

Programme ZoNéCo 2008-2012

***Devenir des effluents de la crevetticulture au sein des
mangroves de Nouvelle Calédonie
Volet Foraminifère***



Pr. Jean-Pierre Debenay



Préambule

Historiquement, la détermination des modifications géochimiques des sédiments a été la méthode privilégiée pour la mise en évidence de l'impact des pollutions. Les analyses chimiques du sédiment permettaient de déterminer le type et la concentration des polluants. Toutefois, cette approche ne fournit des informations que sur les polluants qu'il a été convenu d'analyser, négligeant une grande quantité d'éléments, connus ou inconnus qui peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement. De plus, les suivis géochimiques sont fréquemment faits sans tenir compte de la biodisponibilité des éléments mis en évidence, ni de l'effet combiné des différents polluants. En conséquence, un suivi environnemental efficace doit associer un contrôle biologique qui donne une information sur la façon dont les polluants affectent l'écosystème, et une analyse géochimique.

Parmi les groupes utilisés pour le contrôle biologique en environnement côtier, les foraminifères font partie des plus utilisés en raison de leur abondance et de leur diversité, de leur petite taille et de la préservation de leur test dans les sédiments (Alve, 1991; Yanko *et al.*, 1994). Depuis la première mention de l'effet de la pollution sur les foraminifères (Zalesny, 1959), de nombreuses études ont montré que ces organismes sont sensibles aux polluants et peuvent être considérés comme des indicateurs efficaces de l'impact de la pollution sur les écosystèmes (revue *in* Yanko *et al.*, 1999; Nigam *et al.*, 2006). Bien qu'ils ne soient pas encore inclus dans les protocoles d'évaluation de la qualité des environnements, ils sont de plus en plus utilisés dans les suivis biologiques et leurs avantages ont été largement démontrés dans la littérature (par exemple : Boltovskoy *et al.*, 1991; Sharifi *et al.*, 1991; Alve, 1995; Coccioni, 2000; Angel *et al.*, 2000; Samir & El-Din, 2001; Scott *et al.*, 2001; Debenay *et al.*, 2001; Armynot du Châtelet *et al.*, 2004; Scott *et al.*, 2005; Burone *et al.*, 2006; Frontalini & Coccioni, 2008; Romano *et al.*, 2008; Debenay *et al.*, 2009; Buosi *et al.*, 2010).

Une étude conduite sur les foraminifères vivant dans des bassins d'élevage de crevettes, en Nouvelle-Calédonie, a mis en évidence une proportion exceptionnellement élevée d'individus déformés, parfois supérieure à 80% (Debenay *et al.*, 2009). Ces déformations, reconnues comme un indice de stress environnemental (Geslin *et al.*, 2000), ont été attribuées à l'accumulation de Matières Aisément Oxydables (MAO), et donc à une forte demande en oxygène sur le fond des bassins.

Le système d'exploitation semi-intensif des fermes d'élevages crevetticoles de Nouvelle-Calédonie, avec un rejet des effluents riches en nutriments dans les mangroves environnantes a un impact sur la végétation (Virly *et al.*, 2005). Dans le cadre d'un projet destiné à comprendre le devenir des effluents de la crevetticulture et la capacité de la mangrove à intégrer ces apports dans sa dynamique benthique, les foraminifères peuvent être utilisés comme bio-indicateurs. Les modifications des assemblages ont été recherchées dans les zones de rejet et en fonction des cycles d'exploitation des bassins crevetticoles. Les pourcentages de déformation des tests ont également été calculés et comparés aux valeurs obtenues dans les bassins eux-mêmes.

1. Matériel et méthodes

Les foraminifères ont été étudiés dans une série d'échantillons prélevés pour le suivi de deux mangroves, l'une impactée par une ferme de crevetticulture, l'autre à l'abri de cet impact et considérée comme « saine ». Cinq échantillons ont été prélevés dans chacune de ces mangroves au cours de huit campagnes successives, soit un total de 80 échantillons. De plus, à deux périodes différentes, une cinquantaine d'échantillons a été prélevée de façon à couvrir les différents faciès de la mangrove, soit une centaine d'échantillons.

L'ensemble de ces échantillons a été étudié selon les processus habituellement mis en oeuvre pour l'étude des foraminifères dans ce type d'environnement. Un volume connu de sédiment humide (20 à 50 cm³) est lavé sur une colonne de trois tamis de 2 mm, 0,5 mm et 0,063 mm. Les fractions les plus grossières sont examinées succinctement pour en déterminer le contenu, et seule la fraction 0,063 – 0,5 mm est conservée pour la suite du processus de préparation. Cette fraction est mise dans un récipient où est ajoutée une solution alcoolique de Rose Bengale. Après 24h, le contenu du récipient est versé sur un tamis, rincé et mis à sécher à l'étuve, à 40 °C. Cette opération a pour but de colorer en rose le cytoplasme des foraminifères qui étaient vivants au moment du prélèvement.

Une fois sec, le résidu est versé dans un récipient contenant du perchlorethylène (densité \approx 1,5). Le sédiment tombe au fond alors que les foraminifères et la matière organique, plus légers flottent. Ils sont récupérés par filtration, séchés à l'air libre et stockés pour étude.

Les échantillons ainsi préparés peuvent être observés sous la loupe binoculaire, dans un bac de comptage quadrillé. Le quadrillage permet une quantification plus précise. La quantité totale de tests de foraminifères est évaluée par comptage total dans 3 ou 4 cases du bac prises au hasard, suivi de la multiplication par le nombre de cases. Enfin, de 100 à 300 tests sont comptés, en déterminant les espèces, et en notant pour chaque individu s'il était coloré ou non au Rose Bengale. Cette dernière opération permet de calculer le pourcentage relatif de chaque espèce ainsi que le pourcentage d'individus colorés (vivants).

Les résultats présentés ici sont des résultats bruts. Ils n'ont pas encore été analysés en détail pour fournir une interprétation fiable, même si quelques tendances se dégagent.

2. Cartographie de la mangrove

Les sites ont été sélectionnés de façon à échantillonner les différents faciès de la mangrove, comme cela apparaît sur la figure 1 :



Figure 1 – Localisation des échantillons de cartographie de la mangrove

Sur l'ensemble des sites, un total de 53 espèces ou groupe d'espèces a été inventorié. C'est une richesse spécifique comparable à celle qui a été relevée dans d'autres environnements de mangrove. Ces environnements très contraignants pour les organismes en raison des périodes d'exondation, de l'abondance de la matière organique et des variations extrêmes de la salinité, du pH, et de la plupart des paramètres écologiques, ne permettent pas le foisonnement d'espèces constaté dans le lagon voisin (plusieurs centaines).

