ADECAL

ZoNéCo

PROGRAMME D'ÉVALUATION DES RESSOURCES MARINES
DE LA ZONE ÉCONOMIQUE DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Programme ZoNéCo

Appel à projets 2007

Impact des apports anthropiques sur le fonctionnement biogéochimique et le rôle des sédiments du lagon de Nouvelle-Calédonie.

Rapport final

Sébastien Hochard[1,2] Olivier Pringault[1,3], Christel Pinazo[3], Solveig Bourgeois[1], Emma Rochelle-Newall[3]

[1]UR 103 Centre IRD Nouméa, Promenade Roger Laroque, BP A5, 98848 Nouméa Cedex, Nouvelle-Calédonie.
[2]Aix Marseille Université, Institut Pythéas M.I.O. UM 110, Station Marine d'Endoume, Chemin de la Batterie des Lions, 13007 Marseille, France
[3]IRD, UMR ECOSYM Université Montpellier 2, Place Eugène Bataillon, Case 093, 34095 Montpellier Cedex 05, France

IRD
Institut de recherche pour le développement

mio
Institut Méditerranéen d'Océanologie

Aix*Marseille université

1. INTRODUCTION 3

1.1. CONTEXTE 3
1.2. ETAT DES CONNAISSANCES 3
1.3. DÉMARCHE ET OBJECTIFS 6

2. MODÈLE CONCEPTUEL DU FONCTIONNEMENT DES SÉDIMENTS DANS UN MILIEU PEU PROFOND. 8

2.1. FONCTIONNEMENT DES SÉDIMENTS EN FONCTION DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES. 8
Devenir du carbone fixé par photosynthèse par le microphytobenthos. 8
Interrelation entre micro organismes autotrophes et hétérotrophes. 9
Interrelation entre sédiment et la colonne d'eau. 11
Réponse des sédiments lors d'un épisode d'eutrophisation du milieu 11
2.2. VARIABILITÉ TEMPORELLE SUR LE COURT TERME : IMPACT DES FORÇAGES PHYSIQUES 14
Impact des forçages physiques sur les fonds envasés 16
Impact des forçages physiques sur les fonds sableux 16

3. APPLICATION AUX IMPACTS ANTHROPIQUES DANS LE LAGON DE NOUVELLE CALÉDONIE 19

3.1. MATÉRIELS ET MÉTHODES 19
Campagnes d'échantillonnages 19
Procédure d'échantillonnage et d'incubation 21
Analyse de l'eau interstitielle et des nutriments 21
Métabolisme des sédiments et statut trophique 22
3.2. RÉSULTATS ET DISCUSSION 22
Stations non impactées. 22
Impact des rejets urbains 24
Impact de l'érosion des sols miniers 25
Comparaison avec les études antérieures 26
3.3. INDICATEURS DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE DES SÉDIMENTS 27
Indicateur « statut trophique » 27
Autres indicateurs environnementaux proposés. 28

4. CONCLUSION GÉNÉRALE 31

5. AUTRES APPLICATIONS 33

6. PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES : 35

7. RÉFÉRENCES CITÉES : 37

8. ANNEXES : 41

1. Introduction

1.1. Contexte

Le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie est un système oligotrophe fortement influencé par les eaux océaniques mais soumis localement à différents apports d'origine anthropique.
La ville de Nouméa et son agglomération connaît un développement urbain et une croissance démographique importants, mais sans évolution coorolaire de son système d'assainissement. Il en résulte des apports importants en matière organique et nutriments qui perturbent le fonctionnement écologique de l'écosystème et favorise le développement intempestif d'espèces mieux adaptées à des conditions plus riches en sels nutritifs au détriment des organismes d'origine, tel que les organismes coralligènes.
Par ailleurs, les bassins versants de certaines rivières (rivière des Pirogues, rivière La Coulée) comportent d'anciennes mines soumises à une forte érosion qui draine des sédiments jusqu'au lagon. Ces sédiments sont très fluides, stériles et enrichis en métaux, ils sont susceptibles d'avoir un effet néfaste sur l'écosystème au niveau de leur zone de dépôt.
L'impact de ces apports a été abordé par de nombreuses études menées au sein des organismes de recherche du territoire et soutenue per le programme Zonéco (Rapport Zonéco 2006-2010, Grenz et Le Borgne, 2010). Ces dernières ont permis d'accumuler des connaissances scientifiques menant à la définition d'indicateurs environnementaux et de méthodes de suivi du milieu adaptés aux pressions que subit le lagon de Nouvelle Calédonie.
Néanmoins, ces mêmes études ont souligné des lacunes dans notre connaissance de ce milieu parmis lesquels l'impact des apports anthropiques sur le fonctionnement et le rôle des sédiments au sein de l'écosystème (Grenz et al., 2010).

1.2. Etat des connaissances

Le compartiment benthique représente un constituant majeur du lagon de Nouvelle Calédonie. Il abrite de nombreux habitats contribuant à structurer l'écosystème et jouant un rôle important dans l'économie du territoire à travers la fourniture de nourriture et les services écosystémiques (activités sportives, tourisme…).
Dans un milieu peu profond tel que le lagon, les sédiments participent à une large proportion du cycle de la matière organique (MO) :

- Ils participent à la respiration/reminéralisation des détritus organiques d'origine autochtone ou issus de la colonne d'eau, produisant ainsi des nutriments inorganiques.

Ces nutriments en diffusant vers la surface des sédiments et la colonne d'eau sont essentiels pour soutenir la production primaire des organismes autotrophes du lagon (phytoplancton, macro et micro algues benthiques) qui sont à l'origine de la chaîne trophique du lagon.

- Ils abritent de nombreux organismes autotrophes macroscopiques comme les herbiers et les sargasses, et d'autres plus discrets tel que le microphytobenthos (micro algues benthiques). La contribution de ces organismes peut être estimée à 39% de la production primaire totale du lagon sud-ouest de Nouvelle Calédonie, le reste étant assuré par les organismes coralliens et le phytoplancton (Tableau 1). De plus, localement ces organismes peuvent représenter plus de 75% de la production primaire.

Tableau 1 : Contribution des principaux producteurs primaires à la production primaire totale du lagon.

	Production moyenne par unité de surface molC.m^{-2}.an^{-1}	Production primaire totale du lagon Sud-ouest GmolC.an^{-1}
Phytoplancton(1)	11.02	20.94 (36%)
Macro+micro phytobenthos(2)	12.06	22.92 (39%)
Récifs coralliens (3)	144	14.4 (25%)

(1) Jacquet 2005 (2) Clavier et Garrigue, 1999 (3) Gattuso et al., 1998

Le rôle des sédiments au sein de l'écosystème dépend en grande partie de l'importance relative entre production primaire et respiration (P/R), c'est ce que l'on nomme le statut trophique benthique.

Si les sédiments sont hétérotrophes (R > P => P/R<1) les sédiments dépendent de la matière organique issue de la sédimentation pour assurer leur métabolisme, ils ont alors principalement un rôle de compartiment détritique et de reminéralisation.

Si les sédiments sont autotrophes (R < P => P/R>1) alors les sédiments sont indépendant des apports allochtones pour assurer leur métabolisme. Ils sont alors capables d'exporter de la MO vers des systèmes adjacents via la chaîne trophique par exemple.

Les fonds sédimentaires du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie ont fait l'objet de nombreuses études, tant au niveau de la composition des communautés benthiques (Chardy et al. 1987, 1988, Garrigue 1995, 1998, Garrigue & DiMatteo 1991, Garrigue et al. 1992) que de l'évaluation des flux à l'interface eau-sédiment (Boucher & Clavier 1990, Boucher et al. 1994a, 1994b, Clavier et al. 1994, 1995, Clavier & Garrigue 1999, Grenz et al. 2003).

Trois types de fonds sédimentaires (Chardy et al. 1988) ont été définis dans le lagon sud-ouest, en fonction des données sédimentologiques et des caractéristiques biocénotiques du benthos :

· Les **fonds envasés**, situés près des côtes et dans les anciens lits de rivières maintenant immergés.

· Les **fonds de sable gris** qui couvrent la zone intermédiaire et sont constitués d'un sédiment hétérogène.

· les **fonds de sable blancs**, situés dans la zone d'arrière récif-barrière.

La répartition spatiale de ces fonds est respectivement de 30, 50 et 15 % sur l'ensemble du lagon sud-ouest (Chardy et al. 1988) et les constructions coralliennes ne représentent donc que 5 % du lagon.

L'étude des taux de sédimentation, mettent en évidence une faible contribution de la production primaire pélagique au métabolisme des sédiments (Clavier et al., 1995). En effet, seuls 12% de la M.O produite, atteignent le sédiment, la majorité étant reminéralisée au sein de la colonne d'eau. Ces auteurs suggèrent que la principale source de carbone organique sédimentée est d'origine allochtone, notament terrestre, ce qui indique un relatif découplage des métabolismes benthiques et pélagiques au sein du lagon.

L'étude de Clavier et Garrigue (1999) sur les flux métaboliques à l'interface eau-sédiment (respiration et production primaire) a permis de calculer le statut trophique du lagon et des différents types de fonds qui le composent. A l'échelle globale, les sédiments du lagon sont hétérotrophes (P/R=0.88), ce qui veut dire que les sédiments dépendent de la colonne d'eau pour assurer une partie de leur métabolisme. Néanmoins il existe des différences substantielles le long d'un gradient côte large. Les fonds envasés proches des côtes sont nettement hétérotrophes (P/R=0.39), tandis que les fonds de sable gris et blanc sont légèrement autotrophes (P/R=1).

La nature autotrophique des 2/3 des sédiments du lagon suggèrent que l'autotrophie généralement observée pour les récifs coralliens se retrouve aussi dans les sédiments environnant. Ceci indique que ces sédiments fonctionnent sur la base d'un fort recyclage interne des nutriments et présentent de faibles échanges de carbone avec les systèmes adjacents allant dans le sens d'un découplage entre la colonne d'eau et les sédiments. Les fonds envasés sont quant à eux sous l'influence d'apports terrigènes qui se traduisent par une augmentation des apports allochtones et une diminution de la production primaire benthique ; les sédiments ont alors un statut hétérotrophe.

Néanmoins, l'ensemble de ces études ne permettent pas de relier le statut trophique des sédiments aux flux de nutriments à l'interface. Notre connaissance du rôle des sédiments dans l'écosystème est donc incomplète. De plus ces études ne permettent pas d'appréhender

l'impact des activités anthropiques sur l'écosystème benthique, ce qui rend difficile l'utilisation de ces données pour le développement d'indicateur environnementaux.

1.3. Démarche et objectifs

L'objectif de notre étude est de définir l'impact des apports anthropiques sur le fonctionnement des sédiments du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

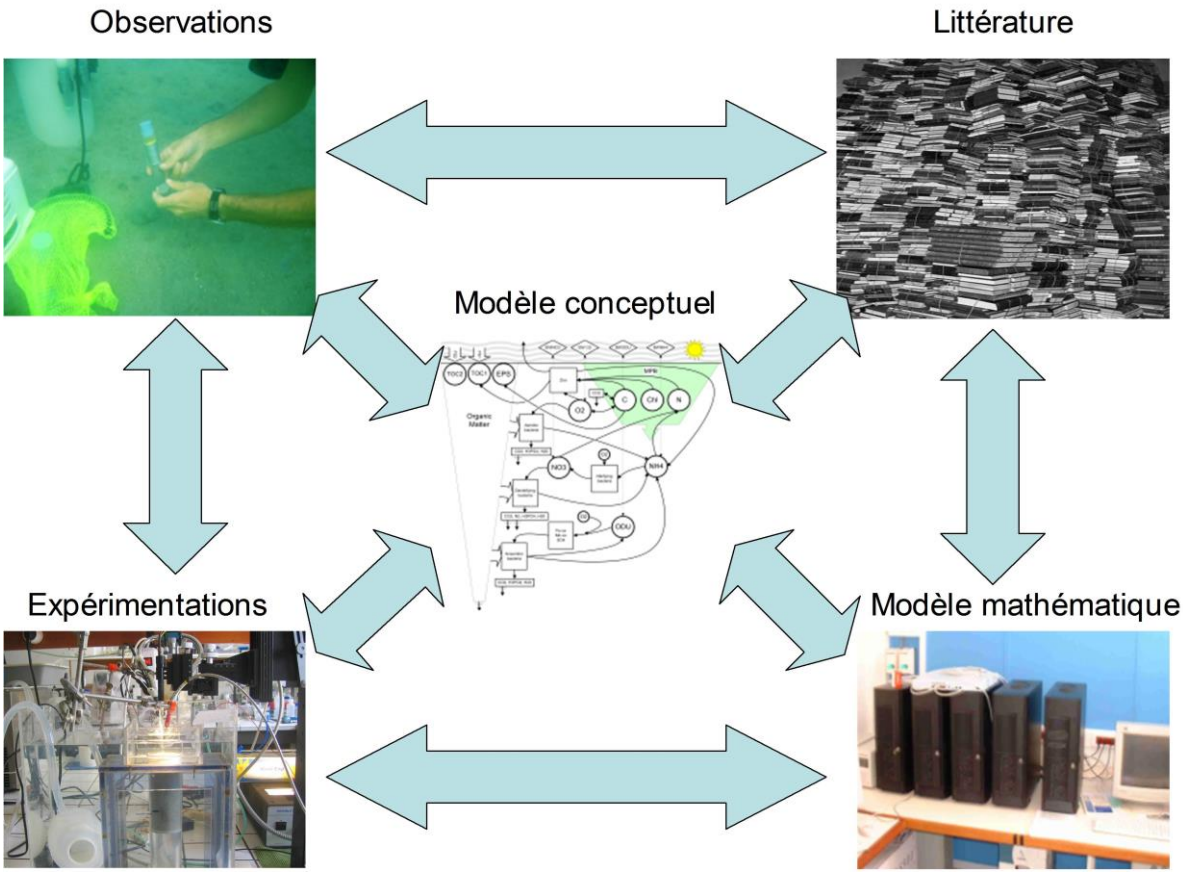

Figure 1: Illustration de la démarche scientifique.

