

Les
publications
de la Direction de l'innovation
et des technologies

Rapport de recherche-développement

N° 158

**Évaluation environnementale d'un site
mytilicole expérimental dans la baie
de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine**

Guglielmo Tita
François Bourque

**Évaluation environnementale
d'un site mytilicole
expérimental dans la baie
de Plaisance,
Îles-de-la-Madeleine**

Rapport de recherche-
développement n° 158

Guglielmo Tita
François Bourque

Réalisation

Marc Veillet, responsable du bureau d'édition
Julie Rousseau, agente de secrétariat

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Bureau d'édition - DIT
96, montée de Sandy Beach, bureau 2.05
Gaspé (Québec) G4X 2V6
publications.dit@mapaq.gouv.qc.ca

Pour une version gratuite (fichier pdf) de ce document, visitez notre site Internet à l'adresse suivante :
<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Peche/md/Publications/> ou écrire à l'adresse de courriel ci-dessus.

ISBN (version imprimée) : 978-2-550-49595-6
ISBN (version PDF) : 978-2-550-49596-3

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2007
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Canada, 2007

Évaluation environnementale d'un site mytilicole expérimental dans la baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine

Guglielmo Tita¹, François Bourque²

1. Centre de recherche sur les milieux insulaires et maritimes (CERMIM-UQAR), Havre-aux-Maisons
2. Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine (CeMIM), MAPAQ, Cap-aux-Meules

On doit citer ce document comme suit : Tita, G., F. Bourque. 2007. Évaluation environnementale d'un site mytilicole expérimental dans la baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine. MAPAQ, DIT. Rapport de R-D n° 158. 7 pages.

Résumé

Depuis ses débuts au milieu des années 1980, la mytiliculture aux Îles-de-la-Madeleine s'est développée exclusivement à l'intérieur de lagunes. Cependant, les limites spatiales de ces habitats constituent une contrainte au développement futur de cette industrie. Depuis 2002, un projet pilote du Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine a démontré la pertinence et la viabilité d'une mytiliculture en mer. À cet effet, un site mytilicole expérimental a été installé dans la baie de Plaisance, suite à la caractérisation environnementale du lieu.

L'étude présente visait à évaluer les effets environnementaux associés à une activité expérimentale à petite échelle ne comportant que trois filières mytilicoles. L'étude a consisté à comparer les valeurs de certaines variables environnementales échantillonnées en 2002 avec les valeurs observées en 2005, c'est-à-dire après trois ans d'activités mytilicoles expérimentales.

Les résultats ne montrent aucun changement significatif des caractéristiques granulométriques des sédiments. De plus, aucun enrichissement en matière organique, en azote et en carbonates ne s'est produit dans les sédiments. Au contraire, une légère diminution des concentrations de ces paramètres a été observée. Ceci serait probablement dû au régime hydrologique local favorable à la dispersion des fèces et des pseudofèces mytilicoles.

En ce qui concerne les communautés benthiques, on a observé des changements au plan de leur structure. Les indices de biodiversité montrent une légère augmentation dans le cas du groupe macrofaunique des polychètes, mais aucune variation significative pour le groupe méiofaunique des nématodes n'a été notée. On conclut que les changements dans la structure des communautés seraient attribuables à des variations interannuelles et non pas à une quelconque dégradation de l'habitat due à l'activité mytilicole expérimentale. Cette hypothèse est aussi renforcée par l'absence de modifications de la structure trophique des communautés de nématodes.

Abstract

Since the mid 1980's, mussel farming in the Magdalen Islands archipelago developed exclusively within its lagoons. However, the spatial limitations of such habitats represent a constraint for the future development of this industry. Since 2002, a pilot project carried out by the Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine showed the viability of an open sea mussel culture. In this regard, a small-scale experimental mussel-farming site was positioned in the Baie de Plaisance, which lies in the relatively sheltered southeastern side of the archipelago.

The present study aimed to assessing the environmental effects of this experimental mussel-culture. The study consisted in comparing sediment and benthic communities (i.e. macrofauna and meiofauna) variables analysed in 2002, prior the longlines installation, and in 2005, i.e. three years after starting the experimental mussel-culture.

Results do not show any significant modification of the sediments granulometry. Moreover, no organic, nitrogen and carbonate sediment enrichment was observed, but rather a slight decrease of their values. This may be explained by the local hydrology, which seems promoting mussel feces and pseudofeces dispersal.

Benthic community structures in 2005 were significantly different compared to 2002. Furthermore, biodiversity indices slightly increased for the macrofaunal group of polychaetes, while no significant variation was observed for the meiofaunal group of nematodes. It is concluded that community structure changes were due to interannual variations and not to any form of habitat disturbance related to the mussel experimental farming. This hypothesis is also supported by the absence of any significant variation in the feeding structure of the nematode community.

