

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

Compte rendu

N° 19

**Programme de
recherche-développement en
myiculture aux Îles-de-la-Madeleine
(Programme MIM) 2000-2002**

Lise Chevarie
Bruno Myrand

**Programme de recherche-
développement en myiculture
aux Îles-de-la-Madeleine
(Programme MIM)
2000-2002**

Compte rendu n° 19

Lise Chevarie
Bruno Myrand

Responsable

Lise Chevarie

Entente ISMER-MAPAQ (SODIM jusqu'en 2005)
Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
108-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3

Bruno Myrand

Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
107-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3

Collaborateurs

Philippe Archambault

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Sonia Belvin, Entente MAPAQ-UQAR

Centre aquacole marin de Grande-Rivière
6, rue du Parc
Grande-Rivière (Québec) G0C 1V0

François Bourque

Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
107-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3

Sylvie Brulotte

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Gaston Desrosiers

Institut des sciences de la mer
310, allée des Ursulines
Rimouski (Québec) G5L 3A1

Michel Giguère

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Diego Mantovani

Département de génie des matériaux
Pavillon Adrien-Pouliot
Université Laval
Québec (Québec) G1K 7P4

Julie Pariseau

Institut des sciences de la mer
310, allée des Ursulines
Rimouski (Québec) G5L 3A1

Fabrice Pernet, Entente MAPAQ-UQAR

Centre aquacole marin de Grande-Rivière
6, rue du Parc
Grande-Rivière (Québec) G0C 1V0

Lizon Provencher

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Guglielmo Tita, Entente MAPAQ-UQAR

Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
107-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3

Réjean Tremblay

Institut des sciences de la mer
310, allée des Ursulines
Rimouski (Québec) G5L 3A1

Réalisation

Marc Veillet, responsable du bureau d'édition
Nancy Godin, agente de secrétariat du bureau d'édition

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/Pêche/md/Publications/> ou envoyez un courriel à l'adresse indiquée ci-dessus.

ISBN (version imprimée) : 2-550-47007-9

ISBN (version PDF) : 2-550-47008-7

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2006

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Canada, 2006

Programme de recherche-développement en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine (Programme MIM) 2000-2002

Lise Chevarie¹, Bruno Myrand²

1. Entente ISMER-MAPAQ, Cap-aux-Meules (SODIM jusqu'en 2005)

2. MAPAQ, CeMIM, Cap-aux-Meules

On doit citer ce document comme suit : Chevarie, L., B. Myrand. 2006. *Programme de recherche-développement en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine*. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 19, 71 p.

Sommaire

Le programme MIM (Myiculture aux Îles-de-la-Madeleine) a débuté en juin 2000 afin de répondre aux nombreux besoins en recherche-développement liés à l'établissement d'une myiculture rentable aux Îles-de-la-Madeleine.

Après trois ans d'activités, les questions demeurent nombreuses et aucune des étapes nécessaires à une production myicole n'est encore vraiment maîtrisée. Beaucoup de nouvelles connaissances ont cependant été acquises. Certains éléments commencent même à se préciser. Ainsi, la population de myes du Havre aux Basques qui a d'abord suscité beaucoup d'intérêt comme source potentielle d'approvisionnement en jeunes individus s'est finalement avérée très décevante au point de vue aquacole. La croissance de ces myes est très lente, même lorsqu'elles sont transférées sur un site aquacole.

Beaucoup de travaux ont toutefois dû être réalisés avant d'en arriver à cette conclusion. En contrepartie, plusieurs aspects techniques sont de mieux en mieux maîtrisés et pourraient facilement être appliqués dans un contexte commercial.

Bien qu'il reste encore beaucoup à faire, le programme MIM a bien répondu aux attentes jusqu'à maintenant. Les travaux prévus pour les deux prochaines années (2003-2005) devraient apporter de nouveaux éléments de réponse qui aideront à mettre sur pied cette industrie prometteuse.

Mots-clés

mye commune
mya arenaria
ensemencement
élevage

Table des matières

Introduction

1. Contexte.....	1
2. Comité de coordination du programme MIM.....	1
3. Objectifs généraux	1
4. Références.....	2

Caractérisation des sites

Caractérisation des sites expérimentaux utilisés pour la myiculture dans les lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons

1. Contexte.....	3
2. Localisation des sites expérimentaux	3
3. Données environnementales	3
3.1 Température	3
3.1.1 Comparaison de la température de l'eau et de celle du substrat.....	3
3.1.2 Température de l'eau dans les lagunes	4
3.2 Salinité	4
3.3 Seston	5
3.4 Granulométrie	5
4. Références.....	5

Caractérisation des myes des lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons

État de santé des myes des lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons

1. Contexte.....	6
2. État de santé des populations de myes	6
3. Conclusion	6
4. Référence.....	6

Caractéristiques génétiques des myes des lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons

1. Contexte.....	7
2. Mesure de l'hétérozygotie des myes.....	7
3. Conclusion	7
4. Références.....	7

Fragilité de la coquille des myes des lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons

1. Contexte.....	8
2. Poids de la coquille	8
2.1 Comparaison des deux populations en 2001	8
2.2 Relation longueur-masse des coquilles des deux populations.....	9
3. Résistance des coquilles.....	9
4. Conclusion	10
5. Références.....	10

Bioaccumulation de métaux lourds (cuivre, cadmium et arsenic) dans les myes de la lagune du Havre aux Maisons

1. Contexte.....	11
2. Concentration des contaminants.....	11

3. Conclusion	11
4. Référence.....	11

Approvisionnement en individus juvéniles

Captage de naissain de myes avec des collecteurs en suspension aux Îles-de-la-Madeleine

1. Contexte	12
2. Captage en suspension dans la lagune du Havre aux Basques.....	12
3. Conclusion	13
4. Références.....	13

Emploi de tapis pour des essais de captage benthique de myes aux Îles-de-la-Madeleine

1. Contexte	15
2. Tapis gris dans les lagunes du Havre aux Maisons et du Havre aux Basques.....	15
3. Tapis gris vs « Astroturf » dans la lagune du Havre aux Maisons.....	15
4. Conclusion	16
5. Référence.....	16

Inventaires de la population de myes dans la lagune du Havre aux Basques

1. Contexte	17
2. Inventaires de la population	17
2.1 Inventaire de 2000	17
2.2 Inventaire de 2001	18
3. Évaluation du recrutement	18
4. Conclusion	18
5. Référence.....	18

Étude d'impacts de la récolte de myes avec un râteau hydraulique dans la lagune du Havre aux Basques

1. Contexte	19
2. Étude d'impacts.....	19
3. Conclusion	20
4. Références.....	20

Entreposage et prégrossissement des myes avant ensemencement

Essais d'entreposage et de prégrossissement de jeunes myes avant ensemencement

1. Contexte	21
2. Entreposage hivernal dans des cages en treillis métalliques.....	21
3. Entreposage hivernal sur des tables d'huîtres	23
4. Conclusion	23
5. Références.....	23

Méthodes de marquage

Différents essais de marquage des myes pour évaluer le succès des ensemencements expérimentaux

1. Contexte	24
2. Rouge alizarin	24
2.1 Procédure empirique de marquage en 2000	24
2.2 Détermination d'une procédure de marquage	25
3. Colorants alimentaires	26

4. Calcéine	26
5. Conclusion	26
6. Références	26

Ensemencements

Comparaison de différentes superficies d'échantillonnage de la mye

1. Contexte	28
2. Bris et densité en fonction de la surface échantillonnée	28
3. Conclusion	29

Essais d'ensemencement de myes au site aquacole de la lagune du Havre aux Maisons

1. Contexte	30
2. Essais préliminaires de 2000	31
3. Ensemencements de 2001	32
3.1 Ensemencement estival (juillet)	32
3.2 Ensemencement automnal (octobre)	33
4. Ensemencements 2002	33
5. Conclusion	34
6. Références	36

Facteurs influençant l'enfouissement des myes

1. Contexte	38
2. Vitesse d'enfouissement en milieu naturel	38
2.1 Taille	39
2.2 Densité	39
2.3 Ameublissement du substrat	39
2.4 Période d'émersion	40
3. Vitesse d'enfouissement en fonction de la période de l'année	40
4. Conclusion	41
5. Références	41

Évaluation de la croissance en fonction de la taille pour différentes populations de myes ensemencées à différents sites via des transferts « populations x sites »

1. Contexte	43
2. Transfert de la population du Havre aux Basques à différents sites en 2001	43
3. Transfert de diverses populations de myes à différents sites en 2001	43
4. Conclusion	45
5. Références	45

Croissance de différentes populations de myes placées en suspension dans la lagune du Havre aux Maisons

1. Contexte	46
2. Croissance en suspension	46
3. Conclusion	46
4. Références	46

Potentiel de croissance des myes des lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons

1. Contexte	47
2. Procédures de mesure du potentiel de croissance	47

3. Mesures physiologiques et potentiel de croissance.....	48
4. Comparaison de l'âge des deux populations en fonction de leur taille	49
5. Conclusion	49
6. Références.....	50

Récolte et tri

Relation taille-épaisseur des myes : une information nécessaire
pour développer un outil de tri efficace en fonction de l'épaisseur

1. Contexte.....	51
2. Évolution de la relation taille-épaisseur au cours de la saison.....	51
3. Choix d'une épaisseur pour le tri.....	52
4. Conclusion	52

Évolution du rendements en chair des myes aux Îles-de-la-Madeleine

1. Contexte.....	54
2. Évolution du rendement en chair commercial.....	54
3. Conclusion	54
4. Référence.....	54

Veille et diffusion

Veille et diffusion en relation avec le programme MIM

1. Contexte.....	55
2. Missions d'observation.....	55
3. Colloques et congrès	55
4. Rapports.....	56
4.1 Documents internes.....	56
4.2 Documents externes.....	56
5. Vulgarisation.....	56
6. Conclusion	56
7. Références.....	56

Bilan

Bilan 2000-2002 du programme MIM

1. Contexte.....	57
2. Synthèse des activités 2000-2002	57
2.1 Année 2000	57
2.2 Année 2001	57
2.3 Année 2002	58
3. Conclusion et perspectives	58
4. Références.....	59

Remerciements.....	60
--------------------	----

Annexe 1

Étude d'impacts d'un engin hydraulique pour la récolte de myes (<i>Mya arenaria</i>) dans la lagune de Havre aux Basques. Périodes de récolte étudiées : été, automne 2000 et printemps 2001	61
---	----

Introduction

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

Le Réseau Pêches et Aquaculture Québec (RPAQ) et les intervenants du secteur maricole, dont Société de développement de l'industrie maricole (SODIM) et le Regroupement des mariculteurs du Québec (RMQ), ont identifié la mye commune (*Mya arenaria*) comme une espèce prioritaire pour diversifier la mariculture québécoise en raison de son potentiel. Une étude établissant le potentiel maricole des principaux invertébrés au Québec a d'ailleurs classé la mye commune au premier rang des espèces (Lemieux *et al.*, 2002).

La mye commune est une espèce très bien établie qui colonise une partie des estrans des Îles-de-la-Madeleine. Aussi, les lagunes des Îles-de-la-Madeleine semblent être des endroits propices pour l'élevage de cette espèce. Il n'est donc pas surprenant qu'au Québec, l'intérêt pour l'élevage des myes (ou myiculture) s'y soit d'abord manifesté. Il y a près de dix ans (1994), l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » débutait ses premiers essais sur le captage de naissain de myes dans la lagune du Havre aux Maisons près de Fatima.

À la fin des années 1990, la Station technologique maricole des Îles-de-la-Madeleine (désormais Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine - CeMIM) s'est impliquée dans cette nouvelle activité, surtout au plan du captage, pour appuyer les efforts de la compagnie.

Cependant, malgré les efforts déployés, les nombreux besoins en recherche-développement exigeaient plus de ressources que celles qui étaient alors disponibles. C'est donc grâce sur l'initiative de la SODIM que le MAPAQ, DEC, le Plan de relance Gaspésie-Les Îles, le MPO et l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. », ont accepté d'investir pour la création et la réalisation du programme MIM (Myiculture aux Îles-de-la-Madeleine). Ce programme, d'une durée initiale de cinq ans, a vu le jour en juin 2000. Il a été développé autour d'un scénario prévoyant l'ensemencement sur un site aquacole de jeunes myes provenant de gisements naturels inexploités. Les activités de recherche ont été identifiées de façon à répondre le mieux possible aux inconnues de ce scénario (Myrand *et al.*, 2000).

Les techniques d'élevage qui ont déjà fait leurs preuves pour d'autres espèces de bivalves fouisseurs (palourdes japonaises, quahaug etc.) ont souvent servi comme référence de départ pour l'élaboration du programme. Toutefois, il faut mentionner qu'il n'existe encore aucune entreprise commerciale d'élevage de la mye commune dans le monde. Il n'y a donc pas d'acquis disponibles sur lesquels compter. À plusieurs endroits, notamment au Maine et au Massachusetts (USA), des travaux sont en cours. L'approvisionnement en jeunes individus par production en écloserie, par transfert ou par captage ainsi que les techniques d'ensemencement sont présentement expérimentés dans certains secteurs, mais souvent à petite échelle. Pour l'instant, le transfert de myes en provenance de zones contaminées ou surpeuplées vers des sites propices à la croissance constitue encore la principale activité de nos voisins du sud. Dans la très grande majorité des cas, ces activités sont essentiellement des mesures de conservation pour

les populations de mye commune et n'ont, de ce fait, aucune préoccupation de rentabilité (Calderon *et al.*, 2003). Par conséquent, le programme MIM est à l'avant-garde des travaux de recherche-développement en myiculture et il doit donc s'intéresser à tous les aspects liés à cette activité.

Le programme MIM se veut complet puisqu'il s'attarde à toutes les étapes de la myiculture : (1) l'approvisionnement en individus juvéniles (ou naissain), (2) le préélevage et l'entreposage, (3) l'ensemencement et la récolte. Le budget annuel du programme permet de couvrir l'embauche d'une biologiste à temps complet et de trois techniciens sur une base saisonnière (sept mois/année) ainsi que tous les coûts de fonctionnement relatifs au projet. Trois années presque complètes se sont écoulées depuis le début des activités du programme et plusieurs résultats sont maintenant disponibles. Ce rapport détaillé trace le bilan de l'ensemble des activités réalisées au cours de la période 2000 à 2002.

2. Comité de coordination du Programme MIM

La coordination du programme est assurée par un comité restreint de six personnes :

Lise Chevarie, chargée de projet du programme MIM, SODIM

Maurice Gaudet, appui technique, DRIM-MAPAQ

Michel Giguère, spécialiste des mollusques, IML-MPO

Sylvain Lafrance, directeur général, SODIM

Bruno Myrand, spécialiste en conchyliculture et chargé CeMIM-MAPAQ de l'encadrement scientifique du programme MIM

Gérald Noël, président, Élevage de myes PGS Noël inc.

Le comité tient annuellement deux ou trois réunions pour faire le bilan des travaux effectués et planifier les activités à venir. De plus, des coopérations actives avec des spécialistes dans certains domaines spécifiques ont lieu selon les besoins (par exemple : pathologie, génétique, physiologie, résistance des coquilles, etc.).

3. Objectifs généraux

Les objectifs généraux ont été établis au début du programme MIM et ont servi de lignes directrices lors de la planification des activités. Ce sont :

- Statuer sur le potentiel de développement à moyen et long terme de la « myiculture » à partir de la récolte de jeunes individus provenant de bancs naturels aux Îles-de-la-Madeleine;
- Développer une méthode de captage qui soit à la fois efficace et sélective;
- Déterminer les conditions optimales d'entreposage et de préélevage;
- Identifier les meilleures conditions d'ensemencement et de récolte;

- Proposer un scénario d'élevage éprouvé sur le terrain;
- Alimenter en données réelles (terrain) un modèle financier des opérations;
- Aider l'industrie à développer l'ensemble des techniques nécessaires à un cycle de production;
- Aider l'industrie à fournir un produit d'élevage de très bonne qualité;
- Aider l'industrie à atteindre le seuil de la rentabilité le plus rapidement possible en utilisant les stratégies d'exploitation adéquates.

4. Références

- Blier, P., H. Lemieux, B. Parent, N. Le François. 2002. Potentiel d'élevage de différentes espèces d'invertébrés marins à des fins de diversification de l'aquaculture dans l'Est du Canada. Université du Québec à Rimouski. Rapport remis au BCDA-OCAD, 425 p.
- Calderon, I., L. Chevarie, B. Myrand, M. E. Nadeau, M. Roussy. 2003. Contexte technologique et réglementaire de l'élevage de mye et de la quahaug commune en Nouvelle-Angleterre. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 15, 25 p
- Myrand, B., F. Bourque, M. Giguère, L. Chevarie, M. Larrivée. 2000. Plan d'affaires pour un programme de recherche et développement en « myiculture » aux Îles-de-la-Madeleine (2000-2005). Îles-de-la-Madeleine, Québec.

Caractérisation des sites

Caractérisation des sites expérimentaux utilisés pour la myiculture dans les lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons

Chevarie, L., B. Myrand, J. Pariseau

1. Contexte

Il importe de bien connaître les caractéristiques des sites qui font l'objet des travaux de développement de la myiculture aux Îles-de-la-Madeleine. Depuis le début de l'étude, deux sites ont fait l'objet d'une attention particulière : (1) une portion de la lagune du Havre aux Basques où est localisée une abondante population naturelle de myes pouvant servir de source d'approvisionnement en jeunes individus pour des opérations mycoles et (2) un site aquacole, divisé en deux parties, appartenant à l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » situé en bordure de la lagune du Havre aux Maisons. Peu d'informations étaient disponibles sur ces zones spécifiques. Lorsqu'il y en avait, elles dataient de plusieurs années et n'étaient donc plus nécessairement représentatives des conditions actuelles.

2. Localisation des sites expérimentaux

La majorité des activités de captage et d'ensemencement se sont déroulées en zone intertidale dans la lagune du Havre aux Maisons (HAM) (Figure 1). À proximité, un autre site situé en zone plus profonde (1,8 à 3,7 m) fut utilisé pour les expériences d'entreposage.

Le gisement de la lagune du Havre aux Basques (HB) a fait l'objet de deux inventaires et d'une étude pour examiner les impacts éventuels de la récolte de jeunes myes avec un râteau hydraulique (Figure 1). De plus, les myes du gisement du HB ont été transférées pour ensemencement vers la lagune du HAM.

3. Données environnementales

3.1 Température

3.1.1 Comparaison de la température de l'eau et de celle du substrat

Entre la mi-septembre et la mi-décembre 2001, nous avons installé des thermographes à enregistrement continu afin de comparer la température de l'eau qui recouvre le site

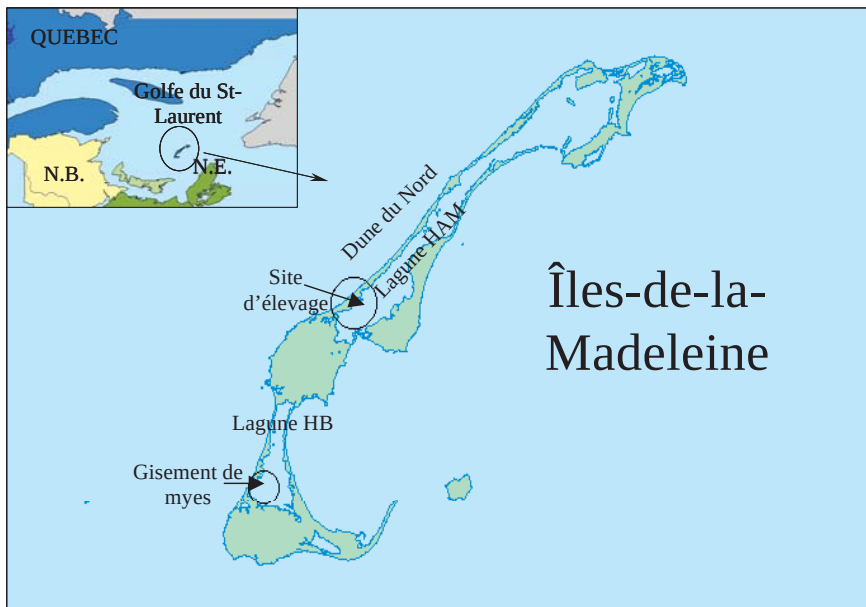


Figure 1. Localisation du site d'élevage (ensemencements et captage) dans la lagune du Havre aux Maisons (HAM) et du gisement de myes dans la lagune du Havre aux Basques (HB).

d'ensemencement à HAM et celle du substrat lui-même (environ 10 cm sous la surface). Nous voulions ainsi nous assurer que la température de l'eau n'est pas très différente de celle du substrat où se trouvent les myes. Dans l'affirmative, la simple mesure de la température de l'eau suffirait à caractériser la température rencontrée par les myes dans le sédiment.

Les températures moyennes journalières de l'eau et du substrat sont très comparables (Figure 2). Toutefois, la température de l'eau fluctue légèrement plus que celle du substrat et l'écart

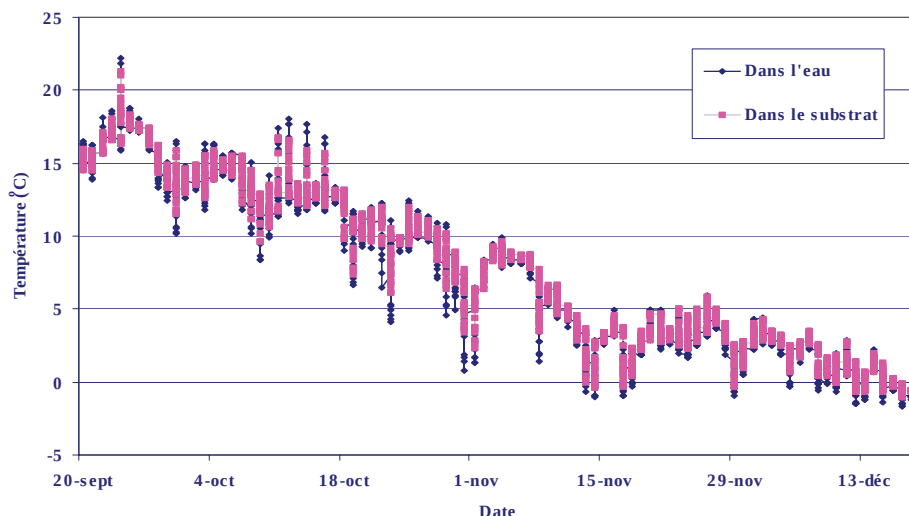


Figure 2. Évolution de la température moyenne journalière de l'eau et des sédiments (≈10 cm de profondeur) sur les sites d'ensemencement dans la lagune du HAM à l'automne 2001.

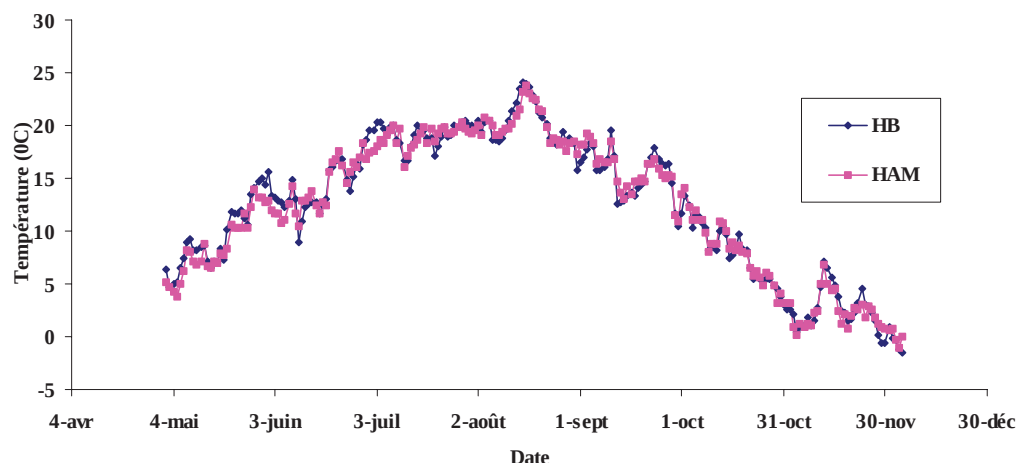


Figure 3. Températures journalières de l'eau dans les lagunes du HB et du HAM entre le début mai et le début décembre 2002.

maximal journalier est de l'ordre de 2,7 °C. Le phénomène est sans doute dû aux variations climatiques (par exemple, période d'ensoleillement, vents etc.) qui affectent plus directement et plus rapidement l'eau que le substrat. Ces résultats confirment que la température journalière de l'eau peut être utilisée comme indicateur de la température dans les sédiments lors de la planification des ensemencements.

3.1.2 Température de l'eau dans les lagunes

La température moyenne journalière de l'eau dans les lagunes du HAM et du HB fut mesurée avec des thermographes à enregistrement continu entre le début mai et le début décembre 2002. Les thermographes étaient placés en zone subtidale peu profonde à proximité des sites. Le profil des températures est comparable pour les deux lagunes (Figure 3) comme l'avaient noté Roy et Munro (1994). La température s'est maintenue au-dessus des 10 °C du 20 mai au 8 octobre et le maximum enregistré fut de 30,9 °C à HAM le 16 août. La température à HAM varie davantage à l'intérieur d'une même journée. Ce phénomène est probablement dû au régime de la marée qui diffère aux deux sites. En effet, il n'y a presque pas de marée à HB puisque cette lagune est habituellement coupée de la mer. La lagune du HAM, quant à elle, subit l'effet de la marée bien que celle-ci soit limitée à une amplitude maximale de l'ordre de 50 cm au site aquacole (V. Koutitonsky, ISMER, comm. pers.). Ainsi, le soleil réchaufferait plus rapidement la colonne d'eau dont la hauteur est réduite lors des marées basses. L'absence de marée à HB maintient la hauteur de la colonne d'eau plus constante, ce qui aurait pour effet de réduire les variations de température.

3.2 Salinité

Chaque semaine, entre le début mai et le début novembre 2001 et 2002, des données ponctuelles de salinité ont été prises avec un thermosalinomètre manuel YSI dans les lagunes du HAM et du HB.

La salinité était généralement plus faible à HB qu'à HAM (Figure 4). En 2002, elle est demeurée relativement constante (environ 30 ‰) à HAM ce qui correspond aux observations habituelles faites dans la partie centrale de cette lagune (Myrand, 1991). En comparaison, la salinité a oscillé entre 24 ‰ et

30 ‰ à HB. Cette différence entre les deux sites s'explique vraisemblablement par le fait que la lagune du HB est la plupart du temps presque entièrement fermée, ce qui limite considérablement les échanges avec la mer. La dilution par apport d'eau douce serait donc un facteur plus important de contrôle de la salinité que l'évaporation qui, elle, joue un rôle inverse en tendant à l'accroître. Les valeurs de salinité plus faibles mesurées au printemps seraient vraisemblablement causées par la fonte des glaces dans ce plan d'eau

pratiquement fermé (Roy et Munro, 1994). Cependant, l'écart entre les deux lagunes diminue de façon assez marquée à mesure que la saison estivale progresse. Ceci avait été observé par Roy et Munro (1994). L'ouverture sur la mer qui est habituellement créée par les tempêtes et les forts vents d'automne dans le secteur du goulet à Havre-aux-Baques (Figure 1) augmente les échanges avec la mer plus salée, ce qui explique probablement la réduction de l'écart observée l'automne entre les deux lagunes.

La mye préfère vivre dans un milieu où la salinité se situe entre 25 et 35 ‰, mais elle peut survivre à une concentration aussi

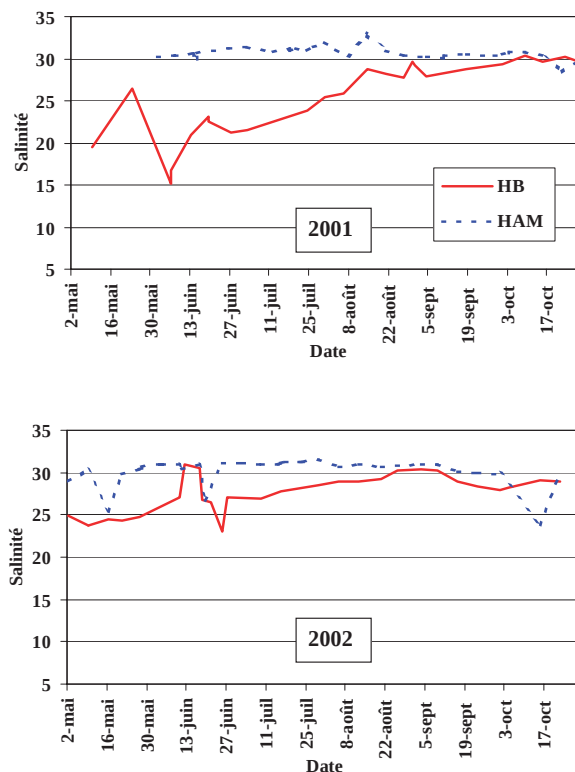


Figure 4. Salinité dans les lagunes du HAM et HB en 2001 et 2002.

faible que 5 ‰ (Hawkins, 1985). Les conditions rencontrées, tant à HB qu'à HAM, ne devraient donc pas être problématiques pour le bien-être de la mye commune.

3.3 Seston

La nourriture disponible pour les myes fut estimée à HB et à HAM à partir de la concentration en seston (particules en suspension dans l'eau) près de la surface. Un suivi hebdomadaire de seston total (ensemble des particules), organique (nourriture) et inorganique (sable, limon, etc.) a été réalisé entre le 9 mai et le 22 octobre 2002 selon les procédures décrites dans Myrand *et al.* (2000) (Figure 5). Globalement les quantités de seston total et organique sont assez comparables d'un site à l'autre avec toutefois une tendance en faveur de la lagune du HB, particulièrement à l'automne. La qualité de la nourriture, exprimée en pourcentage de matière organique composant le seston total (organique et inorganique), est aussi sensiblement comparable avec des valeurs moyennes au cours de la saison de 50 ± 3 (S.E.) % pour HB et 41 ± 3 (S.E.) % pour HAM.

Même si la concentration en seston semble être légèrement supérieure à HB, il est fort probable que l'apport en nourriture y soit nettement plus faible qu'au site du HAM. En effet, l'absence de marée (amplitude limitée à environ 3 cm selon Lepage, 1994) à HB résulte en une circulation très limitée de la masse d'eau. En comparaison, les marées maximales au

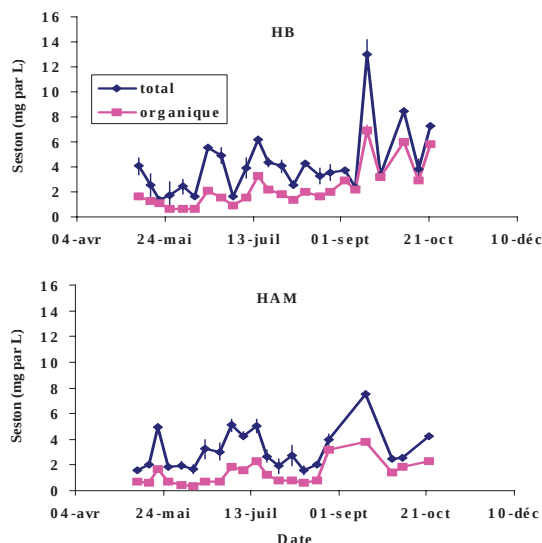


Figure 5. Seston total et organique dans les lagunes du HB et du HAM du 9 mai au 22 octobre 2002.

site aquacole dans la lagune du HAM sont de l'ordre de 50 cm (comm. pers. Vladimir Koutitonsky, ISMER) et les courants atteignent une vélocité de l'ordre de $1 \text{ à } 5 \text{ cm} \cdot \text{sec}^{-1}$ selon un modèle de circulation des courants (sans considération pour l'effet de vents) développé par Koutitonsky et Booth (1996). Les myes, organismes sessiles enfouis dans le sédiment, se nourrissent à partir de la nourriture qui leur est apportée par les courants. La nourriture disponible pour les myes doit donc être évaluée en multipliant la concentration en nourriture par la vitesse de renouvellement (courants).

3.4 Granulométrie

Des échantillons de sédiments ont permis de caractériser la granulométrie des sites mycoles. Le substrat des sites du

HB et du HAM est comparable et il est identifiable à du sable moyen puisque la majorité des particules (environ 90 %) se situent entre 0,25 et 0,50 mm de diamètre (Figure 6).

Ce type de sédiment correspond aux conditions idéales pour la mye (Pfitzenmeyer et Drobeck, 1967; Newell et Hidu, 1982). De plus, ceci indique que le transfert du site du HB vers le site d'ensemencement du HAM n'obligera pas les myes à s'adapter à un substrat de nature différente de leur site d'origine.

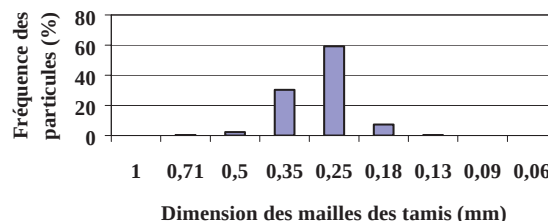


Figure 6. Exemple d'un échantillon de granulométrie pris au site du HB

4. Références

- Hawkins, C. M. 1985. La mye. Le monde sous-marin. Communications Pêches et Océans, Ottawa, Canada.
- Koutitonsky, V. G., D. Booth. 1996. Modélisation numérique des courants de marée dans les lagunes de Bassin, Havre aux Maisons et Grande Entrée aux Îles-de-la-Madeleine, Golfe du Saint-Laurent. Rapport remis au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.
- Lepage, S. 1994. Description des principales caractéristiques physiques et physico-chimiques des lagunes des Îles-de-la-Madeleine. p. 37 à 44. In Association pour la revalorisation de la lagune du Havre aux Basques avec la collaboration du ministère des Pêches et des Océans du Canada (éd.). Actes de l'atelier sur l'aménagement d'un milieu lagunaire. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux du Canada. 241 p.
- Myrand, B. 1991. Conditions environnementales dans les lagunes des Îles-de-la-Madeleine et paramètres biologiques de la moule bleue. p. 47 à 58. In CPAQ (éd.) Atelier de travail sur la mortalité estivale des moules aux Îles-de-la-Madeleine. Conseil des productions animales du Québec.
- Myrand, B., H. Guderley, J.H. Himmelman. 2000. Reproduction and summer mortality of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in the Magdalen Islands, southern Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser., 197: 193-207.
- Newell, C. R., H. Hidu. 1982. The effects of sediment type on growth rate and shell allometry in soft-shelled clam *Mya arenaria*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 65: 285-295.
- Pfitzenmeyer, H. T., K. G. Drobeck. 1967. Some factors influencing reburrowing activity of soft-shell clam, *Mya arenaria*. Chesapeake Sciences, vol. 8, No 3. University of Maryland.
- Roy, S., J. Munro. 1994. Productivité biologique des milieux lagunaires. p. 45 à 58. In Association pour la revalorisation de la lagune du Havre aux Basques avec la collaboration du ministère des Pêches et des Océans du Canada (éd.). Actes de l'atelier sur l'aménagement d'un milieu lagunaire. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux du Canada. 241 p.

Caractérisation des myes des lagunes du Havre aux Maisons et du Havre aux Basques

État de santé des myes des lagunes du Havre aux Maisons et du Havre aux Basques

Belvin, S., R. Tremblay, L. Chevarie, B. Myrand

1. Contexte

Les populations de myes de l'Île-du-Prince-Édouard (sauvages et ensemencées) ont été décimées sévèrement au cours des dernières années suite à la prolifération de néoplasies sanguines (McGladdery *et al.*, 2001). Ces mortalités massives observées chez nos voisins ont soulevé une certaine inquiétude quant à la possibilité que les populations de myes des Îles-de-la-Madeleine soient aussi touchées par le même phénomène. C'est pourquoi nous avons voulu évaluer l'état de santé des populations concernées par les activités mycologiques.

2. État de santé des populations de myes

L'état de santé général des populations expérimentales des lagunes du Havre aux Basques (HB) et du Havre aux Maisons (HAM) a été examiné à six reprises depuis l'automne 2000 : octobre 2000, mai 2001, août 2001, octobre 2001, mai 2002 et novembre 2002. Soixante individus par population ont été récoltés à chaque période d'échantillonnage. Une attention particulière a été portée à l'occurrence de néoplasies sanguines.

Aucun pathogène ou parasite problématiques n'ont été observés. Ainsi, les principaux parasites retrouvés étaient des rickettsies dans la glande digestive, des ciliés dans les branchies et des métacercariens à travers le tissu conjonctif du pied. Ce sont tous des parasites communs présents dans l'Atlantique canadien. Ils ne sont associés à aucune mortalité et n'ont été observés qu'à de faibles niveaux de prévalence. Plus intéressant, aucune trace de néoplasie sanguine n'a été décelée sur les 720 myes analysées (60 myes par population x 2 populations x 6 périodes) sur une période couvrant deux ans.

3. Conclusion

Les myes du HB sont considérées comme saines et ont donc pu être transférées pour ensemencement vers le site du HAM sans inquiétude de propagation de maladies et d'apparition de mortalités massives.

4. Référence

McGladdery, S., C.L. Reinisch, G.S. MacCallum, R. E. Stephens, C. L. Walker, J. T. Davidson. 2001. *Haemic neoplasia in soft-shell clams (Mya arenaria) : Recent outbreaks in Atlantic Canada and discovery of a p53 gene homologue associated with the condition.* Bull. Aquacul. Assoc. Canada, 101-3 : 19-26.

Caractéristiques génétiques des myes des lagunes du Havre aux Maisons et du Havre aux Basques

Tremblay, R., B. Myrand, L. Chevarie

1. Contexte

Des travaux menés sur les moules des Îles-de-la-Madeleine (Tremblay *et al.*, 1998; Myrand *et al.*, 2002) ont démontré clairement que les caractéristiques génétiques des individus, particulièrement leur degré d'hétérozygotie, jouent un rôle majeur sur leur performance : croissance et résistance au stress. Dans cette perspective, il devenait intéressant de comparer les caractéristiques génétiques des deux populations de myes. Ces connaissances devraient permettre de mieux interpréter les résultats concernant la production des deux populations.

2. Mesure de l'hétérozygotie des myes

Une trentaine d'isoenzymes impliqués au niveau des activités métaboliques ont été examinés afin d'identifier ceux qui offraient un certain niveau de polymorphisme, c'est-à-dire plus d'un allèle. Neuf isoenzymes polymorphiques ont pu être identifiés : Mannose phosphate isomerase (Mpi), Arginine phosphokinase (Apk), Isocitrate déshydrogenase (Idh), Phosphoglucomutase (Pgm), Fumarase (Fum), Leucine aminopeptidase (Lap1 et Lap2), Amino acid peptidase (Aap) et Esterase (Est). Une soixante d'individus provenant de chacune des populations de myes provenant des lagunes du Havre aux Maisons (HAM) et du Havre aux Basques (HB) ont été examinés en 2001. La procédure utilisée pour les dosages est la même que celle déjà décrite pour les moules dans Tremblay *et al.* (1998). Le degré d'hétérozygotie d'un individu est exprimé par le nombre de loci hétérozygotes observés. L'hétérozygotie d'un individu peut donc varier entre 0 et 9.

Il n'y a pas de différence significative ($DF = 1$; $\chi^2 = 0,09$, $P = 0,77$) entre les deux populations au niveau de leur degré d'hétérozygotie (Tableau 1).

Tableau 1. Hétérozygotie et taille moyenne des myes provenant des populations des lagunes du Havre aux Basques (HB) et du Havre aux Maisons (HAM) en 2001 (moyenne $\pm$ S.E.).

	HB	HAM
Hétérozygotie (N)	2,08 $\pm$ 0,16	2,15 $\pm$ 0,15
Taille (mm)	34,6 $\pm$ 0,7	33,4 $\pm$ 1,0
Individus examinés (N)	54	61

3. Conclusion

La relation entre le degré d'hétérozygotie et la performance n'a pas encore été étudiée chez la mye commune. Toutefois, si cette relation était présente comme chez la moule bleue, les deux populations offriraient vraisemblablement des performances comparables compte tenu de ces caractéristiques génétiques similaires. Le faible niveau de polymorphisme observé, comparativement à la moule bleue, pourrait toutefois suggérer que les isoenzymes associés au métabolisme sont de faibles marqueurs de performance chez la mye commune.

4. Références

- Myrand, B., R. Tremblay, J.M. Sévigny. 2002. Selection against blue mussels, *Mytilus edulis* L., homozygotes under various stressful conditions. *J. Hered.*, 93: 238-248.
- Tremblay, R., B. Myrand, J.-M. Sévigny, H. Guderley. 1998. Bioenergetic and genetic parameters in relation to susceptibility of blue mussels, *Mytilus edulis* L. to summer mortality. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 221: 27-58.

Fragilité de la coquille des myes des lagunes du Havre aux Maisons et du Havre aux Basques

Chevarie, L., B. Myrand, D. Mantovani

1. Contexte

Lors des différentes manipulations, il est apparu que les myes de la lagune du Havre aux Basques (HB) semblaient plus fragiles que celles de la lagune du Havre aux Maisons (HAM). Beaucoup de coquilles de myes du HB étaient brisées lors des récoltes en vue de leur transfert vers la lagune HAM (Photo 1). Dans certains cas, la proportion des coquilles brisées pouvait atteindre 15 %. Ces myes ont vraisemblablement un avenir mal assuré. Il est fort probable que plusieurs en meurent même si nous avons déjà observé des évidences de réparation de la coquille plusieurs mois après l'ensemencement (Photo 2). Même dans ce cas, il est fort probable que la croissance de la mye soit substantiellement ralentie en raison de l'énergie nécessaire à la réparation de la coquille. Parallèlement à l'observation d'une proportion importante de bris chez les myes du HB, il semblait que les myes récoltées du HAM présentaient moins de coquilles brisées. Toutefois, les deux groupes de myes ne subissaient pas exactement les mêmes manipulations. La question qui se posait était de savoir s'il y avait véritablement problème avec les myes du HB ou s'il ne s'agissait pas plutôt d'une perception due à des manipulations différentes. Il importait de vérifier si la coquille des myes du HB était vraiment plus fragile. Dans l'affirmative, cela signifierait qu'il faut prendre de plus grandes précautions et donc vraisemblablement accroître les coûts de production, lors des manutentions afin de limiter les bris.

2. Poids de la coquille

Une façon indirecte de comparer la résistance de la coquille des deux populations est de comparer leur masse. En effet, pour une taille donnée, une coquille plus lourde est plus épaisse et donc probablement plus résistante. Ceci présume, toutefois, que les différentes dimensions de la coquille (longueur, largeur et épaisseur) varient les unes par rapport aux autres de façon constante.

2.1 Comparaison des deux populations au cours de toute la saison 2001

En 2001, des myes d'environ 35 à 40 mm provenant des deux populations ont été récoltées sur une base hebdomadaire pour la détermination de leur rendement en chair (Voir aussi section « Rendements ») entre le 9 mai et le 29 octobre. Les données de taille et de masse de la coquille ont été utilisées pour comparer les deux populations à l'aide d'une analyse de covariance où la taille est utilisée comme covariable. Pour l'analyse, les données ont été transformées en $\log_{10}$ pour éliminer l'effet allométrique. Il est ainsi possible de comparer la masse de la coquille de deux populations pour une taille standardisée à 37,2 mm.