Cette étude est centrée sur le compartiment microbien (bactérie et microphytobenthos, MPB). Le microphytobenthos représente l'ensemble des micro-organismes photosynthétiques vivant à la surface des sédiments. Il participe à une large proportion de la production primaire benthique et influe sur le cycle du carbone et des nutriments. Le compartiment microbien a l'avantage d'être ubiquiste à l'ensemble des écosystèmes benthiques (sédiment vaseux et sableux, herbier, récifs…) et a un temps de réponse rapide aux perturbations environnementales. Ainsi ce dernier est adapté au développement d'indicateurs environnementaux car il est transposable à l'ensemble des fonds du lagon et sensible aux conditions environnementales.

Pour mieux appréhender l'impact des pressions anthropiques sur l'écosystème lagonaire, il est nécessaire de prendre en compte les interactions complexes, entre la biologie, les forçages physiques, les apports anthropiques ainsi que la grande variabilité spatiale et temporelle qui les caractérisent. Ceci exige une approche multidisciplinaire (Fig. 1).

Ainsi notre approche scientifique est composée :

- De campagnes de mesures pour relier le statut trophique des sédiments aux flux de sels nutritifs en fonction des apports anthropiques.
- D'expérimentations visant à comprendre la réponse de la communauté microbienne aux apports en nutriments organiques et inorganiques en fonction des conditions environnementales.
- Du développement d'un modèle mathématique prenant en compte les spécificités des sédiments colonisés par le MPB. Cet outil a permis de déterminer i) le fonctionnement des sédiments en fonction des conditions environnementales, et ii) leurs réponses face à des forçages physiques.

L'ensemble de ces travaux et de leur méthodologie sont disponibles dans le mémoire de doctorat de S. Hochard (2010), et ont donné lieu à des publications et communications scientifiques internationales (voir p. 35).

Dans ce rapport, nous nous efforçons de synthétiser les connaissances scientifiques acquises et et leurs applications au lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

Dans un premier temps, nous présentons le modèle conceptuel du fonctionnement des sédiments élaboré grâce au couplage entre expérimentations et modélisations. Ce modèle décrit le fonctionnement des sédiments en fonction des conditions environnementales. Il permet d'appréhender leur dynamique de réponse face au processus d'eutrophisation, et aussi à plus court terme, aux forçages physiques (effet des courants générés par le vent et les vagues). Dans un second temps l'impact des rejets urbains et des dépôts miniers sur le lagon Sud-ouest de Nouvelle-Calédonie en considérant le statut trophique des sédiments comme indicateur. Finalement nous proposons un inventaire d'autres indicateurs environnementaux et discutons de leur pertinence face à l'impact des rejets urbain et des dépôts minier.

2. Modèle conceptuel du fonctionnement des sédiments dans un milieu peu profond.

2.1. Fonctionnement des sédiments en fonction des conditions environnementales.

Nos travaux expérimentaux et de modélisation nous ont permis de concevoir un modèle conceptuel complet allant de la cellule à l'écosystème. Ainsi il a été possible d'étudier l'impact des conditions environnementales sur le fonctionnement du sédiment et de son rôle au sein de l'écosystème. Deux situtaions distinctes ont été étudiées les conditions oligotrophes et les conditions eutrophes, définies comme suit :

- Les conditions oligotrophes sont caractérisées par une faible concentration en nutriment et une faible turbidité de la colonne d'eau. Les sédiments reçoivent de faibles apports allochtones en MO.
- Les conditions eutrophes présentent au contraire de fortes concentrations en nutriments et une forte turbidité de la colonne d'eau. Les sédiments reçoivent d'importants apports en MO par sédimentation.

Devenir du carbone fixé par photosynthèse par le microphytobenthos.

Les milieux peu profonds (tel que le lagon de Nouvelle-Calédonie) sont caractérisés par le fait que la lumière est capable d'atteindre la surface des sédiments. Ces conditions permettent le développement de microorganismes photosynthétiques à l'interface eau-sédiment, le microphytobenthos (MPB). Ces organismes se développent grâce à l'énergie du soleil en fixant le dioxyde de carbone sous forme de molécules organiques hautement énergétiques, les sucres.

$6CO_2 + 6H_2O + \text{lumière} \rightarrow C_6H_{12}O_6 + 6O_2$

La production primaire du MPB est à la base d'une part importante de l'énergie circulant dans la chaîne trophique des milieux côtiers, et influe sur les cycles biogéochimiques régissant ces écosystèmes (Middelburg et al., 2000 ; Hochard et al., 2010). En effet, afin d'assurer sa croissance, le MPB doit métaboliser sa biomasse en associant le carbone fixé par photosynthèse à d'autres éléments chimiques tel que l'azote et le phosphore. Le carbone et les nutriments assimilés sont stocké sous formes de réserves à partir desquels sont synthétisé les éléments structurels de la biomasse (Fig. 2 a et b). La composition de la structure de la

biomasse est contrainte par la stœchiométrie entre ses différents constituants définie par le rapport de Redfield. Ce dernier est habituellement de 106C :16N : 1P, c'est à dire que pour 106 atomes de carbone fixés par photosynthèse, le MPB doit assimiler 16 atomes d'azote et 1 atome de phosphore pour métaboliser sa biomasse.

Dans des conditions oligotrophes, les nutriments peuvent devenir limitant pour la croissance du MPB. Il y a alors un déséquilibre entre la quantité de carbone fixée par photosynthèse et de nutriments assimilés. Le carbone se retrouve alors en excès et est rejeté à l'extérieur de la cellule sous forme de longues chaînes de carbone organique, les exopolysaccharides (EPS).

Ainsi le devenir du carbone fixé par photosynthèse dépend des conditions environnementales :

- Dans des conditions oligotrophes, la croissance est limitée par la disponibilité en nutriments et jusqu'à 90% du carbone est rejeté dans l'environnement sous forme d'EPS (Fig. 2 a).
- Dans des conditions eutrophes, les nutriments ne sont pas limitants et l'ensemble du carbone est métabolisé sous forme de structure (Fig. 2 b).

Interrelation entre micro organismes autotrophes et hétérotrophes.

Le devenir du carbone fixé par photosynthèse a un impact majeur sur les interrelations entre les microorganismes autotrophes et hétérotrophes des sédiments, et ces interrelations régissent l'ensemble des cycles interne du carbone et des nutriments.

- Dans un milieu oligotrophe les apports allochtones en MO sont faibles, et la production primaire du MPB représente une source de MO importante pour les bactéries hétérotrophes (Fig. 2 c). Ainsi la production d'EPS par le MPB représente un lien direct entre le métabolisme autotrophe et hétérotrophe au sein de ces sédiments. Si les EPS représentent une source de carbone labile aisément disponible pour les bactéries, ces derniers ne contiennent pas l'azote ou le phosphore nécessaire à leur métabolisme. Les bactéries sont alors obligées de se tourner vers d'autres sources de nutriment et se retrouvent en compétition avec le MPB pour les nutriments inorganiques. Ainsi dans ce système, la reminéralisation de la MO sous forme de nutriment inorganique n'est plus associé aux bactéries mais au zoobenthos qui composent la chaine trophique du sédiment. Ces interactions entre MPB et bactéries, qui présentent à la fois un fort couplage et une compétition est bien connue au sein de la colonne d'eau et est qualifié de boucle microbienne. Au sein des sédiments, cette

boucle microbienn entraine une forte rétention des nutriments au sein des sédiment permettant à ce dernier d'atteindre un métabolisme optimum basé sur des processus de régénération des faibles apports allochtones en nutriments.

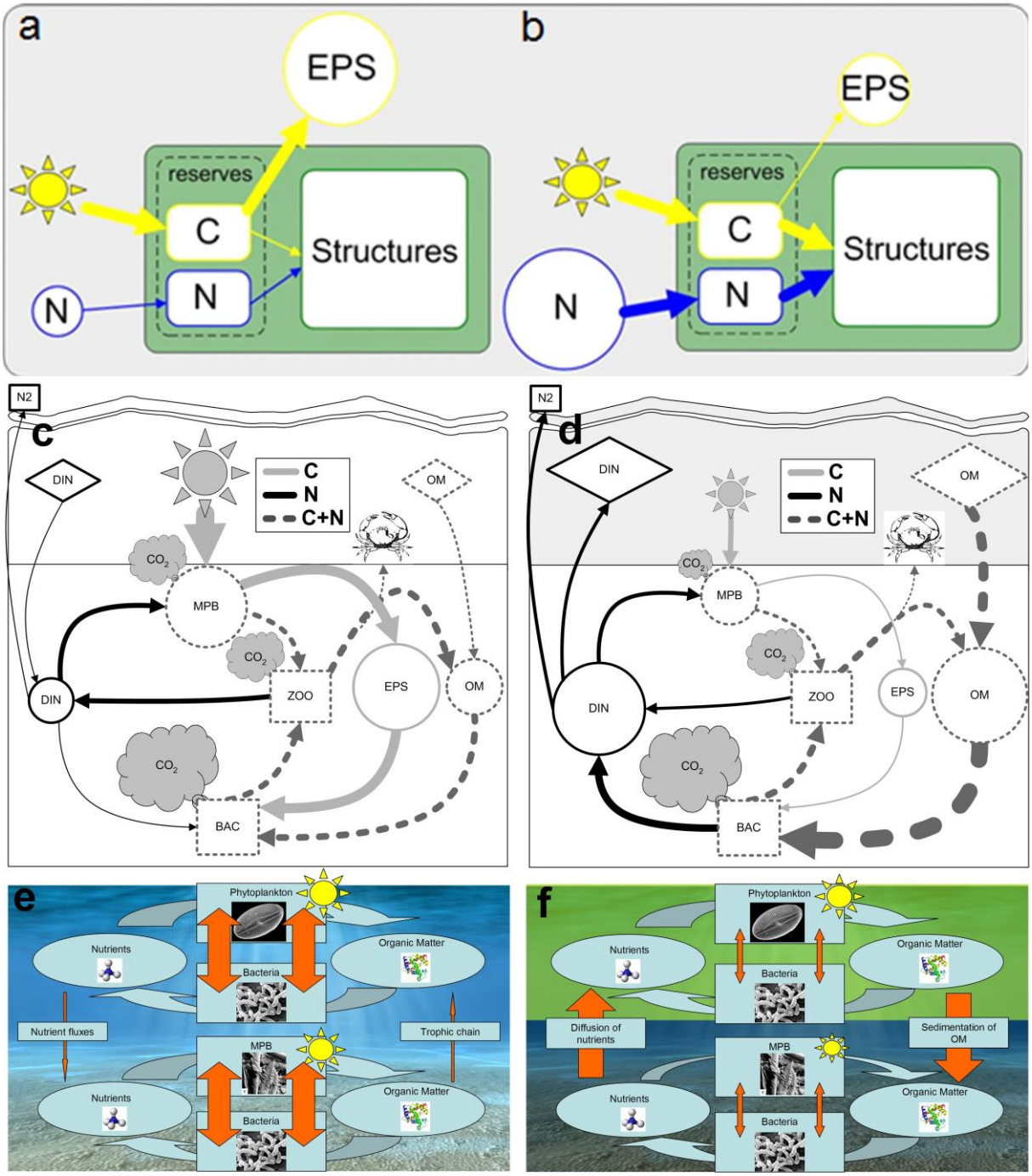

Figure 2 : Modèle conceptuel du fonctionnement d'un écosystème peu profond en fonction des conditions environnementales. Les figures a), c) et d) représentent les conditions oligotrophes, les figures b), d) et f) les conditions eutrophes. a) et b) Devenir du carbone fixé par photosynthèse à l'intérieur d'une cellule de microphytobenthos. c) et d) interrelations entre organismes autotrophes et hétérotrophes, cycles du carbone et de l'azote à l'intérieur du sédiment, et échanges à l'interface eau-sédiment. e) et f) vision globale des interactions entre sédiment et colonne d'eau.

- Dans un milieu eutrophe, étant donné la faible production d'EPS par le MPB, il n'y a pas de lien direct entre le MPB et les bactéries hétérotrophes (Fig. 2 d). En effet la biomasse du MPB est principalement consommée via la chaîne trophique, et seule une petite fraction de cette dernière est disponible pour les bactéries. Cette interaction indirecte entre MPB et bactéries est accentuée par la forte disponibilité en MO d'origine allochtone pour les bactéries. Ainsi, ces deux compartiments peuvent s'alimenter sur les apports allochtones en nutriments et en MO et ne sont pas interdépendants. Ceci se traduit par une absence de mécanisme de rétention des nutriments au sein des sédiments.

Interrelation entre sédiment et la colonne d'eau.

Dans les milieux oligotrophes, la faible disponibilité en nutriments mène à un fort couplage entre organismes autotrophe et hétérotrophe dans la colonne d'eau et dans le sédiment (Fig. 2 e). Ainsi chacun de ces compartiments fonctionnent grâce à la rétention et la régénération de leur pool de nutriments. Les échanges à l'interface eau sédiment sont minimums et chacun des systèmes fonctionne de façon indépendante. Dans ces conditions, le métabolisme est souvent dominé par le sédiment qui peut représenter 75% de la production primaire du système. Ce dernier a alors un rôle prépondérant dans l'alimentation de la chaîne trophique de l'écosystème.

Dans les milieux eutrophes, la disponibilité en MO détritique et en nutriments mènent à un faible couplage entre organismes autotrophes et hétérotrophes dans la colonne d'eau et dans le sédiment (Fig. 2 f). Ceci permet la sédimentation de l'excès de MO produite dans la colonne d'eau vers le sédiment et la diffusion des nutriments reminéralisés dans le sédiment vers la colonne d'eau. Nous sommes donc bien en présence d'un couplage entre le sédiment et la colonne d'eau. L'impact direct de cette situation est que le sédiment agit comme un compartiment détritique alimentant la colonne d'eau en sels nutritifs et stimulant de la production primaire du phytoplancton. La forte biomasse de phytoplancton limite la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et participe au flux de MO vers le sédiment. Ainsi cette situation est auto entretenue par le couplage bentho-pélagique.

Réponse des sédiments lors d'un épisode d'eutrophisation du milieu

Grâce au modèle mathématique, nous avons simulé une eutrophisation rapide du milieu (en l'espace d'un an) en diminuant la lumière et en augmentant la quantité de MO sédimentant (Fig. 3 a). Ce scénario est applicable au lagon de Nouvelle Calédonie. La situation de départ correspond à des conditions que l'on retrouve dans les zones oligotrophes du lagon, et les forçages appliqués aboutissent aux conditions environnementales que l'on retrouve vers le fond de la baie de Sainte Marie, zone sous influence anthropique marquée.