Aucun échantillon n'est totalement dépourvu de foraminifères, la densité de l'assemblage variant de 100 à 40000 test pour 50 cm³ de sédiment (fig. 2). Cette densité prend en compte tous les tests, colorés (vivants) ou non par le Rose Bengale, ce qui justifie le terme « assemblage » et non « peuplement ».

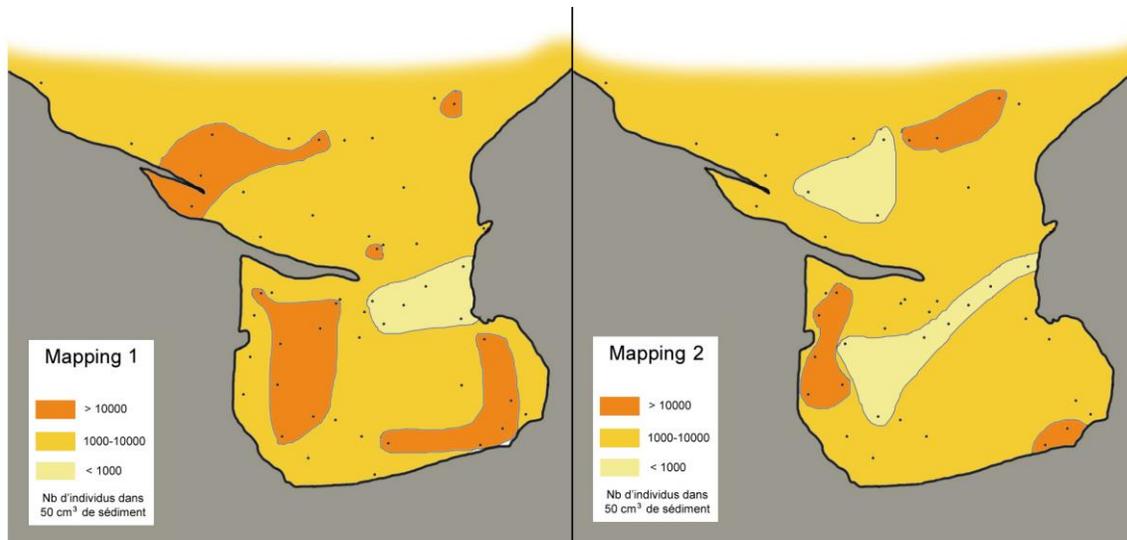


Figure 2 – Densité des assemblages de foraminifères

D'une campagne à l'autre, des tendances se retrouvent avec des accumulations de tests au Sud-ouest, au Sud-est et au nord, et un appauvrissement dans la partie centrale. Au Nord-est, toutefois, la densité change fortement d'une campagne à l'autre. La représentation très simplifiée de cette carte, avec des limites choisies arbitrairement ne donne qu'une information très partielle qui sera détaillée par la suite.

Les fortes accumulations de tests peuvent résulter de la prolifération d'une ou de plusieurs espèces sur place, ou d'un phénomène d'accumulation post mortem dû à l'hydrodynamique. La proportion d'individus vivants (fig. 3) permet d'obtenir une première information à ce sujet. Par exemple, à l'ouest de la carte, un échantillon contenant plus de 10000 tests ne contient aucun individu vivant, ce qui suggère une accumulation post mortem due aux courants. Cette hypothèse devra être vérifiée en tenant compte des caractéristiques locales et des cycles de vie des espèces concernées. En effet, certaines espèces ont des cycles très marqués avec prolifération d'individus vivants après la période de reproduction alors qu'ils se raréfient considérablement par la suite, laissant sur place une accumulation de tests vides.

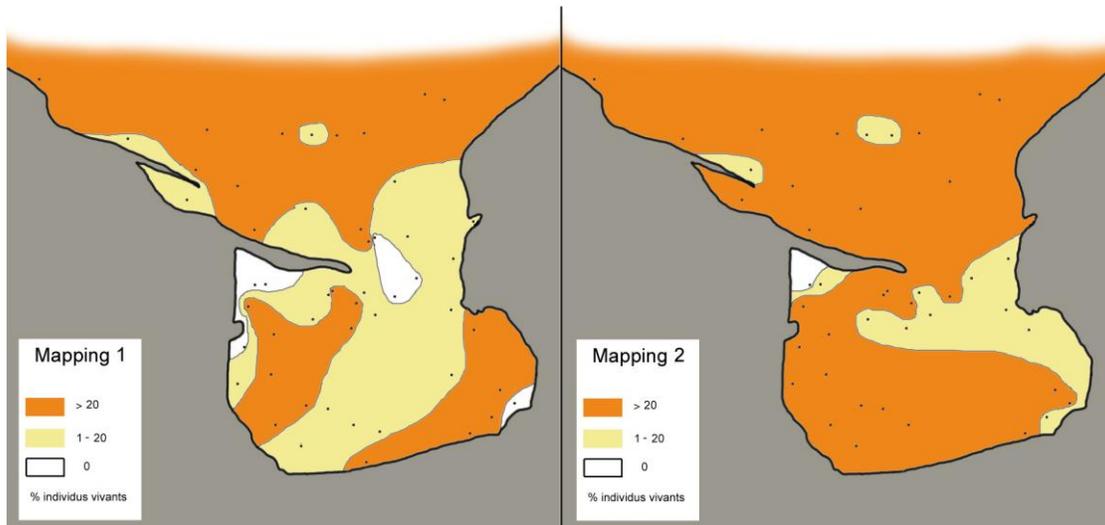


Figure 3 – Proportion d'individus vivants dans l'assemblage

Les caractéristiques de l'environnement influencent fortement la richesse spécifique qui en retour donne des informations sur l'environnement. D'une manière générale, plus les conditions sont confinées (diminution de l'influence marine franche), plus la richesse spécifique est faible. Dans le cadre de cette étude, ce mécanisme est bien visible (fig. 4), mais il semble que la zone à *Rhizophora* soit plus favorable. Cette constatation devra être analysée plus en détail.