Mots-clés

moules, milieu ouvert, évaluation environnementale, benthos, Îles-de-la-Madeleine

Key Words

mussels, open sea, environmental assessment, benthos, Magdalen Islands

Table des matières

Introduction.....	1
Matériel et méthodes.....	1
Zone d'étude et échantillonnage.....	1
Analyses sédimentologiques et courantologiques	2
Sédimentologie	2
Analyses fauniques.....	2
Macrofaune	2
Méiofaune	2
Analyses statistiques	4
Résultats.....	4
Sédiment	4
Macrofaune.....	4
Méiofaune.....	5
Discussion et conclusion	5
Remerciements	6
Références	6

Liste des figures

Figure 1. Zone d'étude	1
Figure 2. Analyse MDS : distribution des stations échantillonnées en fonction de la composition de la macrofaune totale et des communautés de polychètes en 2002 et en 2005	4
Figure 3. Analyse MDS : distribution des stations échantillonnées en fonction de la composition de la méiofaune totale et des communautés de nématodes en 2002 et en 2005	4
Figure 4. Abondance relative des différents groupes trophiques des nématodes en 2002 et 2005.....	5

Liste des tableaux

Tableau 1. Coordonnées des dix stations échantillonnées en 2002 et en 2005.....	1
Tableau 2. Caractéristiques du sédiment	2
Tableau 3. Composition et densité standardisée de la macrofaune échantillonnée au moyen d'une benne Peterson.....	3
Tableau 4. Valeurs des indices de diversité spécifique observés dans les communautés de polychètes et de nématodes	4
Tableau 5. Composition et densité standardisée de la méiofaune dans les dix stations échantillonnées.....	5
Tableau 6. Composition et abondance relative des espèces de nématodes répertoriées dans les quatre stations analysées.....	6

Évaluation environnementale d'un site mytilicole expérimental dans la baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine

Introduction

Depuis ses débuts, la mytiliculture aux Îles-de-la-Madeleine s'est développée exclusivement à l'intérieur des lagunes, où les installations d'élevage occupent déjà la presque totalité des zones aptes à ce type d'activité. Les sites mytilicoles présentement actifs dans la lagune du Havre aux Maisons et dans celle de Grande Entrée totalisent une surface d'environ 475 hectares.

Une étude récente (Werstink, 2006) a montré que certains secteurs en mer ouverte représentent une option importante pour le développement futur de l'industrie mytilicole locale. Le potentiel mytilicole y est estimé à environ 24 000 hectares, c'est-à-dire 50 fois les surfaces présentement exploitées en lagune. Par ailleurs, une étude du Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine (CeMIM) montre qu'une éventuelle activité mytilicole commerciale aurait un bon potentiel de production dans le secteur de la baie de Plaisance (Bourque *et al.*, 2005). L'étude du CeMIM a été réalisée dans un site mytilicole expérimental comptant trois filières de 100 m de long qui ont été installées à l'intérieur d'un périmètre de 500 x 500 m. Ce même site avait déjà fait l'objet d'une étude de caractérisation environnementale (Tita *et al.*, 2004) qui en avait reconnu le caractère favorable au développement mytilicole.

L'étude présente a été réalisée afin d'évaluer les effets de l'activité mytilicole expérimentale sur l'habitat benthique. Compte tenu de la petite échelle de cette activité expérimentale, les effets environnementaux anticipés étaient faibles. Cependant, l'étude a été réalisée conformément aux attentes du ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO) pour le projet expérimental en question.

L'objectif de cette étude était donc d'évaluer les effets environnementaux de cette mytiliculture expérimentale en comparant les résultats d'analyses réalisées avant le début des activités mytilicoles (Tita *et al.*, 2004) et trois ans après celles-ci.

Matériel et méthodes

Zone d'étude et échantillonnage

Le site mytilicole expérimental a une dimension de 500 x 500 m et se trouve dans la baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine, à environ huit kilomètres au sud-est de Cap-aux-Meules (figure 1). Trois filières ont été installées au cours de l'été 2002 pour des activités de captage de naissain et de grossissement de moules. La profondeur d'eau à cet endroit est d'environ 19 mètres.

L'étude de caractérisation environnementale effectuée en 2002 (Tita *et al.*, 2004) avait prévu l'échantillonnage de dix stations pour l'analyse des caractéristiques sédimentaires et des communautés benthiques. Les dix stations étaient distribuées à l'intérieur et à l'extérieur du secteur des trois filières (tableau 1). En 2005, l'échantillonnage a eu lieu aux mêmes stations qu'en 2002 afin que l'on puisse réaliser les mêmes types d'analyses.

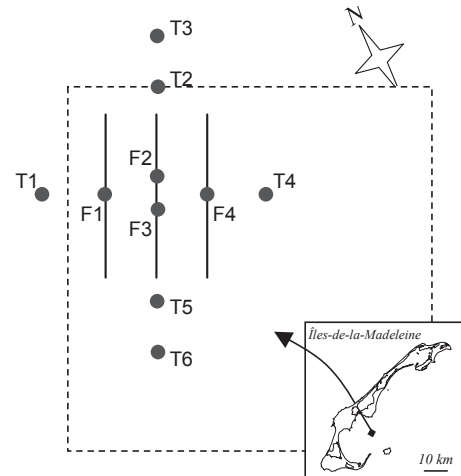


Figure 1. Zone d'étude. L'encadré montre la localisation de la zone d'étude dans la baie de Plaisance. La ligne discontinue représente le périmètre du site mytilicole expérimental (500 x 500 m). Les trois filières sont indiquées avec des lignes continues. Les points noirs indiquent les stations échantillonnées.

