



SODIM

Société de développement de l'industrie maricole inc.

*Atelier de travail « Prédation du pétoncle et
gestion desensemencements »*

Rapport final

Dossier n° 710.57

Rapport commandité par la SODIM

2006

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

Compte rendu

N° 24

**Atelier de travail
« Prédation du pétoncle
et gestion des
ensemencements »**

**Madeleine Nadeau
Guglielmo Tita**

Atelier de travail
« Prédation du pétoncle
et gestion des
ensemencements »

Compte rendu n° 24

Madeleine Nadeau
Guglielmo Tita

Organisation de l'atelier

Madeleine Nadeau et Guglielmo Tita

Commanditaires

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ)
Société de développement de l'industrie maricole (SODIM)
Institut des Sciences de la mer de Rimouski (ISMER-UQAR)
Pêches et Océans Canada (MPO)
Mathematics of Information Technology and Complex Systems (MITACS)

Réalisation

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

Remerciements

Merci à tous ceux et celles qui ont participé de près et de loin à la tenue de cet événement. Cette rencontre a été possible grâce à la participation financière de la DIT-MAPAQ, de l'Institut des sciences de la mer (UQAR), de la Société de développement de l'industrie maricole et du programme MITACS (Mathematics of Information Technology and Complex systems).

Important note

The English texts that appear in these proceedings have not been edited. They are, therefore, the sole responsibility of their authors.

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/>

ISBN (version imprimée) : 2-550-47009-5
ISBN (version PDF) : 2-550-47010-9

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2006
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Canada, 2006

Atelier de travail « Prédation du pétoncle et gestion des ensemencements »

Madeleine Nadeau¹, Guglielmo Tita²

1. STMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec

2. ISMER, UQAR, Cap-aux-Meules, Québec

On doit citer ce document comme suit : Nadeau M., G. Tita. 2005. *Atelier de travail «Prédation du pétoncle et gestion des ensemencements», Îles-de-la-Madeleine, 29 février – 1^{er} mars 2004.* MAPAQ, DIT, Compte rendu n° 24, 54 p.

Sommaire

Le principal objectif de la rencontre était de faire le bilan des connaissances sur les causes de mortalité des pétoncles ensemencés, en particulier celles qui sont associées à la prédation. L'atelier avait aussi comme objectif d'identifier les connaissances manquantes pour le développement de stratégies de contrôle de ces pertes. Enfin, la rencontre visait à favoriser des coopérations entre les différents intervenants des milieux scientifiques et industriels.

L'atelier a permis la rencontre d'une trentaine de participants dont des chercheurs universitaires et gouvernementaux, des intervenants du secteur parapublic et des producteurs. Les vingt-deux conférences ont traité de thèmes divers dont la biologie, l'écologie et le comportement des prédateurs de pétoncles. Des présentations ont également porté sur les interactions entre les prédateurs et leurs proies et d'autres ont fait le point sur les principaux facteurs pouvant affecter l'impact de la prédation tels le substrat du site désigné, la taille des juvéniles ensemencés, la densité des prédateurs, la vitesse des courants et la vitalité des bivalves. Des informations provenant d'ensemencements expérimentaux de pétoncles ont également été présentées. Parmi les conférenciers étrangers mentionnons la participation de chercheurs de la Norvège, du Chili et des États-Unis. Le chercheur de la Norvège s'est fait remarquer pour son expertise dans le contrôle de la prédation des crabes par l'installation d'un système de clôtures autour des sites ensemencés pour prévenir l'accès aux prédateurs. Un chercheur de l'Université du Massachusetts a pour sa part présenté des méthodes d'inventaire de pétoncles et de prédateurs sur le Banc Georges. Ces stratégies présentent un bon potentiel pour une utilisation au Québec. Des informations sur le comportement alimentaire du crabe commun ont été présentées par un chercheur de la Caroline du Nord. Finalement, une présentation réalisée par un chercheur de l'Université Laval a permis de faire une bonne synthèse des connaissances acquises au Québec dans le domaine de la biologie des étoiles de mer.

Une rencontre plénière a été menée en fin d'atelier. Les principales recommandations issues de ces discussions sont de documenter davantage les aspects de la dynamique de la prédation sur des ensemencements à grande échelle, de porter une attention particulière sur la qualité des pétoncles au moment de l'ensemencement et de poursuivre les études concernant les variables affectant la prédation (par exemple, la sélection des sites et de la période de l'année des ensemencements, l'effet du courant et la taille des juvéniles ensemencés).

Mots-clés

pétoncle
prédation
ensemencement
gestion

Key words

scallop
predation
seeding
management

Table des matières

Programme de l'atelier	V
Mot de bienvenue	1
Problématique générale	
Caractérisation des sites d'ensemencement du pétoncle géant, <i>Placopecten magellanicus</i> , aux Îles-de-la-Madeleine (Giguère, M., S. Brulotte, M. Nadeau).....	2
Bilan des essais d'ensemencement des fonds marins réalisés par Pec-Nord inc. depuis 1993 (Côté, J.)	5
Prédation et ensemencement de pétoncles : un système complexe (Brêthes, J.-C.)	8
Prédateurs potentiels (biologie, écologie et comportement)	
Behaviour, prey selection and impact of Gulf of St. Lawrence sea stars (Himmelman, J. H.).....	11
Les crabes du golfe du Saint-Laurent, écologie et comportement (Lambert, J.)	14
The role of chemoreception in predation by Crustacea (Rebach, S.).....	15
Fish predation studies (Strand, Ø.).....	20
Contrôle des prédateurs avec les dragues à pétoncles et le faubert (Hébert, D., M. Nadeau, N. Presse, S. Vigneau).....	23
Interference between the sea stars <i>Leptasterias polaris</i> and <i>Asterias vulgaris</i> : the importance of spatial and temporal variations in species interactions (Gaymer, C. F.)	25
Interactions pétoncles-prédateurs	
Examination of sea star <i>Asterias spp.</i> – sea scallop, <i>Placopecten magellanicus</i> , predator-prey interactions on Georges Bank (Marino, M. C., K. D. E. Stokesbury, F. Juanes)	28
Life and death in moving fluids: Avoiding chemically mediated predation (Arsenault, D. J.)	31
Ensemencements expérimentaux de pétoncles géants (<i>Placopecten magellanicus</i>) juvéniles aux Îles-de-la-Madeleine en 1996 : Évaluation de la survie (Nadeau, M., G. Cliche)	32
Facteurs associés à l'impact de la prédation	
Prédation sur des pétoncles géants (<i>Placopecten magellanicus</i>) juvéniles par les crabes (<i>Cancer irroratus</i> et <i>Hyas sp.</i>) et les étoiles de mer (<i>Asterias vulgaris</i> , <i>Leptasterias polaris</i> et <i>Crossaster papossus</i>) (Nadeau, M., G. Cliche).....	35
Predation of juvenile sea scallop: Effects of substrate, prey density, and multiple prey species (Wong, M. C., M. A. Barbeau).....	37
Effet du substrat sur la survie, la croissance et la dispersion du pétoncle géant (<i>Placopecten magellanicus</i>) d'élevage aux Îles-de-la-Madeleine (Bourgeois, M., J.-C. Brêthes, M. Nadeau).....	41
Les réponses de fuite et la vitalité des pétoncles : <i>Chlamys islandica</i> , <i>Euvola ziczac</i> et <i>Placopecten magellanicus</i> (Guderley, H., K. Brokordt, M. Lafrance, J. Himmelman, O. Nusetti, G. Cliche, X. Jansoone, M. Nadeau, M. Bourgeois)	43
Méthodes de contrôle des étoiles de mer et des crabes utilisées dans le monde (Nadeau, M.).....	44
Predator density and use of defensive fences against crabs (Strand, Ø.).....	45
Application d'un modèle matriciel de dynamique de population aux pétoncles géants ensemencés aux Îles-de-la-Madeleine – Résultats préliminaires (Gagnery, A., M. A. Barbeau, M. Nadeau, J. Watmough).....	47
Bilan	
Rencontre plénière et recommandations	51
Liste et coordonnées des participants	53

Programme de l'atelier

Dimanche, 29 février 2004 (animateur : G. Tita, UQAR)

8 h 45	M. Nadeau (CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec) Mot de bienvenue et présentation des participants.
9 h - 9 h 15	S. Vigneau (Pétoncles 2000, Fatima, Québec) Description des ensemencements aux Îles-de-la-Madeleine.
9 h 30 - 9 h 45	M. Giguère (IML, MPO, Mont-Joli, Québec) Caractérisation des sites d'ensemencement aux Îles-de-la-Madeleine.
9 h 45 - 10 h 15	J. Côté (Pec-Nord inc., Québec, Québec) Description des ensemencements sur la Basse-Côte-Nord.
10 h 15 - 10 h 30	J.-C. Brêthes (ISMER, UQAR, Rimouski, Québec) Dynamique générale des relations prédateur-proie.
	Pause café
Prédateurs potentiels (biologie, écologie et comportement)	
10 h 30 - 11 h	J. Himmelman (Université Laval, Québec, Québec) Écologie et comportement des étoiles de mer.
11 h - 11 h 30	J. Lambert (IML, MPO, Mont-Joli, Québec) Écologie et comportement des crabes.
11 h 30 - 12 h	S. Rebach (Maryland Univ., Raleign, USA) Comportement de prédation et chimio-réception du crabe commun.
12 h - 13 h 30	Dîner
13 h 30 - 13 h 45	O. Strand (Inst. Mar. Res., Bergen, Norvège) Études sur la prédation des poissons.
13 h 45 - 14 h 15	C.F. Gaymer (CEAZA, Chili) Interactions entre <i>Leptasterias</i> et <i>Asterias</i> .
Interactions pétoncles-prédateurs	
14 h 15 - 14 h 45	M. Marino (Massachusset University, Boston, USA) Interactions entre prédateurs et pétoncles sur le Banc Georges.
14 h 45 - 15 h 15	D. Arseneau (ADRC, Moncton) Prédation du pétoncle d'Islande.
15 h 15 - 15 h 30	Pause café
15 h 30 - 16 h	M. Nadeau (CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec) Impact de la prédation sur les ensemencements : une approche expérimentale aux Îles-de-la-Madeleine.
16 h - 16 h 30	M. Barbeau (UNB, Fredericton, New Brunswick) Impact de la prédation sur les ensemencements : une approche expérimentale en Nouvelle-Écosse.
16 h 30 - 17 h	Session plénière (Animateur : J.-C. Brêthes) Avons-nous assez d'information pour statuer sur l'impact de la prédation sur le pétoncle? Faut-il s'en occuper vraiment?
19 h	Souper de groupe

Lundi, 1^{er} mars 2004, (animateur : G. Tita, UQAR)

Facteurs associés à l'impact de la prédation	
9 h - 9 h 20	M. Nadeau (CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec) Effets de la taille (taille refuge).
9 h 20 - 9 h 40	M. Wong (UNB, Fredericton, New Brunswick) Effets du substrat et de la densité des pétoncles.
9 h 40 - 10 h	M. Bourgeois (ISMER, UQAR, Rimouski, Québec) Effet du substrat.
10 h - 10 h 15	Pause café
10 h 15 - 10 h 35	H. Guderley (Univ. Laval, Québec, Québec) Importance de la vitalité du pétoncle.
10 h 35 - 11 h 50	M. Nadeau (CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec) Survол des méthodes de contrôle des prédateurs dans le monde.
10 h 50 - 11 h 20	Ø. Strand (Inst. Mar. Res., Bergen, Norvège) Contrôle des prédateurs et utilisation de clôtures contre les crabes.
11 h 20 - 11 h 40	Pétoncles 2000 & MAPAQ Contrôle des prédateurs avec les dragues à pétoncles et le faubert.
11 h 40 - 13 h 00	Dîner
13 h 00 - 13 h 30	M. Barbeau (UNB, Fredericton, New Brunswick) Modélisation de l'ensemencement.
13 h 30 - 14 h 00	A. Gangnery (UNB, Fredericton, New Brunswick) Modélisation de la prédation du pétoncle: des résultats préliminaires.
14 h 00 - 15 h 00	Session plénière (animatrice : H. Guderley) Comprenons-nous suffisamment les facteurs principaux influençant l'impact de la prédation? Quels facteurs nécessitent des études ultérieures? Propositions d'idées visant l'amélioration des ensemencements par une réduction de la prédation.
15 h 00 - 15 h 15	Pause café
15 h 15 - 17 h 00	Session plénière (Animateurs : J.-C. Brêthes et H. Guderley) Recommandations finales, idées pour des études et des approches expérimentales futures, collaborations futures.