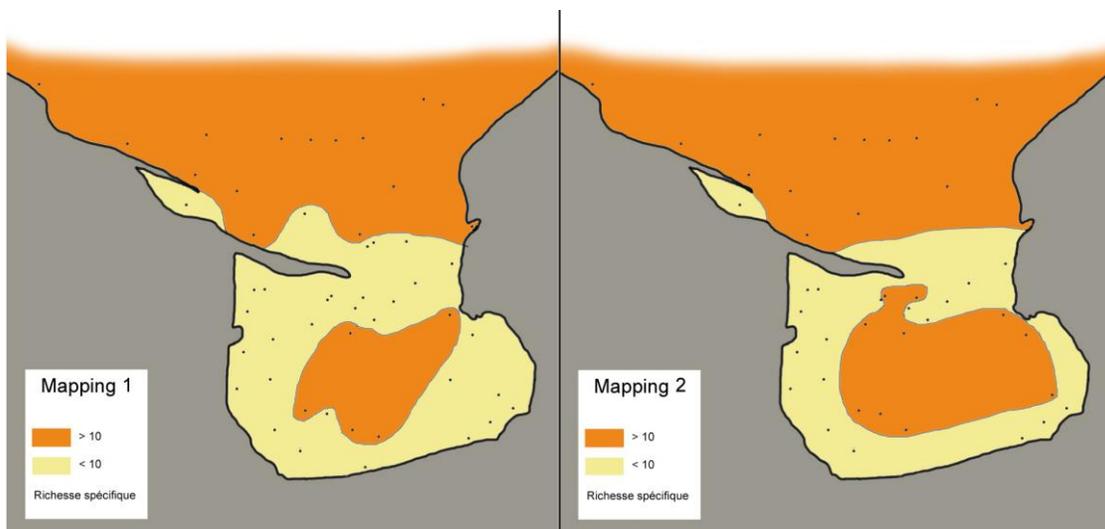


Figure 4 – Richesse spécifique

Au-delà des informations générales, les espèces, en raison de leurs exigences écologiques, fournissent individuellement des informations sur l'environnement. Ainsi des études antérieures ont montré que les deux espèces dominantes *Ammonia tepida* et *Quinqueloculina seminula* sont abondantes dans la plupart des environnements paraliques, *A. tepida* appréciant un

enrichissement en matière organique, alors que *Q. seminula* peut résister aux conditions extrêmes des tannes, mais supporte mal un excès de matière organique. Les cartes de répartition de ces deux espèces (fig. 5 et 6) montrent clairement la préférence d'*A. tepida* pour le centre et l'extérieur de la baie, alors que *Q. seminula* a son maximum de développement en périphérie de baie, dans les zones les plus longtemps émergées au cours des cycles de marées.

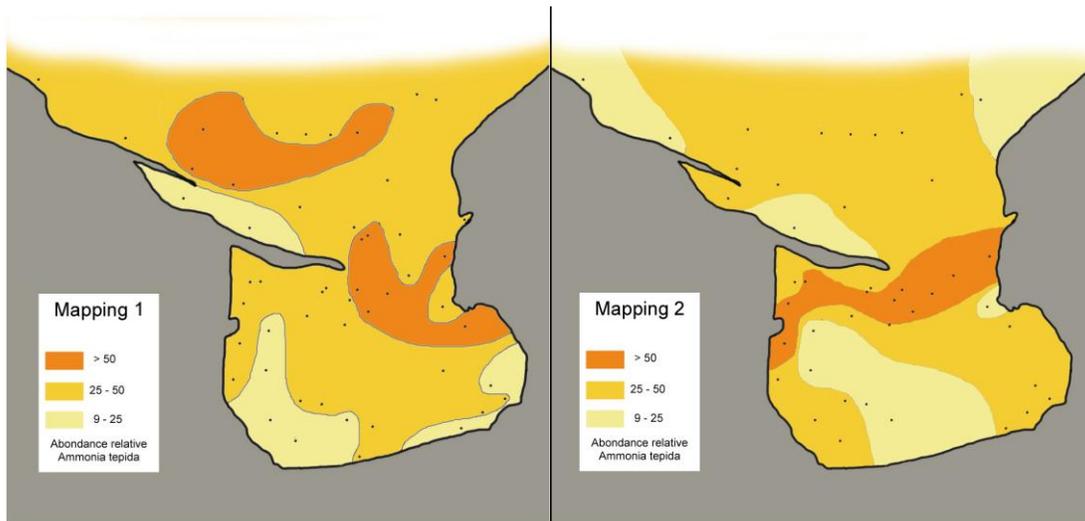


Figure 5 – Répartition d'*Ammonia tepida* (en % de l'assemblage total)

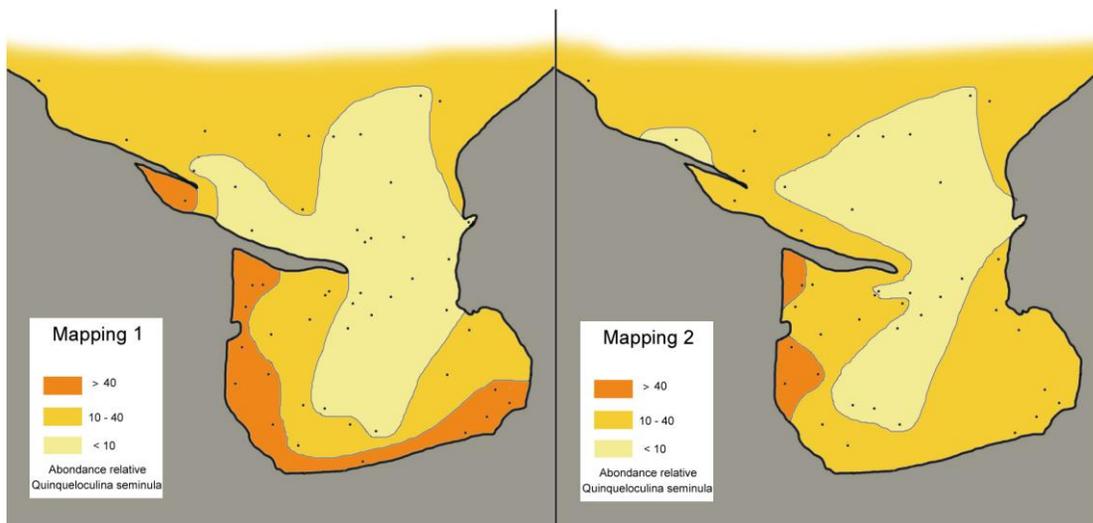


Figure 6 – Répartition de *Quinqueloculina seminula* (en % de l'assemblage total)

D'autres espèces ont également des répartitions remarquables. *Elphidium excavatum* est représenté sur l'ensemble de la baie, mais avec une proportion inférieure dans la zone centrale, principalement dans la zone à *Rhizophora* (fig. 7).