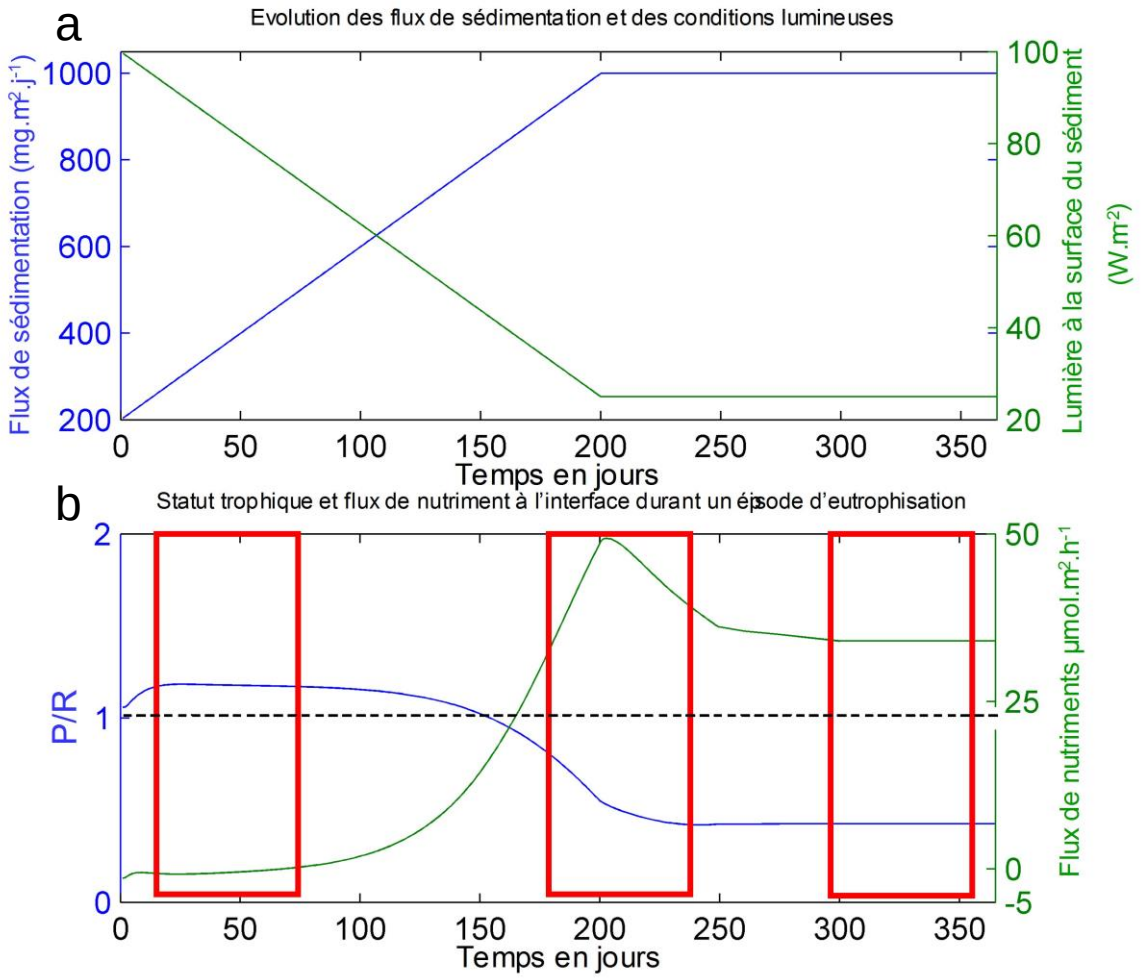

Figure 3 : Simulation d'eutrophisation du milieu, réponse du statut trophique et des flux de sels nutritifs. a) Evolution temporelle des conditions de lumière (vert) et de quantité de MO sédimentant à la surface des sédiments (bleu). b) réponse du statut trophique des sédiments (bleu) et des flux de nutriments à l'interface (vert).

Dans les conditions oligotrophes (conditions initiales) qui caractérisent la plus grande partie du lagon, le système colonne d'eau-sédiment présente de très faibles échanges (Fig. 3 b). Les deux systèmes sont indépendants leur métabolisme étant basé sur une production in situ de MO labile par le phytoplancton et le MPB pour la colonne d'eau et les sédiments respectivement. L'absence de flux d'éléments nutritifs à l'interface bentho-pélagique permet

de conserver la qualité des eaux qui conservent leur clarté du fait de la limitation du phytoplancton par les nutriments.

Si les eaux usées ne sont pas correctement traitées et rejetées directement dans le milieu, ces apports allochtones en MO et en nutriments vont considérablement modifier l'écosystème.

En effet ces apports allochtones vont dans un premier temps lever la limitation par les nutriments qui régulait le métabolisme basé sur recyclage interne d'un faible pool de nutriments. Cette situation va mener d'une part à une augmentation de la production primaire du MPB et donc à l'augmentation de l'assimilation de nutriments et d'autre part à la production de MO riche en nutriments. Les apports allochtones vont aussi conduire à un découplage entre autotrophes et hétérotrophes en réduisant leur interdépendance. Dans cette situation, le sédiment commence à être une source de nutriments pour la colonne d'eau, les mécanismes de rétention étant moins efficaces (autour du jour 100).

Si l'eutrophisation continue, la production primaire devient limitée par la lumière qui chute fortement du fait des apports en matière en suspension et de la croissance phytoplanctonique dans la colonne d'eau stimulée par les apports en nutriments. Dans cette phase, la production primaire benthique diminue tandis que les processus de respiration sont stables car ils bénéficient des apports croissant en MO via la sédimentation. Les sédiments deviennent alors hétérotrophes, la reminéralisation du nutriment dépasse alors la capacité d'assimilation du MPB et les flux de sels nutritifs deviennent importants (jour 150).

Lors du basculement vers l'hétérotrophie, les sédiments sont susceptibles de traverser une période d'instabilité, les nutriments stockés en grande quantité sous forme de MO au cours de la phase d'augmentation de la production primaire étant subitement relargués vers la colonne d'eau. Cette phase de transition dépend en grande partie de la cinétique d'eutrophisation du système, et il est probable qu'une eutrophisation rapide mène à une transition plus violente qu'une eutrophisation plus progressive. Même si elle est suggérée par le modèle, l'existence d'une telle phase d'instabilité n'est pas confirmée par les études environnementales actuellement. Néanmoins un tel phénomène pourrait être à l'origine d'importantes perturbations environnementales telles que des blooms de phytoplancton ou/et de macrophytes.

Une fois les conditions d'eutrophisation établies, les sédiments évoluent vers une situation d'équilibre. Dans cette configuration, le couplage bentho-pélagique est fort : la colonne d'eau et les sédiments présentent de forts échanges. Les sédiments vont durablement soutenir la production primaire pélagique en lui fournissant les nutriments nécessaires. Ainsi même si les

rejets d'eaux usées sont diminués, le retour vers des conditions oligotrophes sera long dans les zones présentant un faible hydrodynamisme.

2.2. Variabilité temporelle sur le court terme : Impact des forçages physiques

Le constat du découplage entre le sédiment et la colonne d'eau dans des conditions oligotrophes est fondé sur un état d'équilibre du système. Or le fonctionnement biogéochimique du lagon est fortement impacté sur le court terme par des forçages physiques, les alizés en étant le principal moteur. En générant vagues et courants, le vent impacte directement le couplage bentho pélagique dans toutes les zones peu profondes du lagon (<10m). L'objet de cette partie est d'appréhender la réponse et le rôle du sédiment pendant ses évènements.

Grâce au modèle, nous avons étudié la capacité des forçages physiques à supplanter l'effet filtre du MPB, conduisant ainsi à un relargage des nutriments emprisonnés au sein des sédiments. En couplant notre modèle et le modèle de colonne d'eau développé par Vincent Faure (Faure et al., 2010), il a été possible de caractériser la réponse globale du système lors de tels évènements.

La nature des échanges due à l'action des vagues et des courants à la surface des sédiments est conditionnée par les caractéristiques sédimentaires.

Ainsi pour les fonds vaseux, principalement les sédiments proches de la côte, les forçages physiques seront dominés par la remise en suspension. La remise en suspension du sédiment va être responsable d'importants échanges de matière particulaire entre le sédiment et la colonne d'eau. Ces échanges vont augmenter la quantité de matière en suspension au sein de la colonne d'eau et ainsi induire une modification des conditions de lumière en. De plus ces échanges vont introduire de la MO et du MPB du sédiment vers la colonne d'eau.

Pour les fonds sableux, surtout les fonds blancs d'arrière récif, qui sont des milieux perméables, les différences de pression générées par les vagues à la surface des sédiments vont générer le transport par advection de l'eau intersticielle entre les grains de sables. Ce processus de transport domine le transport moléculaire de plusieurs ordres de grandeurs et va donc générer d'importants échanges en composés dissous.

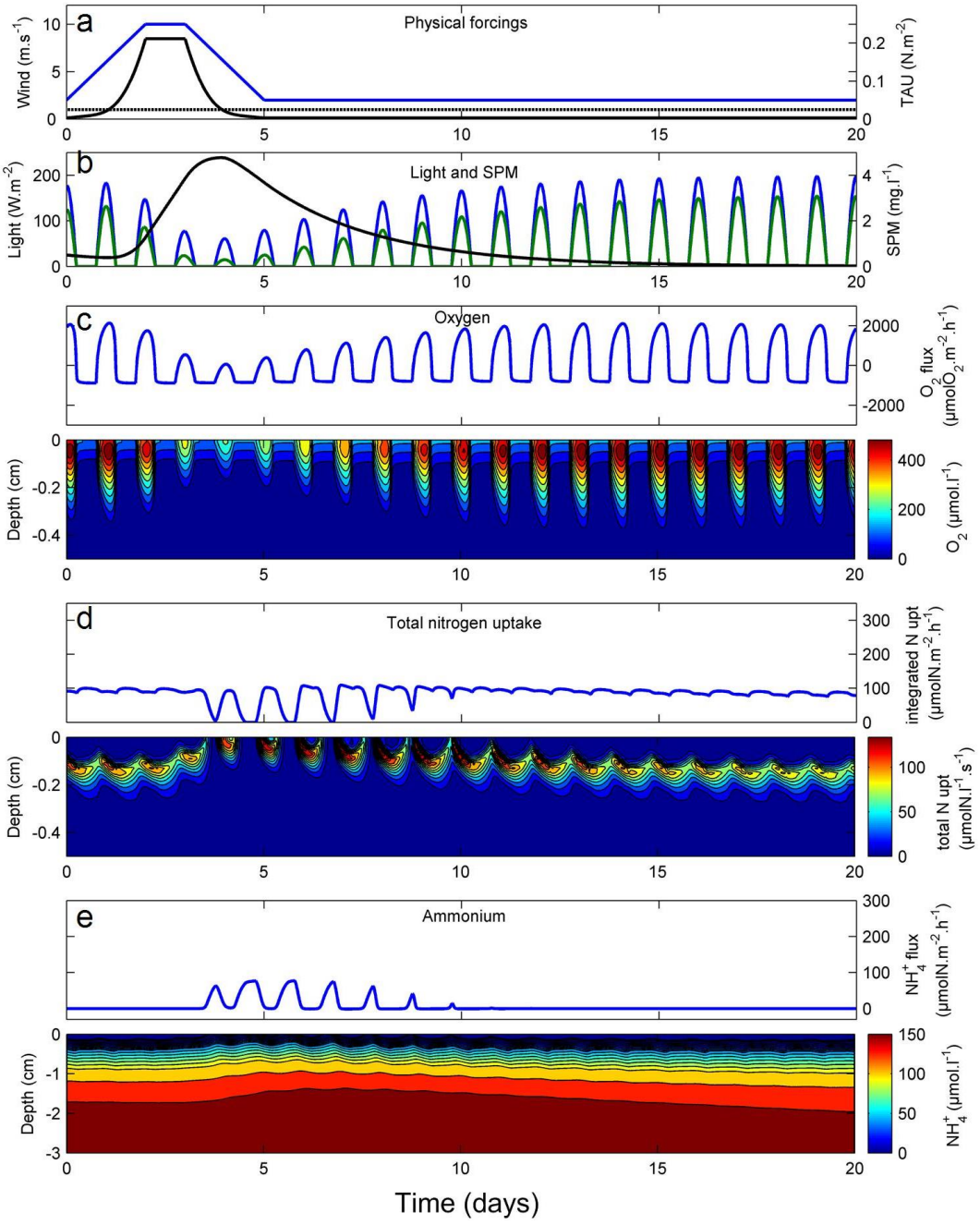

Figure 4 : Simulation d'érosion du sédiment, la figure représente l'évolution temporelle des variables pendant un évènement de vent de 5 jours et le rétablissement du système pendant les 15 jours suivants. (a) vitesse du vent (m s^{-1}) (bleu), tension critique à la surface du sédiment (N m^{-2}) (noir) et seuil critique d'érosion du sédiment (N m^{-2}) (pointillés noirs) (b) quantité de lumière(W m^{-2}) dans la colonne d'eau (bleu) et à la surface du sédiment (vert), et matière en suspension (noir) (mg.l^{-1}). Pour (c, d et e), les graphiques sont séparés en deux parties : la partie supérieure représente l'évolution des flux à l'interface (µmol m^{-2} h^{-1}) pour l'oxygène et l'ammonium (c-e) et de l'assimilation d'azote intégré (µmol m^{-2} h^{-1}) (d) ; la partie inférieure représente l'évolution des profils de concentrations (µmol l^{-1}) pour l'oxygène (c) et l'ammonium (e) et pour le taux d'assimilation d'azote du MPB (µmol l^{-1} h^{-1}) (d).

Les conditions initiales des simulations présentées sont représentatives des sédiments et de la colonne d'eau que l'on trouve dans le lagon et qui ne sont pas sous influence anthropique. Lors des cinq premiers jours de simulations, nous avons simulé un alizé soufflant jusqu'à 10 $m.s^{-1}$ puis diminuant progressivement à 2 $m.s^{-1}$, et nous avons observé le recouvrement du système pendant les 15 jours suivants.