Photo 1. Coquille brisée lors des manipulations.



Photo 2. Coquilles brisées et réparées naturellement.

On observe une interaction significative entre la date et la population ($F_{(20, 1217)} = 5,21$; $P < 0,0001$). Des comparaisons *a posteriori* ont été faites pour chacune des 21 dates entre les deux populations et une correction Bonferroni séquentielle a été appliquée pour maintenir une erreur alpha globale $< 0,05$ (Rice, 1989). Il appert que la masse de la coquille ne diffère significativement entre les deux populations qu'en quatre occasions et dans tous les cas, c'est au désavantage des myes du HB (Figure 1). Ces résultats n'appuient pas très fortement l'idée que la coquille des myes du HB soit plus légère et donc potentiellement moins résistante.

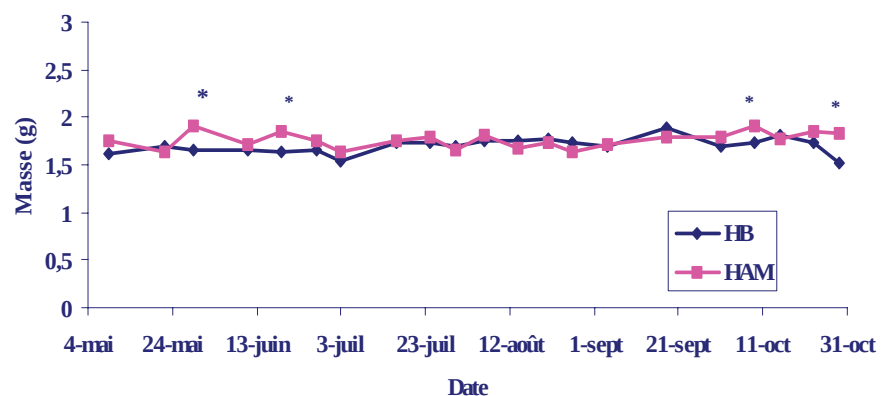


Figure 1. Évolution de la masse ajustée de la coquille pour une mye de taille standardisée de 37,2 mm. Les * indiquent une différence significative ($P < 0,05$) entre la masse de la coquille des deux groupes de myes pour une date donnée.

2.2 Relation longueur-masse des coquilles des deux populations

En 2001, des myes de chacune des deux populations mesurant entre 20 et 40 mm ont été récupérées pour comparer les relations taille-masse de la coquille (Figure 2) par analyse de covariance sur les données transformées en $\log_{10}$ pour éliminer l'effet allométrique. Les deux droites ainsi obtenues diffèrent significativement (pentés : $F_{(1,169)} = 4,58$; $P = 0,034$). À mesure que la taille augmente, la différence entre la masse de la coquille des deux populations s'accroît au détriment des myes du HB. Il semble donc que les myes de petite taille provenant des deux populations aient une coquille dont la masse (et fort probablement la résistance) est semblable mais qu'avec un accroissement de la taille, les myes du HB aient une coquille plus légère (et probablement plus fragile).

3. Résistance des coquilles

Une autre façon de comparer la résistance de la coquille des deux populations est de les soumettre à un test standardisé par un essai de compression à l'aide d'un poinçon.

Des myes de 25 à 35 mm des deux populations ont été récupérées en août 2002 et expédiées au laboratoire du Dr Diego Mantovani. Des essais de compression ont été réalisés à l'aide d'un poinçon à tête plate de 2 mm de diamètre qui était appliqué à une vitesse de $10 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$ sur la partie verticalement la plus élevée d'une des deux valves déposée à plat. Des détails supplémentaires sur la méthodologie sont fournis dans le rapport de Mantovani (2002). Trois groupes de myes ont été examinés, soit les myes du HAM et deux groupes de la lagune du HB (HB-centre et HB-goulet). Le premier groupe (HB-centre) fait référence au site où sont prélevées les myes utilisées pour les travaux en myiculture, incluant le site d'approvisionnement du myiculteur. Le second (HB-goulet) fait référence à la portion du gisement qui est située à proximité d'un goulet qui s'ouvre plusieurs fois par année lors de vents forts, généralement à l'automne et qui permet un échange entre la lagune et la mer (Figure 3). Les myes provenant de cet endroit ont une croissance plus rapide que celles provenant du HB-centre (voir section « Inventaires »), ce qui pouvait laisser suggérer que la composition de leur coquille différerait.

Les essais de compression montrent qu'une différence significative existe au point de vue de la résistance (qui est proportionnelle à la dureté) de la coquille des trois groupes (Analyse de variance : $F_{(2,187)} = 62,81$; $P < 0,0001$). Une comparaison des moyennes des trois groupes à l'aide d'un test de Tukey *a posteriori* indique qu'ils diffèrent significativement les uns des autres : HB-centre > HB-goulet > HAM (Tableau 1). De façon plutôt surprenante, *a priori*, ce sont donc les myes du HB-centre qui ont la coquille la plus résistante tandis que les myes du HAM ont la moins résistante. Les myes du HB-goulet ont une coquille dont la résistance se rapproche davantage de celles des myes du HAM que de celles de leurs voisines du HB-centre. Il faut comprendre ici que le terme « résistance » ou dureté, fait référence à la force (en Newton) nécessaire pour que le poinçon puisse traverser la coquille à l'endroit où il est appliqué.

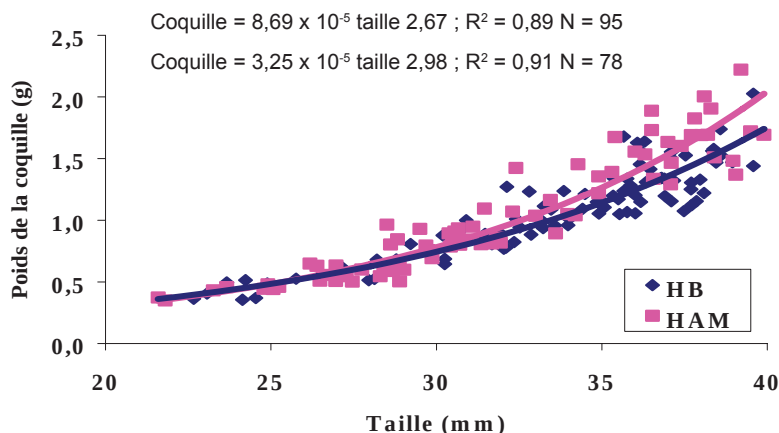


Figure 2. Relation taille-masse de la coquille pour des myes de 20 à 40 mm provenant des lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons en 2001.

Tableau 1. Résistance (moyenne $\pm$ S.E.) de la coquille de myes provenant de trois sites aux Îles-de-la-Madeleine : Havre aux Maisons (HAM), Havre aux Basques près du goulet (HB-goulet) et Havre aux Basques au site de récolte habituel (HB-centre). Le nombre de mesures valides, le nombre de myes ayant fait l'objet de tests et le pourcentage d'individus éliminés en raison d'un bris de la coquille ailleurs que sous la surface de contact avec le poinçon sont aussi indiqués. Des lettres différentes à la suite des mesures de résistance indiquent des différences significatives ($P < 0,05$) mises en évidence par un test de Tukey.

	HB-centre	HB-goulet	HAM
Résistance (N)	22,22 $\pm$ 1,01 ^a	13,72 $\pm$ 0,62 ^b	10,25 $\pm$ 0,65 ^c
Nombre de mesures valides	59	66	65
Nombre de myes examinées	93	72	73
Myes éliminées bris (%)	36,6	8,3	11

Toutefois, les myes du HB-centre sont les plus fragiles même si elles sont les plus résistantes. Pour la plupart des myes de ce groupe, il a été noté que la rupture lors des essais de compression apparaissait (1) de manière fragile (et donc soudaine) sans aucune déformation visible et (2) sur la section externe de la valve plutôt que dans la section juste au-dessous du poinçon tel que requis afin de considérer l'essai valide. Ces essais devaient alors être invalidés. Il a fallu manipuler 72 à 73 myes des groupes du HAM et du HB-goulet pour obtenir de 65 à 66 mesures de résistance valides comparativement à 93 myes du groupe du HB-centre pour obtenir 59 mesures valides (Tableau 1). De plus, Mantovani (2002) rapporte que la bordure de la coquille des myes du HB-centre s'effritait davantage que celle des autres groupes lors des essais. Tout ceci suggère que la coquille des myes du HB-centre a une capacité de déformation réduite pour absorber la pression créée par l'application d'une force sur un point donné (poinçon). La coquille se déforme peu mais se brise ailleurs qu'au point d'application de la force. En comparaison, la coquille des myes du HAM et du HB-goulet peut davantage se déformer et, de façon préférentielle, se brise au point d'application de la force tel qu'attendu théoriquement de ces essais. Pour imager, on pourrait comparer la coquille des myes du HB-centre à du verre et celle des myes du HAM et du HB-goulet à du plastique ou du

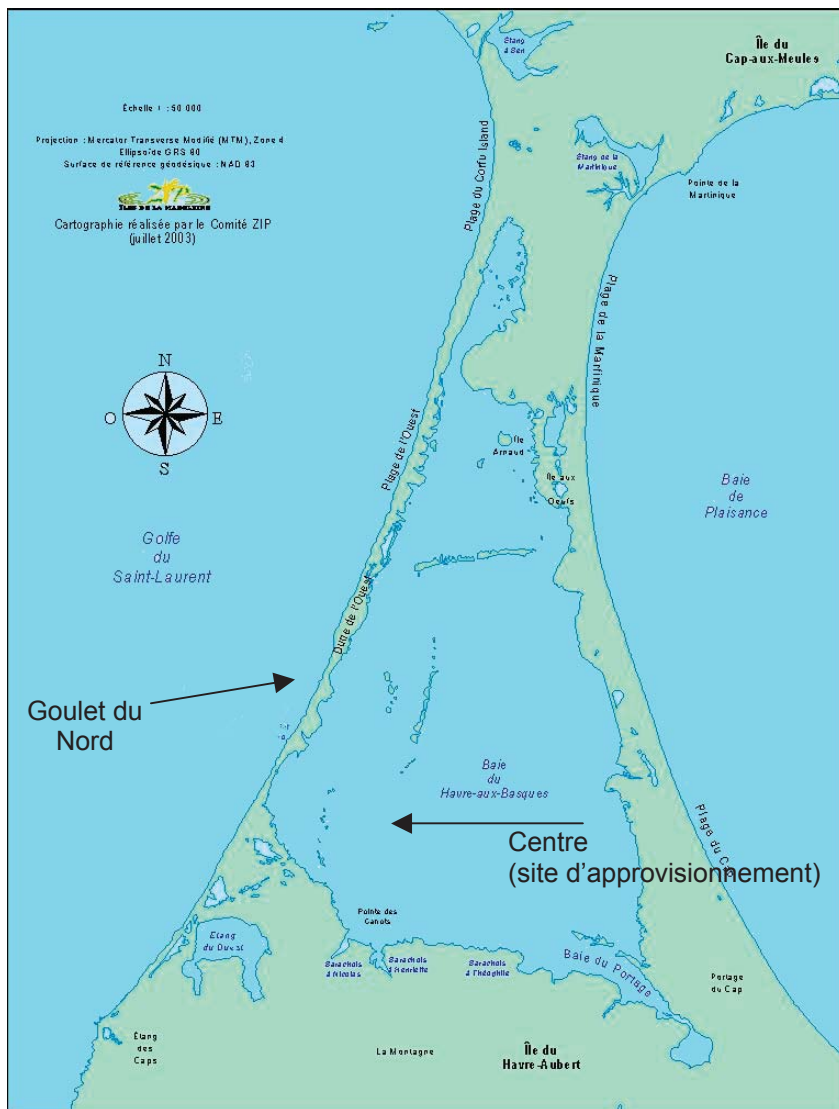


Figure 3. Goulet du Nord (HB-goulet) et centre (HB-centre) du gisement de myes dans la lagune du Havre aux Basques.

bois. L'effet d'un matériau dur et résistant, comme la coquille des myes du HB-centre, par rapport à un matériau plus mou et moins résistant est qu'il a tendance à se briser soudainement et de manière imprévisible, ce qui le rend moins attrayant lors, par exemple, de la manipulation des myes (Mantovani, 2002).

Même si la coquille des myes du HB-centre s'effrite davantage que celle des autres groupes, cet effritement se produit lors de l'application d'une charge supérieure à celle permettant le passage du poinçon à travers la coquille des deux autres. Par conséquent, peut-on considérer que la coquille des myes du HB-centre est réellement plus fragile que les autres? Elle s'effrite davantage mais il faut l'application d'une plus grande force pour que le phénomène soit observé. De plus, les bris les plus fréquents lors des manutentions des myes du HB-centre ne sont pas des fissures mais plutôt le défoncement de la coquille dans sa portion la plus épaisse. Ceci correspond donc davantage à l'effet de l'application du poinçon lors des tests de résistance. Il n'est donc pas évident que les myes du HB-centre soient réellement plus fragiles que les autres. D'autres études plus spécifiques seraient nécessaires pour approfondir cette question, par exemple des essais d'impact ou de ténacité.

Des différences de composition et de structure sur lesquelles, par exemple, la salinité a un effet pourraient expliquer, du moins en partie, les différences observées (Mantovani, 2002). Une différence de salinité implique des teneurs en chlore et chlorures différentes, ce qui influencerait la composition chimique de la coquille. Ainsi la plus grande fragilité des myes du HB-centre pourrait s'expliquer par le fait qu'elles vivent dans des conditions où la salinité est plus faible que dans la lagune du Havre aux Maisons (voir section « Caractérisation des sites »). Toutefois, la différence de salinité observée est-elle suffisante pour entraîner une telle différence entre les coquilles? Et surtout, comment expliquer la différence observée entre les deux groupes de myes provenant de la lagune du Havre aux Basques (HB-centre et HB-goulet)? D'autres études seraient nécessaires pour approfondir ces questions, par exemple des études sur la composition et la structure de la coquille.

Les mesures ont été faites en laboratoire à température ambiante, c'est-à-dire environ 20 °C. Or, il appert que la résistance de la coquille serait encore plus faible à basse température (Mantovani, 2002), ce qui suggère que les bris de coquille doivent augmenter quand la température de l'eau est plus basse. Par conséquent, il faudrait prendre davantage de précautions quant à la méthode et aux outils pour manipuler les myes lorsque l'eau est froide.

4. Conclusion

Nous n'avons pas réussi à obtenir une réponse claire au sujet de la plus grande fragilité des myes provenant du site de prélèvement de la lagune du Havre aux Basques (HB-centre). Certains éléments suggèrent qu'elles ont effectivement une coquille plus fragile que celles des myes du HAM. Cette fragilité pourrait être accentuée par la taille des individus si on pose comme hypothèse que la masse de la coquille est liée à sa résistance. Ceci oblige à les manipuler avec un plus grand soin pour limiter les bris de coquilles, particulièrement quand la température de l'eau est basse.

5. Références

- Mantovani, D. 2002. Évaluation de la résistance des myes de trois sites des Îles-de-la-Madeleine. Université Laval, Québec. Rapport remis à la Société de développement de l'industrie maricole.
- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution*, 43 : 223-225.

Bioaccumulation de métaux lourds (cuivre, cadmium et arsenic) dans les myes de la lagune du Havre aux Maisons

Tita, G., L. Chevarie

1. Contexte

Certains contaminants bioaccumulés par les mollusques peuvent constituer un risque pour la santé humaine. C'est pourquoi les concentrations de ces contaminants ainsi que les niveaux de consommation des mollusques doivent être pris en compte lors d'une analyse de risques pour la santé humaine. Or, l'arsenic (As), le cadmium (Cd) et le cuivre (Cu) sont trois contaminants retrouvés en concentrations naturelles relativement élevées dans les sédiments de certains secteurs des lagunes des Îles-de-la-Madeleine. Dans une perspective éventuelle d'exportation, il convenait de s'assurer que les myes récoltées aux Îles, particulièrement au site aquacole, rencontrent les exigences américaines et européennes quant à la présence de contaminants.

Une récente étude a d'ailleurs été menée pour caractériser la présence de ces contaminants dans les moules bleues et les pétoncles géants en élevage dans les lagunes de la Grande Entrée et du Havre aux Maisons. L'étude a été étendue aux myes retrouvées sur le site aquacole de «Élevage de myes PGS Noël inc.» dans la lagune du Havre aux Maisons (HAM).

2. Concentration des contaminants

En 2002, deux échantillons de cinq myes chacun ont été prélevés à cinq stations différentes localisées sur le site aquacole du HAM. Les myes échantillonnées mesuraient $56 \pm 3,6$ (S.E.) mm. Les cinq myes d'un échantillon donné étaient homogénéisées avant les dosages. La masse sèche de leurs tissus était de $1,1 \pm 0,3$ (S.E.) g (taux d'humidité $81,5 \pm 0,6$ %) par mye. Pour chaque station, l'un des deux échantillons était utilisé pour l'analyse des concentrations totales des trois éléments par absorption atomique (analyses réalisées au Laboratoire d'expertise et analyses alimentaires du MAPAQ. L'autre échantillon était utilisé pour l'analyse de la spéciation de l'arsenic par HPLC-ESI-MS (analyses réalisées

à l'ISMER, UQAR). La spéciation de l'arsenic a permis de quantifier la fraction inorganique qui est considérée comme la plus toxique pour les humains (Shiomi, 1994) et qui est utilisée pour les analyses d'évaluation de risques pour la santé humaine. Les résultats des analyses chimiques sont rapportés dans le tableau 1.

3. Conclusion

Les résultats de cette étude font l'objet d'une étude de risques pour la santé humaine présentement en cours. Les résultats préliminaires de cette analyse ne suscitent toutefois pas d'inquiétude pour la santé des humains qui consomment des myes provenant de la lagune du Havre aux Maisons.

4. Référence

Shiomi K. 1994. Arsenic in marine organisms: chemical forms and toxicological aspects. In: Arsenic in the Environment. Part II: Human Health and Ecosystem Effects, Nriagu J.O. (ed.), Wiley, NY, p. 261-293.

Tableau 1. Concentrations de As, Cd et Cu dans la chair de myes du Havre aux Maisons en 2002 exprimées en $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec; l'As inorganique est aussi exprimé en proportion (%) de l'arsenic total. Chaque échantillon analysé est constitué de cinq myes préalablement homogénéisées. AC : arsenocholine; AB : arsenobétaïne; DMAA : acide diméthylarsenic; AsRib : arsenoribose; ND : en dessous du seuil de détection.

Échantillon	Cd	Cu	As Total	As organique				As inorganique	
				AC	AB	DMAA	AsRib	%	
Mye.HM-1	0,30	10,34	16,3	ND	7,37	0,74	0,74	7,49	45,9
Mye.HM-2	0,35	6,94	10,7	0,24	8,25	ND	0,47	1,71	16,1
Mye.HM-3	0,25	8,80	15,5	ND	7,14	ND	0,48	7,91	50,9
Mye.HM-4	0,31	11,35	13,6	0,22	6,00	1,09	0,44	5,88	43,2
Mye.HM-5	0,35	8,20	10,9	0,24	5,41	ND	0,48	4,80	43,9
Moyenne	0,31	9,13	13,4	0,14	6,83	0,37	0,52	5,56	40,0
Écart-type	0,04	1,75	2,31	0,11	1,01	0,46	0,11	2,22	12,3

Approvisionnement en myes juvéniles

Captage de naissain de myes avec des collecteurs en suspensions aux Îles-de-la-Madeleine

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

L'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » a débuté ses premiers essais de captage en suspension dans la lagune du Havre aux Maisons dès 1994. Plusieurs structures ont été expérimentées au fil des ans : cages en bois avec du filet à l'intérieur, pneus usagés, poches à oignons etc. Finalement, le type de capteur qui s'est avéré le plus efficace fut le sac à oignons contenant des sections de filet tubulaire plastifié relativement rigide commercialement connu sous le nom de « Netron »



Photo 1. Poches à oignons avec des sections de Netron à l'intérieur.

(Photo 1). Ce type de capteur est utilisé couramment pour le captage du pétoncle géant. Ce type de capteur a aussi été utilisé à la fin des années 1990 pour le captage de myes à l'Île-du-Prince-Édouard (Chevarie et Myrand, 1998) et au Nouveau-Brunswick (comm. pers., Léon Lanteigne, SenPAQ).

Les principaux essais de captage avec les poches d'oignon ont eu lieu au cours de la période 1997 à 1999. Des quantités très intéressantes de myes ont pu être obtenues en quelques occasions, soit jusqu'à plus de 1 000 myes/capteur. Les myes mesuraient ≈ 10 mm en moyenne en octobre. Le Centre



Photo 2. Collecteur de myes colonisé par une grande quantité de moules bleues.

maricole des Îles-de-la-Madeleine (CeMIM) a étudié différents paramètres pouvant influencer le succès de captage avec les poches d'oignon (profondeur, période d'immersion, lieu de captage, etc.) en 1998 et 1999 (Myrand, 2000a; b; c).

Malgré toutes les expérimentations faites au cours de ces années, un problème majeur est toujours demeuré, soit la fixation de très grande quantité de jeunes moules dans les collecteurs (Photo 2). La présence de ces moules rendait toute récupération des myes très ardue et difficilement rentable car les jeunes moules s'attachent en abondance aux jeunes myes. Il est fort possible que les jeunes moules créent une compétition intense aux jeunes myes pour l'accès à la nourriture, ce qui pourrait entraîner une diminution de la croissance chez ces dernières. L'abondance de ces jeunes moules est probablement liée à la présence d'entreprises mytilicoles dans les lagunes du Havre aux Maisons et de la Grande Entrée. Ces entreprises maintiennent en élevage des millions de moules qui ont l'opportunité de se reproduire avant d'être récoltées.

Aucun moyen pratique n'a pu être trouvé pour assurer une récupération efficace des myes. Aussi, l'approvisionnement en jeunes myes par captage en suspension a été considéré comme ayant un potentiel très limité dans les lagunes du Havre aux Maisons et de la Grande Entrée, du moins tant qu'il n'y aura pas de moyen efficace pour séparer et trier les jeunes myes des jeunes moules.

La lagune du Havre aux Basques abrite un important gisement de myes et le recrutement semble très important (voir section « Inventaire »). De plus, elle est faiblement colonisée par des populations naturelles de moules et aucune entreprise mytilicole (élevage de moules) n'y est établie. Ces raisons militaient en faveur d'une nouvelle expérimentation du captage en suspension mais, cette fois, dans des conditions *a priori* nettement plus favorables que dans les grandes lagunes (Havre aux Maisons et Grande Entrée). Des essais ont donc été réalisés en dans la lagune du Havre aux Basques (HB) en 2000 et 2001.

2. Captage en suspension dans la lagune du Havre aux Basques

Six lignes flottantes sur lesquelles étaient suspendus 10 collecteurs (attachés en paires) ont été mouillés les 19 et 20 juin 2000 et récupérés le 9 novembre 2000. Les 60 collecteurs (poches d'oignon contenant six Netrons chacune) ont été dispersés dans le secteur nord de la lagune (Figure 1), là où la profondeur est suffisante pour permettre l'installation de collecteurs en suspension dans la colonne d'eau (minimum de 2 à 2,5 m). La lagune du HB est très prisée par les véliplanchistes mais le secteur utilisé pour les essais de captage est très peu fréquenté ce qui permettait de réduire au minimum les conflits d'usage éventuels. Les résultats de cette première année ont été très décevants puisque aucune mye n'a été récupérée sur les collecteurs. Il est possible que les collecteurs aient été installés après la période de fixation des

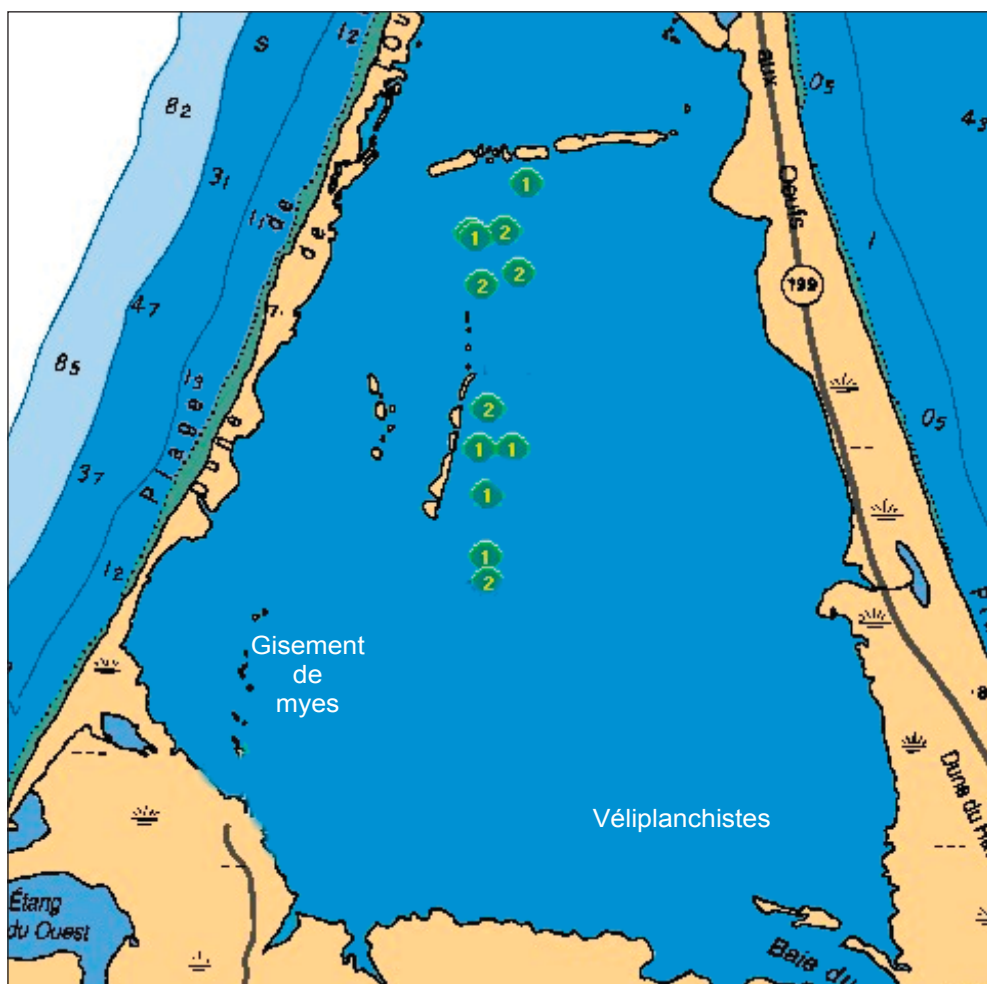


Figure 1. Localisation des lignes de collecteurs dans la lagune du Havre aux Basques en 2000 (n° 1) et en 2001 (n° 2).

larves ou encore que les courants n'aient pas entraîné vers les collecteurs les larves en flottaison passive. La première hypothèse est affaiblie par le fait que la fixation dans la lagune du Havre aux Maisons s'étend sur une période qui dépasse nettement la mi-juin (Myrand, 2000a; c). Aucune information sur la circulation des masses d'eau ne vient confirmer ou infirmer la seconde hypothèse.

Une nouvelle tentative a été faite en 2001 selon la même procédure qu'en 2000 mais la mise à l'eau des collecteurs fut plus hâtive, soit le 5 juin. Ils ont été récupérés le 14 septembre 2001. La quantité de myes récupérées sur les collecteurs fut légèrement supérieure à celle de 2000 mais demeura encore assez limitée. Cette fois, des myes ont été retrouvées en quantité variable dans tous les collecteurs pour une moyenne 70 ± 75 (S. E.) myes/capteur. Ces quantités sont beaucoup trop faibles pour espérer rentabiliser une opération de captage à l'échelle commerciale. Il y a eu aussi une fixation beaucoup moins importante de moules que ce qui avait été observé antérieurement dans la lagune du Havre aux Maisons mais cette situation demeurerait problématique. Cette fois, l'installation assez hâtive des collecteurs aurait dû permettre une collecte abondante de jeunes myes puisque la période de fixation n'a certainement pas été manquée. En supposant que les millions de myes présentes dans cette lagune se reproduisent avec succès (le recrutement important en fait foi), l'insuccès

du captage serait donc éventuellement causé par un mauvais positionnement des collecteurs en fonction du patron de circulation des eaux ou par une survie presque nulle des larves avant leur période de fixation. Malheureusement, il n'est pas possible de placer les collecteurs en suspension dans une autre zone de la lagune du Havre aux Basques en raison de la profondeur requise et des conflits d'usage potentiels.

3. Conclusion

Le captage en suspension n'a jamais été en mesure de constituer un moyen fiable et rentable pour l'approvisionnement en jeunes myes aux Îles-de-la-Madeleine. Étant donné les insuccès répétés des essais de captage en suspension avec des collecteurs « standards » (poches à oignons avec Netron), les efforts pour obtenir une source d'approvisionnement fiable doivent être orientés vers d'autres approches : (1) captage benthique avec tapis (Chandler *et al.*, 2001), (2) transfert de myes juvéniles (Chevarie et Myrand, 1998; Calderon *et al.*, 2003) et (3)

écloserie (Beal *et al.*, 1998; Chevarie et Myrand, 2000; Beal et Kraus, 2002).

4. Références

- Beal, B. F., R. Bayer, M. G. Kraus, S. R. Chapman. 1998. A unique shell marker in juvenile hatchery-reared individuals of the softshell clam, *Mya arenaria* L. Fish. Bull., 97 : 380-386.
- Beal, B. F., M. G. Kraus. 2002. Interactive effects of initial size, stocking density, and type of predator deterrent netting on survival and growth of cultured juveniles of the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in eastern Maine. Aquaculture, 208 : 81-111.
- Calderon, I., L. Chevarie, B. Myrand, M. Nadeau, M. Roussy. 2003. Contexte technologique et réglementaire de l'élevage de mye et de la quahog commune en Nouvelle-Angleterre. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 15, 35 p.
- Chandler, R. A., S. M. C. Robinson, J. D. Martin. 2001. Collection of soft-shell clam (*Mya arenaria* L.) spat with artificial substrate. Can. Tech. Rpt Fish. Aquat. Sci. No 2390.
- Chevarie, L., B. Myrand, 1998. Rapport de la mission d'étude sur l'élevage de myes (*Mya arenaria*) effectuée à l'Île-du-Prince-Édouard et au Nouveau-Brunswick, en juillet 1998. Rapport pour « Élevage de myes PGS Noël inc. ».

- Chevarie, L., B. Myrand, 2002. Élevage de la palourde japonaise (*Tapes philippinarum*) en Colombie-Britannique et dans l'état de Washington (USA), août 2001. Dans le cadre du programme MIM : « Programme de recherche en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine (2000-2005) ». MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 18, 17 p.
- Myrand, B. 2000a. Reproduction et variabilité spatio-temporelle du captage de myes (*Mya arenaria*) aux Îles-de-la-Madeleine. p. 23. In Activités 1998-1999, Direction de l'innovation et des technologies, MAPAQ.
- Myrand, B. 2000b. Le captage naturel de la mye commune (*Mya arenaria*) semble une approche peu prometteuse dans les lagunes des Îles-de-la-Madeleine, à partir de l'évaluation de divers types de collecteurs placés à différents endroits. p. 24 et 25. In Activités 1999-2000, Direction de l'innovation et des technologies, MAPAQ.
- Myrand, B. 2000c. L'évolution temporelle de la fixation de jeunes myes (*Mya arenaria*) sur des collecteurs qui captent aussi des moules (*Mytilus edulis*) en abondance et des crabes (*Cancer irroratus*). p. 25 et 26. In Activités 1999-2000, Direction de l'innovation et des technologies, MAPAQ.

Emploi de tapis pour des essais de captage benthique de myes aux Îles-de-la-Madeleine

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

Compte tenu des insuccès répétés avec le captage en suspension aux Îles-de-la-Madeleine, nous avons expérimenté une méthode de captage benthique basée sur l'installation de substrats artificiels déposés à plat sur le substrat en zones subtidale et intertidale. Cette approche peu connue était décrite sommairement par Chandler *et al.* (2001). Selon ces auteurs, elle avait donné des résultats préliminaires intéressants au Nouveau-Brunswick. Si elle s'avérait efficace, cette approche pourrait permettre un approvisionnement en jeunes individus à partir des zones peu profondes d'un site myicole.

2. Tapis gris dans les lagunes du Havre aux Maisons et du Havre aux Basques

En 2001, des tapis commerciaux en caoutchouc gris qui sont habituellement utilisés sur le pas des portes d'entrée des maisons ont été installés dans les deux lagunes du Havre aux Maisons (HAM) et du Havre aux Basques (HB) à la mi-juin, avant la période de ponte. Ces tapis offrent des languettes de 10 mm de hauteur disposées en rosettes (Photo 1) pour retenir les jeunes myes.

Deux séries de cinq tapis (42,5 cm x 60 cm chacun) ont été installées dans la lagune du HAM, l'une en zone subtidale à faible profondeur et l'autre en zone intertidale. Une seule série de cinq tapis a été placée dans la lagune du HB en raison de l'absence de zone intertidale (pas de marées). Les tapis étaient espacés les uns des autres par une distance d'environ 15 cm et ils étaient fixés sur le sable à l'aide de crochets de métal placés aux quatre coins.

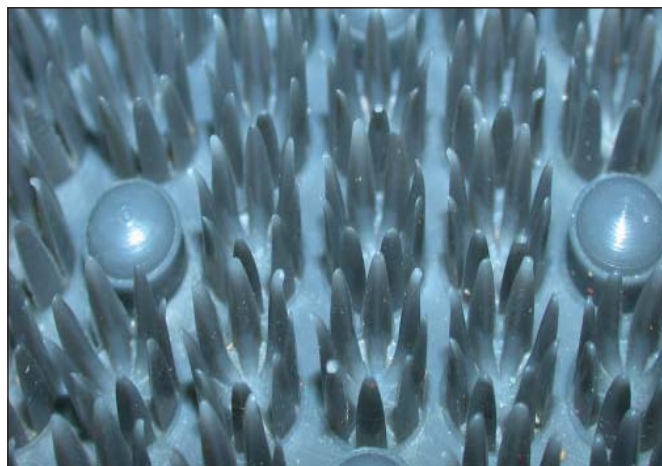


Photo 1. Gros plan sur les languettes d'un tapis expérimenté pour le captage de myes.

Les tapis ont été récupérés le 9 septembre et placés immédiatement dans des sacs de plastique individuels. Au laboratoire, les tapis ont été nettoyés à l'aide d'un jet d'eau sous pression et les jeunes myes ont été retenues sur un tamis de 1 mm. Cinq échantillons (0,10 m² x ~20 cm de profondeur) de substrat ont été récoltés, à titre de témoins, à proximité de chaque groupe de cinq tapis à l'aide d'un échantillonneur de

type venturi qui retenait les individus plus grands que 1 mm (voir section « Inventaire »). Les données d'abondance ont été ajustées par unité de surface en éliminant la portion occupée par la bordure lisse qui entoure le tapis puisqu'il ne peut y avoir de captage sur cette section.

Les résultats les plus intéressants ont été obtenus dans la zone intertidale de la lagune du HAM (Tableau 1). En moyenne, 3 338 myes • m⁻² ont été récupérées sur ces tapis, soit plus de sept fois la quantité récupérée sur les sites témoins (448 myes • m⁻²) à proximité. Sans surprise, il y avait une différence significative entre les tapis et les témoins (Wilcoxon : Chi² = 6,82 ; DF = 1 ; P = 0,009). Les myes avaient une taille moyenne de 4 mm. La récolte en zone subtidale dans les deux lagunes fut nettement moins intéressante car il n'y avait pas de différence significative entre les tapis et les témoins (Tableau 1). Chandler *et al.* (1997) avaient aussi noté un meilleur captage dans la zone intertidale moyenne.

Tableau 1. Nombre (moyenne ± S.E.) de myes récoltées sur les collecteurs benthiques (tapis gris) et sur les surfaces témoins dans les lagunes du Havre aux Maisons (HAM) et du Havre aux Basques (HB). Des tests non-paramétriques de Wilcoxon ont permis de comparer les moyennes obtenues sur les tapis et les sites témoins pour chacune des zones. Des lettres différentes indiquent une différence significative (P < 0,05) entre les tapis et les témoins associés.

	Lagune du HAM		Lagune du HB
	Zone intertidale	Zone subtidale	Zone subtidale
Tapis gris	3 338 ± 468 ^a	2 222 ± 591	7 397 ± 866
Sites témoins	448 ± 54 ^b	1 420 ± 852	7 680 ± 1 265

Le recrutement de jeunes myes fut plus important dans la lagune du HB (environ 7 500 myes • m⁻²) que dans la lagune du HAM (environ 2 200 à 3 300 myes • m⁻²). L'abondance de jeunes myes retrouvées sur les collecteurs benthiques et dans les sédiments dans la lagune du HB en 2001 indique que les insuccès des collecteurs placés en suspension cette même année, 70 myes par collecteurs (section « Captage en suspension »), n'étaient pas dus à l'absence de larves dans la colonne d'eau.

Les myes fixées sur les tapis étaient faciles à récupérer et aucune moule n'a été retrouvée sur les tapis. Ceci est probablement dû au fait que les collecteurs benthiques ont été placés sur un substrat de sable. Cette approche offrait donc un potentiel à explorer plus en profondeur, particulièrement en zone intertidale.

3. Tapis gris vs « Astroturf » dans la lagune du Havre aux Maisons

En 2002, les essais ont été poursuivis pour étoffer les résultats de l'année précédente. Les essais ont donc été répétés dans la lagune du HAM en zone intertidale avec les tapis gris. Nous avons ajouté un nouveau type de substrat benthique : l'Astroturf. Il s'agit d'un tapis vert à languettes plus longues (16 mm) que le tapis gris (10 mm) (Photo 2). Celui-ci ressemble davantage au substrat celui utilisé par Chandler *et al.* (2001).



Photo 2. Tapis gris (à gauche) et tapis verts « Astro-Turf » (à droite)

Cinq tapis de chaque type ont été placés le 7 juin à trois endroits différents sur le site aquacole de la lagune du Havre aux Maisons. Ils ont été récupérés le 16 septembre. Cinq échantillons de substrat ont été récoltés, comme décrit plus haut, à titre de témoins à chacun des trois sites. Encore une fois, il n'y avait pas de moules sur les collecteurs benthiques.

Il n'y a pas eu de différence significative (Kruskall-Wallis : $\chi^2 = 0,85$; $DF = 2$; $P = 0,65$) entre les résultats obtenus aux trois sites (1 114 à 1 477 myes $\cdot m^{-2}$) de sorte que les données ont pu être regroupées pour la suite des analyses. Il y avait une différence significative globale entre les trois traitements (Kruskall-Wallis : $\chi^2 = 36,83$; $DF = 2$; $P = < 0,0001$) et des tests de Wilcoxon comparant les traitements deux à deux ont ensuite indiqué qu'ils étaient tous significativement différents (tous les tests Wilcoxon : $P < 0,0001$) les uns des autres (Tableau 2). Les deux types de collecteurs benthiques ont permis de récupérer de 45 à 85 fois plus d'individus que sur les surfaces témoins à proximité. L'Astroturf est le capteur qui a fourni le meilleur rendement de captage avec près de deux fois plus de myes que les tapis gris. La taille moyenne des myes récupérées sur les tapis gris était d'environ 7 mm comparativement à 9 mm sur l'Astroturf.

L'Astroturf semble donc un meilleur substrat que le tapis gris pour le captage benthique : captage plus abondant et taille des myes plus grande. De plus, le coût des tapis gris est environ 1 ½ fois plus élevé que l'Astroturf.

Sans surprise, le succès de captage varie d'une année à l'autre. Pour s'en convaincre, il suffit de comparer le succès obtenu avec les tapis gris placés en zone intertidale dans la lagune du Havre aux Maisons en 2001 et 2002 : 3 338 et 1 416 myes $\cdot m^{-2}$, respectivement.

Tableau 2. Nombre (moyenne $\pm$ S.E.) de myes récoltées sur les collecteurs benthiques (tapis gris et Astroturf) et sur les surfaces témoins placés en zone intertidale dans la lagune du Havre aux Maisons (HAM) en 2002. Des tests non paramétriques de Wilcoxon ont permis de comparer deux à deux les moyennes obtenues sur les tapis et les sites témoins. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($P < 0,05$) entre les traitements pour une année donnée.

	myes $\cdot m^{-2}$
Tapis gris	1 416 $\pm$ 79 ^b
Tapis verts «Astro turf»	2 634 $\pm$ 166 ^a
Sites témoins	31 $\pm$ 4 ^c

4. Conclusion

Pour l'instant, le captage benthique est considéré comme une méthode d'approvisionnement potentiellement intéressante aux Îles-de-la-Madeleine. Le substrat sablonneux facilite l'enfouissement passif des tapis par accumulation de sable, aide à éliminer la fixation concurrente des moules et facilite le nettoyage des collecteurs. Cependant, il reste plusieurs paramètres à vérifier afin d'optimiser ce type de récolte. Bien que des quantités intéressantes de myes puissent être récupérées avec les tapis, la rentabilité de cette approche devra être vérifiée dans un contexte commercial.

5. Référence

Chandler, R. A., S. M. C. Robinson et J. D. Martin. 2001. Collection of soft-shell clam (*Mya arenaria* L.) spat with artificial substrate. Can. Tech. Rpt. Fish. Aquat. Sci. N° 2390.

Inventaires de la population de myes dans la lagune du Havre aux Basques

Bourque F., M. Giguère, S. Brulotte, L. Chevarie, B. Myrand

1. Contexte

Le personnel du Programme MIM a pris connaissance de la présence d'un gisement de myes dans la lagune du Havre aux Basques (HB) en 1999. Ce gisement a suscité un grand intérêt comme site d'approvisionnement potentiel en jeunes individus pour des transferts en vue d'ensemencement sur le site aquacole de « Élevage de myes PGS Noël inc. ». Cet intérêt était basé sur deux facteurs : une grande abondance présumée en petites myes et l'absence de conflits d'usage potentiels à cet endroit.

À l'automne 1999, l'entreprise «Élevage de myes PGS Noël inc.» a obtenu un permis expérimental du Ministère des Pêches et des Océans (MPO) et a pu récolter près de 500 000 myes d'une taille moyenne d'environ 22 mm en quatre jours de travail. Cette récolte abondante supportait l'idée que ce gisement pouvait devenir une très bonne source d'approvisionnement en individus juvéniles pour une entreprise myicole. Cependant, avant d'adopter cette voie il fallait réaliser des inventaires de cette population pour (1) établir l'étendue du gisement, (2) évaluer l'état de la population, (3) identifier les zones de concentration et (4) déterminer sa pérennité éventuelle (recrutement annuel important ou non, abondance de prédateurs, occurrence de néoplasie sanguine, etc.) en vue d'une utilisation à long terme pour la myiculture.

