

Découvrez un ensemble de documents, scientifiques ou techniques,
dans la base Archimer : <http://www.ifremer.fr/docelec/>

ifremer

IFREMER - Délégation de Nouvelle-Calédonie
BP 2059 – 98846 Nouméa cedex –
Nouvelle-Calédonie

L. Della Patrona, P. Brun & A. Herbland

Ifremer/DAC/RST. 2007-03

Les sols des fonds de bassins et leur gestion durant les assecs

Etat des connaissances



Décembre 2007

Sommaire

| | |
|--|----|
| Préambule | 3 |
| Contexte général de l'implantation d'une ferme de grossissement de crevettes en Nouvelle-Calédonie - Les conditions d'aménagement d'un site. | |
| 1. Le sol | 4 |
| 1.1 La matière organique | 4 |
| 1.2 Le phosphore | 4 |
| 1.3 L'acidité -pH | 5 |
| 1.4 La texture | 5 |
| 1.5 Calcaire, carbonates et bases échangeables | 6 |
| 1.6 Bilan des métaux | 6 |
| 1.7 Toxicité | 6 |
| Bases biologiques des principales pratiques zootechniques | |
| Processus biogéochimiques et travail des fonds de bassins à l'assec | |
| 1. Introduction | 8 |
| 2. Processus biogéochimiques et travail des fonds de bassins à l'assec | 9 |
| 2.1 Introduction | 9 |
| 2.2 Genèse des boues d'un bassin aquacole | 9 |
| 2.3 Activité bactérienne sédimentaire | 10 |
| 2.4 Pool actif de la demande en oxygène des boues | 12 |
| 2.5 Effets des accumulations sur la production de crevettes | 17 |
| 2.6 Les boues bien gérées : un atout pour les élevages suivants | 20 |
| 2.6.1 Bases biologiques du traitement des boues | 20 |
| 2.6.2 Gestion zootechnique des accumulations | 26 |
| Recommandations et conclusions | 36 |
| Bibliographie | 38 |
| Annexe 1 : Mesure de la Demande en Oxygène du Sédiment (DOS) | 45 |
| Annexe 2 : Mesure des Matières Aisément oxydables (MAO) | 48 |

Résumé

La crevetticulture calédonienne s'est développée sur le modèle semi intensif « intensifié » qui se pratique en bassins de plusieurs hectares. Les fermes aquacoles locales sont pour la majorité implantées sur des « tannes », zones salées et nues d'arrière mangrove. Ces étendues présentent des sols généralement limono-argileux imperméables dont les caractéristiques bio géochimiques sont le plus souvent appropriées à la vie benthique car fréquemment recouvertes par la marée. Au cours des six mois d'élevage, on assiste à une montée en puissance de l' « écosystème-bassin » qui passe d'un état initial de « lagune naturelle » à celui final d'un « bac d'élevage très enrichi » en produits de dégradation de la matière organique. Le premier « fauteur de troubles » dans un bassin est l'aliment, ou plutôt les conditions imparfaites de l'alimentation qui contribuent fortement à la détérioration de la qualité de la colonne d'eau et du sol et conduisent à des accumulations. Avec la succession de cycles « forcés » par souci de rentabilité, le bassin peut devenir extrêmement consommateur d'oxygène et des zones de plus en plus vastes se recouvrent de vases noires susceptibles de libérer des composés réduits toxiques limitant l'espace vie de la crevette. La dégradation des fonds de bassin n'est cependant pas une fatalité. Les boues bien gérées sont un atout pour le fonctionnement harmonieux d'un tel agro-système et en particulier pour le bien être du cheptel. Le maintien d'une qualité favorable de sédiment pour la production de *L.stylosis* passe par la mise en assec d'une durée minimale d'au moins deux semaines. Cette période inter élevage de réhabilitation « à l'air » sera d'autant plus courte et efficace que la zootecnie « en eau » aura été soignée. La Demande en Oxygène du Sédiment (DOS), les Matières Aisément oxydables (MAO), le Redox, l'abondance de la méiofaune, le rapport Protéines/Glucides de la Matière Organique peuvent renseigner les aquaculteurs sur la qualité de leur « foncier ». Ces paramètres prometteurs sont cependant difficiles à mettre en œuvre au sein des entreprises. Ils sont abordés ici dans le cadre d'un rappel didactique de certaines bases biologiques essentielles pour tirer le meilleur parti de l'assec.

Préambule

Pendant de nombreuses années, l'importance de la gestion du sédiment des bassins a été minimisée par les crevetticulteurs calédoniens. Il y a eu une certaine prise de conscience lorsque les fermes les plus anciennes qui avaient relayé au second plan cet aspect du management global de leur élevage, ont commencé à être touchées par des épisodes de mortalités à vibrioses de plus en plus fréquents

Ceci ne faisait que révéler que dans les élevages de type semi intensifs du type de ceux pratiqués en Nouvelle-Calédonie (semi intensifs « intensifiés »), les propriétés des sols des bassins à fond de terre et les processus qui interviennent dans le sédiment et à l'interface-eau-sédiment (IES) sont d'une extrême importance pour le bien être des animaux. En effet, les Pénéides vivent en permanence sur le fond, s'enterrent lorsqu'il fait froid ou pour muer et ingèrent du sédiment. Par ailleurs, la nature du sol est déterminante pour le développement de la méiofaune dont l'espèce *L. stylirostris* tire des éléments essentiels pour sa santé et sa croissance.

Au cours des élevages, les nutriments et les détritiques organiques tendent à s'accumuler naturellement sur le fond des bassins. Toutefois, une accumulation excessive au-delà de la capacité intrinsèque du bassin à « digérer » les boues (« carrying capacity ») des sédiments conduit à la détérioration de l'écosystème bassin. L'animal « fragilisé » devient alors plus sensible aux maladies.

Conscients de l'importance du traitement des fonds de bassins, les crevetticulteurs calédoniens souhaiteraient disposer d'un mode d'emploi radical pour la réhabilitation des bassins au cours des périodes inter élevages.

Cependant, la préparation d'un bassin de terre à l'assec ne doit pas être perçue dans le sens d'un grand « nettoyage à blanc » d'une enceinte inerte (ce n'est pas du béton) ou encore d'une « éradication » de tous les microbes (très peu sont pathogènes). Il s'agit de faire « travailler » un éco-système avec toute sa complexité afin d'obtenir une fertilité favorable à l'ensemble des compartiments vivants pour le prochain élevage.

Par ailleurs, on ne peut, à l'occasion d'un assec, « effacer totalement l'ardoise » (micro environnements à caractère toxique) ou réhabiliter les conséquences d'un ou de plusieurs élevages « forcés ».

Du fait de l'hétérogénéité des sédiments des bassins, des pratiques zootechniques et de l'historique des fermes, il est peu réaliste de proposer « un mode opératoire unique et précis » pour le traitement des sols à l'assec. En outre, cette période s'apparente le plus souvent à « une course contre la montre » en raison des impératifs de fourniture de post larves par les éclosiers et des intempéries. Il faut donc distinguer ce qu'il serait possible de faire « dans le meilleur des mondes » et ce que l'aquaculteur peut faire concrètement compte tenu des moyens dont il dispose et dans le temps qui lui est imparti.

Le présent document essaye de fournir sous forme didactique les bases biologiques sur la genèse et le traitement des boues, l'activité bactérienne et l'importance de l'oxygène dans ces processus.

Elles devraient permettre à l'aquaculteur d'optimiser la période inter élevage :

- en combinant plusieurs actions qui vont dans le bon sens à défaut de se focaliser sur la l'accomplissement absolu d'une seule tâche;
- en gérant les priorités en fonction des contraintes intempéries-temps-matériel ;
- en écartant ou en écourtant des pratiques inopérantes ou improductives sur un site ou un bassin donné ;
- en limitant quantitativement et spatialement la formation des accumulations au cours de l'élevage par des pratiques zootechniques optimisées.

Contexte général de l'implantation d'une ferme de grossissement de crevettes en Nouvelle-Calédonie - Les conditions d'aménagement d'un site.

1. Le sol

L'étude du sol revêt une double importance dans la crevetticulture :

- ✓ pour l'aménagement des bassins (aptitude à la construction des digues et des canaux et à retenir l'eau) ;
- ✓ pour le bien-être de la crevette qui vit sur le fond (Ritvo *et al.* 1998a; Mendez *et al.* 2001).

D'un point de vue topographique et pédologique, les « tannes » zones salées et nues d'arrière mangrove constituent des zones d'aménagement privilégiées. Ces étendues planes en légère pente vers la mer (<0,05%) présentent des sols généralement limono-argileux imperméables sur lesquels sont « posées » des digues réalisées à partir de matériau compacté extrait de carrières souvent très proches. Les caractéristiques biogéochimiques des sols de tannes sont le plus souvent favorables à la vie benthique car ces zones à l'intérieur de la « laisse » des PHM (Plus Hautes Mers) sont « baignées » quasi quotidiennement par la marée. Néanmoins, il est important de réaliser certaines analyses pour une bonne connaissance de l'état de leur fertilité (pH, matière organique, bases échangeables, phosphore et éléments traces disponibles).

1.1 La matière organique

La matière organique (MO) est certainement le constituant le plus important du sol. Elle sert de nourriture et de milieu de vie à la flore et à la faune du sol. Sous l'action des micro-organismes, elle libère les éléments nutritifs essentiels aux végétaux.

On pense à tort que les sols de tannes et les bassins crevetticoles contiennent de grandes quantités de matières organiques. Les analyses réalisées par Guyotte (2005) sur le Territoire et celles de Boyd (1992a), Boyd *et al.* (1994a), Munsiri *et al.* (1996) révèlent qu'il s'agit là de sols que l'on peut qualifier de sol minéral avec seulement 1 à 2% de MO.

La MO du sol contient de 48% à 58% de carbone (C). Pour l'élevage de la crevette, la gamme optimale de concentration en carbone organique dans le sédiment se situe entre 10 et 25 ‰ (Boyd 1995a).

Les microorganismes assimilent l'azote (N) et le carbone (C) suivant des rapports C/N qui leur sont propres. Plus ce rapport est bas, plus la valeur nutritionnelle de la MO est grande. Les valeurs moyennes du ratio C/N trouvées par Guyotte (2005) sont de 16,02 sur les tannes et de 10,18 et 10,01 sur les bassins semi intensifs et intensifs respectivement.

En compilant les avis de plusieurs auteurs, un rapport C/N dans la gamme 9-12 serait le plus favorable à une décomposition bactérienne optimale des sédiments aquacoles (Boyd 1995a ; Chamberlain & Hopkins 1994 ; Schroeder 1987 ; Stahl 1979)

1.2 Le phosphore

Le phosphore (P) est un élément nutritif essentiel de la nutrition minérale du phytoplancton (Boyd *et al.* 1981 ; Knud-Hansen 1992). Il est toutefois un élément nutritif limitant à cause de sa faible concentration dans le sol, en particulier en Nouvelle-Calédonie (sols lessivés des régions subtropicales) et de sa faible solubilité (moyenne de 0,05 mg P.L⁻¹ de solution du sol). Le phosphore existe dans le sol sous les formes inorganique et organique. Les formes inorganiques sont associées à des composés amorphes ou cristallins d'aluminium et de fer dans les sols acides et à des composés de calcium dans les sols alcalins. Les formes de P organique sont associées à la matière organique du sol.

Pour Guyotte (2005), il semble que des seuils de 50 et 100 ppm de P assimilable dosé par la méthode Truog et Meyer (1929) peuvent être utilisés pour délimiter les classes « faible » (<50), « moyen » (50 à 100) et « élevé » (>100).

1.3 L'acidité -pH

L'acidité d'un sol conditionne fortement la capacité des microorganismes à dégrader la matière organique présente et donc sa productivité (Boyd 1992a). Une revue récente des caractéristiques des tannes vierges et des fonds de bassins calédoniens opérée par Guyotte (2005) montre que le pH « naturel » se situe dans la gamme recommandée entre 7,5 et 8,5 (Boyd et Pippopinyo 1994 ; Boyd 2003).

Toutefois, l'analyse préalable du pH du sol des sites sélectionnés est indispensable. Certains sols particuliers peuvent présenter des pH hors gamme, acides ≈ 5 (influence d'anciennes mines de gypses) ou basiques ≈ 9 (influence des massifs ultrabasiques particulièrement riches en nickel et en chrome mais pauvres en éléments nutritifs essentiels à la croissance du phytoplancton, tels que l'azote, le phosphore, le carbone). Il faut proscrire les sols de mangrove qui ont un pH acide (3 ou 4).

Il faut aussi éviter le décapage des couches supérieures qui mettent à jour des horizons sous jacents de plus en plus acides et des conditions de plus en plus réductrices au fur et à mesure que l'on descend dans le sol.

1.4 La texture

Les tannes sont des formations alluviales résultant de l'accumulation de lits de sédiments et on y trouve une grande hétérogénéité de texture (Guyotte 2005).

On peut toutefois qualifier un tanne moyen calédonien comme étant limono-argilo-sableux d'après le triangle de texture (Figure 1). Cette nature leur confère une très bonne aptitude à constituer des fonds de bassins imperméables.

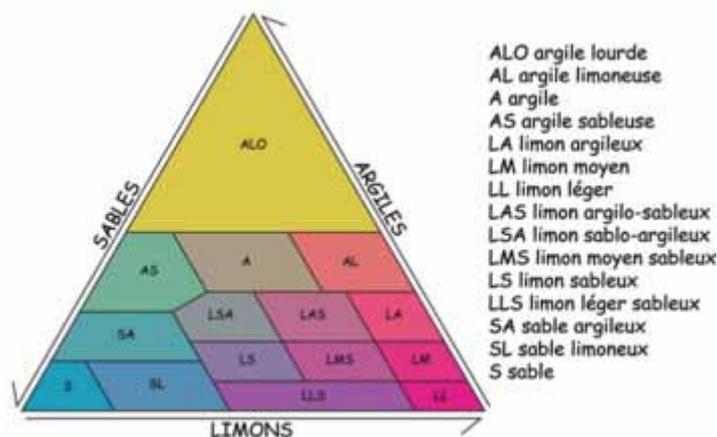


Figure 1 - Triangle de texture (source encyclopédie Wikipedia)

Par ailleurs, il convient de vérifier l'aptitude du marais à supporter le poids des engins destinés à l'édification des digues par des mesures géotechniques (Limites d'Atterberg, Indice de Proctor, Pénétrömètre).

L'autre aspect de l'importance de la texture du sédiment est sa « porosité » (Tableau 1), qui mesure les espaces entre les particules (Danovaro *et al.* 1999). On recherchera ainsi une légère percolation du sol qui favorisera, par une meilleure circulation de l'oxygène dissous (Boyd 1992a), la vie interstitielle (Giere 1993) qui servira de nourriture à la crevette (économie d'aliment) et aidera les bactéries à digérer la matière organique enfouie composée du granulé non consommé et des fèces de crevettes (Manini *et al.* 2003).

Tableau 1 - Vitesse des pertes par infiltration en millimètres par jour

| Type de sol naturel | Pertes par infiltration (mm/jour) |
|---------------------|-----------------------------------|
| Sable | 25,00 - 250 |
| Limon sableux | 13,00 - 76 |
| Limon | 8,00 - 20 |
| Limon argileux | 2,50 - 15 |
| Argile limoneuse | 0,25 - 5 |
| Argile | 1,25 - 10 |

1.5 Calcaire, carbonates et bases échangeables

Le calcaire est le seul constituant défini par sa nature chimique : le carbonate de calcium. Carbonate n'est pas synonyme de calcium puisqu'il peut y avoir toutes les combinaisons entre carbonates et cations Magnésium (Mg), Sodium (Na), Potassium (K) pour les plus fréquents.

Le calcaire est un constituant important du sol, qui participe à sa bonne structure physico-chimique. Chimiquement parlant, il faut parler du cation Ca^{++} , qui est la forme sous laquelle le calcaire est absorbé par les plantes.

Ca^{++} a pour propriété de se lier dans le sol à d'autres éléments, mais de nature négative, qui sont l'argile et l'humus notamment. La liaison entre ces éléments + et - forme des complexes chimiques stables. Le maintien de ces complexes dans les couches superficielles du sol garantit la bonne composition physico-chimique du sol et améliore sa structure. Le calcaire, dans une certaine proportion, est donc un élément important qui participe à la fertilité du sol.

La teneur en calcium du sol aurait une influence positive sur la productivité des bassins de crevettes (Ritvo *et al.* 1997a) ; Guyotte (2005) conseille néanmoins une proportion de 40% Na, 25% Ca, 25% Mg et 10% K.

A titre informatif, l'analyse de 750 bassins aquacoles réalisée par Boyd *et al.* (1994b) donne une concentration moyenne de 3,5 ppm de calcium.

1.6 Bilan des métaux

La fertilité future d'un tanne passe également par la disponibilité d'autres éléments que ceux signalés précédemment. Dans son étude de caractérisation des tannes et sédiments aquacoles Guyotte (2005) recommande d'effectuer une analyse des bases totales (TiO_2 , Al_2O_3 , CoO , Cr_2O_3 , CuO , Fe_2O_3 , MnO_2 , NiO_2 , ZnO , SO_3) en complément de Ca, Mg, K et Na (en incluant P total). Certains métaux (Titane et Cobalt) ont ainsi été trouvés à des teneurs très fortes sur certains sites. Mais leur impact sur la crevette n'est pas connu.

Mendez *et al.* (2001) ont cherché à établir un lien entre les teneurs totales et échangeables en Zn, Cu, Mn, Fe, Cd et P du sédiment et la survie et la croissance de *L. stylirostris*. Ils ont montré que les plus fortes survies étaient corrélées aux plus fortes concentrations en manganèse tandis que les plus faibles croissances étaient associées respectivement aux fortes valeurs de cuivre et basses valeurs de phosphore.

1.7 Toxicité

De nombreuses études ont montré la toxicité des métaux lourds sur les crevettes (Tableau 2).

Suivant le polluant considéré, le phénomène de bio-transfert peut s'opérer directement du sédiment à l'animal ou par étapes sédiment-eau-crevette (Senadheera & Pathiratne 2003).

Il y a le plus souvent un effet de synergie de toxicité des métaux lourds sur la contamination des animaux (Vanega *et al.* 1997).

Cette toxicité dépend fortement de la température et de la salinité (Hori *et al.* 2002).

Tableau 2 - Toxicité de quelques métaux lourds sur les Post larves de crevettes d'élevage

| Espèce (age) testée | Type de Test | Toxicité | Auteurs |
|----------------------------|---------------------|--|--------------------------------|
| <i>L.vannamei</i> (PL) | LC 50 24 H | Hg (Mercure) 0,415 mg/L Zn (Zinc) 35362 mg/L Cr (Chrome) 40892 mg/L | Wang <i>et al.</i> , (2005) |
| <i>P.monodon</i> (PI) | LC 50 96 H | Pb (Plomb) 5,88 mg/L | Mokthar <i>et al.</i> , (2002) |
| <i>P.penicillatus</i> (PL) | LC 50 24 H | Cd (Cadmium) 3,40 mg/L | Lin & Tin (1993) |
| <i>P.monodon</i> (PI) | LC 50 24 H | Cu (Cuivre) 4,56 mg/L | Chien (1992) |

LC50= Median lethal concentration

De fortes concentrations en carbonates Calcium Ca^{2+} et Magnésium Mg^{2+} et/ou un rapport inadéquat entre les deux peuvent avoir un effet négatif sur la survie et la croissance des pénéides (Wang *et al.* 2000).

La gamme de tolérance pour *Penaeus chinensis* des concentrations en eau de mer en Calcium, Magnésium et le ratio Ca^{2+}/Mg^{2+} sont respectivement : 24,9-280,7 mg/L ; 34,5-344,9 mg/L et un ratio de 1/10.

Bases biologiques des principales pratiques zootecniques

Processus biogéochimiques et travail des fonds de bassins à l'assec

1. Introduction

La gestion d'un bassin d'élevage de crevettes de type « semi-intensif intensifié » (20-30 animaux/m²) est une tâche bien plus complexe que celle déployée pour celle des systèmes extensifs (1-2 /m²) ou hyper intensifs (70-120/m²).

Ecosystème complexe

La conduite d'un bassin « crevetticole » est orientée à l'évidence vers la production monoculturelle de « crevettes ». Mais pour réussir pleinement ce type d'élevage, le gestionnaire doit élargir cette vision réductrice à celle plus réelle d'une « polyculture ». Le technicien compétent est celui qui arrive à élever en équilibre dynamique crevettes, phytoplancton, zooplancton, méiofaune et bactéries (phytoplancton=aération naturelle; pluies de zooplancton+méiofaune=aliment naturel; bactéries=épuration naturelle). La rentabilité économique d'un bassin de type semi-intensif dépendra en grande partie de la capacité de l'aquaculteur à effectuer les bons réglages sur tous les compartiments « élevés » de manière synchrone.

Ecosystème instable

Le zootecnicien est confronté à un écosystème d'une très grande instabilité à plusieurs titres. :

- ✓ Au démarrage (environ un mois ½), l'aquaculteur doit gérer un écosystème-bassin qui présente un fonctionnement « phytoplanctonique » proche de celui d'une lagune naturelle.
- ✓ En revanche, à la charge maximale (juste avant la première pêche vers 100-120 jours), l'opérateur doit gérer un élevage du mode super intensif instable prêt à basculer vers un flocc « bactérien ».
- ✓ Entre les deux (durée de 3 mois), le fermier doit maîtriser à l'aide de quelques leviers zootecniques -plus ou moins bien dimensionnés- dont il dispose, la montée en puissance par à coups d'un système «intermédiaire» très réactif aux aléas climatiques.
- ✓ Pendant la période ultérieure où s'effectue la dizaine de pêches partielles (2 ½ mois), chaque récolte (prélèvement de 1/10^{ème} de la biomasse, descente et remontée rapides du bassin, agrégation des crevettes) à la fréquence hebdomadaire ou bi-hebdomadaire intervient comme un « traumatisme » brutal à l'équilibre à peine retrouvé que le biologiste tente d'instaurer.

Aliment perturbateur

Le premier « fauteur de troubles » dans un bassin est l'aliment ou plutôt sa mauvaise gestion. Les « fines » des granulés, perdues par le mode d'alimentation des crevettes qui « grappillent », les granulés donnés en excès qui restent plusieurs jours au fond et qui « pourrissent lentement » et les quantités énormes de fèces produites après chaque repas contribuent fortement à la détérioration de la qualité de l'eau et du fond et conduisent à des accumulations. En conditions exacerbées, le bassin devient extrêmement consommateur d'oxygène et des zones de plus en plus vastes sont recouvertes de boues noires qui sentent l'« oeuf pourri » et qui relarguent des composés réduits toxiques (H₂S) limitant l'espace vie favorable de la crevette. La maîtrise parfaite de l'alimentation est celle qui allie à la fois la recherche de la meilleure croissance du cheptel et le maintien des conditions environnementales dans une gamme favorable pour la crevette mais aussi pour les autres compartiments aérobies. Un animal légèrement surnourri croît plus vite qu'un animal un peu sous nourri, tant que les conditions défavorables induites par l'excès d'aliment ne se

sont pas mises en place. Au-delà, le premier allouera une partie de son énergie à combattre le stress de son milieu devenu insalubre et rétrogradera à la même vitesse de croissance que le second, mais avec une « amende » économique et environnementale non négligeable.