Impact des forçages physiques sur les fonds envasés

Pour les fonds envasés, les alizés induisent la remise en suspension des sédiments (Fig. 4). La matière en suspension augmente jusqu'à un maximum de 4.5 mg l^{-1} à la fin de l'épisode venteux, ce qui cause une forte diminution des conditions de lumière. Du fait de la faible quantité de lumière qui atteint la surface des sédiments, la production primaire du MPB diminue, réduisant la capacité de rétention des sels nutritifs au sein des sédiments. Ceci entraîne l'apparition de flux de sels nutritifs vers la colonne d'eau.

La colonne d'eau est doublement impactée par les apports sédimentaires lors d'un tel épisode. La remise en suspension entraîne un échange direct de MO et de MPB vers la colonne d'eau. La disparition de l'effet filtre du MPB à la surface du sédiment libère une importante quantité de sels nutritifs via les flux diffusifs. A cause de la forte, la réponse du phytoplancton aux apports en sels nutritifs est décalée de plusieurs jours par rapport à l'alizé (Fig. 5).

Des mesures de remise en suspension ont été effectuées sur les sédiments du lagon en collaboration avec Sylvain Ouillon (IRD) et Pierre Le Hir (Ifremer). Elles ont montré que la remise en suspension du MPB peut causer un doublement de la quantité de Chla présente dans la colonne d'eau. Ainsi, dans les parties peu profondes du lagon, les variations de Chla observées dans la colonne d'eau sur le court terme pourraient provenir du MPB plutôt que du phytoplancton (Annexe Fig. 2).

Impact des forçages physiques sur les fonds sableux

A son maximum, l'advection de l'eau interstitielle représentait un processus de transport 40 fois plus élevé que la diffusion moléculaire (Fig. 6). Etant donné le plus fort transport de sels nutritifs, les conditions de lumière étant stables, la production primaire du MPB est fortement stimulée. Néanmoins, ces conditions apparaissent comme étant capables de surpasser la capacité maximale d'assimilation des nutriments du système et donnent lieu à des pulses très importants de nutriments vers la colonne d'eau. Ces pulses de nutriments sont de courte durée

car les nutriments sont rapidement expulsés hors du sédiment et concentrations dans l'eau interstitiel diminuent rapidement. Dès que les forçages physiques diminuent, le système retrouve son état d'équilibre rapidement et les flux d'élément nutritifs sont de nouveau négligeables.

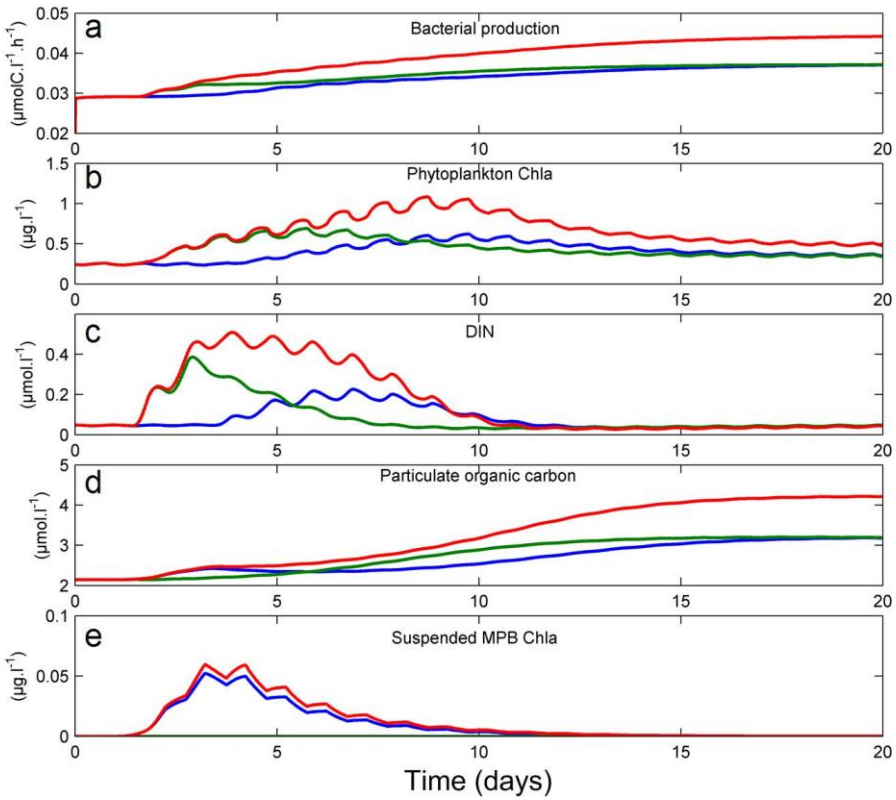

Figure 5 : Réponse de la colonne d'eau à un évènement d'érosion (bleu), d advection d'eau interstitielle (vert), et aux deux évènements simultanément (rouge). (a) Production bactérienne (µmolC. $l^{-1}.h^{-1}$), (b) concentration en Chla du phytoplancton (µg. l^{-1}), (c) Azote inorganique dissous (µmol.l^{-1}), (d) carbone organique dissous (µmol.l^{-1}),(d) Chla du MPB remis en suspension (µg.l^{-1}).

Ce phénomène impacte le fonctionnement de la colonne d'eau de manière significative (Fig. 5). En effet, le pulse de sels nutritifs vers la colonne d'eau qui est initialement fortement limitée en nutriments, va permettre de stimuler la production primaire pélagique sur le court terme. Ainsi lors de forts alizés, le découplage entre sédiment et colonne d'eau est levé, et les apports en nutriments sédimentaires doivent être pris en compte afin de comprendre la dynamique du système. Les apports venant du sédiment seront d'autant plus grands que les sels nutritifs auront eu le temps de s'accumuler au sein du sédiment. Ainsi les échanges seront plus importants si le coup de vent à été précédé par une longue période sans vent.

Ainsi, le modèle présentant le sédiment et la colonne d'eau comme indépendants dans des conditions oligotrophes est à modérer pour les zones peu profondes. Dans ces zones, les

forçages physiques vont représenter des processus de transport majoritaires par rapport à la diffusion moléculaire et jouer un rôle prépondérant dans le couplage bentho-pélagique.

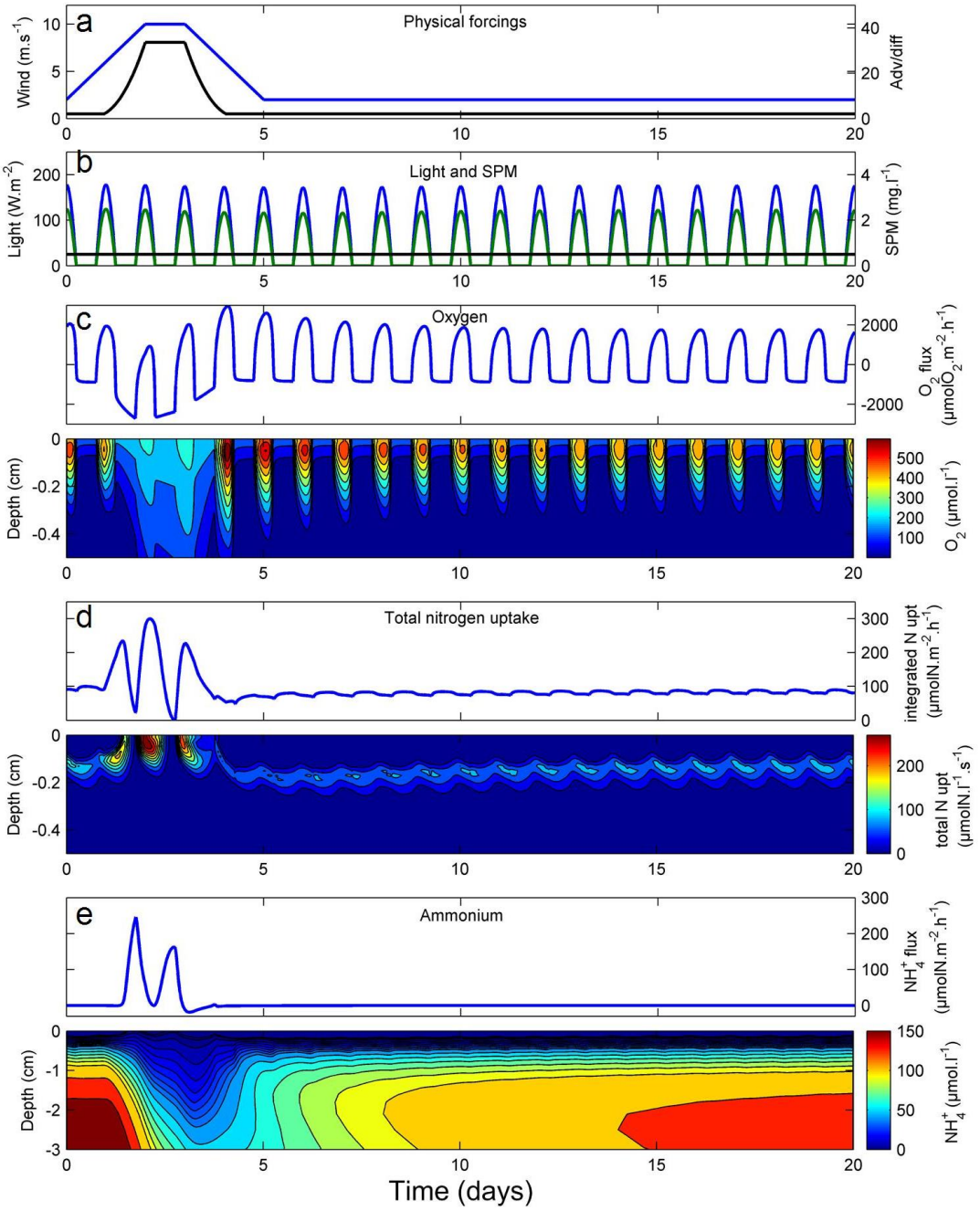

Fig. 6 : Simulation de l'advection d'eau interstitielle. La figure représente l'évolution temporelle des variables pendant un évènement de vent de 5 jours et le rétablissement du système pendant les 15 jours suivants. (a) vitesse du vent ($m.s^{-2}$) (bleu), augmentation du processus de transport dû à l'advection d'eau interstitielle (noir). (b) quantité de lumière ($W.m^{-2}$) dans la colonne d'eau (bleu), à la surface du sédiment (vert) et matière en suspension (noir) ($mg.l^{-1}$). Pour (c, d, et e), les graphiques sont séparés en deux parties : la partie supérieure représente l'évolution des flux à l'interface (µmol m^{-2} h^{-1}) pour l'oxygène et l'ammonium (c-e) et de l'assimilation d'azote intégré (µmol m^{-2} h^{-1}) (d) la partie inférieure représente l'évolution des profiles de concentrations (µmol l^{-1}) pour l'oxygène et l'ammonium (c-e) et pour le taux d'assimilation d'azote du MPB (µmol l^{-1} h^{-1}) (d).

3. Application aux impacts anthropiques dans le lagon de Nouvelle Calédonie

Dans ce chapitre, nous abordons le fonctionnement du couplage bentho pélagique au sein du lagon sud-ouest de Nouvelle Calédonie. Cette étude représente une application directe des modèles conceptuels développés. Cette dernière à pour but de relier le métabolisme des sédiments (statut trophique) aux échanges de sels nutritifs à l'interface bentho pélagique, en fonction des rejets urbains et des dépôts issus de l'érosion des sols minier. Le protocole expérimental employé est détaillé, car ce dernier peut être adapté pour un suivi environnemental du lagon.

3.1. Matériels et méthodes

Campagnes d'échantillonnages

Nous avons réalisé deux campagnes de mesures afin de quantifier le métabolisme des sédiments, et les échanges de nutriments à l'interface.

La première campagne (appelé la campagne transect) avait pur but de définir le statut trophique des sédiments et des flux de nutriments inorganiques le long d'un gradient d'eutrophisation lié à des rejets urbains. Cette campagne s'est déroulée en mai 2008 sur un total de cinq stations (Fig. 7 et Tableau 2). Les stations N04 et N08 étaient situées dans la baie de Ste Marie et recevaient des eaux usées issues de la ville de Nouméa. Les autres stations (N40, M41, M42) étaient situées plus au large, et donc sont supposés non soumises aux influences anthropiques.

La deuxième campagne (appelé la campagne des types de fonds) s'est déroulée en août 2008. Trois stations contrastées ont été choisies (Fig. 7 et Tableau 2), chacune d'elle correspondant à un type de fond. La station B08 était située dans le fond de la baie de Boulari, près de l'embouchure de la rivière de la Coulée, dans les fonds envasés sous influence minière marquée. La station AV était située sur les fonds de sables gris près de la ville de Nouméa et recevait des apports d'origine anthropique. Due à l'hydrodynamisme de cette zone permettant un renouvellement des eaux important par rapport à la baie de St Marie, cette station est considérée sous une influence anthropique modérée. La station M42 représente les fonds de sables blancs situés en arrière récif et sous influence océanique. De façon à définir la

reproductibilité de nos mesures, chaque station à été échantillonnée 3 fois à 10 jours d'intervalle.

Figure 7 : Carte des différents types de fond du lagon Sud-ouest de Nouvelle-Calédonie et position des stations d'échantillonnage.

Tableau 2 : paramètres environnementaux des stations échantillonnés lors des deux campagnes.