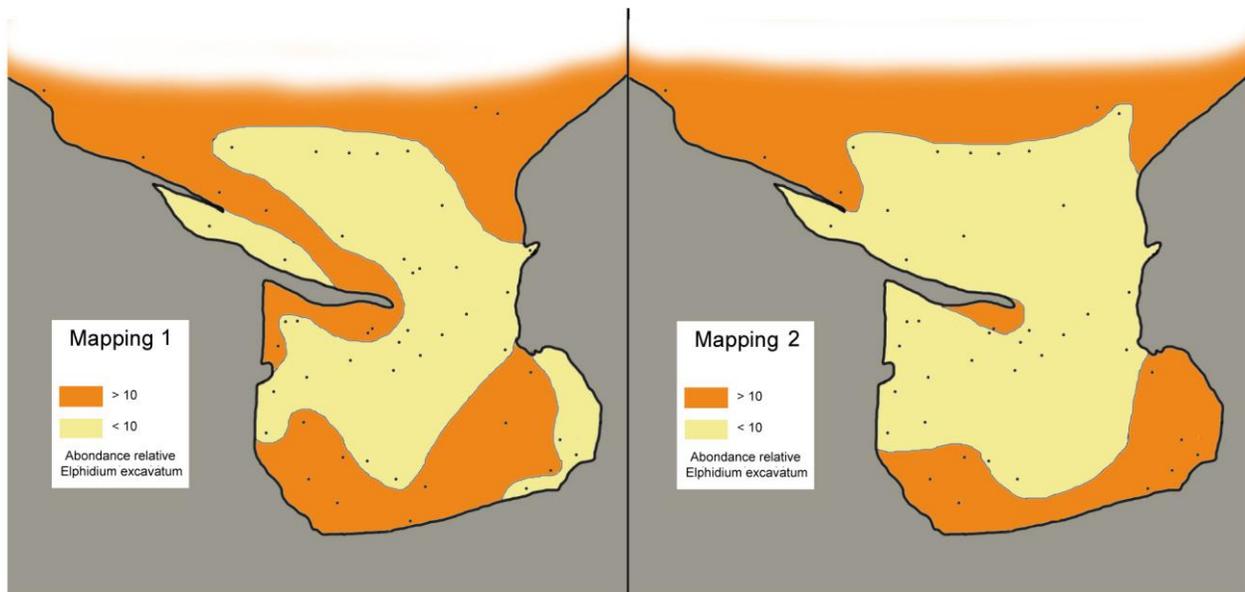


Figure 7 – Répartition de *Elphidium excavatum* (en % de l'assemblage total)

Helenina anderseni, espèce connue dans les eaux dessalées des environnements côtiers, est présente en faible proportion dans l'axe de la baie, avec une différence entre les deux campagnes de prélèvement (fig. 8).

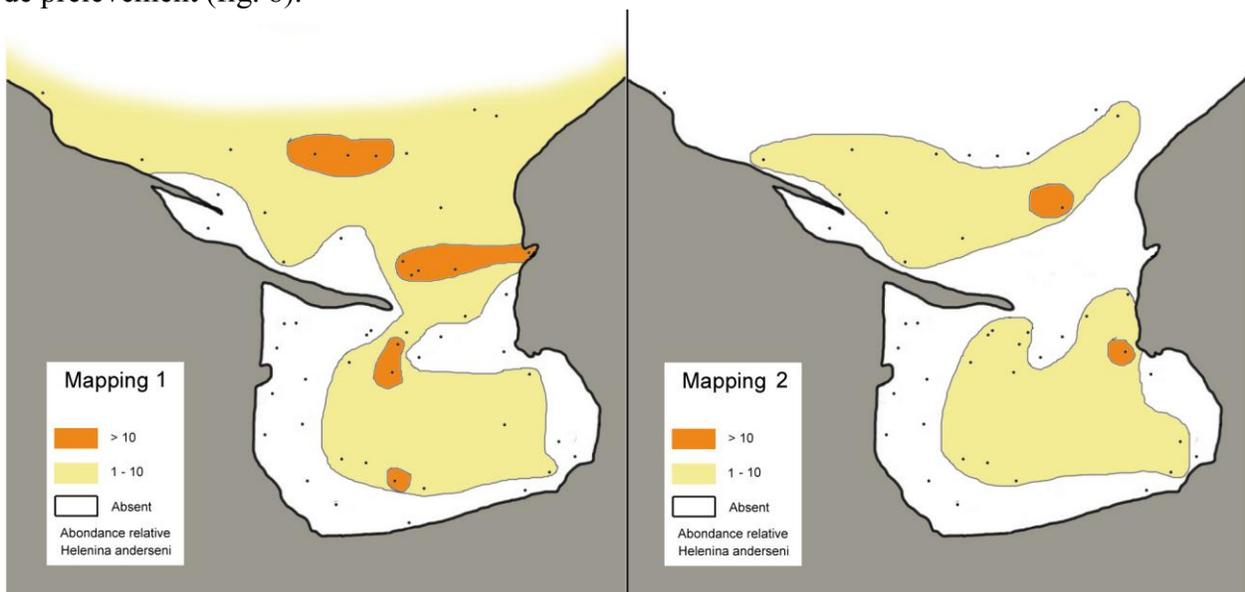


Figure 8 – Répartition de *Helenina anderseni* (en % de l'assemblage total)

Trilocularena pattensis est une espèce typique de mangrove. Dans la zone étudiée, elle n'est présente qu'en faible proportion dans la zone à *Rhizophora* la plus interne (fig. 9)