Tableau 1. Coordonnées géographiques des dix stations échantillonnées en 2002 et en 2005.

	Coordonnées
F1	47° 21.5285 N 61° 45.4542 W
F2	47° 21.5231 N 61° 45.3939 W
F3	47° 21.5064 N 61° 45.4023 W
F4	47° 21.5006 N 61° 45.3422 W
T1	47° 21.5421 N 61° 45.5103 W
T2	47° 21.5781 N 61° 45.3647 W
T3	47° 21.6158 N 61° 45.3441 W
T4	47° 21.4868 N 61° 45.2864 W
T5	47° 21.4513 N 61° 45.4324 W
T6	47° 21.4133 N 61° 45.4533 W

Dans chaque station, des échantillons de sédiment, de macrofaune (faune retenue par un tamis avec un vide de maille de 1 mm) et de méiofaune (faune passant à travers un vide de maille de 1 mm et retenue par un autre de 63 µm) ont été prélevés le 8 juin 2005. À chaque station, un échantillon d'environ 250 ml de sédiment a été prélevé à l'aide d'une benne Peterson (surface d'échantillonnage = 305 x 305 mm).

La macrofaune a été échantillonnée en utilisant la même benne (un échantillon/station). Tout le contenu de la benne a été retenu pour les analyses en laboratoire. La méiofaune a été échantillonnée par un plongeur à l'aide d'un carottier (d x h = 2,6 x 10 cm) (un échantillon/station). Immédiatement après leur prélèvement, les échantillons de macrofaune et de méiofaune ont été fixés avec une solution à 4 % de formol tamponné. Du colorant Rose Bengal a été ajouté au formol afin de faciliter le tri des organismes en laboratoire.

Analyses sédimentologiques et courantologiques

Sédimentologie

Pour l'analyse granulométrique, environ 2 g de sédiments étaient placés dans une solution de 10 ml d'examétophosphate de sodium et 20 ml d'eau déminéralisée. Après avoir été agités pendant 1 h pour assurer la défloculation des argiles, les échantillons ont été analysés avec un granulomètre à diffraction laser (Analysette 22, Fritsch). Les mesures ont été réalisées sur 124 canaux de classes granulométriques, dans une fenêtre comprise entre 0,528 et 781,433 µm. Cette fenêtre a été choisie après quelques essais pour couvrir toutes les classes granulométriques présentes dans les échantillons. Le classement du sédiment (dispersion des valeurs de la distribution autour de la tendance granulométrique centrale) a été étudié en utilisant le coefficient de classement de Trask, $S_o = \sqrt{(Q3/Q1)}$, où Q1 représente le premier quartile de la distribution (la valeur de l'abscisse correspondant à l'ordonnée 75% des fréquences cumulées) et Q3 représente le troisième quartile de la distribution (correspondant à l'ordonnée 25 %). Le pourcentage de matière organique dans le sédiment a été estimé par la méthode de combustion à 500 °C pendant 6 h (Luczak *et al.*, 1994).

L'analyse de l'azote total, du carbone total (C_{tot}) et du carbone organique (C_{org}) a été réalisée en suivant les procédures du «Guide méthodologique de caractérisation des sédiments» d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement du Québec (1992). Un analyseur CHNS (LECO, chns-932) a

été utilisé à cet effet. Tous les échantillons ont été dosés en duplicata. Les concentrations des carbonates ($CaCO_3$) ont été obtenues à partir des valeurs de carbone inorganique avec l'équation suivante : $\% CaCO_3 = (\% C_{inorg} \times 100) / 12$.

Analyses fauniques

Macrofaune

Les échantillons de macrofaune ont été analysés au laboratoire d'écologie benthique de l'Institut des sciences de la mer de Rimouski (ISMER-UQAR). Le sédiment de chaque échantillon a été tamisé en utilisant un vide de maille de 1 mm. Les organismes retenus par le tamis ont été triés par groupes taxonomiques principaux et l'identification des espèces a suivi.

Pour les polychètes, le groupe taxonomique le plus représentatif, on a estimé la diversité spécifique en utilisant trois indices : la richesse spécifique par échantillon (N), l'indice de Shannon-Wiener (H' , avec base logarithmique = 2) et l'équitabilité (J').

Méiofaune

Les échantillons de méiofaune ont été analysés au Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine. La méiofaune a été séparée du sédiment par la méthode de décantation (Higgins et Thiel, 1988). Par la suite, elle a été lavée sur deux tamis ayant un vide de maille respectivement de 1 mm et de 63 µm. Les organismes retenus dans le tamis de 63 µm ont été triés et identifiés aux niveaux taxonomiques supérieurs. Conformément à la pratique des études sur la méiofaune, les larves de copépodes, les nauplii, ont

Tableau 2. Caractéristiques du sédiment. MOT = matière organique totale; N_{tot} : azote total; C_{tot} : carbone total; C_{org} : carbone organique; $CaCO_3$: carbonates; Moy = moyenne; SD = écart-type. Les deux colonnes à droites montrent les données relatives aux valeurs moyennes observées en 2002.