Zootechne intra et inter élevage

Il existe donc un volet très important de la bonne gestion zootechne qui se passe en « eau » mais également un second volet tout aussi important qui intervient « à l'air ».

La préparation ou régénération d'un bassin de terre entre deux élevages de type semi-intensif ± intensifié ne doit pas être perçue dans le sens d'un grand « nettoyage à blanc » d'une enceinte inerte (ce n'est pas du béton) ou encore d'une « éradication » de tous les microbes (très peu sont pathogènes). Il s'agit là encore de faire « travailler » un écosystème avec toute sa complexité mais cette fois-ci sans eau afin d'obtenir une fertilité favorable à l'ensemble des compartiments vivants pour le prochain élevage. Cette période s'apparente le plus souvent à « une course contre la montre » en raison des impératifs de fourniture de post larves par les éclosiers et des intempéries. L'aquaculteur devra donc agir avec discernement sur les leviers bio-techniques dans le temps qui lui est imparti. Le management de l'inter-élevage est délicat mais primordial pour la réussite de l'élevage subséquent voire des suivants.

2. Processus biogéochimiques et travail des fonds de bassins à l'assec

2.1 Introduction

Les propriétés des sols des bassins à fond de terre et les processus qui interviennent dans le sédiment et à l'interface-eau-sédiment (IES) sont d'une extrême importance pour le bien-être des animaux d'élevages en particulier pour la crevette (Avnimelech & Ritvo 2003). En effet, les Pénéides vivent en permanence sur le fond, s'enterrent lorsqu'il fait froid ou pour muer et ingèrent du sédiment (Ritvo *et al.* 1998a). Par ailleurs, la nature du sol est déterminante pour le développement de la méiofaune dont l'espèce *L. stylirostris* se nourrit abondamment (Della Patrona *et al.* soumis).

Il a été très clairement démontré que la nature intrinsèque des sols pouvait affecter la croissance (Ritvo *et al.* 1998), la croissance et la survie (Mendez *et al.* 2001), en fait la production globale d'un bassin (Ritvo *et al.* 1999). Il existe donc « naturellement » des bons et des moins bons fonds de bassins pour la crevetticulture (Ritvo *et al.* 1998a).

Au cours des élevages, les nutriments et les détritiques organiques tendent à s'accumuler sur le fond des bassins. Une accumulation excessive au-delà de ce que Avnimelech et Ritvo (2003) définissent comme la « carrying capacity » des sédiments conduit à la détérioration de l'écosystème bassin. Cette capacité « naturelle » du bassin à « encaisser » les mauvais traitements zootechniques sera d'autant plus facilement dépassée que la gestion zootechne sera agressive. A qualité de fond égale au démarrage, certains bassins auront des fonds de meilleure qualité que les autres au bout de quelques élevages (Yuvanatemiya et Boyd 2006).

2.2 Genèse des boues d'un bassin aquacole

Le phénomène d'accumulation dans un bassin aquacole en terre est un processus parfaitement « normal » (Hopkins *et al.* 1994).

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

utilisés en crevetticulture en Nouvelle-Calédonie sont composés à 95-97% de sédiments d'origine minérale. La fraction organique est donc très faible (Guyotte 2005).

Les sources endogènes de la fraction organique du sédiment proviennent des restes non digérés d'aliment, du phyto- et zoo-plancton, du phyto- et zoo-benthos, des débris d'autres végétaux (algues filamenteuses, herbacées du bord des digues), des excréments notamment du cheptel, des fertilisants organiques, des mortes non consommées et des mues. Les intrants exogènes ont pour origine l'eau d'entrée mais également le vent (Hopkins *et al.* 1994).

Le principal contributeur de matière organique à la boue du bassin est l'aliment. Il faut rappeler qu'au cours d'un élevage semi intensif qui a produit 4T/ha de crevette, on a distribué plus d'un kg d'aliment sur chaque m² de fond.

On estime que seulement 13% du Carbone, 29% de l'Azote et 16% du Phosphore apportés par le granulé se retrouvent dans la chair de crevette (Avnimelech & Ritvo 2003). Ou bien encore que 25% du Carbone, 30% de l'Azote et 50% du Phosphore provenant de l'aliment s'accumulent dans le sédiment (Funge-Smith & Briggs 1998; Paez-Osuna *et al.* 1997 ; Martin *et al.* 1998).

Avec le temps se forment des accumulations dans le sol de pratiquement tous les intrants : la matière organique, l'azote, le phosphore et la plupart des cations apportés par les fertilisants, les amendements calcaïques et surtout l'aliment (Yuvanatemiya & Boyd, 2006). Ces composants se concentrent essentiellement dans la couche « floculente » d'environ 5 cm qui repose sur le « *sol dur* » mais également dans les 5-10 premiers centimètres de celui-ci (Munsiri *et al.* 1995).

Dans ces dépôts tous les éléments ne se concentrent pas de la même manière et à la même vitesse.

La teneur en Calcium demeure aléatoire (Ritvo *et al.* 1997b) ou augmente très légèrement avec le temps (Munsiri *et al.* 1996).

Le Carbone, l'Azote, le Magnésium, le Potassium et le Bore atteignent leur teneurs maximales au bout du cinquième élevage puis se stabilisent (Ritvo *et al.* 1997b).

Le carbone organique, rapport constant équivalent à 50% de la Matière Organique, ne représente en fait que 1,5 à 3% du sédiment et n'augmente que d'environ 1% sur 8 ans soit 1,51% à 3,03% (Munsiri *et al.* 1996).

Au fur et à mesure des élevages les teneurs dans le sol en Phosphore (Boyd *et al.* 2006), Soufre et Zinc (Ritvo *et al.* 1997a) croissent exponentiellement et indéfiniment et sont donc des bons indicateurs d'âge des fonds de bassin notamment le Phosphore (Ritvo *et al.* 1998b & c ; Knud-Hansen 1992).

A l'échelle d'un élevage, la sédimentation représente de 200 à 300 g. m⁻² de matière (Boyd 1992a ; Martin *et al.* 1998).

Une difficulté pour l'aquaculteur est que ces dépôts ne se répartissent pas uniformément sur toute la surface. La fraction du bassin recouverte par de nouveaux « sédiments » ne représente, suivant le type d'élevage (présence ou non d'aération), et l'orientation du bassin par rapport au vent, que 5 à 30% (Smith 1996) ou, au plus, 40% (Avnimelech & Ritvo 2001).

2.3 Activité bactérienne sédimentaire

Les microorganismes peuvent être divisés en trois grands groupes en fonction de leurs besoins en oxygène libre. Les aérobies qui nécessitent de l'oxygène pour leur croissance et leur reproduction. Ils dominent dans la colonne d'eau. Les anaérobies facultatifs qui peuvent croître ou se reproduire avec ou sans présence d'oxygène. Ce sont les représentants les plus abondants dans les bassins aquacoles. Les anaérobies qui ne peuvent pas « pousser » ou se « multiplier » en présence d'oxygène. On les trouve majoritairement dans les zones d'accumulations des fonds de bassins (Horowitz & Horowitz 2000b).

Les bactéries aérobies « digèrent » efficacement la matière organique des boues mais en contrepartie, elles consomment de l'oxygène. Sa teneur s'appauvrit donc normalement au niveau de l'IES (Interface Eau Sédiment) en raison de la très forte abondance bactérienne qui s'y développe. Cette diminution de la teneur en oxygène est « naturellement » exacerbée dans certaines zones profondes, plus de 120 cm, d'un bassin (là où la diffusion mélange O₂ surface/fond est moins efficace) et *a fortiori* dans celles qui sont distantes de plusieurs centaines de m des arrivées d'eau car l'influence du « courant d'eau plus oxygénée » au fond ne se fait pratiquement pas sentir (Boyd 1992b).

Les bactéries anaérobies décomposent la matière organique sans consommer d'oxygène. Elles tirent leur énergie de la réduction de composés inorganiques oxydés comme les nitrates NO₃⁻ ou les sulfates SO₄²⁻ et certaines libèrent des produits qui ne sont pas complètement oxydés comme des alcools, des cétones ou des acides organiques. D'autres microorganismes anaérobies relarguent des composés réduits très dangereux pour la crevette comme l'ammoniac, les nitrites et les sulfures. Des teneurs croissantes en NH₃ et NO₂, stressent en premier lieu les crevettes, puis provoquent un ralentissement de croissance, peuvent ensuite affaiblir le système immunitaire de l'animal et enfin à très fortes concentrations elles peuvent tuer directement les animaux (Horowitz & Horowitz 2000b).

Les bactéries sulfato réductrices génèrent des sulfures (H₂S) qui sont extrêmement toxiques à très faibles doses. Clifford (1994) fixe la teneur minimale de H₂S à 5 µg/L chez *L. vannamei*. Le nez est capable de détecter des teneurs de sulfures H₂S de l'ordre de 0,1 µm (Dando *et al.* 1985) qui sont difficilement mesurables par les analyses chimiques classiques. De sorte que l'odeur d'œuf pourri est un bon indicateur de la présence de H₂S dans les sédiments et de sa capacité de nuisance éventuelle pour la crevette. H₂S bloque (réversiblement) le système de capture d'oxygène de la chaîne des cytochromes des crustacés (Giere 1993). La respiration des animaux est affectée pour des teneurs infimes. A des doses sublétales, les défenses immunitaires sont abaissées et l'animal devient particulièrement vulnérable aux maladies. Les valeurs mesurées à l'interface eau-sédiment dans les différentes zones des bassins d'élevage de Nouvelle-Calédonie sont comprises entre 0 et 150 nm/L (Herbland et Della Patrona non publié).

Les bactéries pathogènes sont le plus souvent des microorganismes strictement anaérobies ou anaérobies facultatifs car leur biotope de prédilection est le corps de la crevette, environnement pauvre en oxygène (Horowitz & Horowitz 2000b). Les boues anaérobies assurent leur protection et favorisent donc leur prolifération. De sorte que maintenir des teneurs en oxygène très élevées dans un bassin est un bon moyen pour éliminer celles-ci par compétition avec les populations aérobies non pathogènes (Horowitz & Horowitz 2000b).

Les sédiments crevetticoles, très enrichis par les composants minéraux et organiques apportés pour une grande part par l'aliment ont des teneurs en nutriments plus de mille fois supérieures à celles mesurées dans l'eau du bassin. Le fond d'un tel bassin, où abondent les matières organiques et les sels nutritifs, devient donc un endroit privilégié pour le développement des microbes. La concentration en bactéries d'un cm³ de sédiment est 10.000 fois plus élevée que celle d'un cm³ d'eau.

Burford *et al.* (1998) rapportent des concentrations de 15,5 x 10⁹ cellules/g dans la lentille de boue et 8,1 x 10⁹ cellules/g à la périphérie des fonds de bassins intensifs. Les auteurs concluent que la concentration en bactéries augmente avec l'apport en nutriments et est plus importante dans les sédiments fins que grossiers.

Les mesures réalisées sur différentes zones des bassins semi intensifs de Nouvelle-Calédonie (Della Patrona & Herbland non publié) confirment cet ordre de grandeur de 10⁹ cellules/g (Figure 2) et montrent que les peuplements majoritaires sont représentés par les morphotypes *coccus* et *coccobacillus* (Figure 3).

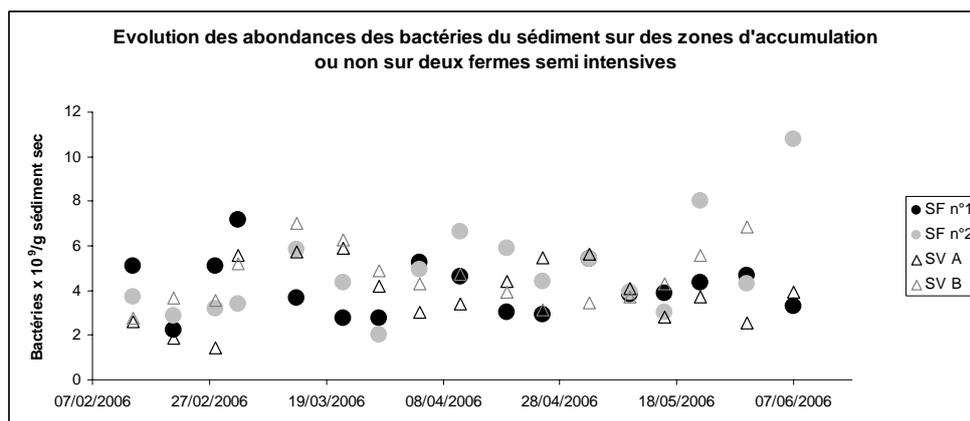


Figure 2 - Evolution des abondances bactériennes sédimentaires sur des zones d'accumulation SF n°1 et SV B et indemnes SF n°2 et SV B de deux fermes semi intensives

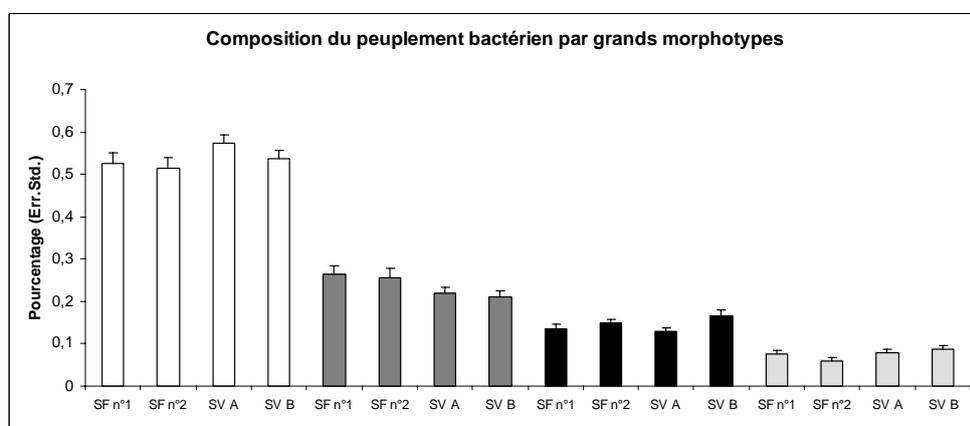


Figure 3 - Composition du peuplement bactérien sédimentaire sur les zones d'accumulations et indemnes de deux fermes semi intensives (morphotypes coccus en blanc; coccobacillus en gris, bacillus en noir; spirillum en hachuré ; technique : Epifluorescence, coloration DAPI)

2.4 Pool actif de la demande en oxygène des boues

Consommation en oxygène des différents compartiments d'un bassin

On pense, souvent à tort, que les valeurs basses d'oxygène dissous mesurées à l'aube sont essentiellement liées d'une part à la très forte consommation en O₂ du cheptel car celui-ci représente effectivement plusieurs dizaines de tonnes d'animaux et d'autre part à la respiration nocturne du phytoplancton notamment lorsque la mesure de la chlorophylle a dépasse les 75 µg/L ≈ secchi <20 cm.

En fait, c'est le sédiment qui exerce la plus forte demande en oxygène du bassin (Avnimelech & Ritvo 2003).

La demande en oxygène du sédiment (DOS) seule correspond à environ la moitié de la consommation totale du bassin en fin d'élevage (Ellis 1992).

Système redox

Lorsqu'il n'y a plus du tout d'oxygène au niveau des boues, la décomposition de la matière organique se poursuit néanmoins grâce aux bactéries chemoautotrophes qui utilisent d'autres accepteurs d'électrons terminaux que l'oxygène pour leur développement. Des processus anaérobies se mettent en place et conduisent à l'émission de composés réduits potentiellement néfastes pour la crevette (Figure 4).

Le potentiel redox du sédiment que l'on mesure avec une sonde redox reflète l'intensité des conditions anaérobies qui se développent sur le fond. La décroissance progressive des valeurs du redox s'explique par

une succession de processus chimiques résumés dans le tableau 3 par Avnimelech & Ritvo (2001). Plus les boues deviennent anoxiques et plus les valeurs du redox deviennent négatives.

Pour des valeurs de Redox de l'ordre de 500-600 mv le fond du bassin est bien oxydé. Lorsque le Redox diminue vers 300-400 mv, les processus de dénitrification se mettent en place et « réduisent » les nitrates en nitrites ainsi que l'azote atmosphérique. A des niveaux plus faibles, des acides organiques fermentés sont produits dont certains sont dangereux pour les animaux. Pour des valeurs inférieures à 200 mv, l'état d'oxydation du fer change de ferrique à ferreux provoquant la coloration noire de la boue. A partir de -100 mv, il y a production de sulfures qui, nous l'avons vu, sont toxiques pour la crevette.

Tableau 3 - Réaction redox dans le sédiment d'un bassin (Avnimelech & Ritvo 2001)

| Accepteur d'électron (système oxydant) | Processus | Valeur approximative du potentiel Redox |
|--|-------------------------|---|
| Oxygène $-O_2$ | Respiration aérobie | 500-600 mv |
| Nitrate- NO_3 | Dénitrification | 300-400 mv |
| Composés organiques | Fermentation | < 400 mv |
| Fer (Fe^{+3}), Manganèse (Mn^{4+}) | Réduction | 200 mv |
| Sulfates (SO_4), soufre S | Réduction des sulfures | -100 mv |
| Dioxyde de carbone CO_2 | Fermentation du méthane | -200 mv |

Le potentiel redox diminue avec le temps (Boyd 1995a) et, parallèlement, les capacités de production de substances réduites augmentent.

L'essentiel à retenir est que les valeurs du Redox baissent au fur et à mesure que l'on descend dans la couche « floconneuse » sous jacente au fond du bassin et que l'on s'enfonce dans l'épaisseur de la boue.

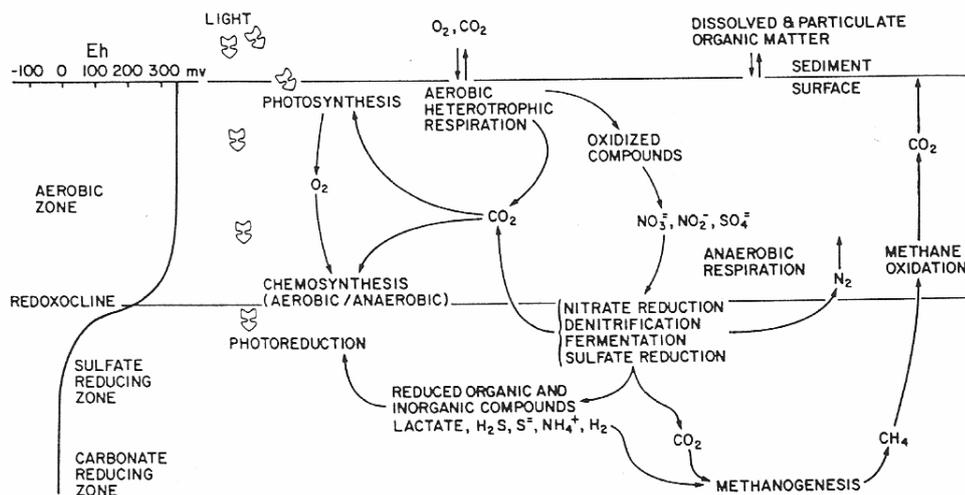


Figure 4 – Inter relations entre les processus photosynthétiques, hétérotrophes et chemo autotrophes au niveau de l'interface eau sédiment.

La photosynthèse et la photoréduction n'interviennent qu'en présence de lumière. Les processus métaboliques aérobie : respiration hétérotrophe (oxydation de composés réduits organiques simples avec la réduction possible de CO_2) ; photosynthèse (réduction du CO_2 en glucides par utilisation de H_2O et de lumière) ; respiration aérobie (réduction de l'oxygène en H_2O à l'aide de composés organiques servant de donneurs d'électron) ; chimiosynthèse aérobie (oxydation du méthane CH_4 , des sulfures H_2S , de l'ammoniac NH_3 , du fer Fe^{2+} , de l'hydrogène H_2 pour former des composés de carbone organique par fixation de CO_2). *Les processus métaboliques anaérobies :* respiration anaérobie (produits finaux oxydés inorganiques de la décomposition aérobie utilisés comme accepteurs d'hydrogène pour l'oxydation de la matière organique) ; fermentation (composés organiques utilisés comme accepteurs d'hydrogène pour produire du CO_2 , H_2O et des composés réduits organiques comme le lactate, l'acide glycolique, les sulfures et l'ammoniac) ; photo réduction (composés réduits utilisés pour réduire le CO_2 en glucides en présence de lumière avec H_2S , SO_3 , S , H_2 ou bien des composés organiques réduits servant de donneurs d'hydrogène) ; chimiosynthèse anaérobie (oxydation des composés inorganiques H_2 , H_2S , Fe^{2+} , NO_2^{2-} et utilisation d'énergie pour réduire le CO_2 en glucides) (redessiné d'après Fenchel, 1969)

Les valeurs du potentiel Redox (*corrigées de la valeur 238 mv selon l'électrode normale à hydrogène ENH de référence utilisée en fonction de la température et de la concentration de la solution de remplissage KCl*) mesurées en cours d'élevage sur des zones saines, d'accumulations ou inondée même à l'assec de bassins semi intensifs de Nouvelle-Calédonie (Della Patrona & Herbland non publié) montrent que les fonds sont susceptibles de relarguer des substances particulièrement toxiques pour les crevettes tout au long du cycle (Figure 5).