Mot de bienvenue

Bonjour à tous,

C'est avec grand plaisir que je vous souhaite la bienvenue aux Îles-de-la-Madeleine et à cet atelier de travail de deux jours sur la prédation du pétoncle dans le contexte des ensemencements. Je vous remercie d'avoir accepté l'invitation et, pour ceux qui étaient déjà présents aux conférences du regroupement des mariculteurs (RMQ), je vous félicite pour votre persévérance!

Cette rencontre est possible grâce à la participation de la Direction de l'Innovation et des technologies du MAPAQ, de la Société de développement de l'industrie maricole du Québec, de l'Institut de Recherche des Sciences de la Mer, de l'Université du Québec à Rimouski et finalement grâce au programme MITACS, lequel a financé le déplacement de certains participants.

Le principal objectif de l'atelier est de faire le bilan des connaissances sur les causes de mortalité des pétoncles ensemencés, en particulier celles qui sont associées à la prédation. La rencontre a également comme objectif d'identifier les connaissances manquantes pour le développement de stratégies de contrôle de ces pertes. Finalement, des périodes d'échanges sont prévues pour favoriser des coopérations futures. Après les conférences, une assemblée plénière est prévue pour échanger sur les connaissances acquises et les besoins futurs.

À la suite de mon introduction, j'aimerais que les participants se présentent à tour de rôle. Guglielmo Tita et moi animeront conjointement cet atelier de travail. Les conférences seront généralement bilingues avec des diapositives en langue anglaise qui seront présentées oralement en langue française.

Je vous souhaite un bon séjour aux Îles-de-la-Madeleine. J'espère que les échanges seront nombreux et que l'atelier sera fructueux!

Madeleine Nadeau

Problématique générale

Caractérisation des sites d'ensemencement du pétoncle géant, *Placopecten magellanicus*, aux Îles-de-la-Madeleine

Giguère M.¹, S. Brulotte¹, M. Nadeau²

1. IML, MPO, Mont-Joli, Québec

2. CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec

Résumé

Les résultats présentés visent à caractériser deux sites soit celui de la Chaîne-de-la-Passe et celui de la Pointe-du-Ouest situés au sud et au sud-ouest des Îles-de-la-Madeleine, en fonction du relief, des sédiments et de l'abondance des prédateurs. Cinq approches sont utilisées pour atteindre ces objectifs soit : 1) une couverture à 100 % des sites par sondages acoustiques multifaisceaux, 2) la classification des sédiments à l'aide d'un sondeur acoustique à faisceau unique, 3) l'échantillonnage par benne preneuse et la granulométrie des sédiments, 4) l'inventaire de la faune benthique par caméra vidéo et 5) l'analyse de données historiques provenant de relevés d'échantillonnage du pétoncle par drague. Les résultats obtenus font ressortir les limites de chacune des méthodes d'échantillonnage utilisées. Le site de la Chaîne-de-la-Passe est le plus grand des sites étudiés. Son relief est peu accidenté et le fond est constitué principalement de sable et de gravier sableux. Le site de la Pointe-du-Ouest est le plus profond et son substrat est composé d'un mélange de sable, de gravier et de galet en concentrations variables. Les teneurs en gravier et en galet sont plus élevées sur le site de la Pointe-du-Ouest que celui de la Chaîne-de-la-Passe. La surface des fonds hétérogènes (sable graveleux, gravier sableux, galet et roche) reconnus comme un habitat adéquat au pétoncle géant est estimé à environ 39 et 28 km² respectivement pour chacun des sites. À part le pétoncle géant, les espèces (prédateurs) les plus fréquentes sur les sites échantillonnés sont les étoiles de mer, *Asterias vulgaris*, *Crossaster papposus* et *Leptasterias polaris* et les crabes, *Cancer irroratus* et *Hyas sp.*

Abstract

The following results present the characteristics of two sites, Chaîne-de-la-Passe and Pointe-du-Ouest located south and southeast of Îles-de-la-Madeleine, in terms of their relief, sediments and the presence of predators. Five approaches were used to characterize the sites: 1) 100% site coverage using multibeam acoustic surveys, 2) sediment classification using a single-beam echo sounder, 3) grab sampling and particle size analysis of sediments, 4) a video-camera inventory of benthic fauna and 5) an analysis of historical data from dredge scallop surveys. The results obtained highlight the limits of each method used. The Chaîne-de-la-Passe site is the largest and the bottom is quite smooth, consisting mainly of sand and sandy gravel. The Pointe-du-Ouest site is the deepest of the four sites studied, with a substrate consisting of a mixture of sand, gravel and pebble in varying concentrations. Compared with other site, the contents in gravel and in pebble are higher on the Pointe-du-Ouest site. The area of heterogeneous bottom (gravelly sand, sandy gravel, pebble and rock), which is recognized as suitable scallop habitat, is estimated at about 39 and 28 km² respectively for each of these sites. Apart from the sea scallop, the most prevalent (predators) species at the sites sampled are the sea stars *Asterias vulgaris*, *Crossaster papposus* and *Leptasterias polaris* as well as crabs, *Cancer irroratus* and *Hyas sp.*

Barbeau et Scheibling 1994, Barbeau *et al.* 1994 et 1996, Nadeau et Cliche 1998).

Les résultats présentés dans ce document sont complémentaires aux travaux réalisés par Giguère et Cliche (1995) et décrits par Cliche et Giguère (1998). Ils visent à décrire avec précision les sites potentiels pour l'élevage du pétoncle géant aux Îles-de-la-Madeleine.

Introduction

Les gisements de *P. magellanicus* du Banc Georges et de la baie des Chaleurs semblent être associés aux substrats de gravier (Thouzeau *et al.* 1991, Stokesbury 1994). Le recrutement des larves de pétoncle se fait aussi principalement sur des substrats hétérogènes souvent composés de gravier (Culliney 1974, Orensanz *et al.* 1991, Thouzeau *et al.* 1991, Aguilar et Stotz 2000). Stokesbury et Himmelman (1993) ont observé qu'à l'échelle du kilomètre, le pétoncle est associé aux substrats de gravier ou de gravier mélangé à du sable, alors qu'à l'échelle du centimètre, une telle association n'est plus observée.

La mortalité des pétoncles juvéniles serait plus importante sur le sable que sur le gravier (Stokesbury et Himmelman 1996). Toutefois, Bourgeois (2004) n'a pas noté d'effet du substrat sur la survie de *P. magellanicus*. La prédation est également une cause de mortalité des pétoncles juvéniles. Ce phénomène est documenté pour le crabe commun, *Cancer irroratus*, et l'astérisse boréale commune, *Asterias vulgaris* (Jamieson *et al.* 1982,

Matériel et méthodes

Les sites présentés dans ce document sont ceux actuellement ensemencés commercialement, la Chaîne-de-la-Passe et la Pointe-du-Ouest (figure 1). Il faut préciser que ces sites ne représentent pas l'ensemble des sites potentiels pour les Îles-de-la-Madeleine.

Différents types d'échantillonnage, sondage acoustique, benne preneuse, caméra vidéo et drague à pétoncle, ont été utilisés dans le cadre de ce projet. Les appareils et les méthodes de traitement des données utilisés pour les sondages acoustiques multifaisceaux sont décrits dans Langelier (2001) et Paquet (2002). Les images résultantes sont de deux types, soit : une carte couleur de la bathymétrie avec illumination qui permet d'illustrer le relief et une illustration par rétrodiffusion acoustique qui permet de visualiser la dureté des sédiments.

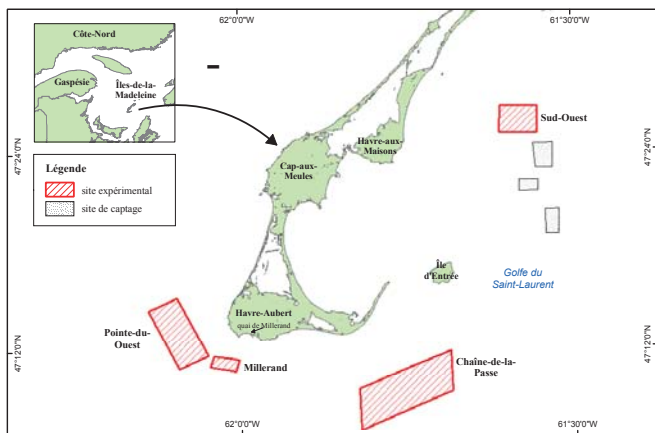


Figure 1. Localisation des sites expérimentaux aux Îles-de-la-Madeleine.

La classification des sédiments a été faite au moyen d'un système hydroacoustique unifaisceau de type USP RoxAnn. Le système permet de mesurer en temps réel la position, la profondeur et le voltage des échos primaire et secondaire (Chivers *et al.* 1990). La superficie moyenne couverte par chaque enregistrement est estimée à environ 188 m² pour des profondeurs

Les densités de *P. magellanicus*, de *C. irroratus*, de *Hyas sp.*, de *H. americanus*, de *C. opilio* et des étoiles de mer provenant de relevés de recherche effectués à l'aide d'une drague de type Digby de 1990 à 2000 (Giguère *et al.* 2000) ont été intégrées aux données de 2001 et 2002.

Les positions des échantillons ont été déterminées à l'aide d'un DGPS (ou GPS). Le logiciel SAS (Sas Institute Inc) a été utilisé pour les traitements statistiques. Le logiciel ImagePro (Media Cybernetics) a été utilisé pour traiter les images. Les cartes ont été tracées et les superficies ont été estimées à l'aide du logiciel ArcMap (ESRI). Par définition, les fonds propices à l'ensemencement du pétoncle géant correspondent à la superficie des substrats hétérogènes, incluant les fonds très accidentés.

Résultats et discussion

Le site de la Chaîne-de-la-Passe est, avec ses 50 km², le plus grand des sites étudiés. La profondeur du site varie entre 21,3 et 38,3 m et son relief est peu accidenté. Le substrat est principalement constitué de sable et de gravier sableux. Le site de la Pointe-du-Ouest a une superficie de près de 28 km². C'est le plus profond des sites étudiés (23,0 à 38,9 m) et son

Tableau 1. Superficie des sites inventoriés, distances entre les transects et entre les stations et nombre de stations échantillonnées par benne preneuse et par caméra vidéo aux Îles-de-la-Madeleine en 2001 et 2002.

Site inventorié	Superficie (km ²)	Type d'échantillonnage	Distance entre les transects (m)	Distance entre les stations (m)	Nombre de stations
Chaîne-de-la-Passe	50	Benne	500 ¹	700	114
		Caméra vidéo	1000 ²	700	95
Pointe-du-Ouest	28	Benne	950	950	44
		Caméra vidéo	750	550	88

1. Deux transects incomplets.

2. Sauf un transect qui fut ajouté entre deux, pour une distance de 500 m.

comprises entre 20 et 35 m (Provencher *et al.* 1997). La fréquence d'échantillonnage a été de l'ordre d'une mesure à tous les 10 m, le long de transects équidistants.

Un total de 158 échantillons de sédiments ont été récoltés sur les deux sites avec une benne preneuse Shipek d'une superficie de 0,037 m². Une grille d'échantillonnage systématique a été utilisée (Tableau 1). Les échantillons prélevés ont été congelés jusqu'à leur analyse granulométrique en laboratoire. La méthode d'analyse des échantillons a été adaptée de celle de Walton (1980). Les stations où aucun sédiment n'a été récolté ont été classées comme étant des fonds de roche. Pour la présentation des résultats, le sable et l'argile ont été regroupés sous l'appellation « sable ».