	F1	F2	F3	F4	T1	T2	T3	T4	T5	T6	2005		2002		
											Moy	SD	Moy	SD	
Classes granulométriques (%)															
<3,9 µm	1,9	2,0	2,8	1,7	2,3	1,9	2,4	1,8	2,0	2,5	2,1	0,4	3,0	0,3	
3,9-63 µm	13,1	13,1	16,7	9,6	15,0	11,3	15,8	11,7	12,2	15,4	13,4	2,3	14,9	2,0	
63-125 µm	65,5	64,7	60,6	64,1	63,1	65,9	63,3	66,1	65,2	62,3	64,1	1,8	68,6	4,7	
125-250 µm	19,5	20,2	19,8	24,6	19,6	21,0	18,5	20,4	20,6	19,8	20,4	1,6	13,6	6,8	
Taille particules (µm) :															
Moyenne	103	103	99	110	101	106	100	105	104	101	103	3,2	89	6,0	
Médiane	105	105	104	110	104	106	103	106	106	104	105	2,0	96	4,5	
Mode	106	106	106	116	106	106	106	106	106	106	107	3,3	105	3,2	
Asymétrie (Skweness)	-0,34	-0,40	-0,31	-0,15	-0,26	-0,16	-0,10	-0,33	-0,29	-0,31	-0,26	0,10	-0,81	0,15	
Acuité (Kurtosis)	0,56	0,48	0,06	0,95	0,37	0,86	0,53	0,71	0,64	0,25	0,57	0,26	0,19	0,14	
Coefficient de Trask (S_o)	0,79	0,83	0,79	0,83	0,79	0,83	0,79	0,83	0,83	0,79	0,81	0,02	0,81	0,01	
MOT (% poids sec sédiment)	1,39	1,64	1,92	2,01	2,14	1,70	1,71	1,83	1,88	1,89	1,81	0,21	2,02	0,16	
N_{tot} (% poids sec sédiment)	0,05	0,08	0,05	0,03	0,04	0,05	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,01	0,17	0,11	
C_{tot} (% poids sec sédiment)	0,35	0,25	0,32	0,15	0,29	0,28	0,29	0,32	0,27	0,27	0,28	0,05	0,38	0,05	
C_{org} (% poids sec sédiment)	0,21	0,18	0,23	0,16	0,24	0,21	0,21	0,19	0,16	0,18	0,20	0,03	0,28	0,05	
$CaCO_3$ (% C_{tot})	1,13	0,55	0,73	-0,06	0,42	0,61	0,63	1,12	0,94	0,76	0,68	0,21	0,83	0,00	

été considérées ici comme étant un groupe fonctionnel distinct des adultes. Ils se trouvent donc représentés séparément.

Afin d'estimer la diversité spécifique du groupe dominant - les nématodes -, on a procédé à l'identification des espèces dans 4 stations (F1, F2, F3, et F4). Dans ce but, cent nématodes par échantillon (= station) ont été sélectionnés de façon aléatoire et on les a montés sur des lames de microscopie selon la méthode à base de glycérine suggérée par McIntyre et Warwick

(1984). La structure trophique des communautés de nématodes a aussi été étudiée selon les groupes trophiques proposés par Moens et Vincx (1997) et selon l'application proposée par Tita *et al.*(1999).

Les mêmes indices de biodiversité utilisés pour les polychètes ont été employés pour estimer la diversité spécifique des communautés de nématodes.

Tableau 3. Composition et densité standardisée (nombre d'individus/m²) de la macrofaune échantillonnée au moyen d'une benne Peterson (305 x 305 mm).

	F1	F2	F3	F4	T1	T2	T3	T4	T5	T6
POLYCHÈTES										
<i>Spiophanes bombyx</i>	43	118	237	54	280	75	151	226	215	226
<i>Prionospio steenstrupi</i>		11								
<i>Ninõe nigripes</i>	441	581	634	269	656	376	538	527	559	742
<i>Lumbrineris impatiens</i>									11	
<i>Phyllodoce mucosa</i>	11		11					11		
<i>Phyllodoce maculata</i>			11							
<i>Phyllodoce sp.</i>					11		11			
<i>Glycera dibranchiata</i>	22		11		22		22	22		
<i>Glycera capitata</i>			22					22		
<i>Pholõe minuta</i>									11	11
<i>Stenehalis boa</i>					11					
<i>Clymenella torquata</i>		22	32		11	11		43		
<i>Nephtys ciliata</i>							54			
<i>Nephtys caeca</i>	54	65	108	75	151	43	22	108	22	129
<i>Ampharete sp.</i>						11			11	
<i>Scoloplos sp.</i>	11									
<i>Scoloplos robustus</i>		11								
<i>Aricidea jeyffreysi</i>							11			
Total	581	806	1065	398	1140	516	806	957	828	1108
BIVALVES										
<i>Nucula delphinodonta</i>	54	32	129	75	75	75	151	108	151	172
<i>Yoldia myalis</i>	22		11		32		11			11
<i>Tellina agilis</i>		11		11						
<i>Pitar morrhuanus</i>	22	32	11	11	11		11	11	11	11
<i>Mytilus edulis</i>			43							
Total	97	75	194	97	118	75	172	118	161	194
GASTÉROPODES										
<i>Nassarius trivittatus</i>	226	54	65	355	161	43	118	226	183	204
<i>Polinices heros (Lunatia heros)</i>			11	11						22
Total	226	54	75	366	161	43	118	226	183	226
AMPHIPODES										
<i>Photis macrocoxa</i>	11						22		11	
<i>Corophium sp. (cf. volutator)</i>	11									
Total	22						22		11	
OSTRACODES										
			11		32			11		22
MYSIDACÉS										
<i>Neomysis americana</i>			11		22	11				
<i>Mysidacea sp.</i>	22		11				11			
Total	22		22		22	11	11			
CUMACÉS										
<i>Dyastilis polita</i>			11				11			
Total			11				11			
ÉCHINODERMES										
<i>Echinarachnius parma</i>			11			22			22	
Total			11			22			22	
NÉMERTÉS										
		1								
GRAND TOTAL	1125	1118	1581	1495	2000	892	892	817	742	1323