	Transect					types de fonds		
	N04	N08	N40	M41	M42	B08	AV	M42
Eaux de fonds								
Coeff. d'extinction de la lumière (m^{-1})	0.26	0.19	0.12	0.08	0.06	0.15	0.15	0.06
Chla (µg l^{-1})	1.1	1.2	0.4	0.3	0.3	0.5	0.5	0.1
NH_4 (µmol l^{-1})	0.08	0.09	0.08	0.12	0.07	0.08	0.10	0.05
NO_3 (µmol l^{-1})	0.04	0.20	0.03	0.01	0.14	0.2	0.1	0.08
Sediment								
Types de fonds	FV	FV	FSG	FSG	FSB	FV	FSG	FSB
profondeur (m)	10	9	20	11	10	12	10	10
% de lumière atteignant le sédiment	7	18	9	41	54	16	22	54
Chla (mg m^{-2})	21	16	47	40	46	8	34	60
% de pigments détritiques	63	63	43	22	17	59	42	21
NH_4 (µmol l^{-1}) 0-1 cm	60	85	61	37	45	78	66	37
NH_4 µmol l^{-1} 5-9 cm	183	220	218	197	93	180	215	83
%vases	76	55	17	6	4	88	21	4
% de sédiments biogènes	41	67	86	88	88	46	85	88

Procédure d'échantillonnage et d'incubation

Le matin, des carottes de sédiments (n=4, 15-25cm de sédiment) étaient collectées par en plongée en utilisant des tubes de PVC transparent (diamètre interne 9cm). L'eau à l'interface du sédiment était préservée durant l'échantillonnage avec 25-35cm d'eau surnageante. De l'eau de fond était échantillonnée 1m au-dessus de la surface du sédiment pour servir de contrôle. Les échantillons étaient conservés dans une glacière durant le transport au laboratoire (moins de deux heures).

Les sédiments étaient incubés au laboratoire. Les carottes étaient scellées avec des bouchons équipés de mélangeurs magnétiques et des ouvertures de prélèvement étanche à l'air. Deux chambres thermostatées ont été utilisées pour recréer les températures *in situ*, dont une était équipée de lampe délivrant une intensité lumineuse de 35 W m^{-2} (ca. 120 µmol photons m^{-2} s^{-1}). La moitié des carottes (2 carottes de sédiment + eau, une carotte d'eau de fond seul comme contrôle) a été utilisée pour mesurer le métabolisme et les flux de nutriments à l'obscurité et à la lumière. Les carottes ont été incubées pendant 6 heures et les flux ont été calculés à partir de la différence entre concentration finale et initiale dans l'eau surnageante. A la fin de l'incubation, des échantillons de sédiments (diamètre 2,.6 cm) ont été collectés pour la mesure de Chla (n=4) et des concentrations de l'eau interstitielle (n=4)

Analyse de l'eau interstitielle et des nutriments

L'eau surnageante dans les carottes d'incubation et l'eau interstitielle ont été analysées par les mêmes méthodes. La concentration en oxygène a été déterminée avec des micro-électrodes à oxygène (Unisense, DK), ces dernières ont été calibrées avant chaque série de mesures.

Les concentrations en nitrate et nitrite ont été déterminées selon Raimbault et al. (1990) sur un Bran+Luebbe Autoanalyzer III avec une limite de détection et un coefficient de variation de 20 nmol l^{-1} et 3% et 2 nmol l^{-1} et 8% pour des eaux eutrophes et oligotrophes respectivement. L'ammonium a été déterminé à l'aide d'un fluorimètre Turner TD-700, immédiatement après prélèvement en utilisant la méthode d'Holmes et al.(1999). Les concentrations en phosphate ont été déterminées à l'aide d'un Bran+Luebbe Autoanalyzer III avec une limite de détection de 0,01 µmol l^{-1} et un coefficient de variation de 11% entre les réplicats (Torréton et al., 2007).

Métabolisme des sédiments et statut trophique

De façon à calculer le métabolisme et le statut trophique du sédiment, les flux d'oxygène ont été transformés en flux de carbone en utilisant les quotients benthiques calculés pour le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie par Clavier et al. (1994): 1,03 pour le quotient photosynthétique (CPQ = production brute de O_2/consommation brute de CO_2 consommation) et 1,14 pour le quotient de respiration (CRQ = production de CO^2/consommation de O^2). Les flux d'oxygène à la lumière ont été utilisés comme mesure de la production primaire nette (NPP), et les flux d'oxygène à l'obscurité ont servis a calculer la respiration (R).
La production primaire brute (GPP) a été calculée à partir de la production primaire nette et de la respiration comme suit :

$$GPP = NPP + R$$

Pour des raisons pratiques, nous avons assumé que la respiration à la lumière était égale à la respiration à l'obscurité. Le statut trophique (P/R) a été calculé à partir des taux de GPP et de R rapporté à une journée :

$$\mathrm{P/R} = GPP * 12 / R * 24$$

3.2. Résultats et discussion

Stations non impactées.

Nos résultats ont clairement montré que les sédiments sous influence d'eau océanique étaient autotrophes, c'est-à-dire qu'ils produisaient plus de MO qu'ils n'en respiraient (Fig. 8, 9 et 10). De plus, il existe une forte corrélation entre production primaire et respiration pour cette zone du lagon. Ceci suggère que la production primaire du MPB est la source principale de MO pour les organismes hétérotrophes. Ces deux points confirment le rôle de ces sédiments comme étant la base d'une chaîne trophique indépendante de la colonne d'eau. La production primaire nette de cette zone indique que ces sédiments peuvent potentiellement exporteés de la MO vers les échelons trophique supérieurs. Les études de Kulbicki et al. (2005) montrent que de nombreuses espèces à intérêt commercial dépendent de cette chaîne trophique. En effet, les poissons démersaux se nourrissent principalement d'invertébrés benthiques dont la base de la chaîne trophique est le MPB.

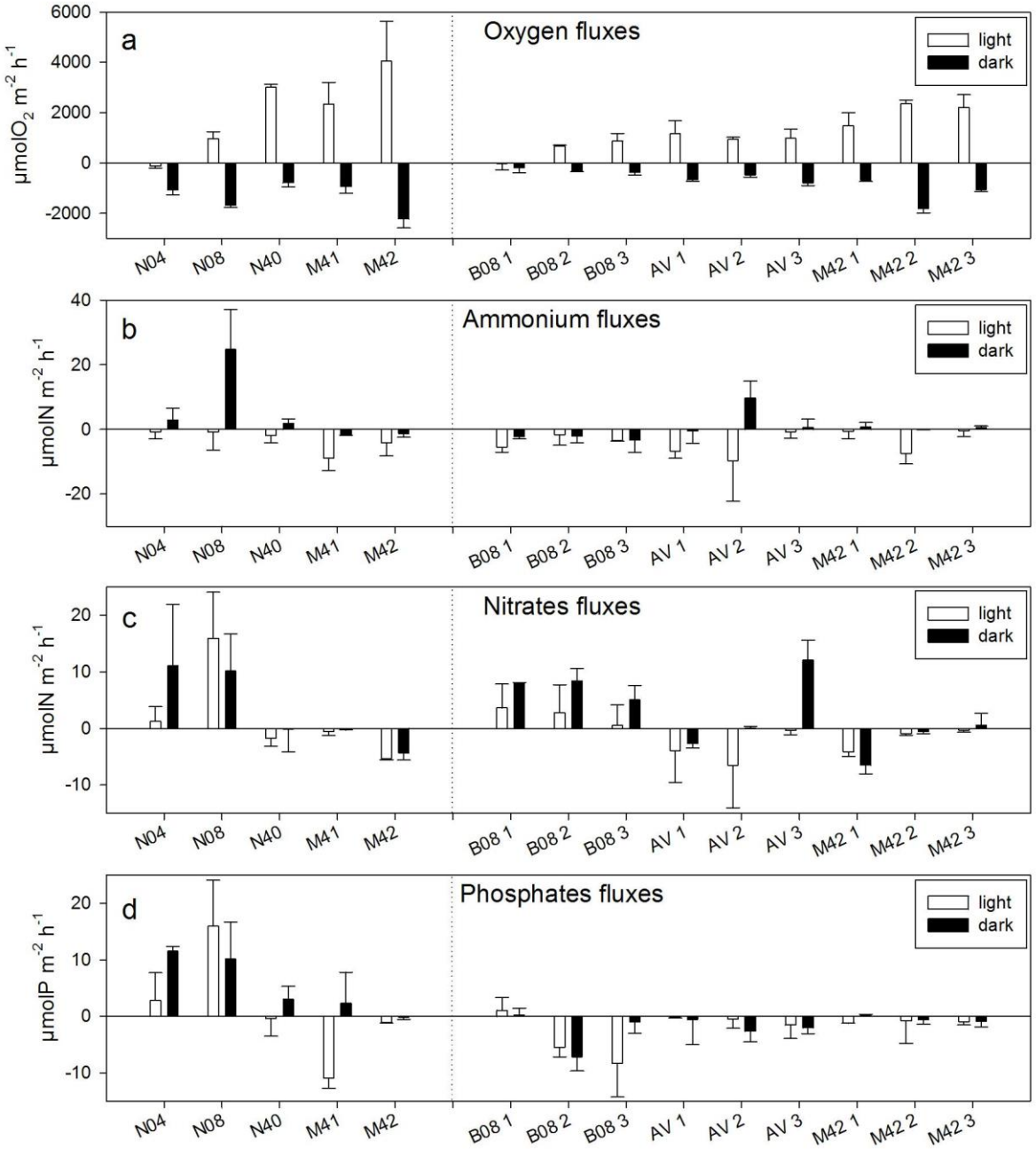

Figure 8: Flux diffusifs à l'interface, les valeurs positives indiquent des flux sortants du sédiment et les négatives des flux entrants. Sur la droite, le transect côte large ; sur la gauche, le suivi des différents type de fonds. a) flux d'oxygène b) flux d'ammonium c) flux de nitrates d) flux de phosphates.

Cette zone est caractérisée par des flux de sels nutritifs négatifs, le sédiment agit donc comme un puits de nutriment vis-à-vis de la colonne d'eau. Ceci tend à confirmer que le métabolisme de ces zones du lagon est basé sur des processus de régénération très efficace, emprisonnant les sels nutritifs à l'intérieur du sédiment. Ainsi, le découplage du cycle du carbone entre le sédiment et la colonne d'eau précédemment observée par les études de Clavier et Garrigue 1999 peut être aussi étendu au pool d'éléments nutritifs.

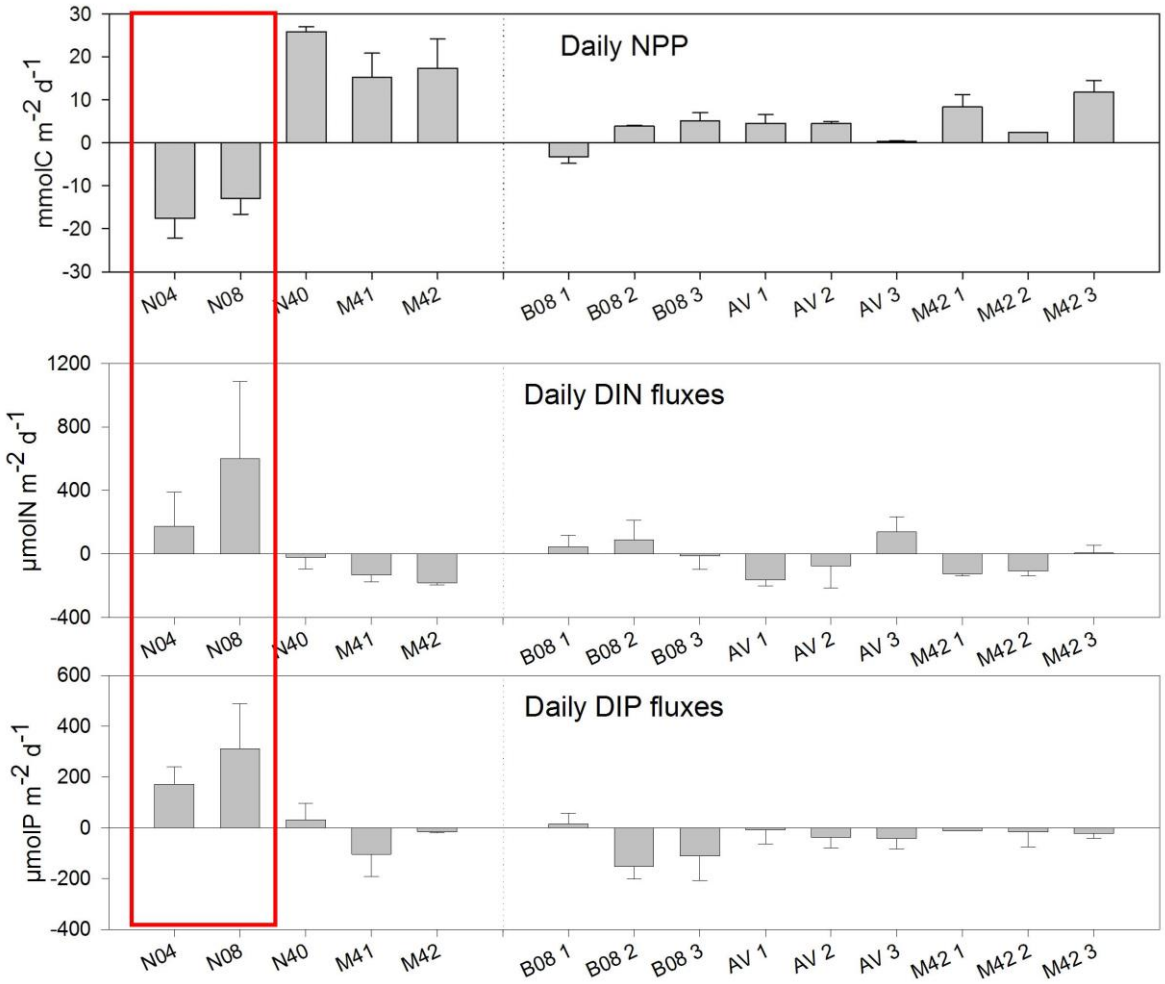

Fig. 9 : Bilan journalier du métabolisme sédimentaire et des flux de nutriment à l'interface, les valeurs positives indiquent des flux sortants du sédiment et les négatives des flux entrants. Sur la droite, le transect côte large ; sur la gauche, le suivi des différents type de fonds.

Impact des rejets urbains

Les sédiments des stations de mesures situées dans la baie de Ste marie (N04 et N08) ont quant à elles un métabolisme clairement hétérotrophe (Fig. 8, 9 et 10). Ceci signifie qu'il y a plus de MO respirée que produite au sein du sédiment et donc que leur métabolisme dépend des apports de MO par sédimentation. Cette caractéristique reflète les forts apports allochtones véhiculés par les eaux usées se déversant dans la baie.