Deux variantes de la technique d'échantillonnage par caméra vidéo ont été utilisées, soit 1) une caméra positionnée sur un traîneau à 1 m du fond et orientée avec un angle de 35° par rapport à la verticale et 2) une caméra installée sur un support fixe (0,5 m x 0,5 m x 1,1 m de haut) et orientée perpendiculairement au fond. Les images ont été récoltées systématiquement sur les quatre sites. L'analyse des images a été exécutée au laboratoire. Deux types d'informations ont été compilés à partir des images, soit 1) le pourcentage de couverture par type de substrat et 2) le nombre et la taille des pétoncles et des prédateurs présents.

substrat est composé d'un mélange de sable, de gravier et de galet en concentrations variables. Toutefois, ce site est constitué de substrat plus « rugueux » que celui de la Chaîne-de-la-Passe.

Il est difficile de regrouper les résultats recueillis avec les différentes méthodes d'échantillonnage compte tenu de leur précision respective. Les tendances observées avec les différentes approches méthodologiques sont, malgré cette limitation, généralement convergentes (Tableau 2). La surface des fonds hétérogènes (sable graveleux, gravier sableux, galet et roche)

Tableau 2. Résumé des informations disponibles pour les quatre sites échantillonnés aux Îles-de-la-Madeleine en 2001 et 2002.

	Chaîne-de-la-Passe	Pointe-du-Ouest
Superficie totale (km ²)	50	28
Profondeur (m)	21,3 – 38,3	23,0 – 38,9
Habitat adéquat (km ²)	39,4	28,0
Sédiment prédominant	sable gravier	gravier sable galet
Pétoncles (nombre/100 m ²)	28,9	57,8
Étoiles de mer (nombre/100 m ²)	32,9	83,8
Crustacés (nombre/100 m ²)	6,0	10,9

reconnus comme un habitat adéquat au pétoncle est estimé à 39,4 et 28 km² respectivement pour les sites de la Chaîne-de-la-Passe et de la Pointe-du-Ouest. Deux prédateurs de *P. magellanicus*, *C. irroratus* et *A. vulgaris*, sont présents sur les deux sites.

Les résultats obtenus à partir de nos travaux démontrent la nécessité d'utiliser une approche intégrée combinant plusieurs méthodes d'échantillonnage, telles l'acoustique, la caméra vidéo, la benne et la drague, pour caractériser les fonds. Malgré un certain degré d'imprécision, ces résultats sont présentement utilisés par l'industrie pour la planification des ensemencements commerciaux de *P. magellanicus* aux Îles-de-la-Madeleine.

Références

- Aguilar, M., W. B. Stotz. 2000. Settlement sites of juvenile scallops *Argopecten purpuratus* (Lamarck 1819) in the subtidal zone at Puerto Aldea, Tongoy Bay, Chile. *J. Shellfish Res.* 19 : 749-755.
- Barbeau, M. A., B. G. Hatcher, R. E. Scheibling, A. W. Hennigar, L. H. Taylor, A. C. Risk. 1996. Dynamics of juvenile sea scallop (*Placopecten magellanicus*) and their predators in bottom seeding trials in Lunenburg Bay, Nova Scotia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 : 2494-2512.
- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling. 1994. Behavioral mechanisms of prey-size selection by sea stars *Asterias vulgaris* (Verill) and crabs *Cancer irroratus* (Say) preying on juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* (Gmelin). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 180 : 103-136.
- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling, B. G. Hatcher, L. H. Taylor, A. W. Hennigar. 1994. Survival analysis of tethered juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* in field experiments-effects of predators, scallop size and density, and site and season. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115 : 243-256.
- Bourgeois, M. 2004. Effet du substrat sur la survie, la croissance et la dispersion du pétoncle géant juvénile *Placopecten magellanicus* (Gmelin 1791). Université du Québec à Rimouski, Québec, Mémoire de 2^e cycle, 125 p.
- Chivers, R. C., N. Emerson, D. R. Burns. 1990. New acoustic processing for underway surveying. *Hydroacoustic J.* 56 : 9-17.
- Cliche, G., M. Giguère. 1998. Bilan du programme de recherche sur le pétoncle à des fins d'élevage et de repeuplement (REPERE) de 1990 à 1997. *Rapp. can. ind. sci. halieut. aquat.* 247 : x + 74 p.
- Culliney, J. L. 1974. Larval development of the giant scallop *Placopecten magellanicus* (Gmelin). *Biol. Bull.* 147 : 321-332.
- Giguère, M., S. Brulotte et P. Goudreau. 2000. État des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec. MPO, Sec. can. éval. stocks, Doc. rec. 2000/086, xi + 46 p.
- Giguère, M., G. Cliche. 1995. Ensemencement (suivi, dispersion, caractérisation des fonds, prédation). In 3^e Réunion annuelle de transfert de technologie. Programme REPERE – Îles-de-la-Madeleine, 23 et 24 février 1994. Compte rendu n° 3. MAPAQ, D.R.S.T et D.D.A.R., p. 51-65.
- Jamieson, G. S., H. Stone, M. Etter. 1982. Predation of sea scallops (*Placopecten magellanicus*) by lobsters (*Homarus americanus*), and rock crab (*Cancer irroratus*) in underwater cage enclosures. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39 : 499-505.
- Langelier, D. 2001. Rapport de levé multi-faisceaux Simrad EM-1000, 11 juillet au 23 juillet 2001, Îles-de-la-Madeleine, projet 5452-2001-4, requêtes 2001-292 et 2001-333. MPO, SHC, 6 p.
- Nadeau, M., G. Cliche. 1998. Predation of juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus*) by crabs (*Cancer irroratus* and *Hyas sp.*) and starfish (*Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris*, and *Crossaster papposus*). *J. Shellfish Res.* 17 : 905-910.
- Orensanz, J. M., A. M. Parma, O. O. Iribarne. 1991. Population dynamics and management of natural stocks. In *Scallops: biology, ecology and aquaculture. Developments in aquaculture and fisheries science*, Vol. 21. Edited by S. E. Shumway. Elsevier, Amsterdam, p. 635-713.
- Paquet, S. 2002. Rapport de levé multi-faisceaux Simrad EM-1000, 23 au 29 août 2002, Millerand, projet 2002-395. MPO, SHC, 4 p.
- Provencher, L., M. Giguère, P. Gagnon. 1997. Caractérisation du substrat entre les isobathes de 10 et 50 mètres des Îles-de-la-Madeleine par balayage hydroacoustique et échantillonnages sédimentologiques. Évaluation du système de traitement d'échos USP RoxAnn. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 2156 : ix + 40 p.
- Stokesbury, K. D. E. 1994. Influence des facteurs physiques et biologiques sur la distribution spatiale du pétoncle géant, *Placopecten magellanicus*. Université Laval, Québec, Thèse de 3^e cycle, x + 117 p.
- Stokesbury, K. D. E., J. H. Himmelman. 1993. Spatial distribution of the giant scallop *Placopecten magellanicus* in unharvested beds in the Baie des Chaleurs, Québec. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96 : 159-168.
- Stokesbury, K. D. E., J. H. Himmelman. 1996. Experimental examination of movement of the giant scallop, *Placopecten magellanicus*. *Mar. Biol.* 124 : 651-660.
- Thouzeau, G., G. Robert, S. J. Smith. 1991. Spatial variability in distribution and growth of juvenile and adult sea scallops *Placopecten magellanicus* (Gmelin) on Eastern Georges Bank (Northwest Atlantic). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 74 : 205-218.
- Walton, A. 1980. Méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sédiments marins et des matières draguées. Immersion de déchets en mer, rapport n° 1. MPO, 77 p.

Bilan des essais d'ensemencement des fonds marins réalisés par Pec-Nord inc. depuis 1993

Côté J.

Pec-Nord inc., Sillery, Québec, Québec

Résumé

Comme la croissance semble aussi bonne sur le fond qu'en suspension et que les coûts d'élevage sont moindres dans le premier cas, l'entreprise Pec-Nord a réalisé depuis 1993 divers essais d'ensemencements de pétoncle géant sur les fonds marins de la baie Jacques-Cartier, située en Basse-Côte-Nord. Les résultats de ces essais suggèrent que la taille à l'ensemencement est un facteur déterminant pour le succès de l'ensemencement. La survie pour des juvéniles ≤ 30 mm est pratiquement nulle et presque de 100 % pour des adultes ≥ 75 mm, mais variable et dépendante de la prédation pour les pétoncles de 30 à 75 mm. Le crabe commun serait le plus important prédateur responsable de la mortalité observée, suivi de l'étoile de mer. La récolte en 2003 de 22 % de pétoncles survivants d'une taille moyenne de 94 ± 5 mm, et ce, deux ans après leur ensemencement à une taille de 39 ± 3 mm, est le meilleur résultat obtenu jusqu'à ce jour.

Abstract

Since growth seems to be as good on the bottom as it is in suspended culture and that costs are reduced in the former case, Pec-Nord has done various trials of bottom seeding with sea scallops in the Jacques-Cartier bay on the Lower North Shore of Quebec. Results of various trials suggest that scallop initial size is a critical factor for seeding success. There is almost no survival for scallop ≤ 30 mm, whereas it's almost 100 % for adults ≥ 75 mm. Furthermore, survival may vary for 30-75 mm scallops according to predation. The rock crab would be the most important predator affecting survival, followed by the common sea star. The harvest in 2003 of 22 % surviving scallops with a mean size of 94 ± 5 mm, two years after they were seeded at a size of 39 ± 3 mm, is the best result obtained so far.

La culture par ensemencement des fonds marins

L'ensemencement des fonds marins est une méthode de culture du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) qui présente plusieurs avantages. En Basse-Côte-Nord, le pétoncle géant se trouve souvent dans les petites baies abritées et peu profondes où les conditions environnementales sont homogènes dans la colonne d'eau, ce qui semble résulter en une croissance du pétoncle assez comparable sur le fond ou en culture en suspension (figure 1). Du point de vue biologique, la suspension n'offre donc pas un grand avantage dans cette région.

D'autre part, l'investissement en structure d'élevage et le coût de la main-d'œuvre pour l'entretien de ces structures et le tri des pétoncles sont grandement réduits. D'un point de vue économique, il serait donc plus rentable de cultiver des pétoncles

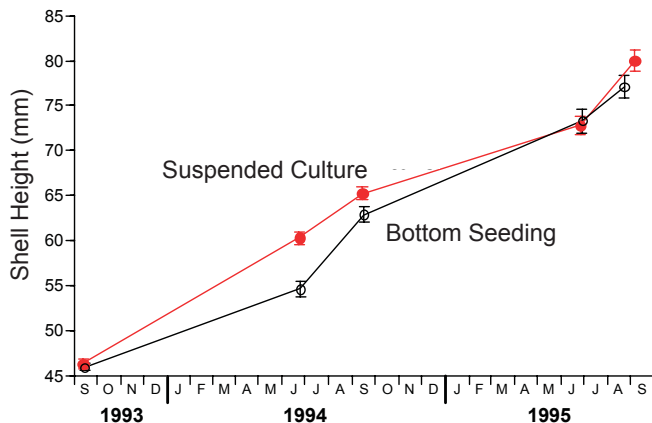


Figure 1. Comparaison de la croissance de pétoncles du lot 1990 mis en culture en panier suspendu ou ensemencés sur le fond de La Baie de Cross Cove à l'automne 1993 et suivi jusqu'en 1995.

sur le fond plutôt qu'en suspension. De plus, comme les milieux ensemencés sont peu profonds, on peut aisément envoyer des plongeurs faire la récolte des pétoncles sans abîmer le fond marin à coup de drague, ce qui préserve l'environnement et permet d'éviter de recourir à des bateaux et à des engins de pêche commerciaux. Enfin, les plongeurs peuvent être très sélectifs et ne récolter que les pétoncles de la taille désirée.

Il n'y a pas que des avantages aux ensemencements de fonds marins, sans quoi il y a longtemps qu'on ne pratiquerait que cette méthode de culture, ici comme ailleurs. Un des problèmes majeurs est le faible taux de récupération des pétoncles résultant 1) de la mortalité due aux prédateurs, en particulier le crabe commun, *Cancer irroratus*, et l'étoile de mer *Asterias vulgaris*, et 2) de la dispersion naturelle des pétoncles, cette espèce ayant la capacité de se déplacer sur de longues distances. Un autre problème est la difficulté de tenir un inventaire précis des stocks sur le fond. La variabilité est grande avec les moyens utilisés actuellement et on doit développer de nouvelles méthodes si on veut bien gérer les semis. Enfin, l'ensemble d'un site aquacole qui sera propice aux ensemencements. Pec-Nord a examiné au fil des années divers aspects des ensemencements dans son site.