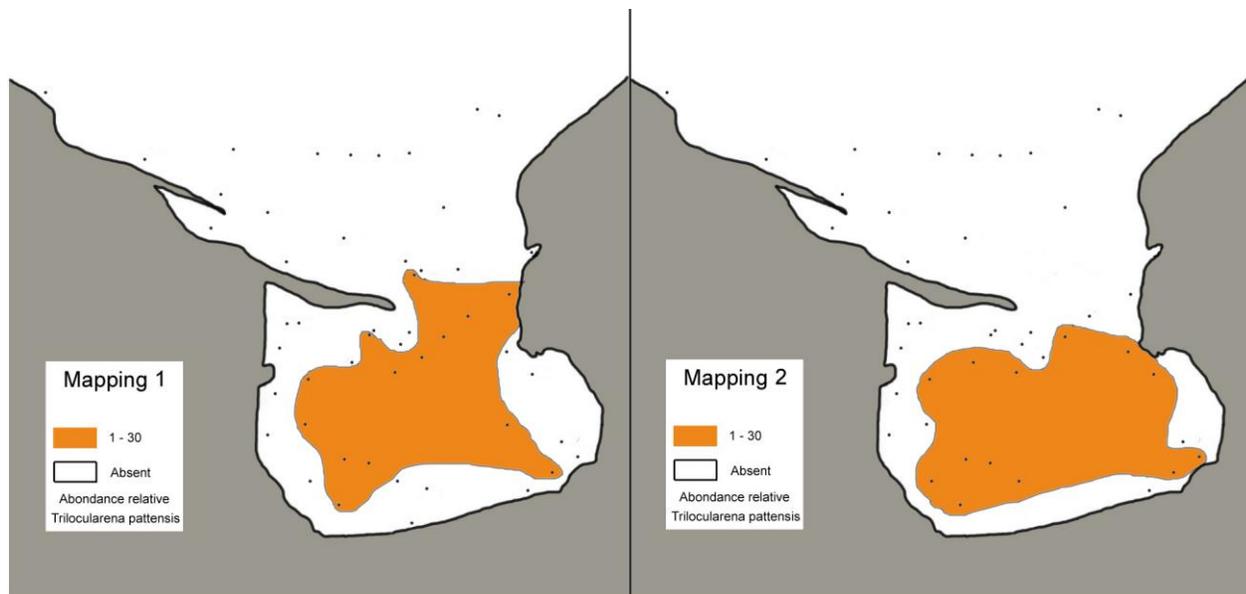


Figure 9 – Répartition de *Helenina anderseni* (en % de l'assemblage total)

Une espèce jamais encore signalée en Nouvelle-Calédonie, *Gyroidina lamarckiana*, est absente de la périphérie de la partie interne de la baie, mais bien représentée dans le reste de la zone, sans relation évidente avec le couvert végétal (fig. 10).

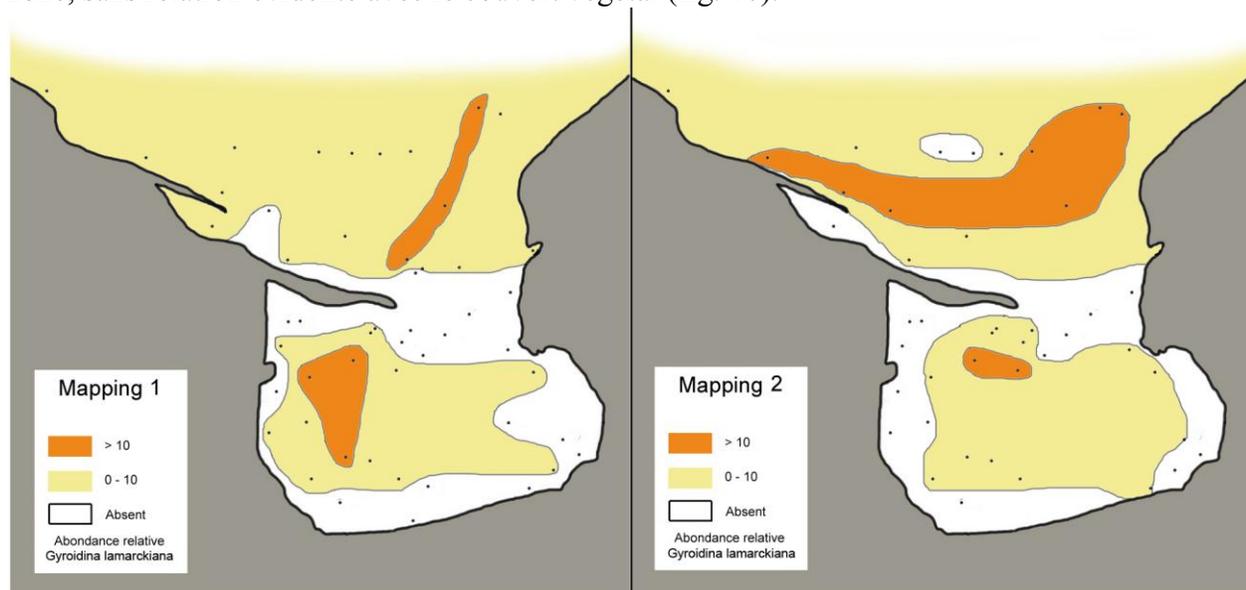


Figure 10 – Répartition de *Gyroidina lamarckiana* (en % de l'assemblage total)

Les résultats décrits succinctement ci-dessus devront être interprétés en relations avec la distribution du couvert végétal, puis en relation avec les données géochimiques.

3. Suivi

Le suivi a porté sur dix stations, cinq impactées par une ferme de crevetticulture, les cinq autres à l'abri de cet impact et considérées comme « saines » (fig. 11).