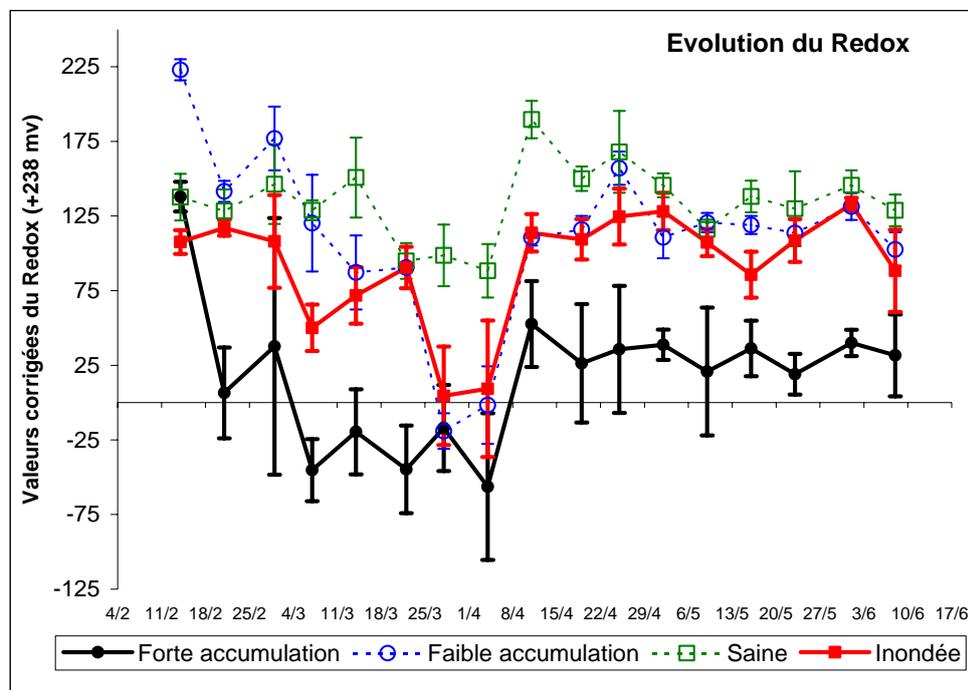


Figure 5 – Evolution du potentiel Redox sur les zones saine, inondée en permanence, et d'accumulations plus ou moins épaisses de bassins semi intensifs de Nouvelle-Calédonie

Demande en oxygène du sédiment

Le système redox qui se met en place dans les boues, conglomère à la fois des composés organiques et des produits inorganiques réduits (H_2S , Fe^{2+} , Mn^{4+}) qui sont des pièges à oxygène même si c'est bien la matière organique enfouie dans le sédiment qui est la force motrice du développement, du fait des bactéries, de la très forte demande en oxygène et des conditions d'anoxie (Avnimelech *et al.* 2004).

Alongi *et al.* (1999) montrent que dans la boue des bassins à crevettes la contribution à la demande en oxygène totale du sédiment se répartit en :

- ✓ 41-60% pour la respiration de la matière organique (oxydation du carbone) ;
- ✓ 7-22% pour l'oxydation du composé réduit Manganèse ;
- ✓ 5-25% pour l'oxydation du composé réduit Fer ;
- ✓ 13-26% pour l'oxydation du composé réduit Sulfates.

La demande en oxygène exercée par les composés réduits excède ou est équivalente à celle de la matière organique contenue dans les boues des bassins de crevettes.

Mesures du pool actif de la demande en oxygène des boues

Redox : la mesure du potentiel Redox est intéressante car elle évalue le degré d'anaérobie des sédiments et est informative sur le type de composés réduits \pm toxiques susceptibles d'être relargués. Elle présente l'avantage de ne nécessiter qu'un appareillage simple et peu coûteux et peut être réalisée

par l'aquaculteur. Son inconvénient est qu'elle donne une valeur instantanée mais n'exprime pas la « capacité » de la boue à consommer de l'oxygène ;

DOS₅ : La demande en oxygène du sédiment sur cinq (5) jours (DOS₅) s'apparente à la demande biologique en oxygène (la DBO₅) de l'eau, mesure couramment pratiquée dans les stations d'épuration pour connaître la charge organique labile d'une eau et l'oxygène qui sera nécessaire pour l'oxyder dans des conditions standards de la mesure : 5 jours à 20°C. Cette méthode (Herbland 2006 en annexe 2) ne mesure que la part de consommation d'oxygène du sédiment par les bactéries (oxydation du carbone). Toutefois, cette mesure (valeurs extrêmes 2-10 mg O₂/ g séd. sec) s'est révélée être très discriminante pour séparer des zones saines, d'accumulations plus ou moins fortes ou inondées même à l'assec de bassins semi intensifs de Nouvelle-Calédonie (Figure 6, Herbland & Della Patrona non publié).

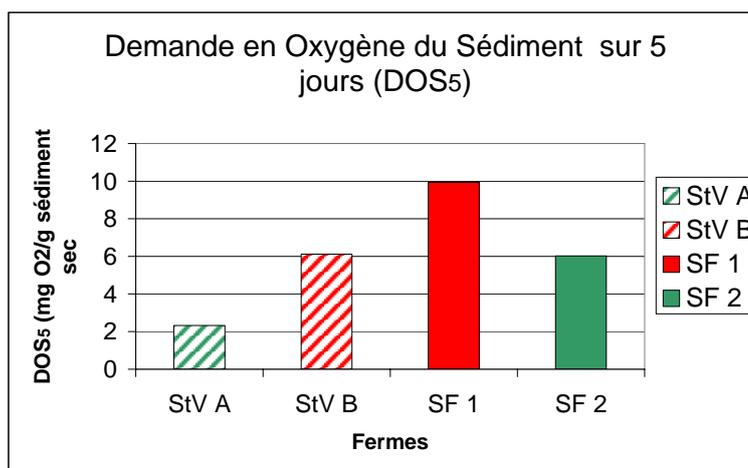


Figure 6 – La DOS₅ sur les zones saine (SV A), inondée en permanence (SV B) et d'accumulation plus (SF 1) ou moins (SF 2) épaisse de bassins semi intensif de Nouvelle-Calédonie

Matière organique ou carbone organique : La méthode de détermination de la Matière Organique (MO) dans le sédiment n'est pas une bonne méthode pour évaluer le pool actif de demande d'oxygène dans le contexte crevetteicole (Avnimelech *et al.* 2004). Conceptuellement, cette mesure correspond effectivement à la capacité du sédiment à consommer de l'oxygène pour oxyder le carbone présent. Mais cette méthode mesure la demande chimique en oxygène (DCO norme AFNOR NFT 90-101) : la concentration en oxygène en mg/L, équivalente à la quantité de dichromate consommée par la matière organique lors de l'oxydation à ébullition d'un échantillon liquide en milieu acide concentré. Le dosage final pour déterminer l'excès de dichromate se fait avec une solution titrée de sulfate de fer et d'ammonium en présence de ferroïne (indicateur). Le calcul de la DCO est fonction de la quantité de dichromate de potassium réduit. Mais le terme MO dans le sédiment d'un bassin à crevettes représente une gamme de composés très variables allant des résidus extrêmement labiles (facilement décomposables) comme la « neige » de cellules mortes du phytoplancton ou les « fines » fraîches d'aliment à ceux très réfractaires (difficiles à décomposer) comme les « fibres ≈ fossiles » de racines de palétuviers déjà présents dans le sol avant la création des bassins. De sorte que la méthode chimique « agressive », dérivée de la mesure du carbone organique mise au point par Walkley & Black (1934) « oxyde » absolument tout et ne permet pas de discriminer la part de la matière organique qui réagit effectivement et qui consomme « vraiment » l'oxygène dans les conditions de l'élevage. Par ailleurs, lors de la préparation conventionnelle des échantillons pour le laboratoire (pré-séchage), une bonne partie des composés réduits tels H₂S, Fe²⁺, Mn⁴⁺ très demandeurs en oxygène (cf. supra) sont oxydés et faussent la mesure. Enfin, lors de la crémation au four, une certaine quantité de composés organiques très volatils, exerçant dans les conditions d'élevage une demande en oxygène non négligeable disparaissent. Avec une méthode qui mesure la quasi-totalité d'un grand bruit de fond (le carbone réfractaire) et qui ne prend en compte qu'une

fraction du signal (le carbone aisément oxydable), il n'est pas surprenant que l'on ne détecte pratiquement jamais d'évolution du taux de matière organique (par approximation du carbone organique) dans les sédiments (Figure 7) :

- entre la situation initiale (« tanne initial ») et actuelle après 15 années (ferme A) ou 20 années (ferme B) d'exploitation ;
- entre zones ;
- au cours d'un élevage (Della Patrona et Herbland, non publié).

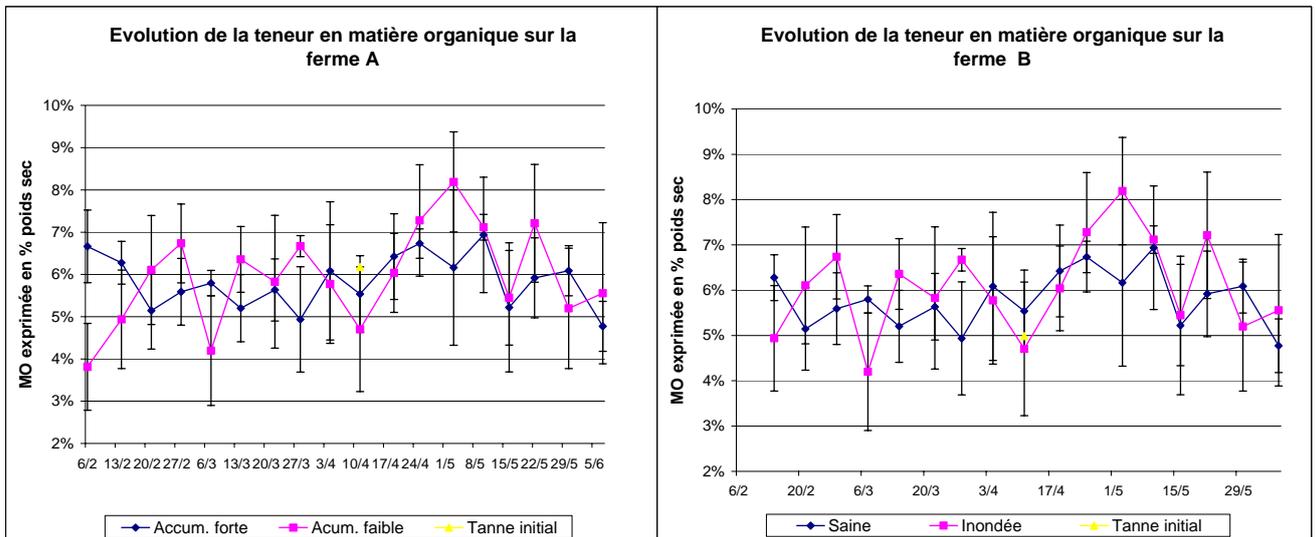


Figure 7 – Evolution de la teneur en Matière Organique sur deux fermes semi intensives de Nouvelle-Calédonie dans des zones d'accumulation et saine d'un même bassin ;

MAO : Matières Aisément Oxydables : Avnimelech *et al.* (2004) ont mis au point une technique « douce », adaptée de la méthode chimique « agressive », qui permet de ne mesurer que les Matières Organiques réactives (MAO), celles qui consomment réellement l'oxygène en cours d'élevage. Cette méthode révisée (méthode potentiométrique vs colorimétrique) et adaptée aux conditions des fonds de bassins à crevettes de Nouvelle-Calédonie (Herbland 2006 en annexe 1) s'est révélée prometteuse. Les valeurs de MAO permettent d'appréhender la propension des boues à exercer une demande en oxygène plus ou moins intense en cours d'élevage c'est-à-dire à devenir plus ou moins fortement anoxiques. La mesure des MAO a permis de discriminer différentes zones d'accumulations et saines de plusieurs fermes du Territoire (Figure 8, Herbland et Della Patrona non publié). Cette mesure très informative du pool actif de la demande en oxygène du fond de bassin est toutefois délicate à mettre en œuvre et n'est disponible à l'heure actuelle qu'au DAC. Elle n'a pas pu être transférée à ce jour à un laboratoire d'analyse des sols ou des eaux certifié de la place.

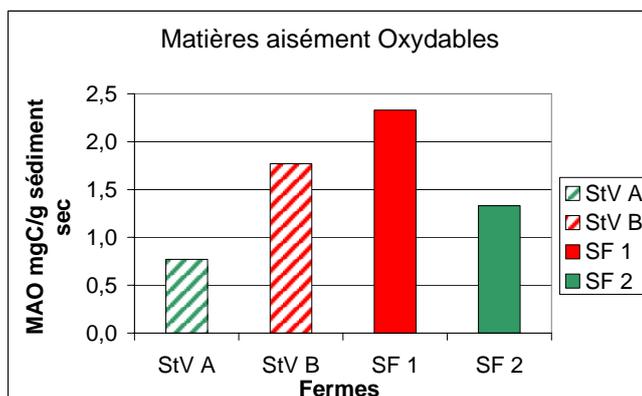


Figure 8 – Valeurs de MAO sur les zones saine (SVA), inondée en permanence (SV B) et d'accumulation plus (SF 1) ou moins (SF 2) épaisse de bassins semi intensifs de Nouvelle-Calédonie

Sulfures H₂S : l'intérêt de la mesure des sulfures est double. La teneur en H₂S mesurée au niveau de la couche flocculente au-dessus des boues indique son éventuelle toxicité pour la crevette (vue précédemment). Mais la concentration des sulfures, composés réduits très avides d'oxygène, prise en compte dans le sédiment (eau interstitielle) est également informative de l'aptitude de la boue à exercer une demande en oxygène très importante notamment dans le cadre de la crevetticulture néo-calédonienne. Si l'eau douce contient naturellement très peu de sulfates, l'eau de mer en contient de grandes quantités. *A fortiori* l'eau de mer du lagon pompée à faible profondeur présente une salinité plutôt élevée vs océanique et par ailleurs les tannes ou « prèssalés » sur lesquels sont réalisés les bassins représentent des réservoirs naturels très riches en sulfates. Cette synergie de conditions favorisantes est propice à une libération massive de sulfures dès que des conditions d'anaérobiose se mettent en place au cours du cycle. La mesure des sulfures nécessite des moyens de laboratoire assez sophistiqués. Toutefois, il existe des kits (et des sondes) pour mesurer [H₂S] mais leur efficacité n'a pas encore été testée sur les fonds de bassins aquacoles de Nouvelle-Calédonie.

2.5 Effets des accumulations sur la production de crevettes

Il faut rappeler que les conditions régnant au fond d'un bassin aquacole sont plus critiques pour une crevette que pour n'importe quel autre animal aquatique car *L. stylirostris* respire, mange et mue dans la zone d'interface entre eau et sédiment.

Perturbation de la prise alimentaire

Plusieurs études ont montré clairement l'influence négative des zones d'accumulations sur la prise alimentaire des crevettes.

Il a été observé que la crevette *P. indicus* évite les zones d'accumulations du bassin où des sulfures diffusent et que si elle est contrainte à venir s'y nourrir elle diminue fortement sa consommation d'aliment (Gopakumar & Kuttyamma 1997).

Delgado *et al.* (2003) ont confirmé cette observation dans les bassins de *L. vannamei* où les prises par épervier sont quatre fois moins importantes sur les zones d'accumulation que dans le reste du bassin.

Allan *et al.* (1995) ont noté que la crevette *P. monodon* élevée dans des bassins où les accumulations recouvraient la majeure partie de la surface, se réfugiait sur les mangeoires surélevées du fond pour se nourrir.

Avnimlech & Ritvo (2001) ont montré expérimentalement que la consommation d'aliment de *L. vannamei* élevée selon le mode intensif en bac béton présentant une lentille de boue réduite était diminuée de 136%.

Peterson (2003) rapporte que dans les fermes intensives australiennes de *P. monodon*, les aquaculteurs recouvrent de sable les zones de nourrissage préférentielles où la boue a tendance à s'accumuler.

Avnimelech (1995) relève qu'en Thaïlande, les aquaculteurs ne nourrissent jamais sur les zones d'accumulations (30 à 50% de la surface des bassins) dans les élevages intensifs de *P. monodon* ;

Burford & Longmore (2001) considèrent que les accumulations diminuent de 15 à 35% la zone de vie favorable du bassin.

Réduction des proies naturelles

Il est cohérent de penser que si les boues ont des effets toxiques sur la crevette de mode de vie benthique elles en ont également sur la microfaune qui vit inféodée au fond. C'est d'autant plus plausible que de nombreux représentants de cette faune particulière (copépodes, cladocères, ostracodes, isopodes, amphipodes *etc.*) sont également des crustacés avec une physiologie proche de celle d'une crevette.

Zur (1980) observe que les chironomes « petits vers rouges » pourtant très bien adaptés à des teneurs quasi nulles d'oxygène dissous disparaissent complètement du sédiment dès que les boues deviennent anoxiques.

Allan *et al.* (1995) incriminent les fortes concentrations en ammoniac des boues réduites des bassins d'élevage intensif de *P. monodon* dans la disparition quasi complète de la méiofaune.

Della Patrona & Herbland (non publié) constatent que dans les zones de fortes accumulations et restant inondées en permanence à l'assec, échantillonnées dans les bassins d'élevages semi intensifs de *L. stylirostris* de Nouvelle-Calédonie, les abondances de la petite méiofaune (40-250 μm) et de la grosse méiofaune (250-1000 μm) sont très fortement abaissées quatre à cinq semaines seulement après la remise en eau des bassins (Figure 9). Le phénomène est particulièrement bien visible sur les formes larvaires (stade nauplii) des crustacés de la méiofaune qui sont des bioindicateurs plus sensibles que les adultes des mauvaises conditions environnementales (Coull & Chandler 1992). Les auteurs mettent le phénomène en relation avec des teneurs plus fortes en MAO, DOS, sulfures, et ammoniac.

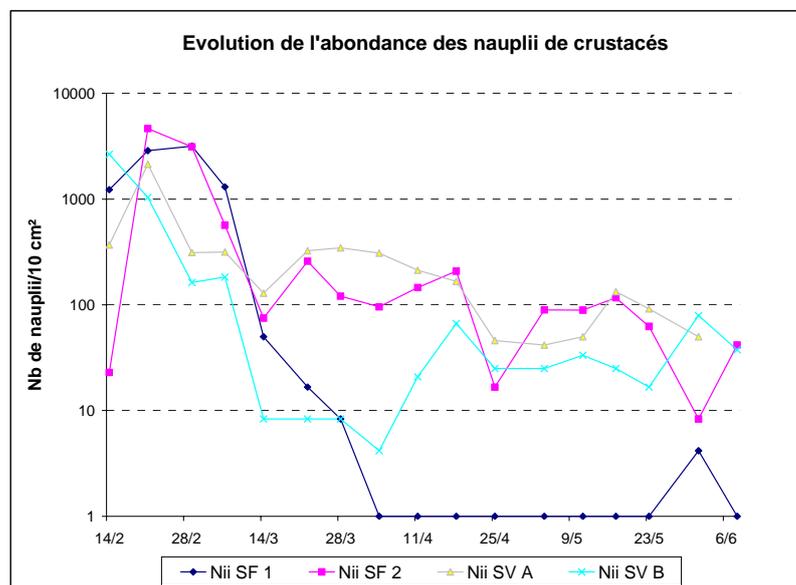


Figure 9 – Evolutions de l'abondance de la méiofaune dans les différentes zones : saine, à faible accumulation, inondée en permanence à l'assec et à fortes accumulations de bassins semi intensifs de Nouvelle-Calédonie



Photo 1 – Etat du fond en milieu d'élevage au niveau des zones d'accumulations : boue noire réduite à forte odeur d'œuf pourri montrant des polygones de dessiccation intacts indiquant un travail de labour incomplet à l'assec.

L'importance globale de ces proies naturelles dans le bol alimentaire de *L. stylirostris* (Rubright *et al.* 1981) et du rôle particulier de la qualité de celles-ci (vitamines, anti-oxydants), (Dall *et al.* 1991) dans la santé-nutrition de l'animal est bien connue (Della Patrona *et al.* 2004). De sorte qu'en affectant la méiofaune, les conditions d'anaérobies qui se mettent en place sur les zones de boues réduites, affaiblissent indirectement la crevette.

Retard de croissance et conversion de l'aliment

Les accumulations dans un bassin aquacole contribuent à un ralentissement de la croissance du cheptel (Avnimelech & Zohar 1986) car l'animal va « gaspiller » de l'énergie à lutter contre les stress qu'il y rencontre (teneurs faibles en oxygène, concentrations sublétales en composés réduits etc.) et qu'il n'y trouve peu ou prou de proies naturelles pour compenser (Ritvo *et al.* 1998c). Par ailleurs, du fait de l'importance spatiale des lentilles de boue réduite, les animaux auront tendance à s'agglutiner dans les zones favorables contribuant via l'effet d'augmentation de la densité relative à un fléchissement de croissance.

Della Patrona & Brun (non publié) ont suivi sur 6 cycles consécutifs l'influence d'une lentille d'accumulation représentant 20% de la surface du bassin (Figure 10).

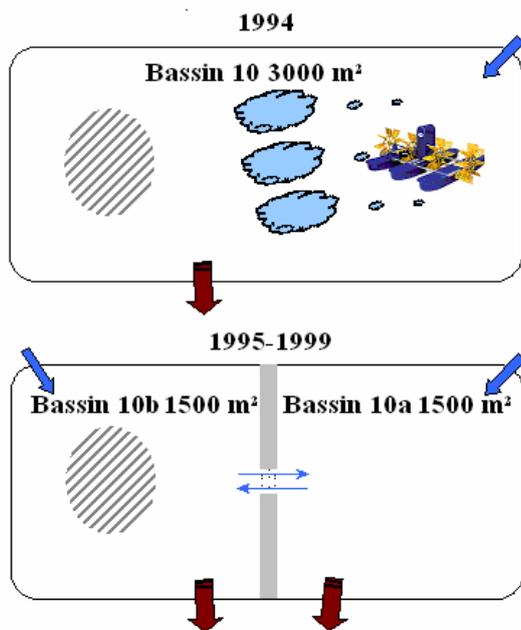


Figure 10 – Dispositif expérimental du testage de l'influence d'une lentille d'accumulation sur les paramètres zootechniques d'élevage

En 1994, par le double effet d'un surnourrissage d'un élevage intensif à 40/m² (survie médiocre de 24% et IC élevé de 3,5) et de la concentration de la boue en une zone par l'action d'un unique aérateur excentré se crée une lentille de boue noire sentant « l'œuf pourri » de 25 cm d'épaisseur dans un bassin rectangulaire de 3000 m² du DAC. Afin d'étudier, l'impact d'une telle zone sur les paramètres d'élevage, le bassin d'origine est « coupé » en deux unités de 1500 m² et séparé par une digue. Chaque demi bassin est équipé d'une entrée et d'une sortie d'eau indépendantes. Un moine de communication disposant d'un filtre isolant les deux populations de crevettes mais permettant d'avoir la « même eau dans les deux enceintes » est édifié. Durant six élevages consécutifs (1995-1999), le bassin 10_a est labouré sur toute sa surface à l'assec alors que la lentille de boue de la partie 10_b est laissée en l'état.

Globalement, la présence de la lentille d'accumulation affecte les indices de conversion, les survies et les coefficients de variations de poids des crevettes (Tableau 4). L'effet sur la croissance est moins net en raison de l'interaction densité-croissance (une survie plus faible conduit à une densité plus faible et donc à une meilleure croissance via l'effet comportemental /la densité et/ou via l'effet taux de nutrition résultant plus élevé).