Ensemencements des années 90

Premier essai en 1993

Un premier essai d'ensemencement de pétoncles juvéniles a été fait à Cross Cove en 1993 pour déterminer la faisabilité d'une culture de fond, mais aussi pour créer un banc de pétoncles qui favoriserait une meilleure récolte de naissain en milieu naturel. On a alors ensemencé 3 000 pétoncles du lot 1990, dont 500 avaient été marqués d'une étiquette individuelle collée sur la valve supérieure. Ces pétoncles d'une taille moyenne de 46 ± 2 mm, avaient été distribués dans un quadrilatère de 400 m² dans une région sablonneuse de la baie de Cross Cove à une profondeur de 8 m environ. On a fait un suivi du semi par l'échantillonnage de quadrats aléatoires en plongée sous-marine.

En juin 1994, on avait estimé que 65 % des pétoncles étaient encore vivants et qu'ils s'étaient dispersés dans une plus grande zone d'environ 2 500 m². En septembre, le nombre de mollusques vivants avait diminué à 50 % ceux-ci s'étant distribués dans une zone de 3 150 m². Étant donné le nombre élevé de coquilles brisées retrouvées, il semblait clair que les crabes étaient responsables en grande partie de la mortalité observée. Aucun échantillonnage quantitatif n'a été fait en 1995.

Deuxième essai en 1994

Pour atteindre l'objectif de créer un banc de géniteurs plus rapidement, des plongeurs ont récolté dans la baie Jacques-Cartier et ses environs immédiats des pétoncles matures (> 75 mm) pour les transférer dans la baie de Cross Cove. Deux nouveaux quadrilatères de 400 m² ont été aménagés et 2 000 pétoncles adultes d'une taille moyenne de 124.9 ± 21.2 mm ensemencés dans chacun d'eux. D'autres pétoncles adultes ont aussi été distribués au hasard entre les quadrilatères pour un total de 7 850 pétoncles adultes ensemencés. On a aussi ensemencé 13 500 pétoncles juvéniles du lot 1990 cultivés en panier d'élevage depuis 1991 et mesurant 58 ± 4 mm. Pour suivre les déplacements, la croissance et la survie de tous ces pétoncles, 500 individus adultes et 150 individus juvéniles ont été marqués d'une étiquette comme ce fut le cas en 1993.

En septembre 1994, on a noté très peu de mortalité des pétoncles adultes marqués (< 1 %) et leur dispersion était pratiquement nulle. Quant aux individus juvéniles, on en a récolté 66 marqués d'une taille moyenne de 64.8 ± 3.4 mm, pour un taux de survie de 44 %. Encore une fois, la majorité des pétoncles retrouvés morts avaient été la proie des crabes et non des étoiles de mer. Seul un suivi qualitatif a été fait sur cet ensemencement en 1995 et 1996 lors d'échantillonnage de pétoncles adultes pour suivre leur maturation gonadique et la ponte. À chaque occasion, les plongeurs ont noté que les pétoncles adultes reposaient dans de petites dépressions dans le sable et semblaient en parfaite santé. Très peu de mortalité, naturelle ou par prédation, semblait survenir.

Troisième essai en 1995

En 1995, pour examiner l'effet du site et de la taille initiale, des ensemencements ont été faits dans les sites de Factory Cove, Liner Cove et BCM Cove. À chaque site on a ensemencé 1 500 juvéniles mesurant de 30 à 45 mm, dont 500 marqués et mesurés, dans un quadrilatère de 400 m². De plus, pour examiner l'effet de la taille initiale lors de l'ensemencement, 1 500 juvéniles de 15 à 30 mm et de 45 à 60 mm ont été relâchés dans deux autres quadrilatères installés à BCM Cove. Un échantillonnage semi-quantitatif (collecte en 10 minutes du maximum de pétoncles marqués) a été fait dans chacun des quadrilatères pour déterminer la survie et la croissance des pétoncles.

L'échantillonnage des pétoncles de 30 à 45 mm effectué trois mois après l'ensemencement a indiqué que le site de Factory Cove était le plus adéquat, les pétoncles y étant plus nombreux, visiblement moins dispersés et leur croissance y étant meilleure. Un nombre similaire de pétoncles morts a été retrouvé aux trois sites. Dans tous les cas, le crabe était le prédateur principal.

À BCM Cove, on a retrouvé un nombre de pétoncles de 45 à 60 mm relativement semblable à celui des 30 à 45 mm de Factory Cove. Cependant, un seul pétoncle marqué et seu-

lement 15 autres non marqués de 15 à 30 mm ont été retrouvés. Aucune autre coquille de pétoncle, mort ou vivant, n'a été vue dans le site. Comme ailleurs, un nombre plus important de pétoncles morts avaient été la proie de crabes plutôt que d'étoiles de mer.

Écloserie, mortalité massive et fin des ensemencements

En 1995-96, les projets sur les ensemencements de fonds avaient été temporairement suspendus, tous les efforts de Pec-Nord inc. étant mis sur la construction d'une éclosérie de mollusques et sa première production de pétoncle géant, mais en 1997, ces projets ont été complètement arrêtés suite à un phénomène soudain de mortalité massive qui extermina la majeure partie (> 95 %) des stocks adultes ensemencés à Cross Cove. Cette mortalité s'est étendue en 1998 et 1999 à tous les stocks, jeunes ou adultes, naturels ou de culture, sur le fond ou en suspension.

Ensemencements des années 2000

En 2000, la mortalité massive sembla se résorber et les activités de production en éclosérie furent mieux contrôlées. Le succès de l'éclosérie procure d'ailleurs un nombre de pétoncles supérieurs à ce que Pec-Nord peut cultiver en suspension. En 2001, on a donc recommencé les essais d'ensemencement des fonds marins.

Essai d'ensemencement direct des collecteurs

Une première expérience réalisée en 2001 a été l'ensemencement du naissain directement des collecteurs produits à l'éclosérie en 2000, sans aucun prélevage en panier. Près de 2,5 millions de pétoncles du stock LNS 2000 d'une taille de 9 ± 2 mm ont ainsi été ensemencés dans une zone de 125 000 m² à une profondeur de 8 à 12 m. Dans un premier suivi fait en 2002, les plongeurs n'ont pratiquement retrouvé aucun pétoncle, mort ou vivant. En 2003, un autre échantillonnage a permis de trouver des pétoncles de tailles variées dont certains correspondaient à ce lot, mais en petit nombre.

Essai d'ensemencement après une courte période de prélevage

Un autre essai fait en 2001 a été l'ensemencement du même naissain LNS 2000 provenant des collecteurs produits à l'éclosérie en 2000, mais après un été de prélevage. Une partie des collecteurs a été triée au printemps 2001 et à l'automne, 15 000 pétoncles ont été ensemencés à une taille de 17 ± 2 mm dans deux autres sites. Lors du premier suivi fait en 2002, les plongeurs ne retrouveront encore là que très peu de pétoncles, morts ou vivants. En 2003, le deuxième échantillonnage a permis de trouver plusieurs pétoncles qui, d'après leur taille, pourraient correspondre à ce lot.

Essai d'ensemencement d'un stock génétique plus performant

Des expériences de Pec-Nord ont permis de constater que des pétoncles issus de certains stocks génétiques avaient de meilleurs taux de survie. Aussi, selon les résultats obtenus dans les années 90, il semblait que des pétoncles de 30 à 45 mm avaient de meilleures chances de survie. Consé-

quement, à l'automne 2001 on a ensemencé au site d'Isaac Cove 50 000 pétoncles du stock MAD1999 à une taille de 39 ± 3 mm. Ils étaient issus de pontes faites en 1999 avec des géniteurs des Îles-de-la-Madeleine et cultivés en panier depuis l'automne 2000.

Le premier échantillonnage fait en 2002 indiquait que les pétoncles avaient connu une très bonne croissance, mais que la survie était assez faible, soit environ 16 %. Contrairement aux observations habituelles, les étoiles de mer semblaient le prédateur le plus présent et le plus actif à ce site. En 2003, les densités évaluées lors d'un second échantillonnage allaient de 0 à 7 pétoncles/m², pour une densité moyenne similaire à 2002, soit $2,1 \pm 2,1$ pétoncles/m². Encore là, la majorité des pétoncles morts avaient une coquille intacte, ce qui suggérait qu'ils avaient été la proie d'étoiles de mer ou encore d'une mortalité naturelle. Plus tard à l'automne 2003, on a récolté en plongée 11 000 de ces pétoncles d'une taille moyenne de 94 ± 5 mm, pour un taux de survie de 22 %.

Conclusion

Quoique partiels, les résultats obtenus au fil des années dans diverses expériences d'ensemencement permettent de tirer certaines conclusions quant aux moyens d'augmenter le taux de récupération des pétoncles et le succès d'un ensemencement. Il semble d'abord assez clair que des pétoncles de taille ≥ 30 mm vont présenter un taux de survie supérieur. Ensuite, comme le crabe semble la cause la plus importante de mortalité par prédation, on augmentera d'autant la survie que le contrôle de ce prédateur sera efficace, sans toutefois négliger celui des étoiles de mer. Enfin, si on veut limiter la dispersion, on doit faire le choix d'un site en fonction du substrat, du courant et des prédateurs qui s'y trouvent.

Prédation et ensemencement de pétoncles : un système complexe

Brêthes, J.-C.

ISMER, UQAR, Rimouski, Québec

Résumé

La restauration des stocks de pétoncle a pour objectif de réhabiliter une pêcherie. Résoudre la question de la prédation vise à augmenter la survie des juvéniles ensemencés et à accroître les rendements à terme. Cette question doit se concevoir dans une vision systémique qui inclut les conditions biologiques, écologiques et physiologiques de la survie et de la réaction aux prédateurs, la faisabilité technique des solutions apportées et la rentabilité économique issues des diverses opérations par rapport aux bénéfices escomptés par l'exploitation.

Abstract

The objective of scallop stock enhancement is to restore a fishery. Solving the predation issue aims at increasing the survival of seedlings and at increasing future yields. That issue must be conceived in a systemic perspective, which includes biological, ecological and physiological conditions involved in the survival and the reactions to predators of transplanted juveniles, as well as the technical feasibility of proposed solutions. Economical profitability of various operations involved should also be considered in relation to the expected benefits derived from the stock exploitation.

Introduction

Le thème de la prédation sur les ensemencements de pétoncle s'inscrit dans la question plus vaste de la « manipulation d'une pêcherie » en vue de la restauration d'un stock exploité (Sayer 2001). On peut parler de pacage marin (sea ranching).

Un tel programme fait appel nécessairement à différents intervenants : le secteur privé, en tant qu'investisseur et bénéficiaire, l'État, qui procure le cadre légal et juridique garantissant les investissements et qui peut également aider les investisseurs techniquement et financièrement, et le secteur de la recherche, qui fournit les données scientifiques et techniques nécessaires à l'optimisation des opérations. Les travaux de recherche sont, de ce fait, orientées et jouent un rôle d'appui au programme de restauration (figure 1).

Les différentes opérations effectuées se placent également dans le cadre d'une activité économique dont la finalité devrait être la rentabilité et dont la mesure sera la différence entre les coûts entraînés par les diverses opérations d'augmentation de la biomasse et les revenus générés par la pêche. Différentes expériences au niveau mondial montrent que cette rentabilité n'est pas garantie *a priori* (Hilborn 1988).

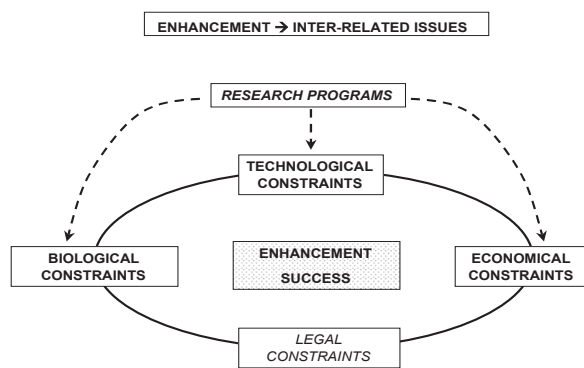


Figure 1. Stock enhancement as a complex system where science could help to bring information in order to optimize the program.