Conformément au modèle conceptuel développé dans les chapitres précédents, ces apports allochtones vont entraîner un découplage entre les organismes autotrophes et hétérotrophes au sein du sédiment, ce qui se traduit par des flux positifs substantiels en élément nutritifs à l'interface bentho pélagique.

Ainsi dans les baies eutrophisées du lagon, il y a bien un couplage entre le sédiment et la colonne d'eau. Les sédiments dépendent de la MO apportée par la colonne d'eau pour assurer leur métabolisme, et les sels nutritifs relargués vont représenter une source de nutriments soutenant la production primaire pélagique.L'eutrophisation du milieu est donc renforcée par le passage des sédiments à l'hétérotrophie. La conséquence directe de ce phénomène est un déplacement de la base de la chaine trophique , c'est à dire d'un milieu ou la production primaire est dominée par le benthos à un système où le phytoplancton est le principal producteur primaire.

Nos mesures suggèrent que ce phénomène pourrait s'étendre en dehors de la baie de Ste Marie. En effet, la station située dans la baie de l'Anse Vata a montré une plus forte variabilité que les stations situées en milieu de lagon, tant au niveau du métabolisme observé que des flux de sels nutritifs à l'interface. Cette observation est soutenue par nos expérimentations qui ont démontrés qu'à cette station le couplage entre organismes autotrophes et hétérotrophes était faible et que le métabolisme n'était pas limité par la disponibilité en MO et nutriments, ce qui est caractéristique des milieux enrichis.

Impact de l'érosion des sols miniers

La station B08 situé en fond de baie de Boulari nous a permis d'appréhender les effets des apports miniers sur le fonctionnement des sédiments. En effet cette station est située à proximité de l'estuaire de la rivière La Coulée dont le bassin versant a connu une forte activité minière. Ainsi cette rivière draine des « boues rouges » avec une forte concentration en métaux (Fernandez et al.,2006).

Les sédiments de cette station étaient autotrophes mais présentaient les plus faibles métabolismes de l'ensemble de notre jeu de données, aussi bien au niveau de la production primaire que de la respiration (Fig 8, 9 et 10). Le fait que cette station ne soit pas hétérotrophe suggère que la MO dérivée des apports terrigènes est faiblement bio-disponible avec la présence de composés de matières réfractaires. Les très faibles valeurs de la production primaire du MPB à cette station, relativement aux autres, ne peuvent pas seulement s'expliquer par une limitation par la lumière ou les éléments nutritifs. Nous avançons l'hypothèse que la nature des vases dont l'origine est un bassin versant avec des exploitations minières (soumise à de l'érosion) à un effet négatif sur l'établissement de la communauté microbienne.

Deux raisons majeures peuvent être avancées pour expliquer ce phénomène. Ces vases étant extrêmement fluides, elles sont remises en suspension par les courants de marées (Sylvain Ouillon, communication personnelle)rendant impossible un développement pérenne de la communauté microbienne. De plus les fortes teneurs en métaux ont un effet inhibant sur le métabolisme de la communauté microbienne (Pringault et al., 2008). Il est fort probable qu'un effet conjoint de ces deux phénomènes soit à l'origine des résultats observés.

En accord avec le fait que ces sédiments soit autotrophes, les flux de sels nutritifs à l'interface bentho pélagique sont extrême faible. Ainsi le fonctionnement de ces sédiments est comparable au reste du lagon, mais leur très faible activité métabolique cactérise ce qui pourrait s'appeler un "désert microbiologique". Il est ainsi peu probable que ces sédiments représentent une source de nourriture substantielle pour les échelons trophiques supérieurs.

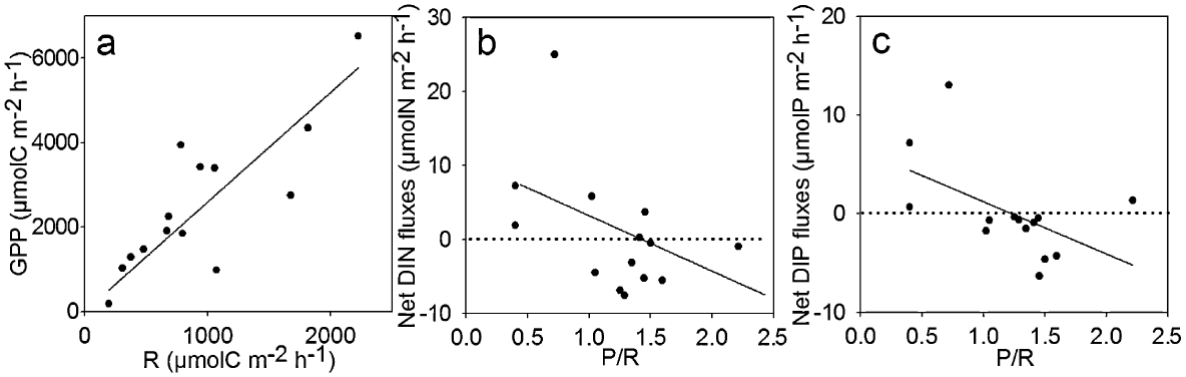

Fig . 10 : Relation entre (a) la repiration (R) et la production primaire brute (GPP), (b) le statut trophique et les flux d'azote inorganique dissous, (c) le statut trophique et les flux de phosphate inorganique dissous.

Comparaison avec les études antérieures

Nos résultats sont en accord avec les précédentes études conduites sur le lagon (Tableau 3 et 4). Nous sommes arrivés à des conclusions similaires que Clavier et Garrigue (1999) pour les métabolismes et statut trophiques des différents types de fonds (tableau XX). Néanmoins une comparaison directe est limitée à cause de la différence de couverture spatiale entre les études et par le fait que nous n'avons pas pris en compte les macrophytes dans le métabolisme des sédiments. Ainsi les statuts trophiques plus élevés de notre étude reflètent certainement la plus faible profondeur moyenne de nos stations de mesures (profondeur moyenne 11.5 m vs. 21 m pour Clavier et Garrigue (1999)).

Les flux de nutriments à l'interface étaient dans la gamme inférieur des flux mesurés dans cet écosystème (Boucher et Clavier 1990 Grenz et al. 2010). Néanmoins aucunes de ces études n'a mesuré les flux de nutriment à la lumière et donc elles les ont surestimé. Grenz et al.

(2010), ont trouvés une tendance similaire dans le transect côte récif, avec des flux maximum dans La Baie de St Marie, ce qui confirme le statut eutrophique de cette baie.

Tableau 3: Comparaison des métabolismes de production primaire brute (GPP) et de respiration (R) (en mmolC.m^{-2}.d^{-1}) et du statut trophique mesurés pendant notre étude avec les études précédentes en fonction des types de fonds:

	GPP		R		P/R	
	C&G	H et al.	C&G	H et al.	C&G	H et al.
Fonds vaseux	8 ±1	15 ±7	20 ±1	20 ±17	0.4	0.75
Sables gris	45 ±5	30 ±13	48 ±4	20 ±5	0.94	1.5
Sables blancs	50 ±5	50 ±21	45 ±4	40 ±19	1.1	1.25

C&G : Clavier et Garrigue 1999 H et al. : Hochard et al., 2012

Tableau 4: Comparaison des flux d'azote inorganique (en µmolN.m^{-2}.h^{-1}) mesurés pendant notre étude avec les études précédentes en fonction de types de fonds:

	H et al.	B&C	G et al.
Fonds vaseux	7 ±10	27 ±4	17 ±22
Sables gris	-2 ±5	30 ±3	12 ±16
Sables blancs	-4 ±3	3 ±4	8 ±6

H et al. : Hochard et al., 2012 B&C : Boucher et Clavier, 1990 G et al. : Grenz et al., 2010

3.3. ndicateurs de l'état écologique des sédiments

Indicateur « statut trophique »

Suite à nos travaux, il nous apparaît que l'indicateur environnemental le mieux adapté pour diagnostiquer l'état de santé des sédiments au sein du lagon est la mesure de leurs statuts trophiques. L'avantage de cet indicateur est qu'il est aisément transposable à l'ensemble des écosystèmes benthiques présents au sein du lagon (sédiments nus, herbiers, fonds meubles à proximité des récifs, …). Il permet d'aquérir les métabolismes de bases des sédiments, synthétise de nombreuses propriétés de ces derniers et peut être relié à des processus tel que les flux de nutriments à l'interface. Il constitue ainsi un indicateur de la fonction des sédiments au sein de l'écosystème, chose qui ne peut être déduite à partir de la mesure de paramètres d'état.

Cet indicateur a été proposé par d'autres études pour le suivi des milieux peu profonds (Rizzo et al., 1996 ; Viaroli et Christian, 2003; Engelsen et al., 2008), et le protocole de mesure décrit dans ce chapitre est directement applicable dans ce cadre.

Nos travaux permettent de mieux adapter cet indicateur au lagon sud-ouest afin de prendre en compte ses spécificités. Ainsi nos mesures ont démontré que les rejets urbains entrainent une diminution de la production primaire benthique et une augmentation de la respiration, ce qui

se traduit par des sédiments hétérotrophes (Fig. 11). Les dépôts de sédiment minier quand à eux se traduisent par une baisse du métabolisme microbien, avec une inhibition de la production primaire et de la respiration (Fig. 11). La manière la plus simple de mettre en évidence ce phénomène est de considérer qu'au sein du lagon un taux de respiration inférieur à 500 µmol.m^{-2}.h^{-1} est anormal.

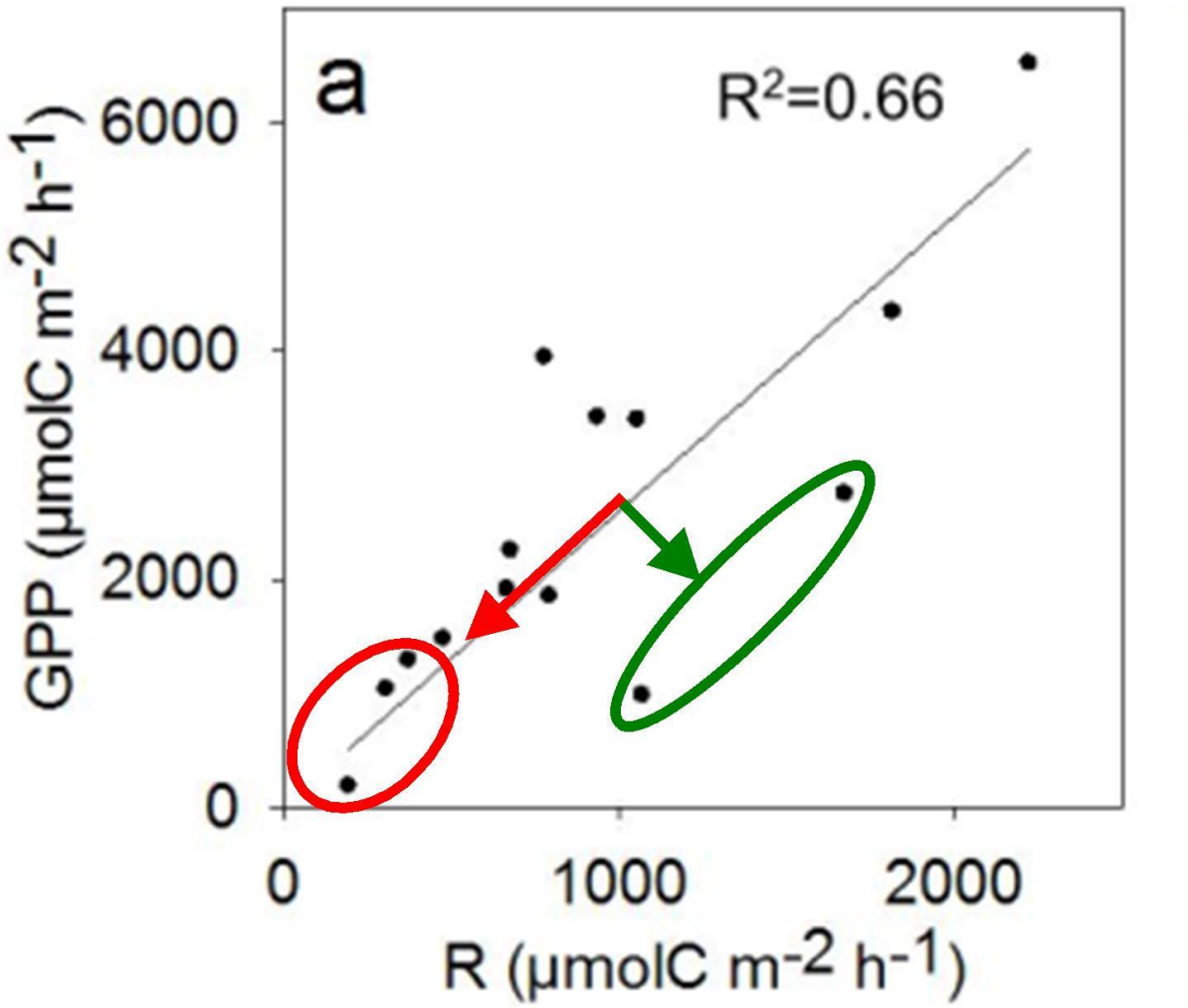

Fig. 11 : Illustration de l'impact des rejets urbains (en vert) et des apports en sédiments miniers (en rouge) sur les métabolismes permettant de calculer le statut trophique des sédiments : la respiration (R) et la production primaire brutes (GPP).

Autres indicateurs environnementaux proposés.

Si le statut trophique nous paraît le plus pertinent du point de vue de la quantité d'informations qu'il synthétise, il est cependant difficile à mettre en œuvre d'un point de vu logistique. D'autres indicateurs basés sur la mesure de paramètres sédimentaires apparaissent comme plus facilement applicables. Le guide pour le suivi de la qualité du milieu marin (Beliaeff et al., 2011) propose notamment des indicateurs benthiques pour les apports

sédimentaires et en métaux (couverture corallienne, couverture en phanérogames, concentration en métaux et en contaminants organiques).

Ici, nous présentons des indicateurs biogéochimiques benthiques qui nous semblent pertinents et discutons de leur possible application pour appréhender l'impact des rejets urbains et des apports en sédiment miniers (Tableau 5).