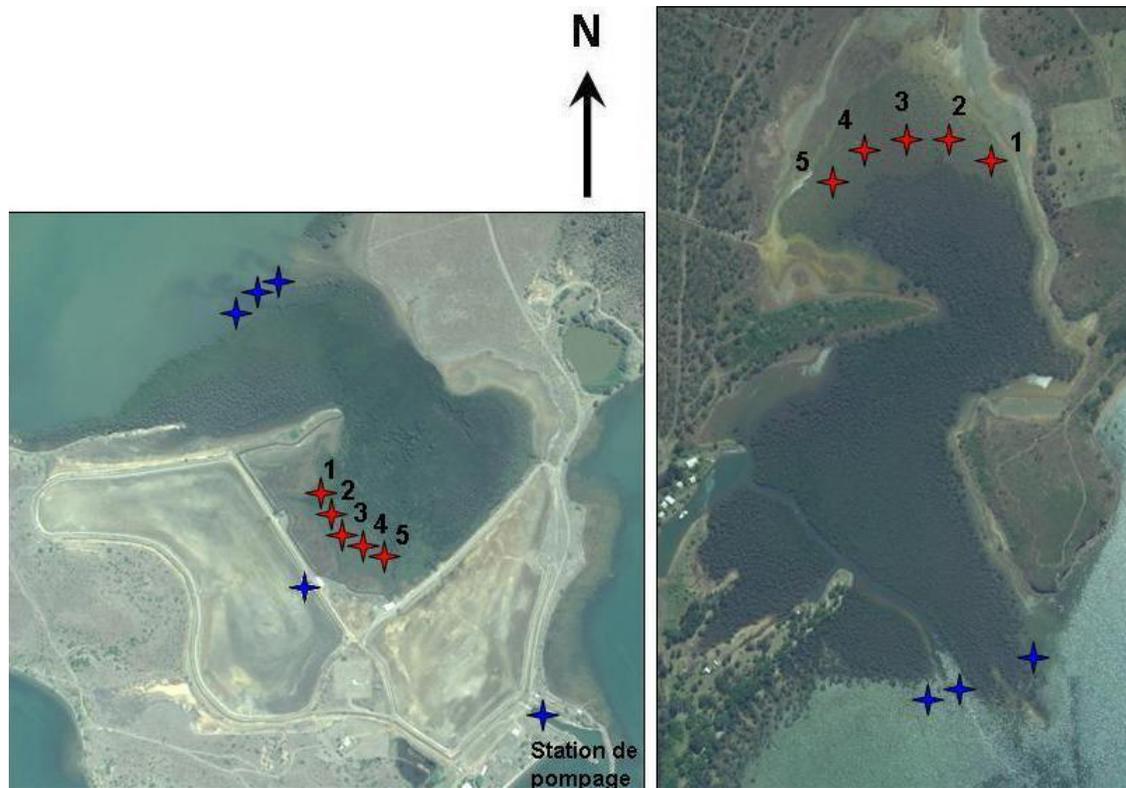


Figure 11 – Emplacement des stations de suivi

Pendant la durée de l'élevage, jusqu'en juillet, on ne note pas d'effet notable d'un enrichissement en matière organique (MO) dans les stations impactées car les espèces particulièrement friandes de MO (*Arenoparrella mexicana* et surtout *Haplophragmoides wilberti*) ne sont que très peu représentées. Par contre, l'enrichissement en *Cribroelphidium excavatum* et en *Quinqueloculina seminula* par rapport aux zones saines indique une influence, favorable pour ces espèces des eaux salées sortant des bassins.

La très faible proportion de tests déformés semble indiquer que l'enrichissement en MAO qui provoque un taux de déformation exceptionnellement élevé dans les bassins d'élevage n'est pas exporté ou perd de son efficacité dans le milieu naturel. L'observation des individus déformés permet d'affirmer que ces déformations ne résultent pas d'une décalcification due à un pH faible.

Un changement majeur se produit dans les zones impactées entre juin et août, à la fin du cycle d'élevage. Les assemblages des deux zones, très différents pendant la période d'exploitation, deviennent très semblables ensuite (fig. 12). Malgré l'incertitude due à la longueur de la période écoulée entre ces deux prélèvements (Juin à Août), ce changement semble significatif. Il indiquerait que l'impact ne dure que le temps de l'exploitation des bassins et qu'il n'y a pas d'effet durable sur les foraminifères, et donc peut-être sur le micro-benthos de façon plus générale.

Vidange finale 17 juillet 2009

Jours depuis mise en		151					186					253					301																													
Jour de l'année		123					158					225					273																													
Zonéco forams 2009		Suivi3 / 4 mai 2009					Suivi4 / 8 juiln 2009					Suivi5 / 14 août 2009					Suivi6 / 1 octobre 2009																													
		Saine		Impactée			Saine		Impactée			Saine		Impactée			Saine		Impactée																											
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5															
Ammonia tepida		58	42	32	23	24	56	45	47	43	37	36	42	18	47	24	18	39	20	48	45	45	38	36	39	50	35	14	36	10	43	55	20	17	38	42	28	9	7	14	20					
Quinqueloculina seminula		4	3	2			19	32	34	31	19	23	9			20	3	5	30	25	29	26	16	58	62	55	50	4	72	55	78	50	27	73	78	60	39	52	43	62	56	45				
Trilocularella cf. pattensis		23	29	39	48	51	1	1			11	10	13	38	69	24	59	32	2	3	10	16		0	0	3	10																			
Trochammina inflata		5	13	8	12	15	8	8	2	6	12	13	4	5	3	3	20	5	2	2	12	1	0	2	0							11	0	0												
nb total(50 cm3)		350	2500	2000	4000	700	2500	5000	3000	3000	3000	300	300	4000	2000	700	4000	2500	3000	3000	3000	4000	2500	10000	12000	25000	25000	8000	12000	15000	20000	20000	5000	10000	10000	15000	24000	10000	7000	5000	10000	20000	15000			
nb espèces		4	4	4	3	3	4	4	3	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	3	4	4	4	3	4	2	4	3	3	2	2	2	2	2	2	4	2	4	3	3	2	3				

Figure 12 – Extrait du tableau de répartition des espèces montrant le changement intervenu après la fin de la période d'exploitation (cf. texte)

Dans le même temps, un changement majeur se produit également dans les zones non impactées. Il se traduit par la diminution de la proportion de *Trilocularena* cf. *pattensis* et *Trochammina inflata*, deux espèces, qui supportent bien la dessalure, et l'augmentation de la proportion de *Quinqueloculina seminula*, qui préfère les salinités normales ou supérieures à la salinité marine (fig. 12). La densité des assemblages augmente également (fig. 13). Ces changements peuvent résulter soit de l'élévation du niveau marin pendant cette période, avec une durée d'immersion plus longue des points d'échantillonnage, soit de la fin de la période de pluies, soit probablement des deux phénomènes confondus (fig. 14). La simultanéité des deux phénomènes ne permet pas de trancher pour le moment.