2. Inventaires de la population

2.1 Inventaire de 2000

Un premier inventaire systématique fut réalisé entre le 6 juillet et le 23 août 2000 afin de déterminer les limites du gisement et d'obtenir une première évaluation de la population (Bourque et al., 2001). Des échantillons ont été prélevés systématiquement le long d'une grille dont les mailles avaient 100 m de côté. Les échantillons étaient prélevés à l'aide d'un système à succion de type Venturi alimenté en eau par une pompe Honda de 4,0 HP (Photos 1a et 1b). Le système permettait de recueillir les individus retenus par un tamis dont la maille était de 6 mm. Compte tenu de la taille de la maille, seuls les individus > 5 mm ont été considérés. Un échantillon correspondait au prélèvement du substrat et de son contenu sur une surface de 0,25 m² et une profondeur ~20 cm.

Les résultats furent très encourageants. La superficie du gisement a été évaluée à 217 hectares et aucune mye n'a



Photos 1a et 1b. Système d'échantillonnage « Venturi » utilisé pour l'inventaire des myes (à gauche) et sa pompe à eau installée sur un radeau flottant (à droite).

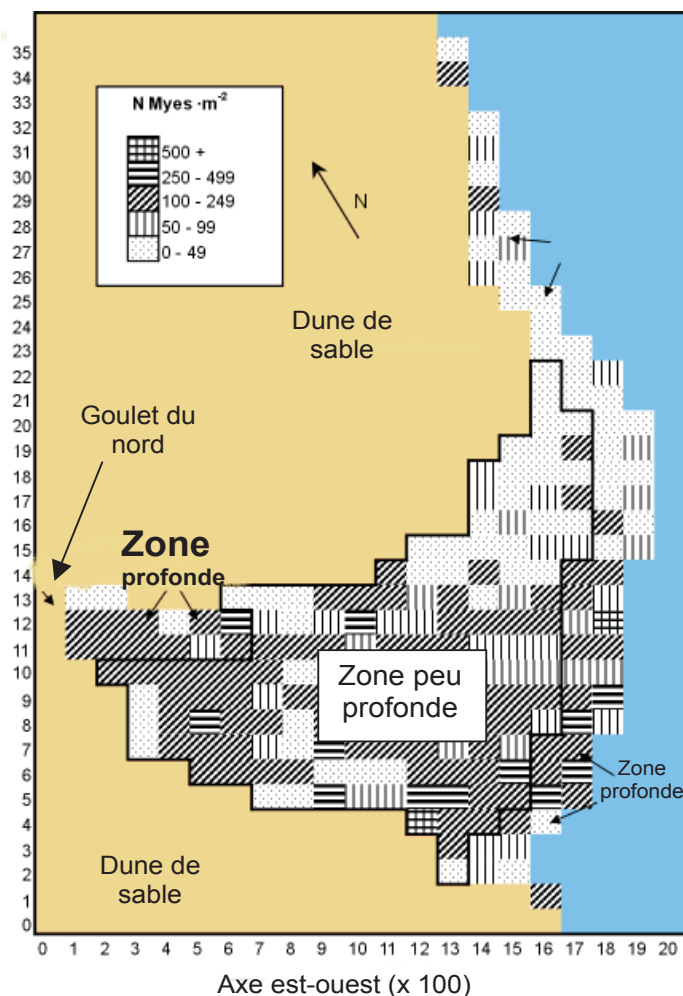


Figure 1 : Distribution des myes > 1 an (≥ 14 mm) dans la lagune du Havre aux Basques (HB) en 2000. La zone profonde inclut les 200 premiers mètres près du gisement de myes et le goulet du nord. La zone peu profonde est au centre du gisement et la profondeur est habituellement inférieure à 0,9 m.

été retrouvée là où la profondeur de l'eau était > 1,7 m. La population a été estimée à 265 ± 22 (I.C. 95%) millions de myes ≥ 14 mm (Figure 1). Le recrutement semblait intéressant compte tenu d'une présence importante de myes < 14 mm (Figure 2). La taille moyenne des myes échantillonnées était 29 mm. La densité moyenne ($N = 218$ échantillons) a été estimée à 122 ± 7 (S.E.) myes ≥ 14 mm $\cdot m^{-2}$ (Bourque et al., 2001).

Très peu de prédateurs ont été observés lors de l'inventaire et dans les échantillons, que ce soit les crabes communs (*Cancer irroratus*), les lunaties de l'Atlantique (*Lunatia heros*) ou les némerthes (*Cerebratulus lacteus*). La population de *Macoma balthica*, un Tellinidé, était environ deux fois plus importante ($236 \text{ ind} \cdot m^{-2}$) que celle de *Mya arenaria* mais la gamme de taille des deux espèces différait grandement (tous les Tellinidés < 15 mm). Ceci offrait la possibilité d'un tri facile des deux espèces par simple passage à travers un

filet ayant une maille adaptée pour ne retenir que les individus > 15 mm (et par conséquent uniquement les myes).

2.2 Inventaire de 2001

Un deuxième inventaire systématique a été réalisé en août 2001 sur la même superficie. La procédure utilisée fut la même qu'en 2000 si ce n'est que, cette fois, les mailles de la grille d'inventaire étaient de 150 m.

Ce nouvel inventaire est venu confirmer l'importance du gisement qui conservait sensiblement la même superficie. La densité moyenne ($N = 98$ échantillons) était du même ordre de grandeur que l'année précédente avec 138 ± 13 S.E. myes ≥ 14 mm $\cdot$ m⁻². De plus, un imposant recrutement (myes < 14 mm) était notable puisque ce groupe d'individus dominait en importance les individus ≥ 14 mm (Figure 2). Encore une fois, peu de prédateurs potentiels ont été observés.

3. Évaluation du recrutement

Au cours de l'été 2002, un suivi du recrutement a été réalisé sur le gisement ainsi que sur des zones qui avaient déjà fait l'objet de récoltes commerciales ou expérimentales en 2000 et 2001.

Des échantillons ($N = 23$) ont été prélevés tous les 150 m le long de deux transects dans une zone non récoltée du gisement. De plus, des échantillons ($N = 6$) ont été prélevés sur un site de deux hectares qui avait fait l'objet d'une récolte commerciale par l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » en 2000. Deux échantillons supplémentaires ont été prélevés sur des parcelles de 625 m² localisées à proximité du site commercial et qui avaient été récoltées aussi en 2000 dans le cadre de l'étude d'impact sur l'utilisation du râteau hydraulique

(voir section « Étude d'impact »). Finalement, huit échantillons ont été récoltés sur la surface de trois hectares, adjacente à la première, qui avait fait l'objet d'une récolte commerciale en 2001.

Les travaux sur le recrutement se poursuivront en 2003 mais quelques résultats peuvent déjà être examinés de façon préliminaire. Le nombre d'échantillons sur les sites expérimentaux était trop faible et la variabilité des résultats trop grande pour une analyse statistique instructive. Néanmoins, le recrutement (myes < 15 mm) fut encore une fois très important sur l'ensemble de la surface examinée. Les jeunes myes étaient de 5,1 à 14,8 plus abondantes que les individus ≥ 15 mm (Tableau 1). La récolte commerciale et expérimentale de myes à l'aide d'un râteau hydraulique ne semble pas avoir entraîné d'effets négatifs sur le recrutement lors des années suivantes (voir section « Étude d'impacts »). Même le nombre de myes adultes (> 15 mm) ne semble pas avoir été réduit de façon appréciable par une récolte. Il faut toutefois souligner que l'efficacité de récolte du râteau hydraulique est faible

Tableau 1. Nombre (moyenne $\pm$ S.E.) de myes récoltées en 2002 sur des parcelles ayant fait l'objet de récoltes commerciales ou expérimentales en 2000 et 2001 et aussi sur des parcelles intactes. Le ratio (myes < 15 mm / myes ≥ 15 mm) est aussi présenté.

	< 15 mm (N $\cdot$ m ⁻²)	≥ 15 mm (N $\cdot$ m ⁻²)	< 15 mm / ≥ 15 mm	Total (N $\cdot$ m ⁻²)
Aucune récolte (N = 23)	2 296 $\pm$ 664	199 $\pm$ 28	11,5	2 496 $\pm$ 637
Récolte commerciale en 2000 (N = 6)	1 475 $\pm$ 278	292 $\pm$ 88	5,1	1 767 $\pm$ 340
Récolte expérimentale en 2000 (N = 2)	2 670 $\pm$ 520	180 $\pm$ 60	14,8	2 850 $\pm$ 580
Récolte commerciale en 2001 (N = 8)	3 456 $\pm$ 661	340 $\pm$ 82	10,2	3 790 $\pm$ 720

4. Conclusion

Le gisement est vaste et abrite une population importante. Le recrutement annuel semble important et constant. Les prédateurs sont peu nombreux et ne posent probablement pas de risques pour la population. Il n'y a pas de crainte d'apparition de mortalités massives dues à la prolifération de la néoplasie sanguine dans la population (voir section « État de santé des myes »). Une récolte de 5 à 6 millions de myes ne prélèverait qu'environ 2% de la population ≥ 14 mm du gisement. La récolte ne semble pas avoir d'effets négatifs sur le recrutement ni sur la population adulte. Les résultats suggèrent donc qu'une parcelle ayant fait l'objet d'une récolte avec l'engin hydraulique actuel pourrait être récoltée de nouveau assez rapidement, peut-être même dès l'année suivante. Cette hypothèse doit toutefois être documentée de façon plus approfondie en raison des implications éventuelles sur la stratégie d'approvisionnement dans un contexte myicole.

5. Référence

Bourque, F., B. Myrand, L. Chevarie, R. Tremblay. 2001. The transfer of juveniles : a promising avenue for the clam culture (*Mya arenaria*) in Îles-de-la-Madeleine. MAPAQ – DIT, doc. rech. 2001-03, 9 p.

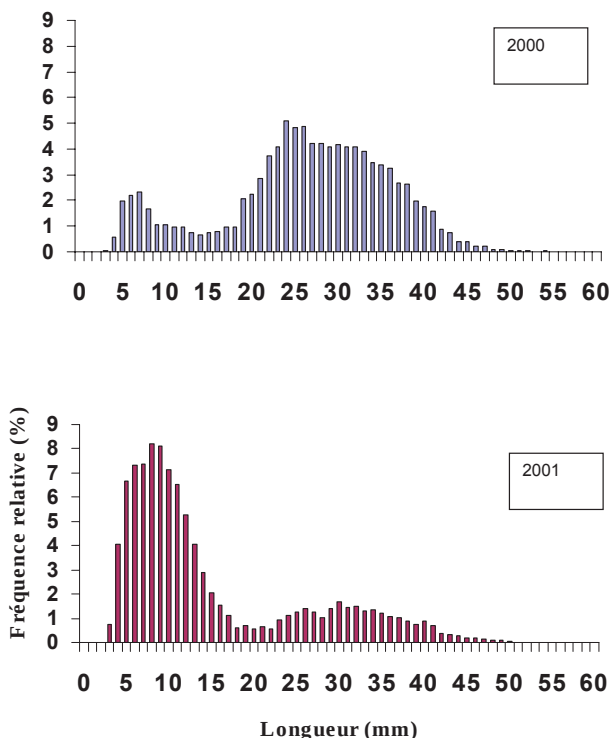


Figure 2. Taille des myes du Havre aux Basques lors des inventaires réalisés en 2000 et 2001.

Étude d'impacts de la récolte de myes avec un râteau hydraulique dans la lagune du Havre aux Basques

Chevarie, L., B. Myrand, P. Archambault, L. Provencher

1. Contexte

La lagune du Havre aux Basques (HB) abrite un important gisement de myes (voir section « Inventaires ») qui ne fait l'objet d'aucune exploitation commerciale ou même artisanale. D'une part, la lagune du HB est une zone coquillière qui est soumise à une fermeture permanente pour la récolte par le MPO. La fermeture repose sur le fait que la récolte n'est pas l'objet d'un suivi bactériologique adéquat pour pouvoir éventuellement obtenir le statut de zone ouverte. De toutes façons, on n'y retrouve que très peu d'individus de taille légale (> 50 mm). Par conséquent, il s'agit d'un site offrant beaucoup d'intérêt pour un éventuel approvisionnement en jeunes individus en vue d'ensemencements commerciaux. Ce site ne devrait pas faire l'objet de problèmes de conflit d'usage, d'autant plus qu'il n'y a aucun riverain à proximité et aucune autre activité compétitrice. C'est dans ce contexte que l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » a fait une demande de permis au MPO pour y récolter à l'aide d'un râteau hydraulique environ cinq millions d'individus par année sur une superficie de cinq hectares.



Photo 1. Râteau hydraulique utilisé pour la récolte des myes par l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc ».

Le râteau hydraulique est construit en aluminium et est alimenté en eau à l'aide d'une pompe Honda de 4,0 HP (Photo 1). L'eau sous pression est propulsée vers les sédiments grâce à 10 sorties disposées également le long d'une tige horizontale d'une longueur de un mètre. Les jets d'eau ainsi créés remuent les sédiments et leur contenu sur environ 10 cm de profondeur. Cet engin monté sur trois roues est tiré par un opérateur. Les myes et autres organismes délogés par les jets d'eau se déposent sur le sédiment. Des personnes munies d'épuisettes (mailles de 20 mm) suivent l'engin de récolte en ratissant le sédiment pour récupérer les myes.

Une étude sur les impacts de l'emploi du râteau hydraulique a alors été exigée par le MPO (section « Habitat du poisson »)

avant l'émission d'un permis commercial pour cette activité. L'étude fut conçue en collaboration avec les spécialistes de la section « Habitat du Poisson » du MPO et conduite de juillet 2000 à mai 2002. Le rapport de l'étude a été produit (Chevarie et al., 2002). Seules les grandes lignes de l'étude seront reprises ici.

2. Étude d'impacts

Trois périodes de récolte ont été étudiées : estivale (9 et 10 août 2000), automnale (3 et 6 octobre 2000) et printanière (5 et 6 juin 2001). À chaque période, des parcelles de 625 m² (25 m x 25 m) ont fait l'objet de l'une ou l'autre des deux types de récolte suivants : une récolte complète ou en bandes de un mètre de largeur espacées elles-mêmes par un mètre. Il y avait deux à trois parcelles par traitement. À une centaine de mètres plus loin, deux à trois parcelles de même dimension étaient délimitées mais non récoltées pour servir à titre de témoins.

Les parcelles étaient échantillonnées juste avant l'opération de récolte pour caractériser les conditions initiales. Lors de l'expérience, l'engin de récolte était opéré par le promoteur lui-même ce qui garantissait que l'opération mimait le mieux possible une activité commerciale. Il y avait ensuite trois périodes d'échantillonnage : deux semaines, deux mois et quatorze mois après la récolte. À chaque occasion, deux à trois échantillons servaient à caractériser l'état des parcelles. Les échantillons étaient prélevés à l'aide d'un système à suction de type Venturi alimenté en eau par une pompe Honda de 4,0 HP. Les organismes étaient récupérés à la sortie du Venturi dans une poche de 1 mm de maillage. Un échantillon correspondait au prélèvement du substrat et de son contenu sur une surface de 0,25 m² et une profondeur ~20 cm. Les échantillons étaient congelés jusqu'au moment des analyses en laboratoire.

Au moment de l'analyse, seule une portion correspondant au 1/8 du poids total de l'échantillon était examinée. Des tests préliminaires sur trois à quatre portions de 1/8 des mêmes échantillons avaient montré que le coefficient de variation des dénombrements obtenus était de 6 %, ce qui était inférieur à la valeur de 10 % considérée comme le maximum acceptable pour une méthode représentative de sous-échantillonnage. Les organismes ≥ 1 mm présents dans chacun des sous-échantillons ont été identifiés et dénombrés après qu'il y ait eu une validation préalable auprès d'une firme spécialisée dans l'identification des organismes benthiques, Laboratoire SAB inc. (Montréal).

Certains organismes ont été identifiés à l'espèce mais, en raison des difficultés d'identification, d'autres ne l'ont été qu'à l'échelle de la famille ou encore du groupe.

Les familles ou espèces répertoriées en plus grand nombre furent les Hydrobiidés et les Pyramidellidés, deux familles de gastéropodes qui ont été retrouvées à des concentrations variant entre 2 000 et > 40 000 individus • m⁻². Suivent les myes, *Mya arenaria*, (jusqu'à 5 000 individus • m⁻²) et les Tellinidés, *Macoma balthica*, (101 à 1 000 individus • m⁻²).

Il n'y a aucun impact négatif de la récolte à l'aide du râteau hydraulique pour chacune des trois périodes étudiées et ce, peu importe la stratégie utilisée (complète ou en bandes). Aucune espèce ne fut menacée. Seule la population de myes ≥ 15 mm semble démontrer quelques modifications deux semaines après la récolte, ce qui est normal compte tenu qu'il s'agit du groupe ciblé par les récoltes commerciales. Toutefois, ces modifications ne sont déjà plus perceptibles deux mois après la récolte. Il faut noter ici que la méthode de récupération des myes avec des épuisettes à la suite du passage de l'engin hydraulique est peu performante. Bien que la grande majorité des myes soient dessablées sous l'action des jets d'eau, il a été observé que moins d'une heure après le passage de l'engin hydraulique, elles sont pour la plupart enfouies de nouveau. Il en va de même pour une bonne partie des autres organismes visibles à l'œil nu.

3. Conclusion

Le nombre d'échantillons a dû être limité en raison de contraintes logistiques. Ceci peut avoir entraîné des erreurs d'interprétation en raison de la puissance limitée des tests statistiques. Toutefois, la présence d'impacts d'une certaine envergure aurait certainement été repérée. Ce type de résultat n'est pas surprenant compte tenu que d'autres études ont démontré que des engins relativement semblables n'avaient que très peu d'impacts sur la faune benthique (Hall *et al.*, 1990; Tuck *et al.*, 1999).

4. Références

- Chevarie, L., B. Myrand, L. Provencher, P. Archambault. 2002. Étude d'impacts d'un engin hydraulique pour la récolte de myes (*Mya arenaria*) dans la lagune du Havre aux Basques, périodes de récolte étudiées : été, automne 2000 et printemps 2001.
- Hall, S.J., M.J.C. Harding. 1997. Physical disturbance and marine benthic communities: the effects of mechanical harvesting of cockles on target benthic infauna. *J. Applied Ecol.*, 34: 497-517.
- Tuck, I.D., N. Bailey, M. Harding, G. Sangster, T. Howell, N. Graham et M. Breen. 2000. The impact of water jet dredging for razor clams, *Ensis* sp., in a shallow sandy subtidal environment. *J. Sea Res.*, 43: 65-84.

Entreposage et prégrossissement des myes avant ensemencement

Essais d'entrepasage et de prégrossissement de jeunes myes avant ensemencement

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

Si l'approvisionnement en jeunes myes provenait du captage (suspension ou benthique) ou d'une production en éclosier, il faudrait pouvoir compter sur une technique de prégrossissement adéquate avant ensemencement. En effet, les myes qui proviennent de ces sources d'approvisionnement sont trop petites (< 10 mm) pour un ensemencement immédiat.

La source privilégiée d'approvisionnement en individus juvéniles dans le cadre du Programme MIM est le prélèvement à partir du gisement naturel de la lagune du Havre aux Basques (HB). Or, les myes ainsi récupérées ont une taille moyenne autour de 25 à 30 mm. Elles sont donc déjà suffisamment grandes pour qu'une phase de prégrossissement ne soit pas nécessaire avant leur ensemencement. Elles peuvent êtreensemencées dès leur récolte. En période estivale (mai à septembre), la période séparant la récupération et l'ensemencement devrait

être courte (quelques jours au maximum).

Toutefois, il faut envisager une période d'entrepasage hivernal prolongée si l'approvisionnement se déroule plus tard à l'automne. Il s'agit en effet d'une période où les conditions physiques sont peu propices pour ensemencer (vents, température froide, journées plus courtes). De plus, la vitesse d'enfouissement des myes est grandement ralentie pendant cette période

(voir section « Vitesse d'enfouissement »). Finalement, les jeunes myes ont peu de temps pour s'acclimater et s'enfouir à une certaine distance de la surface après un ensemencement automnal, ce qui les rend plus vulnérables pendant la période hivernale (Calderon *et al.*, 2003). Il faut donc envisager une période d'entrepasage de plusieurs mois (octobre à mai) au cours de laquelle l'activité des myes sera grandement réduite et la croissance limitée.

Aucune activité n'a donc été menée pour développer ou pour adapter des techniques de prégrossissement dans le cadre du Programme MIM. Les travaux se sont concentrés sur l'entrepasage hivernal.

2. Entrepasage hivernal dans des cages en treillis métallique

La technique d'entrepasage utilisée par l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » est la mise en paniers de préélévation coniques ou « pearl-net » (Photo 1). Cette technique est

laborieuse car chaque panier ne peut contenir qu'une quantité relativement limitée de myes. La manipulation de ces paniers (ouverture et fermeture) exige aussi beaucoup de temps et de dextérité (souvent avec des gants par temps froid). Finalement, la durée de vie de ces structures est limitée compte tenu des bris et déformations qu'elles subissent lors des manipulations. Une structure de contention qui offre beaucoup d'attraits comme alternative est la poche d'huîtres en Vexar qui est (1) plus volumineuse que le « pearl-net », (2) construite en matériau assez rigide et (3) facile à ouvrir et fermer (Photo 2).



Photo 2. Poches d'huîtres en Vexar utilisées pour les myes.

Quatre tablettes ont été aménagées dans les cages pour y recevoir les poches.

Quatre densités ont été expérimentées : 2 000, 2 500, 3 000 et 3 500 myes par poche. Les myes expérimentales ont été prélevées sur le gisement du HB et mesuraient 17 à 46 mm avec une moyenne de 30,4 mm. Deux poches de chaque densité (2 x 4 densités) ont été placées aléatoirement dans chaque cage. Quatre cages ont été déposées sur le site de l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » (Figure 1) là où la colonne d'eau a une profondeur d'environ 3,5 m afin d'éviter tout problème dû au couvert de glace. Une vérification en plongée quelque temps plus tard avant l'hiver a permis de constater leur stabilité sur le fond.



Photo 3. Cage en treillis métallique contenant des poches d'huîtres utilisées pour l'entrepasage hivernal des myes.

Un examen visuel rapide a été fait à partir de la surface le 7 juin. Apparemment, les cages étaient encore bien placées sur le fond à ce moment. Elles n'ont pu être récupérées que le 28 juin 2002. Lors de la récupération, trois des quatre cages ont été retrouvées couchées sur le côté par le plongeur chargé de les récupérer. Une cage était aussi passablement brisée, montrant ainsi une faible résistance des structures. Les cages ont vraisemblablement été renversées peu de temps avant leur récupération, c'est-à-dire après l'inspection visuelle de surface. Insuffisamment identifiées à partir de la surface, il est possible qu'elles aient été accrochées lors des opérations mycoles qui étaient menées à proximité par l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. ». Beaucoup de poches montraient des évidences qu'elles avaient été partiellement enfouies dans les sédiments. Beaucoup d'individus étaient morts, visiblement peu de temps avant la récupération (chair en décomposition encore présente).

Les taux de survie et de croissance ainsi que le rendement en chair commercial ((poids chair cuite/poids frais total) x 100) ont été évalués pour chacune des poches. La croissance fut à peu près nulle, peu importe la densité. En effet, la taille moyenne au moment de la récupération variait de 30,8 à 31,1 mm tandis que la taille initiale était de 30,4 mm. Cette croissance nulle est un peu surprenante puisque la récupération faite à la fin juin aurait dû permettre aux myes de profiter d'une certaine période de croissance en début de saison. Le rendement en chair commercial, aussi, était comparable et ce peu importe la densité expérimentée : 14,1 à 15,7 %. Une autre façon de calculer le rendement en chair ((poids chair cuite / poids chair cuite + poids coquille) x 100) a fourni des valeurs de 32,5 à 34 %.

Le taux de récupération (survie) fut très variable d'une poche à l'autre (23 à 80 %) avec une moyenne globale de 58 %.

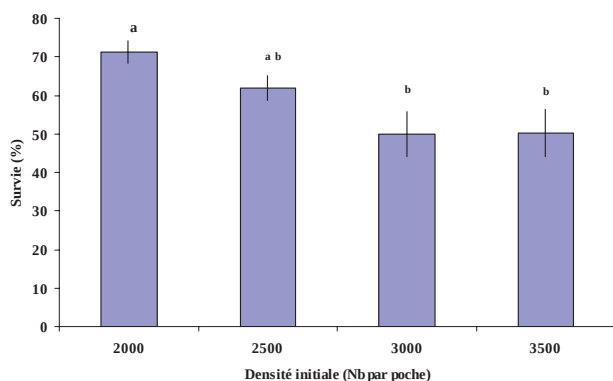


Figure 2. Survie (moyenne $\pm$ S.E.) des myes entreposées pendant l'hiver 2002 dans des poches d'huîtres placées dans des cages en treillis métallique. Une lettre différente indique une différence significative à $P < 0,05$.

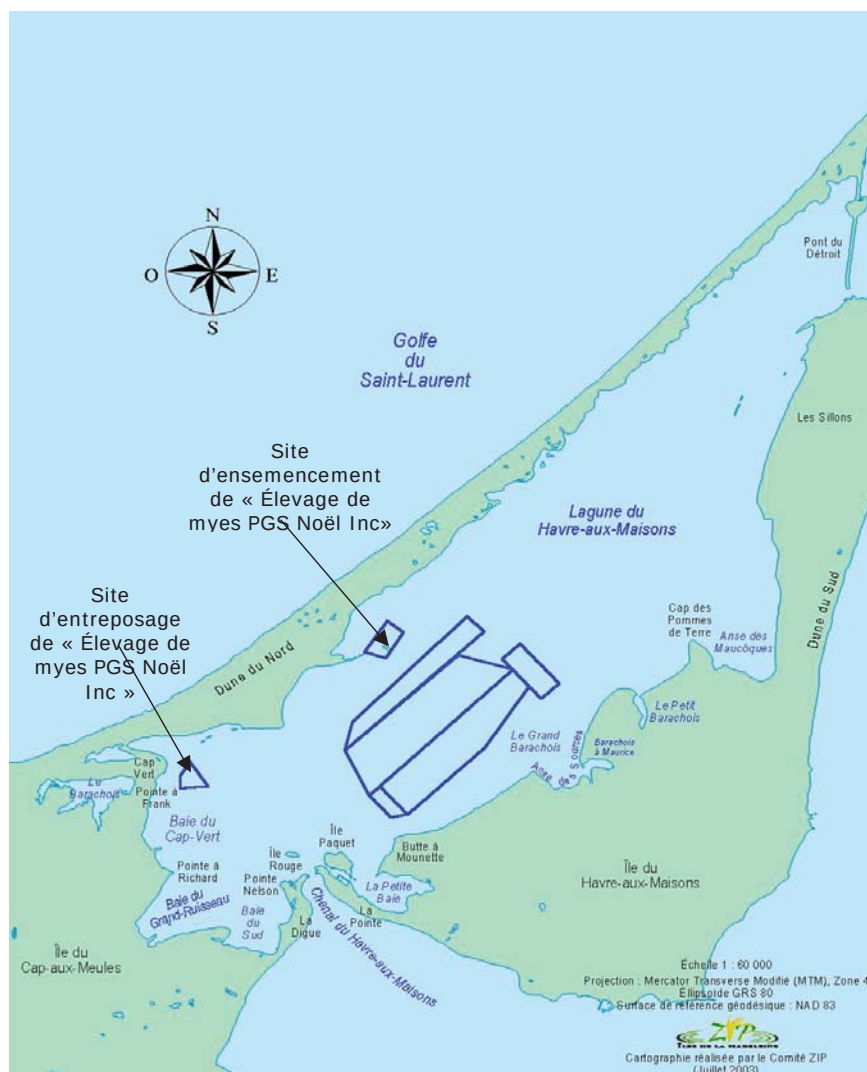


Figure 1. Carte des sites aquacoles de la lagune du Havre aux Maisons.

Il y avait une différence significative (ANOVA sur les données transformées en arc sinus (proportion) : $F_{(3,28)} = 4,55$; $P = 0,01$) du point de vue des densités expérimentales et un test de Tukey a permis de comparer les différentes densités entre elles. Les myes entreposées à une densité de 2 000 individus par poche ont eu une survie significativement plus grande que celles placées à une densité de 3 000 et 3 500 individus par poche (Figure 2). Il est possible que l'entassement d'un grand nombre de myes (les plus fortes densités) concentrées dans la portion la plus étroite de la poche (une fois renversée sur le côté) ait causé des problèmes de compétition ou d'asphyxie.

Les taux de récupération (survie) obtenus ici sont beaucoup plus faibles que prévus car des taux de l'ordre de 99 % ont déjà été observés dans le passé avec des « pearl-net » (données non publiées). Il faudrait viser des taux plus élevés (~90 %) pour justifier le remplacement des paniers (« pearl-net ») par ce type de cage. Il est toutefois vraisemblable que la majorité des pertes ont eu lieu peu de temps avant la récupération des cages et qu'elles sont principalement dues à leur renversement. Le principe d'utiliser des poches d'huîtres pour entreposer les myes demeure néanmoins très intéressant. Il suffit d'identifier une façon plus adéquate pour manipuler les poches et de les maintenir à l'endroit voulu dans la colonne d'eau.

3. Entreposage hivernal sur des tables d'huîtres

Une seconde expérience d'entreposage hivernal a été amorcée à l'automne 2002 avec une technique différente. Cette fois, les poches d'huîtres ont été fixées sur des structures (« tables d'huîtres ») de métal déposées directement sur le fond (Photos 4 et 5). Les tables ont les dimensions approximatives suivantes : 1,9 m de longueur x 1,5 m de largeur x 0,7 m de hauteur. On y a attaché huit poches sur chacune. Comme son nom l'indique, la table d'huîtres est utilisée pour l'ostréiculture en France et au Nouveau-Brunswick (Lavoie, 1995).

Les tables sont plus solides et, à première vue, semblent plus stables sur les fonds que ne l'étaient les cages en treillis. La manipulation de ce type de structure exige l'utilisation d'un treuil hydraulique et d'une embarcation assez spacieuse. Les opérations sont toutefois moins complexes que ce qui était exigé par les cages en treillis. L'évaluation du succès de cette méthode aura lieu dès le départ des glaces et l'arrivée des beaux jours en mai 2003.

4. Conclusion

L'usage des poches d'huîtres devrait faciliter grandement l'opération d'entreposage des myes. Leur manutention est nettement moins laborieuse que pour les « pearl-net » employés jusqu'alors par l'entreprise. Il s'agit de pouvoir compter sur un type de structure approprié pour maintenir les poches d'huîtres à l'endroit désiré dans la colonne d'eau tout en requerrant un minimum de manutentions. Les essais préliminaires laissent croire que les tables d'huîtres qui ont déjà fait leurs preuves dans d'autres circonstances constituent une option à approfondir.

5. Références

- Calderon, I., L. Chevarie, B. Myrand, M. E. Nadeau, M. Roussy. 2003. Contexte technologique et réglementaire de l'élevage de mye et de la quahaug commune en Nouvelle-Angleterre. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 15, 35 p.
- Lavoie, R. E. 1995. Culture of the American Oyster, *Crassostrea virginica*. p. 255 et 296. In Boghen, A.D. (éd.) Cold-water aquaculture in Atlantic Canada, Canadian Institute for Research on Regional Development, Univ. Moncton, Moncton, 672 p.



Photo 4. Table avec poches à huîtres utilisée pour l'entreposage hivernal de myes



Photo 5. Levée de la table utilisée pour l'entreposage hivernal de myes

Méthodes de marquage

Différents essais de marquage des myes pour évaluer le succès des ensemencements expérimentaux

Myrand, B., L. Chevarie

1. Contexte

Il est impossible d'enlever tous les individus sauvages sur une parcelle donnée avant de l'ensemencer avec de nouvelles myes. Par conséquent, il faut être en mesure de distinguer avec certitude les individus expérimentaux des individus sauvages pour réaliser des travaux instructifs et rigoureux sur les ensemencements. Sinon, comment évaluer précisément le résultat des ensemencements expérimentaux? Comment développer et améliorer la technique d'ensemencement sans avoir en main un instrument de mesure fiable du succès obtenu lors des différents essais entrepris?

Il faut donc être en mesure d'identifier les myes expérimentales à l'aide d'une « marque » claire qui résiste à l'effet du temps et à l'abrasion des sédiments. Idéalement, la procédure de marquage doit (1) être peu coûteuse, (2) permettre un marquage de masse (des milliers de myes à la fois), (3) ne pas stresser les myes et (4) fournir une marque facile à voir.

Différentes approches ont été examinées. Il n'était pas possible de pouvoir compter sur des marques créées artificiellement par les conditions d'élevage comme lors de la production d'individus juvéniles en éclosérie (Beal *et al.*, 1998). Le marquage individuel par collage d'une étiquette sur la coquille est utilisé couramment pour les essais d'ensemencement du pétoncle géant (Nadeau *et al.*, 2000) mais cette procédure est très laborieuse et ne peut permettre le marquage que d'une quantité limitée d'individus.

La blancheur de la coquille de la mye permettait de penser à l'emploi de colorants. Ces techniques permettent le marquage de grands nombres d'individus par simple immersion dans un bain de colorant. L'emploi du rouge alizarin avait déjà été proposé (Hidu et Hanks, 1968; Newell, 1982; Day *et al.*, 1995)

mais sans que la procédure d'utilisation ne soit bien précisée. L'emploi de colorants alimentaires était aussi une option à examiner. Finalement, un colorant fluorochrome, la calcéine, avait été utilisé avec succès chez les moules (Reusch, 1998; Eads et Layzer, 2002) et chez l'abalone (Day *et al.*, 1995). Cette substance alcalino-ferreuse se lie au calcium et est donc incorporée dans la coquille, ce qui laisse présager un éventuel marquage « permanent ». La calcéine est aussi utilisée pour le marquage de salmonidés (Mohler *et al.*, 2002) et la substance est incorporée dans les rayons des nageoires de poissons.

2. Rouge alizarin

2.1 Procédure empirique de marquage en 2000

En juillet 2000, des myes ont été marquées avec du rouge alizarin préalablement aux essais d'ensemencement (voir section « Ensemencements »). Ces premiers essais ont été réalisés dans des conditions établies de façon empirique qui étaient les suivantes. Des paniers troués remplis de myes ont été empilés les uns sur les autres dans des bassins de 260 L chacun. Le rouge alizarin fut dissous dans l'eau de mer à une concentration de $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ comme le suggérait Newell (1982). Une pâte commerciale congelée de phytoplancton (Innovative Aquaculture inc. : mélange de *Nannochloropsis oculata*, *Chaetoceros B* et *Phaeodactylum tricornutum*) fut ajoutée deux fois par jour (matin et soir) pour obtenir une concentration d'environ $40\,000 \text{ cellules} \cdot \text{mL}^{-1}$ car une alimentation adéquate des myes semblait un gage du succès pour obtenir un marquage efficace selon Hidu et Hanks (1968). L'addition de nourriture dans les bassins entraînait toutefois le dépôt d'une matière organique sur le fond. Une aération et une circulation de l'eau dans les bassins étaient assurées à l'aide de pierres à air placées entre les colonnes de paniers. Les myes ont été laissées dans le bain de colorant pendant 72 heures. Chaque jour, les paniers étaient interchangeés afin d'éviter tout effet de localisation dans les bassins de colorant. Les myes ont présenté un comportement inhabituel pendant la période d'immersion : leur siphon était souvent en extension et la bordure du manteau montrait souvent des signes de turgescence (gonflement). Mais était-ce inquiétant quant à la condition générale des myes?



Photo 1. Expériences sur la capacité d'enfouissement de myes colorées à l'alizarin et de myes non colorées.

Tableau 1. Proportion de myes enfouies trois heures après leur ensemencement en milieu naturel en juillet 2000 en fonction de différents traitements, dont la procédure de marquage avec le rouge alizarin. Des groupes de 10 myes ont été utilisés pour chaque catégorie de taille et de traitement.

Traitement	catégorie de taille	proportion enfouie après 3 heures
Procédure de coloration avec alizarin	petites (moy. = 29,7 mm)	90 %
	grosses (moy. = 37,3 mm)	60 %
	ensemble	75 %
Procédure de coloration sans alizarin	petites (moy. = 31,1 mm)	100 %
	grosses (moy. = 37,8 mm)	50 %
	ensemble	75 %
Suspension (« pearl-net »)	petites (moy. = 27,5 mm)	50 %
	grosses (moy. = 39,8 mm)	60 %
	ensemble	55 %
Gisement HAM	petites (moy. = 32,0 mm)	80 %
	grosses (moy. = 37,9 mm)	90 %
	ensemble	85 %

Le stress produit par la procédure de coloration fut évalué en comparant la capacité d'enfouissement des myes colorées avec (1) des myes ayant subi la même procédure mais sans addition de colorant (2) des myes non colorées entreposées depuis un certain dans des « pearl-net » par l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » et (3) des myes prélevées sur le gisement de la Dune du Nord dans la lagune du Havre aux Maisons, à proximité du site aquacole. Des myes de deux classes de taille ont été examinées : petites (moyennes de 27,5 à 32,0 mm) et grosses (moyennes de 37,0 à 40,0 mm). Chaque mye était placée à l'intérieur d'un cercle plastifié dépassant le niveau du substrat d'environ 2,5 cm pour limiter la dispersion passive par les courants et faciliter le suivi individuel (Photo 1). Le nombre de myes complètement enfouies après trois heures a été noté (Tableau 1). Un test exact de Fisher effectué sur le tableau de contingence (traitement x deux classes de taille ensemble) n'a pas pu trouver de différence significative entre la vitesse d'enfouissement ($N = 80$; $P = 0,23$) mesurée pour l'un ou l'autre des traitements. La procédure de marquage avec le rouge alizarin n'aurait donc pas eu d'effet négatif notable sur les capacités d'enfouissement des myes, si on assume que la vitesse d'enfouissement a un lien avec le degré de stress.

2.2 Détermination d'une procédure de marquage

En 2001, nous avons voulu explorer les conditions de marquage afin d'en réduire les contraintes. Nous avons étudié différents paramètres qui nous paraissaient importants dans un contexte de simplification et d'efficacité de marquage: (1) avec vs sans addition de nourriture, (2) renouvellement quotidien de la solution de rouge alizarin vs sans renouvellement et (3) durée d'immersion de un à sept jours dans la solution de marquage. La solution de rouge alizarin a été fixée à $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ et l'alimentation à l'addition de $40\,000 \text{ cellules} \cdot \text{mL}^{-1}$, deux fois par jour, comme dans les essais précédents. L'expérience s'est déroulée à une température de 20 à 21 °C. En parallèle, des myes ont été maintenues dans de l'eau de mer sans rouge alizarin afin d'examiner leur comportement (extension du siphon et turgescence de la bordure du manteau). Nous avons donc étudié cinq traitements différents, pendant sept jours, en duplicata dans des contenants de 5 L bien aérés contenant chacun 50 individus (40 à 50 mm)

- 1) à jeun
- 2) nourries
- 3) alizarin + à jeun
- 4) alizarin + nourries
- 5) alizarin + à jeun + renouvellement quotidien

Dès le premier jour, il est apparu que l'étirement du siphon et la turgescence du manteau n'étaient pas des phénomènes liés à l'immersion dans le rouge alizarin ou à la présence de nourriture. En effet, les myes provenant de tous les traitements ont montré ces mêmes signes. Cette situation n'apparaissait donc pas anormale. Qualitativement, il est apparu que l'intensité de coloration de la coquille était la même d'un traitement à l'autre et qu'elle a augmenté avec le temps au cours des trois premiers jours. Il n'y a pas eu de différence apparente avec une alimentation régulière ou un renouvellement quotidien de la solution de rouge alizarin.



Photo 2 : Coloration rose foncée lors de la sortie du bassin de coloration (à gauche) et coloration rose pâle (à droite) après quelques jours de trempage en eau salée. En bas, myes non colorées.

Les myes des différents traitements ont ensuite été transférées dans des bassins alimentés en continu en eau salée pendant une période de trois semaines afin de déterminer (1) si l'intensité de la coloration se maintenait dans le temps et (2) si les traitements ont pu avoir des effets négatifs sur la survie des myes. Après dix jours, l'intensité de la coloration était déjà beaucoup plus faible qu'au moment de la sortie des bassins de marquage. Il y avait eu un lessivage assez important mais des marques rouges étaient encore clairement visibles vis-à-vis les anneaux de croissance/stress (bandes de déposition rapprochées) sur la coquille. La coloration était toutefois plus visible près de la bordure de la coquille (Photo 2). Hidu et Hanks (1968) avaient réalisé des observations similaires. Après les

trois semaines, aucune mye n'a été retrouvée morte, ce qui suggère que leur résistance n'a pas été trop diminuée par les différents traitements expérimentaux.

Les myes semblent donc pouvoir être marquées avec succès suite une immersion de trois jours dans une solution de rouge alizarin à 25 mg/L. Cette solution n'a pas besoin d'être renouvelée au cours du processus. Aucune addition de nourriture n'est nécessaire.

3. Colorants alimentaires

Des essais ont été faits avec des colorants alimentaires afin d'explorer la possibilité d'obtenir une méthode de marquage offrant une certaine palette de couleurs disponibles permettant de distinguer des lots différents. Les colorants alimentaires sont des substances peu coûteuses et facilement disponibles non toxiques et acceptés pour la consommation humaine. Aucun des colorants testés ne s'est montré efficace. Les coquilles prennent une coloration intéressante (bleue, verte ou autre) mais elle est éphémère. En général, la couleur disparaît après une période plus ou moins longue (quelques jours à quelques semaines) en suspension dans la lagune.

4. Calcéine

Des essais préliminaires de marquage avec la calcéine ont été tentés en août 1999 et en novembre 2000. La concentration en calcéine était celle qu'avait utilisée Reusch (1998) pour le marquage de moules, soit 100 mg • L⁻¹. Les myes ont été placées dans des contenants bien aérés à l'aide de pierres à air. La moitié des individus ont été retirés après deux jours, les autres, après trois jours. Les myes ont ensuite été placées en « pearl-net » dans la lagune du Havre aux Maisons jusqu'à l'automne 2001. Les myes ont été examinées à l'obscurité sous un binoculaire surmonté d'un système de filtre à épifluorescence, qui permettait de visualiser ce fluorochrome dont le pic d'excitation est à 490 nm et le pic d'émission et à 520 nm (Day *et al.*, 1995). Les myes montraient une coloration d'un jaune-vert fluorescent très nette sur toute la surface de la coquille, à l'exception de la partie correspondant à la nouvelle croissance depuis le moment du marquage. La calcéine avait été incorporée dans la coquille et il n'était pas possible d'altérer la marque en grattant la coquille avec un pic. Ceci suggère que le marquage avec la calcéine est vraisemblablement « permanent ».