- La Matière Organique totale : elle est considérée comme une propriété importante des sédiments ayant une influence directe sur la communauté microbienne hétérotrophe, la capacité d'adsorption des polluants et la demande en oxygène des sédiments. Elle reflète les apports allochtones et la production primaire benthique. La MO totale peut servir à tracer les rejets urbains qui se traduisent par une forte accumulation de MO, néanmoins cette mesure peut être affectée par les apports terrigènes en MO. Elle peut être mesurée par perte au feu (Nelson et Sommers, 1982) ou par la méthode de Walkley-Black (Walkley et Black, 1934). Il existe plusieurs études sur le lagon Sud Ouest (Garrigue et al., 1992; Grenz et al. 2003).
- Matière aisément oxydable (MAO) et Carbone Biopolymeric (BPC) : le pool total de MO contenue par le sédiment ne reflète que faiblement son importance pour l'écosystème, le pool de MO labile étant dilué dans un pool beaucoup plus important de MO réfractaire. Les mesures de la MAO (Avnimelech et al., 2004) et le BPC (Pusceddu et al., 2009) permettent une approche plus qualitative, en évaluant la fraction biodisponible de la MO. Il n'existe pas de données diponibles pour le lagon, mais ces mesures sont utilisées notamment par l'IFREMER pour l'étude des bassins de crevetticulture en Nouvelle Calédonie (Debenay et al. 2009, Pusceddu et al., 2011).
- Mesure du potentiel redox des sédiments : L'état d'oxydo-réduction des sédiments est déterminé par le comportement et l'activité métabolique des organismes benthiques, eux-mêmes contrôlés par la concentration en matière organique et en espèces chimiques oxydées. En d'autres termes, il peut constituer un proxy du niveau d'oxygénation des sédiments. Il n'existe pas de données diponibles pour le lagon, mais ces mesures sont utilisées pour l'étude des bassins de crevetticulture (Lemonnier et al., 2010) et de la mangrove (Marchand et al., 2011).
- La Chla benthique : Si la Chla est l'indicateur de référence de l'eutrophisation dans la colonne d'eau, la Chla benthique n'est pas considérée comme un bon indicateur de l'eutrophisation du milieu. En effet, des milieux oligotrophes peuvent avoir une concentration égale ou supérieur en Chla à un milieu eutrophisé (Fourqurean et al., 2010). Néanmoins elle pourrait être un bon indicateur des apports en sédiment minier,

car dans le lagon ces apports se traduisent par un déficit de Chla. Il existe plusieurs études sur le lagon Sud Ouest (Garrigue et al., 1992, 1998; Hochard et al., 2012, ce rapport en Annexe Fig. 1).

- La DBO : La demande biochimique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques (biodégradables) par voie biologique (oxydation des matières organiques biodégradables par des bactéries). C'est donc un proxy de la respiration benthique potentielle. Cette mesure n'est pas adaptée au suivi de l'eutrophisation dans le lagon, car de la même manière que pour la Chla, des milieux oligotrophes peuvent avoir un métabolisme égale ou superieur à un milieu eutrophisé. Mais la DBO pourrait être un indicateur adéquat des apports miniers car notre étude suggère que le métabolisme des sédiments sous influence des apports miniers est anormalement bas. Il n'existe pas de données diponibles pour le lagon, mais ces mesures sont utilisées pour l'étude des bassins de crevetticulture (Debenay et al. 2009, Pusceddu et al., 2011).

Tous ces indicateurs nécessitent de nouvelles études pour pouvoir être spécifiquement appliqué à la Nouvelle-Calédonie, afin de pouvoir faire la part entre les différentes perturbations du milieu. Une mesure concomitante du statut trophique des sédiments et de l'ensemble des indicateurs préconisés le long de gradients d'eutrophisation et d'impact minier permettrait de sélectionner les indicateurs les plus pertinents, définir des valeurs de référence, des valeurs seuils et ainsi établir des grilles de lecture pour des objectifs de diagnostic et de gestion.

Tableau 5: Pertinence potentiel des différents indicateurs environnementaux pour l'étude de l'impact des rejets urbains et des apports en sédiments miniers.

Indicateurs	Rejets urbains	Apports en sédiments miniers
Statut trophique	+	+
MO totale	=	-
MAO et BPC	+	+
Redox	+	=
Chla benthique	-	+
DBO	-	+

4. Conclusion générale

L'objectif principal de cette action était de déterminer le rôle du sédiment dans le fonctionnement biogéochimique du lagon Sud-ouest de Nouvelle Calédonie en fonction des conditions environnementales afin d'évaluer les conséquences des pressions anthropiques sur l'écosystème. Pour ce faire des approches expérimentales, de modélisation et d'observations ont été utilisées. Nos résultats ont permis de montrer que le rôle du sédiment dépendait de plusieurs facteurs:

- ✓ Les apports anthropiques conditionnent l'intensité du couplage entre le compartiment autotrophe (micro-algues) et le compartiment hétérotrophe (bactéries) associés au sédiment. En situation oligotrophe (apports anthropiques faibles), les deux compartiments sont étroitement liés, ce qui mène à la rétention des nutriments au sein du sédiment. Dans ces conditions, le sédiment fonctionne de manière découplée avec la colonne d'eau. A l'inverse, lorsque les apports sont importants, le couplage entre autotrophes et hétérotrophes est minime dans les sédiments qui réduisent leurs rôles de rétention des nutriments. L'activité pélagique est alors soutenue par les apports en sels nutritifs en provenance du sédiment.
- ✓ Les forçages physiques peuvent modifier profondément le couplage entre le benthos et le pelagos. Une forte remise en suspension suite à un épisode d'alizés augmente le flux de sels nutritifs depuis le sédiment vers la colonne d'eau ce qui stimule la production primaire pélagique. De même, le transport de solutés par advection, tel qu'observé dans les sables d'arrière récifs, dépasse les capacités de rétention du sédiment vis-à-vis des sels nutritifs. En conséquence, la production primaire est là aussi stimulée par les phénomènes de transport par advection observés dans le sédiment.
- ✓ Nos études de terrain nous ont permis d'appliquer notre modèle conceptuel au lagon Sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, montrant que le fonctionnement biogéochimique du sédiment dépendait de leur localisation géographique. Trois modes de fonctionnement ont été identifiés. Les sédiments non impactés (station de référence récif Tabu) présentent un fort métabolisme avec une autotrophie marquée. Ces derniers présentent une forte production primaire et une régénération interne des nutriments très efficace. Ils sont indépendants de la colonne d'eau et les échanges de sels nutritifs avec cette dernière sont négligeables. Les sédiments sous influence de rejet urbains (station de

référence Baie de Ste Marie) présentent eux aussi un fort métabolisme mais sont hétérotrophes. Leur métabolisme dépend donc des apports de matière organique par sédimentation. Ils sont une source de nutriments pour la colonne d'eau. On peut donc parler de couplage bentho-pélagique pour cette zone du lagon avec d'important échanges entre colonne d'eau et sédiment. Les sédiments recevant des apports en sédiments miniers (station de référence Baie de Boulari) ont un métabolisme beaucoup plus faible. Ils ne produisent et ne respirent que de très faible quantité de matière organique et présentent de faibles échanges de nutriments avec la colonne d'eau. Un tel « désert biologique » ne peut s'expliquer que par des conditions défavorables aux micro-organismes dans cette zone du lagon. Deux explications peuvent être envisagées, les hautes teneurs en métaux rendent ce sédiment toxique ou/et la nature extrêmement fluide de ce dernier empêche la communauté microphytobenthique de s'y développer.

En conclusion, l'indicateur le plus pertinent pour un suivi environnemental des sédiments du lagon est la mesure de leur statut trophique (autotrophie vs hétérotrophie). En effet, il permet de déduire le rôle du sédiment dans l'écosystème à partir de la seule mesure des flux d'oxygène à l'interface eau-sédiment.

Un sédiment autotrophe (respiration<production) reflète un milieu oligotrophe, il est indépendant de la colonne d'eau et ne présente pas de flux de sels nutritifs. Néanmoins il peut être à la base d'une chaine trophique basée sur sa production primaire.

Un sédiment hétérotrophe (production<respiration) reflète un milieu eutrophe, il est dépendant de la matière organique sédimentant depuis la colonne d'eau et est une source des sels nutritifs soutenant la production primaire de cette dernière. Dans ce contexte nous pouvons parler de couplage bentho-pélagique les deux compartiments étant interdépendants et présentant de forts échanges de matière organique et de nutriments.

Cette étude pose les bases de l'utilisation d'un tel indicateur en Nouvelle-Calédonie sur une large échelle spatiale afin de déterminer des valeurs de référence, tout en s'appuyant sur de solides bases scientifiques. Néanmoins, cet indicateur nécessite une logistique lourde. Ainsi relier le statut trophique à d'autres indicateurs serait une solution qui, à terme, permettrait de réaliser des suivis environnementaux plus efficaces.

5. Autres applications

Ces résultats ont été directement appliqués au sein du projet ECOBAC. Ce projet a été mené au sein de l'Ifremer de Nouvelle-Calédonie en collaboration avec le Groupement des Fermes Aquacoles. Et a fait l'objet d'un rapport de stage de Master 2 (Wakeli 2012)

Figure 12 : La ferme de Sodacal, site d'étude du projet ECOBAC

Résumé du projet ECOBAC :

Les élevages de grossissement de crevettes en Nouvelle Calédonie (Fig. 12) sont touchés par des maladies liées à deux *Vibriose*. Certaines études suggèrent que l'impact de ces maladies pourraient être limité par une gestion adéquate de l'environnement d'élevage. Or notre connaissance sur le fonctionnement de cet écosystème et en particulier sur les échanges à l'interface eau – sédiment reste insuffisante pour atteindre cet objectif. Ce projet avait pour but de suivre les flux bentho-pélagiques sur un cycle d'élevage et d'identifier les facteurs qui contrôlent le métabolisme (production primaire et respiration) dans la colonne d'eau et dans le sédiment.

Le système de type mésotrophe en début d'élevage montre un découplage entre la colonne d'eau et le sédiment, tous deux étant autotrophes et fonctionnant grâce à une régénération en interne du pool de nutriments L'ajout d'aliment au cours de l'élevage entraîne une

augmentation du métabolisme du système aussi bien au niveau pélagique que benthique. Sous les effets conjugués de l'augmentation de la turbidité de la colonne d'eau et de l'accumulation de matière organique, le sédiment passe de manière brutale en hétérotrophie Les conditions défavorables au microphytobenthos et la remise en suspension du sédiment par les animaux ont mené à un shift dans le fonctionnement du système : le métabolisme du sédiment diminue significativement et est transféré vers la colonne d'eau, qui bénéficie à cet instant d'un apport important via la remise en suspension de matière organique qui a son tour soutient le métabolisme hétérotrophe. Les autotrophes bénéficient eux de forts apports en sels nutritifs apparus à l'interface eau-sédiment. En conséquence de quoi, on observe une modification structurelle des communautés microbiennes dans la colonne d'eau.

L'ensemble de ces résultats est actuellement en cour de transfert vers la filière crevette. Ils permettront aux éleveurs une meilleure compréhension des processus environnementaux se déroulant au cours de l'élevage afin d'optimiser leur gestion du milieu.

6. Productions scientifiques :

- Publications :

- Hochard S, Pinazo C, Grenz C, Evans J, and Pringault O. (2010) Impact of microphytobenthos on the sediment biogeochemical cycles: a modelling approach. Ecological Modelling. **221,** 1687-1701
- Bourgeois S, Hochard S and Pringault O. (2010) Functioning of subtidal microphytobenthos in a tropical coastal environment: Effects of inorganic and organic compound supplies on production, respiration and migration. Aquatic Microbial Ecology **61**, 13-29
- Hochard S, Pringault O, Rochelle-Newall E and Pinazo C. (2012) Benthic pelagic coupling in a shallow oligotrophic ecosystem: importance of microphytobenthos and physical forcing. Ecological Modelling. **247,** 307-318.
- Hochard S, Pinazo C, Eyre B and Pringault O. Role of microphytobenthos and bacteria interactions in carbon and nitrogen cycling in oligotrophic and eutrophic estuaries. En préparation pour soumission à Marine Ecology Progress Series
- Communications orales:
- Hochard S., Pinazo C., Pringault O. and Grenz C. Impact of microphytobenthos on the sediment biogeochemical cycles: an approach by fine scale modelling. ASLO Aquatic Sciences Meeting 25-30 Jan 2009, Nice, France.
- Bourgeois S., Hochard S. and Pringault O. Functioning of subtidal microphytobenthos in a tropical coastal environment (New Caledonia): Effects of inorganic and organic compound supplies on production and respiration. IV European Conference on Coastal Lagoon Research 14-18 Dec 2009, Montpellier, France
- Posters:
- Hochard S, Pringault O., Pinazo C., Rochelle-Newall E Benthic pelagic coupling in a shallow oligotrophic ecosystem: Importance of microphytobenthos and

physical forcing IV European Conference on Coastal Lagoon Research 14-18 Dec 2009, Montpellier, France.

- Pringault O., Bourgeois S. and Hochard S. Influence des apports anthropiques sur le couplage entre autotrophes et hétérotrophes dans les biofilms microphytobenthiques en milieu tropical. 1er Colloque en Ecologie, 2-4 sept 2010, Montpellier France
- Formations :
    - ***Master 2***

- Solveig BOURGEOIS (Université Paris VI). Sujet: Mise en évidence des composés limitant l'activité du microphytobenthos dans le lagon Sud-ouest de Nouvelle Calédonie. Encadrement: Olivier Pringault et Sébastien Hochard. Laboratoire d'accueil: UR Camélia Soutenance juillet 2008.

    - ***Thèse***
- Sébastien HOCHARD. Sujet: Fonctionnement des sédiments subtidaux colonisés par du microphytobenthos. Encadrement: Christel Pinazo et Olivier Pringault. Laboratoire d'accueil: UR Camélia et Centre Océanologique de Marseille Soutenance septembre 2010.

7. Références citées :

Avnimelech, Y., Ritvo, G., and Kochva, M. 2004. Evaluating the active redox and organic fractions in pond bottom soils: EOM, easily oxidized material. Aquaculture. 233 : 283-292.

Beliaeff, B., Bouvet, G., Fernandez, J.-M., David, C. and Laugier, T. 2011. Guide pour le suivi de la qualité du milieu marin en Nouvelle-Calédonie.

