jauge graduée.

Annexe 3 – Méthode de calcul de flux de CO₂ à l'interface eau-air à partir de la vitesse de transfert de gaz (Cas applicable à la présente étude)

La variation de la pression partielle en CO₂ est obtenue grâce à un équilibrateur connecté à un analyseur de gaz infrarouge (LI-8100). Les données sont ensuite extraites grâce au logiciel Li8100.

Le flux de CO₂ entre l'eau et l'air est ensuite calculé à partir de la pCO₂ mesuré selon l'équation suivante :

$$F = k \times \alpha \times \Delta pCO_2$$

Où F correspond au flux de CO₂ eau-air en $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, α est le coefficient de solubilité du CO₂ pour une température et une salinité données en $\text{mol.kg}^{-1}.\text{atm}^{-1}$ (Weiss, 1974), k est la vitesse de transfert de gaz du CO₂ en cm.h^{-1} et ΔpCO_2 est la différence entre la pression partielle en CO₂ dans l'eau et dans l'air en ppm.

Cette méthode est précise pour mesurer la pCO₂. Cependant, la principale erreur peut provenir de l'estimation de k . Différentes études se sont intéressées à l'estimation du k pour différents types d'écosystèmes. Le vent est considéré comme le principal générateur de turbulence, or k est paramétré selon la vitesse du vent à 10 m au-dessus de la surface en eau ainsi que des précipitations.

En appliquant la formule donnée par Guérin et al. 2007, dans le cas d'un réservoir, on détermine le k de la manière suivante :

$$k = k_{600}/(600/Sc)^{-n}$$

avec $k_{600} = 1.66 \pm 0.34 * e^{0.26 \pm 0.04 * U_{10} * 0.92}$ (Guérin et al, 2007)

Où Sc est le nombre de Schmidt pour un gaz donné (ici CO₂) à une température donnée (Wanninkhof, 1992), k_{600} correspond à la vitesse de transfert de gaz pour un nombre de Schmidt normalisé à une eau de 20°C et est en cm.h^{-1} . n est le nombre égale à 2/3 pour une faible vitesse du vent ($< 3,7 \text{ m.s}^{-1}$) ou 0,5 pour une forte vitesse du vent et de l'eau turbulente (Liss et Merlivat, 1986 ; Jahne et al. 1987). U_{10} correspond à la hauteur de 10 m où la vitesse du vent a été mesurée. La précipitation n'est pas prise en compte dans le cas d'étude en estimant qu'elle est négligeable pendant la saison sèche.



VetAgro Sup

AIME Joanne, promotion 2012-2015, Impact de l'aquaculture de crevettes sur la dynamique du carbone en zone côtière tropicale (Nouvelle-Calédonie), 38 pages, mémoire de fin d'études, soutenance à Vetagro Sup Clermont-Ferrand, 2015.

STRUCTURE D'ACCUEIL ET INSTITUTIONS ASSOCIEES:

- ♦ Université de la Nouvelle-Calédonie (UNC)
- ♦ Institut de Recherche pour le Développement (IRD)

ENCADRANTS :

- ♦ Maître de stage : ALLENBACH, Michel (UNC) et MARCHAND Cyril (IRD)
- ♦ Tuteur pédagogique : COUHERT, Jean-Paul

OPTION : Agriculture-Environnement-Territoire

RESUMÉ

Au niveau mondial, l'aquaculture est la première cause de dégradation des mangroves, écosystème primordial à la conservation des littoraux tropicaux. En Nouvelle-Calédonie, par opposition à de nombreux pays, les fermes de crevettes ne sont pas construites sur des sols de mangrove défrichée, mais sur des tannes, sols sur-salés en arrière de la mangrove sur lesquels aucune végétation ne pousse.

L'objectif de cette étude est de déterminer, d'une part, l'influence de ce type d'aquaculture sur les émissions de CO₂ vers l'atmosphère en milieu littoral, et d'autre part, si les pratiques d'élevages sont optimisées.

Pour mener à bien ce projet, trois campagnes de terrain ont été effectuées sur une ferme au nord du territoire. Des données de paramètres physico-chimiques des eaux et du sol ainsi que de flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère et sol-atmosphère ont été collectées *in situ* puis complétées par des analyses en laboratoire. Les résultats montrent qu'en période d'activité, l'aquaculture accroît les émissions de CO₂ vers l'atmosphère et modifie les qualités physico-chimiques des eaux aussi bien en aval, du fait du rejet d'effluents, qu'en amont, du fait du pompage. En période d'assez, l'accumulation des déchets aquacoles pendant la période d'élevage rend le fond de bassin plus réduit qu'un sol de tanne naturel et favorable au développement de micro-algues en surface. Cette condition limitante au processus de minéralisation de la matière organique est levée grâce au travail du sol qui accélère la régénération du fond de bassin et maintient la qualité de ce dernier pour le prochain cycle d'élevage.

Mots clés : *Crevetticulture, Dynamique du carbone, Qualité des eaux, Mangroves, Fond de bassin, Effluents*