En novembre 2001, une expérience fut menée pour préciser les paramètres de marquage et surtout pour tenter de minimiser les coûts associés à ce type d'intervention. Trois éléments ont été examinés : provenance de la calcéine (Laboratoire Mat vs Sigma), concentration de la solution (50 vs 75 vs 100 mg • L⁻¹) et durée d'immersion (1 vs 2 vs 3 jours). Les myes n'ont pas été nourries pendant la procédure mais les bassins étaient bien aérés à l'aide de pierres à air. La couleur des deux solutions de calcéine différait lors des expériences. La solution préparée à partir de la poudre du Laboratoire Mat (312 \$ pour 100 g) était orange citrouille tandis que celle obtenue avec le produit Sigma (1 600 \$ pour 100 g) était jaune fluorescent. Le pH des deux solutions était de 7,8, donc comparable à celui de l'eau salée à 7,9. Il n'a donc pas été nécessaire d'ajuster le pH pour l'expérience. Il y avait un bassin expérimental contenant 90 myes pour chaque combinaison factorielle des traitements provenance x concentration. Chaque jour, pendant trois jours,

30 myes (25 à 35 mm) ont été prélevées pour étudier l'influence de la période d'immersion. À la fin de la période de marquage, les individus ont été transférés, pour une période d'une semaine, dans des bassins alimentés en continu en eau salée avant d'être transférés en lagune dans des « pearl-net ».

Les myes ont été examinées avant d'être transférées en lagune. La marque obtenue après une seule journée d'immersion dans la calcéine était claire. À l'œil, il n'y avait pas de différence d'intensité entre les marques obtenues avec les différentes concentrations. La marque était toutefois nettement plus visible avec le produit Sigma.

Un an plus tard, le 20 novembre 2002, les myes ont été retirées des « pearl-net » et examinées à nouveau. Comme observé précédemment, toute la surface de la coquille était marquée clairement, sauf la nouvelle pousse. La marque obtenue après une seule journée d'immersion dans la calcéine était claire. À l'œil, il n'y avait pas de différence d'intensité entre les marques obtenues aux différentes concentrations des produits mais la marque était toujours plus visible avec le produit Sigma. Le grattage par un pic n'altérerait pas la marque. Nous n'avons pas trouvé de coquilles vides, ce qui laisse supposer que le marquage n'a pas eu d'effets négatifs sur la survie. La calcéine n'est d'ailleurs pas considérée comme problématique au niveau de la survie des organismes (Mohler, 1997; Kaehler et McQuaid, 1999).

Il est donc possible d'obtenir une marque « permanente » très claire en immergeant les myes dans une solution de calcéine Sigma de 50 mg • L⁻¹, sans apport de nourriture, pendant une seule journée.

5. Conclusion

Nous avons maintenant un outil qui sera très utile pour poursuivre les travaux en vue d'améliorer les succès d'ensemencement. Le rouge alizarin constitue le moyen le plus pratique pour marquer les myes. La marque est visible à l'œil nu et ne requiert pas d'équipement spécialisé comme avec la calcéine (filtre à épifluorescence monté sur un binoculaire). La marque rosée est visible pendant au moins deux ans après le marquage. Le coût d'achat du rouge alizarin est aussi inférieur à celui de la calcéine. La procédure de marquage est maintenant bien définie et fonctionne bien.

La calcéine pourrait être un outil alternatif de choix dans le cas où le rouge alizarin ne remplirait pas ses promesses. Si besoin est, d'autres solutions de marquage pourraient être évaluées comme l'oxytétracycline (Pirker et Schiel, 1993; Day *et al.*, 1995).

6. Références

- Beal, B. F., R. Bayer, M. G. Kraus, S. R. Chapman. 1998. A unique shell marker in juvenile hatchery-reared individuals of the softshell clam, *Mya arenaria*. L. Fish. Bull., 97 : 380-386.
- Day, R. W., M. C. Williams, G. P. Hawkes. 1995. A comparison of fluorochromes for marking abalone shells. Mar. Freshwater Res., 46 : 599-605.
- Eads, C. E., J. B. Layzer. 2002. How to pick your mussel out of a crowd : using fluorescence to mark juvenile freshwater mussels. J.N. Am. Benthol. Soc., 21 : 476-486.
- Hidu, H., J. E. Hanks. 1978. Vital staining of bivalve mollusk shells with alizarin sodium monosulfate. Proc. Natl. Shellfish. Assoc., 58 : 37-41.

- Kaehler, S., C. D. McQuaid. 1999. Use of fluorochrome calcein as an in situ growth marker in the brown mussel *Perna perna*. *Mar. Biol.*, 133 : 455-460.
- Mohler, J. W. 1997. Immersion of larval Atlantic salmon in calcein solutions to induce a no-lethally detectable mark. *N. Amer. J. Fish. Mgt.*, 17 : 751-756.
- Mohler, J. W., M. J. Millard, J. Fletcher. 2002. Predation by captive wild brook trout on calcein-marked versus nonmarked Atlantic salmon fry. *N. Amer. J. Fish. Mgt.*, 22 : 223-228.
- Nadeau, M., D. Hébert, S. Vigneau. 2000. Bilan des ensemencements commerciaux et expérimentaux réalisés aux Îles-de-la-Madeleine par l'APPIM et le MAPAQ depuis 1996. p. 57 à 59. *In* 1^{re} réunion annuelle de transfert de technologie Programme REPERE II-Îles-de-la-Madeleine, 24 et 25 février 2000, MAPAQ, DIT.
- Newell, R. 1982. Growth rate analyses of *Mya arenaria* using alizarin-stained chondrophores: a new technique. *J. Shellfish Res.*, 2 : 104-105.
- Pirker, J. G., D. R. Schiel. 1993. Tetracycline as a fluorescent marker in the abalone *Haliotis iris*. *Mar. Biol.*, 116 : 81-86.
- Reusch, T. B. H. 1998. Differing effects of eelgrass *Zostera marina* on recruitment and growth of associated blue mussels *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 167 : 149-153.

Ensemencements

Comparaison de différentes superficies d'échantillonnage de la mye

Myrand, B., L. Chevarie

1. Contexte

Les inventaires de la population ont été obtenus à partir d'échantillons qui représentaient chacun $0,25 \text{ m}^2$ (voir section « Inventaires »). Cette superficie, utile et opérationnelle dans le cadre d'un inventaire, devient contraignante lorsqu'il s'agit d'échantillonner des superficies ensencées à l'échelle expérimentale (dont la taille est réduite : $2 \times 2 \text{ m} = 4 \text{ m}^2$). Ces dimensions limitées sont conditionnées par le nombre de myes expérimentales en jeu. Par exemple, une surface de 4 m^2 qui est ensencée à une densité de $325 \text{ myes} \cdot \text{m}^{-2}$ requiert 1 300 myes. S'il y a plusieurs traitements et plusieurs répétitions, le nombre de myes expérimentales augmente rapidement. Deux problématiques entrent en jeu.

D'une part, plus la surface d'un échantillon est importante, moins il est possible d'en prélever sur une surface donnée. Or, il faut être en mesure de suivre les ensencements deux fois par saison pendant une période de quatre ans, ce qui nécessite un minimum de huit échantillons. Il est connu que la distribution des myes est très hétérogène sur une surface donnée. Il est donc préférable de prélever plusieurs échantillons (deux au minimum) lors d'un échantillonnage donné afin de réduire la variabilité observée et ainsi obtenir une meilleure image de la réalité. Une surface expérimentale d'ensemencement devrait donc permettre le prélèvement d'au moins 16 échantillons au total (4 ans $\times$ 2 par an $\times$ 2 par échantillonnage). Une surface expérimentale de 4 m^2 permettrait le prélèvement de 16 échantillons de $0,25 \text{ m}^2$ placés côte à côte ($16 \times 0,25 \text{ m}^2 = 4 \text{ m}^2$).

D'autre part, le prélèvement d'un échantillon crée un vide en raison du sédiment qui est pompé par l'échantillonneur à suction Venturi. La dépression créée est remblayée immédiatement après le prélèvement de l'échantillon afin de limiter l'écroulement des parois et le déplacement d'organismes présents dans le substrat adjacent (Photo 1). Malgré cette précaution, il vaut mieux laisser une certaine distance entre les échantillons pour éviter tout biais dû au mouvement du substrat et des organismes associés. Cette contrainte fait en sorte qu'il est impossible de prélever 16 échantillons de $0,25 \text{ m}^2$ sur une superficie expérimentale de 4 m^2 . Il faut donc évaluer la possibilité que les échantillons aient une superficie moindre.

2. Bris et densité en fonction de la surface échantillonnée

Il importe d'avoir une technique d'échantillonnage qui ne brise pas les myes lors des prélèvements et qui soit représentative de la population présente. Or, la technique utilisée implique l'emploi d'un rondrot métallique dont les parois ont 30 cm de hauteur. Au moment de l'échantillonnage, le rondrot est enfoui profondément dans les sédiments afin de circonscrire la superficie qui sera pompée par l'échantillonneur à suction Venturi. L'enfouissement du rondrot entraîne des bris de myes auquel s'ajoute le mouvement de l'échantillonneur qui est promené le long des parois pour prélever les sédiments et la faune associée. *A priori*, un échantillonnage sur une plus petite surface devrait entraîner une plus grande proportion de bris de coquille puisque la circonférence est proportionnelle plus importante (Tableau 1). Tandis que la superficie diminue d'un facteur 5 en passant de $0,25$ à $0,05 \text{ m}^2$, la circonférence correspondante ne diminue que d'un facteur 2,2. De plus, une superficie d'échantillonnage réduite devrait entraîner une plus grande variabilité au niveau de la densité estimée en raison de l'agrégation des myes.

Trois surfaces d'échantillonnage circulaires (« rondrots ») ont été évaluées en parallèle : $0,05 - 0,10 - 0,25 \text{ m}^2$. L'objectif était d'évaluer la possibilité de réduire la superficie d'échantillonnage. La superficie habituelle ($0,25 \text{ m}^2$) a été utilisée comme « contrôle ».

Dix séries (blocs) d'échantillons comprenant une répétition de chaque superficie, ont été prélevées. Après élimination de la variabilité due aux blocs, il y avait une différence significative, mais faible, au niveau du bris de coquilles (ANOVA : $F_{(2,18)} = 3,64$ $P = 0,047$) (Tableau 1). Des comparaisons *a posteriori* ont indiqué qu'il y avait une différence significative entre les bris causés avec les échantillonneurs de $0,05 \text{ m}^2$ et $0,10 \text{ m}^2$. Ainsi, une superficie d'échantillonnage de $0,05 \text{ m}^2$ entraînait environ deux fois plus de bris qu'un échantillonnage sur $0,10 \text{ m}^2$. Par contre, il n'y avait pas de différence significative avec la superficie de référence ($0,25 \text{ m}^2$). Les coefficients de variation obtenus étaient très importants ce qui rendait difficile l'identification de différences entre les traitements. Après élimination de la variabilité due aux blocs, il n'y avait pas de



Photo 1. Bac de récupération pour le sable, utilisé pour remplir les dépressions laissées lors de l'échantillonnage avec le système Venturi. Le tamis du Venturi est placé dans le bac lors de l'échantillonnage.

différence significative au niveau de la densité estimée de myes selon l'échantillonneur utilisé (ANOVA : $F_{(2,18)} = 0,79$ $P = 0,47$) (Tableau 1). La variabilité de l'estimation de la densité était importante mais toutefois nettement moindre avec la superficie de référence de 0,25 m² (C.V. = 28 %).

Tableau 1. Pourcentage (moyenne $\pm$ S.E.) de myes brisées en fonction de la superficie prélevée par l'échantillon. N = 10 par superficie. Les lettres différentes indiquent une différence significative à un seuil $P < 0,05$.

Superficie (m ²)	circonférence (m)	Myes brisées (%)	Densité (myes $\cdot$ m ²)
0,05	0,79	11,9 $\pm$ 2,7a (C.V. = 74 %)	336 $\pm$ 65 (C.V. = 61 %)
0,10	1,02	6,2 $\pm$ 1,4b (C.V. = 70 %)	285 $\pm$ 47 (C.V. = 52 %)
0,25	1,77	7,6 $\pm$ 1,2ab (C.V. = 51 %)	282 $\pm$ 25 (C.V. = 28 %)

3. Conclusion

La superficie d'échantillonnage de 0,25 m² peut être réduite sans trop de conséquences majeures sur l'estimation de la densité de myes et sur la quantité de coquilles brisées. Il n'y a pas eu de différences significatives importantes entre les trois superficies examinées à cause de la grande variabilité des résultats obtenus. Toutefois, les moyennes obtenues avec une surface d'échantillonnage de 0,10 m² étaient assez comparables à celles obtenues avec une surface de 0,25 m².

Les échantillonnages des surfaces expérimentales d'ensemencement ont donc été réalisés à l'aide d'un rondat de 0,10 m². L'effort de tri et de mesures en laboratoire est réduit considérablement car la superficie examinée est diminuée d'un facteur 2,5. De plus, la division des surfaces expérimentales d'ensemencement (4 m²) en 16 sections carrées de 0,5 x 0,5 m (0,25 m²) fournit suffisamment d'espace pour prélever à l'intérieur de chacun un échantillon circulaire de 0,10 m² tout en laissant une portion tampon suffisante pour limiter les impacts éventuels des échantillonnages sur les parcelles adjacentes.

Essais d'ensemencement de myes au site aquacole de la lagune du Havre aux Maisons

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

Contrairement à la moule bleue ou au pétoncle géant, les bivalves fouisseurs comme la mye commune ne peuvent pas être maintenus en suspension dans la colonne d'eau jusqu'à l'atteinte de la taille commerciale. Les petites myes peuvent croître en suspension dans la colonne d'eau (Beal, 1993; Freeman *et al.*, 1996) mais elles doivent êtreensemencées lorsqu'elles atteignent une certaine taille (environ 25 mm) sinon la croissance s'arrête et la coquille subit des déformations (Anonyme, 1998; Beal in Calderon *et al.*, 2003; Photo 1).



Photo 1. Malformation observée chez une mye d'environ 35 mm gardée en suspension.

Les myes ensemencées peuvent être les proies de nombreux prédateurs endo-benthiques (lunatie de l'Atlantique ou *Lunatia heros*, vers némerthes ou *Cerabratulus lacteus*,...) et épi-benthiques (crabe commun ou *Cancer irroratus*, crevette de sable ou *Crangon crangon*, poissons plats, goélands etc.). La susceptibilité à la prédation est liée directement à la taille lors de l'ensemencement, les plus petits individus subissant les pertes les plus importantes (Kraeuter et Castagna, 1989; Cigarra et Fernandez, 2000; Grabowski *et al.*, 2000; Beal et Kraus, 2002). La taille refuge à partir de laquelle les pertes par prédation sont grandement réduites semble se situer autour de 15 à 20 mm pour les bivalves à coquille épaisse comme *Mercenaria mercenaria* ou *Tapes philippinarum* (Kraeuter et Castagna, 1989; Cigarra et Fernandez, 2000). Chez la mye commune, la taille refuge contre la prédation par la lunatie serait de 30 mm (Anonyme, 1998; Commiato, 1982 in Beal *et al.*, 2001) Pour limiter cette prédation, particulièrement chez les petits individus, les parcelles ensemencées sont habituellement recouvertes avec un filet protecteur pendant un certain temps (Spencer *et al.*, 1992; Marelli et Arnold, 1996; Cigarra et Fernandez, 2000; Chevarie et Myrand, 2002; Calderon *et al.*, 2003).

Peu de choses ont été faites sur l'ensemencement de la mye commune. Il existe peu de littérature spécifique sur le sujet, exception faite d'un guide général (Anonyme, 1998) et des travaux menés par Dr Brian Beal (University of Maine at Machias).

Ces travaux sont habituellement de nature académique et sont réalisés dans des conditions expérimentales très contrôlées et dans un environnement très différent de celui rencontré aux Îles. Par conséquent, il est difficile d'appliquer les techniques utilisées et les résultats obtenus à une opération myicole commerciale aux Îles-de-la-Madeleine. C'est pourquoi le programme MIM a dû faire ses propres essais et a adapté beaucoup de techniques utilisées pour d'autres espèces de bivalves fouisseurs, surtout la palourde américaine (*Mercenaria mercenaria*) et la palourde japonaise (*Tapes philippinarum*).

Les myes prélevées sur le gisement du Havre aux Basques (HB) pour ensemencement mesurent habituellement entre 15 et 40 mm. *A priori*, cette gamme de taille est trop étendue pour procurer des résultats intéressants lors des ensemencements. En effet, la variabilité augmente avec le temps en raison des taux de croissance inégaux. Après un certain temps, les myes qui étaient les plus grandes au moment de l'ensemencement auront atteint la taille commerciale de 51 mm tandis que les plus petites seront encore loin derrière. Si le producteur récolte la parcelle immédiatement, un grand nombre d'individus n'auront pas atteint la taille commerciale et devront être ensemencés à nouveau afin de poursuivre leur croissance. Ces individus auront donc été ensemencés deux fois, ce qui augmente les coûts de production. Si le producteur choisit d'attendre que la majorité des individus ensemencés ait atteint la taille commerciale, ceci retarde inutilement la récolte des myes qui ont déjà cette taille depuis longtemps en raison de leur taille initiale. Dans cette situation, la durée du cycle de production augmente avec, encore une fois, une augmentation du coût de production. De plus, on accroît inutilement les risques pour les myes qui ont déjà atteint la taille commerciale : mortalité naturelle, prédation, pertes dues aux tempêtes, dispersion etc. La solution réside dans la réduction de la variabilité initiale de la taille des myes ensemencées en les séparant en groupes plus homogènes. Une taille initiale plus homogène devrait fournir une taille finale moins variable. D'un point de vue pratique, deux classes de taille devraient permettre d'atteindre cet objectif sans trop imposer de contraintes logistiques au plan des opérations commerciales.

Les densités d'ensemencement des bivalves fouisseurs, dont la mye commune, varient beaucoup. À l'Île-du-Prince-Édouard, on vise une densité d'ensemencement de l'ordre de 80 à 110 myes $\cdot m^{-2}$ (Chevarie et Myrand, 2002). Au Maine, on suggère dans un guide technique de viser une densité d'ensemencement de l'ordre de 225 à 450 myes $\cdot m^{-2}$ (Anonyme, 1998) mais Beal (1993) a mené des expériences avec des densités de 660 et 1 320 myes $\cdot m^{-2}$. Lors d'une mission d'observation en Nouvelle-Angleterre, il a été possible de constater que les ensemencements de myes étaient réalisés à des densités variant entre 265 et 1 075 myes $\cdot m^{-2}$ selon les endroits visités (Calderon *et al.*, 2003). Des ensemencements de palourdes japonaises (10 à 34 mm) ont aussi été réalisés avec des densités de 100 à 300 individus $\cdot m^{-2}$ (Cigara et Fernandez, 2000). Dans l'état de Washington, la palourde japonaise est élevée sur des parcelles ensemencées avec 430 palourdes $\cdot m^{-2}$ ou dans des poches d'huîtres enfouies dans le sédiment à une densité d'environ 1 080 $\cdot m^{-2}$ tandis qu'en Colombie-Britannique, elles sont ensemencées à

des densités variant entre 200 et 700 • m⁻² (Chevarie et Myrand, 2002). Donc, les densités d'ensemencement utilisées ailleurs varient de 80 à 1 300 individus • m⁻². La densité mesurée sur le gisement d'origine des myes ensemencées (HB) est de l'ordre de 125 myes • m⁻² (voir section « Inventaires »).

2. Essais préliminaires de 2000

Les premiers ensemencements expérimentaux ont été faits tardivement à la mi-septembre 2000. Initialement, ils étaient prévus plus tôt en été mais d'autres activités menées par le programme MIM, particulièrement l'étude d'impacts de l'utilisation du râteau hydraulique (voir section « Étude d'impacts »), ont exigé beaucoup de temps et ont ainsi retardé les essais d'ensemencement sur le site de l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » dans la lagune du Havre aux Maisons (HAM).



Photo 2. Filet de protection placé sur des myes ensemencées et retenu par des tiges de métal et des crochets (en U) encore visibles au moment de l'installation.

Des myes ont été récoltées sur le gisement de la lagune du Havre aux Basques (HB) à l'aide du râteau hydraulique. Elles ont ensuite été triées manuellement en deux classes de taille : 20 à 30 mm (26,7 ± 0,2 S.E.) et 30 à 40 mm (34,6 ± 0,2 S.E.). Outre la taille, trois traitements en relation avec le filet de protection ont été examinés : (1) pas de filet de protection, (2) filet de protection maintenu en place par des tiges de métal enfouies avec un jet d'eau sous pression et (3) filet de protection maintenu en place par des tiges de métal déposées sur la bordure du filet et retenues par des crochets à tous les mètres (Photo 2). La maille du filet de protection était de 10 x 7 mm.

Il était prévu réaliser quatre répliques pour chacun des six traitements (deux tailles x trois traitements filet) pour un total de 24 parcelles expérimentales. Chaque parcelle mesurait 1,5 x 6,1 mètre (5 x 20 pi). La densité d'ensemencement a été fixée à 350 myes • m⁻² ou 3 250 myes par parcelle expérimentale. Une densité expérimentale de 350 myes • m⁻² peut paraître faible en regard des densités utilisées ailleurs, soit jusqu'à 1 320 myes • m⁻² (Beal, 1993). Il faut toutefois prendre en considération la taille des individus utilisés : 20 à 40 mm dans la présente étude vs, par exemple, 6 à 12 mm dans l'étude de Beal (1993). Cette différence de longueur se traduit par une différence encore plus importante du point de vue de la surface des individus, un paramètre d'importance au moment de l'ensemencement quand les individus reposent à plat sur le substrat avant leur enfouissement. Ainsi, par

exemple, la surface (surface = longueur x largeur, où largeur = 0,615 x longueur ; obs. pers.) des individus de 27 et 35 mm (taille moyenne des lots expérimentaux) est d'environ 450 et 750 mm², respectivement, comparativement à 50 mm² pour un individu de 9 mm de longueur (taille moyenne de l'étude de Beal). La surface des myes de 27 mm et 35 mm correspond donc à 9 et 15 myes de 9 mm, respectivement. Par conséquent, une densité de 350 myes de 27 mm • m⁻² correspond à une densité d'environ 3 150 myes de 9 mm • m⁻². La même densité avec des myes de 35 mm de longueur correspond, quant à elle, à environ 5 250 myes de 9 mm • m⁻². La densité expérimentale utilisée dans la présente étude peut donc être considérée comme relativement élevée et comparable à celles utilisées dans d'autres études avec des individus de plus petite taille.

Environ 30 % des individus (1 000 myes par parcelle) ont été marqués au rouge alizarin (voir section « Marquage ») pour suivre l'évolution de myes dont il était certain qu'elles provenaient de l'ensemencement. Au moment de l'ensemencement, les myes marquées étaient d'abord dispersées de la façon la plus homogène possible sur toute la surface de la parcelle, puis venait le tour des myes non marquées d'être dispersées. Des coins en métal ont été enfouis dans le sédiment aux quatre coins de chaque surface expérimentale afin d'en délimiter les bordures. Ceci devait permettre de repérer les surfaces expérimentales le printemps venu à l'aide d'un détecteur de métal.

Les résultats de cette première expérience ont été décevants mais instructifs. D'abord, la qualité des myes laissait à désirer au moment des ensemencements. Faute de moyen d'entreposage adéquat, les myes expérimentales ont été conservées pendant plusieurs jours en eau peu profonde dans une baie de la lagune pendant une période de grands vents. Plusieurs myes étaient fraîchement mortes au moment de leur récupération avant l'ensemencement. Des colonnes de paniers avaient été renversées sur le côté par la tempête et beaucoup de vase s'était déposée dans les paniers. Une portion des myes expérimentales avait aussi été maintenue émergée pendant une période assez longue. Par conséquent, les myes ont dû être triées juste avant l'ensemencement afin d'éliminer les nombreux individus moribonds ou morts.

Lors de l'ensemencement, il a fallu vite constater que la logistique était déficiente pour le transport et la manutention d'une si grande quantité de myes (> 50 000) à ensemençer. Il a fallu déplacer plusieurs fois, manuellement, les paniers remplis de myes pour s'adapter au mouvement de la marée, ce qui a inutilement augmenté le temps nécessaire aux ensemencements. Un grand nombre de myes ont été déplacées par les courants au moment de l'ensemencement et se sont concentrées le long des bordures des filets de protection.

Plusieurs coins de métal ont été déplacés durant l'hiver, ce qui a rendu très difficile l'identification exacte des différentes surfaces expérimentales. Par conséquent, la localisation des échantillons n'était pas fiable et peu d'efforts ont été investis pour en prélever.

Il n'a pas été possible tirer des conclusions sur les meilleures densités d'ensemencement en fonction de la survie et de la croissance. Cependant, cet essai a permis de mieux définir les conditions à viser pour des ensemencements expérimentaux réussis. Plusieurs constats ont pu être faits :

- Il faut compter sur un mode d'entreposage adéquat de myes en attendant le moment de l'ensemencement.
- Il est nécessaire de pouvoir compter sur un véhicule tout-terrain (VTT) et une remorque pour que les opérations d'ensemencement soient efficaces.
- Des parcelles expérimentales de 1,5 x 6, un mètre (5 x 20 pi) nécessitent un trop grand nombre de myes. Des parcelles de 2 x 2 m offrent des conditions plus opérationnelles au plan expérimental.
- Il faut délimiter les surfaces expérimentales avec des cadres en métal enfouis dans le sédiment afin de pouvoir facilement les retrouver et les identifier par la suite. Ceci évite les problèmes observés avec les coins de métal.
- L'installation de filets de protection sur les parcelles ensencées est essentielle ; non pour limiter la prédation mais pour retenir les myes sur place pendant le temps nécessaire à leur enfouissement, surtout lorsque les courants tendent à les déplacer.
- Il ne s'est pas avéré nécessaire d'enfouir profondément les tiges de métal qui retiennent les filets, avec un jet d'eau sous pression, comme cela avait été proposé par la firme « SEnPAQ Consultants » (SEnPAQ consultants, 1998). Les filets ont été retenus avec succès lors d'une importante tempête de vent par des tiges de métal (6 mm de diamètre) posées directement sur les bordures des filets et retenues par des crochets (en U) enfoncées sur une profondeur de 30 cm dans le substrat à tous les mètres. Il suffit ensuite de marcher sur les tiges et les crochets pour s'assurer qu'ils soient bien enfoncés dans le sable. Cette méthode est beaucoup moins ardue et plus rapide que la première tout en offrant une très grande résistance aux intempéries. À l'échelle expérimentale, les tiges de métal pour retenir le filet de protection correspondent au cadre utilisé pour le repérage. Lors de l'enlèvement du filet, le cadre est enfoui dans le sédiment pour faciliter le repérage ultérieur avec un détecteur de métal.
- Les filets de protection doivent être enlevés une à deux semaines après leur installation afin d'éviter les accumulations de sable ou d'algues. Le retrait des filets est très facile et rapide avec cette méthode d'installation.

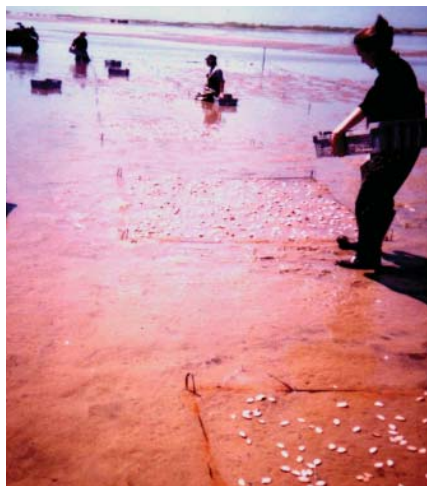


Photo 3. Ensemencements expérimentaux de myes sur des parcelles de 4 m² (gauche) et aperçu après l'installation des filets (droite).

- L'ensemencement doit se faire à petite eau, à marée basse et montante, pour (1) obtenir un ensemencement uniforme sur toute la surface désirée, (2) faciliter l'installation des filets de protection et (3) éviter que les myes ne soient trop longtemps émergées (elles ne s'enfouissent pas lorsqu'elles sont émergées).
- Il importe de marquer toutes les myes expérimentales afin d'obtenir des informations fiables sur le succès des essais d'ensemencement. La réduction de la superficie des parcelles et donc du nombre d'individus expérimentaux, facilite la réalisation de cet objectif.

Plusieurs myes colorées ont été récupérées jusqu'à deux ans après cet ensemencement d'automne. Leur croissance était presque nulle.

3. Ensemencements de 2001

L'expérience acquise en 2000 a permis de mieux organiser les ensemencements expérimentaux. La manipulation des organismes était mieux maîtrisée de même que l'ensemble des techniques d'ensemencement. L'acquisition d'un véhicule tout terrain (VTT) pour le transport du matériel est venue simplifier énormément la tâche. L'usage de parcelles expérimentales plus petites (2 x 2 m) a permis de réduire les quantités de myes nécessaires et a facilité l'ensemble du travail (Photo 3) tout en permettant de maintenir un nombre intéressant de répliques pour les traitements. Chaque parcelle a été divisée en 16 portions virtuelles de 0,5 x 0,5 m, ce qui permettait le prélèvement potentiel de 16 échantillons différents à l'aide de l'échantillonneur à succion Venturi (0,10 m²). Toutes les myes expérimentales ont été marquées au rouge alizarin (voir section « Marquage »).

Deux périodes d'ensemencement différentes ont été examinées soit l'été (juillet) et l'automne (octobre). Les mêmes paramètres ont été étudiés lors des deux périodes soit : la densité (100, 175, 250, 325 myes • m⁻²) et la taille (20 à 30 vs 30 à 40 mm). Chacun des huit traitements (quatre densités x deux tailles) a été étudié à l'aide de sept répliques pour un total de 56 parcelles expérimentales. Les parcelles ont été disposées en sept rangées de huit parcelles placées en parallèle avec la ligne de rivage. Chaque rangée correspondait à un bloc dans lequel était répartie aléatoirement une réplique par traitement. Les parcelles étaient délimitées par des cadres en métal et séparées les unes des autres par une distance de deux mètres. Les taux de récupération ont été estimés par le ratio densité récupérée/densité initiale. Les données ont été transformées en proportion pour obtenir une distribution normale (Sokal et Rohlf, 1981).

3.1 Ensemencement estival (juillet)

Lors de l'ensemencement expérimental des 17 et 18 juillet, les myes semblaient plus vigoureuses et la technique beaucoup mieux maîtrisée qu'en 2000. La taille moyenne à l'ensemencement était de 30,9 mm pour les petites myes et de 38,0 mm pour les grosses. Contrairement à l'année précédente, les myes ont pu être

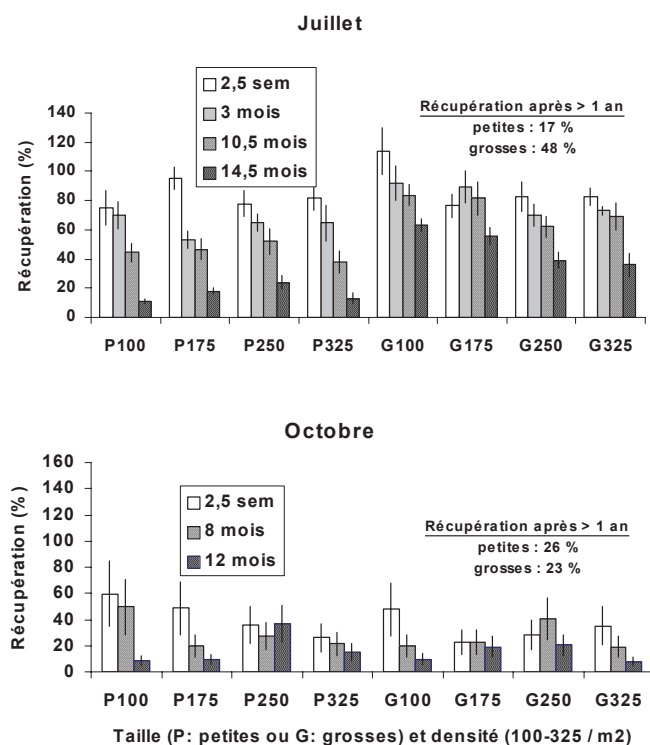


Figure 1. Taux de récupération ($\pm$ S.E.) des myes du HAB ensemencés en juillet et en octobre 2001 sur le site d'élevage de la lagune du Havre aux Maisons.

maintenues dans des conditions adéquates avant leur ensemencement et aucun tri n'a été nécessaire pour éliminer les individus morts ou moribonds. Les taux de récupération mesurés 2 ½ semaines et trois mois après l'ensemencement ont d'ailleurs été très encourageants (Figure 1).

Dans le premier cas (2 ½ semaines après ensemencement), le taux de récupération le 3 août 2001 a varié entre 75 % et 114 % selon les traitements expérimentaux (Figure 1). Il y avait une interaction significative entre la taille x densité (ANOVA : $F_{(3,45)} = 2,98$; $P = 0,041$) mais le patron observé était complexe. Globalement, la récupération moyenne fut 86 ± 5 % (S.E.). Nous ne pouvons pas distinguer les myes mortes de celles emportées à l'extérieur des parcelles expérimentales. Le taux de récupération doit donc être considéré comme un taux maximal de mortalité.

Trois mois après l'ensemencement (16 et 19 octobre 2001), le taux de récupération variait entre 53 % et 92 % selon les traitements expérimentaux (Figure 1). Il n'y avait pas d'interaction taille x densité significative (ANOVA : $F_{(3,45)} = 1,16$; $P = 0,33$). Le facteur densité n'était pas significatif (ANOVA : $F_{(3,45)} = 0,77$; $P = 0,52$) mais la taille l'était (ANOVA : $F_{(1,45)} = 7,73$; $P = 0,008$). La récupération moyenne fut de 81 ± 6 % (S.E.) pour les grosses myes et 63 ± 4 % (S.E.) pour les petites.

L'échantillonnage réalisé 10 ½ mois après l'ensemencement (27 et 28 mai 2002) a fourni des résultats décevants pour les petits individus. D'une part, le taux de récupération variait entre 38 % et 84 % selon les traitements expérimentaux (Figure 1). Comme lors de l'échantillonnage précédent, il n'y avait pas d'interaction taille x densité significative (ANOVA : $F_{(3,45)} = 1,17$; $P = 0,33$). Le facteur densité n'était pas significatif (ANOVA : $F_{(3,45)} = 0,87$; $P = 0,46$) mais la taille l'était (ANOVA : $F_{(1,45)} = 26,39$; $P < 0,0001$). La récupération moyenne fut de

74 ± 5 % (S.E.) pour les grosses myes et 45 ± 3 % (S.E.) pour les petites.

Après 14 ½ mois (1 et 2 octobre 2002), le taux de récupération variait entre 11 % et 63 % selon les traitements expérimentaux (Figure 1). Il y avait une interaction significative entre la taille et la densité (ANOVA : $F = 5,37$; $P = 0,003$). Notons toutefois que les taux de récupération de tous les traitements impliquant les grosses myes (36 à 63 %) ont été supérieurs à ceux impliquant les petites myes (11 à 24 %). Globalement la récupération moyenne fut de 49 ± 7 % (S.E.) pour les grosses myes et 17 ± 3 % (S.E.) pour les petites.

La croissance des myes du HB ensemencées sur le site aquacole du HAM fut très décevante. Les myes n'ont gagné en moyenne qu'environ trois millimètres en longueur en 14 ½ mois (Tableau 1) et ce, peu importe la taille initiale.

Tableau 1. Évolution de la taille des myes ensemencées les 17 et 18 juillet 2001. La taille initiale a été estimée à partir de trois lots (sous-échantillons) de myes qui ont servi aux ensemencements. La taille après ensemencement fut estimée à partir des tailles moyennes observées sur les parcelles expérimentales.

	Petites (moyenne $\pm$ S.E.)	Grosses (moyenne $\pm$ S.E.)
Taille initiale (17 et 18 juillet 2001)	30,9 $\pm$ 1,8	38,0 $\pm$ 1,6
Après 2,5 semaines (3 août 2001)	27,2 $\pm$ 0,2	37,7 $\pm$ 0,3
Après 3 mois (16+19 octobre 2001)	28,4 $\pm$ 0,2	37,9 $\pm$ 0,2
Après 10,5 mois (27 et 28 mai 2002)	28,6 $\pm$ 0,3	38,4 $\pm$ 0,3
Après 14,5 mois (1 et 2 octobre 2002)	33,9 $\pm$ 0,6	41,5 $\pm$ 0,2

3.2 Ensemencement automnal (octobre)

Le 3 octobre, un nouvel ensemencement expérimental a été réalisé de la même manière qu'en juillet. Les mêmes paramètres ont été examinés. Ce deuxième essai a été fait principalement pour corroborer les résultats de juillet mais aussi pour vérifier la faisabilité technique d'un ensemencement automnal.

Bien que les myes semblaient encore une fois en grande forme, elles se sont enfouies moins rapidement qu'en juillet. Trois échantillonnages ont été réalisés suite à cet ensemencement afin d'évaluer le taux de récupération : 2 ½ semaines (23 et 25 octobre 2001), 8 mois (3 et 5 juin 2002) et 12 mois (10 et 11 octobre 2002). Dans tous les cas, il n'y a eu aucun effet significatif des traitements : aucune interaction taille x densité (toutes les ANOVA : $F_{(3,48)} = 1,68$; $P = 0,18$) et aucune différence au niveau des densités (toutes les ANOVA : $F_{(3,48)} = 2,49$; $P = 0,07$) ni au niveau des tailles (toutes les ANOVA : $F_{(1,48)} = 0,54$; $P = 0,46$). expérimentales (Figure 1). Globalement, les taux de récupération furent de 70 ± 3 % (S.E.) après 2,5 semaines, de 55 ± 5 % (S.E.) après huit mois et de 25 ± 2 % (S.E.) après 12 mois.

Les croissances observées ont été virtuellement nulles, même un an après l'ensemencement (Tableau 2).

4. Ensemencement 2002

À l'automne 2001, les résultats obtenus des ensemencements réalisés en cours d'année semblaient indiquer que les myes

avaient un potentiel limité, particulièrement celui de la croissance.

Un seul nouvel ensemencement a pu être réalisé en 2002, soit les 15 et 17 juillet. Il a été mené dans le but de valider les informations préoccupantes obtenues avec les ensemencements de 2001. C'est pourquoi trois lots de myes ont été comparés : myes prélevées sur le gisement du HB, myes prélevées près du site aquacole du HAM et myes prélevées sur le gisement du HB en 2001 et entreposées pendant tout l'hiver dans des structures d'entreposage expérimentales (voir section entreposage). Cette fois, trois groupes de taille ont été examinés : petites (P), de 20 à 30 mm, grosses (G), de 30 à 40 mm et non triées (M), de 20 à 40 mm. Il n'a pas été possible d'avoir un dispositif factoriel avec la combinaison de tous les traitements possibles. Ainsi, il n'y a pas de traitement « myes du HAM non triées » faute d'individus disponibles. Pour limiter le nombre de traitements expérimentaux, tous les ensemencements ont été réalisés à une densité unique de 250 myes • m⁻². Encore une fois, les données ont été transformées en proportion pour obtenir une distribution normale en vue des comparaisons statistiques (Sokal et Rohlf, 1981).

Tableau 2. Évolution de la taille des myes ensemencées le 3 octobre 2001. La taille initiale a été estimée à partir de deux lots (sous-échantillons) de myes qui ont servi aux ensemencements. La taille après ensemencement fut estimée à partir des tailles moyennes observées sur les parcelles expérimentales.

	Petites (moyenne ± S.E.)	Grosses (moyenne ± S.E.)
Taille initiale (3 octobre 2001)	30,8 ± 1,3	36,9 ± 1,1
Après 2 ½ semaines (23+25 octobre 2001)	27,6 ± 1,0	34,6 ± 1,5
Après 8 mois (3 et 5 juin 2002)	28,6 ± 1,1	34,7 ± 1,4
Après 12 mois (10 et 11 octobre 2002)	29,9 ± 1,5	35,2 ± 1,9

Deux semaines (31 juillet) après l'ensemencement le taux de récupération a été très variable avec des valeurs oscillant entre 4 et 206 % (Figure 2). Aussi, il n'est pas surprenant qu'il n'ait pas été possible de mettre en évidence une influence significative des traitements (ANOVA : $F_{(7,45)} = 0,85$; $P = 0,55$). On a pu toutefois noter une tendance où les myes du HB entreposées tout l'hiver semblaient montrer des taux de récupération moindre. Le taux global de récupération fut de 81 ± 11 % (S.E.).

Le taux de récupération a toutefois chuté brutalement trois mois (16 octobre 2002) après l'ensemencement (Figure 2). Il y avait des différences significatives entre les différents traitements (ANOVA : $F_{(7,45)} = 11,56$; $P < 0,0001$). Le patron était complexe mais les taux de récupération ont été nettement plus élevés pour les myes qui provenaient du site du HAM, qu'elles soient grosses (94 ± 10 % S.E.) ou petites (71 ± 10 % S.E.),

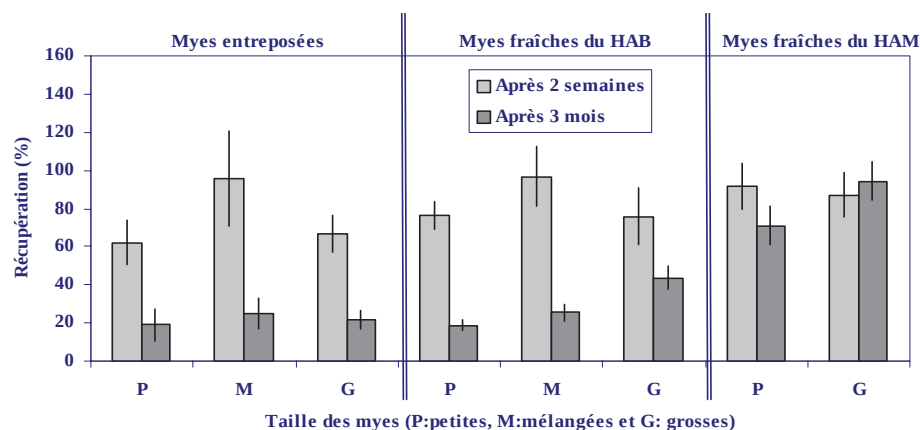


Figure 2. Taux de récupération (± S.E.) des myes ensemencées en 2002 provenant de plusieurs sources : entreposées pendant un hiver, myes fraîchement récoltées dans la lagune du Havre aux Basques (HB) et myes fraîchement récoltées dans la lagune du Havre aux Maisons (HAM).

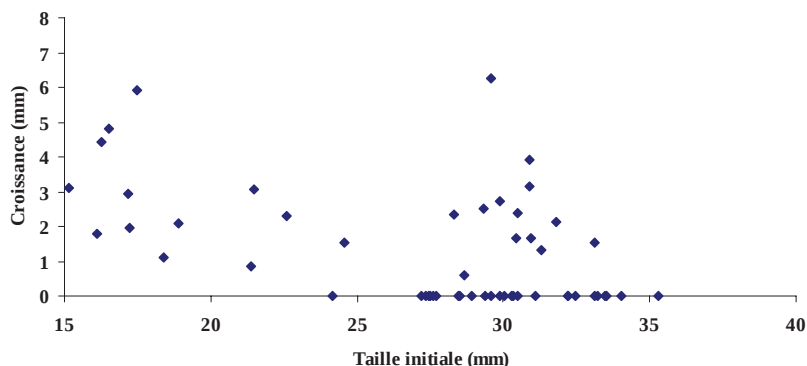
comparativement aux myes du HB prélevées directement sur le gisement naturel (19 à 44 %) ou entreposées pendant tout l'hiver (19 à 29 %) qui, elles, étaient assez comparable.