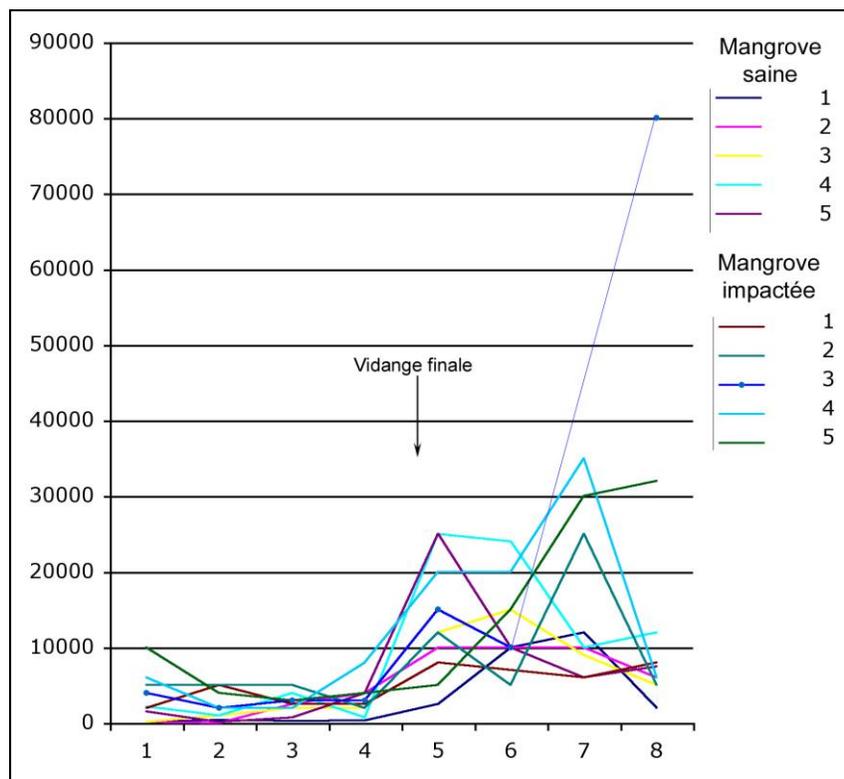


Figure 13 – Evolution de la densité des assemblages sur les 8 périodes du suivi.

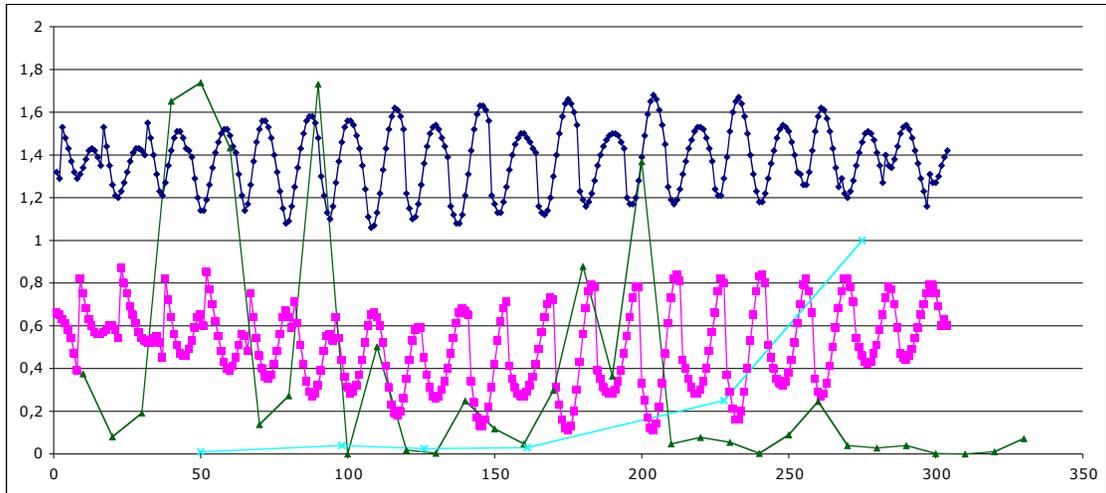


Figure 14 – Evolution des conditions de marée et de pluviosité pendant les 300 premiers jours du suivi (Bleu : Haute mer ; Rose ; Basse mer ; Vert : pluviosité lissée à 10 jours ; Bleu : densité des foraminifères).

L'étude du comportement des espèces caractéristiques pendant la durée du suivi a débuté, mais elle nécessite encore des analyses supplémentaires à la lumière, entre autres, des résultats de la cartographie (fig. 15).

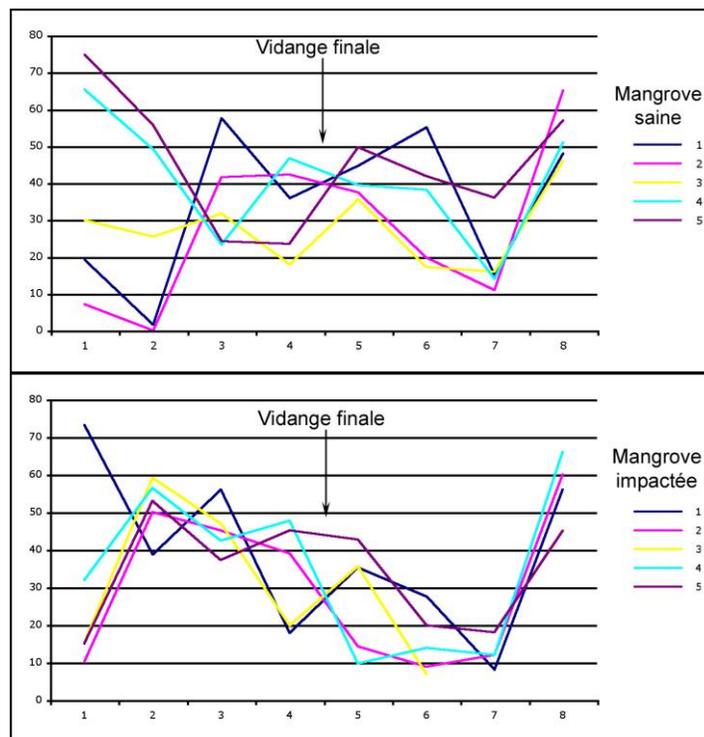


Figure 15 – Evolution de la proportion d'*Ammonia tepida* dans les assemblages pendant la durée du suivi

4. Conclusions provisoires, perspectives

- Le nombre d'espèces identifiées dans les mangroves impactées ou non par la crevetticulture est conforme aux valeurs habituellement relevées dans ces environnements et ne montre pas d'influence des effluents sur la richesse spécifique.
- Comme cela est la règle dans les environnements paraliques, la richesse spécifique diminue avec la diminution de l'influence marine franche. La diminution de la richesse spécifique est toutefois moins marquée dans la zone à *Rhizophora* qui semble plus favorable.
- La présence d'une espèce encore non observée dans les mangroves de Nouvelle-Calédonie suggère la possibilité d'une introduction accidentelle.
- La répartition et l'évolution des populations d'espèces indicatrices ne montrent pas d'impact net du rejet de matière organique par les effluents.
- Dans la zone impactée, l'effet le plus notable semble être dû à l'apport régulier de l'eau à salinité normale des effluents dans un milieu de mangrove où les salinités naturelles sont très fluctuantes, augmentées par l'évaporation ou diminuées par les pluies. Cet effet est limité à la période de fonctionnement des bassins et s'estompe rapidement ensuite.
- Le suivi d'une zone non impactée montre l'importance des cycles saisonniers qui devront être pris en compte pour l'interprétation des changements observés dans la zone impactée.