Boucher, G. and Clavier, J., 1990. Contribution of benthic biomass to overall metabolism in New Caledonia lagoon sediments. Marine ecology progress series, Vol. 64:271-280.

Boucher, G., Clavier, J. and Garrigue, C., 1994a. Oxygen and carbon dioxide at the water-sediment interface of a tropical lagoon. Marine Ecology and Progress Series, 107:185-193.

Boucher, G., Clavier, J. and Garrigue, C., 1994b. Estimation of bottom ammonium affinity in the New Caledonia lagoon. Coral reefs, 13:13-19.

Chardy, P., Chevillon, C. and Clavier, J., 1988. Major benthic communities of the south-west lagoon of New Caledonia. Coral reefs, Vol. 7:69-75.

Chardy, P. and Clavier, J., 1988. Biomass and trophic structure of the macrobenthos in the south-west lagoon of New Caledonia. Marine Biology, 99:195-202.

Chardy, P., Clavier, J., Gerard, P., Laboute, P., Martin, A. and Richer de Forges, B., 1987. Etude quantitative du lagon sud-ouest de Nouvelle Calédonie. Liste taxonomique, densités et biomasses. Rapport scientifique et technique ORSTOM Nouméa, 44:1-81.

Clavier, J., Boucher, G., Chauvaud, L., Fichez, R. and Chifflet, S., 2005. Benthic response to ammonium pulses in a tropical lagoon. Implications for coastal environment functioning. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 316:231-241.

Clavier, J., Boucher, G. and Garrigue, C., 1994. Benthic respiratory and photosynthetic quotients in a tropical lagoon. Comptes Rendus de l'Académie des sciences, 317:947-942.

Clavier, J., Chardy, P. and Chevillon, C., 1995. Sedimentation of particulate matter in the south-west lagoon of New Caledonia: Spatial and temporal patterns. Estuarine Coastal and Shelf Science, 40:281-294.

Clavier, J. and Garrigue, C., 1999. Annual sediment primary production and respiration in a large coral reef lagoon (SW New Caledonia). Marine Ecology and Progress Series. 191:79-89.

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

Engelsen, A., Hulth, S., Pihl, L. and Sundback, K., 2008. Benthic trophic status and nutrient fluxes in shallow-water sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 78:783-795.

Faure, V., Pinazo, C., Torréton, J.-P. and Jacquet, S., 2010. Modelling the spatial and temporal variability of the SW lagoon of New Caledonia I: A new biogeochemical model based on microbial loop recycling. Marine pollution Bulletin. 61: 465-479.

Fernandez, J.-M., Ouillon, S., Chevillon, C., Douillet, P., Fichez, R. and Legendre, R., 2006. A combined modelling and geochemical study of the fate of terrigenous inputs from mixed natural and mining sources in a coral reef lagoon (New Caledonia). Marine pollution Bulletin. 52:320–331.

Fourqurean, J.,W., Muth, M., F., and Boyer, J., N. 2010. Epiphyte loads on seagrasses and microphytobenthos abundance are not reliable indicators of nutrient availability in oligotrophic coastal ecosystems. Marine Pollution Bulletin. 60: 971-983.

Garrigue, C., 1995. Macrophyte associations on the soft bottoms of the south-west lagoon of New Caledonia: Description, structure and biomass. Botanica Marina. 38:481-492.

Garrigue, C., 1998. Distribution and biomass of microphytes measured by benthic chlorophyll a in a tropical lagoon (New Caledonia, South Pacific). Hydrobiologia. 385:1-10.

Garrigue, C., Clavier, J., Bargibant, G., DiMatteo, A., Hamel, P., Menou, J.L., Panche, J.Y. and Tirard, P., 1992. Production primaire du lagon sud-ouest de Nouvelle-Caledonie: méthodes et recueil des donnees. . Archives. Sciences de la Mer. Biologie Marine. Centre de Noumea ORSTOM.

Garrigue, C. and DiMatteo, A., 1991. La biomasse végétale benthique du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Résultats bruts: liste taxonomique, biomasses, pigments chlorophylliens. Nouméa.

Gattuso, J.-P., Frankignoulle, M. and Wollast, R., 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. Annual Review Of Ecology And Systematics. 29:405–434.

Grenz, C., Denis, L., Boucher, G., Chauvaud, L., Clavier, J., Fichez, R. and Pringault, O.,2003. Spatial variability in Sediment Oxygen Consumption under winter conditions in a lagoonal system in New Caledonia (South Pacific). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 285-286:33-47.

Grenz, C., Le Borgne, R., Fichez, R. and Torréton, J.-P. 2010. Tropical lagoon multidisciplinary investigations: An overview of the PNEC New Caledonia pilot site. Marine Pollution Bulletin. 61:267-268.

Grenz, G. and Le Borgne, R. 2010. New Caledonia tropical lagoons: an overview of multidisciplinary investigations. 61:267-620.

Grenz, C., Denis, L., Pringault, O. and Fichez, R., 2010. Spatial and seasonal variability of sediment oxygen consumption and nutrient fluxes at the sediment water interface in a subtropical lagoon (New Caledonia). Marine pollution Bulletin. 61 :399-412

Hochard, S., Pinazo, C., Grenz, C., Burton Evans, J., L. and Pringault, O., 2010. Impact of microphytobenthos on the sediment biogeochemical cycles: A modeling approach. Ecological

Modelling. 221:1687-1701.

Hochard, S., Pringault, O., Rochelle-Newall, E. and Pinazo, C. 2012. Benthic pelagic coupling in a shallow oligotrophic ecosystem: importance of microphytobenthos and physical forcing. Ecological Modelling. 247: 307-318.

Hochard, S. 2010. Fonctionnement des sédiments subtidaux colonisés par du microphytobenthos. Phd Thesis, Université de la méditerranée, Marseille, 213 p.

Holmes, M., R., Aminot, A., Kérouel, R., Hooker, B.A. and Peterson, B.J., 1999. A simple and precise method for measuring ammonium in marine and freshwater ecosystems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56:1801–1808.

Jacquet, S. 2005. Influence des nutriments sur le réseau trophique microbien planctonique dans le lagon SW de Nouvelle-Calédonie. PhD Thesis, Paris VI University, Paris, 228 p.

Kulbicki, M., Bozec, Y.-M., Labrosse, P., Letourneur, Y., Mou-Tham, G. and Wantiez, L. 2005. Diet composition of carnivorous fishes from coral reef lagoons of New Caledonia. Aquatic Living Resources, 18:231-250.

Lemonnier, H., Courties ,C., Mugnier, C., Torréton, J-P., Herbland ,A., 2010. Nutrient and microbial dynamics in eutrophying shrimp ponds affected or unaffected by vibriosis. Marine Pollution Bulletin. 60: 402-411

Marchand, C., Lallier-Vergès, E. and Allenbach, M. 2011. Redox conditions and heavy metals distribution in mangrove forests receiving effluents from shrimp farms (Teremba Bay, New Caledonia). Journal of Soils and Sediments. 11:529-541

Middelburg, J.J., Barranguet, C., Boschker, H.T.S., Herman, P.M.J., Moens, T. and Heip, C.H.R., 2000. The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ C-13-labeling study. Limnology and Oceanography, 45:1224-1234.

Nelson, D.W. and Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In : Methods of soil analysis. Chemical and microbial Properties, Part 2. Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R., ed., American Society of Agronomy, Madison, USA : 539-579

Pusceddu, A., Della Patrona, L. and Beliaeff, B. 2011. Trophic status of earthen ponds used for semi-intensive shrimp (Litopenaeus stylirostris, Stimpson, 1874) farming in New Caledonia (Pacific Ocean). Marine Environmental Research. 72:160-171.

Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Fabiano, M. and Danovaro, R. 2009. Quantity and bioavailability of sediment organic matter as signatures of benthic trophic status. Mar Ecol Prog Ser. 375:41-52

Pringault, O., Duran, R., Jacquet, S. and Torréton, J.-P., 2008. Temporal Variations of Microbial Activity and Diversity in Marine Tropical Sediments (New Caledonia Lagoon). Microbial Ecology, 55:247-258.

Raimbault, P., Slawyk, G., Coste, B., and Fry, J. 1990. Feasibility of using an automated colorimetric procedure for the determination of seawater nitrate in the 0 to 100 nM range - Examples from field and culture. Mar Biol 104:347-351

Rizzo, W.M., Berry, B.E., Wetzel, R.I., Dailey, S.K., Lackey, G.J. and Christian, R.R., 1996. A Metabolism-Based Trophic Index for Comparing the Ecological Values of Shallow-Water Sediment Habitats. Estuaries, 19:247-256.

Torréton, J.-P., Faure, V., Jouon, A., Rochelle-Newall, E.J., Jacquet, S. and Douillet, P., 2007. Correspondence between the distribution of hydrodynamic time parameters and the distribution of biological and chemical variables in a semi-enclosed coral reef lagoon. Estuarine Coastal and Shelf Science, 74:766–776.

Viaroli, P. and Christian, R.R. 2004. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index—TOSI: Trophic Oxygen Status Index. Ecological Indicators. 3: 237-250.

Wakeli, F., 2012. Etude des flux biogéochimiques à l'interface eau sédiment et du métabolisme dans un bassin de crevettes lors d'un cycle d'élevage Rapport de stage de Master 2. 29 p.

Walkley, A. and Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. Soil Sci. 63:251-263.

Annexes :

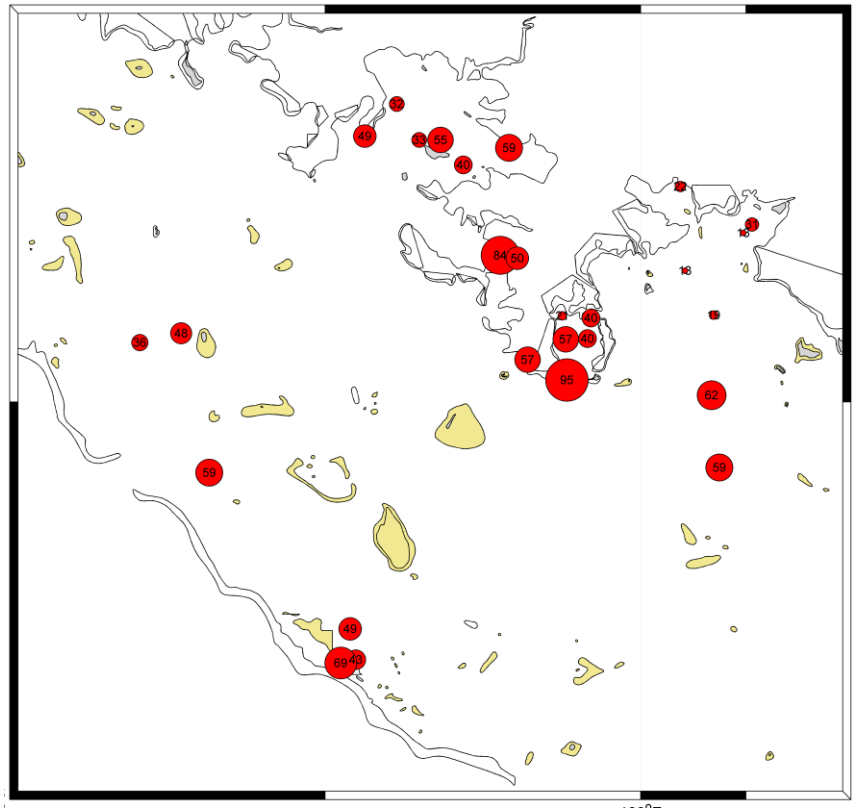

Figure 1 : Carte de Chla benthique (mg.m^{-2}) obtenue lors de la campagne sur le seuil d'érosion des sédiments de Sylvain Ouillon et Pierre Le Hir en 2007.

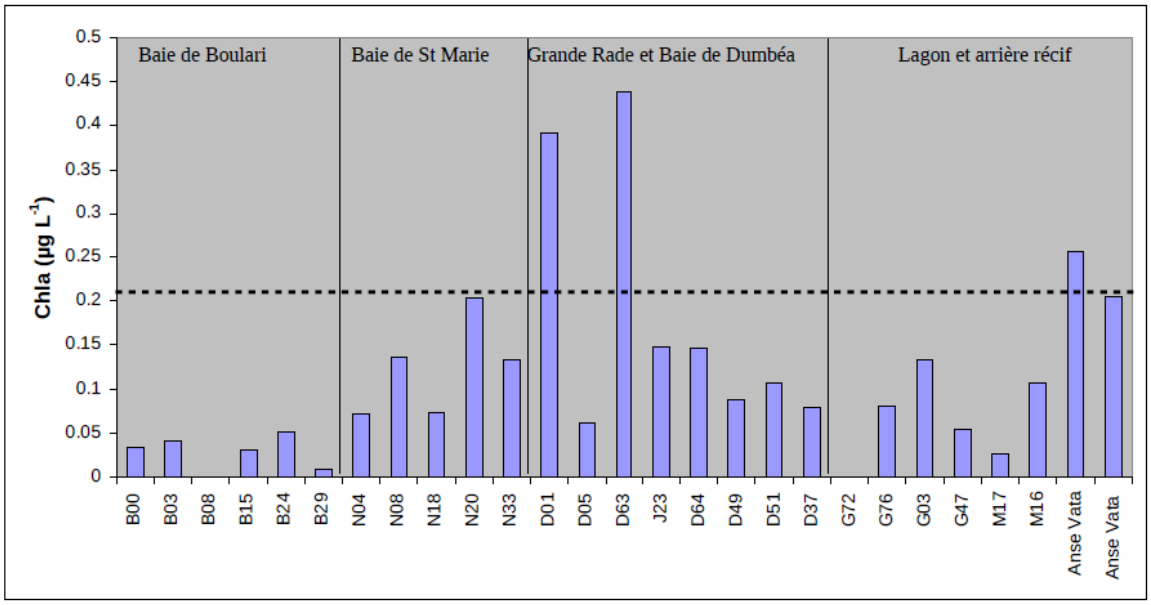

Figure 2 : Concentration en Chla benthique remise en suspension rapportée à la hauteur d'eau de la station considérée. Le trait en pointillé représente la concentration moyenne en Chla de la colonne d'eau dans le lagon sud ouest.