La croissance individuelle des myes récupérées a pu être mesurée à partir de l'accroissement de la coquille qui a suivi le moment du marquage à l'alizarin (voir section marquage). La croissance moyenne observée pendant cette période de trois mois fut relativement limitée (< 3 mm) et ce peu importe le lot expérimental considéré (Tableau 3). Les croissances les plus importantes furent observées chez les petits individus provenant des gisements du HB et du HAM. La croissance moyenne de ces deux lots fut assez semblable avec 2,1 et 2,6 mm, respectivement. Chose intéressante, certaines myes de ces deux lots, particulièrement les petites myes du HAM, ont eu des croissances individuelles assez intéressantes. Plusieurs petites myes du HAM ont eu une croissance de 5 à 7 mm et quelques rares petites myes du HB ont eu une croissance de l'ordre de 6 mm (Figure 3). La moitié (26/53) des petites myes du HB récupérées ont toutefois eu une croissance nulle pendant cette période. Toutes les myes du HB qui ont eu une croissance nulle, sauf une, mesuraient 27 mm. Les myes qui ont été entreposées pendant tout l'hiver (voir section « Entreposage »), particulièrement les plus petites, ne semblent pas avoir bien récupéré si on se fie sur leur croissance très limitée (Tableau 3).

5. Conclusion

Deux ensemencements ont été faits en 2001. Les taux de récupération obtenus ont été systématiquement plus élevés pour les grosses myes au cours des 14 ½ mois suivant l'ensemencement de juillet 2001, sauf à court terme (2,5 semaines). Néanmoins, la récupération obtenue après 14 ½ mois était relativement faible pour les deux classes de taille avec 49 % (grosses) et 17 % (petites). La récupération des myes ensemencées en octobre 2001 n'a pas été influencée par les traitements expérimentaux, par exemple leur taille comme en juillet, mais les valeurs obtenues étaient très faibles après 12 mois, soit 25 % seulement. Outre la faible récupération obtenue quelques mois après l'ensemencement, les résultats les plus décevants provenant de ces deux ensemencements concernent certainement la croissance très limitée et ce, même plus d'un an après les ensemencements. Ceci a suscité plusieurs

Croissance des petites myes HB entre juillet et octobre 2002



Croissance des petites myes HAM entre juillet et octobre 2002

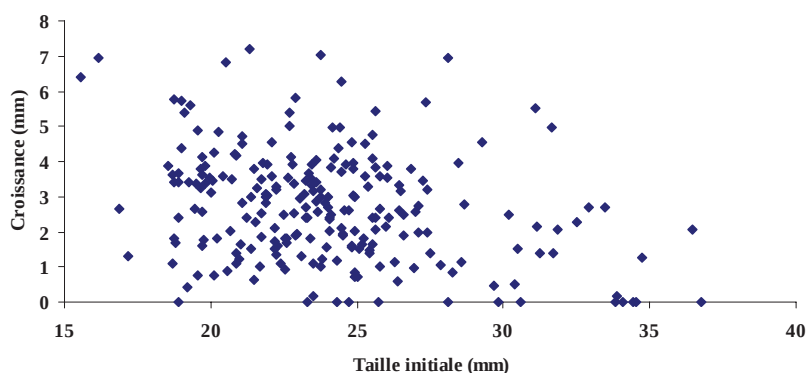


Figure 3. Croissance des myes provenant des lagunes du Havre aux Basques (HB) et du Havre aux Maisons (HAM) ensemencées en juillet 2002 et récupérées en octobre 2002.

Tableau 3. Évolution de la taille des myes ensemencées le 15 et 17 juillet 2002. La taille initiale a été estimée à partir d'un ou plusieurs lots (sous-échantillons) de myes qui ont servi aux ensemencements. La croissance individuelle = taille de la coquille – taille au moment de l'ensemencement telle qu'indiquée par la présence d'un anneau rouge causé par le marquage à l'alizarin. La taille après ensemencement et la croissance furent estimées à partir des tailles et des croissances moyennes observées sur les parcelles expérimentales. HB = Havre aux Basques; HAM = Havre aux Maisons; P = petites; G = grosses; NT = non triées.

	Taille initiale (mm) 15 et 17 juillet 2002 (moyenne $\pm$ S.E.)	Après 3 mois (mm) 16 octobre 2002 (moyenne $\pm$ S.E.)	Croissance (mm) juillet-octobre (moyenne $\pm$ S.E.)
HB - P	26,1	28,5 $\pm$ 1,0	2,13 $\pm$ 0,54
HB - G	37,1 $\pm$ 0,3	37,0 $\pm$ 0,4	0,14 $\pm$ 0,06
HB - NT	27,9	33,9 $\pm$ 0,9	0,67 $\pm$ 0,25
HB entreposées - P	26,7	28,4 $\pm$ 0,5	0,70 $\pm$ 0,28
HB entreposées - G	33,4	34,9 $\pm$ 0,5	0,39 $\pm$ 0,06
HB entreposées - NT	30,9 $\pm$ 0,2	31,6 $\pm$ 0,4	0,83 $\pm$ 0,19
HAM - P	23,0	26,8 $\pm$ 0,3	2,63 $\pm$ 0,13
HAM - G	37,7 $\pm$ 0,1	39,2 $\pm$ 0,4	0,58 $\pm$ 0,14

actions en 2002 afin de vérifier le potentiel réel des myes du HB pour l'ensemencement.

L'ensemencement réalisé en juillet 2002 a encore une fois démontré que le taux de récupération des myes du HB est faible (19 à 44 %) et ce, trois mois seulement après l'ensemencement. En comparaison, les myes du HAM prélevées près du site aquacole ont fourni des taux de récupération de l'ordre de 70 à 95 % selon leur taille. Les croissances moyennes observées ont été encore une fois assez limitées. Les moyennes étaient assez comparables pour les myes du HB et du HAM bien que certaines petites myes du HAM aient montré des croissances de l'ordre de 5 à 7 mm en trois mois.

Quand la taille a entraîné une différence de la récupération, l'avantage a toujours été en faveur des plus grosses myes. Ceci est probablement lié au fait qu'elles s'enfouissent plus profondément dans le substrat (Zaklan et Ydenberg, 1997), ce qui les rend moins vulnérables aux prédateurs épibenthiques (Edelaar, 2000) et aux déplacements passifs (Emerson et Grant, 1991). Ceci peut aussi être lié au fait qu'elles ont une taille moins intéressante (taille refuge) pour les prédateurs (Kraeuter et Castagna, 1989; Cigarra et Fernandez, 2000; Grabowski *et al.*, 2000; Beal et Kraus, 2002).

Les ensemencements d'automne ont fourni des résultats mitigés. D'une part, les conditions d'ensemencement (conditions climatiques : vent, température, etc.) sont plus difficiles et les myes s'enfouissent plus lentement. D'autre part, les myes n'ont pas le temps de s'enfouir profondément avant l'arrivée de l'hiver, ce qui peut entraîner des pertes importantes causées par le gel du substrat, la prédation et l'érosion due au mouvement des glaces, (Anonyme, 1998; Beal in Calderon *et al.*, 2003).

Tous nos essais d'ensemencement ont fourni des résultats allant dans la même direction : les myes du HB croissent très peu, même sur une période de plus d'un an et leur taux de récupération devient très faible quelques mois seulement après l'ensemencement.

Estimer la croissance à partir de l'évolution de la taille moyenne des individus récupérés peut induire un biais et ainsi fausser les résultats. En effet, il suffit, par exemple, que seuls les plus grands individus ensemencés sur une parcelle donnée soient récupérés pour créer une illusion de croissance et ce même si ces individus ont eu une croissance nulle. Il vaut mieux estimer, quand c'est possible, la croissance à partir de la nouvelle pousse de la coquille qui a suivi le marquage à l'alizarin. Ceci fournit des valeurs réelles et individuelles de croissance. Nous avons pu obtenir ce type de données pour l'ensemencement de 2002, car il

y avait alors une croissance suffisante pour permettre la prise de cette mesure. Pour les autres ensemencements (2000), la croissance individuelle était insuffisante pour identifier clairement la croissance obtenue.

Les myes provenant du gisement du Havre aux Basques (HB) et ayant une taille moyenne initiale > 30 mm ont eu une croissance minimale (< 3 mm) plus d'un an après les ensemencements. Des opérations de transfert sont menées à grande échelle en Nouvelle-Angleterre avec des myes de 10 à 45 mm (Calderon *et al.*, 2003) mais, à notre connaissance, aucun résultat quantifié n'a été rapporté jusqu'à maintenant. Les données de croissance disponibles ne concernent que des myes de petite taille suivies pendant une période relativement limitée (maximum de un an). Ainsi, des myes de 15 mm ont atteint une taille d'environ 34 mm lorsque maintenues pendant 11 semaines en laboratoire dans un substrat sablonneux (Newell et Hidu, 1982). Des myes d'écloserie ensemencées à une taille initiale d'environ 12 mm ont eu une croissance de l'ordre de 5 mm en trois mois, entre mai et août et 12 mm en 7 ½ mois, entre avril et la mi-décembre, dans le Maine (Beal et Vencile, 2001; Beal *et al.*, 2001). Lors d'une autre expérience (Beal, 2001), des myes d'écloserie ensemencées à une taille initiale moyenne de 7,5 et 12,5 mm au début mai ont atteint 25 et 30 mm, respectivement, après cinq mois (octobre). Des myes d'écloserie ensemencées à une taille initiale de 12 mm atteignent donc la taille légale de 51 mm en deux à trois ans dans le Maine (Beal, 1993; Bonner in Calderon *et al.*, 2003). La croissance la plus importante a lieu entre juin et la mi-août au Maine (Anonyme 1998; Beal *et al.*, 2001) et 90 % de la croissance est observée entre avril et septembre (Beal in Calderon *et al.*, 2003).

Moins de 50 % des myes du HB ensemencées ont pu être récupérées un an après ensemencement. L'ensemencement de 2002 suggère toutefois que les résultats pourraient être meilleurs avec les myes du HAM dont on a pu récupérer une grande proportion (70 à 95 %). La période d'observation n'a toutefois été que de trois mois.

Il y a peu d'informations sur les taux de récupération des bivalves ensemencés. En fait, il n'y a aucune donnée disponible sur la récupération des myes ensemencées suite à des transferts (Anonyme, 1998; Calderon *et al.*, 2003). La seule information disponible est à l'effet que les taux de récupération de myes transférées sont très variables au Maine (Beal in Calderon *et al.*, 2003). Nous ne pouvons donc comparer nos résultats qu'avec ceux provenant d'expériences en conditions expérimentales contrôlées ou avec d'autres espèces de bivalves fousseurs ensemencés dans des conditions très différentes des nôtres. La récupération des myes ensemencées est très variable. Ainsi, Beal et Vencile (2001) rapportent une récupération de seulement 32 % après trois mois avec des myes ensemencées à une taille de 12 mm. Par contre, Beal *et al.* (2001) rapportent que 7 ½ mois après l'ensemencement de myes de 12 mm, les taux de récupération étaient de 72 à 91 % pour les myes qui avaient été protégées avec des filets et de 50 à 87 % pour celles qui n'avaient pas été protégées. De son côté, Robinson (1997) mentionne une récupération presque complète (90 à 100 %) sept mois après l'ensemencement de myes > 15 mm. Chez d'autres espèces de bivalves fousseurs, les récupérations rapportées varient aussi beaucoup. Cigarra et Fernandez (2000) ont retrouvé, selon les traitements expérimentaux, entre 10 et 65 % des palourdes (*Tapes philippinarum*) de 10 à 34 mm qu'ils avaient ensemencées un an auparavant.

Une compilation des taux de récupération obtenus dans différentes études menées avec des *Mercenaria mercenaria* non protégées par des filets (Kraeuter et Castagna, 1989) fournit une fourchette de valeurs entre 0 et 77 %, mais sans préciser la durée des périodes d'observation. Une enquête menée auprès des gestionnaires des programmes d'ensemencement de *Mercenaria mercenaria* en Nouvelle-Angleterre indique qu'ils estiment pouvoir récupérer entre 10 et 91 % (moyenne = 56 %) des individus ensemencés après un an et 39 % au moment de la récolte (Walton et Walton, 2001).

6. Références

- Anonyme. 1998. The Maine clam handbook. A community guide for improving shellfish management. Maine/New Hampshire Sea Grant College Program, Maine Dpt Marine Resources. 75 p.
- Beal, B. F. 1993. The Beals Island Regional Shellfish Hatchery : A community-based clam (*Mya arenaria*) stock enhancement program in downeast Maine. p. 18 à 22. In Van Patten, M.S. (ed) Irish-American technical exchange on the aquaculture of abalone, sea urchins, lobsters and kelp. Connecticut Sea Grant College Program, CT-SG-93-05, Groton, CT.
- Beal, B. F. 2001. Effects of mesh size and construction for protection of seedling clams. An extension of « A community clam culture program » as a collaborative study by the Downeast Institute for Applied Marine Research & Education (formerly the Beals Island Regional Shellfish Hatchery), Georgetown shellfish harvesters and residents. Final Report.
- Beal, B. F., M. G. Kraus. 2002. Interactive effects of initial size, stocking density, and type of predator deterrent netting on survival and growth of cultured juveniles of the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in eastern Maine.
- Beal, B. F., M. R. Parker, K. W. Vencile. 2001. Seasonal effects of intraspecific density and predator exclusion along a shore-level gradient on survival and growth of juveniles of the soft-shell clam, *Mya arenaria* L., in Maine, USA. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 264 : 133-169.
- Beal, B. F., K. W. Vencile. 2001. Short-term effects of commercial clam (*Mya arenaria* L.) and worm (*Glycera dibranchiata* Ehlers) harvesting on survival and growth of juveniles of the soft-shell clam. J. Shellfish Res., 20 : 1145-1157.
- Calderon, I., L. Chevarie, B. Myrand, M. E. Nadeau, M. Roussy. 2003. Contexte technologique et réglementaire de l'élevage de mye et de la quahaug commune en Nouvelle-Angleterre. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 15, 35 p.
- Chevarie, L., B. Myrand. 2002. Élevage de la palourde japonaise (*Tapes philippinarum*) en Colombie-Britannique et dans l'état de Washington (USA), août 2001. Dans le cadre du programme MIM : « Programme de recherche en myiculture aux îles-de-la-Madeleine (2000-2005) ». MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 18, 17 p.
- Comito, J.A. 1982. Effects of *Lunatia erosa* predation on the population dynamics of *Mya arenaria* and *Macoma balthica* in Maine, USA. Mar. Biol., 69 : 187-193.
- Edelaar, P. 2000. Phenotypic plasticity of burrowing depth in the bivalve *Macoma balthica* : experimental evidence and general implications. p. 451 à 458. In Harper, E.M., Taylor, J.D. et J.A. Crame (eds) The evolutionary biology of the Bivalvia. Special publications Vol. 117. Geological Society London, London.
- Emerson, C. W., J. Grant. 1991. The control of soft-shell clam (*Mya arenaria*) recruitment on intertidal sandflats by bedload sediment transport. Limnol. Oceanogr., 36 : 1288-1300.
- Freeman, F. R., D.L. Peer, C.M. Hawkins. 1996. Need and potential for softshell clam aquaculture in Nova Scotia. Bull. Aquacul. Assoc. Canada, 96-1 : 61-63.
- Gigarra, J., J. M. Fernandez. 2000. Management of Manila clam beds. I. Influence of seed size, type of substratum and protection on initial mortality. Aquaculture, 182 : 173-182.

- Grabowski, J. H., S. P. Powers, M. Hooper. 2000. Balancing tradeoffs between predator protection and associated growth penalties in aquaculture of northern Quahaug, *Mercenaria mercenaria* (Linnaeus, 1758) : A comparison of two common grow-out methods. J. Shellfish Res., 19 : 957-962.
- Kraeuter, J. N., M. Castagna. 1989. Factors affecting the growth and survival of clam seed planted in the natural environment. p. 149 à 165. In Manzi, J.J. et M. Castagna (eds). Clam culture in North America. Development in Aquaculture and Fisheries Sciences, vol. 19.
- Marelli, D. C., W. S. Arnold. 1996. Growth and mortality of transplanted juvenile hard clams, *Mercenaria mercenaria*, in the northern Indian River lagoon, Florida. J. Shellfish Res., 15 : 709-713.
- Newell, C. R., H. Hidu. 1982. The effects of sediment type on growth and shell allometry in soft-shelled clam *Mya arenaria*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 65 : 285-295.
- Pfitzenmeyer, H. T., K. G. Drobeck. 1967. Some factors influencing reburrowing activity of soft-shell clam, *Mya arenaria*. Chesapeake Science, vol. 8, No 3. University of Maryland.
- Robinson, S. M. C. 1997. Shellfish culture in the Bay of Fundy. Cold-water Aquaculture of the year 2000. AAC Special Public. N° 2
- Sokal, R. R., F. J. Rohlf. 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 2nd edition. W.H. Freeman and Co., San Francisco, 859 p.
- Spencer, B. E., D. B. Edwards, P. F. Millican. 1992. Protecting Manila clam (*Tapes philippinarum*) beds with plastic netting. Aquaculture, 105 : 251-268.
- Walton, W. C., W. C. Walton. 2001. Problems, predators, and perception : Management of quahaug (hardclam), *Mercenaria mercenaria*, stock enhancement programs in southern New England. J. Shellfish Res., 20 : 127-134.
- Zaklan, S. D., R. Ydenberg. 1997. The body size burial depth relationship in the infaunal clam *Mya arenaria*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 214 : 1-18.

Facteurs influençant l'enfouissement des myes

Pariseau, J., B. Myrand, G. Desrosiers, L. Chevarie

1. Contexte

Les myes sont semencées en les déposant directement sur le substrat, un peu comme on sème un champ. Elles doivent ensuite s'enfouir elles-mêmes dans le substrat (Photo 1). Plus la vitesse d'enfouissement est lente, plus grand sont les risques (1) qu'elles soient victimes de prédateurs épibenthiques et d'oiseaux marins, (2) qu'elles soient entraînées passivement par les courants (créés par la marée ou le vent) au-delà des surfaces d'ensemencement et (3) qu'elles soient victimes de dessiccation lors des ensemencements à marée basse (Emerson, 1990; Zaklan et Ydenberg, 1997; Strasser *et al.*, 1999; Tallquist, 2001). Si les pertes sont déjà importantes au moment de l'ensemencement, le succès de la récolte ne pourra qu'en souffrir. La vitesse d'enfouissement peut donc influencer la rentabilité d'une opération commerciale.



Photo 1. Ensemencement de myes sur des parcelles expérimentales de 4 m².

L'enfouissement entraîne une dépense d'énergie pour la mye. Par conséquent, tout facteur influençant la vitalité de la mye devrait avoir des répercussions sur l'enfouissement. Tout facteur qui accélérera la vitesse d'enfouissement devrait avoir un impact positif sur le succès des ensemencements. Au contraire, il convient d'identifier les conditions qui pourraient influencer négativement la vitesse d'enfouissement. Les essais d'ensemencement réalisés dans le cadre du Programme MIM ont montré que la vitesse d'enfouissement des myes expérimentales était assez lente, particulièrement à l'automne.

Pfitzenmeyer et Drobeck (1967) mentionnent que les températures comprises entre 8,8 et 21 °C favorisent un enfouissement rapide. Cependant, nous avons observé lors des ensemencements expérimentaux que les températures inférieures à 15 °C semblaient ralentir l'enfouissement tandis que des températures plus élevées (21 à 30 °C) ne semblaient pas avoir d'effets négatifs. Les informations sont peu nombreuses sur les facteurs qui influencent l'enfouissement de la mye commune.

2. Vitesse d'enfouissement en milieu naturel

Une étude a été menée sur certains facteurs susceptibles d'avoir un impact sur l'enfouissement de la mye au cours des opérations mycoles : taille, densité, ameublissement du substrat, durée d'émersion avant ensemencement et période de l'année. Les traitements étudiés pour chaque facteur correspondaient à des conditions vraisemblables et réalistes à l'échelle commerciale.

Les myes expérimentales ont été prélevées sur le site de la lagune du Havre aux Basques (HB) et les expériences d'enfouissement ont été réalisées au site aquacole de l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » afin de mimer le mieux possible la réalité des opérations mycoles aux Îles-de-la-Madeleine. Les travaux ont tous été réalisés, entre mai et octobre 2002, en milieu naturel. Une exception toutefois : l'étude de la période de l'année qui a été réalisée en bassins.

Les mesures ont été faites en zone peu profonde, là où ont lieu les ensemencements expérimentaux et commerciaux. Elles se déroulaient à marée montante pour éviter toute possibilité d'émersion des myes expérimentales pendant la prise de données. Pour chaque traitement, 20 myes étaient suivies individuellement. Pour ce faire, chacune était placée à l'intérieur d'un cercle en PVC de 10 cm de diamètre qui était enfoui dans le sédiment (Photo 2). Les myes des différents traitements (3 ou 4) étaient distribuées de façon aléatoire dans des matrices pour faciliter les observations : 3 matrices de 5 x 4 lorsqu'il y avait trois traitements (60 cercles) ou 4 matrices de 5 x 4 lorsqu'il y avait quatre traitements (80 cercles).



Photo 2. Cercles en PVC utilisés pour les expériences de vitesse d'enfouissement.

Les myes étaient prélevées quelques jours avant les expériences à l'aide du râteau de récolte hydraulique (voir section « Étude d'impact »). Elles étaient ensuite placées dans des bassins alimentés en continu avec de l'eau salée jusqu'au moment de l'expérience afin de s'assurer qu'elles aient pu récupérer du stress éventuel de la récolte. Au début de l'expérience, les myes étaient placées sur le côté. Le niveau d'enfouissement était noté toutes les 15 minutes pendant les deux premières heures, puis toutes les 30 minutes. L'expérience durait trois heures. À chaque occasion était noté le niveau d'enfouissement (proportion enfouie) de chaque mye : rien, sortie du pied, $\frac{1}{4}$, $\frac{1}{2}$, $\frac{3}{4}$, complet. Sauf avis contraire, chaque expérience a été répétée neuf fois avec des myes différentes chaque fois. Les données ont été examinées à l'aide d'analyses de variance à mesures répétées.

Des observations faites en bassin ont montré qu'une mye enfouie à 50 % dans le sédiment pouvait résister à un courant de l'ordre de $30 \text{ cm} \cdot \text{sec}^{-1}$ sans être emportée. Un enfouissement moins profond résultait en une stabilité moindre de sorte que l'arrachement de la mye était souvent conditionné en grande partie par la résistance qu'elle offrait au courant en raison de sa position (de côté vs face au courant). Une mye enfouie à moitié semble donc capable de résister aux courants rencontrés aux Îles (voir section « Caractérisation des sites ») et risque donc peu d'être emportée hors des parcelles ensemencées.

2.1 Taille

Trois classes de taille ont été examinées : 15 à 20, 25 à 30, 35 à 40 mm. Il y a eu une différence significative ($F_{(2,24)} = 37,85$; $P < 0,0001$) de la vitesse d'enfouissement en fonction de la taille (Figure 1). La vitesse d'enfouissement était corrélée

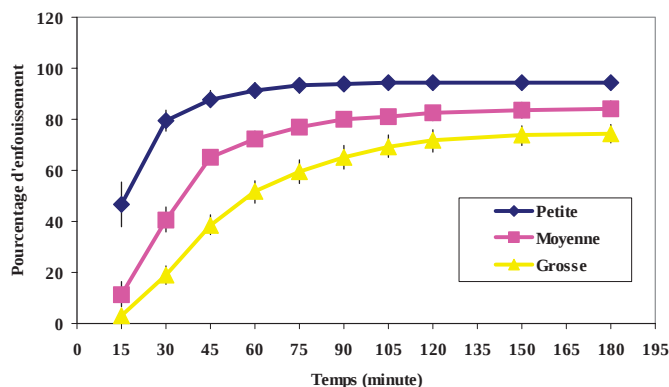


Figure 1. Pourcentage (moyenne $\pm$ S.E.) d'enfouissement en fonction de taille des myes.

négativement avec la taille. D'autres études (Pfitzenmeyer et Drobeck 1967; Emerson *et al.*, 1990; Zaklan et Ydenberg, 1997) avaient rapporté le même phénomène. Dans la présente étude, les petites myes (15 à 20 mm) s'étaient enfouies à 50 % en un peu plus de 15 minutes tandis qu'il a fallu attendre un peu plus de 75 minutes pour les plus grandes (35 à 40 mm). Beal et Vencile (2001) rapportent que des myes d'écloserie de 12 mm s'enfouissent en moins de 10 minutes dans les sédiments vaseux en mai et que la plupart des individus ne plus visibles après seulement cinq minutes. Emerson

et al. (1990) avaient aussi observé que des myes de 2 à 5 mm s'enfouissaient complètement en moins de deux minutes tandis que celles de 60 à 80 mm nécessitaient 10 à 22 heures.

Pour toutes les autres expériences, les myes expérimentales mesuraient 25 à 30 mm. Cette classe de taille correspond au groupe le plus abondant de la population du gisement du Havre aux Basques (voir section « Inventaires »).

2.2 Densité

La densité d'ensemencement pourrait influencer négativement la vitesse d'enfouissement en entraînant des contacts entre les myes. Ceci pourrait entraver l'enfouissement si les congénères créent des obstacles physiques ou si ces interactions créent un stress.

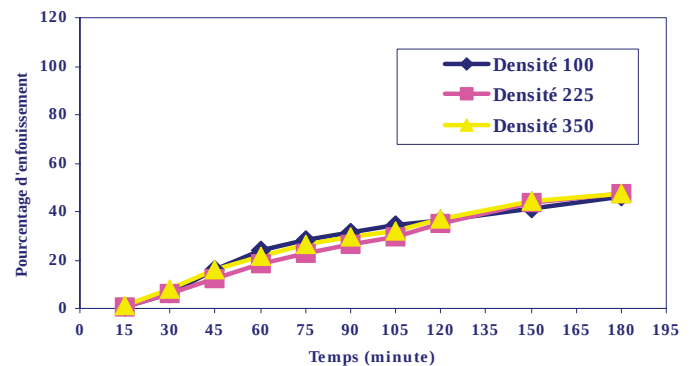


Figure 2. Pourcentage (moyenne $\pm$ S.E.) d'enfouissement des myes en fonction de la densité.

Trois densités ont été examinées : 100, 225 et 350 myes $\cdot \text{m}^{-2}$. Les 20 myes expérimentales d'un traitement donné ont été numérotées individuellement avec un crayon marqueur « Brite-Mark ». Elles ont ensuite été réparties de façon homogène sur une superficie correspondant à la densité recherchée. Tout autour ont été placées des myes non marquées afin que tous les individus expérimentaux soient soumis à la densité voulue et que soit ainsi éliminé tout effet potentiel de bordure. Dans ce cas particulier, il n'était évidemment pas possible de mélanger aléatoirement les myes de chaque traitement. Six répliques ont pu être réalisées pour chaque densité expérimentale.

Il n'y a eu aucune différence ($F_{(2,15)} = 0,05$ $P = 0,96$) au niveau des densités expérimentales étudiées (Figure 2). La vitesse d'enfouissement globale fut toutefois nettement moindre que lors des autres expériences. Il faut toutefois spécifier qu'elle s'est déroulée à la mi-septembre au moment où les conditions sont sub-optimales (voir section « Caractérisation des sites »). L'absence de différence pourrait s'expliquer par le fait qu'au moment de l'ensemencement, les myes soumises à la densité la plus élevée n'occupaient qu'environ 16 % de la surface d'ensemencement ($350 \text{ myes de } 27,5 \text{ mm} \times 17 \text{ mm}^2 \text{ par individu}$ (voir section « Ensemencement ») $= 0,164 \text{ m}^2 \text{ par m}^2 \text{ de surface ensemencée}$). Aucune interaction physique entre individus n'a d'ailleurs été observée pendant les expériences.

2.3 Ameublissement du substrat

Avec une granulométrie inférieure à 0,5 mm, le sable retrouvé aux Îles (voir section « Caractérisation des sites ») est considéré comme étant de granulométrie moyenne et constitue le substrat idéal pour l'enfouissement (Pfitzenmeyer et Drobeck,

1967; Emerson *et al.*, 1990; Lardies *et al.*, 2001). Il a toutefois été suggéré, mais sans données pour l'appuyer, que l'ameublissement du substrat pouvait faciliter l'enfouissement (Thomas Landry, MPO-Moncton et Léon Lanteigne, SEnPAQ Consultants, Tracadie-Sheila, N.B.; comm. pers.). La mye aurait une plus grande facilité à s'enfouir dans un substrat ameubli. Si ce traitement procurait un effet positif, pendant combien favoriserait-il l'enfouissement?

Quatre traitements ont été examinés lors de l'étude : aucun ameublissement, un jour après ameublissement, sept jours après ameublissement et 14 jours après ameublissement. L'ameublissement a été réalisé avec le râteau hydraulique (voir section « Étude d'impacts »). Encore une fois, il n'était évidemment pas possible de mélanger aléatoirement les myes de chaque traitement.

L'ameublissement du substrat n'a induit aucune accélération significative ($F_{(3,32)} = 0,07$, $P = 0,97$) de la vitesse d'enfouissement (Figure 3). Ceci n'est pas trop surprenant puisque le délai de retour vers un degré de compaction naturel serait de 24 heures pour un sédiment perturbé (Emerson *et al.*, 1990). Nos observations sur le terrain confirment une compaction rapide du sédiment. L'ameublissement du substrat n'est donc pas une activité à privilégier si son objectif unique est de favoriser l'enfouissement.

2.4 Période d'émersion

À l'échelle commerciale, de grandes quantités de myes doivent être manipulées au moment des ensemencements. Ceci entraîne un certain délai entre le moment où les myes sont récupérées des structures d'entreposage (voir section « Entreposage ») et le moment de leur ensemencement. Pendant cette période, les myes sont gardées hors de l'eau (par exemple, sur un radeau) et souvent exposées directement au soleil. Ce délai pourrait facilement s'étirer sur une demi-journée.

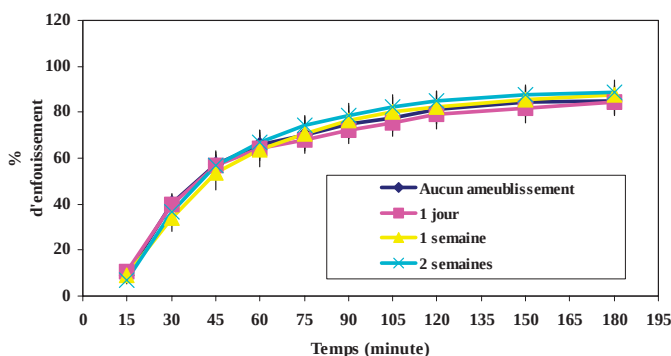


Figure 3. Pourcentage (moyenne $\pm$ S.E.) d'enfouissement des myes en fonction de l'ameublissement du substrat.

Pendant la période d'émersion, les myes, comme les moules, doivent s'appuyer sur un métabolisme anaérobie qui entraîne une dépression métabolique importante (Shick et Widdows, 1981). Par exemple, les dépenses énergétiques en anaérobiose peuvent représenter seulement 4 % des dépenses normales en métabolisme aérobie chez la moule bleue (Widdows, 1988). En émersion, les activités métaboliques sont donc au minimum pour permettre à l'individu de pouvoir résister à cette condition. Que se passe-t-il lors d'une réimmersion (ensemencement)? Y-a-t-il un certain délai avant que la mye

puisse ajuster ses activités aux nouvelles conditions rencontrées? Ceci pourrait-il se traduire par un enfouissement lent? Lors d'une émersion prolongée, la mye peut aussi être soumise à une dessiccation importante, ce qui pourrait entraîner un certain stress. Cette procédure commerciale cause-t-elle problème? Si oui, à partir de quel moment?

Quatre traitements ont été examinés : aucune émersion, une heure d'émersion, deux heures d'émersion et quatre heures d'émersion. Les myes étaient placées dans des « pearl-net » directement sous le soleil du matin pendant la durée d'émersion voulue. L'expérience s'est déroulée à la fin juin, une période où le soleil est relativement intense.

Une période d'émersion pouvant atteindre quatre heures n'a entraîné aucun ralentissement significatif ($F_{(3,32)} = 0,43$, $P = 0,74$) de la vitesse d'enfouissement (Figure 4). Ce n'est donc pas une procédure problématique pour un ensemencement réussi.

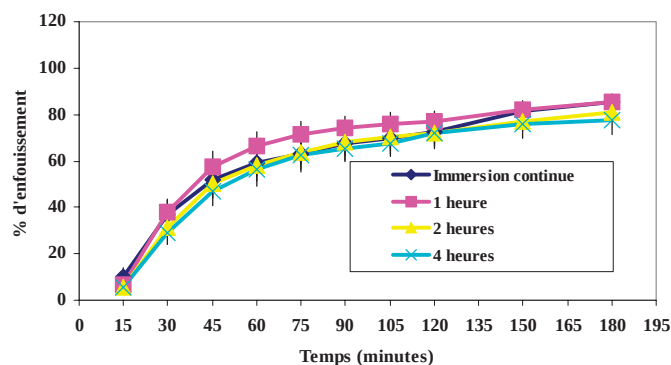


Figure 4. Pourcentage (moyenne $\pm$ S.E.) d'enfouissement des myes en fonction du temps d'émersion.

3. Vitesse d'enfouissement en fonction de la période de l'année

La vitesse d'enfouissement varie vraisemblablement au cours de l'année puisqu'une foule de paramètres qui peuvent l'influencer changent aussi : température, nourriture, salinité et condition générale de l'individu, dont son état reproducteur. On sait, par exemple, que la profondeur d'enfouissement, elle, varie au cours de l'année (de Goeij et Honkoop, 2003). Il importe de mieux connaître les meilleures et inversement les moins bonnes périodes en terme de vitesse d'enfouissement pour maximiser le succès des ensemencements de myes aux îles-de-la-Madeleine. Le myculteur pourra alors choisir les périodes d'ensemencement les plus propices. De surcroît, il pourra ajuster ses opérations de façon à opérer dans les conditions les plus profitables : taille et densité d'ensemencement, durée d'émersion des myes et préparation des parcelles avant ensemencement.

Entre mai et novembre 2002, la vitesse d'enfouissement a été examinée toutes les trois semaines. L'étude a été réalisée en bassins alimentés en continu avec de l'eau salée non filtrée provenant de la lagune du Havre aux Maisons afin d'éviter les effets confondants qu'auraient pu avoir les conditions de marée, les courants ou les conditions climatiques (tempête, soleil, etc.) au moment de la prise de mesures en milieu naturel.

Des groupes de 20 myes (25 à 30 mm) ont été placés dans des bassins contenant 10 cm de sable tamisé et alimenté en eau non filtrée à un débit de $3 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Les myes étaient placées individuellement au centre de cercles de PVC comme décrit plus haut (Photo 3). Les observations furent faites de la même façon que précédemment décrites si ce n'est qu'elles se sont déroulées sur une période de quatre heures. Encore une fois,

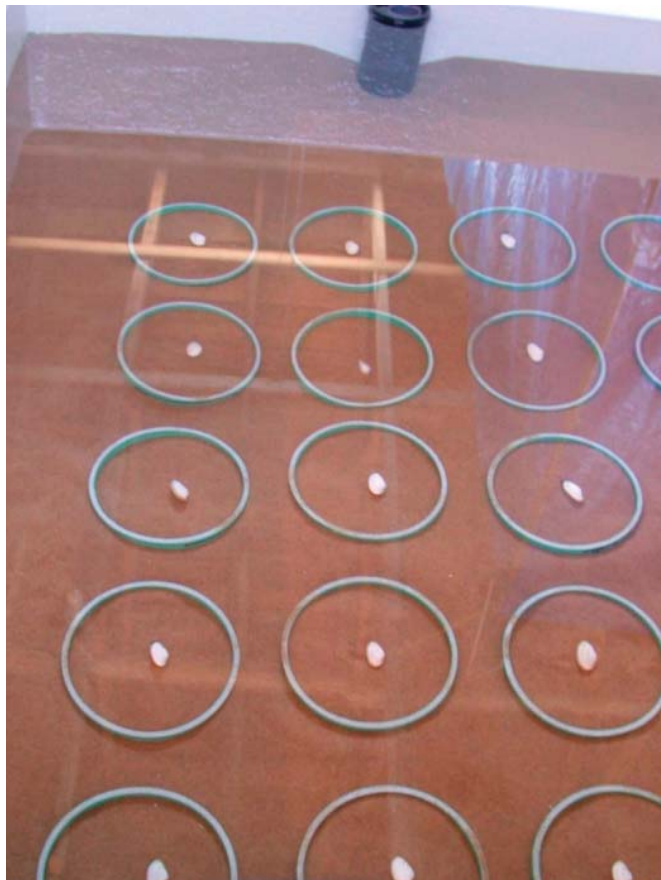


Photo 3. Expériences de vitesse d'enfouissement des myes en bassins.

chaque période d'observation a été caractérisée à l'aide de neuf réplifications utilisant des myes différentes chaque fois. À la fin de l'expérience, trois myes par réplification ($N = 27$ par période) étaient prélevées au hasard afin de déterminer leur masse sèche en tissu (65 à 70°C pendant 72 h).

Chaque semaine, de la fin mai à la fin octobre, ont été mesurées de façon ponctuelle la température et la salinité de l'eau ainsi que la concentration de seston total et organique au site de prélèvement des myes expérimentales dans la lagune du Havre aux Basques. Chaque semaine, sauf celles correspondant à une période expérimentale, étaient aussi prélevés 25 myes de 25 à 30 mm pour la détermination de leur masse sèche en tissu. Ces informations ont permis de caractériser l'évolution des conditions environnementales et de la condition générale des myes au cours de la saison.

La vitesse d'enfouissement a varié grandement au cours de la saison 2002 (Figure 5). Aucun paramètre, pris isolément ne peut expliquer le patron observé. D'une part, la salinité s'est maintenue habituellement entre 27 et 30 ‰ pendant la période expérimentale, ce qui ne devrait pas avoir causé de problèmes à une espèce reconnue pour sa tolérance à de grandes variations de

salinité (Matthiessen, 1960). Quant aux autres facteurs, leur évolution individuelle ne correspond pas aux variations observées (Figure 5). Un facteur important à considérer semble être la température. Le degré d'enfouissement le plus important observé après quatre heures fut obtenu vers la mi-août au moment où la température atteignait les 23°C . Toutefois, cette température élevée (20 à 23°C) a prévalu pendant une période de deux mois (début juillet au début septembre) incluant la mesure précédente qui a pourtant montré un enfouissement plutôt limité. Après la mi-août, la vitesse d'enfouissement diminua rapidement, ce qui confirmait les observations sur le terrain.

Ces informations ne concernent qu'une seule année et l'expérience devrait idéalement être répétée pour en augmenter la validité. Elles fournissent néanmoins des indications précieuses.

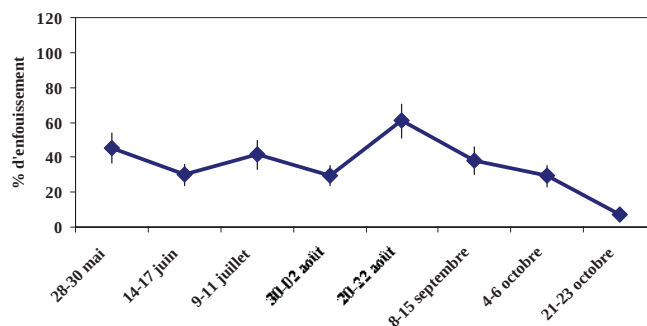


Figure 5. Évolution saisonnière du pourcentage (moyenne $\pm$ S.E.) d'enfouissement atteint après quatre heures d'observation.

4. Conclusion

Les résultats obtenus ont été très instructifs. L'enfouissement moyen d'un groupe de myes suit une progression asymptotique et trois heures d'observations suffisent pour obtenir des informations fiables en saison estivale.

Des conseils pour un myiculteur qui recherche un enfouissement rapide :

- Il convient d'utiliser préférentiellement des myes de petite taille
- Une densité jusqu'à $350 \text{ myes} \cdot \text{m}^{-2}$ ne cause pas de problème
- Une émergence d'une durée pouvant atteindre quatre heures ne cause pas de problème
- Il n'est pas nécessaire d'ameubler le substrat avant l'ensemencement
- Les myes peuvent s'enfouir rapidement à des températures frôlant les 25°C
- Il faut éviter d'ensemencer après la mi-septembre

5. Références

Beal, B. F., M. R. Parker, K. W. Vencile. 2001. Seasonal effects of intraspecific density and predator exclusion along a shore-level gradient on survival and growth of juveniles of the soft-shell clam, *Mya arenaria* L. in Maine, USA. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 264 : 133-169.

- Beal, B. L., K. W. Vencile. 2001. Short-term effects of commercial clam (*Mya arenaria* L.) and worm (*Glycera dibranchiata* Ehlers) harvesting on survival and growth of juveniles of the soft-shell clam. J. Shellfish Res., 20 : 1145-1157.
- Chevarie, L., B. Myrand, 1998. Rapport de la mission d'étude sur l'élevage de myes (*Mya arenaria*) effectuée à l'Île-du-Prince-Édouard et au Nouveau-Brunswick, en juillet 1998. Rapport pour « Élevage de myes PGS Noël inc. ».
- Emerson, C. W., J. Grant, T. W. Rowell. 1990. Indirect effects of clam digging on the viability of soft-shell clams, *Mya arenaria* L. Netherlands J. Sea Res., 27 : 109-118.
- de Goeij, P., P. J. C. Honkoop. 2003. Experimental effects of immersion time and water temperature on body condition, burying depth and timing of spawning of the tellenid bivalve *Macoma balthica*. Helgol. Mar. Res., 57 : 20-26.
- Lardies, M. A., E. Clasing, J. M. Navarro, R. A. Stead. 2001. Effects of environmental variables on burial depth of two infaunal bivalves inhabiting a tidal flat in southern Chile. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 81 : 809-816.
- Matthiessen, G. C. 1960. Observations on the ecology of the soft clam, *Mya arenaria*, in a salt pond. Limnol. Oceanogr. 5: 291-300.
- Pfitzenmeyer, H. T., K. G. Drobeck. 1967. Some factors influencing reburrowing activity of soft-shell clam, *Mya arenaria*. Chesapeake Science, vol. 8, n° 3. University of Maryland.
- Shick, J. M., J. Widdows. 1981. Direct and indirect calorimetric measurements of metabolic rate in bivalve molluscs during aerial exposure. Am. Zool., 21 : 983.
- Strasser, M., M. Walensky, K. Reise. 1999. Juvenile-adult distribution of the bivalve *Mya arenaria* on intertidal flats in the Wadden Sea : Why are there so few year classes ? Helgoland Mar. Res., 53 : 45-55.
- Tallquist, M. 2001. Burrowing behaviour of the Baltic clam *Macoma balthica* : effects of sediment type, hypoxia and predator presence. Mar. Ecol. Prog. Ser., 212 : 183-191.
- Widdows, J. 1988. Calorimetric and energetic studies of marine bivalves. p. 145 à 154. In Weiser, W. et E. Gnaiger (eds) Energy transformations in cells and organisms. Georg Theme, Verlag, Stuttgart.
- Zaklan, S. D., R. Ydenberg. 1997. The body size burial depth relationship in the infaunal clam *Mya arenaria*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 214 : 1-18.