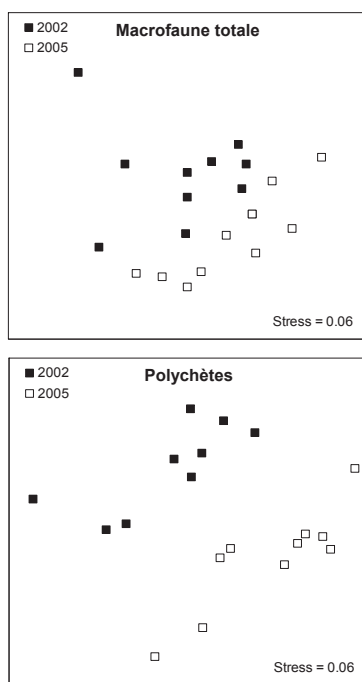


Figure 2. Analyse MDS (sans transformation) : distribution des stations échantillonnées en fonction de la composition de la macrofaune totale (groupes taxonomiques principaux) et des communautés de polychètes (espèces), en 2002 et en 2005. L'analyse ANOSIM montre une différence significative entre les deux années pour la macrofaune totale ($R = 0,213$, $p < 0,05$) et pour les communautés de polychètes ($R = 0,577$, $p < 0,001$).

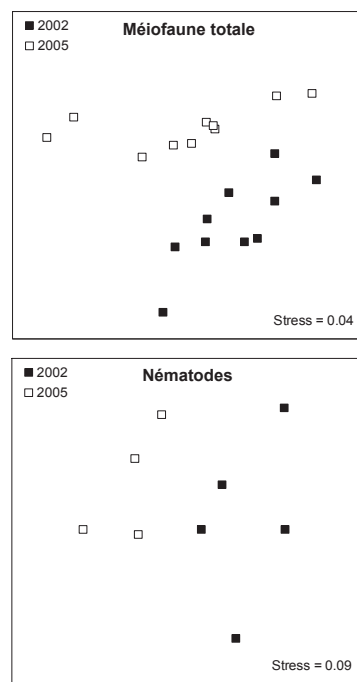


Figure 3. Analyse MDS (sans transformation) : distribution des stations échantillonnées en fonction de la composition de la méiofaune totale (groupes taxonomiques principaux) et des communautés de nématodes (espèces), en 2002 et en 2005. L'analyse ANOSIM montre une différence significative entre les deux années pour la méiofaune totale ($R = 0,236$, $p < 0,01$) et pour les communautés de nématodes ($R = 0,578$, $p < 0,001$).

Tableau 4. Valeurs des indices de diversité spécifique observés dans les communautés de polychètes et de nématodes, en 2002 et 2005. Les résultats du test t montrent les différences significatives entre les deux années (n.s. : différence statistiquement non significative). N = nombre d'espèces; J' = équitabilité; H' = indice de Shannon-Wiener.

	N	J'	H'
Polychètes			
2002	6,7 ± 1,80	0,43 ± 0,08	1,17 ± 0,30
2005	5,9 ± 1,52	0,58 ± 0,9	1,44 ± 0,23
Test t	n.s.	t = 4,01, p < 0,001	t = 2,32, p < 0,05
Nématodes			
2002	31 ± 5,2	0,88 ± 0,04	4,33 ± 0,38
2005	33 ± 4,0	0,89 ± 0,01	4,47 ± 0,14
Test t	n.s.	n.s.	n.s.

Analyses statistiques

Puisque aucune différence significative (tests t : $p > 0,2$) n'a été notée entre les valeurs observées dans les stations F (sous les filières) et celles observées dans les stations T (éloignées des filières), les résultats de l'ensemble des stations de chaque année ont été regroupés pour effectuer les analyses décrites ci-dessous.

Pour toutes les variables sédimentaires et biologiques (c'est-à-dire les indices de diversité), des tests t ont été effectués afin de comparer chaque série de données de 2005 avec sa série

correspondante de 2002. De plus, les communautés benthiques ont été analysées en employant une approche de classement multifactoriel (*multidimensional scaling*, MDS), permettant de visualiser les différences entre les deux années sur des graphiques bidimensionnels. L'analyse MDS a été suivie par une analyse de similarité (ANOSIM) permettant de vérifier d'éventuelles différences statistiquement significatives entre les deux années.