Tableau 4 – Effet du maintien d'une lentille d'accumulation non travaillée à l'assec sur les paramètres zootechniques d'élevages semi intensifs 18-24/m² réalisés sur deux demi bassins de 1500 m² (10a : ½ bassin sain ; 10b : 1/2 bassin avec lentille d'accumulation)

| BASSINS | Ensemencement | Durée d'élevage | Survie | Poids final | Coef. variation | Charge finale | Indice Conv. |
|-----------------|------------------------|-----------------|--------|-------------|-----------------|----------------------|--------------|
| 10 _A | 7-juin-95 | 177 jours | 40,90% | 19,0 g | 14,30% | 157 g/m ² | 1,37 |
| 10 _B | (saison fraîche) | | 39,50% | 16,2 g | 18,50% | 147 g/m ² | 2,19 |
| 10 _A | 2-févr.-96 | 211 jours | 47,80% | 24,3 g | 11,00% | 208 g/m ² | 2,58 |
| 10 _B | (saison intermédiaire) | | 23,80% | 25,3 g | 11,50% | 110 g/m ² | 3,2 |
| 10 _A | 28-nov.-96 | 175 jours | 54,70% | 21,8 g | 10,40% | 247 g/m ² | 2,77 |
| 10 _B | (saison chaude) | | 44,90% | 23,0 g | 11,50% | 241 g/m ² | 2,89 |
| 10 _A | 2-juil.-97 | 189 jours | 56,70% | 21,7 g | 10,00% | 237 g/m ² | 1,97 |
| 10 _B | (saison fraîche) | | 55,70% | 21,3 g | 10,40% | 238 g/m ² | 2,12 |
| 10 _A | 9-avr.-98 | 162 jours | 36,30% | 23,4 g | 10,90% | 179 g/m ² | 2,52 |
| 10 _B | (saison intermédiaire) | | 21,50% | 24,1 g | 11,30% | 109 g/m ² | 3,59 |
| 10 _A | 4-févr.-99 | 125 jours | 60,50% | 23,4 g | 9,80% | 330 g/m ² | 2,13 |
| 10 _B | (saison intermédiaire) | | 50,40% | 22,1 g | 9,80% | 272 g/m ² | 2,52 |

Autres pratiques zootekniques délétères

Il faut rappeler que lorsque les boues sont remises en suspension, les crevettes, notamment lorsqu'elles sont en mue (sans carapace protectrice), seront soumises à une « balnéation » nocive de :

- ✓ composés réduits toxiques produits par les bactéries anaérobies ;
- ✓ bactéries pathogènes ;
- ✓ substances fortement consommatrices d'oxygène ;
- ✓ « fines minérales et organiques ≈densité eau » colmatant les branchies.

De sorte que les pratiques suivantes sont à éviter :

- ✓ le passage des bateaux à pleine vitesse lors des distributions d'aliment (jusqu'à quatre fois/jour) *a fortiori* dans les zones d'accumulation où la profondeur est moindre, jusqu'à plus + 30 cm d'épaisseur (Della Patrona 2005) ;
- ✓ le raclage des chaînes des sennes ou le « flush » violent ou la distribution de granulés en bateau à niveau bas devant le moine de pêche pour attirer les crevettes lors des pêches partielles ;
- ✓ la concentration intentionnelle des animaux devant le moine de pêche (dizaines de tonnes sur ½ hectare) pour « économiser » du temps de pêche conduisant à une bioturbation intense ;
- ✓ les opérations de pêche à l'épervier de grande envergure (plusieurs centaines de jet) à cause du raclage ;
- ✓ l'allumage synchrone de tous les aérateurs à niveau bas et/ou en particulier ceux du type Aire02 pour lesquels la profondeur du bassin est rarement suffisante ;
- ✓ l'« aération » des bassins (ne disposant pas d'aérateurs) en cas d'oxygène très bas en faisant « tourner » les hélices des propulseurs des bateaux comme des « ventilateurs » dans tout le bassin.

2.6 Les boues bien gérées : un atout pour les élevages suivants

Il est pratiquement impossible d'avoir un bassin dont 100% de la surface présente des conditions aérobies. Les macro et micro environnements anaérobies sont « normaux » dans les élevages crevettecoles même si on mesure des valeurs d'oxygène juste au-dessus de ces zones, parfaitement favorables (Horowitz & Horowitz 2000b).

Ces boues bien gérées (oxydées au cours de l'assec) seront d'une très grande utilité pour la « fertilité » au démarrage (flux de sels nutritifs) ou pour le fonctionnement harmonieux (boucle d'épuration microbienne) de l'écosystème-bassin en cours d'élevage. Insuffisamment prises en compte, les boues deviendront de véritables « bombes à retardement » pour la santé du cheptel (Avnimelech & Ritvo 2003).

2.6.1 Bases biologiques du traitement des boues

Influence de la composition de la MO

➤ Teneur en MO ou Carbone Organique

Dans une synthèse de toutes les analyses réalisées sur les bassins de Nouvelle-Calédonie, Guyotte (2005) révèle que les sédiments ne contiennent en moyenne que 2,4 % de matière organique (équivalent à 1,28% de Carbone Organique en utilisant le facteur de conversion de 1,9 (Nelson & Sommers 1982). Ces sédiments sont désignés comme des sols de type minéral. Cette valeur est proche de la moyenne de

1,41% (Carbone Organique) déterminée par Boyd (1992b) sur 235 bassins d'élevages semi intensifs et intensifs de crevettes d'Equateur, de Colombie, de Thaïlande et des Philippines.

Boyd (2003) considère comme trop faibles des valeurs de Carbone Organique (COrg) inférieures à 0,3% (MO<0,5%) et trop élevées des teneurs de COrg supérieures à 1,6 -2,1 (MO 3-4%).

Dans le sédiment, la teneur en MO diminue avec la profondeur. La concentration est de 10 à 30% plus élevée dans la fraction 0 à 5 cm que dans celle comprise entre 5 et 10 cm (Ayub *et al.* 1993). De sorte qu'il est important de bien repérer les horizons d'origine (substrat pédologique) de ceux créés par la sédimentation avant toute intervention de type prélèvement d'échantillon pour analyse et/ou pour le traitement à l'assec.

➤ Différents types de MO

En général, la matière organique qui a été désagrégée en petits fragments et qui ne contient que peu de fibres végétales (le contraire sont des sols de types fibriques, sapriques et/ou humiques) se décompose plus rapidement. Durant la dégradation, la proportion des matières les plus lentes « à digérer » par l'activité bactérienne augmente (*au fur et à mesure que diminue celles qui sont plus rapidement décomposables*).

Schnitzer (1982) divise les matières organiques en deux grands types : les substances humiques et non-humiques (cf. humus). Les composés non humiques regroupent les sucres, les protéines, les acides aminés, les graisses, les cires *etc.* qui se décomposent facilement. Les matières humiques, résidus de la décomposition des matières non humiques, sont très difficiles à dégrader.

La MO d'un sol de type minéral contient de 65 à 75% de substances humiques. Les fonds des bassins à crevettes de Nouvelle-Calédonie (2,4% de MO) ne contiennent que de 0,6 à 0,8% de MO facilement dégradables.

Boyd (1992a) différencie les matières organiques sédimentaires d'un bassin crevetteicole en :

- ✓ La matière organique « fraîche » issue du granulé non consommé ou des fines, les excréments des crevettes, les cadavres (phyto, zooplancton et benthos) de l'élevage en cours ;
- ✓ La MO plus ou moins décomposée des élevages précédents ;
- ✓ La MO qui se trouvait à l'origine dans le sédiment à la construction de la ferme.

Il est logique que le rapport composés non humiques/composés humiques soit plus élevé pour la MO fraîche, moyen pour la MO originaire des élevages précédents et très faible pour celle du tanne initial. Plus le ratio est fort et plus complète sera la « digestion » de cette MO.

➤ Rapport C/N

Les bactéries ont besoin d'éléments nutritifs dont la plupart sont présents dans la MO. Le rapport Carbone/Azote (C/N) est important pour ces microorganismes très riches en protéines. La teneur en Carbone Organique de la MO est quasi stable alors que la teneur en Azote est très variable. De sorte que le type de MO qui présente un rapport C/N faible (≈ 10 à 15) sera plus rapidement dégradé que celui qui possède un ratio plus élevé (>30-40).

Dans sa synthèse des analyses spécifiques des bassins de Nouvelle-Calédonie, Guyotte (2005) relève des rapports moyens C/N de 16,02 ; 10,18 et 10,01 respectivement pour les tannes, les sédiments de bassins semi intensifs et intensifs. De telles valeurs aux alentours de 10 signifient pour Boyd (1992a & b), que les bactéries ne seront pas limitées par les quantités présentes d'azote pour décomposer le type de MO contenue dans les sédiments des fermes aquacoles du Territoire, la limitation par l'azote intervenant pour des rapports C/N plus élevés.

➤ Rapport Protéines/Glucides

Le rapport Protéines/Glucides ou hydrates de carbone composant la MO sédimentaire constitue un bon descripteur de sa qualité nutritionnelle (Mirto *et al.* 2004). C'est-à-dire de la fraction qui est facilement utilisable par les bactéries (Fichez 1991). C'est également un très bon indicateur d'eutrophisation-accumulation de MO (Fabiano *et al.* 2003) utilisé pour caractériser les sédiments sous les cages à poisson en mer (Mazzola *et al.* 1999 ; Mazzola *et al.* 2000).

Della Patrona & Herbland (non publié) ont effectué des suivis de ce rapport sur des zones d'accumulation, saine et inondée en permanence des bassins d'élevage semi intensifs de Nouvelle-Calédonie (Figure 11). Ce rapport, utilisé pour la première fois dans le contexte des sédiments crevetticoles, permet de discriminer nettement les zones suivant l'importance des accumulations et leur traitement à l'assec.

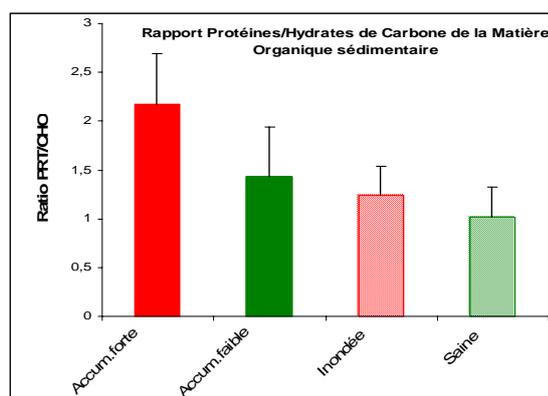


Figure 11 – Rapport protéines/hydrates de carbone dans les différentes zones : saine, à faible accumulation, inondée en permanence à l'assec et à fortes accumulations de bassins semi intensifs de Nouvelle-Calédonie

Il est également très informatif de l'évolution de l'état de la matière organique au cours d'élevage (Figure 12).

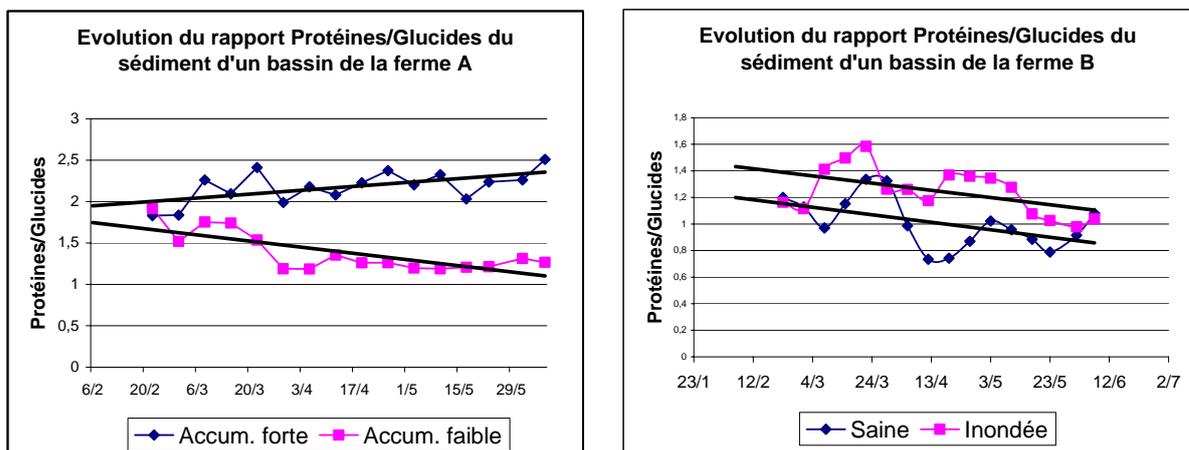


Figure 12 – Evolution du rapport protéines/glucides de la Matière Organique sédimentaire dans les différentes zones : saine, à faible accumulation, inondée en permanence à l'assec et à forte accumulation de bassins semi intensifs de Nouvelle-Calédonie

Température

La croissance des bactéries est optimale dans la gamme de température 25-35°C (Boyd 1992a). De sorte qu'il est plausible qu'en saison fraîche ($\approx T^\circ$ de l'air $< 15^\circ\text{C}$), la décomposition de la matière organique soit ralentie au cours de l'assec des bassins du Territoire.

pH

La gamme la plus favorable pour la décomposition de la MO est 7,5-8,0 (Boyd & Pippopinyo 1994) (Figure 13).

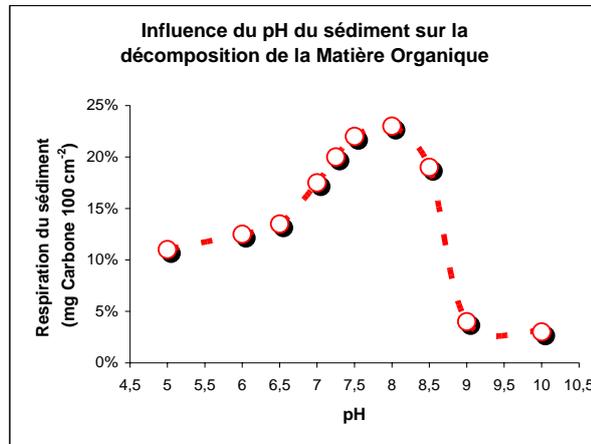


Figure 13 – Influence du pH sur l'évolution du % de carbone organique dans un sédiment maintenu à une température et un taux d'humidité optimaux (Boyd 1992).

La distribution des valeurs de pH des sols des fonds de bassins du Territoire (Guyotte 2005) révèle que la majorité d'entre eux se situe dans une gamme relativement favorable (Figure 14).

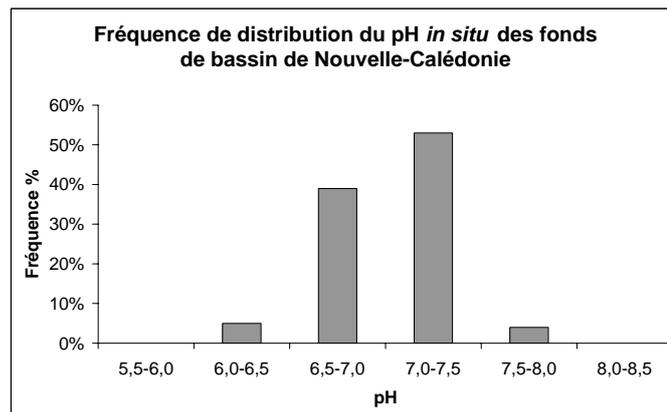


Figure 14 – Fréquence de distribution des valeurs de pH *in situ* des fonds de bassins des élevages de crevettes semi intensifs et intensifs du Territoire (Guyotte 2005).

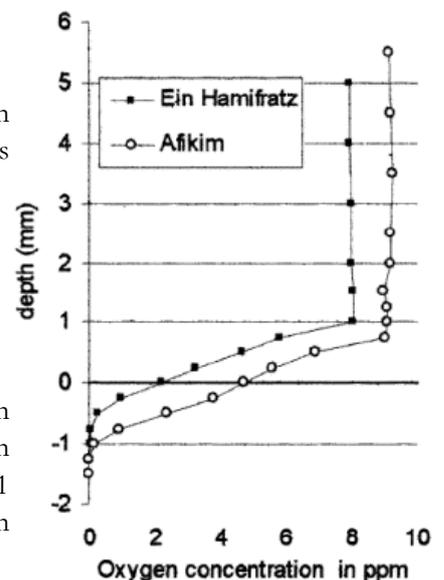
Oxygène

➤ Pénétration de l'oxygène

L'oxygène ne pénètre pas profondément (\approx un millimètre) selon (Meijer & Avnimelech 1999) dans les fonds de bassins aquacoles (Figure 15).

Figure 15 – Concentration en oxygène à l'interface eau sédiment de deux bassins aquacoles. Les valeurs positives concernent la couche au-dessus tandis que les négatives représentent l'épaisseur du sédiment (Meijer & Avnimelech 1999).

Les accumulations à l'aspect noir-olive « gélatineux » que l'on observe au fond des bassins de crevettes sont recouvertes d'un biofilm bactérien de quelques centaines de micron ($1 \mu\text{m} = 1$ millième de mm) d'épaisseur. En présence d'une teneur élevée en



matière organique, l'oxygène n'arrive à pénétrer que dans les 30 ou 50 premiers μm (Horowitz & Horowitz 2000a).

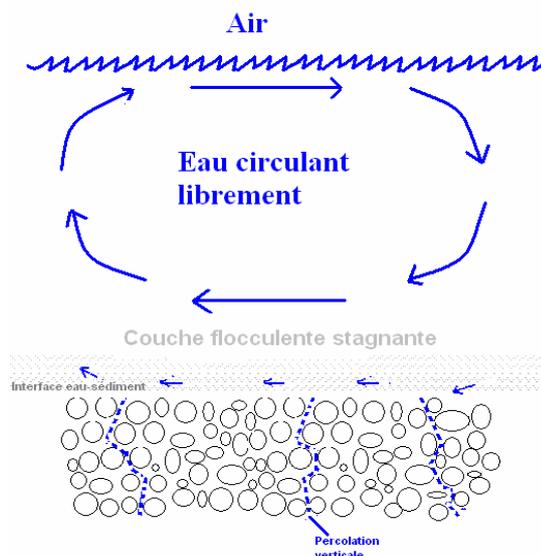


Figure 16 – Modèle du mouvement de l'eau et des substances dans la colonne d'eau et le sédiment d'un bassin (Boyd 1990).

Dans un bassin sans aérateur, l'oxygène transféré de l'atmosphère à l'eau du bassin, puis diffusant dans la colonne d'eau n'arrive que difficilement jusqu'au fond où il se trouve freiné par la couche « flocculente » stagnante qui « repose » sur le sol. La diffusion de l'eau chargée d'oxygène à travers l'interface eau-sédiment et la percolation dans l'épaisseur de celui-ci se fera d'autant mieux que l'espace entre les particules du sol est grand (Boyd 1992a) (Figure 16).

En conséquence, un sédiment de granulométrie plus grossière (sableux) permettra une décomposition plus rapide qu'un autre plus fin (argileux) en raison d'une pénétration plus aisée de l'oxygène dissous (Allan & Maguire 1995). Inversement, la dégradation bactérienne de la matière organique enfouie sera plus lente dans l'épaisseur des zones d'accumulations où s'amoncellent justement les particules les plus fines du bassin (Burford *et al.* 1998).

➤ Effet de l'oxygène sur le taux de dégradation de la matière organique labile et réfractaire

La matière organique labile (fraîche) déposée à la surface du sédiment est décomposée aussi vite en milieu aérobie ou anaérobie pour deux raisons:

- ✓ elle est constituée essentiellement de « flocons » de récents dépôts de phyto et zoo plancton, de « fines » d'aliments et des fèces ;
- ✓ elle n'a pas eu le temps d'être adsorbée sur les particules minérales (Hulthe *et al.* 1997).

Au contraire, la vitesse de décomposition de la « vieille » matière organique réfractaire et/ou des composés complexes adhérant sur les particules du sédiment est plus rapide en milieu oxygéné (Kristensen *et al.* 1995). Avec le temps et la profondeur d'enfouissement, une part de plus en plus importante de la matière organique adhère sur les grains du sédiment et les interstices sont de plus en plus étroits. Les bactéries anaérobies ne sont pas aussi bien « équipées » pour « digérer » ce type de matière organique que les aérobies. Ces dernières en effet libèrent de l'eau oxygénée H_2O_2 , gaz capable de diffuser dans les micros interstices et de « décoller » puis de dégrader la matière organique adsorbée sur les particules (Hulthe *et al.* 1997).

Taux d'humidité et durée de l'assec

De l'eau de mer bien oxygénée, \approx à 7 mg/L, renferme environ 0,57% d'oxygène alors que l'air en contient 21%.

De sorte que lorsque les bassins sont asséchés et que le sol est exposé à l'air, la décomposition de la matière organique est beaucoup plus rapide que lorsque le bassin était en eau, du fait de la concentration en oxygène plus élevée.

La vitesse de dégradation est généralement extrêmement élevée durant les trois premiers jours de l'assec puis diminue. Ce phénomène est lié d'une part à la diminution de la matière organique mais également à la teneur en eau du sédiment qui baisse. En effet après une pluie, la décomposition redémarre activement (Boyd 1992b) (Figure 17). Toutefois, dans un sol saturé en eau, la digestion de la MO est ralentie car l'air n'arrive pas directement au contact du sol ; l'oxygène doit diffuser à travers la couche d'eau avant d'atteindre le sédiment.

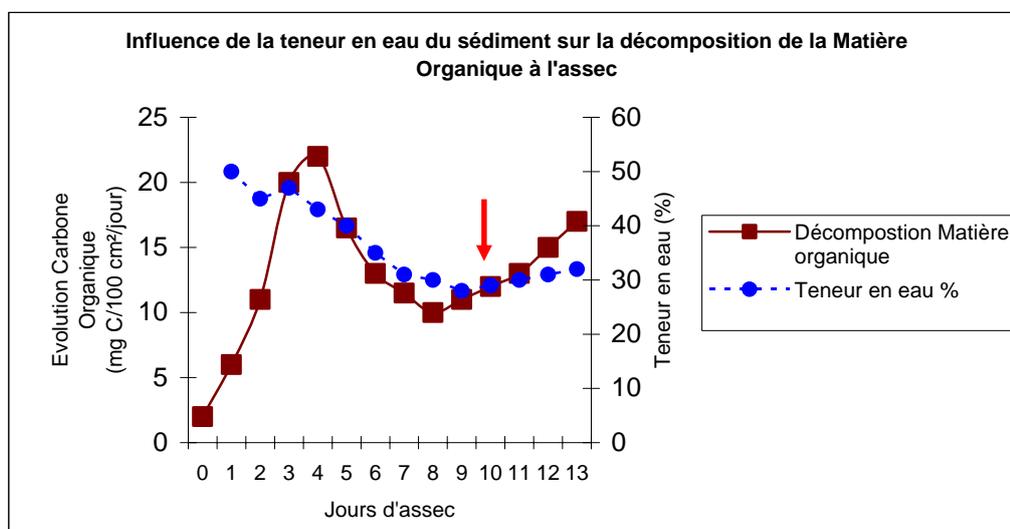


Figure 17 - Influence de la teneur en eau du sédiment sur la décomposition de la Matière Organique à l'assec et après une pluie

Pour que les processus d'oxydation de la MO soient efficaces, la gamme optimale du taux d'humidité doit se situer entre 10 et 20% (Boyd 1992b; Boyd & Pippopinyo 1994). On peut déterminer ce taux grossièrement sur le terrain en pesant assez précisément une quantité de sédiment avant et après séchage au four pendant 48h à 60°C (1 kg \rightarrow 800-900 g). En maintenant « artificiellement » (arroseur, motopompe, drains agricole etc...) un taux d'humidité adéquat au cours de l'assec, on favorisera une dégradation bactérienne optimale sur une zone ciblée.