Évaluation de la croissance en fonction de la taille pour différentes populations de myesensemencées à différents sites via des transferts « population X sites »

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

Un scénario possible pour l'approvisionnement en individus juvéniles est le transfert de myes provenant d'un gisement naturel vers un site aquacole offrant des caractéristiques favorables pour une croissance accélérée. Le programme MIM étudie la possibilité d'ensemencer sur un site aquacole de la lagune du Havre aux Maisons (HAM) des jeunes myes prélevées sur un gisement naturel dans la lagune du Havre aux Basques (HB). Le gisement du HB est important mais semble peu propice à une croissance rapide des myes (voir section « Inventaires ») tandis que le site aquacole HAM est plus favorable (voir section « Caractérisation des sites »).

L'objectif recherché par le transfert de jeunes myes d'un site à l'autre est d'induire une accélération de leur croissance en les plaçant dans des conditions plus favorables. Ce phénomène a déjà été observé chez la moule bleue (Seed, 1968). Il semble d'ailleurs que les myes aient habituellement une croissance accélérée lorsqu'elles sontensemencées dans des conditions favorables (Calderon *et al.*, 2003).

Dans un premier temps, nous avons voulu vérifier en 2001 si les myes provenant du gisement du HB avaient une croissance accélérée lorsque transférées au site aquacole de la lagune du HAM. En effet, les transferts vers HAM ne présenteraient que peu d'intérêt s'il n'y avait aucun gain de croissance lié à cette opération. La démarche visait aussi à estimer la croissance obtenue en fonction de la taille initiale des myes. En 2002, nous avons réalisé des transferts réciproques stocks-sites afin de confirmer ou non le potentiel myicole réel des myes du HAM et du HB compte tenu des observations faites en 2001. Les informations obtenues à ce moment suggéraient alors que les myes du HB n'avaient qu'une croissance très limitée après leur ensemencement sur le site aquacole du HAM (voir section ensemencements).

2. Transfert de la population du Havre aux Basques à différents sites en 2001

Des myes du HB ont été récupérées à l'automne 2001. Elles ont été mesurées et triées de façon à obtenir deux lots de myes dont la taille s'étendait entre 10 et 49 mm. Chaque mye a été marquée (numérotée) individuellement avec un crayon au plomb. Les marques ont ensuite été protégées avec une couche de vernis à ongles. Les deux lots de myes du HB ont été ensemencés le 10 septembre au site aquacole du HAM et au site de prélèvement du HB, respectivement. À chaque endroit, les myes ont été ensemencées à l'intérieur de deux parcelles (enclos) de 1 m² délimitées par des parois en aluminium percées de trous pour laisser circuler l'eau dans les sédiments. Les myes ont été ensemencées directement sur le substrat à une densité de 80 myes • m⁻¹. Chaque parcelle a été recouverte d'un filet de protection pendant une dizaine de jours. Les enclos de métal utilisés pour protéger les myes ont toutefois créé des zones de tourbillons qui ont vraisemblablement dessablé plusieurs myes. En effet, des dépressions dans les sédiments ont été observées quelque temps après les ensemencements.

Le 10 juin 2002, les parcelles ont été identifiées et les myes récupérées avant d'être mesurées. La méthode de marquage ne fut malheureusement pas aussi efficace que prévue (décollement du vernis à ongle et du numéro sous-jacent). Seulement un petit nombre de myes marquées a pu être retrouvé en raison des dépressions créées par les parois et des pertes de marques observées. Malheureusement, aucune mye < 25 mm n'a pu être retrouvée au site du HB (Figure 1). Ceci a eu pour conséquence que les deux sites n'ont pas pu être comparés statistiquement car l'absence de petites myes du HB (les petits individus croissent généralement plus rapidement que les grands) aurait faussé toute comparaison.

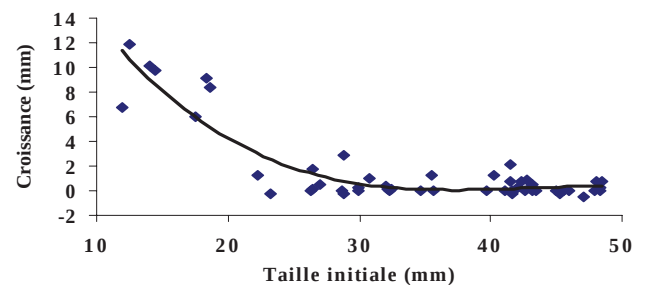


Figure 1. Croissance des myes provenant de la lagune du Havre aux Basques (HB) immergées au site de la lagune du Havre aux Maisons (HAM) entre le 10 septembre 2001 et le 10 juin 2002 (courbe automatique).

Les myes de petite taille (10 à 20 mm) transférées au site du HAM ont montré un taux de croissance très satisfaisante entre octobre et juin (Figure 1), une période qui est pourtant loin d'être optimale pour la croissance (Brousseau, 1979; Beal *et al.*, 2001). Au cours de cette période, certaines petites myes ont même pu doubler leur taille. Par contre, les myes de plus grande taille (> 25 mm) et donc plus âgées, ont eu une croissance très limitée, ce qui pourrait être inquiétant dans un contexte aquacole. Ceci suggère que l'atteinte de la taille commerciale (51 mm) pourrait prendre un certain temps de sorte que le potentiel myicole des myes du HB pourrait être limité. Ces données fournissent toutefois une image comparable à celles obtenues lors des divers essais d'ensemencements, c'est-à-dire croissance apparemment faible des myes du HB (voir section « Ensemencements »).

3. Transfert de diverses populations de myes à différents sites en 2001

L'approche utilisée en 2001 a montré beaucoup de potentiel pour évaluer la croissance de myes en fonction de leur taille initiale. Elle a de nouveau été utilisée, avec certaines adaptations, pour réaliser des transferts « populations x sites » en 2002.

Les résultats obtenus lors des ensemencements de 2001 (voir section « Ensemencements ») suggéraient que la croissance des myes du HB était très limitée. Il fallait donc statuer de façon claire sur le potentiel myicole de cette population. Pour ce faire, trois populations de myes ont été ensemencées sur les deux même sites que l'année précédente, c'est-à-dire le

site aquacole du HAM et le site d'approvisionnement HB. Deux des populations expérimentales provenaient de la lagune HB, la première était la population habituelle du HB et l'autre provenait de la région du goulet (GOU) qui avait déjà montré certains signes d'une croissance plus rapide (voir section « Inventaire »). La troisième population était celle du site du HAM. Donc, trois populations (HB, GOU et HAM) examinées à deux sites (HB et HAM).

Des myes des trois populations ont été récupérées et marquées individuellement avec un crayon feutre « Brite-Mark » (Photo 1). Elles mesuraient entre 10 et 49 mm, sauf celles du HB dont l'étendue des tailles fut plutôt de 10 à 39 mm en raison de l'absence de plus grands individus. Cette méthode de marquage avait été expérimentée avec succès par Byers (2002) pour une autre espèce de bivalve fouisseur (*Nuttallia obscurata*). Les myes ont ensuite été ensemencées le 18 juin sur des parcelles de 1 m² (quatre par site) délimitées par un cadre de métal enfoui dans le sédiment. Des myes des trois populations étaient enfouies ensemble sur les mêmes parcelles à une densité de 110 myes • m⁻². Il s'agit d'une densité relativement faible qui correspond à celle retrouvée sur le gisement naturel (voir section « Inventaire ») et à la plus faible



Photo 1. Marquage de myes avec un crayon « Brite-Mark ».

densité utilisée lors des ensemencements expérimentaux (voir section « Ensemencements »). Cette fois, les parcelles n'ont pas été recouvertes de filet de protection puisque les myes avaient été enfouies manuellement, une à une, dans le sédiment.

Les myes ont été récupérées le 22 octobre, après une période de croissance de quatre mois. Les surfaces ensemencées ont été retrouvées à l'aide d'un détecteur de métal qui repérait la présence des cadres métalliques enfouis dans le sédiment. Le marquage avec le crayon feutre et l'ensemencement individuel des myes ont permis d'obtenir de bon taux de récupération. Plus de 72 % des myes ont été retrouvées. Les myes

ont été ensemencées à nouveau après avoir été identifiées et mesurées.

La croissance fut assez limitée (Figure 2). Beaucoup d'individus, particulièrement ceux ensemencés du HB, ont connu une croissance nulle. La croissance maximale (12 mm) fut mesurée chez une petite mye du HAM de 12 mm ensemencée au site du HAM. Toutefois, la moyenne de croissance des myes de ce traitement (HAM-HAM) qui avaient une taille initiale de 12 mm fut plutôt autour de 8 mm. En comparaison, Beal *et al.* (2001) ont observé une croissance moyenne de l'ordre de 12 mm pour des myes d'écloserie de taille comparable (12 mm) ensemencée entre le début avril et le début décembre dans le Maine. Il faut noter que cette dernière étude a couvert toute la saison de croissance et qu'elle s'est déroulée plus au sud. La croissance fut assez limitée (< 6 mm) pour les myes > 35 mm et ce, même chez la population du HAM (Figure 2). Ceci laisse encore une fois présager que l'atteinte de la taille commerciale (51 mm) prendrait un certain temps.

Il n'a pas été possible de comparer statistiquement la croissance obtenue avec les différents traitements en raison de la grande abondance d'individus avec une croissance nulle. Par conséquent, nous avons plutôt comparé la taille atteinte après quatre mois pour chacun des traitements à l'aide d'un ANOVA dont la covariable était la taille initiale. Il y a eu une interaction significative ($F_{(2,625)} = 14,95$; $P < 0,001$) entre les populations et les sites. Une analyse *a posteriori* sur les LSMEANS a comparé la taille moyenne atteinte après quatre mois par les différentes combinaisons « populations x sites » pour une taille initiale standardisée de 30,8 mm (taille moyenne de l'ensemble des myes expérimentales). Une correction Bonferroni séquentielle (Rice, 1989) a été appliquée aux comparaisons multiples pour maintenir une erreur globale < 0,05.

Les tailles obtenues par les populations ensemencées à leur site d'origine ont fourni les valeurs extrêmes avec la pire croissance pour les myes du HB au site du HB et la meilleure pour les myes du HAM au site du HAM (Tableau 1). Les myes de la GOU ensemencées au site du HAM ont montré une bonne croissance contrairement à leurs voisins du HB. Elles se sont plutôt comportées sensiblement comme les myes du HAM. Les pires résultats ont été obtenus au site du HB par les trois populations expérimentales et ce, même pour les petites myes qui habituellement ont une croissance rapide. Il y a habituellement une relation inverse entre la croissance et l'âge qui s'expliquerait par la grande quantité d'énergie nécessaire chez les myes matures lors du processus de reproduction (Brousseau, 1979). Ce phénomène qui est facilement visible pour les populations ensemencées au site aquacole du HAM est à peine perceptible pour toutes les populations ensemencées au site du HB (Figure 2). Tout ceci confirme que le site du HB est peu favorable pour la croissance.

On note une certaine adaptation des myes à leur site d'ensemencement puisque la croissance des myes du HB fut un peu meilleure au site du HAM et celle des myes du HAM fut nettement moindre au site du HB (Tableau 1; Figure 2). L'adaptation ne fut toutefois pas complète.

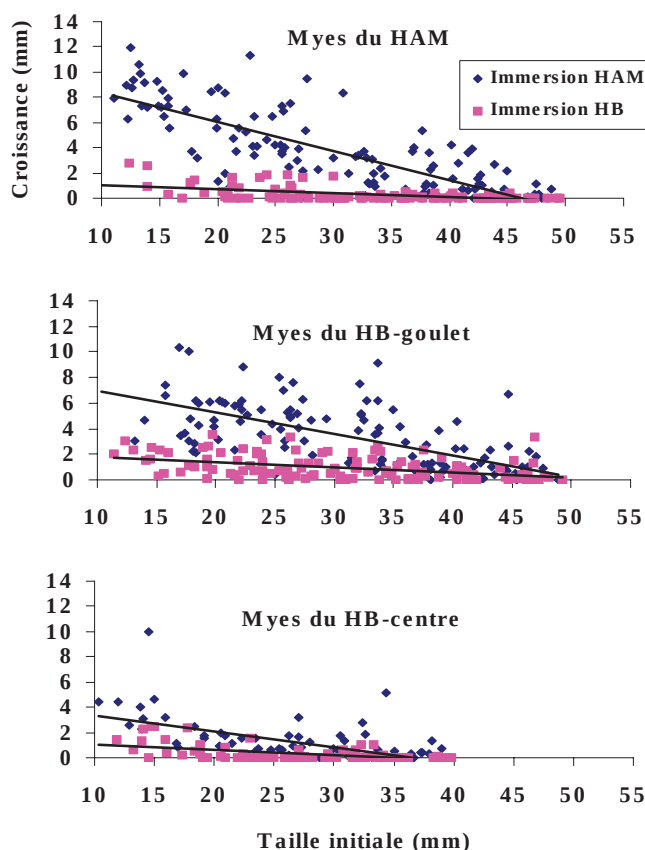


Figure 2. Croissance des myes de trois lots différents (HAM, HAB-goulet et HAB-centre) immergées dans les lagunes du Havre aux Maisons (HAM) et Havre aux Basques (HAB) du 18 juin à la fin octobre 2002. Courbes de tendance calculées automatiquement.

Tableau 1. Taille moyenne ($\pm$ S.E.) atteinte pour les myes de chaque traitement (population-site) en fonction d'une taille initiale standardisée de 30,8 mm par ANOVA. Les traitements avec une lettre identique ne sont pas significativement différents les uns des autres. Une correction Bonferroni séquentielle a été appliquée aux comparaisons multiples pour maintenir une erreur α globale $< 0,05$. HB = zone de prélèvement au Havre aux Basques; GOU = goulet du Havre aux Basques; HAM = site aquacole du Havre aux Maisons.

Traitement (population - site)	Taille (mm)
HB - HB	30,7 $\pm$ 0,2 ^d
HAM - HB	31,4 $\pm$ 0,2 ^c
HB - HAM	31,6 $\pm$ 0,2 ^c
GOU - HB	31,8 $\pm$ 0,1 ^c
GOU - HAM	34,2 $\pm$ 0,1 ^b
HAM - HAM	34,4 $\pm$ 0,1 ^a

4. Conclusion

Le site du HB est un site qui n'est pas favorable à la croissance. Toutes les populations qui y ont étéensemencées ont montré de piètres résultats. Ceci était déjà suggéré par le fait que les myes du HB sont plus âgées que les myes du HAM pour une taille donnée (voir sections « Inventaire » et « Potentiel de croissance »). Nous n'avons pas tous les éléments nécessaires pour expliquer ce phénomène. Cependant, la circulation d'eau et les salinités sont en général plus faibles au HB (voir section « Caractérisation des sites »), des phénomènes

liés à la quasi-fermeture de cette lagune. Or, Matthiessen (1958) mentionne que la croissance de *Mya arenaria* diminue, en général, quand les salinités diminuent. Les faibles courants pourraient aussi limiter l'apport de nourriture aux myes et donc ralentir leur croissance.

La croissance des myes du HB est très inférieure aux autres populations expérimentales lorsqu'elles sont toutes placées dans des conditions identiques. Même si leur croissance est plus rapide au site du HAM, c'est encore très inférieure aux autres populations. Ces résultats couplés aux ceux provenant des ensemencements (voir section « Ensemencement ») indiquent clairement que le potentiel myicole des myes du HB est très limité.

Les myes du HAM et de la GOU ensemencées au site du HAM ont montré un meilleur potentiel myicole. Ceci est encourageant compte tenu de la piètre performance des myes du HB. La population de myes de la GOU occupe une portion relativement faible du gisement de la lagune du Havre aux Basques (voir section « Inventaires »). Il serait donc probablement difficile de s'y approvisionner de façon récurrente par des prélèvements sur la population. On pourrait toutefois envisager s'y approvisionner par captage benthique. Même chose pour la population du HAM puisque l'approvisionnement direct sur des aires adjacentes au site aquacole actuel serait probablement difficile en raison de conflits d'usage potentiels avec les cueilleurs récréatifs. Par contre l'installation de collecteurs benthiques dans la portion intertidale du site aquacole pourrait fournir une alternative attrayante (voir section « Captage benthique »).

5. Références

- Beal, B. F., M. R. Parker, K. W. Vencile. 2001. Seasonal effects of intraspecific density and predator exclusion along a shore-level gradient on survival and growth of juveniles of the soft-shell clam, *Mya arenaria* L., in Maine, USA. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 264 : 133-169.
- Byers, J. E. 2002. Physical habitat attribute mediates biotic resistance to non-indigenous species invasion. Oecologia, 130 : 146-156.
- Brousseau, D. J. 1979. Analysis of growth rate in *Mya arenaria* using the Von Bertalanffy equation. Mar.Biol. 51 : 221-227.
- Matthiessen, G. C. 1959. Observations on the ecology of the soft clam, *Mya arenaria*, in a salt pond. Division of Marine Fisheries, Commonwealth of Massachusetts, Boston, U.S.A.
- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. Evolution, 43 : 223-225.
- Seed R. 1968. Factors influencing shell shape in the mussel *Mytilus edulis*. J. Mar. Biol. Ass. UK., 48 : 561-584.

Croissance de différentes populations de myes placées en suspension dans la lagune du Havre aux Maisons

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

Les résultats des ensemencements en 2001 ont laissé planer l'hypothèse que les myes du Havre aux Basques (HB) présentaient un potentiel myicole limité en raison d'une piètre croissance. Les activités de l'année 2002 devaient être concentrées vers l'objectif de statuer sur le potentiel réel de cette population pour la myiculture. Quatre approches qui se voulaient complémentaires ont été réalisées dans cette optique : (1) suivi des ensemencements de 2001 et nouvel ensemencement en 2002 (voir section « Ensemencements »), (2) transferts de trois populations, incluant les myes du HB, à différents sites (voir section « Transfert »), (3) mesure en laboratoire du potentiel de croissance de deux populations, incluant les myes du HB (voir section « Potentiel de croissance ») et (4) comparaison de la croissance de deux populations, incluant les myes HB, placées en suspension dans la lagune du Havre aux Maisons. Cette dernière approche a surtout été réalisée par mesure de sécurité, au cas où les transferts « populations x sites » n'auraient pas réussi. Cette approche présentait toutefois un certain risque puisqu'il est connu qu'à partir d'environ 25 mm, la croissance des myes placées en suspension dans la colonne d'eau s'arrête et que la coquille subit des déformations (Anonyme, 1998; Beal in Calderon *et al.*, 2003).

2. Croissance en suspension

Deux populations ont été comparées : site aquacole du Havre aux Maisons (HAM) et site de prélèvement de la lagune du Havre aux Basques (HB). Cent cinquante myes de chaque population mesurant de 25 à 35 mm ont été récoltées le 12 juin 2002. Elles ont été marquées individuellement à l'aide d'un crayon feutre « Brite-Mark » et mises dans trois structures de contention (« pearl-net ») en suspension dans la lagune du Havre aux Maisons. Il y avait 100 myes par structure, c'est-à-dire 50 pour chaque population. Chaque mois, les structures de contention étaient remplacées pour minimiser les éventuels impacts négatifs des salissures (colmatage des mailles) sur la croissance des myes. À chaque occasion, les myes étaient mesurées. L'expérience s'est achevée le 31 octobre 2002.

Après seulement un mois en suspension, beaucoup de marques étaient devenues illisibles. Les marques faites avec les crayons « Brite-Mark » étaient donc beaucoup moins résistantes dans l'eau que dans le sable puisque des myes marquées de façon identique ont conservé des marques très visibles plusieurs mois après avoir été ensemencées (voir section « Transfert populations x sites »). Des étiquettes de plastique numérotées ont alors été collées sur la coquille avec de la colle (cyanoacrylate) pour remédier à cette situation.

La survie des deux populations fut excellente avec $98 \pm 1,5$ % après quatre mois. Par contre, la croissance totale des myes fut pour ainsi dire nulle avec un gain moyen d'environ 1 mm (Tableau 1). Il y avait toutefois des marques de nouvelle croissance sous la coquille originale qui causaient des malformations chez certains individus (Photo 1).

Tableau 1. Croissance (moyenne $\pm$ S.E.) des myes provenant des populations du Havre aux Maisons (HAM) et du Havre aux Basques (HB) placées en suspension dans trois « pearl-net » dans la lagune du Havre aux Maisons entre le 12 juin et le 31 octobre 2002.

	Taille initiale (mm)	Croissance (mm)
Myes HAM	$31,8 \pm 0,4$	$0,9 \pm 0,2$
Myes HB	$29,3 \pm 0,3$	$1,1 \pm 0,2$

3. Conclusion

L'expérience n'a pas été concluante. La croissance des deux populations fut presque nulle et il y a eu des signes de malformation des coquilles. Ces résultats confirment ce qui avait été rapporté ailleurs au sujet des problèmes de croissance et de malformation chez les myes > 25 mm maintenues en suspension dans la colonne d'eau (Anonyme, 1998; Beal in Calderon *et al.*, 2003). Des croissances intéressantes ont pourtant déjà été observées en 1999 avec des myes du HAM de plus petite taille (environ 10 mm) laissées en suspension pendant tout un été (Lise Chevarie, obs. pers.).

4. Références

- Anonyme. 1998. The Maine clam handbook. A community guide for improving shellfish management. Maine/New Hampshire Sea Grant College Program, Maine Dpt Marine Resources. 75 p.
- Calderon, I., L. Chevarie, B. Myrand, M.E. Nadeau, M. Roussy. 2002. Contexte technologique et réglementaire de l'élevage de mye et de la quahog commune en Nouvelle-Angleterre. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 15, 35 p.

Potentiel de croissance des myes des lagunes du Havre aux Maisons et du Havre aux Basques

Pernet, F., R. Tremblay, B. Myrand, F. Bourque, L. Chevarie

1. Contexte

Les opérations commerciales mycoles aux Îles-de-la-Madeleine reposaient jusqu'à maintenant sur la récolte de jeunes myes de 15 à 40 mm dans la lagune du Havre aux Basques (HB) qui sont ensuite transférées sur un site aquacole dans la lagune du Havre aux Maisons (HAM) pour leur grossissement jusqu'à la taille commerciale. Ces petites myes constituent une source d'approvisionnement très intéressante en raison notamment de leur abondance, de leur taille et des faibles coûts de récolte.

La lagune du HB abrite des myes de petite taille (< 50 mm) dont la croissance est possiblement limitée par les conditions environnementales résultant de faibles échanges d'eau avec la mer (voir section « Caractéristiques des sites »). Les lectures d'âge de myes provenant des deux sites ont confirmé la croissance plus lente des myes du HB (voir section « Inventaires »). Les jeunes myes du HB qui ont une taille intéressante pour l'ensemencement sont donc plus âgées que les myes du HAM de taille similaire.

Les essais d'ensemencement réalisés en 2000 et 2001 (voir section « Ensemencements ») laissaient penser que les myes provenant du HB pouvaient avoir une croissance très faible malgré leur transfert vers le site aquacole de la lagune du HAM. Les myes du HB ensemencées à une échelle plus grande par le myculteur montraient elles aussi une croissance presque nulle tandis que les myes sauvages trouvées directement sur le site aquacole montraient une croissance nettement plus importante. Ces informations étaient inquiétantes dans une perspective maricole mais encore loin d'être concluantes.

Trois causes pouvaient être envisagées pour expliquer cette croissance potentiellement plus faible des myes du HB : (1) conditions environnementales stressantes au site d'ensemencement, (2) manipulations stressantes avant l'ensemencement ou (3) potentiel de croissance limité en raison de leur âge plus avancé ou d'un mécanisme sélectif dans la lagune du HB favorisant une croissance plus lente. La première cause pouvait être éliminée compte tenu de la qualité du site d'ensemencement (voir sections caractérisation des sites et inventaires). La seconde cause pouvait être examinée en suivant les résultats d'ensemencements au cours desquels les manutentions seraient faites avec grand soin. La présente étude s'intéressait à la troisième cause potentielle.

Une question qui venait à l'esprit était de savoir si le potentiel de croissance des myes du HB pouvait être affecté par une croissance réduite durant les premières années de leur vie sous l'effet des conditions environnementales défavorables. Dans l'affirmative, les myes du HB seraient peu intéressantes pour des opérations commerciales basées sur le transfert et l'ensemencement. Il serait toutefois possible que les plus jeunes (= petites) myes utilisées pour l'ensemencement aient un potentiel de croissance plus grand que les plus vieilles (= grandes) en raison d'un séjour plus court dans des conditions de vie sub-optimales. C'était un élément important à vérifier.

Un changement dans la stratégie d'approvisionnement serait nécessaire si les myes du HB avaient un potentiel de croissance limité. On imagine facilement les conséquences sur les activités du myculteur et du Programme MIM. C'est pourquoi il fallait statuer sur le potentiel mycole réel des myes du HB. Les caractéristiques de ce gisement étaient trop intéressantes à priori pour qu'il soit éliminé sans une étude approfondie. Plusieurs approches ont été utilisées en parallèle en 2002 pour faire le point sur cet aspect : (1) suivi de la croissance sur les parcelles ensemencées en 2001 et 2002 (voir section « Ensemencements »), (2) transfert populations x sites (voir section « Transferts »), (3) croissance comparée en suspension (voir section « Croissance en suspension ») et (4) mesure comparée du potentiel de croissance.

La présente étude avait pour but de déterminer si les myes du HB offraient un intérêt pour la myculture en comparant, dans des conditions identiques, leur potentiel de croissance à celui de myes de la lagune du Havre aux Maisons.

2. Procédures de mesure du potentiel de croissance

Le potentiel de croissance est un indice sensible évaluant le statut énergétique d'un organisme sous différentes conditions environnementales. Il fournit le moyen d'intégrer tous les processus physiologiques de base (alimentation, absorption de la nourriture, respiration et excrétion) indiquant ainsi la quantité d'énergie disponible pour la croissance et la reproduction. Le potentiel de croissance est calculé comme suit (Tremblay et al., 1998):

$$P = A - (R + U)$$

- P potentiel de croissance ou l'énergie incorporée dans la croissance somatique ou la production de gamètes
- A énergie absorbée (quantité de nourriture ingérée x % assimilation)
- R énergie respirée
- U énergie excrétée

Bien que le potentiel de croissance soit une mesure ponctuelle réalisée en laboratoire, certains mentionnent que la croissance estimée avec cette approche correspond assez bien avec celle mesurée de façon plus directe (Seed et Suchanek, 1992). Par conséquent, les valeurs mesurées du potentiel de croissance devraient être indicatrices de la croissance observée en nature.

Le potentiel de croissance des deux populations de myes (du HB et HAM) fut déterminé en juin, août et octobre 2002 afin d'incorporer l'effet du développement gamétogénique sur les mesures. Chaque fois, les mesures ont été faites sur deux classes de taille : petites (15 à 25 mm) et grandes (30 à 40 mm). Ceci permettait de vérifier si le potentiel de croissance des myes du HB diminuait avec l'âge, c'est-à-dire avec la durée de la période passée dans la lagune du Havre aux Basques avant leur transfert. Les mesures ont été faites sur 12 myes par

population et par classe de taille à chacune des trois périodes (3 périodes X 12 myes X 2 tailles X 2 stocks = 144 myes).

À chaque période, les myes ont été récoltées et expédiées par avion au Centre aquacole marin de Grande-Rivière (CAMGR). Sur place, elles ont été numérotées avant d'être transférées dans des « pearl nets » (24 myes par « pearl nets ») et placées dans un bassin alimenté en permanence en eau brute à un débit de $5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Avant les mesures physiologiques, les myes ont été acclimatées pendant un minimum de dix jours aux conditions de laboratoire.

Les mesures ont été réalisées sur une base individuelle. Chaque mye était placée dans une chambre métabolique pendant une heure avant le début des mesures afin qu'elle s'habitue à ces conditions expérimentales. La consommation d'oxygène a été déterminée en mesurant la diminution de la concentration en oxygène dans la chambre métabolique grâce à un micro-oxymètre YSI et à une électrode polarographique YSI (5331).

Pour mesurer l'alimentation, une suspension de phytoplancton (*Thalassiosira sp.* et *Chaetoceros gracilis*) avec une densité de $10\,000 \text{ cellules} \cdot \text{mL}^{-1}$ était acheminée dans la chambre métabolique. Le taux de filtration était caractérisé indirectement en mesurant la diminution des cellules de phytoplancton dans la chambre métabolique à toutes les dix minutes durant une heure à l'aide d'un compteur de particules électronique de type « Coulter Counter » (Gilek *et al.*, 1982). Finalement, le taux d'efficacité d'assimilation était mesuré par le ratio de Conover (1966) qui consiste à faire le rapport entre le poids sec et de cendres dans la nourriture et les fèces.

L'excrétion n'a pas été mesurée car elle a généralement un faible impact sur le bilan énergétique global des bivalves en ne représentant qu'une proportion d'environ 5 % du budget total (Bayne *et al.*, 1999).

La masse sèche des tissus de la mye était déterminée à la fin des mesures afin de pondérer les taux physiologiques en fonction d'un individu de taille standard de un gramme. Cette pondération était réalisée à l'aide des équations allométriques établies spécifiquement pour ces populations. Pour ce faire, 50 myes de 10 à 50 mm ont été récoltées en août 2002 afin de déterminer les relations allométriques de la consommation d'oxygène et du taux de filtration de chacune des populations en fonction de la masse sèche des tissus.

Toutes ces procédures sont décrites plus en détail dans Tremblay *et al.* (1998) et Myrand *et al.* (2002).

Des lectures d'âge ont aussi été faites sur des myes appartenant aux mêmes classes de taille que les myes expérimentales. L'estimation de l'âge a été réalisée à partir des lignes de croissance internes selon une procédure inspirée de MacDonald et Thomas (1980).

Des analyses de variance (ANOVA) à trois critères de classification ont été effectuées afin d'examiner l'effet du temps, de la population et de la taille sur les différentes mesures physiologiques (consommation d'oxygène, taux de filtration, efficacité d'absorption et potentiel de croissance). Des comparaisons multiples *a posteriori* (LSMEAN) au seuil de probabilité $\alpha=0,05$ ont été effectuées, lorsque nécessaires, pour identifier les différences entre les traitements. Les données ont été transformées ($\log x+1$) afin de respecter les postulats de normalité des résidus et d'homogénéité des variances.

3. Mesures physiologiques et potentiel de croissance

Les relations allométriques pour la consommation d'oxygène et le taux de filtration sont faibles (Figure 1). De plus, il n'y a pas de différence entre les valeurs pour les deux populations. Les mêmes valeurs ont donc été utilisées pour les corrections allométriques des deux populations, soit une pente de 0,96 pour la consommation d'oxygène et 0,99 pour le taux de filtration.

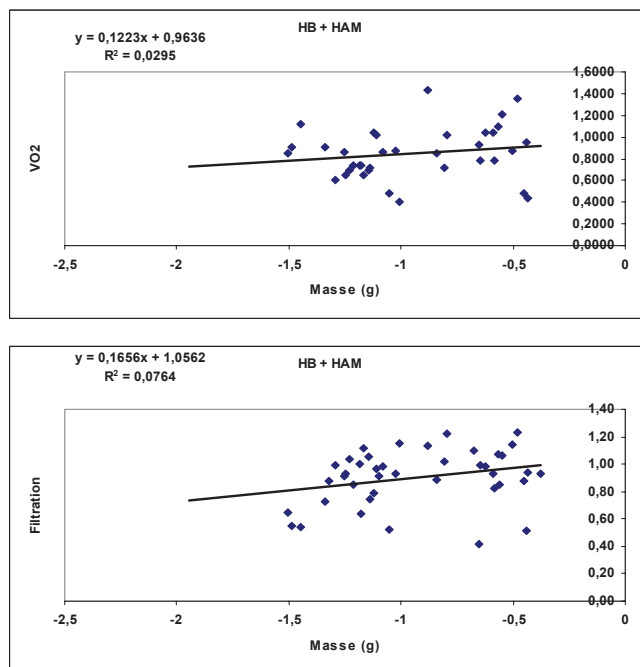


Figure 1. Consommation d'oxygène et taux de filtration en fonction de la masse sèche des tissus de la mye commune, *Mya arenaria*, prélevées dans les lagunes du Havre aux Basques (HB) et du Havre aux Maisons (HAM).

La consommation d'oxygène n'a pas été influencée significativement par une ou des interactions entre les trois facteurs étudiés (taille, période, population). Elle a varié en fonction du temps ($F_{(2,128)} = 4,19$; $P = 0,02$) et de la classe de taille ($F_{(1,128)} = 142,74$; $P < 0,0001$) (Figure 2). En effet, elle est plus élevée en août qu'en juin et octobre. Par ailleurs, il s'avère que les myes de 15 à 25 mm ont une consommation d'oxygène supérieure à celles de 30 à 40 mm, peu importe la période et la population étudiées. Il n'y a pas eu de différence significative entre les deux populations ($F_{(1,128)} = 0,63$; $P = 0,43$).

Le taux de filtration a été influencé par une interaction significative ($F_{(2,128)} = 4,95$; $P = 0,009$) entre la période et la taille (Figure 2). Le taux de filtration des myes de 15 à 25 mm a été supérieur en août par rapport à juin et octobre tandis que chez les myes de 30 à 40 mm, il a été plus faible en octobre. Il n'y a pas eu de différence significative ($F_{(1,128)} = 0,54$; $P = 0,46$) entre les deux populations.

L'efficacité d'absorption a été influencée significativement ($F_{(2,80)} = 23,76$; $P < 0,0001$) par une triple interaction période x population x taille (Figure 2). Ainsi, les variations ne correspondent pas à un patron clairement défini. En août, 80 % des données sur l'efficacité d'absorption ont été perdues en raison d'une défectuosité du four à cendres.

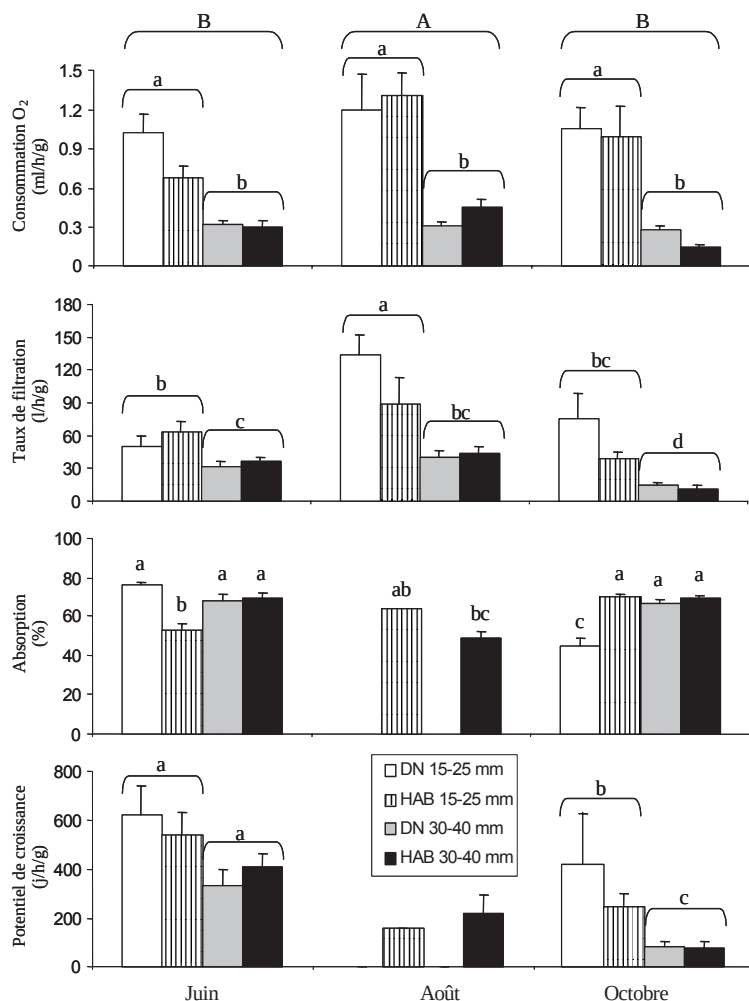


Figure 2. Mesures physiologiques (moyenne $\pm$ S.E.) de la mye commune (*Mya arenaria*) en fonction de la taille (15-25 et 30-40 mm), de la population (DN=HAM et HAB=HB) et de la période (juin, août, octobre). Les traitements significativement différents sont indiqués par des lettres différentes.

Le potentiel de croissance a varié en fonction d'une interaction période $\times$ taille ($F_{(2,80)} = 3,31$; $P = 0,04$). Aussi, le potentiel de croissance des myes de 15 à 25 mm n'était pas significativement différent de celui des myes de 30 à 40 mm en juin tandis qu'en octobre, les myes de 15 à 25 mm présentaient un potentiel de croissance supérieur (Figure 2). Le potentiel de croissance n'a pas pu être calculé pour le mois d'août en raison de la perte des mesures d'efficacité d'absorption par bris mécanique du four à cendres. Le potentiel de croissance n'a pas montré de différence significative entre les deux populations ($F_{(1,80)} = 0,20$; $P = 0,65$).

4. Comparaison de l'âge des deux populations en fonction de leur taille

Comme observé précédemment (voir section inventaires), les myes du HB sont nettement plus âgées que les myes du HAM pour une taille donnée (Figure 3). Les myes du HB de 15 à 25 mm étaient âgées de 1⁺ à 3⁺ ans comparativement à 0⁺ à 2⁺ ans pour les myes du HAM. Chez les plus grosses (30 à 40 mm), l'âge variait entre 3⁺ et 6⁺ ans pour celles du HB et entre 1⁺ et 4⁺ ans chez les myes du HAM.

5. Conclusion

La mesure du potentiel de croissance intègre l'ensemble des processus bioénergétiques, incluant l'investissement énergétique dans la reproduction (Bayne *et al.*, 1976). Ainsi, les différences observées peuvent aussi bien refléter les différences dans le potentiel de croissance en tissus ou en coquille que l'investissement dans la reproduction et le potentiel pour résister aux stress.

Dans les conditions expérimentales prévalant au Centre aquacole marin de Grande-Rivière, il n'y a pas eu de différences entre les deux populations pour les deux périodes où le potentiel de croissance a pu être évalué, soit en juin et en octobre.

Toutefois, il semble se dessiner une tendance où les petites myes du HAM (15 à 25 mm) montreraient un potentiel de croissance plus grand que les myes HB. Toutefois, la grande variabilité des mesures contribue probablement à rendre les résultats non significatifs. Cette tendance disparaît chez les myes de 30 à 40 mm.

En août, le potentiel de croissance n'a pas pu être calculé, mais on peut tenter de l'estimer en comparant les données de consommation d'oxygène et de taux de filtration pour cette période. Durant cette période, les petites myes du HAM (15 à 25 mm) avaient des coûts métaboliques plus faibles que les petites myes du HB tout en filtrant une plus grande quantité de nourriture. Ces résultats n'étaient pas significativement différents mais pourraient suggérer une tendance où le potentiel de croissance serait plus important pour les petites myes du HAM, surtout si l'efficacité d'absorption était similaire pour les deux populations.

Les résultats indiquent que le potentiel de croissance des deux populations de myes serait similaire dans des conditions expérimentales identiques, mais les résultats ont montré une grande variabilité. Même si le potentiel de croissance était identique, la croissance en taille des deux populations pourrait être différente si une portion de l'énergie

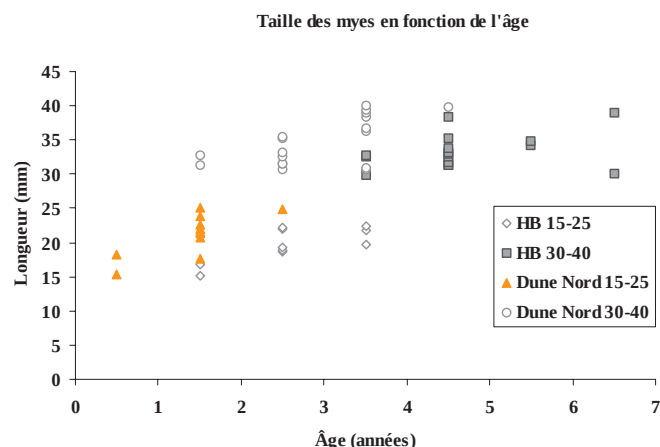


Figure 3. Âge des myes des populations du Havre aux Maisons et du Havre aux Basques appartenant aux deux classes de tailles expérimentales (15 à 25 et 30 à 40 mm).

disponible était canalisée en proportion différente vers d'autres fonctions, par exemple au niveau de la reproduction.

Le fait que le potentiel de croissance des deux populations soit comparable dans des conditions identiques et que les myes du HB aient une croissance plus lente que les myes du HAM confirment que la lagune du Havre aux Basques offre des conditions de croissance sub-optimales comparativement à la lagune du Havre aux Maisons. Le potentiel de croissance similaire des deux populations est aussi peut-être lié en partie à leurs caractéristiques génétiques (hétérozygotie) similaires (voir section « Caractéristiques génétiques »).

Si on pouvait assumer que les résultats obtenus en laboratoire peuvent être extrapolés aux conditions naturelles (ce qui n'est pas démontré clairement), les résultats suggéreraient que la croissance limitée des myes du HB ensemencées au site aquacole de la lagune du HAM ne serait pas due à un potentiel de croissance intrinsèque inférieur aux myes locales (HAM) mais plutôt à d'autres causes (par exemple : difficultés d'adaptation aux conditions locales etc.).

6. Références

- Bayne, B. L., R.J. Thompson, J. Widdows. 1976. p. 121 à 207. Physiology. I. In Bayne B.L. (éd) *Marine mussels : their ecology and physiology*. Cambridge University Press, New-York.
- Bayne, B. L., D. Hedgecock, D. McGoldrick, R. Rees. 1999. Feeding behaviour and metabolic efficiency contribute to growth heterosis in Pacific oysters (*Crassostrea gigas* (Thunberg)). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 233 : 115-130.
- Conover, R. J. 1966. Assimilation of organic matter by zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 11 : 338-354.
- Gilek, M., M. Tedengren, N. Kautsky. 1992. Physiological performance and general histology of the blue mussel, *Mytilus edulis*, from the Baltic and North seas. *Neth. J. Sea Res.*, 30 : 11-21.
- MacDonald, B. A., M. L. H. Thomas. 1980. Age determination of the soft-shell clam *Mya arenaria* using internal growth lines. *Mar. Biol.*, 58 : 105-109.
- Myrand, B., R. Tremblay, J. M. Sévigny. 2002. Selection against blue mussels (*Mytilus edulis* L.) homozygotes under various stressful conditions. *J. Hered.*, 93: 238-248.
- Seed, R., T. H. Suchanek. 1992. Population and community ecology of *Mytilus*. p. 87 à 170. In Gosling, E. (éd.) *The mussel Mytilus : ecology, physiology, genetics and culture*. Developments in aquaculture and fisheries science, Vol. 25. Elsevier, London, 589 p.
- Tremblay, R., B. Myrand, J.-M. Sévigny, H. Guderley. 1998. Bioenergetic and genetic parameters in relation to susceptibility of blue mussels, *Mytilus edulis* L., to summer mortality. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 221: 27-58.