Résultats

Sédiment

Aucune des caractéristiques granulométriques des sédiments n'a varié comparativement aux valeurs observées en 2002 (tests t : $p > 0,2$) (tableau 2). Par contre, des changements statistiquement significatifs ont été observés pour les paramètres chimiques étudiés. En effet, en 2005, une légère diminution a été observée pour les concentrations de la matière organique totale ($t = 2,42$, $p < 0,05$), de l'azote total ($t = 3,39$, $p < 0,01$), du carbone total ($t = 4,63$, $p < 0,001$) et du carbone organique ($t = 5,082$, $p < 0,001$). Aucune différence significative n'a été observée pour les concentrations de carbonates ($p = 0,379$).

Macrofaune

La densité de la macrofaune totale (1201 ± 400 individus / m^2) était comparable à celle observée en 2002 (1147 ± 289 individus / m^2). Comme en 2002, le polychète *Ninöe nigripes* était l'espèce dominante (tableau 3). Par ailleurs, les polychètes étaient le groupe taxonomique dominant (84 %). En 2005, la

Tableau 5. Composition et densité standardisée (nombre d'individus / 10 cm²) de la méiofaune dans les dix stations échantillonnées; Moy = moyenne; SD = écart-type. Les densités moyennes observées en 2002 sont aussi indiquées.

Station	F1	F2	F3	F4	T1	T2	T3	T4	T5	T6	2005		2002	
											Moy	SD	Moy	SD
Nématodes	16 567	10 751	11 527	6 223	12 235	9 463	19 121	7 029	12 725	12 634	11 828	3 924	13 424	3 037
Copépodes	143	90	75	75	30	60	196	15	136	60	88	55	486	116
Nauplii	158	173	286	105	203	53	226	19	234	241	170	87	1 393	350
Kinorhynques	23		23		8	45	83	8	30	53	27	27	60	18
Polychètes								2				1	3	2
Oligochètes									8	8	2	3	1	1
Ostracodes													2	3
TOTAL	16 891	11 015	11 911	6 404	12 476	9 621	19 626	7 073	13 132	12 996	12 114	4 037	15 369	3 004

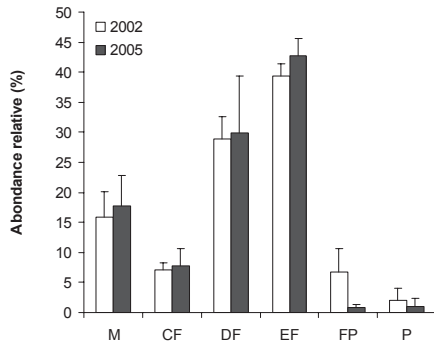


Figure 4. Abondance relative (%) des différents groupes trophiques des nématodes en 2002 et 2005 (M = microvores, CF = consommateurs de ciliés, DF = dépositivores non sélectifs, EF = brouteurs de surface, FP = prédateurs facultatifs, P = prédateurs). L'ANOSIM ne montre aucune différence significative de la structure trophique des nématodes entre les deux années ($p = 0,11$).

diversité spécifique était légèrement supérieure à 2002 au plan de l'équitabilité (J') et de la diversité de Shannon-Wiener (tableau 4). Outre l'équitabilité (J'), des valeurs supérieures (N et H') ont déjà été rapportées par Élouard *et al.* (1983) ($N = 18 \pm 3,4$; $J' = 0,58 \pm 0,17$; $H' = 2,56 \pm 0,85$) pour un secteur 12 à 15 km au nord de la zone d'étude (lagune de la Grande Entrée).

La séparation des échantillons de 2005 et de 2002 mise en évidence par l'analyse MDS suggère des changements de la structure des communautés pour la macrofaune totale et pour les polychètes (figure 2). L'ANOSIM montre que ces différences sont statistiquement significatives ($p < 0,05$). Ces différences sont surtout dues à quelques variations dans l'abondance relative des différents taxons ou dans la composition spécifique des communautés.

Méiofaune

Les densités observées pour la méiofaune totale ($12\ 114 \pm 4\ 037$ individus/10 cm²) tendaient à être inférieures à celle de 2002 ($15\ 369 \pm 3\ 004$ individus/10 cm²) ($t = 2,05$, $p = 0,056$). Par contre, la diversité spécifique du groupe taxonomique dominant, les nématodes, ne présentait aucune différence significative entre les valeurs observées en 2002 et en 2005, respectivement (tableau 4).

Les analyses MDS et ANOSIM montrent des différences statistiquement significatives, bien que de faible entité, de la structure des communautés, pour la méiofaune totale et pour

les nématodes (figure 3). Les différences en ce qui concerne la méiofaune totale sont surtout associées à une plus grande abondance des copépodes et des nauplii en 2002 (tableau 5). Par contre, la différence en ce qui concerne les communautés de nématodes s'explique par une composition spécifique légèrement différente entre les deux années. D'un point de vue fonctionnel, la structure trophique des communautés de nématodes n'a pas varié entre 2002 et 2005 (figure 4).

Discussion et conclusion

Des différences significatives entre 2002 et 2005 ont été observées dans la structure des communautés benthiques. Cependant, ces modifications ne s'apparentent pas à une quelconque forme de dégradation environnementale. En effet, les indices de diversité spécifique montrent une situation stable pour les communautés de nématodes et une légère augmentation pour les polychètes. De plus, le type de variation des caractéristiques sédimentaires suggère que les activités mytilicoles n'ont eu aucun effet sur l'habitat benthique. En effet, au contraire de ce à quoi on aurait pu s'attendre, les indicateurs chimiques des sédiments montrent une légère diminution de la matière organique, de l'azote totale et du carbone (total et organique).