Questions biologiques et écologiques

Dans la majorité des situations, la restauration des stocks passe par l'ensemencement de juvéniles provenant d'écloseries ou de la récolte de larves en nature, suivie de leur élevage et de leur transplantation (Munro et Bell 1997). La prédation est reconnue comme étant la principale cause de mortalité lors des premiers jours suivant l'ensemencement pour de nombreuses espèces (par exemple : Castro *et al.* 2001, *Homarus americanus*, Walton et Walton 2001, *Mercenaria mercenaria*, Goldberg *et al.* 2000, *Argopecten irradians*, Barbeau *et al.* 1994, *Placopecten magellanicus*). L'impact des prédateurs sur les juvéniles peut s'exprimer par une relation de « densité-dépendance » entre le prédateur et sa proie (réponse fonctionnelle ou numérique). Cette relation est toutefois le résultat de la conjonction de multiples facteurs (voir Barbeau et Caswell 1999) qui comprennent, entre autres, du côté des prédateurs : le nombre et le comportement ; du côté des juvéniles : la taille, la température de l'eau (la période), qui affecte directement la survie ou indirectement le comportement des prédateurs. De façon plus subtile, « la qualité » des juvéniles (Masuda et Tsukamoto 1998, Sayer 2001) peut être affectée par le préélevage, qui peut modifier leur physiologie ou leurs réflexes de défense. La qualité peut également être atteinte par les manipulations de transplantation, dont le stress induit peut également réduire la capacité de réaction. D'autres éléments comme la qualité du milieu (par exemple, substrat : Bourgeois *et al.*, cet atelier) ou la capacité de support « résiduelle » (« space carrying capacity », Sayer 2001) de l'environnement. On ne peut donc aborder la question de l'effet de la prédation que sous l'angle de l'interaction entre la dynamique biologique des pétoncles et la dynamique des prédateurs, les deux ensembles devant être compris et analysés pour déterminer les points cruciaux sur lesquels il sera possible d'agir.

Questions techniques et économiques

Les programmes de restauration des stocks sont fondés sur le principe qu'une application intelligente de la recherche et de la technologie pourra améliorer et récupérer l'état de la ressource. Des techniques permettant un meilleur taux de survie après transplantation devraient, en toute logique, accroître, à terme, la biomasse exploitable et améliorer les profits, mais les coûts et les bénéfices engendrés par la mise en place de ces techniques, ou méthodes, devraient aussi être estimés

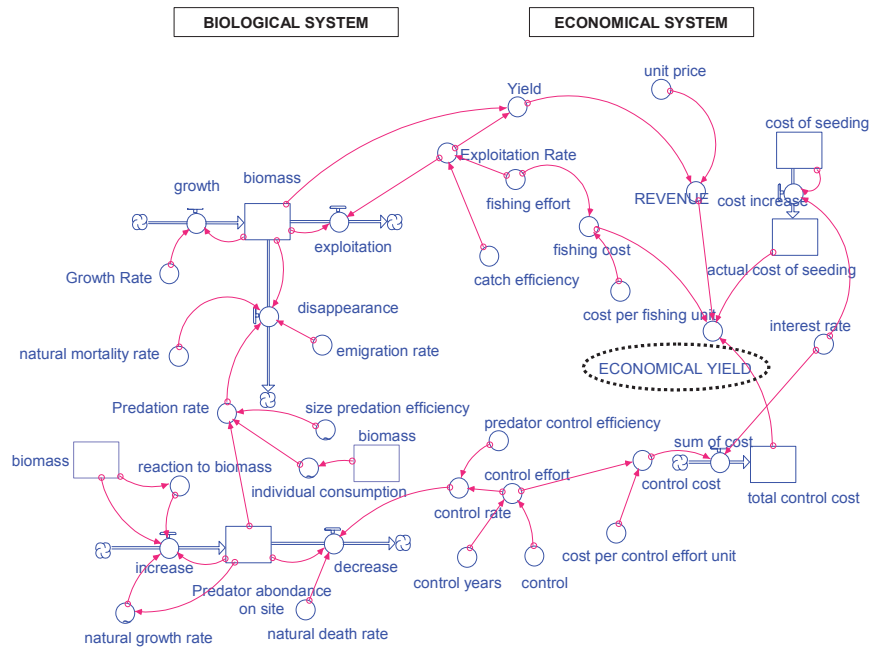


Figure 2. A simplified bio-economic model (STELLA® software) showing factors involved in the actual success of a seeding program represented by the “economical yield”. On the left: the biological interaction system between scallop dynamics (e.g. individual growth rate, mortality due to physiological stress or other factors beside predation) and predator dynamics (including predation efficiency due to scallop size and behaviour, functional and numerical response to increasing prey density). On the right: the economical system, which includes the various costs of seeding, fishing, controlling predators as well as the technical efficiency of the operations.

(Rhodes 1998). De fait, la mise en place de programmes de diminution de la prédation devrait être fondée sur trois critères : l’efficacité biologique, la faisabilité opérationnelle à l’échelle commerciale, le coût en regard de l’augmentation attendue des rendements. On en arrive à l’analyse d’un système complexe où interagissent les paramètres biologiques et les paramètres économiques (figure 2).

Par exemple, l’accroissement de la taille ensemencée donne des résultats positifs du point de vue biologique, ce qui est aisé du point de vue technique, mais accroît le temps de prélevage. Le conditionnement des juvéniles préalablement à la transplantation est envisageable du point de vue scientifique mais peut sembler difficilement réalisable sur une base industrielle en plus des manipulations supplémentaires que cela entraîne. La réduction de la densité des prédateurs paraît efficace à l’échelle expérimentale mais cette efficacité n’a pas encore été démontrée à l’échelle commerciale, même si les

techniques paraissent simples et à coût relativement abordable. Dans ce dernier cas, s’ajoutent les questions légales (on effectue une « pêche » parallèle) et environnementales (quelle peut être l’effet sur l’écosystème de la manipulation des réseaux trophiques ?). Une simulation, même si elle est ici trop simpliste, montre que l’efficacité biologique (augmentation de la biomasse) ne se traduit pas nécessairement par une augmentation des profits, qui dépendent essentiellement des facteurs extérieurs comme le coût des intrants et le prix des pétoncles sur le marché (figure 3).

Les travaux sur la prédation ne peuvent être conduits sans une vision globale, intégrée du problème. Cette question touche virtuellement à tous les aspects de la biologie environnementale, de la dynamique des populations à la génétique et à l’écosystème, ainsi qu’à l’économie des ressources naturelles (Travis *et al.* 1996). La survie passe par une bonne qualité des individus juvéniles et une optimisation

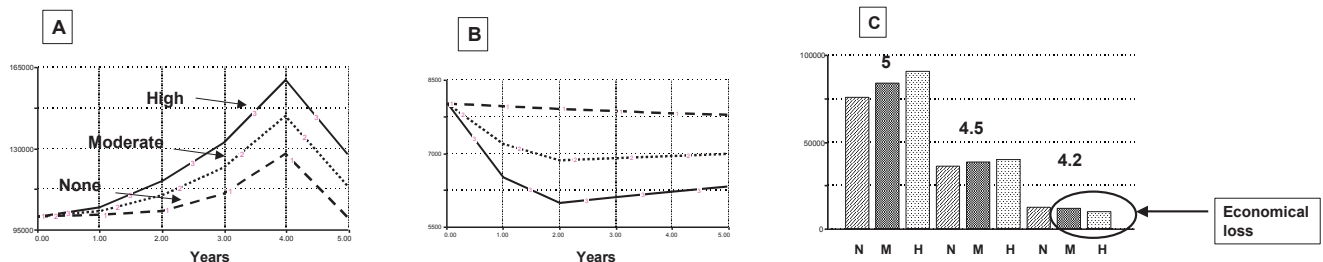


Figure 3. Some results derived from the theoretical bio-economic model (figure 2), considering 3 levels of predators control (none, moderate, high) during the first year of seeding. A: scallop biomass; B: predator biomass; C: economical yield (benefit) according to 3 theoretical value of selling price per catch unit. Even if control may appear positive in biological terms, the economic interest may vary according to the market environment and may even lead to losses, even if, in this case, profitability remains positive.

des stratégies de transplantation, ce qui nécessite la compréhension des paramètres biologiques et physiologiques qui affectent leur comportement sur le fond. L'évaluation des taux de prédation exige de comprendre la dynamique et le comportement des prédateurs. L'efficacité et la faisabilité des techniques de contrôle des prédateurs doivent être évaluées. Enfin, l'efficacité économique des différentes mesures destinées à accroître la survie lors de l'ensemencement (stratégies de transplantation, contrôle) doit aussi être prise en compte, particulièrement dans le contexte actuel des programmes de restauration des stocks.

Références

- Barbeau M. A., H. Caswell. 1999. A matrix model for short-term dynamics of seeded populations of sea scallops. *Ecological Applications* 91: 266-287.
- Barbeau M. A., R. E. Sheibling, B. G. Hatcher, L. H. Taylor, A. W. Hennigar. 1994. Survival analysis of tethered juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* in field experiments : effect of predators, scallop size and density, site and season. *Marine Ecology progress Series* 115 : 243-256.
- Castro K. M., J. S. Cobb, R. A. Wahle, J. Catena. 2001. Habitat addition and stock enhancement for American lobsters, *Homarus americanus*. *Marine and Freshwater research*, 52 : 1253-1261.
- Goldberg, R., J. Pereira, P. Clark, B. Faber, D. Porter, L. Rinek, B. Kanter, E. Kanter, W. Lord. 2000. Population enhancement efforts for the bay scallop, *Argopecten irradians*, in the Niantic river estuary, Connecticut, USA. *J. Shellfish Res.* 19: 572.
- Hilborn R. 1998. The economic performance of marine stock enhancement projects. *Bulletin of Marine Science*, 62 : 661-674.
- Masuda R., K. Tsukamoto. 1998. Stock enhancement in Japan : Review and perspective. *Bulletin of Marine Science*, 62: 337-358.
- Munro J. L., J. D. Bell. 1997. Enhancement of marine resource. *Reviews in Fisheries Sciences* 5 : 185-222.
- Rhodes R. J. 1998. So how do you evaluate a shellfish restoration program? *Journal of Shellfish Research* 17 (4).
- Sayer M. D.J . 2001. Fishery manipulation through stock enhancement or restoration. In : J. H. Steele, S.A. Thorpe et K. K. Turekian (éd.), *Encyclopedia of ocean sciences*, Academic Press, pp 1029-1035.
- Travis J., F. C. Coleman, C. B. Grimes, D. Canover, T. M. Bert, M. Tringali. 1996. Critically assessing stock enhancement : An introduction to the Mote Symposium. *Bulletin of Marine Science* 62 (2) : 305-311.
- Walton W. C., W. C. Walton. 2001. Problems, predators and perception : Management of quahog (hardclam), *Mercenaria mercenaria*, stock enhancement programs in Southern New England. *Journal of Shellfish Research*, 20 : 127-134.

Prédateurs potentiels (biologie, écologie et comportement)

Behaviour, prey selection and impact of Gulf of St. Lawrence sea stars

Himmelman, J.H.

Département de biologie, Université Laval, Québec, Québec

Résumé

Depuis 1981, nous avons réalisé aux Îles Mingan diverses études visant à comparer la distribution et le comportement de quatre espèces prédatrices d'étoiles de mer du golfe du Saint-Laurent. La diète de *Asterias vulgaris* est composée de nombreux mollusques et d'échinodermes et est intermédiaire entre celle de *Leptasterias polaris* (surtout mollusques) et celle de *Crossaster papposus* (surtout échinodermes). La diète de *Solaster endeca* diffère grandement des autres étoiles de mer puisqu'elle se nourrit exclusivement de holothuriés. Des études sur le comportement de recherche de *L. polaris*, *A. vulgaris* et *C. papposus* ont été menées à Cap au Corbeau, en zone supérieure, où les individus de grande taille sont abondants. Les étoiles de mer sélectionnaient des proies selon leur taille. Toutefois, lorsque la prédation concernait l'endofaune, des proies plus petites étaient consommées, tandis que la sélection d'organismes plus grands concernait l'épifaune. Les individus les plus grands de *L. polaris* étaient surtout carnivores et mieux adaptés à creuser pour la recherche des proies endofauniques. *Asterias vulgaris* était moins bien adaptée pour creuser mais était assez agile pour capturer des proies d'invertébrées mobiles. De plus, *A. vulgaris* a souvent kleptoparasité des palourdes qui avaient initialement été capturées par *L. polaris*. *Crossaster papposus* a surtout poursuivi des échinodermes mobiles. L'estimation des taux de recherche de diverses proies sur 100 jours indique une forte interaction entre les espèces d'étoiles de mer. L'étoile *C. papposus* a semblé avoir un fort impact de prédation sur *L. polaris* et *A. vulgaris*, de même que *A. vulgaris* sur *L. polaris*.