Récolte et tri

Relation taille-épaisseur des myes : une information nécessaire pour développer un outil de tri efficace en fonction de l'épaisseur

Myrand, B., L. Chevarie

1. Contexte

Au moment de la récolte, les myes récupérées avec le râteau hydraulique et les épuisettes (Photos 1 et 2) ne sont pas toutes de taille légale (> 51 mm). Il doit donc y avoir un tri pour séparer les myes commerciales des autres. Actuellement, le tri est fait à l'aide d'une trieuse artisanale fabriquée avec une série de cylindres de PVC espacés les uns les autres de quelques mm et ajustables selon la taille voulue. (Photo 3). L'efficacité de la trieuse est limitée et un tri manuel doit être fait par la suite. Les opérations sont parfois inutilement lentes et coûteuses, principalement en main-d'œuvre. Il conviendrait de pouvoir mécaniser le processus.



Photo 1. Râteau hydraulique utilisé pour la récolte à myes.

Or, le développement éventuel d'une trieuse mécanisée nécessite des informations de base précises. Le système de triage habituel repose sur l'épaisseur qui est la plus petite dimension des coquillages. Il faut donc des données précises sur le rapport entre l'épaisseur de la mye et sa taille.

La mye est un bivalve qui ne se referme pas complètement, même hors de l'eau. Il y a toujours un espace plus ou moins important occupé par le manteau entre les coquilles (Photo 4). Or, certains se demandaient si l'épaisseur de la mye était assez constante pour une taille donnée compte tenu de cette caractéristique particulière. Il suffirait, par exemple, que la coquille se ferme plus ou moins ou encore que l'espace occupé par le manteau varie (amaigrissement, ponte, etc.) pour entraîner une variation de la relation longueur-épaisseur. L'efficacité d'une trieuse opérant en fonction de l'épaisseur des myes varierait en conséquence. La conception d'une trieuse devra incorporer cet élément si cette relation varie.

Le but de cette étude était de vérifier si la relation taille-épaisseur était stable dans le temps. Si non, comment évoluait cette relation. Finalement, faire des propositions pour la fabrication d'une trieuse.



Photo 2. Épuisette utilisée pour récupérer les myes sur le fond qui ont délogées par le râteau hydraulique.

2. Évolution de la relation taille-épaisseur au cours de la saison

Des myes ont été récoltées au site aquacole de la lagune du Havre aux Maisons (HAM) sur une base régulière (hebdomadaire en saison estivale) entre le 27 août 2001 et le 9 octobre 2002. La longueur et l'épaisseur étaient mesurées sur chaque individu. Des myes de 35 à 60 mm ont été récoltées en 2001 et de 40 à 60 mm en 2002 lors des différents échantillonnages. C'est dire que chaque fois, il y avait une gamme de taille qui incluait la taille légale de 50 mm. Ceci a permis d'établir une relation linéaire taille-épaisseur pour chacun des 22 échantillonnages et d'ensuite calculer l'épaisseur théorique d'une mye de 50 mm pour chacun. Les échantillonnages ont couvert l'ensemble de la période de commercialisation des myes (mi-mai à début octobre). L'épaisseur d'une mye de 50 mm est très stable dans le temps (Figure 1) avec une moyenne générale de $17,9 \pm 0,1$ mm et des valeurs extrêmes de 17,3 mm et 18,5 mm.

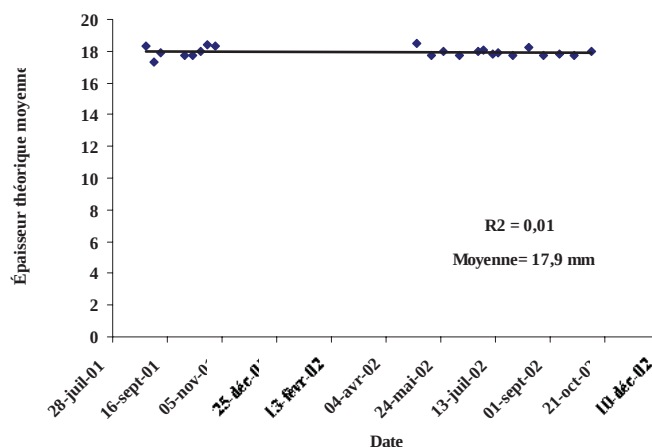


Figure 1. Évolution de l'épaisseur moyenne d'une mye de 50 mm, obtenue à partir de l'équation taille-épaisseur pour chacune des dates entre août 2001 et décembre 2002 (excluant les mois d'hiver).

3. Choix d'une épaisseur pour le tri

Toutes les données individuelles acquises ont été utilisées pour calculer une seule relation linéaire taille-épaisseur. La relation ainsi obtenue explique 86 % de la variabilité observée :

$$\text{Épaisseur} = 0,35 \text{ Taille} + 0,36 \quad (R^2 = 0,86; N = 1304)$$

Sans surprise compte tenu des résultats précédents, l'épaisseur d'une mye de 50 mm est 17,9 mm. Tous les individus ont ensuite été utilisés pour estimer le résultat d'un tri basé sur deux épaisseurs possibles, 17 mm et 18 mm. Cet exercice avait pour but de bien préciser laquelle des deux épaisseurs serait la plus efficace. Pour ce faire, toutes les myes ont été divisées en deux groupes : celles dont l'épaisseur dépasse 17 mm et les autres. La même procédure a été reprise mais, cette fois, pour distinguer celles dont l'épaisseur dépasse 18 mm et les autres.



Photo 3. Trieuse manuelle à myes utilisée par le programme MIM.

Le succès du tri varie selon l'épaisseur utilisée (Figure 2 et 3). Le tri n'est pas parfait et il y a toujours un certain nombre d'individus qui se retrouvent dans le mauvais groupe. Si l'épaisseur sélective avait été fixée à 17 mm, 12,3 % des individus (161/1304) auraient été mal classés. Une épaisseur sélective de 18 mm aurait entraîné la mauvaise classification de 9,7 % des individus (127/1304).

Toutefois, le résultat et les conséquences du tri auraient varié selon l'épaisseur sélective retenue. Le tri à 18 mm aurait en-

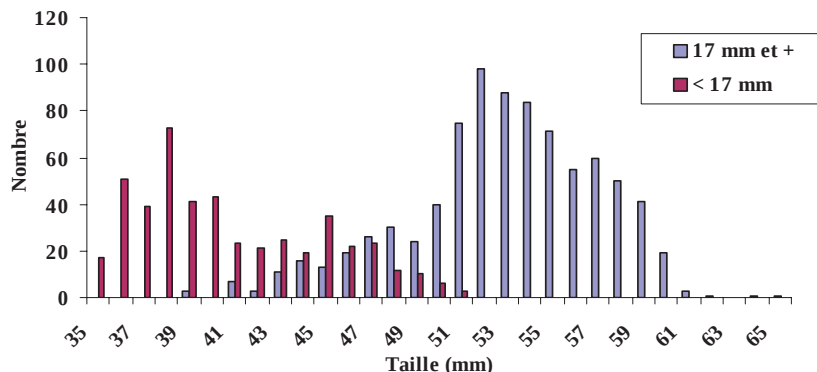


Figure 2. Répartition des myes récupérées en 2001-2002 et triées à partir d'une épaisseur sélective de 17 mm



Photo 4. Coquilles de myes montrant une ouverture causée par le manteau et le siphon.

traîné un problème de pertes des myes commerciales. Ainsi, 14 % des myes éliminées (considérées comme trop petites à partir de leur épaisseur) auraient pourtant été de taille commerciale (Figure 3). C'est une perte non négligeable qui aurait obligé un tri manuel des myes éliminées pour récupérer ces individus.

En comparaison, le tri à 17 mm aurait permis de retenir presque toutes les myes de taille vraiment commerciale avec seulement 2 % de pertes. Par contre, 18 % des myes retenues auraient été de taille légèrement inférieure à la taille de 50 mm. Une bonne proportion de ces myes a toutefois une taille se rapprochant de la taille légale (45 à 49 mm). Ces individus seraient probablement très acceptables pour un acheteur. De plus, il y a souvent une certaine tolérance de la réglementation concernant la présence d'individus de taille inférieure à la norme dans un lot commercial. L'addition d'un tri manuel ne serait peut-être pas nécessaire.

4. Conclusion

Cette étude est basée sur des calculs théoriques. Elle repose aussi sur l'hypothèse que le tri est parfaitement efficace, ce qui n'est pas le cas dans la réalité. Elle permet néanmoins de fournir des informations pertinentes.

D'une part, il semble que l'épaisseur de la mye est assez stable dans le temps. Un individu de 50 mm a une épaisseur d'environ 17,9 mm. La conception d'une trieuse n'aurait donc pas à trop se préoccuper d'ajustements réguliers pour changer la distance entre les cylindres qui servent au tri. L'épaisseur pourrait être ajustée une fois pour toutes.

Il serait plus fonctionnel d'établir l'épaisseur sélective à 17 mm. La presque totalité des individus de taille légale seraient retenus. Un certain pourcentage (18 %) de myes de taille inférieure serait retenu mais beaucoup sont près de la limite et seraient facilement acceptées par les acheteurs. Au plan réglementaire, il y a une certaine tolérance quant à la proportion des individus n'ayant pas la taille légale. Il suffirait d'ajouter un tri manuel, si nécessaire, pour éliminer facilement une bonne partie des petites myes (40 à 45 mm). En fait, un tri manuel additionnel ne serait peut-être pas nécessaire compte tenu de cette tolérance commerciale et réglementaire.

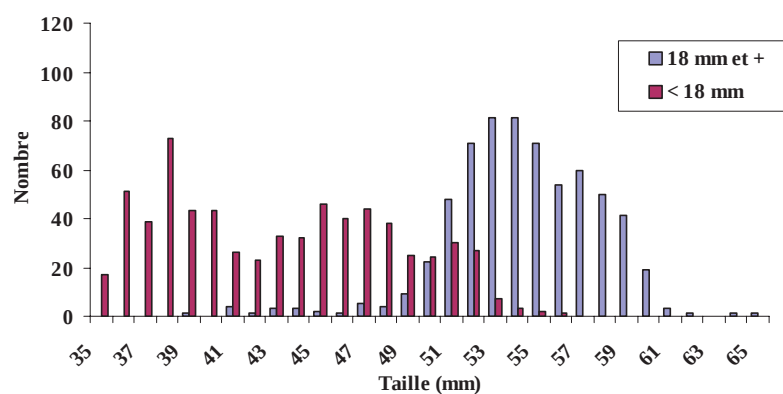


Figure 3. Répartition des myes récupérées en 2001-2002 et triées à partir d'une épaisseur sélective de 18 mm

Établir l'épaisseur sélective à 18 mm forcerait un tri manuel parmi les myes éliminées afin de récupérer la proportion importante de myes de taille légale qui n'auraient pas été retenues. Ceci ne manquerait pas de compliquer le processus.

Évolution du rendement en chair des myes aux Îles-de-la-Madeleine

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

Un rendement en chair élevé est garant d'un prix élevé. Lors d'une mission dans les Maritimes en 1998, il a été mentionné par exemple que la compagnie Mills Sea Food (J. C. Johnson in Chevarie *et al.*, 1998) modulait le prix payé aux cueilleurs entre 1,65 \$ et 2,20 \$ le kilo en fonction du rendement en chair commercial ((masse chair cuite / masse fraîche totale) x 100). Le meilleur prix était offert pour les myes avec un rendement en chair commercial supérieur à 25 %.

La masse des tissus varie au cours de la saison, ne serait-ce qu'en raison de la ponte. Il importe de documenter l'évolution de rendement en chair commercial pour les myes provenant de la lagune du Havre aux Maisons (HAM), l'endroit où sontensemencées les myes. Les données obtenues permettront, d'une part, de mieux connaître la fourchette des valeurs de rendement en chair commercial obtenu et d'autre part, d'identifier les périodes où la qualité du produit pourrait être moindre. De façon indirecte, les données permettront aussi d'identifier les périodes de ponte.

2. Évolution du rendement en chair commercial

En l'absence de myes prélevées au site de la lagune du Havre aux Basques (HB) etensemencées au site aquacole du HAM qui auraient atteint une taille > 50 mm, le rendement en chair a été mesuré sur des myes sauvages récoltées sur ou à proximité du site du HAM. Le rendement en chair a été suivi de façon relativement régulière en 2000 et surtout en 2001 et 2002.

À chaque échantillonnage, 30 myes de 51 à 60 mm étaient récoltées et gardées en suspension pendant 48 h pour dessalage. Par la suite, la masse fraîche totale de chaque individu était déterminée avant que les myes soient cuites à la vapeur pendant 7 minutes. Les myes étaient ensuite décortiquées et la masse cuite des tissus pesée.

Les valeurs obtenues ont varié considérablement au cours d'une saison avec des valeurs se situant habituellement entre 12 et 20 % (Figure 1). Une première constatation s'impose : le

rendement des myes récoltées dans la lagune du HAM n'atteint jamais les 25 %. Le maximum obtenu fut de l'ordre de 23 % à la mi-mai 2002.

Les pontes sont difficiles à identifier clairement. En 2000, la ponte semble s'être étirée sur une période relativement longue (début juin à mi-juillet). En 2001, il n'a pas été possible d'identifier clairement une ponte à partir d'une chute abrupte du rendement en chair. En 2002, il semble y avoir eu une ponte importante dans la dernière quinzaine de mai puis une autre vers la fin juin et le début de juillet.

3. Conclusion

Le rendement en chair a varié entre 12 et 23 % au cours des échantillonnages réalisés entre 2000 et 2002. Les valeurs maximales ont été habituellement atteintes en début de saison. Les valeurs mesurées n'ont jamais atteint la valeur de 25 % qui permettrait d'obtenir un prix maximal au Nouveau-Brunswick. Toutefois, il semble que les acheteurs québécois actuels n'aient jamais fait mention que les myes récoltées sur le site du HAM n'offraient pas la qualité recherchée. Par conséquent, la qualité offerte n'a pas semblé causer problème jusqu'à maintenant.

L'identification des périodes de ponte à partir des chutes du rendement en chair commercial n'est pas évidente.

4. Référence

Chevarie, L., B. Myrand. 1998. Rapport de la mission d'étude sur l'élevage de myes (*Mya arenaria*) effectuée à l'Île-du-Prince-Édouard et au Nouveau-Brunswick, en juillet 1998. Rapport pour « Élevage de myes PGS Noël inc. ».

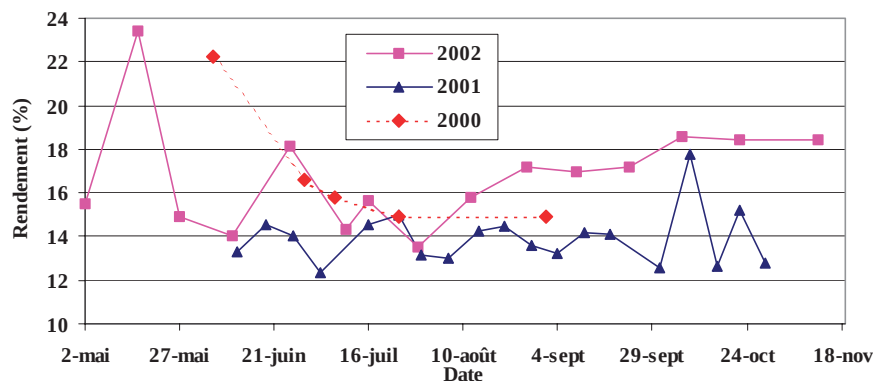


Figure 1. Rendements en chair de myes commerciales (51 à 60 mm) provenant du HAM pour les années 2000 à 2002.

Veille et diffusion

Veille et diffusion en relation avec le programme MIM

Chevarie, L., B. Myrand

1. Contexte

Il existe différentes façons d'acquérir et de diffuser de l'information dans le cadre d'un programme de recherche-développement comme le programme MIM. Bien sûr, une part importante de l'acquisition de l'information provient des travaux de recherche-développement menés dans notre contexte spécifique. La réalisation de missions d'observation permet de compléter et d'enrichir les informations acquises par la recherche-développement. Les missions permettent de mieux prendre connaissance de ce qui se fait ailleurs et, dans bien des cas, évitent de réinventer la roue. Ces missions permettent aussi d'établir de précieux contacts avec des intervenants impliqués en myiculture ou dans un domaine associé.

L'acquisition et la diffusion d'informations sont aussi privilégiées par la participation à des colloques ou congrès d'envergure québécoise, canadienne ou même internationale. La participation à ces manifestations permet de faire connaître les activités et les réalisations du Programme MIM. Ceci procure aussi une certaine visibilité et facilite l'établissement de contacts avec d'autres intervenants impliqués dans le domaine.

Différents rapports et compte rendus ont été rédigés au cours de cette période pour faire le bilan des activités réalisées. Les activités du programme MIM ont aussi fait l'objet d'une certaine vulgarisation dans les médias.

2. Missions d'observation

Deux missions d'observation ont été réalisées au cours de la période 2000 à 2002. Comme il existe peu d'expertise sur l'élevage de la mye commune (*Mya arenaria*), les missions se sont aussi intéressées à l'élevage d'autres bivalves fousseurs, soient la palourde japonaise (*Tapes philippinarum*) et la quahaug commune (*Mercenaria mercenaria*).

Une mission sur la palourde japonaise (*Tapes philippinarum*) s'est déroulée en août 2001 en Colombie-Britannique et dans l'état de Washington (USA). Cette espèce de bivalve introduite par hasard avec les importations d'huîtres japonaises s'est très bien implantée dans cette région et de nombreux aquaculteurs en font l'élevage commercial depuis plusieurs années. Un rapport complet de cette mission est disponible (Chevarie et Myrand, 2002).

Une deuxième mission, cette fois sur la mye commune et la quahaug commune (*Mercenaria mercenaria*), s'est déroulée en Nouvelle-Angleterre (du Maine à Cap Cod) en août 2002. Un rapport complet de cette mission est maintenant disponible (Calderon et al., 2002).

3. Colloques et congrès

Le Programme MIM et ses activités ont été présentés lors de différents événements québécois, canadiens et nord-américains. Au Québec, le programme MIM et certaines de ses réalisations ont été présentés pour le bénéfice du secteur

lors des rencontres du Regroupement des Mariculteurs du Québec et pour le bénéfice du MAPAQ lors d'une des rencontres annuelles de la DIT. Il y eut aussi une participation à une rencontre avec les scientifiques québécois intéressés par la mye commune. Hors Québec, le Programme MIM fut présenté lors des congrès annuels de l'Association aquacole du Canada (AAC) et lors du congrès annuel de la National Shellfisheries Association. Les différentes manifestations où il fut question du Programme MIM sont listées par ordre chronologique décroissant.

- L'Association aquacole du Canada a tenu son colloque annuel en septembre 2002 à Charlottetown. Nous avons présenté le plan général du programme ainsi que les principaux résultats disponibles à ce moment afin de faire connaître le Programme MIM au niveau national et susciter l'intérêt de chercheurs en vue de collaborations éventuelles : Chevarie, L., B. Myrand, F. Bourque, M. Giguère, L. Provencher, P. Archambault, R. Tremblay, J. Pariseau, G. Desrosiers. « Programme MIM » : A new R&D program to develop *Mya arenaria* culture in Îles-de-la-Madeleine (Gulf of St. Lawrence) ».
- La National Shellfisheries Association a tenu son colloque annuel à Mystic (Connecticut) en avril 2002. Une affiche y a été présentée pour faire connaître le programme MIM sur le plan nord-américain. Les principaux résultats disponibles ont été présentés lors de cette occasion : Myrand, B., L. Chevarie, F. Bourque, M. Giguère, L. Provencher, P. Archambault, R. Tremblay. « A five-year R&D program to develop *Mya arenaria* culture in Îles-de-la-Madeleine (Gulf of St. Lawrence) ».
- En mars 2002 se tenait à l'Institut Maurice-Lamontagne à Mont-Joli, un atelier sur *Mya arenaria* et sur *Macoma balthica*. Le but de cet atelier était de faire connaître tous les projets alors prévus sur ces espèces et favoriser l'interaction entre les différents chercheurs. Plus d'une quinzaine de scientifiques du Québec et du Nouveau-Brunswick se sont réunis afin de présenter leurs travaux. Des périodes de discussions ont eu lieu entre les présentations. Le programme MIM y a été présenté. Un rapport sur cet atelier est présentement disponible (Provencher, 2002) : Chevarie, L., B. Myrand. « Programme MIM : Programme de recherche en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine ».
- Le Regroupement des Mariculteurs du Québec a tenu son troisième colloque annuel à Sept-Îles en février 2002. L'état d'avancement des travaux du Programme MIM y a été présenté. La majorité des résultats concernaient les volets approvisionnement (captage, étude d'impacts, inventaire du HAB etc.) et ensemencements : Chevarie, L., B. Myrand. « Programme MIM : Programme de recherche en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine ».
- La Direction de l'Innovation et des technologies du MAPAQ organise chaque année une rencontre au cours de laquelle son personnel présente des travaux auxquels il est associé.

Les résultats des travaux sur l'inventaire du gisement du HB y ont été présentés en juin 2001 : Bourque, F., B. Myrand, R. Tremblay, L. Chevarie. « Le transfert de myes juvéniles : une avenue intéressante pour la culture de myes (*Mya arenaria*) aux Îles-de-la-Madeleine ».

- Le Regroupement des Mariculteurs du Québec a tenu son deuxième colloque annuel à Carleton en février 2001. Le programme MIM y a été présenté pour une première fois. Les objectifs du programme ainsi que les premiers résultats disponibles y ont été présentés : Chevarie, L., F. Bourque, B. Myrand. « Programme de recherche sur l'élevage de la mye aux Îles-de-la-Madeleine ».
- L'Association Aquacole du Canada a tenu son colloque annuel en mai 2001 à Halifax. Nous avons présenté une affiche faisant état des travaux d'inventaire au HB afin de faire connaître le Programme MIM au niveau national et susciter l'intérêt de chercheurs en vue de collaborations éventuelles : Bourque, F., B. Myrand, L. Chevarie, R. Tremblay. « The transfer of juveniles : a promising avenue for soft-shell clam culture (*Mya arenaria*) in Îles-de-la-Madeleine ».

4. Rapports

Voici une liste des différents rapports et compte rendus édités depuis le début du Programme MIM. La période couverte déborde un peu 2002 afin d'inclure des documents mentionnés ailleurs dans le présent document.

4.1 Documents internes

- Chevarie, L., B. Myrand. 2003. Plan d'actions 2003-2005 pour un programme de recherche en « myiculture » (Programme MIM) aux Îles-de-la-Madeleine. Rapport déposé à la SODIM dans le cadre des activités du programme MIM.
- Chevarie, L. 2002. Rapport annuel du programme de recherche en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine. Avril 2001 à mars 2002.
- Chevarie, L., B. Myrand. 2002. Élevage de la palourde japonaise (*Tapes philippinarum*) en Colombie-Britannique et dans l'état de Washington (USA), août 2001. Dans le cadre du programme MIM : « Programme de recherche en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine (2000-2005) ». MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 18, 17 p.
- Chevarie, L., B. Myrand, L. Provencher, P. Archambault. 2002. Étude d'impacts d'un engin hydraulique pour la récolte de myes (*Mya arenaria*) dans la lagune du Havre aux Basques, périodes de récolte étudiées : été, automne 2000 et printemps 2001.
- Mantovani D. 2002. Évaluation de la résistance des myes de trois sites des Îles-de-la-Madeleine. Université Laval, Québec.
- Bourque, F. et al. 2001. Inventaire du gisement de myes du Havre aux Basques à l'été 2000. Rapport préliminaire
- Chevarie, L. 2001. Rapport sur différents aspects du programme en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine. Essais de captage dans la lagune du Havre aux Basques. Prégrossissement et ensemencements dans la lagune du Havre aux Maisons. Caractéristiques génétiques et sanitaires des populations transférées et des populations d'accueil.
- Myrand, B., F. Bourque, M. Giguère, L. Chevarie, M. Larrivée. 2000. Plan d'affaires pour un programme de recherche et développement en « myiculture » aux Îles-de-la-Madeleine (2000-2005). Îles-de-la-Madeleine, Québec.

4.2 Documents externes

- Calderon, I., L. Chevarie, B. Myrand, M. E. Nadeau, M. Roussy. 2003. Contexte technologique et réglementaire de l'élevage de mye et de la quahaug commune en Nouvelle-Angleterre. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 15, 25 p.
- Provencher L. 2003. Compte rendu d'un atelier de travail sur la recherche appliquée aux communautés à Mya-Macoma, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, tenu le 28 mars 2002. Rap. manus. can. sci. halieut. Aquat. 2657 : vi + 30 p.
- Bourque, F., B. Myrand, L. Chevarie, R. Tremblay. 2002. Le transfert de juvéniles : une avenue intéressante pour la culture de myes (*Mya arenaria*) aux Îles-de-la-Madeleine. Rapport d'activités 2000-2001 de la Direction de l'Innovation et des Technologies, MAPAQ. p. 43 et 44.
- Chevarie, L. 2002. Le programme de recherche en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine (2000-2005). p. 26 et 27. Le Rendez-vous 2001 des mariculteurs québécois, Carleton, 23 et 24 février. Compte rendu N° 11, MAPAQ.

5. Vulgarisation

Le programme MIM a aussi été rendu visible à la population madelinienne et québécoise lors d'entrevues radiophoniques (CFIM), d'un reportage télévisé (Cultivé et bien élevé, Télé-Québec) et d'articles de vulgarisation dans *Pêche Impact*.

6. Conclusion

Les missions, particulièrement celle en Nouvelle-Angleterre, ont permis de bien connaître ce qui se fait en Amérique du Nord en élevage et en ensemencement de bivalves fouisseurs. Il a été possible de constater que le Programme MIM fait figure de pionnier en ensemencement de la mye commune car très peu de données sont disponibles sur les résultats de transferts et d'ensemencement de cette espèce. Il faut donc tout faire... ou presque.

Le programme MIM est maintenant connu au Québec, au Canada et en Amérique du Nord. Les missions réalisées et les contacts développés suite aux participations aux différents congrès et colloques ont permis de développer un réseau de contact étoffé et utile.

7. Références

- Calderon, I., L. Chevarie, B. Myrand, M. E. Nadeau, M. Roussy. 2003. Contexte technologique et réglementaire de l'élevage de mye et de la quahaug commune en Nouvelle-Angleterre. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 15, 35 p.
- Chevarie, L., B. Myrand, 2002. Élevage de la palourde japonaise (*Tapes philippinarum*) en Colombie-Britannique et dans l'état de Washington (USA), août 2001. Dans le cadre du programme MIM : « Programme de recherche en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine (2000-2005) ». MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 18, 17 p.
- Provencher L. 2002. Mise à jour des travaux de recherche en cours sur les communautés à Macoma balthica et sur les populations de *Mya arenaria* (mye commune), dans l'Estuaire et le Golfe du Saint-Laurent. Atelier de travail tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne le 28 mars 2002. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. Pêches et Océans Canada.

Bilan

Bilan 2000-2002

Myrand, B., L. Chevarie

1. Contexte

Le Programme MIM a été développé au printemps 2000 à la demande du directeur général de la SODIM de l'époque, Michel Larrivée. L'objectif était de (1) mener des activités de recherche-développement organisées et intégrées pour développer une myiculture rentable aux Îles-de-la-Madeleine et (2) être en mesure d'obtenir plus facilement un financement adéquat pour la réalisation de ces activités. Dans cette optique, la SODIM devenait le promoteur du Programme MIM.

Le Programme a été conçu sur une base théorique, c'est-à-dire sans véritable expertise initiale de ce qu'était la myiculture ni de la nature exacte des activités qu'il fallait entreprendre pour la développer. Dès le début des activités, il a fallu vite se rendre compte que certaines activités non prévues devaient être menées en priorité (par exemple : étude d'impacts) tandis que d'autres n'étaient pas pertinentes à court terme compte tenu du contexte (par exemple : prégrossissement). Il a fallu aussi vite constater qu'il fallait davantage de personnel que prévu initialement et que celui-ci devait être doté d'équipements spécifiques pour faciliter la réalisation des activités (par exemple : VTT et remorque, râteau hydraulique etc.).

Bien qu'elles aient été généralement décrites dans le plan d'affaires initial (Myrand *et al.*, 2000), les activités réalisées au cours des trois années ont été adaptées en fonction de l'évolution de la problématique rencontrée. Le comité de coordination du Programme MIM qui se réunissait environ deux fois l'an s'assurait que les activités menées et les ajustements correspondaient bien aux orientations et besoins du Programme.

Peu de choses ont été faites ailleurs qu'aux Îles-de-la-Madeleine. Ce qui est documenté l'a été dans le cadre d'expériences très contrôlées menées par des universitaires comme Dr Brian F. Beal de la University of Maine at Machias. Les transferts et ensemencements de myes communes réalisés au Maine et au Massachusetts ne sont pas vraiment documentés et aucun résultat concret n'est disponible (Calderon *et al.*, 2003). Les activités myicoles basées sur le transfert qui étaient pratiquées à Île-du-Prince-Édouard (Chevarie et Myrand, 1998) ont été arrêtées en raison des mortalités massives causées par la néoplasie sanguine. Les essais amorcés au Nouveau-Brunswick ont eux-aussi été arrêtés en raison d'une réorientation des promoteurs vers l'ostréiculture en suspension (comm. pers. à B. Myrand par Léon Lanteigne, SEnPAQ consultants).

Il a donc fallu et il faut encore, que le Programme MIM ouvre la voie. Au fil de ces trois années, beaucoup de connaissances et d'expertise ont pu être acquises par le personnel. Un réseau de contact actif avec les principaux intervenants du domaine a aussi pu être établi. Il est clair que le Programme MIM agit comme pionnier dans l'élevage de la mye commune.

2. Synthèse des activités 2000-2002

2.1 Année 2000

Le personnel n'a pu entrer en poste qu'en juillet 2000 lors du versement des premières subventions. C'est dire que les activités de terrain ont été relativement limitées au cours de cette première année. Outre l'acquisition de matériel et l'organisation logistique de l'équipe, quatre activités principales ont été réalisées.

Un premier inventaire exhaustif du gisement du HB a été réalisé afin de mieux connaître son potentiel pour approvisionner une entreprise myicole commerciale qui y prélèverait cinq millions d'individus annuellement. Le gisement s'est avéré avoir un fort potentiel avec 265 millions d'individus > 14 mm et un excellent recrutement. L'absence de néoplasie sanguine, responsable des mortalités massives à l'Île-du-Prince-Édouard, était aussi une bonne nouvelle. Un second inventaire réalisé en 2001 a confirmé le potentiel de ce gisement.

Il a fallu consacrer énormément d'énergie et de temps pour réaliser la première partie d'une étude d'impacts du râteau hydraulique. Cette étude était exigée par les gestionnaires de l'Habitat du poisson de Pêches et Océans Canada comme condition préalable à l'octroi d'un permis de récolte de myes de taille inférieure à la taille légale de récolte (< 50 mm) sur un gisement naturel. L'étude qui s'est poursuivie en 2001 a pu démontrer que l'emploi du râteau hydraulique n'avait pas d'impacts, ce qui ouvrait la voie à l'émission du permis de récolte.

Le troisième volet consista à réaliser des essais de captage en suspension dans la lagune du Havre aux Basques, là où les myes sont très abondantes et les moules presque absentes. L'expérience qui fut répétée en 2001 a permis de conclure que cette approche n'avait pas beaucoup de potentiel dans le contexte des Îles-de-la-Madeleine. Le captage de petites myes était marginal.

Le dernier volet consista à réaliser les premiers ensemencements de myes du HB sur le site aquacole de « Élevage de myes PGS Noël inc. » dans la lagune du Havre aux Maisons (HAM). Ces premiers essais furent plutôt laborieux. Ils ont par contre permis de mieux définir comment les ensemencements expérimentaux devraient être menés pour obtenir les meilleures chances de succès.

2.2 Année 2001

L'année 2001 fut consacrée à poursuivre les travaux amorcés l'année précédente (étude d'impacts, inventaire et captage en suspension). Le premier volet a encore une fois nécessité l'investissement d'une grande part de l'énergie et du temps disponible. Deux nouveaux ensemencements expérimentaux ont été réalisés. Cependant, la croissance des myes ensemencées a montré les signes d'une croissance très limitée, ce qui se révélait inquiétant dans un contexte myicole.

Ces observations ont mené à la réalisation d'une première étude de transfert « population x sites » à l'automne 2001. Des myes du HB ont été ensemencées sur leur site d'origine du HB et au site aquacole du HAM dans des conditions identiques. Au début de l'été suivant (juin 2002), il s'est avéré que les myes du HB semblaient effectivement avoir une croissance limitée. Ce résultat couplé aux résultats d'ensemencements ont entraîné un questionnement important sur le potentiel réel des myes du HB pour la myiculture.

Un premier essai de captage benthique fut réalisé et a fourni des résultats encourageants, particulièrement dans la zone intertidale du site aquacole du HAM. Ceci a fourni l'ébauche d'une solution de rechange si le transfert à partir de gisement naturel s'avérait difficile ou impossible.

Un premier essai d'entreposage hivernal des myes a été tenté en utilisant des poches d'huîtres placées dans des cages grillagées déposées sur le fond. Cette approche cherchait à s'affranchir de l'usage habituel de grandes quantités de « pearl-net ». Le système a semblé bien fonctionner pendant l'hiver mais son instabilité couplée à des difficultés de manutention et des problèmes de fragilité des cages grillagées ont entraîné des modifications au système.

2.3 Année 2002

L'année 2002 fut une année où l'effort principal fut investi pour statuer sur le potentiel des myes du HB pour la myiculture. Plusieurs approches complémentaires ont été utilisées pour obtenir la réponse la plus claire possible : suivi des ensemencements passés, nouvel ensemencement avec les populations du HB et du HAM, transferts de trois populations (dont HB et HAM) vers deux sites, comparaison de la croissance des populations du HB et du HAM en « pearl-net » et mesure en laboratoire du potentiel de croissance des myes du HB et du HAM. Globalement, il faut bien constater que les myes du HB offrent une croissance limitée. En fait, elle est bien inférieure aux myes du HAM placées dans des conditions identiques. Il semble que les myes du HB n'offrent finalement pas d'intérêt pour la myiculture et qu'il faudra trouver une autre source d'approvisionnement.

De nouveaux essais de captage benthique réalisés en 2002 avec de l'Astroturf ont confirmé le potentiel probable de cette nouvelle approche d'approvisionnement.

Finalement, un nouvel essai d'entreposage hivernal de myes a été amorcé à l'automne. L'entreposage est encore basé sur l'emploi de poches d'huîtres qui sont attachées à des tables de métal déposées sur le fond. Les observations préliminaires avant l'hiver ont semblé prometteuses.

Parallèlement à ces activités principales, plusieurs autres études ont été menées au fil des ans. Ces activités étaient souvent de nature plus méthodologique (technique de marquage, surface d'échantillonnage). D'autres provenaient d'opportunités qui se sont présentées avec des partenaires intéressés par certaines problématiques particulières (métaux lourds, résistance de la coquille, vitesse d'enfouissement, etc.).

3. Conclusions et perspectives

Tout était à faire. Après trois ans d'efforts, beaucoup de connaissances ont été acquises. On en sait beaucoup plus maintenant sur les façons de faire de la myiculture aux Îles-de-la-Madeleine. Cependant, il reste encore beaucoup d'étapes à franchir.

Il faut identifier une nouvelle source d'approvisionnement en jeunes individus compte tenu du potentiel limité des myes HB. Il faudra consacrer beaucoup d'énergie pour sécuriser l'approvisionnement en jeunes individus mais plusieurs pistes de solution existent. D'autres populations (locales ou autres) devront être examinées en vue de transferts éventuels. Le captage benthique, encore peu pratiqué et peu connu, semble offrir un certain potentiel, en cas de besoin. Cependant, il faudra en déterminer les paramètres optimaux d'utilisation.

Les techniques de prégrossissement devront être développées si les sources d'approvisionnement retenues (par exemple : captage, éclosion, transfert de petites myes) ne peuvent fournir que de petits individus (< 10 mm). Ce volet, négligé jusqu'à présent, devra alors prendre de l'ampleur. L'entreposage hivernal des myes ne semble plus un problème important à la lumière des résultats obtenus.

Les conditions d'ensemencement sont beaucoup mieux connues maintenant mais il faudra encore travailler à améliorer le pourcentage de récupération des individus ensemencés. On maîtrise beaucoup mieux les pratiques à suivre pour réaliser des ensemencements adéquats. Il faudra néanmoins travailler à développer des procédures permettant de s'affranchir le plus possible des conditions qui limitent le temps d'intervention efficace sur le terrain (vent, marée,...). Selon la source d'approvisionnement disponible, il faudra éventuellement ajuster les procédures d'ensemencement pour des petits individus (< 15 mm). Il faudra aussi mieux distinguer les composantes « mortalité » et « dispersion » dans les pourcentages de récupération obtenus afin d'évaluer le succès des opérations.

L'engin de récolte (râteau hydraulique) ne cause pas d'impacts mais il est encore trop peu efficace. Il faudra l'améliorer pour en accroître la rentabilité à l'échelle commerciale. La remise en suspension des myes à l'aide des jets d'eau sous pression est très efficace mais la récupération manuelle des myes à l'aide d'épuisettes laisse grandement à désirer. Il faudra mécaniser et améliorer cette étape.

Beaucoup a été fait mais beaucoup reste à faire compte tenu du nombre limité d'intervenants impliqués en myiculture au Québec et ailleurs. Dans bien des cas, le Programme MIM est à l'avant garde et ne peut pas compter sur des travaux menés ailleurs pour avancer plus vite. Les résultats obtenus sont encourageants même si certains peuvent paraître mitigés. Le Programme MIM partait de loin en juillet 2000 et seulement trois années d'activités ont été réalisées. Rappelons que le développement d'une activité maricole commerciale nécessite souvent des efforts échelonnés sur plusieurs années (20 ans et plus), surtout quand on débute à partir de rien. La patience est donc de mise. Il n'est peut-être pas inapproprié de mentionner que le Programme MIM est actuellement à l'avant-plan de la recherche en myiculture dans le monde.

Le bilan des activités réalisées en 2000-2002 a entraîné une révision du plan d'affaires qui avait été déposé initialement pour une période de cinq ans, c'est-à-dire 2000-2005 (Myrand, 2000). Un nouveau plan d'actions a été élaboré pour la période restante, c'est-à-dire 2003-2005 (Chevarie et Myrand, 2003). Celui-ci prend en considération les acquis des trois premières années et identifie les pistes de recherche-développement les plus pertinentes à suivre pour les deux prochaines années. L'identification ou non d'une source d'approvisionnement fiable en jeunes sera évidemment déterminante pour l'avenir du Programme et de la myiculture aux Îles-de-la-Madeleine.

4. Références

- Calderon, I., L. Chevarie, B. Myrand, M. E. Nadeau, M. Roussy. 2003. Contexte technologique et réglementaire de l'élevage de mye et de la quahaug commune en Nouvelle-Angleterre. MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 15, 25 p
- Chevarie, L., B. Myrand, 1998. Rapport de la mission d'étude sur l'élevage de myes (*Mya arenaria*) effectuée à l'Île-du-Prince-Édouard et au Nouveau-Brunswick, en juillet 1998. Rapport pour « Élevage de myes PGS Noël inc. ».
- Chevarie, L., B. Myrand. 2003. Plan d'actions 2003-2005 pour un programme de recherche en « myiculture » (Programme MIM) aux Îles-de-la-Madeleine. Rapport déposé à la SODIM dans le cadre des activités du programme MIM.
- Myrand, B., F. Bourque, M. Giguère, L. Chevarie, M. Larrivée. 2000. Plan d'affaires pour un programme de recherche et développement en « myiculture » aux Îles-de-la-Madeleine (2000-2005). Îles-de-la-Madeleine, Québec.

Remerciements

Nous voulons remercier particulièrement les techniciens et les techniciennes de la SODIM, Luc Longuépée, Valérie Poirier, Monia Lapière et Josée Goyette pour leur travail sur le terrain et l'analyse des échantillons en laboratoire.

De plus, nous voulons remercier tout le personnel de la Station technologique maricole des Îles-de-la-Madeleine (désormais Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine - CeMIM) pour le soutien technique et professionnel.

Nous voudrions aussi souligner le soutien du personnel de la SODIM pour les aspects administratifs et financiers du Programme. Le support de Yves Martinet du comité ZIP a été très apprécié pour la production des cartes des lagunes du Havre aux Basques et du Havre aux Maisons.

La mise sur pied du Programme MIM a été rendue possible grâce à la participation financière du Plan de relance Gaspésie-Les Îles, du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), de Développement Économique Canada (DEC), de Pêches et Océans Canada (MPO), de la Société de Développement de l'Industrie Maricole (SODIM) et de « Élevage de myes PGS Noël inc. ».

Annexe 1

Rapport préliminaire

Étude d'impacts d'un engin hydraulique pour la récolte de
myes (*Mya arenaria*) dans la lagune du Havre aux Basques.
Périodes de récolte étudiées : été, automne 2000 et printemps 2001

par

Lise Chevarie (SODIM)

Bruno Myrand (CeMIM-MAPAQ)

Lizon Provencher (MPO-Habitat du poisson)

Philippe Archambault (MPO-Habitat du poisson)

Îles-de-la-Madeleine

Juin 2002

1.0 Introduction

Des inventaires réalisés à l'été 2000 et à l'été 2001 ont démontré que la lagune du Havre aux Basques abrite un important gisement naturel de myes (225 hectares) qui compte plus de 265 millions de myes ≥ 14 mm (F. Bourque, MAPAQ et M. Giguère, MPO, données non publiées). Aucune cueillette n'y a été faite depuis plusieurs années car la zone où se trouve le gisement est fermée par Environnement Canada pour cause de contamination bactérienne. De toutes façons, les myes n'ont pas la taille légale de récolte (≥ 51 mm). D'ailleurs, l'inventaire a confirmé la très faible quantité de myes ≥ 51 mm, soit 0,2 % (en 2000). Nous savons aussi que les myes du Havre aux Basques sont exemptes de maladie suite aux analyses pathologiques faites en 2000 et 2001 par Réjean Tremblay (CAMGR-MAPAQ-UQAR).

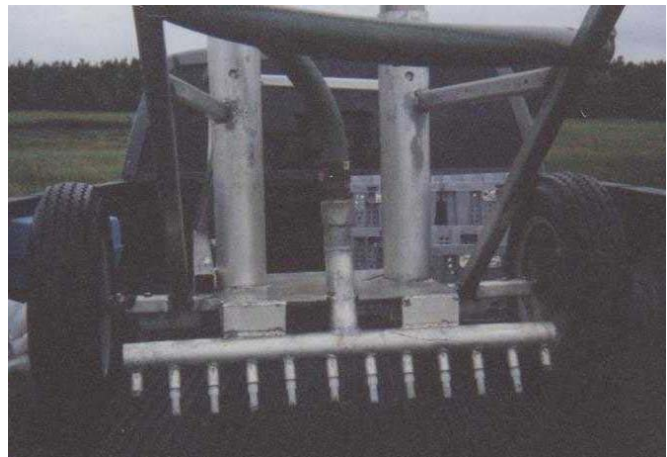
La préoccupation majeure d'un myiculteur est d'avoir accès à un approvisionnement abondant, fiable et peu coûteux en juvéniles. Compte tenu des résultats de captage mitigés obtenus au cours des dernières années, le scénario maintenant retenu par l'entreprise « Élevage de myes PGS Noël inc. » repose sur un approvisionnement en myes juvéniles (*Mya arenaria*) prélevées parmi la population naturelle présente dans la lagune du Havre aux Basques. La récolte est réalisée à l'aide d'un engin hydraulique dont les jets d'eau remettent en suspension la couche supérieure du substrat (~ 10 cm à partir de la surface) ainsi que les organismes qu'il abrite (dont les myes). Les myes ainsi délogées se déposent à la surface du sédiment et sont alors récupérées manuellement avec des épuisettes. Ces myes sont ensuite transférées dans la lagune du Havre aux Maisons pour y poursuivre leur croissance.