Pulvériser le sédiment est une pratique qui, expérimentalement, accélère grandement la décomposition bactérienne (Boyd & Pippopinyo 1994). Lorsqu'on emploie le rotavator et/ou les « griffes » et/ou la « grille » (termes calédoniens), on cherche à bon escient à fragmenter les accumulations de Matière Organique le plus possible jusqu'à l'obtention d'une texture voisine d'une « poudre », pour offrir un maximum de contact avec l'oxygène de l'air et optimiser la dégradation bactérienne (Boyd & Teichert-Coddington 1994). En contrepartie, l'« émiettement » accélère fortement l'assèchement du sol par évaporation ce qui ralentit l'activité bactérienne ou l'arrête définitivement.

La durée raisonnable pour décomposer la MO labile est de deux à trois semaines (Boyd 1992b & 2003 ; Clifford 1997 ; Munsiri *et al.* 1996).

2.6.2 Gestion zootechnique des accumulations

A la construction de la ferme

Le management des accumulations commence à la construction de la ferme. La forme des bassins doit tenir compte de l'effet du vent, éviter les angles morts et privilégier les formes arrondies. C'est à la première mise en eau que l'essentiel des fines est arrachée des digues « neuves ». De sorte qu'il est vivement conseillé de protéger à l'aide d'un géotextile les surfaces susceptibles d'être aisément érodées au démarrage du premier cycle. Un canal d'amenée d'eau surdimensionné en largeur permettra une réduction du débit et une sédimentation plus importante qui limitera les apports au bassin (Boyd 1992a).

En cours d'élevage

➤ Nourrissage

Le second principe est de limiter quantitativement et spatialement la formation des accumulations au cours de l'élevage. On a vu qu'une des premières sources est le granulé donné au cheptel. Il est donc essentiel d'avoir une stratégie de gestion optimisée du nourrissage en utilisant des mangeoires afin de limiter les quantités non consommées. Il est fortement conseillé d'étaler au mieux lors de chacun des repas journaliers le granulé sur toute la surface du bassin favorable à la crevette et d'éviter de suivre toujours les « mêmes chemins » de distribution. En outre, il faut disposer d'un potentiel d'aération adéquate pour apporter l'oxygène nécessaire à la boucle bactérienne pour éliminer plus efficacement cette matière organique (Horowitz & Horowitz 2000b) en particulier la fraction qui se retrouve rapidement enfouie (Hulthe *et al.* 1997). La maîtrise de l'alimentation qui contribue à réduire l'eutrophisation du bassin limitera les quantités de MO issues des chutes de blooms de phytoplancton (Chien 1989).

➤ Aération

Avnimelech & Ritvo (2001) reconnaissent la difficulté d'« oxygéner » par des moyens mécaniques 100% de la surface des bassins intensifs traditionnellement de surface limitée à quelques milliers de m². De sorte que l'opération devient quasiment impossible dans le contexte calédonien (plusieurs hectares). Néanmoins, positionner à bon escient les aérateurs pour concentrer les accumulations en un seul point (Avnimelech & Ritvo 2003) et disposer de caniveaux pièges à sédiment en bord de la digue sous le vent (Peterson 2001) sont deux moyens de gestion très efficaces des zones de boues.

A l'assec

➤ « Flush »

Chien (1992) et Clifford (1997) recommandent vivement d'effectuer une « chasse » d'eau brutale pour nettoyer les boues encore liquides immédiatement après la vidange finale car celles-ci ont tendance à se gélifier (Hopkins 1994) très rapidement rendant difficile leur élimination ultérieure par ce procédé. Toutefois cette pratique est très polluante pour l'environnement immédiat du bassin et fortement déconseillée si une autre ferme est susceptible de repomper une partie des rejets (Clifford 1997). La pratique du « flush » n'est admissible que dans la mesure où des bassins de sédimentation de taille appropriée (Peterson 2001 ; Rosati & Respecio 2000) sont construits pour « absorber » ces « décharges » (Teichert-Coddington *et al.* 1999 ; Schwartz & Boyd 1995).

➤ Soustraction mécanique de la boue

Il existe une controverse sur l'utilité de « gratter » ou non les fonds de bassin.

- ✓ Boyd *et al.* (1994b) affirment qu'il n'existe aucune raison valable pour extraire les sédiments suspects d'un bassin et conseillent d'étaler les accumulations sur les endroits érodés ;

- ✓ Chien (1989) et Horowitz & Horowitz (2000b) recommandent d'effectuer systématiquement cette pratique à l'assec.
- ✓ Dans une expérimentation très connue, Hopkins *et al.* (1994) ont comparé les trois traitements suivants dans des bassins intensifs (44/m²) de *L. setiferus* sans renouvellement : élevages avec lentille de boue laissée en place « remain ① », boue remise en suspension « resuspend ② » et boue retirée du bassin « remove ③ ». Ils obtiennent les survies respectives pour les tests « remain ① », « remove ③ » et « resuspend ② » : 20%, 33% et 54%, le traitement « remove ③ » limitant toutefois les concentrations de certaines variables connues pour être défavorables à la crevette.
- ✓ Yuvanatemiya & Boyd (2006) montrent que l'extraction des vieilles (12-34 ans) accumulations des bassins aquacoles améliorent les caractéristiques physico chimiques des sédiments.

En conclusion, cette pratique revêt des aspects positifs ou négatifs suivant l'ampleur du phénomène. Le retrait de la matière organique des sédiments contribue effectivement à la diminution de la demande en oxygène de ceux-ci, donc à minimiser les risques que de vastes zones anaérobies ne se développent (Yuvanatemiya & Boyd 2006). Elle conduit à des teneurs plus faibles en ammoniac et en phosphore. Elle ralentit l'eutrophisation (exprimée par la fluorescence *in vivo*) Hopkins *et al.* (1994). Mais, l'élimination de l'azote, du phosphore et des autres sels nutritifs du sédiment peut interférer négativement sur la productivité du bassin. Les travaux d'extraction, de « resurfaçage » et d'enlèvement ont un coût non négligeable. Le stockage des déblais pose un véritable problème. Ils prennent de la place sur le site, défigurent le paysage et relarguent des quantités de sels lorsqu'il pleut (Boyd *et al.* 1994a). Gratter, pousser et étaler les accumulations sur les digues permet une certaine oxydation de celles-ci. Mais à la première pluie, la boue est lessivée et retombe au pied des digues, endroit du bassin le plus prisé des crevettes et peut conduire à affaiblir les animaux (Chien 1989). Il est donc préférable d'éliminer la boue par d'autres moyens.

➤ Accélération de la décomposition bactérienne des boues

Le meilleur moyen d'éliminer la boue est de favoriser sa digestion par les bactéries.

Assèchement du bassin

Assécher les bassins entre les élevages est une pratique vivement recommandée par Boyd & Teichert-Coddington (1994) car c'est un moyen efficace d'accélérer la décomposition de la MO. L'assec permet une exposition du sol à l'oxygène de l'air. L'assèchement seul conduit à une bonne diminution des MAO, de la DOS, des sulfures et autres composés réduits consommateurs d'oxygène des boues (Avnimelech *et al.* 2004).

Ram *et al.* (1982) rappellent que si la pratique de l'assec est capable de conduire à l'oxydation par l'oxygène de l'air d'une partie de la matière organique, il ne semble pas que cette technique soit capable d'affecter la flore bactérienne résidente, dont la flore pathogène, à un point tel que cette dernière ne puisse se réinstaller dès que les conditions d'humidité ne redeviennent favorables. Smith (1992) a évalué le nombre de bactéries du sédiment au démarrage et à la fin d'un assec de 5 mois dans plusieurs bassins de fermes intensives de *P. monodon* en Australie ainsi que dans la mangrove près de ces sites. Il montre qu'il n'existe aucune influence de l'assec de cinq mois sur le nombre total des bactéries hétérotrophes. Il observe une baisse notable des vibrios après un assec de 5 mois. Toutefois, cet effet n'est que temporaire puisque il ne faut que 48 H pour que la concentration en vibrios ne revienne à son niveau initial (100 cfu/ml à 1 000 000 vibrios cfu/ml en 48H)

Travail « mécanique »

Il s'agit d'augmenter au maximum la surface d'exposition à l'oxygène de l'air. Les fonds ne doivent être « travaillés » que dans les aires d'accumulations et en tenant compte de la hauteur de celles-ci. Il est impératif de les repérer spatialement (piquets) et en épaisseur (marqueurs « Plots en ciments » au moment de la vidange finale où celles-ci sont très apparentes (gorgées d'eau) (Clifford 1997).

Maintien de l'humidité du sédiment

Dès que la teneur en eau baisse en dessous de 10% et en absence de pluie, il faut remouiller les zones concernées (motopompes, arroseurs plutôt que remplissage par le moine d'entrée) faute de quoi l'activité bactérienne cesse et ces journées deviennent contreproductives (Boyd 1992b). Ces procédures excluent la pratique du remplissage suivi du « revidage » qui conduit au contraire de l'effet recherché et notamment à un lessivage des sels nutritifs favorisant l'activité bactérienne

➤ **Chaulage et ses effets**

Le pH le plus favorable à la dégradation microbienne est situé dans la norme : 7,5-8 (Boyd & Pippopinyo 1994). Il est donc conseillé d'ajuster le pH du sol dans la gamme adéquate en faisant des amendements calciques.

Favorables à la vie aquacole, les apports calciques doivent être pratiqués avec cohérence et précaution selon le rôle préventif ou curatif souhaité (Weigel 1993). On peut amender pour accélérer la minéralisation de la matière organique mais en profiter pour améliorer la texture du sédiment (porosité et compacité) et contrôler l'acidité du sol.

Il existe une certaine confusion entre les différents types de produits (chaux vive, chaux éteinte, carbonate de calcium, chaux agricole, croûte calcaire, gypse etc...) à utiliser et leur adéquation par rapport à l'emploi recherché (Peterson & Daniels 1992).

Les trois produits les plus couramment utilisés pour le chaulage des bassins aquacoles sont : la croûte calcaire pulvérisée, la chaux vive et la chaux hydratée. Les gisements naturels de calcaire se composent de carbonate de calcium seul ou d'un mélange de carbonates de calcium et de magnésium. La croûte calcaire est extraite et broyée finement (1,70 mm à <0,24 mm). Elle est alors appelée chaux agricole. La chaux vive est obtenue après chauffage de la croûte calcaire dans un four spécial. La chaux hydratée ou hydroxyde de calcium est obtenue après traitement aqueux de la chaux vive. Chaux vive et éteinte peuvent éventuellement contenir de l'oxyde de magnésium (Boyd 1992a).

Amélioration de la texture du sédiment par ajout de calcium

L'apport d'ion calcium permet de conserver un fond de bassin plus compact et d'éviter l'envasement qui se produit à cause des particules argileuses qui forment un colloïde, sorte de crème à la consistance de gelée qui colmate la couche superficielle du sédiment. Son ajout augmente la perméabilité de la couche superficielle du sol (Griessinger *et al.* 1991). Il provoque la formation d'agrégats (le fameux complexe argilo humique en agriculture) qui « aèrent » le sédiment (Boyd 1992a). Une bonne circulation de l'eau interstitielle (entre les grains du sédiment) permet de maintenir des échanges d'ions et de gaz dissous avec l'eau au-dessus. Une structure perméable et stable obtenue par amendement calcique conduit à un développement accru de la production naturelle du bassin. En effet, il existe un lien étroit entre la nature du sédiment et le développement de la méiofaune qui s'y développe (Giere 1993).

Contrôle de l'acidité du sol

On peut relever le pH des sols « acides » ($\text{pH} < 7,0$) par de la chaux vive CaO , de la chaux éteinte Ca(OH)_2 , de la chaux agricole ou carbonate de calcium CaCO_3 , ou de la dolomie $\text{CaMg(CO}_3)_2$.

On peut également diminuer le pH des sols ultra basiques ($\text{pH} > 8,5$) avec du gypse CaSO_4 (Martin 1987a & b ; Weigel 1993).

Mode d'action des différents amendements (Figure 18)

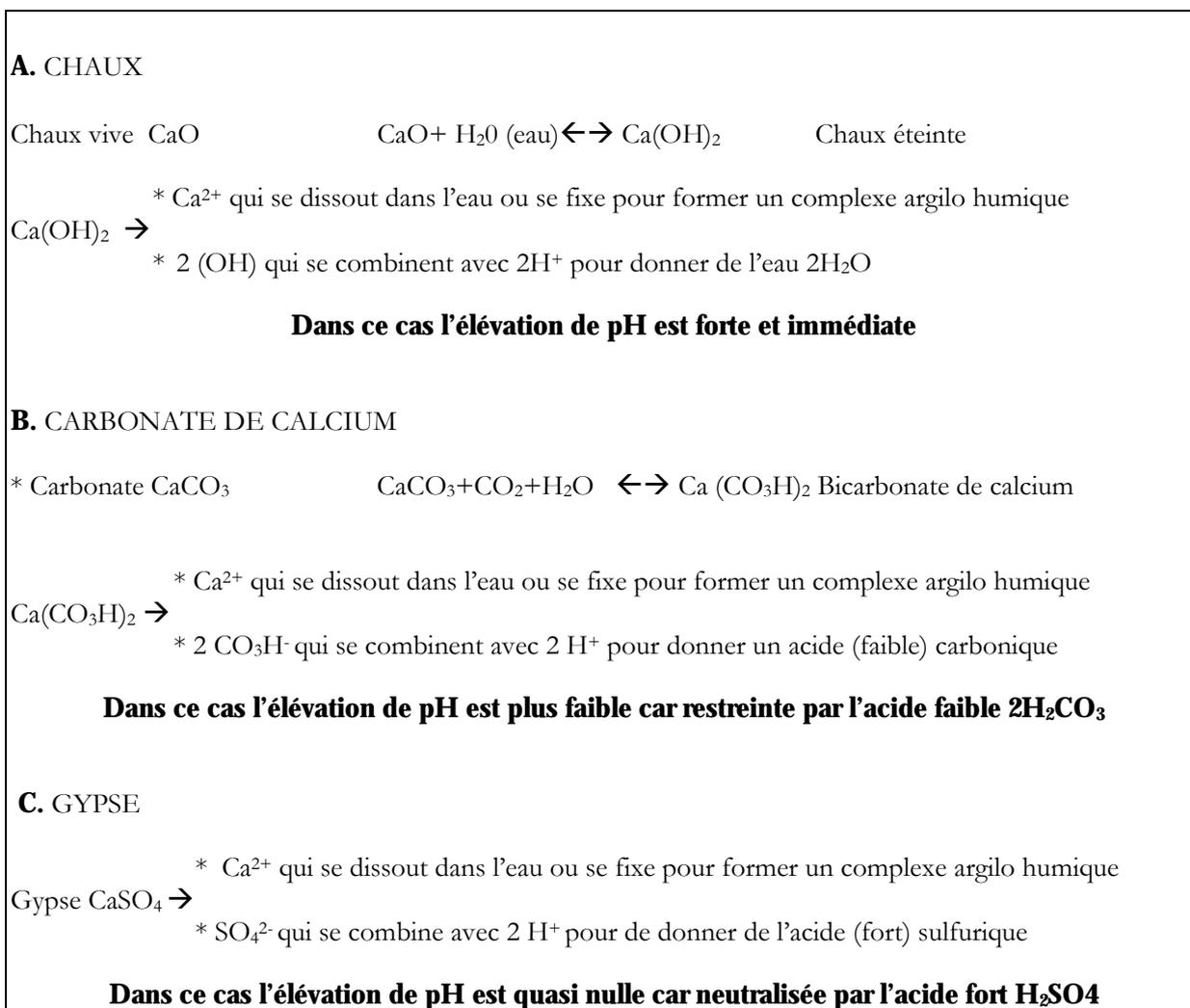


Figure 18 -Mode d'action des différents amendements calciques (d'après Martin 1987 a & b)

Efficacité et valeur d'un amendement calcique

La valeur neutralisante mesure la capacité de l'amendement à ramener le pH à la neutralité (7). Une valeur neutralisante de 100% correspond à un carbonate de calcium pur (Boyd & Daniels 1993).

L'effet d'un amendement calcique dépend de sa solubilité et de son pouvoir neutralisant (Weigel 1993). La solubilité dépend de la nature du produit : la chaux est plus soluble que le carbonate de calcium. Elle dépend également de sa granulométrie : un produit finement broyé est plus soluble qu'un autre plus grossier (Griessinger *et al.* 1991). Clifford (1997) considère comme optimal un type de carbonate de calcium dont 90% passent au travers d'un tamis de 250 µm.

Utilisation

La chaux vive CaO (et la chaux éteinte Ca(OH)₂) est un produit assez soluble et très corrosif (la chaux éteinte l'étant beaucoup moins). Leur agressivité chimique en fait des produits très utiles pour la désinfection des bassins, notamment certains pathogènes tels les virus, aux doses respectives de 5 000 kg/ha et 1 500 kg/ha (Bell & Lightner 1992). Pour que l'élévation de pH soit maximale Boyd (1995b) recommande d'utiliser les produits les plus purs et les plus fins disponibles sur le marché. Une

augmentation trop forte du pH sera également létale pour tous les organismes décomposeurs de la matière organique « utiles » du bassin (Boyd & Daniels 1993). En ce sens, ce n'est pas de la chaux qu'il faut utiliser pour favoriser la décomposition bactérienne des boues mais plutôt du carbonate de calcium CaCO_3 (Boyd 1992a).

Néanmoins, lorsque l'on ajoute de la chaux vive sur un sol suffisamment « mouillé » celle-ci va se transformer immédiatement en chaux éteinte au contact de l'eau. La chaux vive et la chaux éteinte vont ensuite réagir rapidement avec le gaz carbonique de l'air, pour se transformer en carbonate de calcium (voir encadré). De sorte que l'ajustement du pH dans la gamme de 7,5-8,0, favorable à l'activité bactérienne peut être obtenu indifféremment par ces trois produits que sont la chaux, la chaux éteinte et la chaux agricole (Boyd & Pippopinyio 1994). Toutefois, il est préférable d'utiliser cette dernière car elle n'est pas caustique et ne nécessite donc pas d'équipement de protection particulier pour son épandage (Weigel 1993).

Doses préconisées

L'épandage sur les accumulations doit se faire dès qu'un engin est capable d'y travailler. Clifford (1997) préconise une première application de 50% de la dose préconisée à étaler le plus uniformément possible sur la zone concernée. Il conseille d'épandre la seconde moitié une fois le bassin labouré.

Boyd (1992b) recommande de ne pas chauler si le pH du sol est supérieur à 7,5 voire 7. Toutefois, Clifford (1997) considère que vu le faible coût de cet apport comparativement aux autres postes du fonctionnement d'un élevage, il ne faut pas lésiner sur cet amendement qui peut apporter d'autres effets favorables pour l'écosystème-bassin.

Les apports préconisés diffèrent quelque peu suivant les auteurs (Tableaux 5, 6 et 7) :

Tableau 5 - Apport calcique en fonction du pH (Pillai & Boyd 1985)

| pH sol | Chaux agricole (kg/ha) |
|-----------|------------------------|
| <5,0 | 3000 |
| 5,0 à 6,0 | 2000 |
| 6,0 à 7,0 | 1000 |

Tableau 6 – Apport calcique en fonction du pH (Clifford 1997)

| pH sol | Chaux agricole (kg/ha) |
|----------|------------------------|
| <4,5 | 3000 |
| 4,5-4,9 | 2000 |
| 5,0-5,4 | 1500 |
| 5,5- 5,9 | 1000 |
| 6,0-7,0 | 500 |
| >7,0 | 0 |

Tableau 7 – Apport calcique en fonction du pH et du type de sédiment en kg/ha de CaCO_3 (Martin 1987 a & b)

| pH du sol | Sol argileux | Sol limoneux | Sol sableux |
|-----------|--------------|--------------|-------------|
| 4,0-4,5 | 9000 | 6000 | 5000 |
| 4,5-5,0 | 7000 | 5000 | 3600 |
| 5,0-5,5 | 5000 | 3600 | 1800 |
| 5,5-6,0 | 3600 | 1800 | 1000 |
| 6,0-6,5 | 1800 | 1000 | 0 |

Contre-indication

Un chaulage excessif conduit au piégeage sous une forme insoluble du phosphore du sédiment et à sa bio-indisponibilité pour la croissance du phytoplancton (Chien 1989). Il est à noter que les bassins naturellement riches en calcium présentent des teneurs en phosphates plus faibles et nécessitent une fertilisation en phosphore plus importante. En effet, le calcium réduit la solubilité du phosphore puisque ces deux éléments tendent à précipiter sous forme de phosphate bicalcique (Weigel 1994). Il faut donc

éviter d'amender concomitamment avec un apport calcique et un engrais phosphaté pour éviter la formation d'un composé insoluble (Weigel 1993). Un délai de trois semaines est recommandé entre les deux types d'apports (Griessinger *et al.* 1991).

➤ Apport d'azote

La dégradation de la matière organique sédimentaire par les bactéries est influencée par la disponibilité en azote (Boyd 1995b). De sorte que l'ajout d'engrais azoté est supposé avoir un effet positif sur la vitesse de minéralisation des boues à l'assec. L'effet est d'autant plus net que le taux de MO est élevé. Dans le cas de sédiments présentant un taux exceptionnellement élevé de MO, un apport de 200 à 400 kg/ha stimule significativement l'activité bactérienne (Boyd 2003)

Urée

L'efficacité de l'urée, (engrais azoté le moins cher), pour accélérer la décomposition de la matière organique (carbone organique) à l'assec varie avec les quantités apportées. Pour des teneurs de 22 kg/ha (Ayub *et al.* 1993), 24 et 48 kg/ha (Rivera, 1992) aucun effet sur la diminution de la concentration du Carbone Organique n'est observé. Toutefois, au taux de 72 kg/ha, Rivera (1992) note une légère baisse du % de carbone organique au bout d'une dizaine de jours.