We have made a number of studies in the Mingan Islands since 1981 to compare the distribution and foraging of the four common predatory sea stars of Gulf of St. Lawrence. Sea stars are selective foragers. General surveys across the subtidal zone showed that the major four sea stars are selective foragers. The diet of *Asterias vulgaris* consists on numerous molluscs and echinoderms and is intermediate between that of *Leptasterias polaris* (mainly molluscs) and that of *Crossaster papposus* (mainly echinoderms). The diet of *Solaster endeca* strongly differs from the other sea stars as it exclusively feeds on holothuroids.

Leptasterias polaris and *Asterias vulgaris* show a marked change in their distribution and use of prey resources with increasing size (ontogenetic shift). Juveniles (< 5 cm in diameter) are most abundant at intermediate depths in the rocky zone. When they become small adults (5-20 cm) they move to shallow water which the sometimes form grazing fronts and destroy mussel beds. Large adults (>20 cm) move to the deeper sediment zone to feed the abundant large-sized infaunal prey in this zone.

We made detailed studies of the foraging of *Leptasterias polaris*, *Asterias vulgaris*, *Crossaster papposus* in upper

sediment zone at one site, Cap du Corbeau, where large individuals of the three species were abundant. We dived at regular intervals (8-, 12- and 24-h) over periods up to 24 days to quantify the feeding activities of identified sea stars along permanent transects. The sea stars showed prey-size selection, generally feeding on smaller individuals when feeding on infaunal prey (possibly the deeper burying of larger individuals limits attacks) and selection of larger individuals when feeding on epifaunal prey (possibly to maximize energetic intake). Large *Leptasterias polaris* appeared to be the carnivore which is best adapted to digging to capture infaunal prey. *Asterias vulgaris* was less well adapted to digging for infaunal species but was an agile species that could pursue mobile epifaunal invertebrates. Also, it often kleptoparasitized (stole) clams which had initially been captured *L. polaris*. *Crossaster papposus* mainly pursued mobile echinoderms.

Estimations of foraging rates on different prey over 100 days relative to prey availability indicated strong interactions among the sea stars themselves. *C. papposus* likely have a strong predatory impact on conspecifics, *L. polaris* and *A. vulgaris* and *A. vulgaris* on *L. polaris*. In contrast, < 1 % of total biomass the most abundant prey of *L. polaris* (*M. truncata*) and *C. papposus* (*Strongylocentrotus droebachiensis*) would be consumed in 100 days.

Together, the four major sea stars consume most of the sessile and slow-moving benthic invertebrates in the system. Some invertebrates (e.g. mussels, possibly Iceland scallops) are largely excluded from the subtidal zone (except in refuges) because of the foraging of sea stars.

References

- Harvey, C. 1985. Analyses chimiques des astérosaponines chez *Leptasterias polaris* et leur rôle dans la réponse défensive de *Buccinum undatum*. M.Sc. thesis, Université du Québec à Chicoutimi.
- Boivin, Y. 1985. Le cycle de reproduction de l'étoile de mer couveuse subarctique *Leptasterias polaris*. M.Sc. thesis, Université du Québec à Chicoutimi.
- Jalbert, P. 1986. La répartition des populations de *Buccinum undatum* et des autres prédateurs benthiques dans la communauté infralittorale du nord du golfe du Saint-Laurent. M.Sc. thesis, Université Laval.
- Boivin, Y., D. Larrivée, J. H. Himmelman. 1986. Reproductive cycle of the brooding asteroid *Leptasterias polaris*. Mar. Biol. 92: 329-337.
- Dutil, C. 1988. Partage des ressources alimentaires et comportement de prédation des étoiles de mer de la communauté infralittorale du golfe du Saint-Laurent. M.Sc. thesis, Université Laval.
- Garneau, F.-X., C. Harvey, J. W. Apsimon, D. J. Burnell, J. H. Himmelman. 1988. The distribution of astérosaponins in various body components of the starfish *Leptasterias polaris*. Comp. Biochem. Physiol. 92B: 411-416
- Jalbert, P., J. H. Himmelman, P. Béland, B. Thomas. 1989. Whelks (*Buccinum undatum*) and other subtidal invertebrate predators in the northern Gulf of St. Lawrence. Naturaliste can. 116: 1-15.

Table 1. Percentage frequency of different prey in the diets of *Leptasterias polaris*, *Asterias vulgaris*, *Crossaster papposus* and *Olaster endeca*, based on observations made during the rapid transects made at 80 sites.

Prey species	Leptasterias	Asterias	Crossaster	Solaster
Mollusca				
<i>Mytilus edulis</i>	24,8	28,4	0,9	0
<i>Musculus</i> sp.	3,8	1,2	0	0
<i>Modiolus modiolus</i>	0,6	0	0	0
<i>Hiatella arctica</i>	27,6	16,0	0,9	0
<i>Spisula polynyma</i>	1,9	0	0	0
<i>Clinocardium ciliatum</i>	1,6	0	3,7	0
<i>Serripes groenlandica</i>	1,3	0	0	0
<i>Ensis directus</i>	0,3	0	0	0
<i>Mya arenaria</i>	1,3	0	0	0
<i>Mya truncata</i>	7,0	3,7	0,9	0
<i>Macoma</i> sp.	1,6	0	0	0
<i>Astarte</i> sp.	0,6	0	0	0
<i>Cyrtodaria siliqua</i>	0,6	0	0	0
<i>Chlamys islandica</i>	1,3	1,2	2,8	0
<i>Tonicella</i> spp.	0,3	1,2	0	0
<i>Acmaea testudinalis</i>	2,9	1,2	0	0
<i>Puncturella noachina</i>	0,3	0	0	0
<i>Littorina</i> sp.	0,6	0	0	0
<i>Lacuna vincta</i>	0,6	0	0	0
<i>Margarites</i> spp.	1,9	1,2	0	0
<i>Buccinum undatum</i>	5,4	3,7	0,9	0
<i>Aporrhais occidentalis</i>	1,0	0	0	0
Echinodermata				
<i>Cucumaria frondosa</i>	0	0	0	14,3
<i>Psolus fabricii</i>	0	0	0	42,9
<i>Psolus phantapus</i>	0	0	0	7,1
<i>Chiridota laevis</i>	0	0	0	7,1
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	0,6	0	38,9	0
<i>Echinarachnius parma</i>	1,3	1,2	7,4	14,3
<i>Ophiopholis aculeata</i>	0,3	30,9	3,7	0
<i>Asterias vulgaris</i>	0	0	1,9	0
<i>Leptasterias polaris</i>	0	7,4	9,3	7,1
<i>Crossaster papposus</i>	0	0	2,8	0
Cnidaria				
hydroids	0	0	7,4	0
<i>Metridium senile</i>	0	0	1,9	0
<i>Gersemia rubiformis</i>	0	0	5,6	0
Urochordata				
<i>Halocynthia pyriformis</i>	1,0	0	0	0
<i>Boltenia ovifera</i>	0,6	0	0	0
<i>Ascidia</i> sp.	0,3	0	0,9	0
<i>Didemnum albidum</i>	0	0	1,9	0
Polychaeta				
<i>Harmothoe</i> sp.	0,3	0	0	0
<i>Pectinaria granulata</i>	1,9	0	0	0
<i>Potamilla renformis</i>	0,3	0	0	0
Crustacea, Arthropoda				
<i>Balanus</i> sp.	1,0	0	0	0

- Himmelman, J. H. 1991. Diving observations of subtidal communities in the northern Gulf of St. Lawrence. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 113: 319-332.
- Himmelman, J. H., C. Dutil. 1991. Distribution, population structure and feeding of subtidal seastars in the northern Gulf of St. Lawrence. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 76: 61-72.
- Legault, C. 1992. Relation entre la réponse de fuite des invertébrés benthiques marins et le risque de prédation. M.Sc. thesis, Université Laval.
- Legault, C., J. H. Himmelman. 1993. Relation between escape behaviour of benthic marine invertebrates and the risk of predation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 170: 55-74.
- Stokesbury, K., J. H. Himmelman. 1993. Spatial distribution of the giant scallop *Placopecten magellanicus* in unharvested beds in the Baie des Chaleurs, Québec. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96: 159-168.
- Rochette, R. Y., J.-F. Hamel, J. H. Himmelman. 1994. Foraging strategy of the asteroid *Leptasterias polaris*: role of prey odors, current and feeding status. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 106: 93-100.
- Stokesbury, K. 1994. Influence des facteurs physiques et biologiques sur la distribution spatiale du pétoncle géant, *Placopecten magellanicus*. Ph.D. thesis, Université Laval.
- Rochette, R., S. Morissette, J. H. Himmelman. 1995. A flexible response to a major predator provides the whelk *Buccinum undatum* L. with nutritional gains. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 185: 167-180.
- Stokesbury, K. D. E., J. H. Himmelman. 1995. Biological and physical variables associated with beds of the giant scallop *Placopecten magellanicus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 743-753.
- Arsenault, D. J., J. H. Himmelman. 1996. Ontogenic habitat shifts of the Iceland scallop, *Chlamys islandica* (Müller 1776), in the northern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 884-895.
- Arsenault, D. J., J. H. Himmelman. 1996. Size-related changes in vulnerability to predators and spatial refuge use by juvenile Iceland scallops (*Chlamys islandica*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 140: 115-122.
- Rochette, R., J. H. Himmelman. 1996. Does vulnerability influence trade-offs by whelks between predation risk and feeding opportunities? *Anim. Behav.* 52: 783-794.
- Rochette, R., J. N. McNeil, J. H. Himmelman. 1996. Inter- and intrapopulation differences in responses of the whelk *Buccinum undatum* to the predatory asteroid *Leptasterias polaris*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 142: 193-201.
- Rochette, R. 1996. Flexibilité et différences intraspécifiques des réponses comportementales du gastéropode marin *Buccinum undatum* au risque de prédation. Ph.D. thesis, Université Laval.
- Arsenault, D. 1996. Variations ontogénétiques dans l'utilisation des refuges spatiaux par le pétoncle d'Irlande, *Chlamys islandica*, en relation au risque de prédation. Ph.D. thesis, Université Laval.
- Morissette, S. 1996. Examen des interactions trophiques entre des kleptoparasites infralittoraux et l'astérie *Leptasterias polaris*. M.Sc. thesis, Université Laval.
- Arsenault, D. J., P. Girard, P. H. Himmelman. 1997. Field evaluation of the effects of refuge use and current velocity on the growth of juvenile Iceland scallops, *Chlamys islandica* (O.F. Müller 1776). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 217: 31-45.
- Rochette, R., L. M. Dill, J. H. Himmelman. 1997. A field test of threat sensitivity in a marine gastropod. *Anim. Behav.* 54: 1053-1062.
- Arsenault, D. J., J. H. Himmelman. 1998. Size-related decrease in spatial refuge use by Iceland scallops *Chlamys islandica*: ontogenetic behavioural changes or decreasing refuge availability? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162: 153-161.
- Rochette, R., D. J. Arsenault, B. Justome, J. H. Himmelman. 1998. Chemically-mediated predator-recognition learning in a marine gastropod. *Ecoscience* 5: 353-360.
- Rochette, R., M.-J. Maltais, L. M. Dill, J. H. Himmelman. 1999. Interpolation and context-related differences in responses of a marine gastropod to predation risk. *Anim. Behav.* 57: 977-987.
- Morissette, S., J. H. Himmelman. 2000. Subtotal food thieves: interactions of four invertebrate kleptoparasites with the sea star *Leptasterias polaris*. *Anim. Behav.* 60: 531-543.
- Morissette, S., J. H. Himmelman. 2000. Decision of the asteroid *Leptasterias polaris* to abandon its prey when confronted with its predator, the asteroid *Asterias vulgaris*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 252: 151-157.
- Brokordt, K. B., J. H. Himmelman, H. E. Guderley. 2000. Effect of reproduction on escape responses and muscle metabolic capacities in the scallop *Chlamys islandica* Müller 1776. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 251: 205-225.
- Rochette, R., F. Têtreault, J. H. Himmelman. 2001. Aggregation of whelks, *Buccinum undatum*, near feeding predators: the role of reproductive requirements. *Anim. Behav.* 61: 31-41.
- Gaymer, C. 2001. Effets des interactions compétitives potentielles entre les étoiles de mer *Leptasterias polaris* et *Asterias vulgaris* sur leur performance individuelle et leur comportement. Ph.D. thesis, Université Laval.
- Brokordt, Katherina B. 2001. Effet de la reproduction sur les réponses de fuite et les capacités métaboliques du muscle adducteur chez les pétoncles *Chlamys islandica* et *Euvola ziczac*. Ph.D. thesis, Université Laval.
- Gaymer, C. F., J. H. Himmelman, L. E. Johnson. 2001. Distribution and feeding ecology of the seastars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris* in the northern Gulf of St. Lawrence, Canada. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 81: 827-843.
- Gaymer, C. F., J. H. Himmelman, L. E. Johnson. 2001. Use of prey resources by the seastars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris*: a comparison between field and laboratory observations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 262: 13-30.
- Gaymer, C. F., J. H. Himmelman, L. E. Johnson. 2001. Effect of intra- and interspecific interactions on the feeding and behavior of two subtidal seastars in the northern Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 232: 149-162.
- Raymond, J.-F. 2002. Relation entre le mode de reproduction, l'allocation des ressources et l'effort reproducteur chez deux espèces d'étoiles de mer, *Leptasterias polaris* et *Asterias vulgaris*. M.Sc. thesis, Université Laval.
- Gaymer, C. F., J. H. Himmelman. 2002. Mussel beds in deeper water provide an unusual situation for competitive interactions between the seastars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 277: 13-24.
- Gagnon, P., G. Wagner, J. H. Himmelman. 2003. Use of a wave tank to study the effects of water motion and algal movement on the displacement of the sea star *Asterias vulgaris* towards its prey. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 258: 125-132.
- Gaymer, C. F., C. Dutil, J. H. Himmelman. (submitted) Prey selection and predatory impact of four major sea stars on a soft bottom subtidal community.