Engin hydraulique utilisé pour la récolte des myes du Havre aux Basques à l'été 2000

Le but de la présente étude était d'évaluer les impacts éventuels de ce type de récolte sur la population de myes, son habitat (sédiments) et les espèces associées (diversité et assemblage des espèces). Cette étude a été demandée par les gestionnaires du MPO (Gestion de l'habitat du poisson) comme préalable à l'émission d'un permis commercial d'exploitation de myes de taille inférieure à la taille de cueillette (≥ 51 mm) dans cette lagune.

Étant donné que la lagune du Havre aux Basques offre



Vue rapprochée des jets de l'engin hydraulique utilisé pour la récolte du Havre aux Basques, cet été

des conditions environnementales assez particulières, peu d'études menées dans d'autres régions ne peuvent être directement comparées avec la situation rencontrée ici. Toutefois, des études (Hall *et al.*, 1990; Tuck *et al.*, 1999) mentionnent que l'utilisation d'engins hydrauliques du même type que celui expérimenté aux Îles-de-la-Madeleine, n'a que très peu d'impacts sur les communautés benthiques. De plus, les changements du nombre total d'individus et de l'aspect physique du sédiment (dépressions laissées par l'engin) perçues immédiatement après la récolte deviennent souvent imperceptibles quelques semaines plus tard.

D'autres études d'impact ont aussi été menées dans différents pays mais avec des engins plus performants et probablement plus dommageables tels que la drague hydraulique, le tracteur (« tractor-towed cockle harvester »), le « clam kicking » et la drague à succion (Beukera, 1995; Brown et Wilson, 1997; Ferns *et al.*, 2000; Hall et Harding, 1997; Kaiser *et al.*, 1996; Peterson *et al.*, 1987; Spencer *et al.*, 1998; Van den Heiligenberg, 1987). Ces études ont démontré en général qu'il y avait des effets assez importants immédiatement après le passage de ces engins sur le nombre d'espèces présentes (diminution), sur le nombre d'individus par espèce (diminution) et dans la structure des sédiments. Cependant, la majorité des impacts étaient disparus entre trois et douze mois plus tard.

Le programme MIM, qui est un programme de recherche regroupant plusieurs intervenants, a donc pris l'étude en charge à l'été 2000 avec la collaboration des scientifiques de la Section des Sciences de l'Habitat au MPO. Deux scénarios ont été étudiés, soit la récolte par bandes (alternance de bandes récoltées et de bandes non récoltées) et la récolte complète (surface récoltée au complet). Ces deux scénarios ont été étudiés à trois périodes différentes : le printemps, l'été et l'automne.

Les hypothèses testées sont : 1) la récolte de myes juvéniles à l'aide d'un engin hydraulique n'est pas dommageable pour la population de myes et les autres populations benthiques de la lagune du Havre aux Basques, 2) de toutes les espèces recensées avant la récolte aucune n'a disparue après la récolte, 3) le passage de l'engin n'affecte pas la composition des sédiments, 4) le recrutement des myes juvéniles est favorisé par l'ameublissement du substrat causé par le passage de l'engin hydraulique.

2.0 Matériel et méthodes

Le protocole a été élaboré avec la collaboration active des scientifiques du MPO impliqués dans ce type d'étude : Jean Munro, Lizon Provencher et Dr Philippe Archambault des Sciences de l'Habitat et Michel Giguère de la Division des Sciences.

2.1 Description de la machine

L'engin hydraulique est construit en aluminium (photos 1 et 2) et est alimenté en eau à l'aide d'une pompe Honda de 4,0 HP. L'eau est propulsée vers les sédiments grâce à dix sorties disposées également sur une tige horizontale d'une longueur de près de 1 m. Les jets d'eau ainsi créés remuent les sédiments sur environ 10 cm de profondeur. Cet engin monté sur trois roues est tiré par un opérateur.

Les myes et autres organismes délogés par les jets d'eau se déposent sur le sédiment. Des personnes munies d'épuisettes (mailles de 20 mm) suivent l'engin de récolte en ratissant le sédiment pour récupérer les myes. Lors de l'expérience, l'engin était opéré par le promoteur lui-même ce qui garantissait que l'opération mimait le mieux possible une activité commerciale.

2.2 Périodes de récolte

Trois périodes de récolte expérimentale ont été étudiées sur la base qu'elles peuvent avoir des impacts différents en raison du stress physiologique différent des organismes (période de ponte, température etc.) et d'une dynamique de récupération différente (saison vs température, vents etc.). La récolte des myes a été effectuée à l'été (9 et 10 août) et à l'automne (3 et 6 octobre) 2000 ainsi qu'au printemps 2001 (5 et 6 juin).

2.3 Scénarios de récolte

Deux scénarios de récolte ont été évalués lors de chaque période expérimentale : récolte complète et récolte par bandes (une bande non récoltée de 1 m entre chaque bande de 1 m de largeur récoltée). La récolte par bandes a été expérimentée comme solution alternative, dans le cas où la récolte complète s'avérerait trop néfaste pour le milieu ou les espèces présentes. Finalement des sites sur lesquels aucune récolte n'a été effectuée ont été sélectionnés pour servir de témoins.

Donc : 2 sites témoins

2 sites récoltés en bandes

2 sites récoltés au complet

2.4 Plan expérimental et stratégie d'échantillonnage

Les sites sont des surfaces de 625 m² (25 x 25 m). Les sites ont été délimités, préalablement, à l'aide de pieux et de cordes pour faciliter les récoltes expérimentales. Ceux-ci ont été divisés en 25 parcelles de 25 m² (5 m x 5 m) considérées comme des unités de sous-échantillonnage.

Les deux sites témoins ont été délimités à plus de 100 m en amont (par rapport à la direction générale du courant) des surfaces expérimentales récoltées. Les mêmes sites témoins ont été utilisés lors des trois récoltes expérimentales (juin, août et octobre) mais des nouvelles parcelles étaient échantillonnées à chaque occasion.

Deux parcelles de 25 m² (quatre pour les sites de récolte par bandes : deux sur les bandes récoltées et deux sur les bandes non-récoltées) ont été choisies au hasard sur chacun des six sites expérimentaux. Ces mêmes parcelles ont fait l'objet du suivi temporel tout au long de l'étude.

Chaque parcelle a été subdivisée à son tour en 25 unités d'échantillonnage de 1 m². Trois unités ont été choisies au hasard à chaque échantillonnage. Une unité a servi à la caractérisation des sédiments, lesquels ont été prélevés avec un carottier sur une profondeur de 15 cm avec un diamètre de 3,1 cm. Les deux autres ont été utilisées pour caractériser les organismes. Ceux-ci ont été prélevés à l'aide d'un échantillonneur Venturi sur une surface de 0,25 m² et une profondeur de 10 cm (photos 3 et 4). Les organismes étaient récupérés à la sortie du Venturi dans une poche de 1 mm de maillage. Les échantillons (organismes et sédiments) ont été congelés jusqu'au traitement en laboratoire.

Pour permettre d'obtenir une idée générale de la possibilité d'un impact indirect à l'extérieur des surfaces récoltées, deux axes perpendiculaires ont été définis à partir du centre d'un des sites expérimentaux pour chacun des deux scénarios de récolte. Ceci a fourni quatre transects en direction des quatre points cardinaux. Deux stations d'échantillonnage, l'une située de 5 à 10 m de la bordure du site et l'autre de 20 à 25 m ont été établies le long de chaque transect.

Le plan expérimental a nécessité la prise d'un nombre total de 48 échantillons par date d'échantillonnage pour l'évaluation des caractéristiques de la communauté benthique et de 16 échantillons pour la sédimentologie.

La stratégie a quelque peu varié lors des échantillonnages réalisés en 2001. Le nombre de réplicats a été augmenté afin d'augmenter la robustesse des tests statistiques. Ainsi trois parcelles de 25 m², au lieu de deux, (six pour les sites de récolte par bandes, au lieu de quatre) ont été choisies au hasard sur chacun des sites expérimentaux. Quatre unités de 1 m², au lieu de trois, ont été choisies au hasard (trois pour caractériser les organismes benthiques et un pour les sédiments).

Cette modification du plan expérimental a nécessité la prise d'un nombre total de 72 échantillons par date d'échantillonnage pour l'évaluation des caractéristiques de la communauté benthique et de 24 échantillons pour la sédimentologie.

L'étude fut menée à une échelle semi-commerciale. En effet, une superficie de 1 875 m² fut récoltée à chaque période (juin, août et octobre), ce qui correspondant à environ 5 % de la surface qui sera récoltée quand l'entreprise aura atteint sa vitesse de croisière, c'est-à-dire 40 000 m².

2.5 Calendrier

La routine d'échantillonnage a été répétée à quatre reprises, soit une fois juste avant la récolte pour caractériser les conditions initiales des sites et trois autres fois après la récolte expérimentale : deux semaines, deux mois et quatorze mois (pour les récoltes estivale et automnale). Toutefois, l'échantillonnage pour caractériser les impacts éventuels après 14 mois pour la récolte printanière n'a pas encore été réalisé car il est prévu en août 2002.

Tableau 1. Dates d'échantillonnage pour les récoltes estivale, automnale et printanière

Période d'échantillonnage	Récolte estivale	Récolte automnale	Récolte printanière
Avant récolte	7 et 8 août 2000	2 octobre 2000	31 mai 2001
Récolte	9 et 10 août 2000	3 et 6 octobre 2000	5 et 6 juin 2001
2 semaines après récolte	23 et 24 août 2000	18 et 23 octobre 2000	19 juin 2001
2 mois après récolte	13 octobre 2000	30 novembre 2000	6 août 2001
14 mois après récolte	1 novembre 2001	23 novembre 2001	Août 2002 (à venir)

2.6 Analyses de laboratoire

Identification des espèces

L'examen des échantillons a nécessité un sous-échantillonnage en raison des volumes en jeu (0,025 m³ par échantillon) et de l'effort requis pour trier, identifier et compter tous les organismes de 1 mm et plus.

Une fraction correspondant au huitième du poids de chaque échantillon a donc été analysée. Une analyse de variabilité a été faite sur 10 % de tous les échantillons récoltés pour valider la méthode de sous-échantillonnage. Pour chacun d'entre eux, le tri de trois ou quatre sous-échantillons a été effectué et le coefficient de variation calculé ($100 \times \text{écart-type} / \text{moyenne}$ du nombre d'organismes). Le coefficient de variation moyen calculé pour l'ensemble des échantillons fut de 6 %. Des sous-échantillons acceptables doivent montrer des coefficients inférieurs à 10 % pour que la méthode de sous-échantillonnage soit considérée représentative de l'échantillon total (comm. pers., Bernadette Jacquaz, Laboratoires SAB inc, Montréal).

Granulométrie

Les échantillons ont été congelés et analysés à l'Institut-Maurice-Lamontagne. Chaque échantillon a été tamisé sur une maille de 2000, 1 410, 1 000, 710, 500, 350, 250, 170, 120, 80 et 62,5 µm. Le pourcentage relatif de chacune des fractions a été calculé par échantillon. Les échantillons ont également été divisés en fraction pour procéder à la détermination de la matière organique totale. Ces fractions seront analysées ultérieurement au CHN.

2.7 Analyses statistiques

Des analyses de variance (ANOVAs) et des analyses multivariées (MANOVAs) ont servi à tester les différences dans les caractéristiques des communautés et dans les changements des assemblages de population. Des cadrages multidimensionnelles (MDS : Multi Dimensioning Scaling) sur les données transformées ont aussi été utilisés pour visualiser les groupements et des ANOSIMs (indice de Bray-Curtis a été utilisé) sur les données ont été effectuées pour identifier les différences dans les groupes (Clarke, 1984). Finalement des analyses de similarité nous ont permis d'identifier les espèces expliquant le mieux la formation des groupes ainsi que la différence entre les groupes.

3.0 Résultats et discussion

3.1 Espèces et familles présentes

L'identification des organismes a été validée par une firme spécialisée soit les Laboratoires SAB inc (7869, rue St-Denis, Montréal). Certains organismes ont été identifiés du point de vue de l'espèce mais, en raison des difficultés d'identification, d'autres ne l'ont été qu'à l'échelle de la famille ou encore celle du groupe.

Dans le tableau 2, seulement les sites ayant subi une récolte complète (scénario qui risque d'avoir le plus d'impacts) sont présentés. Ce tableau permet de démontrer que la très grande majorité des espèces ou familles répertoriées avant la récolte colonisent toujours ces sites après le traitement. Les Littorinidés, les Muricidés (pour la série printanière) et les Rissoidés (pour la série automnale) sont les seules familles absentes après la récolte. Étant donné que leur présence était très faible avant la récolte, il est possible que ce soit dû simplement au hasard. À l'inverse, quelques familles absentes avant la récolte ont été répertoriées après le traitement.

Les familles ou espèces répertoriées en plus grand nombre furent les Hydrobiidés et les Pyramidellidés, deux familles de gastéropodes qui ont été retrouvées à des concentrations variant entre 2000 et > 40 000 individus/m². Suivent les myes, *Mya arenaria*, (jusqu'à 5 000 individus/m²) et les Tellinidés (Entre 101 et 1 000 individus/m²).

Quelques espèces répertoriées en très faibles quantités ou absentes dans les parcelles ayant subi une récolte complète ne sont pas mentionnées dans le tableau 2. Ce sont le bivalve *Hiatella artica*, les vers de la famille des pectinariidés (vers en cornet), les poissons appartenant aux familles des Gastérostéidés et des Cyprinodontidés ainsi que quelques crabes et une étoile de mer.

3.2 Récolte estivale (9 et 10 août 2000)

Il n'y a pas de différence significative entre les sites récoltées et les sites témoins au niveau de la diversité (indice de Shannon), la richesse (nombre d'espèces) et l'abondance totale.

De légères modifications des différentes populations ont été observées deux semaines après récolte. Les principales espèces ou familles qui expliquent les modifications de l'assemblage des espèces sont les petites *Mya arenaria* (< 15 mm) et deux familles de gastéropodes : les Hydrobiidae et les Pyramidellidae. Les analyses de similarité indiquent que ces espèces ou familles contribuent pour 57 à 70 % à la similarité intra-groupe ou inter-groupe des assemblages d'espèces.

La diminution des myes ≥ 15 mm (lesquelles ont fait l'objet de récolte) est plus marquée sur certains sites.

Les populations de myes des sites témoins et des sites de récolte complète étaient différentes avant le traitement (Figure 1). On voit très bien les deux cohortes présentes (une pour les témoins et une pour la récolte complète) mais les deux populations n'ont pas le même mode.

Deux semaines après la récolte, il y avait une légère diminution pour toutes les classes de taille chez les myes ≥ 15 mm provenant des surfaces récoltées au complet (Figure 1). L'observation d'une légère diminution malgré une récolte effectuée aux dépens de ce groupe d'individus confirme l'efficacité limitée de

Tableau 2 : Liste des principales familles et espèces répertoriées lors de l'étude d'impact au Havre aux Basques en 2000 et 2001 pour les sites récoltés au complet.

		Récolte semaine du											
		07/08/2000 Série estivale				02/10/2000 Série automnale				03/06/2001 Série printanière			
		A	2S	2M	14M	A	2S	2M	14M	A	2S	2M	
Mollusques	Hydrobiidés	9K	7K	16K	27K	32K	45K	40K	28K	30K	15K	17K	
	Pyramidellidés	6K	3K	4K	9K	8K	11K	8K	9K	5K	2K	7K	
	<i>Mya arenaria</i>	K	K	K	5K	K	xxxx	xxxx	5K	xxxx	xxxx	xxxx	
	Tellinidés	xxxx	xxxx	xxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	
	<i>Mytilus edulis</i>	xx	xx	xx	xxx	xx	x	x	xx	x	x	x	
	Veneridés	x	xx	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx	xx	xx	
	Littorinidés	xx	x			x	x	x	x	x			
	Muricidés			x			x			x			
	Rissoidés				x	x							
	Acteocinidés			x	xx				x				
Vers	Néroidés	xxx	xx	xx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	
	Capitellidés	xx	xx	x		xx	xx	xx	xxx	x	xx	xx	
	Phyllodocidés			x	x	x	xx	x	x	x	x	x	
	Glyceridés	x			x								
	Vers #1*				x				x	xx	xx	xx	
Crustacés	Lysianassidés	xxx	xx	x	xxx	xx		xx	x		x	x	
	Corophiidés	xxx	xx	x	xx	xx		x	x	x		x	
	Idoteidés	x	x	xx	xx	x	xx	x				x	
	Dyastylidés			xx	xx	x	x						
	<i>Crangon septemspinosa</i>	x	x	x	x			x	x		x	x	
	Janaridés	x		x	xx	x			x				

* Non identifié

Périodes d'échantillonnage		Nombre d'individus / m ²	
A :	Avant la récolte	K :	> 1000
2S :	2 semaines après la récolte	xxxx :	301 à 1000
2M :	2 mois après la récolte	xxx :	101 à 300
14M :	14 mois après la récolte	xx :	11 à 100
		x :	1 à 10

l'engin de récolte hydraulique (données non publiées). Deux mois après la récolte la population de myes des sites de récolte complète a montré une nouvelle diminution. Celle-ci était probablement due cette fois à un phénomène autre que la récolte elle-même puisque les sites témoins ont suivi la même tendance.

L'augmentation notable du nombre de myes juvéniles (≥ 15 mm) 14 mois après la récolte suggère un important recrutement durant l'été 2001 (Tableau 3). Ce recrutement est près de deux fois plus important sur les sites récoltés au complet comparativement aux sites témoins. L'inventaire réalisé en 2001 (M. Giguère, MPO, données non publiées) confirme ce recrutement.

Tableau 3 : Quantités de petites myes (<15 mm) échantillonnées sur les sites témoins et les sites de récolte complète pour toute la durée de l'étude.

	Nombre moyen de petites myes par échantillon, <15 mm (nbre d'ind. / m^2)					
	Récolte estivale		Récolte automnale		Récolte printanière	
	Témoins	R.complète	Témoins	R.complète	Témoins	R.complète
Avant récolte	76 $\pm$ 5	802 $\pm$ 81	322 $\pm$ 21	946 $\pm$ 82	378 $\pm$ 13	337 $\pm$ 10
2 semaines après récolte	302 $\pm$ 49	1478 $\pm$ 92	647 $\pm$ 54	761 $\pm$ 47	259 $\pm$ 6	401 $\pm$ 9
2 mois après récolte	418 $\pm$ 38	1102 $\pm$ 71	527 $\pm$ 53	597 $\pm$ 45	385 $\pm$ 10	579 $\pm$ 15
14 mois après récolte	2873 $\pm$ 76	5422 $\pm$ 201	3391 $\pm$ 147	5423 $\pm$ 145		

3.3 Récolte automnale (3 et 6 octobre 2000)

Encore une fois, il n'y a pas de différence significative entre les sites récoltés et les sites témoins du point de vue de la diversité (indice de Shannon), la richesse (nombre d'espèces) et l'abondance totale.

Cette récolte effectuée plus tard en saison ne semble pas entraîner de modification au niveau des populations présentes, que ce soit deux semaines, deux mois ou quatorze mois après la récolte. Les deux familles de gastéropodes principalement en cause pour expliquer les légères modifications des assemblages d'espèces sont encore les Hydrobiidés et les Pyramidellidés. Les analyses de similarité indiquent que ces familles contribuent pour 76 à 81 % à la similarité intragroupe ou intergroupe des assemblages d'espèces.

Les populations de myes des sites de récolte complète et des sites témoins sont relativement similaires avant traitement (Figure 2) contrairement à la récolte estivale.

La diminution du nombre de myes ≥ 15 mm fut plus marquée qu'avec la récolte estivale (Figure 1 et Figure 2). En fait, il y avait 55 % moins de myes ≥ 15 mm deux semaines après récolte. Malgré cette diminution du nombre d'individus, toutes les classes de taille étaient encore présentes (sauf pour les tailles >39 mm, où seulement quelques rares individus étaient présents). Le nombre total d'individus est demeuré assez constant entre deux et quatorze mois après la récolte.

L'échantillonnage réalisé quatorze mois après la récolte automnale nous a permis d'identifier des densités de petites myes (< 15 mm) très élevées comparativement à l'échantillonnage de l'année précédente, soit après deux mois (Tableau 3), suggérant encore une fois un excellent recrutement pour l'année 2001.

3.4 Récolte printanière (5 et 6 juin 2001)

Encore une fois, il n'y a pas de différence significative entre les sites récoltés et les sites témoins au niveau de la diversité (indice de Shannon), la richesse (nombre d'espèces) et l'abondance totale.

Même si cette récolte a été effectuée pendant une période jugée critique pour la reproduction, il ne semble pas y avoir plus d'impacts que pour les deux autres périodes évaluées. D'après plusieurs observations, la ponte des myes au Havre aux Basques se produit au début juin soit une ou deux semaines avant celle de la lagune du Havre aux Maisons (données non publiées). Cette récolte n'a semblé entraîner de modification au niveau des populations présentes que ce soit après deux semaines, deux mois ou quatorze mois après la récolte. Ce sont toujours

les deux mêmes familles de gastéropodes (Hydrobiidés et les Pyramidellidés) qui sont principalement en cause pour expliquer les légères modifications de populations. Les analyses de similarité indiquent que ces familles contribuent pour 79 à 83 % à la similarité intragroupe ou intergroupe des assemblages d'espèces.

Il y a eu une diminution de plus du 2/3 des myes (≥ 15 mm) deux semaines après la récolte complète suivie d'une stabilité dans le nombre des myes entre le deuxième et le quatorzième mois suivant la récolte (Figure 3).

Bien qu'on note une légère tendance à la hausse du nombre de petites myes (< 15 mm) deux mois après la récolte printanière, il y a une certaine stabilité aussi bien pour les témoins que pour les sites récoltés au complet (Tableau 3). L'échantillonnage 14 mois sera effectué à l'été 2002.

3.5 Granulométrie

Les analyses statistiques n'ont pas encore été réalisées mais il semble assez évident en observant les données de 2000 qu'il n'y pas de différence dans la composition du sédiment d'un traitement à l'autre (y compris les témoins) et d'une période à l'autre (L. Provencher, comm. pers.). La granulométrie sur une carotte de 15 cm n'est pas la meilleure méthode pour déceler des changements dans la structure du sédiment. La méthode utilisée qui donne le pourcentage de chaque fraction après l'homogénéisation le sédiment de toute la colonne ne permet pas de déceler des changements de l'étagement du sédiment qui pourrait avoir été perturbé (mélangé) par le passage du râteau hydraulique. Les valeurs de matières organiques obtenues pour les échantillons de deux des sites témoins et de deux des sites récoltés accusent une trop grande variabilité pour permettre d'en tirer des conclusions. Il est possible que des morceaux de coquillage pouvant être présents dans certains échantillons ou fractions d'échantillons haussent les valeurs exagérément.

3.6 Observations générales

Le nombre d'échantillons a dû être limité en raison de contraintes logistiques. Ceci peut avoir entraîné des erreurs d'interprétation en raison de la puissance limitée des tests statistiques (principalement lors des échantillonnages de 2000). Toutefois,

la présence d'impacts d'une certaine envergure aurait certainement été repérée. Faute de temps et de moyens, la puissance des tests statistiques dans les conditions d'échantillonnage de la présente étude n'a pu être évaluée.

En général, il y a une diminution du nombre de myes ≥ 15 mm dans les sites récoltés. Ce n'est pas une surprise puisqu'il s'agit de l'espèce et de la gamme de tailles ciblées par la récolte avec l'engin hydraulique. Aucune mye de taille commerciale (51 mm) n'a été retrouvée au cours de l'étude.

Les sites témoins ont tendance à être différents des sites récoltés du point de vue de l'assemblage des espèces dans les analyses multivariées (en particulier pour les récoltes estivale et printanière). Toutefois l'interprétation de ces résultats est rendue difficile car les sites témoins étaient déjà différents des traitements avant les récoltes. Les analyses multivariées et les MDS ont permis de visualiser une tendance où les témoins semblent être à part mais cette tendance était déjà présente avant le traitement.

Afin d'alléger le texte, les détails des analyses statistiques ne sont pas mentionnés. Les résultats présentés sont donc abrégés.

Les résultats des transects effectués à l'extérieur des parcelles expérimentales (tels que mentionnés dans le matériel et méthode) n'ont pas été analysés statistiquement étant donné la complexité du plan d'échantillonnage utilisé et aussi parce que les résultats démontrent peu d'impacts à l'intérieur même des sites de récolte, il serait donc très étonnant d'observer des impacts sur les axes perpendiculaires.

4.0 Conclusion

Dans les limites des conditions rencontrées lors de l'étude (par exemple, le type de râteau utilisé) et selon la puissance limitée des tests statistiques, les résultats démontrent que l'utilisation de l'engin de récolte hydraulique utilisé par le producteur n'a que très peu d'impact sur les populations benthiques (dans la lagune du Havre aux Basques) et ce pour chacune des trois périodes étudiées. Il faut noter ici que la méthode de récupération des myes avec des épuisettes après le passage de l'engin hydraulique est peu performante. Bien que la grande majorité des myes soient dessablées, nous avons observé que moins d'une heure après le passage de l'engin hydraulique, elles sont pour la plupart enfouies de nouveau. Il en va de même pour une bonne partie des autres organismes visibles à l'œil nu. L'étude suggère que la récolte de jeunes myes à l'aide d'un engin hydraulique entraîne très peu d'impacts. Ces impacts minimes ne sont d'ailleurs plus détectables deux mois après la récolte.

Ces résultats sont très encourageants car ils suggèrent que la méthode de récolte des jeunes myes dans la lagune du Havre aux Basques n'affecte pas les populations présentes. Les résultats s'appliquent pour les conditions d'échantillonnage mentionnées donc pour des superficies de 625 m². Il pourrait aussi y avoir des effets immédiats soit dans un temps plus court que deux semaines (limite de notre échantillonnage), mais plutôt négligeable dans un contexte d'impact par l'industrie.

Nous recommandons que le scénario de récolte complète soit retenu, étant donné que l'ensemble des résultats démontrent sa faisabilité et que cette approche est beaucoup plus simple et pratique que la récolte par bandes pour une entreprise

myicole. La récolte par bande exige une méthode de travail beaucoup plus rigoureuse et cause des pertes de temps importantes (Lise Chevarie, comm. pers.).

Outre les résultats de la présente étude qui démontrent qu'il est possible de récolter avec un râteau hydraulique, plusieurs facteurs font en sorte que le gisement du Havre aux Basques représente un important réservoir de myes juvéniles : (1) présence d'au moins 265 millions de myes ≥ 14 mm, d'après les inventaires de 2000 et 2001 (données non publiées) ; (2) très bon recrutement en 2000 et 2001 ; (3) faible présence de myes de taille commerciale (≥ 51 mm) ; (4) absence de pathologies. De plus, le transfert de myes juvéniles est considéré comme la méthode d'approvisionnement la plus prometteuse pour la myiculture comparativement au captage ou même à la production en éclosérie (peu expérimentée à ce jour, mais généralement assez dispendieuse). Pour toutes ces raisons, nous pensons que le gisement de myes de la lagune du Havre aux Basques devrait être considéré comme très important pour l'avenir de la myiculture aux Îles-de-la-Madeleine et que les divers utilisateurs de cette lagune devraient en être conscients.

Cette étude qui est maintenant presque complétée devrait permettre aux gestionnaires de l'Habitat du poisson (MPO) d'émettre leurs recommandations pour l'émission éventuelle d'un permis commercial de récolte de jeunes myes avec un engin hydraulique. L'émission d'un tel permis contribuerait grandement à consolider la première étape d'une activité myicole commerciale aux Îles-de-la-Madeleine, soit l'approvisionnement en individus juvéniles.

5.0 Recommandations

Certains résultats ont été difficiles à interpréter étant donné la disparité, perçue après l'analyse, entre les sites témoins et les surfaces traitées (avant le traitement), en particulier pour la récolte estivale. Afin d'éviter les erreurs d'interprétation, nous recommandons d'intercaler les témoins et les traitements pour toute étude ultérieure comparable à celle-ci.

6.0 Remerciements

Nous voulons remercier les techniciens et les techniciennes, Luc Longuépée, Valérie Poirier et Monia Lapierre pour leur travail sur le terrain et l'analyse des échantillons en laboratoire. Bernadette Jacquaz (Laboratoires SAB inc.), Françoise Aucoin (MAPAQ) et Carole Cyr (MAPAQ) qui ont fourni une aide très appréciée lors de l'identification des organismes et des techniques de sous-échantillonnage. D^r Chris McKindsey et M. Jean Munro (MPO-IML) et D^r Guglielmo Tita (UQAR-MAPAQ) qui ont formulé des commentaires qui ont permis d'améliorer la qualité du document.

L'étude a été rendue possible grâce à la participation financière du Plan de relance Gaspésie-Les Îles, du Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ), de Développement économique Canada (DEC), de Pêches et Océans Canada (MPO), de la Société de développement de l'industrie maricole (SODIM) et de « Élevage de myes PGS Noël inc ».

7.0. Références bibliographiques

- Beukema, J. (1995). Long-term effects of mechanical harvesting of lugworms *Arenicola marina* on the zoobenthic community of a tidal flat in the Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res* 33(2): 217-227.
- Brown, B. W., H. Wilson Jr, (1997). The role of commercial digging of mudflats as an agent for change of infaunal intertidal populations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 218 : 49-61.
- Ferns, P. N., D. M. Rostron, H. Y. Siman (2000). Effects of mechanical coker harvesting on intertidal communities. *J. Applied Ecol.* 37 : 464-474.
- Hall, S. J., M. J. C. Harding. (1997). Physical disturbance and marine benthic communities : the effects of mechanical harvesting of cokers on non-target benthic infauna. *J. Applied Ecol.* 34 : 497-517.
- Hall, S.J., D.J. Basford et M.R. Robertson, 1990. The impact of hydraulic dredging for razor clams *Ensis sp.* on an infaunal community. *Neth. J. Sea Res.* 27 : 119-125
- Kaiser, M. J., D. B. Edwards, B.E. Spencer. (1996). Environmental impacts of bivalve mariculture. *J. Shellfish Res.* 17 : 59-66.
- Peterson, C. H., E. C. Summerson, S. R. Fegley (1987). Ecological consequences of mechanical harvesting of clams. *Fish. Bull.*, 85, No. 2.
- Spencer, B. E., M. J. Kaiser *et al.* (1998). Intertidal clam harvesting: benthic community change and recovery. *Aquat. Living Res.* 9 : 57-63.
- Tuck, I. D. *et al.*, 1999. The impact of water jet dredging for razor clams, *Ensis sp.*, in shallow sandy subtidal environment. *J. Sea Res.* 43 : 65-81
- Van den Heiligenberg, T. (1987). Effects of mechanical and manual harvesting of lugworms *Arenicola marina* L. on the benthic fauna of tidal flats in the dutch Wadden sea. *Biol. Conserv.* 39 : 165-177.

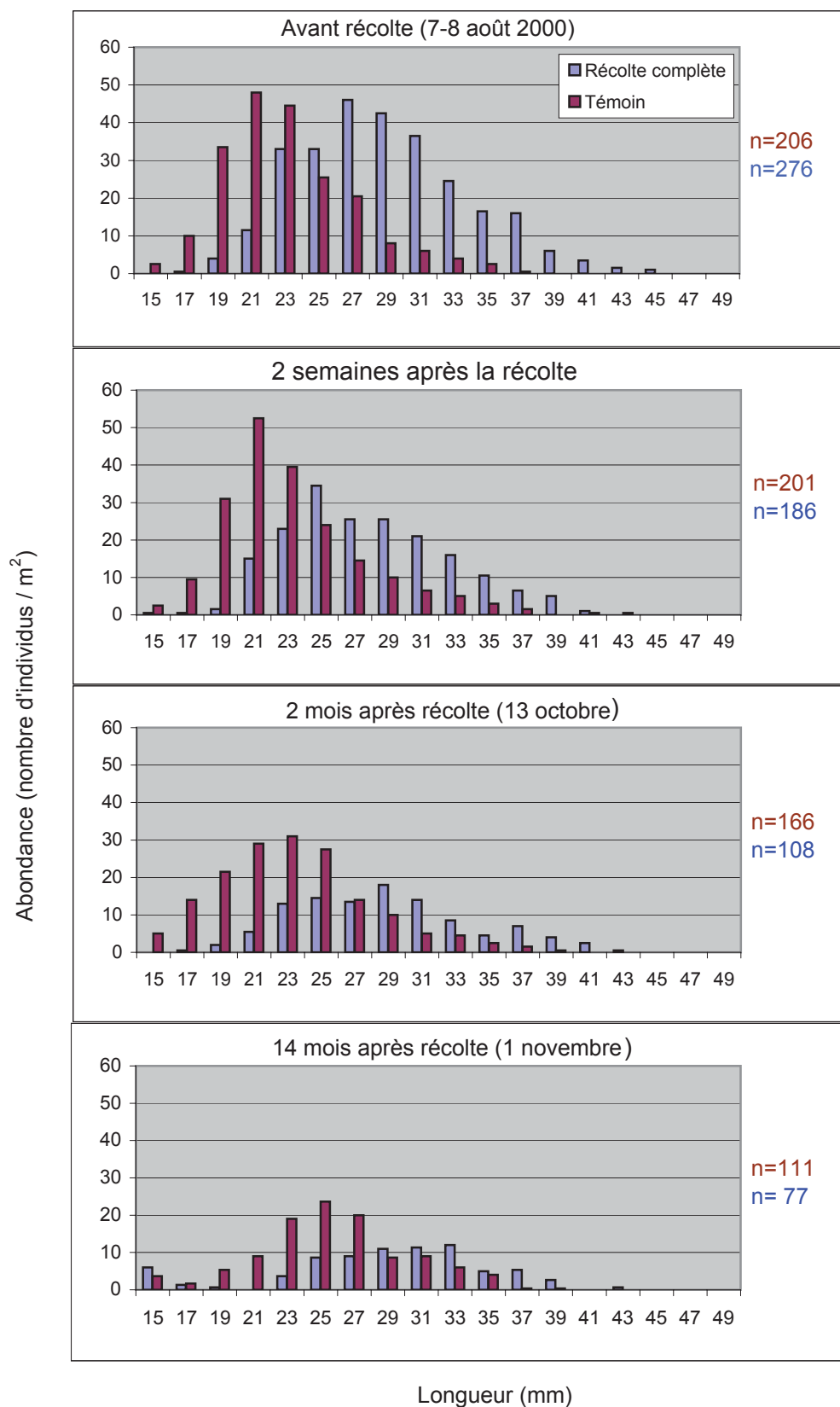


Figure 1. Abondance des myes du Havre aux Basques (≥ 15 mm) pour la récolte estivale du 9 et du 10 août 2000 (sites témoins et sites de récolte complète seulement).

Abondance (nombre d'individus / m²)

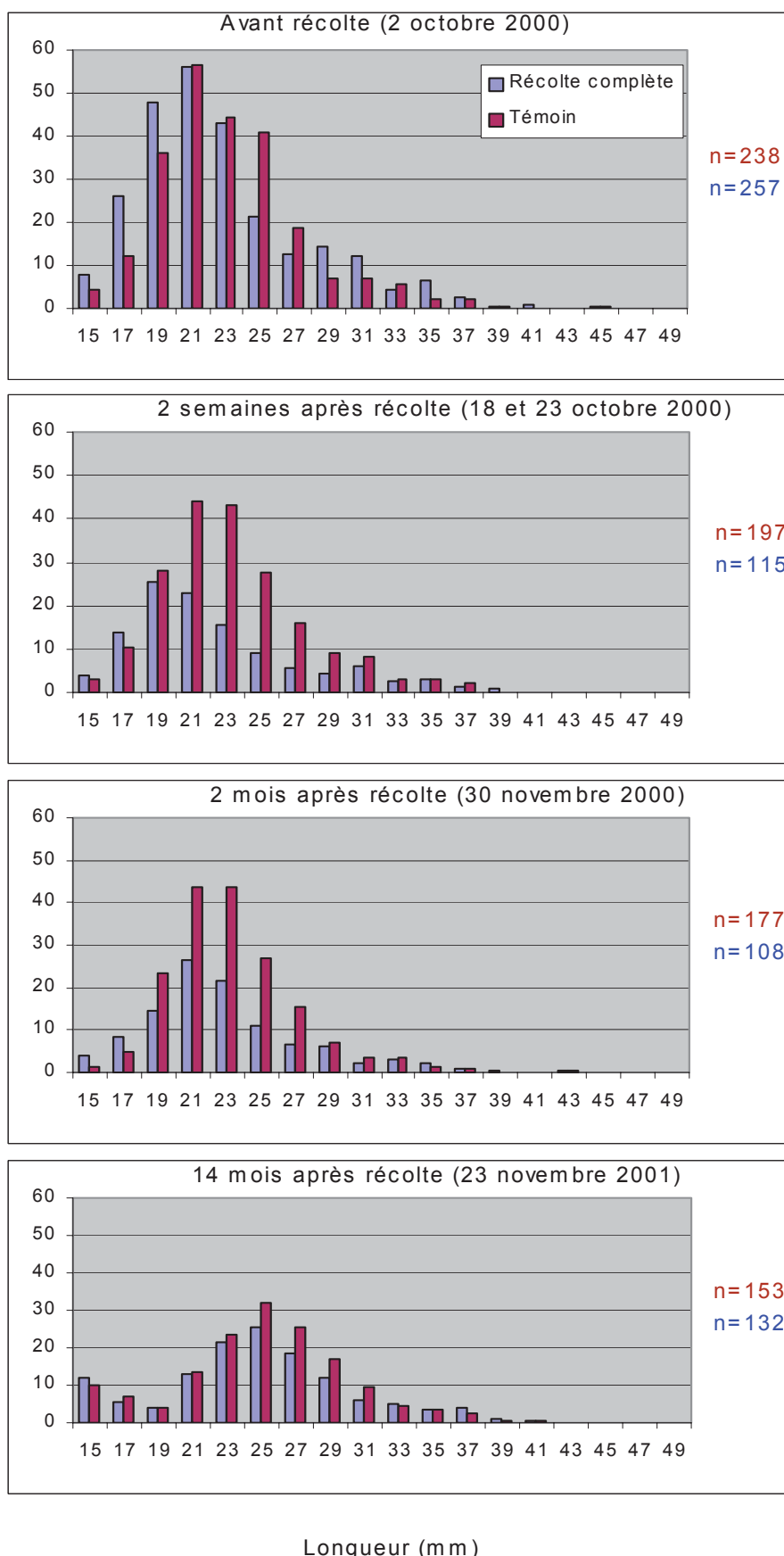


Figure 2. Abondance des myes du Havre aux Basques (≥ 15 mm) pour la récolte automnale du 3 et du 6 octobre 2001 (sites témoins et sites de récolte complète seulement).

Abondance (nombre d'individus / m²)

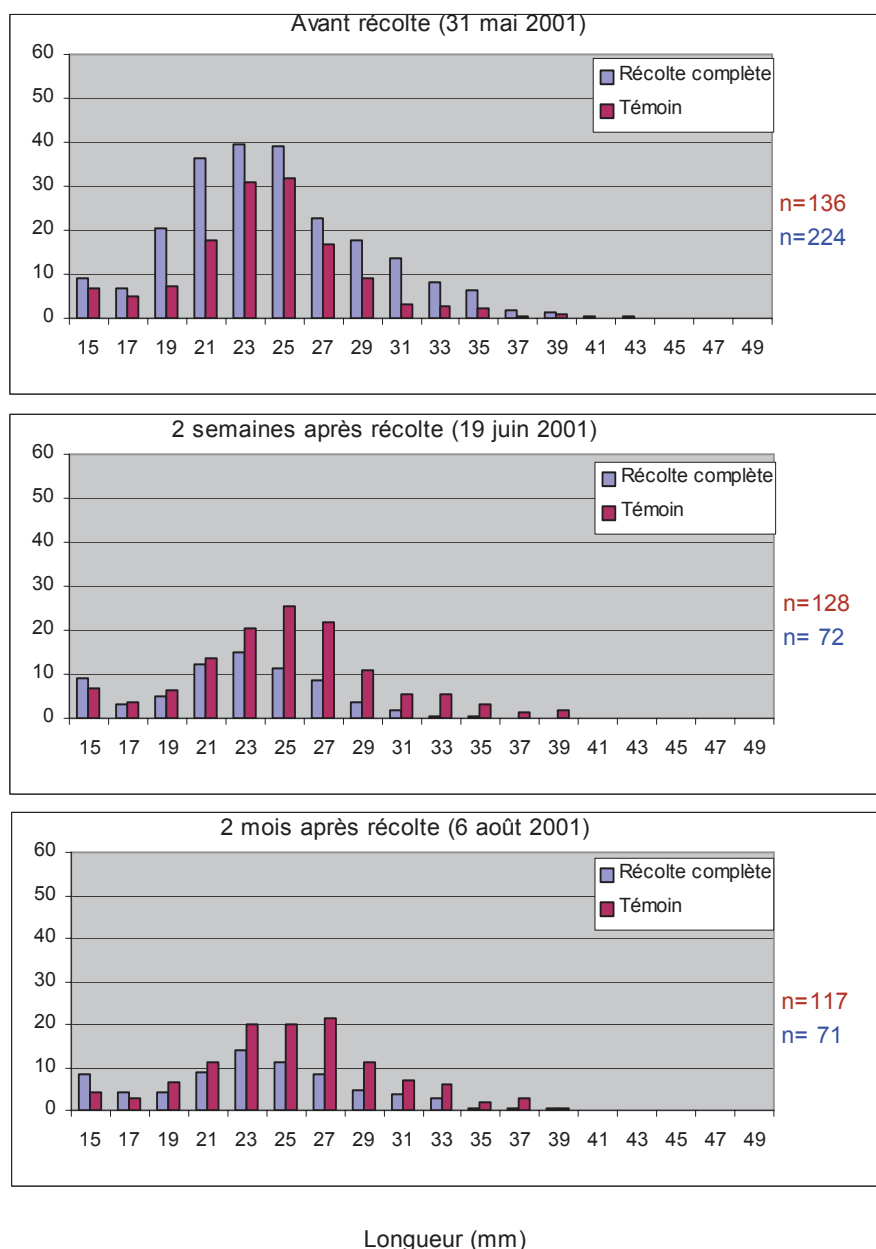


Figure 3. Abondance des myes du Havre aux Basques (≥ 15 mm) pour la récolte printanière du 5 et du 6 juin 2001 (sites témoins et sites de récolte complète seulement).