Plusieurs hypothèses pourraient expliquer les changements observés dans la structure des communautés benthiques. D'abord, le flux de matière organique représenté par les fèces et les pseudofèces des moules et par la chute de moules des boudins vers le fond peut constituer un apport additionnel de nourriture pour les organismes benthiques ce qui peut créer de nouvelles niches écologiques et ainsi attirer des espèces différentes (Cranford *et al.*, 2003). Toutefois, cette hypothèse n'est pas supportée par les résultats des analyses des caractéristiques sédimentaires, notamment en ce qui concerne la matière organique. De plus, on n'a pas observé de changements significatifs de la structure trophique des communautés de nématodes qui auraient dû se produire si les flux de nutriments vers les sédiments avaient changé significativement. Par ailleurs, le régime courantologique local semble être assez favorable à la dispersion des fèces et des pseudofèces de moules et à la prévention de son accumulation dans les fonds sous les filières, ce qui atténue les impacts potentiels sur l'habitat benthique (Tita *et al.*, 2004). Ce phénomène est connu et rapporté par d'autres auteurs ayant effectué des études dans des secteurs présentant des courants relativement intenses (Chamberlain *et al.*, 2001; Hartstein et Rowden 2004; Hartstein et Stevens; 2005).

Tableau 6. Composition et abondance relative (%) des espèces de nématodes répertoriées dans les quatre stations analysées. Groupes trophiques (voir légende de la figure 4).

	G.T.	F1	F2	F3	F4
<i>Ammotheristus sp.</i>	DF		2,0	2,9	1,2
<i>Axonolaimus sp.</i>	CF	0,9		1,0	
<i>Chitwoodia sp.</i>	M		1,0	1,0	
<i>Chromadora sp.</i>	EF		1,0		
<i>Chromadorina sp.</i>	EF		1,0		
<i>Chromadorita sp.1</i>	EF		1,0		
<i>Cyartonema sp.</i>	M		1,0		
<i>Daptonema sp.1</i>	DF	3,7		1,0	7,1
<i>Daptonema sp.2</i>	DF	0,9	1,0	1,0	
<i>Desmodora</i>					
<i>(Desmodorella) sp.</i>	EF	14,8	10,2	4,9	5,9
<i>Desmodoridae sp. 2</i>	EF		1,0		
<i>Desmodoridae sp. 1</i>	EF	1,9	1,0		1,2
<i>Desmolaimus sp.</i>	DF	1,9	2,0	3,9	1,2
<i>Desmoscolex sp.</i>	M	0,9	1,0	1,9	1,2
<i>Dichromadora sp.</i>	EF	0,9	1,0	3,9	
<i>Diplopeltula sp.</i>	M				1,2
<i>Elzalia sp.</i>	CF		1,0		
<i>Euleutherolaimus sp.</i>	DF				1,2
<i>Filitonchus sp.</i>	M	0,9			
<i>Halalaimus sp. 2</i>	M	0,9	1,0	1,0	
<i>Innocuonema sp.</i>	EF	1,9	2,0	1,0	
<i>Linhystera sp.</i>	M			1,0	
<i>Mesacanthion sp.</i>	P			1,9	2,4
<i>Metachromadora sp. 1</i>	EF		1,0		
<i>Metalinhomoeus sp.</i>	DF		3,1	1,0	3,5
<i>Microlaimus sp.</i>	EF	5,6	6,1	14,6	12,9
<i>Molgolaimus sp.</i>	EF		8,2	1,9	5,9
<i>Monoposthia costata</i>	EF	0,9		1,0	
<i>Nannolaimus sp.</i>	M	2,8		3,9	
<i>Neochromadora sp.</i>	EF		1,0	2,9	1,2
<i>Neotonchus sp.</i>	EF	2,8		1,9	2,4
<i>Odontophora sp.</i>	CF	9,3	6,1	6,8	3,5
<i>Paracanthonchus sp.</i>	EF	2,8	5,1	9,7	8,2
<i>Paracanthonchus sp. 2</i>	EF		1,0		
<i>Parachromadorita sp.2</i>	EF	6,5	1,0		
<i>Paralinhomoeus sp.</i>	DF	1,9	3,1	1,0	
<i>Paralongicyatholaimus sp.</i>	EF	4,6	1,0	2,9	1,2
<i>Paramonohystera sp.</i>	DF	2,8		3,9	5,9
<i>Phanodermopsis sp.</i>	M			1,0	
<i>Ptycholaimellus</i>					
<i>cf. ponticus</i>	EF		1,0		
<i>Richtersia sp.</i>	DF	1,9	4,1		1,2
<i>Sabatieria cf. breviseta</i>	DF	1,9		1,0	5,9
<i>Sabatieria cf. longispinosa</i>	DF	3,7	7,1	2,9	7,1
<i>Sabatieria cf. ornata</i>	DF				1,2
<i>Sabatieria cf. punctata</i>	DF	6,5	4,1	4,9	7,1
<i>Sabatieria sp. 1</i>	DF	0,9			1,2
<i>Sabatieria sp. 2</i>	DF	0,9			
<i>Spirinia sp.</i>	DF		1,0		
<i>Terschellingia sp.2</i>	M	13,9	13,3	7,8	5,9
<i>Theristus sp.</i>	DF		1,0	1,0	
<i>Trefusia sp.</i>	M	0,9		1,9	2,4
<i>Tricoma sp.</i>	M			1,0	
<i>Tripylloides sp. 2</i>	CF		2,0		
<i>Viscosia sp.</i>	FP		1,0	1,0	1,2