Nitrates

Boyd (1995b) observe que l'épandage de nitrate de sodium après incorporation au sédiment par un labour à l'assec, accélère significativement la dégradation bactérienne. En conditions expérimentales, à la concentration de 600 mg/kg de sédiment Boyd & Pippopinyo (1994) obtiennent un effet significatif du nitrate d'ammonium sur la décomposition de la matière organique. Les nitrates sont doublement recommandés dans le traitement des accumulations (Boyd 2003). D'une part, ils favorisent l'activité bactérienne en tant que source d'azote. D'autre part, ils agissent comme un oxydant « tempéré » de la MO en comparaison des autres produits très agressifs que sont le chlore et le peroxyde d'hydrogène. En effet, les nitrates NO₃ sont convertis préférentiellement en Azote gazeux N₂ et la réaction chimique conduit à la libération d'oxygène. A des doses même faibles de 5 mg d'Azote/L, le nitrate d'ammonium est capable d'élever les conditions Redox (Avnimelech & Ritvo 2003). L'ajout de nitrate de sodium est une technique employée pour maintenir une fine couche oxygénée au fond des bassins aquacoles (Avnimelech & Zohar 1986). Lawrence *et al.* (1999) ont montré que l'ajout de nitrate de calcium Ca(NO₃)₂ dans les bassins d'écrevisses dont les fonds étaient réduits par surnourrissage améliorerait significativement les teneurs en oxygène dissous et les valeurs du Redox. Du fait de sa grande solubilité, Boyd (1995b) préconise d'épandre cet engrais sous forme de « chips » compressées et de le mélanger au sol à l'assec pour qu'elles se dissolvent lentement en cours d'élevage en produisant de l'oxygène. L'ajout de nitrates à des boues organiques de stations d'épuration empêche également la formation des sulfures H₂S et du méthane CH₄ (Jenneman *et al.* 1986), produits réduits toxiques pour les crevettes.

➤ Chlore

Le chlore, généralement sous sa forme hypochlorite de calcium est utilisé au cours de l'assec par certains aquaculteurs pour oxyder la matière organique (Boyd & Massaut 1999) Selon Boyd (1992a) dans les meilleures conditions il faudrait **4 mg** de produit chloré pour oxyder **1 mg** de MO. De sorte qu'une action efficace de ce produit sur la MO nécessiterait des quantités rédhitoires de chlore et des mesures de protection adaptées pour le personnel (Gräslund & Bengtsson 2001). De trop faibles doses seront inefficaces pour oxyder la MO ; de plus le chlore éliminera les microorganismes favorables, retardant de fait la décomposition bactérienne (Boyd 1992a). Les résidus de chlore dans le sol agiront en effet comme un désinfectant en tuant les microbes mais également les crevettes (Husnah & Lin 2001) en endommageant notamment leur acides nucléiques ou leur protéines (Archer *et al.* 1997). Boyd (1996) recommande de ne pas introduire d'animaux après ce traitement tant que les résidus chlorés n'auront pas

été éliminés par l'action de la lumière solaire (48H selon Bell & Lightner 1992) ou détoxifiés par des produits adéquates tels que le thiosulfate de sodium (7mg/L vs 1 mg/L de résidus de chlore).

➤ Oxyde de Fer

En absence d'oxygène, la décomposition de la MO continue sous l'action de différents groupes de microorganismes chimioautotrophes comme les bactéries capables d'utiliser le fer et le manganèse pour leur croissance. Une baisse rapide du potentiel redox est caractéristique d'un sédiment riche en matière organique et pauvre en fer et en manganèse (Chien 1989).

Les composés contenant du fer ferreux Fe^{2+} ont la propriété de précipiter les sulfures H_2S présents dans la matière organique réduite en composés insolubles (Boyd 1992b; Avnimelech & Ritvo 2003) non toxiques pour les crevettes. Ritvo (1999) obtient une baisse significative des teneurs en sulfures de l'eau interstitielle d'un sol saturé en eau d'un bassin de crevettes par addition d'un oxyde de fer. Chamberlain (1988) mentionne des traitements avec des oxydes de fer en routine dans les élevages d'anguilles au Japon. Shigueno (1978) rapporte de meilleurs rendements dans des bassins de crevettes traités avec des oxydes de fer FeO à la dose de 1 kg/m².

➤ Biorémédiation, bioaugmentation, biocontrôle et probiotiques

Introduction

La détérioration du sol et de la qualité de l'eau dans les écosystèmes aquacoles est le plus souvent associée à la décomposition de la matière organique issue de la succession des élevages. De sorte que les crevetticulteurs sont de plus en plus demandeurs de solutions « miracles » pour le « traitement » de leurs bassins. Des biotechnologies portant le nom de bioremédiation ou « bacterial augmentation » ou probiotiques sont apparues il y a quelques années sur le marché et sont actuellement en pleine expansion (Herlin 1999).

Quelques définitions

Probiotiques *sensu stricto* : cellules microbiennes administrées de telle manière qu'elles pénètrent dans le conduit gastro-intestinal et s'y maintiennent vivantes dans le but d'améliorer la santé de l'animal (Gatesoupe 1999 ; Gournier-Château *et al.* 1994).

Biocontrôle : éradication des organismes indésirables (ex : *Vibrio spp.* luminescent) soit par compétition/exclusion soit par activité antibiotique par des traitements bactériens ou probiotiques (ex : *Bacillus spp.*) (Moriarty 1998 ; Maeda *et al.* 1997).

Bioremédiation : Traitement de polluants (ex : nitrites, ammoniac) ou de déchets au moyen de microorganismes ou probiotiques (ex : bactéries nitrifiantes) qui décomposent les substances indésirables (Moriarty 1997 ; Chiayvareesija & Boyd 1993).

Efficacité et valeur des *probiotiques* utilisés dans les bassins de grossissement

Ces produits se présentent sous différentes formes et consistent principalement en :

- ① Inoculums de bactéries contenant des bactéries ou des spores dans un milieu qui empêche leur croissance ou leur germination jusqu'à utilisation ;
- ② Inoculums contenant des enzymes extracellulaires, des extraits de fruits ou de plantes ;
- ③ Suspensions combinant des préparations enzymatiques et des inoculums de bactéries.

Ces concentrés sont souvent employés sur les fonds de bassins comme une panacée en pensant qu'ils :

- ①auront une action sur le taux de décomposition de la matière organique ;
- ②élèveront le taux en oxygène dissous ;
- ③diminueront les teneurs en nitrites, ammoniac, phosphore, dioxyde de carbone et sulfures ;
- ④réduiront les concentrations en cyanobactéries ;
- ⑤minimiseront les maladies ;
- ⑥augmenteront les survies ;
- ⑦amélioreront globalement la production.

Les probiotiques se sont révélés de bons moyens de substitution aux antibiotiques dans les écloséries de crevettes (Garriguez & Arevalo 1995 ; Rengpipat *et al.* 1998). Toutefois, leur valeur dans un milieu ouvert, comme un bassin à fond de terre de plusieurs hectares reste discutable (Van Wyk in Anon. 2006a).

En effet, il existe une (importante) controverse (Jory 1998) entre les deux écoles qui font référence, sur les avantages d'utiliser des biotechnologies bactériennes dans le traitement des bassins : celle de Claude E. Boyd (Professeur au Department of Fisheries and Allied aquacultures at Auburn University, Alabama, USA) qui doute de leur efficacité et celle de David J.W Moriarty (INVE Aquaculture Health) qui milite pour leur utilisation dans des conditions précises.

L'argumentaire de Boyd (1995a) et de ses partisans est le suivant : les bactéries sont ubiquistes. Leurs spores et leurs corps végétatifs apparaissent dans pratiquement tous les types d'environnement. Les principaux paramètres affectant leur abondance et leur activité sont la température, le pH, la disponibilité en oxygène, le taux d'humidité et la quantité et le type de substrat. L'activité bactérienne est maximale à température élevée (25-35°C), à pH neutre (7,5-8,5), en milieu très oxygéné, pour un rapport C/N de la M.O faible ≈ 15 , un substrat abondant composé de MO facilement digestible. En cours d'élevage nourri sur granulé, les principaux facteurs limitant l'activité bactérienne sont la teneur en oxygène et parfois le pH. Il y a normalement sur le fond d'un bassin de crevettes une profusion de MO labile. Si la dégradation bactérienne y fonctionne au ralenti, c'est en raison des conditions environnementales défavorables à l'activité des microorganismes dans leur globalité. De sorte qu'il est peu probable que l'ajout d'amendements bactériens ou d'enzymes extracellulaires puisse avoir une action efficace dans de telles conditions.

Horowitz & Horowitz (2000a) rapportent qu'ils n'ont jamais obtenu de résultats significatifs sur l'amélioration de la décomposition bactérienne de la matière organique et/ou de la qualité d'eau par l'utilisation de préparations bactériennes en bassins. Les résultats négatifs ou peu probants ont été confirmés par d'autres auteurs (Tucker & Lloyd 1985; Chien 1989; Chiayvareesajja & Boyd 1993 ; Boyd & Pippopinyo 1994 ; Funge-Smith & Hawthorn 1996 ; Thoresen *et al.* 1996 ; Boyd & Gross 2003 ; Queiroz & Boyd 1998 ; Queiroz *et al.* 1998 ;). Pour Sonnenholzer & Boyd (2000), l'inefficacité patente des probiotiques à accélérer la décomposition bactérienne de la MO vient du fait qu'en général, les sédiments aquacoles ne sont ni extrêmement riches en MO, ni complètement dépourvus de microorganismes ou d'enzymes extracellulaires. Certains bassins particuliers pourraient toutefois développer des conditions extrêmes telles que les probiotiques pourraient avoir un effet. De telles conditions n'ont pas encore été trouvées.

L'ajout de mélasses (riches en hydrates de carbone) ou de farine de blé ou de riz est souvent préconisé dans les protocoles d'utilisation de probiotiques. Il vise à augmenter le rapport C/N du sédiment qui présente souvent le profil de celui de l'aliment $\approx 9/1$, ratio limitant en carbone pour l'activité bactérienne. Déplacer le ratio C/N vers ≈ 20 va effectivement conduire à une augmentation de la biomasse bactérienne dans son ensemble mais pas spécifiquement celle des probiotiques. Une disponibilité accrue en hydrates de carbone permet au pool bactérien hétérotrophe de consommer un pourcentage plus élevé de protéines

de la matière organique. La contrepartie est que cette biomasse de bactéries accrue va exercer une demande proportionnelle en oxygène, une production plus élevée de dioxyde de carbone par respiration et une acidification très conséquente (baisse du pH) du bassin (Van Vyck in Anonyme 2006a). Cette pratique souvent associée à l'utilisation d'aliment à plus faible taux de protéines (C/N plus élevé) nécessite une capacité d'aération très importante (dizaines de cv/ha) et l'ajout régulier de carbonate de calcium pour rééquilibrer le pH (Mc Intosh *et al.* 1999). Dans ce contexte, les essais réalisés à la Station de Saint-Vincent (Della Patrona & Brun non publié) pour modifier le rapport C/N de la MO avec de la brisure de riz et/ou de la farine de blé incorporée au sédiment au cours d'élevage semi intensifs en bassin de terre (18-22/m²) ont du être interrompus dès le démarrage. Ils ont en effet conduit à des taux d'oxygène initiaux très faibles (en l'absence d'aérateurs) et à des dépôts « moisiss » qui ont perduré tout au long de l'élevage et au cours du suivant (*L. stylirostris* n'utilise pas ces déchets organiques).

Mc Neil in Anon. (2006a) conclut que sur les 33 probiotiques qu'il a testés dans différents types d'enceintes, la plupart n'avaient aucune action sur la modification de la flore bactérienne. Ceux qui en étaient capables ne le faisaient que temporairement, participant sans plus à l'enchaînement des populations microbiennes. Van Vyck in Anon. (2006a) émet des doutes sur le fait que des cultures probiotiques soient plus adaptées aux conditions de vie du bassin que celles qui y apparaissent naturellement. Weaver in Anon. (2006a) met en doute l'impact de l'ajout hebdomadaire de quelques kg de probiotiques en relation avec celui que peut avoir des quantités de granulés de l'ordre de 50 à 100 kg/ha/jour.

De l'autre côté, Moriarty (1996 a & b) conforte l'intérêt d'utiliser des probiotiques dans les bassins aquacoles par des résultats de plusieurs tests de terrain. Il démontre qu'il est possible de modifier la composition bactérienne spécifique de la colonne d'eau (Aquafarm News 1996). L'ajout de souches de *Bacillus* utilisés comme probiotiques contribue à la réduction des concentrations de *Vibrio harveyi* (luminescent) dans la colonne d'eau et le sédiment.

Suhendra *et al.* (1997) développent un programme de gestion zootechnique incluant l'emploi de probiotiques avec des résultats probants sur l'élimination des vibrios et la baisse des mortalités d'origine virale et par vibrioses.

Vasudevan in Anon. (2006b) confirme l'efficacité des souches de *Bacillus* sur l'élimination par exclusion compétitive et/ou directement par production d'antibiotiques de ces bactéries. Il rapporte que la grande majorité des fermes indiennes utilisent avec succès ces produits en routine sur des bassins avec ou sans aération.

Plusieurs centaines de tests démontrant un effet positif de probiotiques utilisés pour leur action de bioremédiation ou de biocontrôle en bassin sont affichés par des entreprises commercialisant ces produits (D. Dugger in Anon. 2006b). Ces « publications » passent rarement l'épreuve de la critique scientifique et ne sont pas ou rarement validées dans des revues scientifiques avec Comité de lecture. Ils réapparaissent dans des journaux à caractère commercial (Dr. David Verner Jeffreys, CEFAS Weymouth laboratory in Anon. (2006b). Browdy & Bratvold (1997) reconnaissent que si des tests en laboratoire montrent des effets des probiotiques sur la dégradation de la matière organique ou sur la réduction des substances toxiques, les essais en bassin sont rarement validés par des témoins (dignes de ce nom). Ils émettent des doutes sur l'extrapolation de résultats obtenus à l'échelle du laboratoire à des surfaces de plusieurs dizaines d'hectares.

De fait, les mécanismes d'action des probiotiques utilisés en matière de biocontrôle et de bioremédiation sont mal connus (Boyd & Massaut 1999). Les protocoles d'administration des probiotiques soutenus par des scientifiques reconnus (Suhendra *et al.* 1997 ; Moriarty 2006) s'accompagnent de normes draconiennes de gestion zootechnique, notamment du maintien impératif de l'oxygène dissous au-delà de 4-5 ppm. On est en droit de se demander si les procédures suivantes, nécessaires à l'efficacité maximale du probiotique recommandées dans le mode d'emploi, ne suffisent pas à elles seules pour améliorer grandement les conditions d'élevage et la santé du cheptel et expliquer le succès des probiotiques dans un tel contexte :

- ✓ pratique optimisée de l'assec : enlèvement des boues, chaulage, maintien du taux d'humidité adéquate, disposition des aérateurs ;
- ✓ mise en eau : filtration sur 300 µm, inoculum d'algues adéquates : chlorelles, diatomées ;
- ✓ fertilisation sophistiquée minérale et organique avant et après ensemencement : contrôle précis des teneurs en azote et en phosphore en relation avec les valeurs du secchi ;
- ✓ gestion de la qualité initiale des post larves *etc...* ;
- ✓ teneur en oxygène dissous : maintien au-delà de 4 voire 5ppm à l'aide d'un nombre suffisant d'aérateurs ;
- ✓ gestion du renouvellement : en relation avec les teneurs en sels nutritifs et du taux d'oxygène ;
- ✓ pH : réajustement du pH en cours d'élevage avec du CaCO₃ ;
- ✓ stabilité algale : contrôle et orientation du bloom de phytoplancton vers les microalgues favorables riches en PUFA (diatomées) ;
- ✓ gestion de l'alimentation : suivi au plus près par des mangeoires *etc...*

D.Verner-Jeffreys in Anon. (2006b) attire l'attention des utilisateurs de probiotiques sur la provenance de ceux-ci et sur le fait qu'à sa connaissance aucun n'avait reçu une autorisation d'emploi par une autorité vétérinaire compétente. Autrand (Anon. 2006a) remet en cause l'innocuité et l'efficacité de certains de ces produits notamment les souches de *Bacillus subtilis* qui pourrait être considéré comme un pathogène opportuniste. Boyd & Massaut (1999), dans une revue exhaustive des risques associés avec l'emploi des principaux produits chimiques utilisés en bassin aquacole, rapportent que l'ajout de probiotiques dans les élevages ne conduit à aucune mortalité du cheptel et ne présente pas de risque pour l'environnement. Enfin, aucun problème de santé humaine lié à la consommation de crevettes dans un contexte d'emploi de probiotiques n'est suspecté.

Recommandations et conclusions

Un bassin de terre exploité en NC est un écosystème que l'on soumet à de très fortes contraintes.

Ce document a pour objectif principal de faire ressortir le caractère « vivant et fragile » d'un bassin de production en terre. Compte tenu des contraintes économiques liées à une activité exportatrice, les aquaculteurs calédoniens ont progressivement affiné un savoir faire extrêmement pointu mais ne laissant qu'une faible marge d'erreur. La recherche permanente des performances et des rendements est un exercice dangereux sur le long terme, si elle s'approche durablement des limites écologiques ou biologiques dictées par les choix techniques actuels. C'est d'ailleurs une des règles fondamentales de l'écologie : aucun système écologique ne peut « fonctionner indéfiniment à plein régime et à l'équilibre » à la différence des systèmes totalement contrôlés par l'homme. Par rapport à des systèmes strictement intensifs (élevages de saumon, bar, turbot...) les bassins d'élevage de crevettes restent des écosystèmes complexes « forcés » pour obtenir une activité économiquement rentable. Mais ils n'échappent pas à cette règle de base de la complexité non maîtrisée et du retour difficile et non instantané aux conditions initiales.

Les paramètres sur lesquels l'aquaculteur peut « peser ».

Bien construire et dimensionner son outil de production pour minimiser les accumulations

La réalisation des digues (étanchéité) doit être soignée au départ. Elle conditionne l'assèchement des bassins. Dans la mesure du possible, il faut adapter la forme des bassins à l'impact prévisible de l'érosion éolienne. Il est conseillé de protéger les digues pour éviter la fuite des « particules fines » au moment du(s) premier(s) élevage(s).

Le nombre et le positionnement des moines d'entrée doivent permettre à l'eau du canal d'irriguer la plus grande surface du bassin. De même, les caractéristiques des ouvrages de sortie doivent faciliter l'élimination des effluents.

Le dimensionnement de la capacité de pompage doit être choisi sur la base d'un renouvellement potentiel suffisant (5 à 30-35%/j simultanément sur l'ensemble des bassins en opération).

Pour des rations supérieures à 50 kg/ha/jour ou au-delà d'une biomasse de 2,5 t/ha, il faut disposer d'une aération pour faciliter la dégradation bactérienne des boues. Le nombre et le positionnement des aérateurs doivent être proportionnels aux quantités maximales de nourriture distribuée.

Épargner les fonds de bassin : patrimoine foncier

Toutes les fermes ne possèdent pas la même capacité de production à l'origine (nature du sédiment et eau de pompage) et celle-ci évolue avec le temps.

Cette évolution dépend fortement de la pratique zootechnique qui s'étend de la préparation du bassin à la gestion de routine durant l'élevage.

La préparation entre les élevages est primordiale et doit être considérée comme faisant partie intégrante de la gestion biotechnique. Elle doit concourir au maintien des conditions permettant une activité bactérienne de dégradation optimale de la matière organique provenant de l'élevage précédent.

Gestion de l'alimentation

La gestion de l'alimentation du cheptel (granulé) est essentielle pour limiter l'extension des microenvironnements à caractère toxique pour les crevettes. Pour y parvenir, une ferme disposant d'une capacité de pompage et/ou d'une aération adéquates et se fixant des objectifs de croissance raisonnables, doit développer un système de contrôle de consommation de son cheptel extrêmement rigoureux.

Quelques paramètres prometteurs mais qui restent à valider

Les suivis récents effectués sur les fermes locales nous ont permis de montrer l'intérêt de l'utilisation de certains paramètres permettant de qualifier les fonds de bassins et de donner quelques ordres de grandeurs (tableau 13) (Anonyme, 2007). Ils restent toutefois (à l'exception du redox) difficiles à mettre en œuvre dans le cadre d'une ferme aquacole. Par ailleurs, les données sont encore trop fragmentaires pour valider complètement et définitivement ces nouveaux critères d'aide à la gestion.

Tableau 8 : Caractérisation des sédiments suivant leur degré d'eutrophisation par les valeurs de redox, MAO, DOS et Méiofaune 7 jours après la mise en eau

| Paramètres | | Sédiment peu productif « stérile » <u>Oligotrophie</u> | Sédiment productif « fertile » <u>Eutrophie</u> | Sédiment trop productif «impropre» <u>Hypertrophie</u> |
|---------------------------------------|----------------|---|--|---|
| Redox (mv) | | 300-350 | 125-150 | <50 |
| MAO (mg C/g.séd.sec) | | 0,1-0,3 | 0,5-0,7 | >2 |
| DOS (mg O ₂ /g.séd.sec) | | 0,1-0,3 | 1,0-1,5 | >3 |
| Méiofaune (Nb/10 cm ²) | Nématodes | 0-10 | 50-250 | 450-1000 |
| | Nii crustacés | 0-2 | 10-350 | 1200-2700 |
| | Harpacticoides | 0 | 10-150 | 400-1200 |

Bibliographie

- Allan, G.L., Maguire, G.B. 1995. Effect of sediment on growth and acute ammonia toxicity for the school prawn, *Metapenaeus macleayi* (Haswell). *Aquaculture* 131: 59-71.
- Allan, G.L., Moriarty, D.J.W., Maguire, G.B. 1995. Effects of pond preparation and feeding rate on production of *Penaeus monodon* Fabricius, water quality, bacteria and benthos in model farming ponds. *Aquaculture* 130: 329-349.
- Alongi, D.M., Tirendi, F., Trott, L.A. 1999. Rate and pathways of benthic mineralization in extensive shrimp pond in the mekong Delata, Vietnam. *Aquaculture* 175: 269-292.
- Aquafarms News, 1996. Using bacteria to fight bacteria. *Aqua farm news* 14(4-5): 12-13 et 17.
- Anonyme, 2006a. Probiotics and shrimp farming. *Shrimp news international*. A discussion from the shrimp list. <http://www.shrimpnews.com>.
- Anonyme, 2006b. Australian prawn farming manual health management for profit. DPI. 157pp.
- Anonyme (2007). Contribution de l'Ifremer au rapport final du GFA sur les expérimentations dites de « sortie de crise » menées sur la ferme AIGUE-MARINE durant la saison 2006/2007. Rapport d'avancement rédigé dans le cadre du contrat Ifremer-nc/2006-426
- Archer, A., Fischer, E., Turnheim, R., Manoy, Y. 1997. Ecologically friendly wastewater disinfection techniques. *Water research* 31: 1398-1404.
- Avnimelech, Y. 1995. Sludge accumulation in the shrimp pond bottom: significance and management. *Asian shrimp news* 4th quarter: 2-3.
- Avnimelech, Y., Zohar, G. 1986. The effect of local anaerobic conditions on growth retardation in fish pond sediment. *Aquaculture* 58: 167-174.
- Avnimelech, Y., Ritvo, G. 2001. Aeration, mixing, and sludge control in shrimp ponds. *The Advocate* 4(3): 51-53.
- Avnimelech, Y., Ritvo, G. 2003. Shrimp and fish soils: processes and management. *Aquaculture* 220: 549-567.
- Avnimelech, Y., Ritvo, G., Kochva, M. 2004. Evaluating the active redox and organic fractions in pond bottom soils: EOM, easily oxidised material. *Aquaculture* 233: 283-292.
- Ayub, M., Boyd, C.E., Teichert-Coddington, D. 1993. Effect of urea application, aeration, and drying on total carbon concentrations in pond bottom soils. *The Progressive Fish Culturist* 55: 210-213.
- Bell, T.A., Lightner, D.V. 1992. Shrimp facility clean-up and restocking procedures. Dept. of Veterinary Science. College of Agriculture. The University of Arizona. 23 pp.
- Boyd, C.E. 1992a. Shrimp pond bottom soil and sediment management. In: Wyban J. (editor). *Proceedings of the special session on shrimp farming*. World aquaculture society, Baton Rouge, LA, USA: 166-180.
- Boyd, C.E. 1992b. Water quality and soil conditions in brackishwater ponds. In: *Memorias I Congreso Ecuatoriano de Acuicultura, CENAIM, Noviembre 1992, Guayaquil, Ecuador*. 129-135.
- Boyd, C.E. 1995a. Potential of sodium nitrate to improve environmental conditions in aquaculture ponds. *World Aquaculture* 26 (2): 38-40.
- Boyd, C.E. 1995b. *Bottom soils, sediment and pond aquaculture*. Chapman & Hall Eds.
- Boyd, C.E. 1996. Chlorination and water quality in aquaculture ponds. Technical report. *World Aquaculture* 27: 41-45.
- Boyd, C.E. 2003. Bottom soil and water quality management in shrimp ponds. *Journal of Applied Aquaculture* 13: 11-33.
- Boyd, C.E., Musig, Y., Tucker, L. 1981. Effects of three phosphorus fertilizers on phosphorus concentrations and phytoplankton production. *Aquaculture* 22: 175-180.