Les crabes du golfe du Saint-Laurent, écologie et comportement

Lambert, J.

IML, MPO, Mont-Joli, Québec

Il existe plus d'une dizaine d'espèces de crabe dans le golfe du Saint-Laurent. On les retrouve à quelques mètres de profondeur, comme le crabe vert (*Carcinus maenas*), le crabe de vase (*Neopanope sayi*) ou le crabe commun (*Cancer irroratus*), à des profondeurs intermédiaires, entre 20 et 120 m, comme les crabes violon (*Hyas coarctatus*) et araignée (*Hyas araneus*), et jusqu'à des profondeurs de plusieurs centaines de mètres comme le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), le crabe épineux du nord (*Lithodes maja*) ou encore le crabe rouge (*Geryon quinque-dens*).

Sur les côtes du Québec, quatre espèces sont fréquemment rencontrées, soit trois de la famille des Majidés (crabe des neiges, crabe araignée, crabe violon) et un de la famille des Cancridés (crabe commun). Le crabe des neiges est une espèce qui peut se retrouver en eau peu profonde seulement à certaines périodes de l'année, selon le stade de leur cycle vital, lors de migrations pour la mue ou la reproduction. Lors de ces migrations, ils forment des agrégations, lesquelles ont pu être localisées à quelques occasions sur la Côte-Nord du Québec (Bernard Sainte-Marie, Institut Maurice-Lamontagne - comm. pers.). Plus petits que le crabe des neiges, les crabes violon et araignée se ressemblent aux plans morphologique et comportemental. Ils se retrouvent surtout à des profondeurs intermédiaires, entre 20 et 120 m, et les deux espèces sont souvent pêchées sur les mêmes fonds, même si le crabe violon peut vivre dans des eaux un peu plus froides que le crabe araignée. Aux Îles-de-la-Madeleine, ces deux espèces font, indistinctement, l'objet d'une pêche exploratoire depuis 2001. Le crabe commun est sans contredit l'espèce de crabe qui se rencontre le plus fréquemment sur les côtes du Québec, à des profondeurs inférieures à 20 mètres. Il est particulièrement abondant partout autour des Îles-de-la-Madeleine. Les mâles peuvent atteindre 140 mm LC (largeur de carapace) tandis que les femelles dépassent rarement 100 mm. Le crabe commun pourrait atteindre la taille commerciale de 102 mm vers cinq ans et il aurait une longévité d'environ sept ans. Les crabes de taille inférieure à 50 mm LC se retrouvent principalement sur les substrats rocheux colonisés par des algues macroscopiques. Les crabes de taille supérieure à 50 mm LC se retrouvent surtout sur des fonds de sable ou de vase dans lesquels ils peuvent s'enfouir. Au Québec, le crabe commun semble effectuer des migrations en eaux plus profondes en hiver. Dans les régions les plus au sud de son aire de distribution qui s'étend du Labrador à la Caroline du Sud, il effectuerait des migrations en eaux plus profondes en été afin d'éviter les eaux trop chaudes. Les déplacements saisonniers du crabe commun refléteraient sa préférence thermique.

Les différentes espèces de crabe du golfe du Saint-Laurent consomment une nourriture composée, entre autres, de mollusques, de vers, d'oursins, de poissons et de divers crustacés. Ils sont carnivores et nécrophages. Le crabe commun est doté de pinces «polyvalentes» capables de briser les coquilles de mollusques aussi bien que de déchirer le corps mou d'un poisson. Il a été démontré que le régime alimentaire du crabe commun reflète un certain opportunisme et sa diète varie avec la taille (Hudon et Lamarche 1989). Ainsi, chez les crabes communs de plus de 50 mm, les polychètes constituent

une partie importante de leur diète tandis que ceux de moins de 50 mm se nourriraient abondamment d'amphipodes (Hudon et Lamarche 1989; Stehlik 1993). Les autres proies retrouvées fréquemment dans les estomacs de crabe commun, juvénile ou adulte, sont les mollusques, les crustacés, les oursins verts et les restes de poissons. Le crabe commun se nourrit très peu de homard. Par contre, le crabe commun constitue une proie importante du homard. Parmi les autres prédateurs du crabe commun il y a les tanches tautogues, les raies, les chaboisseaux et les morues.

En 2003, il s'est débarqué 1 600 t de crabe commun au Québec, dont plus de 700 t aux Îles-de-la-Madeleine. Dans cette région, les rendements et les tailles débarquées sont demeurés élevés depuis le début de la pêche en 1995, ce qui laisse croire que la productivité du crabe commun est stable.

Références

- Hudon, C. et G. Lamarche. 1989. Niche segregation between American lobster *Homarus americanus* and rock crab *Cancer irroratus*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 53: 155-168.
- Stehlik, L. L. 1993. Diets of the brachyuran crabs *Cancer irroratus*, *C. borealis* and *Ovalipes ocellatus* in the New York Bight. Journal of Crustacean Biology. 13(4): 723-735.

The role of chemoreception in predation by crustacea

Rebach, S.

North Carolina Sea Grant, North Carolina State University, Raleigh, USA

Résumé

La théorie sur la recherche optimale de nourriture prédit que le choix de la proie doit refléter une maximisation du rapport gain d'énergie / unité de temps. La préférence, la méthode de sélection, la manipulation et le taux de succès de capture de proies (mollusques) de trois espèces de crabes (*Callinectes sapidus*, *Cancer borealis*, et *Cancer irroratus*) ont été étudiés. Les réponses des crabes aux odeurs des proies ont été testées avec et sans stimulations visuelles afin d'étudier le rôle des signaux chimiques dans leur reconnaissance des proies. À cette fin, des expériences ont été réalisées en utilisant des labyrinthes en forme de Y. Des proies réelles et artificielles, avec ou sans odeur, ont été présentées aux crabes. Ces derniers ont sélectionné les proies produisant des signaux chimiques (odeurs) tout en négligeant leur apparence visuelle. Une préférence marquée pour les odeurs de proies récemment consommées a aussi été observée. Les crabes ont montré la capacité d'identifier et localiser les proies, même si elles étaient cachées sous des obstacles. Les expériences ont montré que les trois espèces de crabes sélectionnaient leurs proies aussi en fonction de leur taille et de la possibilité de les ouvrir avec leurs pinces. Le temps de manipulation augmentait de façon exponentielle avec la taille de la proie. Les résultats montrent aussi que le choix de la proie se basait plus sur les capacités mécaniques des pinces et de la force du prédateur plutôt que sur la rentabilité énergétique d'une proie par rapport à une autre. En effet, les proies des classes de taille plus rentables énergiquement étaient choisies moins fréquemment. Ceci se traduit en un compromis entre la rentabilité énergétique d'une proie et la probabilité d'endommager les pinces en la consommant. Par ailleurs, étant donné l'aspect multifonctionnel des pinces (par exemple : prédation, comportement reproductif, défense), les pinces sont le fruit d'adaptations évolutives de leur utilisation.

Abstract

Foraging theory predicts that prey choice should maximize net energy gain/unit time. Three species of crabs, *Callinectes sapidus*, *Cancer borealis*, and *Cancer irroratus*, were presented with molluscan prey to determine prey preferences, methods of selection, handling, and foraging success. Crabs responded to food odors in low concentration. These responses to prey odor were tested in the presence and absence of visual cues to determine the role of chemical cues in prey recognition. Crabs were attracted to the source of prey odor in Y-maze tests. Natural and artificial preys were presented to crabs with and without prey odors. Crabs opened and consumed contents that emitted chemosensory cues and ignored identical objects that did not. They also indicated preferences for odors of prey that they had recently been feeding upon and exhibited search patterns when encountering prey odors in water currents. Crabs were capable of utilizing chemical cues to detect, locate and identify food items. They were also able to find buried prey items, but were more successful when there was prey odor in the environment, regardless of the source of the odor. The three species of crabs differed in claw morphology and strength. Selection experiments indicated that they favored prey sizes intermediate between the minimum available and the maximum that could be opened. Handling time increased exponentially with prey size. Sizes selected reflected the differences in mechanical advantage and strength of each species. Caloric values were determined for each prey size class. Cost/benefit ratios suggest that the crabs were not choosing the most profitable prey, and that they obtained most of their energy from size classes chosen less often. The costs of the long handling times associated with larger prey may determine these choices - crabs may compromise between prey profitability and risk of claw damage. Actual prey choices appear to be a compromise between optimality and reality. Since crustacean claws have several vital functions, other aspects of their behavior and ecology such as experience, habitat, predation, competition, aggression and mating success may also influence the evolution of crustacean chelae.

Description of optimal foraging

Predators that forage efficiently should maximize net energy gained per unit time foraging, and actively select among prey types, patches, and habitats to maximize energy intake. Predators however, do not always select optimal prey, based on net energy gain per unit handling time, when offered choices of optimal and suboptimal prey (Hughes and Elner 1979, Hughes and Seed 1981). Crabs are effective predators on bivalves in marine and estuarine habitats. However, the foraging behaviors and sensory mechanisms involved in discriminating among prey items are poorly understood.

An efficient foraging crab should be able to detect cues from distant prey, follow these cues to their source, and then be able to differentiate edible shelled prey from empty shells and other inedible environmental objects. Attempting to open extraneous environmental objects increases the possibility of claw damage that would impair future foraging (Juanes and Hartwick 1990).

While in deeper offshore waters, or in turbid, shallow waters there is insufficient light for food detection by visual mechanisms. Because rock crabs are crepuscular and nocturnal foragers

(Rebach 1985), vision may not be very useful even in clear, shallow environments. Crustacea utilize chemoreception in the finding of food and in the initiation of feeding. They detect food by distance chemoreception using their antennules, and contact chemoreception using chemosensory hairs on antennules, carapace, mouthparts and legs (Rittschoff 1992). Chemical cues released from prey (body odors) provide appropriate stimuli for investigative and attractive phases of feeding, while prey extracts provide natural stimuli for studying ingestive phases of feeding (Zimmer-Faust 1993).