Une deuxième hypothèse pourrait faire appel au modèle d'équilibre dynamique des communautés biologiques (Huston, 1979). D'après ce dernier, la biodiversité tend à augmenter lorsqu'une perturbation environnementale de niveau faible ou modéré se vérifie et tend à diminuer lorsque l'intensité de la perturbation devient plus sévère. Or, le nombre limité de filières expérimentales du projet pilote pourrait correspondre à une perturbation faible de l'habitat stimulant la biodiversité de la macrofaune. Toutefois, cette deuxième hypothèse semble être peu plausible pour les mêmes raisons que la première.

L'hypothèse la plus probable est que les changements observés chez les communautés macrofauniques et méiofauniques reflètent la variabilité interannuelle connue comme étant une caractéristique des communautés benthiques (Coull, 1985). Cette variabilité serait due à des variations environnementales qui pourraient aussi expliquer les faibles changements observés dans les caractéristiques chimiques des sédiments.

On conclut que rien ne suggère que les activités mytilicoles expérimentales réalisées dans la baie de Plaisance aient eu des effets négatifs sur l'habitat benthique.

Remerciements

Les auteurs de cette étude tiennent à remercier Marie-Claude Miousse pour l'analyse de la méiofaune et Laure De Montety pour l'analyse de la macrofaune. Cette étude a été réalisée grâce à l'appui financier de la Société de développement de l'industrie maricole (SODIM) et au soutien logistique du Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).

Références

- Bourque, F., B. Myrand, G. Tita. 2005. Open-sea culture of mussels (*Mytilus edulis*) in Îles-de-la-Madeleine: A promising avenue. Proceedings of the Contributed Papers of the 21st Annual Meeting of the Aquaculture Association of Canada, Quebec City (Oct 17-20, 2004), AAC Spec. Publ. 9: 56-59
- Chamberlain, J., T.F. Fernandes, P. Read, T.D. Nickell, I.M. Davies. 2001. Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. ICES journal of marine science 58:411 – 416
- Coull, B.C. 1985. Long term variability of estuarine meiobenthos: An 11-year study. Mar. Ecol. Prog. Ser. 24: 205-218
- Cranford, P., M. Dowd, J. Grant., B. Hargrave, S. McGladdery. 2003. Ecosystem Level Effects of Marine Bivalve Aquaculture. In: Volume I: A Scientific Review of the Potential Environmental Effects of Aquaculture in Aquatic Ecosystems. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2450: 51-84.
- Élouard, B., G. Desrosiers, J.-C. Brêthes, Y. Vigneault. 1983. Étude de l'habitat du poisson autour des îlots créés par des déblais de dragage: lagune de Grande-Entrée, Îles-de-la-Madeleine. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1209: 77 p.
- Hartstein, N.D., A.A Rowden. 2004. Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime. Marine Environmental Research 57:339-357
- Hartstein, N.D., C.L. Stevens. 2005. Deposition beneath long-line mussel farms. Aquacultural engineering 33:192-213
- Higgins, R.P., H. Thiel (eds). 1988. Introduction to the study of Meiofauna. Smithsonian Inst. Press, Washington, DC, 488 pp.
- Huston, M.A. 1979. A general hypothesis of species diversity. American Naturalist 113: 81-101

- Luczak, C., M.-A. Janquin, A. Kupka. 1997. Simple standard procedure for the routine determination of organic matter in marine sediment. *Hydrobiologia* 345: 87-94
- McIntyre, A.D., R.M. Warwick. 1984. Meiofauna techniques. In: *Methods for the study of marine benthos*, N.A. Holme & A.D. McIntyre (eds.), Oxford, Blackwell Science (IBP Handbook, 16), pp. 217-244
- Moens, Vincx. 1997. Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom*, 77: 211-227
- Tita, G., J.-F. Cr mer, B. Long, G. Desrosiers. 2004. Caractérisation environnementale d'un site mytilicole expérimental dans la baie de Plaisance,  les-de-la-Madeleine (Québec). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 2559: v + 17 p.
- Tita, G., M. Vincx, G. Desrosiers. 1999. Size spectra, body width and morphotypes of intertidal nematodes: an ecological interpretation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 79: 1007-1015
- Werstink, G., Tita G. J. Wilson. 2006. Applying GIS and the analytic hierarchy process on seafarming spatial assessments in the Magdalen Islands (Quebec, Canada). *Proceedings of the Contributed Papers of the 22nd Annual Meeting of the Aquaculture Association of Canada, St-John's, NF (July 3-6, 2005), AAC Spec. Publ.*, 10: 58-60
- Ziervogel, K., B. Bohling. 2003. Sedimentological parameters and erosion behaviour of submarine coastal sediments in the south-western Baltic Sea. *Geo-Marine Letters*, 23 (1): 43-52