- Boyd, C.E., Daniels, H. 1993. Liming and fertilization of brackishwater shrimp ponds. Strategies and tactics for management of fertilized hatchery ponds. *Journal of Applied Aquaculture* 2(3-4): 221-234.
- Boyd, C.E., Pippopinyo, S. 1994. Factors affecting respiration in dry pond bottom soils. *Aquaculture* 120: 283-293.
- Boyd, C.E., Teichert-Coddington, D. 1994. Pond bottom soil respiration during fallow and culture periods in heavily fertilized tropical fish ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 25: 417-424.
- Boyd, C.E., Munsiri, P., Hajek, B.F. 1994a. Composition of sediment from intensive shrimp ponds in Thailand. *World aquaculture* 25(3): 53-55.
- Boyd, C.E., Tanner, M.E., Madkour, M., Masuda, K. 1994b. Chemical characteristics of bottom soils from freshwater and brackishwater aquaculture ponds. *Journal of World Mariculture Society* 25: 517-532.
- Boyd, C.E., Massaut, L. 1999. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering* 20: 113-132.
- Boyd, C.E., Gross, A. 2003. Use of probiotics for improving soil and water quality in aquaculture ponds. In T.W. flegel (editor). *Advances in shrimp biotechnology. Proceedings of the special session on shrimp biotechnology, 5th Asian fisheries forum, Chiangmai, Thailand.* Mahidol University, Bangkok, Thailand.
- Boyd, C.E., Corpron, K., Bernard, E., Pengseng, P. 2006. Estimates of bottom soil and effluent load of phosphorus at a semi intensive marine shrimp farm. *Journal of the World Aquaculture Society* 37: 41-47.
- Browdy, C.L., Bratvold, D. 1997. Pond microbial communities: significance, assessment, and management. *Proceedings of the Fourth ecuadorean aquaculture congress.* Octobre 1997. Guayaquil, Ecuador.
- Burford, M.A., Peterson, E.L., Baiano, J.C.F., Preston, N.P. 1998. Bacteria in shrimp pond sediments: their role in mineralizing nutrients and some suggested sampling strategies. *Aquaculture Research* 29: 843-849.
- Burford, M.A., Longmore, A.R. 2001. High ammonium production from sediments in hypereutrophic shrimp ponds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 224: 187-195.
- Chamberlain, G.W. 1988. Rethinking shrimp pond management. *Coastal aquaculture* 2(5): 1-19.
- Chamberlain, G.W., Hopkins, J.S. 1994. Reducing water use and feed cost in intensive ponds. *World Aquaculture* 25: 29-32.
- Chiayvareesajja, S., Boyd, C.E. 1993. Effects of zeolite, formalin, bacterial augmentation, and aeration on total ammonia nitrogen concentrations. *Aquaculture* 116: 33-45.
- Chien, Y.H. 1989. The management of sediment in prawn ponds. II simposio brasileiro sobre cultivo de camarao. *Joao Pessoa outubro.* : 219-243.
- Chien, Y.H. 1992. In: Wyban, J. (editor). *Proceedings of the special session on shrimp farming.* World aquaculture society, Baton Rouge, LA USA.: 144-156.
- Clifford, H.C. 1994. Semi intensive sensation. A case study in marine shrimp pond management. *World Aquaculture* 25: 6-104.
- Clifford, H.C. 1997. Standard operating manual for managing super shrimp ponds. *Super shrimp, S.A. de C.V. Technical services division.* 91 pp.
- Coull, B., Chandler, T. 1992. Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 30: 191-271.
- Dall, W., Smith, D.M., Moore, L.E. 1991. Biochemical composition of some prey species of *Penaeus esculentus* Haswell (Penaeidae: Decapoda). *Aquaculture* 96: 151-166.

- Dando, P.R., Southward, A.J., Southward, E.C., Terwilliger, N., Terwilliger, R.C. 1985. Sulphur-oxidising bacteria and haemoglobin in gills of the bivalve mollusc *Myrtea spinifera*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 23: 85-98.
- Danovaro, R., Marrale, D., Croce, N.D., Parodi, P., Fabiano, M. 1999. Biochemical composition of sedimentary organic matter and bacterial distribution in the Aegean Sea: trophic state and pelagic-benthic coupling. Journal of Sea Research 42(2): 117-129.
- Delgado, P.C., Avnimelech, Y., McNeil, R., Bratvold, D., Browdy, C.L., Sandifer, P. 2003. Physical, chemical and biological characteristics of distinctive regions in paddlewheel aerated shrimp ponds. Aquaculture 217: 235-248.
- Della Patrona, L. 2005. Analyse des résultats d'une ferme d'élevage de crevettes sur 20 années : SODACAL 1984-2004. « Elasticité » de la capacité de production d'un écosystème bassin crevetticole. Ifremer/DAC/RST 2005-01.50 pp.
- Della Patrona, L., Chim, L., Capo, S., Lemaire, P., Brun, P., Martin, J.L. 2004. Stimulation de la chaîne trophique naturelle dans les bassins d'élevage de *L.stylirostris*: influence sur les performances zootechniques. In : Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Ed. Ifremer, Actes colloq., 38: 173-179.
- Ellis, M.S. 1992. Oxygen, carbon and sulfur cycling in the sediments of hypereutrophic mesocosms (shrimp mariculture ponds). MSc thesis, Texas A&M University, Texas. 152 pp.
- Fabiano, M., Marrale, D., Mistic, C. 2003. Bacteria and organic matter dynamics during a bioremediation treatment of organic-rich harbour sediments. Marine Pollution Bulletin 46: 1164-1173.
- Fichez, R. 1991. Composition and fate of organic matter in submarine cave sediments; implications for the biogeochemical cycle of organic carbon. Oceanologica acta 14(4): 369-377.
- Funge-Smith, S.J., Hawthorn, S. 1996. The effect of bacterial remediation products on water quality in the presence of shrimp pond sediments. Book of abstracts: 133.
- Funge-Smith, S.J., Briggs, M.R.P. 1998. Nutrients budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. Aquaculture 164: 117-133.
- Garriguez, D., Arevalo, G. 1995. An evaluation of the production and use of live bacteria isolate to manipulate the microbial flora in the commercial production of *Penaeus vannamei* postlarvae in Ecuador. Pages 53-59 in C.L Broody and J.S. Hopkins, editors. Swimming through troubles waters. Proceedings of the special session on shrimp farming, Aquaculture 95. World aquaculture society, Baton rouge Louisiana, USA.
- Gatesoupe, F.J. 1999. The use of probiotics in aquaculture. Aquaculture 180: 147-165.
- Giere, O. 1993. Meiobenthology. The microscopic fauna in Aquatic Sediments. Springer-Verlag. 329pp.
- Gopakumar, G., Kuuttyamma, V.J. 1997. Effect of hydrogen sulphide on the substratum selectivity of shrimp *Penaeus indicus*. Indian. J. Mar. Sci. 26: 104-106.
- Gournier-Château, N., Larpent, J.P., Castellanos, I., Larpent, J.L. 1994. Les probiotiques en alimentation animale et humaine. Technique et documentation Lavoisier, Paris. 192pp.
- Gräslund, S., Bengtson, B.E. 2001. Chemicals and biologicals products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment-a review. The science of the Total environment. 280(1-3): 93-131.
- Griessinger, J.M., Lacroix, D., Gondouin, P. 1991. L'élevage de la crevette tropicale d'eau douce. Editions Ifremer. 372 pp.
- Guyotte, K. 2005. Caractérisation des sédiments aquacoles. Rapport de stage. GFA. 60pp.
- Herlin, J. 1999. Synthèse bibliographique sur l'action des probiotiques en aquaculture et travaux en élevage larvaire de *L. stylirostris*. Fiche biotechnique 99.12. IFREMER. SASV. 16pp.

- Horowitz, A., Horowitz, S. 2000a. Sludge: an obstacle to shrimp health. *The Advocate* 3(6): 27-28.
- Horowitz, A., Horowitz, S. 2000b. Efficacy of probiotics in growout systems. *The Advocate* 3(6): 12.
- Hopkins, J.S. 1994. An apparatus for continuous removal of sludge and foam fractions in intensive shrimp culture ponds. *The Progressive Fish Culturist* 56: 135-139.
- Hopkins, J.S., Browdy, C.L., Sandifer, P.A. 1994. Sludge management in Intensive pond culture of shrimp: effect of management regime on water quality, sludge characteristics, nitrogen extinction, and shrimp production. *Aquacultural Engineering* 13: 11-30.
- Hori, H., Tateishi, M., Yamada, H. 2002. Acute toxicity of organotin compounds, pesticides and chromium to *Penaeus japonicus* and *Heptacarpus futilirostris*: effects of moulting, water temperature and salinity. *Bulletin of Japanese Society of Scientific fisheries* 68(1): 29-36.
- Hulthe, G., Hulth, S., Hall, O.O.J. 1997. Effect of oxygen on degradation rate of refractory and labile organic matter in continental margin sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 62(8): 1319-1328.
- Husnah, Lin C.K. 2001. Toxicity of chlorine to different size of black tiger shrimp (*Penaeus monodon*) in low-salinity shrimp pond water. *Aquaculture research* 33(14): 1129-1135.
- Jenneman, G.E., McInerney, M.J., Knapp, R.M. 1986. Effect of nitrate on biogenic sulfide production. *Appl. Environ. Microbiol.* 51: 1205-1211.
- Jory, D.E. 1998. Use of probiotics in penaeid shrimp growout. *Aquaculture Magazine* 29: 62-67.
- Knud-Hansen, C.F. 1992. Pond history as a source of error in fish culture experiment : a quantitative assessment using covariate analysis. *Aquaculture* 105: 21-36.
- Kristensen, E., Ahmed, S.I., Devol, A.H. 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: which is the fastest? *Limnol. Oceanogr.* 40: 1430-1437.
- Lawrence, C.S., Bellanger, J.E., Morrissy, N.M. 1999. The use of calcium nitrate to increase dissolved oxygen levels in ponds. WAS 1999. Book of abstracts: p66.
- Lin, S.J., Tin, Y.Y. 1993. The toxicity of heavy metals to juveniles *Penaeus penicillatus* in each stage. *Journal of Taiwan Fisheries Research.* 1(2): 55-65.
- Maeda, M., Nogami, K., Kanematsu, M., Hirayama, K. 1997. The concept of biological control methods in aquaculture. *Hydrobiologia* 358: 285-290.
- Manini, E., Fiordelmondo, C., Gambi, C., Pusceddu, A., Danovaro, R. 2003. Benthic microbial loop functioning in coastal lagoons: a comparative approach. *Oceanologica acta* 26(1) : 27-38.
- Martin, J.F. 1987a. La fertilisation des étangs I. *Aqua revue* 11 : 34-39.
- Martin, J.F. 1987b. La fertilisation des étangs II. *Aquarevue* 12: 35-41.
- Martin, J.L., Veran, Y., Guelorget, O., Pham, D. 1998. Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output and their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture* 164: 135-149.
- McIntosh, R.P., Drennan, D.P., Bowen, B.M. 1999. Belize aquaculture: development of an intensive sustainable, environmentally friendly shrimp farm in Belize. In: B.W. green et al. (eds), *Aquacultura y ambiente, junto hacia el nuevo milenio* : 85-98.
- Mazzola, A., Mirto, S., Danovaro, R. 1999. Initial Fish-Farm Impact on Meiofaunal Assemblages in Coastal Sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 38(12): 1126-1133.
- Mazzola, A., Mirto, S., La Rosa, T., Fabiano, M., Danovaro, R. 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. *ICES Journal of Marine Science* 57(5): 1454-1461.
- Mendez, L., Racotta, I.S., Acosta, B., Portillo-Clark, G. 2001. Effect of sediment on the growth and survival of *Penaeus stylirostris*. Larvi'01. Fish and shellfish larviculture symposium. C.L. Hendry, G. van

- Stappen, M.Wille & P.Sorgeloos (Eds). European Aquaculture Society, Special publication N°30, Oostende, Belgium.
- Meijer, L.E., Avnimelech, Y. 1999. On the use of micro-electrodes in fish pond sediments. *Aquaculture Engineering* 21: 71-83.
- Mirto, S., La Rosa, T., Mocciaro, G., Kosta, K., Sara, G., Mazzola, A. 2004: Meiofauna and benthic microbial biomass in a semi-enclosed mediterranean marine system (stagnone of Marsala, Italy). *Chemistry and ecology* 20 (supplement 1): 387-396.
- Mohktar, M.B., Awaluddin, A.B., Koh, S.C. 2002. Acute toxicity and accumulation of lead in post larva of tiger prawns, *Penaeus monodon*, Malaysia. *Fresenius Environ. Bull.* 11(3): 127-131.
- Moriarty, D.J.W. 1996a. Microbial ecology - its fundamental role in sustainable aquaculture. p.262. In : R.L.Creswell (editor).Book of abstracts. Annual meeting of the world aquaculture society. bangkok, Thailand.
- Moriarty, D.J.W. 1996b. Microbial biotechnology: a key ingredient for sustainable aquaculture. *INFOFISH International* 4/96: 29-33.
- Moriarty, D.J.W. 1997. The role of microorganisms in aquaculture ponds. *Aquaculture* 151: 333-349.
- Moriarty, D.J.W. 1998. Control of luminous *Vibrio* species in penaeid aquaculture ponds. *Aquaculture* 164: 351-358.
- Moriarty, D.J.W. 2006. Pond management manual.Use of Sanolife® Probiotics products. 10p.
- Munsiri, P., Boyd, C.E., Hajek, B.F. 1995. Physical and chemical characteristics of bottom soils profiles in ponds at Auburn, Alabama and a proposed system for describing pond soils horizons. *Journal of the World Aquaculture Society* 26: 346-377.
- Munsiri, P., Boyd, C.E., Teichert-Coddington, D., Hajek, B.F. 1996. Texture and chemical composition of soils from shrimp ponds near Choluteca. *Aquaculture international* 4: 157-168.
- Nelson, Sommers 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: *Methods of soils analysis. Part II. Physical and mineralogical methods* (ed.A.Klute) American society of Agronomy: Madison, Wisconsin 363-375.
- Paez-Osuna, F., Guerrero-Galvan, S.R., Ruiz-Fernandez, A.C., Espioza-Angulo, R.E. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in semi-intensive shrimp farm in North-West Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 34: 290-297.
- Peterson, E.L. 2001. Review of engineering for sustainable shrimp farming. In : C.L.Browdy & D.E.Jory (editors). *Proceedings of the special session on sustainable shrimp culture, Aquaculture 2001. The world aquaculture society*: 153-166.
- Peterson, E.L. 2003. *Energy-efficiency manual for aquaculture pond aeration*. E.L. Peterson et al., for University of Queensland & Queensland Government. 31pp.
- Peterson, J., Daniels, H. 1992. Shrimp perspectives on soil and sediment management. *Journal of the World Aquaculture Society* 23: 182-186.
- Pillay, V.K., Boyd, C.E. 1985. A simple method for calculating liming rates for fish ponds. *Aquaculture* 46: 157-162
- Queiroz, J.F., Boyd, C.E. 1998. Effects of a bacterial inoculum in channel catfish ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 29(1): 67-73.
- Queiroz, J.F., Boyd, C.E., Gross, A. 1998. Evaluation of a bio-organic catalyst in channel catfish, *Ictalurus punctatus*, ponds. *Journal of applied aquaculture* 8 (2): 49-61.
- Ram, N.M., Aur, O., Avnimelech, Y. 1982. Microbial changes occurring at the sediment-water interface in an intensively stocked and fed fish pond. *Aquaculture* 27: 63-72.
- Rengpipat, S., Rukpratanporn, S., Piyatiratitivorakul, S., Mensaveta, P. 1998. Probiotics in Aquaculture: A case study of probiotics for larvae of the black Tiger shrimp *Penaeus monodon*. In T.W.

- Flegel (editor). Advances in shrimp biotechnology. Proceedings of the special session on shrimp biotechnology, 5th Asian fisheries forum, Chiangmai, Thailand. Mahidol University, Bangkok, Thailand.
- Ritvo, G. 1999. Elemental composition of shrimp pond soils, with emphasis on the potential negative effect of sulfur and its control. PhD dissertation, Texas A&M University, College station, TX, USA. 91 pp.
- Ritvo, G., Speed, F.M., Samocha, T.M., Lawrence, A.L., Neill, W.H., Dixon, J.B. 1997a. Soil chemical composition for two shrimp farms in south Texas. World aquaculture society. Abstract.p:391.
- Ritvo, G., Lawrence, A.L., Neill, W.H., Samocha, T.M., Dixon, J.B., Speed, F.M. 1997b. Elemental accumulations in soils of shrimp ponds in six years. Annual meeting of the world aquaculture society in Seattle, Washington.
- Ritvo, G., Samocha, T.M., Lawrence, A.L., Neill, W.H. 1998a. Growth of *Penaeus vannamei* on soils from various Texas shrimp farms, under laboratory conditions. Aquaculture 163: 101-110.
- Ritvo, G., Dixon, J.B., Lawrence, A.L., Neill, W.H., Speed, M.F. 1998b. Accumulation of chemical elements in Texas shrimp pond soils. J. World. Aquac. Soc. 29: 422-431.
- Ritvo, G., Sherman, M., Lawrence, A.L., Samocha, T.M. 1998c. Determining the bottom soil sampling rate in shrimp ponds using variograms. Aquacultural Engineering 17: 273-282.
- Ritvo, G., Speed, F.M., Nelly, W.H., Nixon, J.B., Samocha, T.M. Lawrence, A.L. 1999. Regression analysis of soil chemical composition for two shrimp farms in Texas. Journal of the World Aquaculture Society 30: 26-35.
- Rivera, G.L. 1992. Utilizacion de urea par promover la reduccion de materia organica en piscinas camaroneras. Memorias I congreso Ecuatoriano de Acuicultura : 157-162.
- Rosati, R., Respecio, P. 2000. Treatment of shrimp pond effluent using constructed wetlands. The Advocate 3(3): 94.
- Rubright, J.S., Harrell, J.L., Holcomb, H.W., Parker, J.C. 1981. Responses of planctonic and benthic communities to fertilized and feed applications in shrimp mariculture ponds. Journal of World Mariculture Society 12: 281-299.
- Schnitzer, M. 1982. Organic matter characterization. Pages 581-594 In A.L.Page (editor). Methods of soils analysis, Part 2. Chemical and biological properties. American society of agronomy, Inc., Soil science society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Schroeder, G.L. 1987. Carbon and nitrogen budgets in manured fish ponds on Israël's coast plain. Aquaculture 62: 259-279.
- Schwartz, M.F., Boyd, C.E. 1995. The use of constructed wetlands to treat aquacultural effluents. World aquaculture 26(4): 42-44.
- Senadheera, S., Pathiratne, K. 2003. Bioaccumulation potential of three toxic heavy metals in shrimp, *Penaeus monodon*, from different fractions of the culture environment. Sri Lanka Journal of Aquatic Sciences 8: 27-39.
- Shigueno, K. 1978. Problems in prawn culture. Amerind Publishing company, New Dehli India. 103 pp.
- Smith, P.T. 1992. Level of bacteria in dried sediment from prawn ponds. Report to NSW Prawn farmers association. 6pp.
- Smith, P.T. 1996. Physical and chemical characteristics of sediments from prawn farms and mangrove habitats on the Clarence River, Australia. Aquaculture 146: 47-83.
- Sonnenholzner, S., Boyd, C.E. 2000. Managing the accumulation of organic matter deposited on the bottom of shrimp ponds. Do chemical and biological probiotics really work? World aquaculture 31: 24-28.

- Suhendra, T.J., Handoko, D., Octaviano, D., Porubcan, R.S., Douillet, P.A. 1997. Management with bacterial probiotics for *Vibrio* and virus control in an Indonesian prawn farm. pp201-202. In: D.E. Alston, B.W. Green and H.C. Clifford III (editors). Proceedings IV central american aquaculture symposium: sustainable culture of shrimp and tilapia.
- Stahl, M.S. 1979. The role of natural productivity and applied feeds in the growth of *M. rosenbergii*. Journal of World mariculture Society 10: 92-109.
- Teichert-Coddington, D.R., Rouse, D.B., Potts, A., Boyd, C.E. 1999. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. Aquacultural engineering 19: 147-161.
- Thoresen, M., Samocha, T.M., Lawtence, A.L., Mott, J.B. 1996. The effect of two bacterial supplements on bacterial populations, nitrogenous wastes degradation, and ammonia oxydation in a south texas shrimp pond. Book of abstracts. WAS 1996. p460.
- Truog, E., Meyer, A.H. 1929.Improvements in the Deniges, colorimetric method for phosphorus and arsenic. Industrial and Engineering Chemistry, Analytical Edition 1, 136-9.
- Tucker, F.Y., Lloyd, S.W. 1985. Evaluation of a commercial bacterial amendment for improving water quality in channel catfish ponds. Mississippi agricultural and forestry experimental station, Mississippi State University, Technical bulletin 129.
- Vanega, C., Espina, S., Botello, AV., Villanueva, S. 1997. Acute toxicity and synergism of cadmium and zinc in white shrimp *Penaeus setiferus*, juveniles. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 58(1): 87-92.
- Walkley, A., Black, C.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposal modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37: 29-38.
- Wang, H., Fang, W., Lai, Q. 2000. Effects of concentrations of Ca²⁺ and Mg²⁺ on survival and growth of *Penaeus chinensis*. J. Fish.Sci. China/Zhongguo Shuichan Kexue 7(1): 82-86.
- Wang, Z., Ly, G., Xu, J., Zhong, A. 2005. Study on the acute toxicity and joint toxicity of Cr⁶⁺, Zn²⁺, Hg²⁺ acting on *L.vannamei* juvenile. Marine fisheries research/Haiyang Shuichan yanjiu. 26(2): 6-12.
- Weigel, C. 1993. Certains l'aiment chaud. Aquarevue 50: 12-17.
- Weigel, C. 1994. Fertilisation : Des conseils d'application à prendre avec précaution. Aquarevue 53: 8-11.
- Yuvanatemiya, V., Boyd, C.E. 2006. Physical and chemical changes in aquaculture pond bottom soil resulting from sediment removal. Aquacultural engineering 35: 199-205.
- Zur., O. 1980. The importance of chironomid larvae as natural feed and biological indicator of the soil conditions in pond containing *Cyprinus carpio* and *Tilapia sp.* Bamidgeh, Isr.J.Aquac. 32: 57-67.