Ces résultats ont été obtenus par la seule observation des assemblages de foraminifères. Ils vont être analysés et comparés avec les résultats obtenus sur la dynamique benthique de la matière organique, et sur les processus biogéochimiques des sédiments. Ils fourniront une approche complémentaire basée sur la réponse du micro/meiobenthos au rejet d'effluents de la crevetticulture dans les mangroves. Cette étude permettra également de produire un outil de suivi à moindre coût des impacts, sur la mangrove, de la crevetticulture, en particulier si celle-ci devait se développer et s'intensifier sur les côtes de Nouvelle-Calédonie.

Références

- Alve E. 1991. Benthic foraminifera in sediment cores reflecting heavy metal pollution in SØrfjord, Western Norway. *Journal of Foraminiferal Research*, 21: 1-19.
- Alve E. 1995. Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution: A review. *Journal Foraminiferal Research*, 25: 190-203.
- Angel D.L., Verghese S., Lee J.J., Saleh A.M., Zuber D., Lindell D. & Symons A., 2000. Impact of a net cage fish farm on the distribution of benthic foraminifera in the northern Gulf of Eilat (Aqaba, Red Sea). *Journal of Foraminiferal Research*, 30 : 54–65.
- Armynot du Châtelet E., Debenay J-P. & Soulard R. 2004. Foraminiferal proxies for pollution monitoring in moderately polluted harbors. *Environmental Pollution*, 127 : 27 – 40.
- Boltovskoy E., Scott D.B. & Medioli F.S., 1991. Morphological variations of benthic foraminiferal tests in response to changes in ecological parameters: a review. *Journal of Paleontology*, 65 : 175–185.
- Buosi C., Frontalini F., Da Pelo S., Cherchi A., Coccioni R. & Bucci C., 2010. foraminiferal proxies for environmental monitoring in the polluted lagoon of Santa Gilla (Cagliari, Italy). *Present Environment and Sustainable Development*, 4 : 92-104.
- Burone L., Venturini N., Sprechmann P., Valente P. & Muniz P., 2006. Foraminiferal responses to polluted sediments in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 52 : 61-73.
- Coccioni R., 2000. Benthic foraminifera as bio-indicators of heavy metal pollution – a case study from the Goro lagoon (Italy). In: Martin, R.E. (Ed.), *Environmental Micropaleontology*. Kluwer Academic, Plenum Publishers, New York, pp. 71–103.
- Debenay J-P., Tsakiridis E., Soulard R. & Grossel H., 2001. Factors determining the distribution of foraminiferal assemblages in Port Joinville Harbor (Ile d'Yeu, France): the influence of pollution. *Marine Micropaleontology*, 43 : 75–118.
- Debenay J. P., Della Patrona L., Herbland A. & Goguenheim H., 2009. The impact of Easily Oxidized Material (EOM) on the meiobenthos: Foraminifera abnormalities in Shrimp ponds of New Caledonia, implications for environment and paleoenvironment survey. *Marine Pollution Bulletin*, 59 : 323-335.

- Frontalini F. & Coccioni R., 2008. Benthic foraminifera for heavy metal pollution monitoring: A case study from the central Adriatic Sea coast of Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76 : 404–417.
- Geslin E., Stouff V., Debenay J-P. & Lesourd M., 2000. Environmental variation and foraminiferal test abnormalities. In: Martin, R.E. (Ed.), *Environmental Micropaleontology: The Application of Microfossils to Environmental Geology*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 191–215.
- Nigam R., Saraswat R. & Pancharng R., 2006. Application of foraminifers in ecotoxicology: retrospect, prospect and prospect. *Environment International*, 32 : 273–283.
- Romano E., Bergamin L., Finioia, M.G., Carboni M.G., Ausili A. & Gabellini M., 2008. Industrial pollution at Bagnoli (Naples, Italy): benthic foraminifera as tool in integrated programs of environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 56 : 439–457.
- Samir A.M. & El-Din A.B., 2001. Benthic foraminiferal assemblages and morphological abnormalities as pollution proxies in two Egyptian bays. *Marine Micropaleontology*, 41 : 193–227.
- Scott D.B., Medioli F.S. & Schafer C.T., 2001. *Monitoring in coastal environments using foraminifera and thecamoebian indicators*. Cambridge University Press, New York, 177 pp.
- Scott D.B., Tobin R., Williamson M., Medioli F.S., Latimer J.S., Boothman W.A., Asioli A. & Haury V., 2005. Pollution monitoring in two North American estuaries: historical reconstructions using benthic foraminifera. *Journal of Foraminiferal Research*, 35 : 65–82.
- Sharifi A.R., Croudace I.W. & Austin R.L., 1991. Benthic foraminiferids as pollution indicators in Southampton Water, southern England, UK. *Journal of Micropaleontology*, 10 : 109–113.
- Virly S., Buisson D., Clough D., Lemmonier H. et Richer de Forges B., 2005. Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Rapport final. Pgm ZoNeCo.
- Yanko V., Kronfeld J. & Flexer A. 1994. Response of benthic foraminifera to various pollution sources: implications for pollution monitoring. *Journal of Foraminiferal Research*, 24 : 1-17.
- Yanko V., Arnold A. & Parker W., 1999. Effect of marine pollution on benthic foraminifera. In: Sen Gupta, B.K. (Ed.), *Modern Foraminifera*. Kuwer Academic, Dordrecht, pp. 217–235.
- Zalesny E.R., 1959. Foraminiferal ecology of Santa Monica Bay, California. *Micropaleontology*, 5 : 101–126.