Annexe 1

Mesure de la Demande en Oxygène du Sédiment (DOS) pratiquée au DAC-Saint Vincent

Alain Herbland

Définition et intérêt de la mesure de la Demande en Oxygène du Sédiment

La demande en oxygène du sédiment s'apparente à la demande biologique en oxygène (la DBO) de l'eau, mesure couramment pratiquée dans les stations d'épuration pour connaître la charge organique labile d'une eau et l'oxygène qui sera nécessaire pour l'oxyder dans des conditions standards de la mesure : 5 jours à 20°C.

Appliquée aux sédiments aquacoles, cette mesure est intéressante car elle représente en quelque sorte une « valeur potentiellement négative » de l'oxygène, celle qu'il faudra soustraire à l'oxygène disponible de la colonne d'eau en cas de remise en suspension (progressive ou brusque) du sédiment. Cette demande en O₂ entrera « compétition » avec celle des animaux en élevage.

En conséquence, une DOS élevée est une sorte « d'épée de Damocles » qui peut surgir du sédiment à tout instant... (pour une fois, l'épée vient d'en bas !).

Principe de la mesure

La méthode pratiquée au DAC utilise un appareil, « Oxi top » conçu pour mesurer la DBO dans l'eau. La méthode est basée sur le principe d'une différence de pression de l'air enfermé (dans un flacon hermétiquement clos), au dessus de l'échantillon dont on veut connaître la demande en O₂.

De la soude, suspendue au-dessus de l'eau, absorbe le **CO₂ dégagé par la respiration** des bactéries qui consomment la MO. L'appareil est étalonné de telle manière qu'il fournit des valeurs directement exprimées en mg d'O₂ l⁻¹.

Description de l'appareillage et mise en œuvre de la mesure

Composition d'un équipement « Oxytop » :

- 6 bouteilles en verre inactinique de 528ml
- 6 capteurs de pression
- 6 supports de soude en caoutchouc
- 6 barreaux aimantés.
- 1 agitateur magnétique 6 postes 2 fioles : 432ml et 164 ml.
- Un flacon de pastilles de soude.



Deux équipements complets sont disponibles au DAC, ainsi qu'une étuve thermorégulée dont la température peut être réglée très précisément.

Les prélèvements de sédiment :

Les prélèvements sont réalisés grâce à des « carottiers » qui ont été taillés dans des seringues de différentes tailles :

- « moyenne » : 10 g de sédiment environ (pour les sols clairs ou supposés peu demandeurs d'O₂).
- « petite » : 6-7 g de sédiment environ (pour les sols sombres ou supposés très demandeurs d'O₂).

Important :

Entre le moment des prélèvements et celui de l'analyse au labo, **les carottes sont stockées dans des sachets plastiques hermétiquement fermés et contenant très peu d'air**. Il est important d'éviter

l'oxydation des composés facilement oxydables. Il est même recommandé de les remplir d'azote si la mesure doit être différée.

Comme pour les EOM (MAO) on ne prélève que les deux premiers centimètres du sédiment.

N.B : l'eau de mer filtrée est faite en prenant de l'eau brute filtrée sur filtre à sable de la zone expérimentale. On filtre deux flacons de cette eau sur filtre GFF (rampe de filtration/ changer le filtre GFF tous les 0,5 L).

Mesure de la demande en oxygène au moyen des « Oxytop » :

On a fixé la température de l'étuve à 25°C en partant du principe que la flore bactérienne des sédiments est plus adaptée à cette température qu'à 20°C et donc que les valeurs obtenues seront plus représentatives de ce qui se passe dans les bassins que celles d'une mesure standardisée à 20°C des milieux tempérés.

De l'eau de mer filtrée sur GFF (dépourvue de particules et débarrassée de la plus grande partie de sa flore bactérienne) sert de « support liquide » au sédiment dans les flacons.

- Peser le sédiment frais des carottes
- Mettre un barreau aimanté dans la bouteille (vérifie qu'il n'est pas rouillé/biais oxydation rouille).
- Ajouter le sédiment (les 2 premiers centimètres de chaque carotte).
- Ajouter l'eau de mer filtrée dont on aura vérifié qu'elle est saturée en O₂ pour que la réserve en O₂ soit suffisante. Des essais préalables ont montré qu'un volume d'eau de 250 ml permet, dans la majorité des cas, de rester dans la gamme des valeurs acceptables par l'appareil (entre 0 et 40 mg d'O₂ l⁻¹) mais il faut parfois utiliser un volume d'eau inférieur (voir plus bas comment est établie la sensibilité de l'appareil).
- Disposer un support en caoutchouc contenant 2 pastilles de soude.
- Fermer le flacon avec le capteur de pression qui sert de bouchon. (très bien visser le bouchon)
- Appuyer simultanément sur les touches S et M jusqu'à ce que deux zéros apparaissent (attendre 3 sec.)
- Mettre les bouteilles à l'étuve (programmée à 25°C) sur leur agitateur et incubé pendant cinq jours.
- On réalise un « blanc » avec l'eau de mer filtrée sans sédiment pour s'assurer que la demande en O₂ correspond bien à celle du sédiment. Le volume d'eau pour le blanc est de 432 ml (correspondant à la plus grande sensibilité de l'appareil).



Mesure du taux d'humidité du sédiment (voir MAO annexe 2)

La DOS est rapportée au poids sec de sédiment il est donc nécessaire de mesurer son taux d'humidité:

On réalise une carotte supplémentaire par station (une « petite »).

On récupère les deux premiers centimètres dans une coupelle pré-pesée (Pc).

Le sédiment humide est pesé avec sa coupelle (Ph + Pc), « éparpillé » et mis à l'étuve à 60°C durant 48 heures. Enfin il est repesé avec sa coupelle (Ps + Pc)

Le taux d'humidité (en pourcentage) est donné par la formule :

$$100 * (Ph - Ps) / (Ph - Pc)$$

avec **Ph** = Poids humide
Ps = Poids sec
Pc = Poids de la coupelle

Transcription de la mesure de la DOS et sensibilité de l'appareil

La sensibilité de l'appareil dépend du rapport volume d'eau/ volume d'air emprisonné dans le flacon : Plus ce rapport est élevé plus l'appareil est sensible puisqu'un grand volume « respirant » d'eau agira sur un petit volume d'air et que réciproquement, quand ce rapport est faible, un petit volume « respirant » d'eau agira sur un grand volume d'air (voir *Note 1 ci-dessous*)

Les flacons « Oxytop » sont étalonnés pour des volumes d'eau bien précis et un facteur de multiplication donne la consommation en O₂ de l'eau enfermée dans les flacons.

| Volume d'eau (ml) | Echelle de mesure (mg d'O ₂ /l) | Facteur |
|-------------------|--|---------|
| 432 | 0-40 | 1 |
| 365 | 0-80 | 2 |
| 250 | 0-200 | 5 |
| 164 | 0-400 | 10 |
| 97 | 0-800 | 20 |
| 43,5 | 0-2000 | 50 |
| 22,7 | 0-4000 | 100 |

Les valeurs sont saisies automatiquement pendant 5 jours par l'appareil à raison d'une valeur par 24h.

Note 1 (vérification des facteurs de sensibilité)

Le volume utile des flacons est de 528 ml.

Quand il contient 432 ml d'eau le volume d'air au dessus est donc de 96 ml.

Quand il contient 250 ml d'eau, le volume d'air au dessus est de 278 ml.

On peut vérifier que le rapport 432/96 est 5 fois plus élevé que le rapport 250/278, ce qui correspond bien au facteur « 5 » du tableau ci-dessus.

Par conséquent et en toute rigueur, il faut tenir compte dans les calculs du volume du sédiment introduit, surtout quand ce volume n'est pas négligeable par rapport à la quantité d'eau utilisée.

Annexe 2

Mesure des Matières Aisément Oxydables (MAO) dans les sédiments des bassins aquacoles

AlainHerbland

Introduction

La méthode la plus couramment utilisée pour mesurer le carbone organique dans les sédiments aquacoles est une adaptation, avec quelques variantes selon les auteurs, de la méthode de Walkley and Black (1934). Cette méthode, que ci-après on qualifiera de « **méthode agressive** », repose sur les capacités oxydantes du bichromate de potassium en milieu acide, dont l'excès, après réaction, est dosé par une solution de sulfate de fer ammoniacal à molarité précisément connue. Connaissant la quantité initiale de bichromate et la quantité de sulfate de fer utilisé pour neutraliser bichromate excédentaire, une relation stoechiométrique permet de calculer le carbone qui a été oxydé.

La méthode classique pour mesurer la MO des sols n'est pas adaptée à la question qui nous intéresse ici à savoir : déterminer la matière organique et les autres composés réducteurs autrement dit **la fraction active du système redox dans les sédiments des bassins d'élevage**. La méthode agressive mesure une grande quantité de composés qui ne réagissent pas ou très peu *in situ* au cours de l'élevage ou pendant l'assec qui suit. Elle ne mesure pas non plus ou très mal une partie (inconnue et certainement très variable) des composés qui réagissent soit par leur demande en oxygène soit par leur toxicité (composés facilement oxydables à l'air et/ou volatils). Pour schématiser, nous sommes en présence d'un grand bruit de fond complètement mesuré et d'un faible signal incomplètement pris en compte.

Il n'est donc pas étonnant, compte tenu du faible recouvrement, entre ce qu'il conviendrait de mesurer et ce que mesure la méthode agressive, **qu'il soit difficile de suivre l'accumulation de MO à l'interface eau-sédiment ou de discriminer des zones dans les bassins au cours d'un élevage ou pendant les assecs**.

C'est pourquoi Avnimelech et al (2004) ont récemment proposé **une méthode d'oxydation douce** qui, selon leurs propres termes, ne s'attaque qu'aux « Matières Aisément Oxydables », (« Easily Oxydized Materials », conventionnellement appelée ci-dessous les « MAO »), celles qui, justement, peuvent poser problème, par leur accumulation excessive dans les bassins aquacoles.

Le dosage des MAO par spectrophotométrie avec la méthode douce.

On a vu (cf. annexe 1) qu'il est possible de mesurer les Matières Aisément Oxydables par une méthode spectrophotométrique, à condition de réaliser une gamme d'échantillons qui permette de connaître l'intersection avec l'axe des x (ou plus exactement une droite parallèle à l'axe des x passant par la DO du « blanc de sédiment, fig.1). C'est en effet le seul point où la quantité de bichromate utilisée est connue puisqu'il s'agit de la totalité. En effet, la pente qui lie la variation de l'absorbance à la quantité de carbone oxydé dépend non seulement de sa quantité mais aussi dans ce cas du degré d'oxydabilité de ces MAO qui est variable d'un échantillon à l'autre. A la différence de la méthode agressive qui est sensée oxyder 75 à 80% du carbone organique présent dans l'échantillon et qui permet donc de calculer une concentration à partir d'un seul point, l'analyse des MAO par la méthode douce nécessite une gamme d'échantillons.

D'autre part c'est un moyen de s'assurer que la quantité des MAO à analyser est dans la bonne gamme (Cf Pétard, 1993).

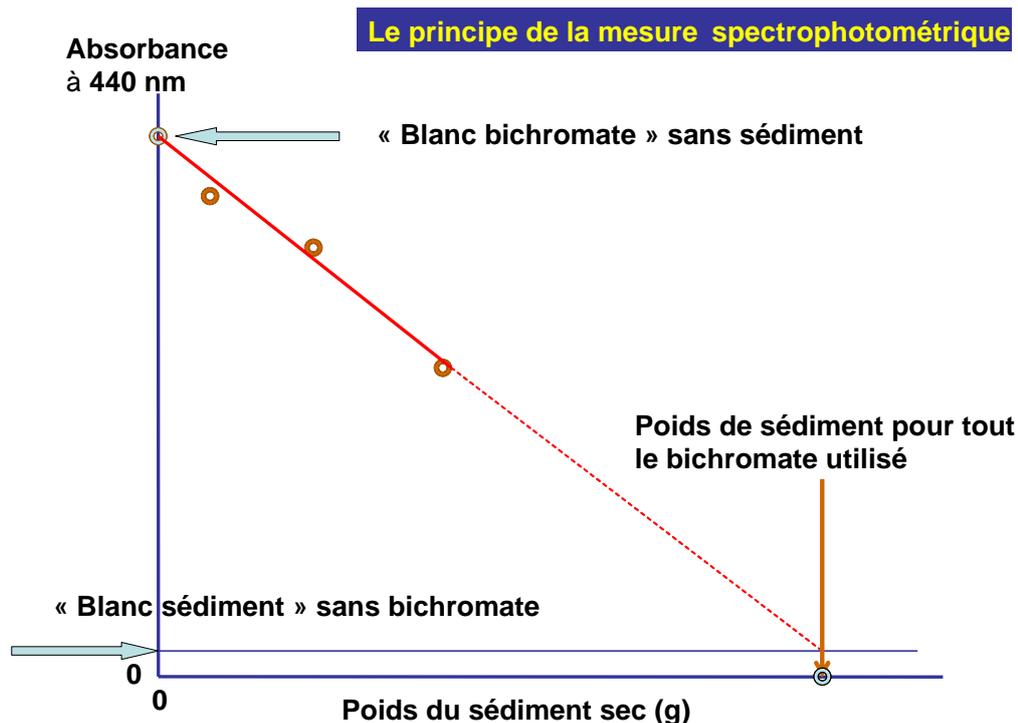


Figure 1 : Méthode pour déterminer la quantité des MAO dans des échantillons de sédiments aquacoles. On prolonge la droite formée par les DO en fonction du poids sec de sédiment. Son intersection avec la droite parallèle à l'axe des « x » (valeur du blanc de sédiment, Bs) donne la quantité théorique nécessaire de sédiment pour utiliser tout le bichromate. Connaissant la quantité initiale de bichromate et le poids sec de l'échantillon, on peut calculer le taux des MAO par g de sédiment sec selon la formule :

$$Y = aX + Bbi \quad (1)$$

Avec : **Y** l'absorbance lue à 440nm,

X le poids de sédiment sec,

a la pente de la droite (elle est négative à A440 et positive à A582),

Bbi la valeur de X quand y = 0 (Blanc bichromate).

On peut en déduire le poids de sédiment sec pour lequel tout le bichromate a été utilisé (Ps):

$$Ps = (Bbi - Bs)/a \quad (2)$$

Bs étant la valeur de Y ans l'échantillon sans bichromate (Blanc de sédiment)

Il s'avère **que 3 points** (en plus du « blanc bichromate » valable pour tous les échantillons d'une même série) ont été suffisants pour tracer cette droite de manière acceptable lors des manip récentes. Cette contrainte de 3 échantillons en fait n'en est pas une parce qu'au lieu de réaliser des triplicats (nécessaires compte tenu de l'hétérogénéité de ce type d'échantillons), on réalise 3 échantillons de poids différents, ce qui revient au même en terme de temps de travail et de consommables.

Exemple :

| | Echant. 1g | Echant. 2,5 g | Echant. 4,4 g | Blc Bichrom. | Blc. Sédim. |
|---------|------------|---------------|---------------|--------------|-------------|
| D.O 440 | 1,080 | 0,980 | 0,920 | 1,135 | 0,010 |

Echantillonnage et préparation des échantillons

Pour chaque station (échantillonnage de sédiment de la « grande carotte »):

- Prélever 4 carottes de sédiment (une « mini », et 3 « petites », à l'aide de seringues dont on a coupé puis aiguisé la partie inférieure. Ces carottes sont immédiatement insérées dans un sachet plastique hermétiquement clos. On les dispose sur un lit de glace à l'obscurité. Les carottes sont transportées dans cet état au laboratoire et analysées le plus vite possible.
- Arrivé au labo on ne prélève que les 2 premiers centimètres superficiels des carottes (= sous-échantillons).
- Procéder par groupe de 2 échantillons (8 sous-échantillons), avec un intervalle de 15 mn.
- Peser 3 sous-échantillons humides : la « mini-carotte » en entier, environ 1/3 et 2/3 d'une des 3 « petites carottes » (ce qui représente approximativement 1 g de sédiment frais pour les carottes « mini » et respectivement 2-3 g et 4-5g pour les 1/3 et 2/3 des carottes « petites »).

Echantillonnage et préparation des échantillons (simplifié bis)

On pèse précisément environ 1g, 2,5g et un peu moins de 4,5 g (et un peu plus que 4,5 g=blanc sédiment). Suivre le formulaire.

- Mettre ces 3 sous-échantillons dans 3 tubes à centrifuger de ~40 ml.
- Tarer préalablement le tube à centrif. Et le porter en polystyrène ;
- Eviter de mettre du sédiment sur le filtage (perte de matos). Bien essuyer le bord ;
- Ajouter 35 ml d'eau déminéralisée Ultra pure (on utilise un distributeur automatique pré-réglé à 35ml à la balance). Faire couler doucement sans faire gicler (perte de matos/erreur de dosage). Agiter et fermer les flacons pour éviter au max. O₂ de l'air.
- Ajouter 1 ml d'H₂SO₄ 36N dans chaque flacon . Fermer les flacons des deux blancs sédiments pour ne pas mettre du bichromate ensuite par erreur.
- Ajouter 3 ml de bichromate de K 1N dans chaque flacon.
N.B : Bichromate : Il faut refaire la solution de bichromate chaque semaine (environ 100 ml)
- Réaliser un « blanc bichromate » (échantillon traité exactement de la même manière mais sans sédiment)
- Réaliser un « blanc sédiment » (échantillon de 4,6 g traité de la même manière mais sans bichromate)
- Reboucher hermétiquement les tubes à centrifuger.
- Bien agiter à la main pour que le sédiment et les réactifs se mélangent.
- Agiter pendant deux heures à la température du laboratoire (~24°C). Noter précisément l'heure.
- Centrifuger 15 minutes à 5000g pour séparer le sédiment du liquide oxydant.
- On ne peut centrifuger que 8 tubes à la fois, d'où le délai de 15 min entre chaque série de manière à ce que le temps d'oxydation (sédiment en présence de l'oxydant) soit le même pour tous les échantillons (d'où importance de noter précisément démarrage et fin des 2 heures).

Passage au spectrophotomètre.

Après 15 mn centrifugation

- Pour que la valeur de l'absorbance soit dans une gamme satisfaisante, on dilue 5 fois (5ml de surnageant + 20 ml d'eau déminéralisée) le sous-échantillon. On remplit tous les flacons avec 20 ml ED. On commence par les témoins sédiments (sans bichromate) pour éviter une « pollution » par bichromate.
- On rince le cône avec l'échantillon. On prélève au milieu du tube à centrifuger en évitant le culot et les bords (risque de prendre du sédiment qui fausse la DO). Pour cela on utilise un flacon carré en polycarbonate de 45 ml et le distributeur automatique pré-réglé à 20 ml à la balance pour l'eau et une propipette de 5ml pour le sous-échantillon (vérifié à la balance).
- Passer au spectrophotomètre en cuve de 1 cm à 440 nm et (facultativement) à 582nm nm. On rinceau préalable les cuves en quartz avec l'échantillon dont on veut mesurer la D.O.

Mesure du taux d'humidité du sédiment

Les MAO sont rapportées au poids sec de sédiment il est donc nécessaire de mesurer son taux d'humidité:

- On réalise cette mesure sur la 3^{ème} carotte, la « petite »
- On récupère les deux premiers centimètres dans une coupelle pré-pesée (Pc).
- Le sédiment humide est pesé avec sa coupelle (Ph + Pc), « éparpillé » et mis à l'étuve à 60°C durant 48 heures. Enfin il est repesé avec sa coupelle (Ps + Pc)

Le taux d'humidité (en pourcentage) est donné par la formule :

$$100* (\text{Ph} - \text{Ps})/(\text{Ph} - \text{Pc}). \quad (3)$$

avec **Ph** = Poids humide
Ps = Poids sec
Pc = Poids de la coupelle

Calcul des concentrations des MAO

- Appliquer le taux d'humidité aux échantillons pour calculer le poids sec du sédiment qui a été soumis à l'oxydation douce.
- Construire le graphe et établir l'équation (2) qui lie l'absorbance (à 440 nm) et le poids de sédiment sec.
- **On doit obtenir une droite** (aux incertitudes d'échantillonnage près)
- Appliquer la formule (3) pour obtenir la concentration en MAO ;
- Utiliser les formulaires et tableaux excel déjà prêts.

Matériel nécessaire :

4 tubes à centrifuger en polypropylène de ~50ml avec bouchons par échantillon (ref F99434 chez Bioblock)
 1 tube à centrifuger idem pour le blanc bichromate (1 pour toute la série du jour).
 4 flacons de 45 ml en polycarbonate avec bouchons (ref F22778 chez Bioblock)
 1 flacon de 45 ml idem pour le blanc de bichromate
 1 boîte de pétri diamètre 50 mm par échantillon pour mesure du taux d'humidité
 1 micro pipette de 5ml (réglable pour 3 et 5 ml) + cônes
 1 micro pipette de 1ml + cônes
 1 balance de laboratoire (au 1/100^{ème} de g) pour vérification volumes et pesées du sédiment
 1 balance de laboratoire (au mg) pour la préparation du bichromate de potassium.
 1 distributeur automatique (20 et 35 ml)
 1 spatule et/ou cuiller
 1 Etuve réglable à 60°C
 1 support pour tubes à centrifuger
 1 agitateur planétaire
 1 centrifugeuse avec rotor adapté aux tubes de 40 ml
 1 spectrophotomètre
 1 blouse et gants pour manipulation H2SO4 et Bichromate de K.

Produits chimiques :

Bichromate de Potassium 1N : 49,035g de K₂Cr₂O₇ ; (pa) ; dans 1l d'H₂O distillée ; (ref P/4720 chez Labosi 2003)
 Acide Sulfurique pur 36N.MM = 98,08; (pa); ref S9240 chez Labosi 2003).
 Eau distillée