This paper explores the relative roles of sensory modalities in prey detection, location and identification, and considers decision rules related to prey size and quality used by foragers in responding to prey items, as well as the costs and constraints on foraging resulting from the anatomy of their chelae and their condition.

Predators and Prey

Crustacean predators

The rock crab, *Cancer irroratus*, occurs from Labrador to South Carolina and the related Jonah crab, *Cancer borealis*, occurs from Nova Scotia to Florida. *Callinectes sapidus*, the blue crab, is found from Cape Cod to Uruguay. *C. sapidus* is especially common in estuaries, where it ranges into freshwater (Gosner 1978). Each species exhibits differences in claw morphology and strength that may affect foraging behavior and size of prey selected.

Molluscan preys

Geukensia demissa is a major component of the macrobenthos of Atlantic coast salt marshes as far north as the Gulf of St. Lawrence and south to the Gulf of Mexico. (Bertness 1984). Ribbed mussels live semi-infaunally in clumps found mixed in between the roots of *Spartina* (Seed 1980). These aggregations contain a wide range of mussel sizes and apparently enhances their survivorship. *Geukensia* is replaced by *Ischadium recurvum*, the hooked mussel, in lower salinity, estuarine habitats.

Prey detection – sensory modalities

Odor

i. Can they detect water-borne odors? - AFR

The antennules of most decapods function as distance chemoreceptors (Hazlett 1971) in the detection of prey. By monitoring the ratio of antennular flicking rate (AFR) before introduction of prey extract to the AFR after introduction of the extract, one can determine the threshold at which decapods detect chemicals. Increased AFR magnifies the rate of water sampling, which provides crabs with more information about their chemical environment (Pearson and Olla 1977), regulates access of stimuli, and removes the barrier to free exchange of water covered by the densely packed aesthetasc hair tufts (Schmitt and Ache 1979).

The sensitivity of the rock crab to mussel extract was measured using changes in the AFR. Concentrations of 10^{-6} to 10^{-13} g L⁻¹ were tested. The AFR increased significantly at all concentrations down to 10^{-10} g L⁻¹. Non-directed feeding behavior was observed at a concentration of 10^{-6} g L⁻¹. At concentrations of 10^{-10} g L⁻¹ and below, the increase in flicking rate was not significant, although detection of the extract appeared to occur. Rock crabs responded to food odors in low concentrations and a linear relationship exists between the AFR ratio and the log concentration of prey extract (Rebach *et al.* 1990).

ii. Are they attracted to these odors? - Y-Maze

Crabs were attracted to the source of mussel odors, within the detectable range, introduced into one arm of a Y-maze, without the presence of any visual prey item.

iii. Can they use odor to recognize and identify prey?

Crabs were given a choice between items that looked like prey and ones that smelled like it. Natural and artificial mussel shells and comparably sized resin boxes, with and without the presence of mussel extract, were used to determine the role of chemical cues in prey recognition. Crabs were able to see, handle and manipulate these objects. Crabs opened and consumed contents that emitted chemosensory cues and ignored

identical objects that did not. By choosing boxes and shells containing sponges soaked in mussel extract with equal frequency, crabs apparently did not utilize visual cues in the short-range prey discrimination tests. Rock crabs were attracted to food odors and are capable of utilizing chemical cues to detect, locate and identify food items (Rebach 1996).

Prey quality (Experience)

Preferences can be learned from experience

Rock crabs are opportunistic, benthic predators and scavengers. Although they eat a variety of items, they are more sensitive and responsive to, and prefer, odors of food items that they have been eating than unfamiliar ones, and can distinguish between the odors of two different preys. Initial preferences for two mytilid bivalves, *Mytilus edulis* and *Geukensia demissa*, were determined in a Y-maze. Crabs were then fed only one of the mussel species for 28 days and retested for their responses to familiar and unfamiliar prey odors. Crabs increased their responses to familiar prey odors, but not towards unfamiliar odors (Ristvey and Rebach 1999).

Rock crabs respond differently to the presence of prey body odor and tissue extract odors. Extract odor initiated elevated foraging behaviors compared with body odor. These elevated behaviors may be associated with searching for injured and cracked prey or an area of conspecific feeding (Salierno *et al.* 2003).

Location matters

Crabs were presented with prey located upstream, downstream or cross-stream. Trials were conducted under both light and dark conditions. The prey upstream treatment exhibited the shortest search time and 100 % searching success. Search time increased, and success rate decreased, for the other two treatments. There was a significant difference between flow direction treatments, but there were no significant differences between light and dark treatments indicating that vision was not the prime cue used.

Search Paths

Chemoreception is the predominant mode of prey detection, and chemical cues play an important role in guiding crabs to their prey. Analysis of search patterns revealed differences in search time, path length and straightness, and total number of turns. There was no fixed search pattern for orientation toward food while foraging. In the absence of odor and the presence of a downstream current, the strategy appeared to be « move upstream, investigate whether there are odors present, then switch to a search pattern ». In deep water, rock crabs may detect prey through a search pattern of moving into a current, and then turning, looping and zig-zagging in the presence of chemosensory information. This is similar to prey searching behavior in lobsters, rather than insects. It appears that rock crabs employ both chemotaxis and rheotaxis in locating odor sources (Zhou and Rebach 1999).

Mechanoreceptors

Molluscan preys are often buried. Combinations of objects – stones and empty shells (both real and faux) – were buried; all of them were boiled, acid washed, and handled only with sterile tongs, to remove any traces of odor. With no odor present in the water column, approximately 20 % of the buried objects were dug up. However, when odor (from mussel extract) was present, the crabs dug up approximately 70 % of buried prey. The percentage of non-odiferous prey dug up increased from approximately 20 % to about 37 % when odor was added to the water. It is believed that mechanoreceptors on the crabs' walking legs aided them in discovering buried prey.

Prey size chosen – The benefit

In this cost/benefit analysis, the benefit is the food they eat, their prey. Mussels were collected throughout the year and cal/g were determined to be approximately 4 kcal/g. This value was slightly lower during the summer breeding season.

Size range eaten

The minimum and maximum prey sizes able to be consumed by different size classes of blue, rock and Jonah crabs were determined. Each of the three crab species was offered 1 cm mussels. If the mussel was consumed, a mussel from the next larger size class (in increments of 1 cm) was offered. If a prey item was not opened, the crab was offered a mussel from the next smallest size class to determine whether it was unable to open the prey item or was sated. If the crab consumed the smaller prey, we concluded that this was the maximum size class that could be handled by the crab.

Replacement paradigm

Crabs were presented with five of each mussel size class eaten in the size range experiments. Mussels were replaced daily for a period of 10 days. Numbers of each size class eaten were recorded. There was an initial heavy consumption after a two-day pre-test period of starvation. Levels of consumption dropped by as much as 50 % during the first 2 or 3 days and then remained relatively constant for the remainder of the experiment. The modal class consumed was considered the preferred prey size class for each of the size classes of crab species tested.

Size selection

We compared prey size preferences of individuals having similar carapace dimensions. Blue crabs exhibited a skewed distribution and predominantly chose from the smallest prey classes available (1 – 2 cm – dependent on crab size). Rock and Jonah crabs chose a majority of their prey from the median size classes in the range of sizes they were capable of opening. This resulted in the modal class increasing in size with increasing crab size. In blue crabs this was 1,2 cm for small crabs and 1,7 cm for large, 2,0 cm for small rock crabs and 3,0 cm for large, 3,0 cm for small Jonah crabs, 4,0 cm for large and 6,0 cm for jumbos. Across species lines, when carapace width was held constant, e.g. all large crabs, differences were apparent - large blues chose 1,7 cm, large rocks 3,0 cm and large Jonahs 4,0 cm prey.

Caloric intake

As prey size class chosen increased, the number consumed decreased. However, the larger species obtained more of their

calories from the larger size classes of mussels. Considering caloric intake only, each size class of crab selected most of their calories from one size class larger than the modal class of mussel chosen in the size selection tests.

Observation of the size frequencies of prey chosen suggests that prey size selection may be a passive consequence of a mechanical process, rather than an active behavioral selection of optimally-valued prey by the crabs (Hughes 1980). Blue crabs appear to be acting as time minimizers, while the cancrid crabs behaved as energy maximizers. If predation risk exists, time minimization may be a more profitable strategy.

Handling Time – The Cost

Handling time was measured from initial contact to termination of feeding. Each species produced a power curve that increased exponentially when the crab attempted to open prey at the upper extreme of their ability. Jonah crabs required less time to open mussels of the same size class than rock crabs, which required less time than blue crabs.

The results

Profitability

The gross rate of energy intake, defined as benefit over time (Juanes and Hartwick 1990), can be determined for each mussel size class by dividing the benefit (calories) by the handling time to determine the profitability of each size class of prey to each size class of predator.

The choices

Large rock crabs and large Jonah crabs, based on caloric content and observed handling times, should choose 5 cm mussels as the most profitable prey. However, rock crabs derived most of their caloric intake from 4 cm mussels and chose 3 cm mussels in the replacement tests. Large Jonahs derived most of their calories from 5 cm mussels but chose 4 cm mussels. By this measure, none of the species of crabs chose the most profitable prey. Blue crabs chose the least profitable prey, followed by rock crabs, while Jonahs were closest to the predicted choices.

Claws

MA and RCS

One obvious difference between equal-sized members of the three crab species is the structure of the major cheliped, used in handling and opening molluscan prey. This includes the relative claw size (RCS), computed by dividing claw height by carapace width (CH/CW), and the mechanical advantage (MA) of the claw (L_1/L_2 – where L_1 is the distance between the pivot at the dactylus-propodus joint and the insertion of the closer muscle apodeme, and L_2 is the distance between that pivot point and the tip of the dactylus).

The mechanical advantage of Jonah crab claws is 0,394 and 0,330 for rock crab claws (Lawton and Elnor 1984). The blue crab has dimorphic chelipeds. The major chela is used for crushing and the minor one for cutting food (Hamilton *et al.* 1976). The blue crab crusher claws had an MA of 0,231, and the cutter was measured at 0,182 though there was a small amount of variation

by locale. Comparing the three different species on the basis of mechanical advantage, it was found that the species with the greatest mechanical advantage required the least time to open mussels of the same size class. The greater the mechanical advantage, the closer the crab choice was to the prediction of maximum profitability. The prey size selected might depend on the ability of the crab to open it.

Since the MA is a ratio of two claw measurements, and growth is approximately isometric, the MA does not change with the size of the crab. Within any given crab size class across species, prey size choices appear to be related to the claw's mechanical advantage. Both the MA and RCS are greater in *C. borealis* than in comparably sized *C. irroratus*. This is true for both sexes, but males are greater than females in both species.

Geographic variation

The values obtained in our laboratory did not match the values found in the literature, so we therefore compared these attributes at different latitudes between Nova Scotia and Florida. The values differed for different populations. The greatest values for *C. borealis* were found at mid-latitudes, while the greatest values for *C. irroratus* were in the northern part of its range. These differences may be attributed to pressures related to prey choice and availability, substrate preference, habitat choice and availability, as well as competition and predation (Rebach and Wowor 1997).

Claw Force

In order to determine if these claw attributes were reflective of crushing force and claw strength, measurements were made of adult rock crabs from Maine to Maryland, using a mechanical force transducer developed by Govind and Blundon (1985). A strong correlation was found, and stepwise multiple regression determined that Muscle Volume was a very reliable indicator of claw strength, but Claw Thickness was almost as good and easiest to measure in the field. Claw strength varied with latitude in a similar manner to the RCS and MA (Block and Rebach 1998).

Claw size and strength influences diet and diet influences claw size and strength

Claw strength directly affects crushing ability (Boulding and LaBarbera 1986) and therefore prey type and size. Greater claw strength can expand the critical size of prey items, and potentially increases the breadth of the crab's diet. Smith and Palmer (1994) have shown that claw dimensions and strength are variable during development and prey type and claw activity influence claw strength and morphology. In other words, claw size, morphology and strength change with experience

Diet

Rock crabs are opportunistic foragers and there were a great variety of different prey items found in stomachs sampled. Molluscan shells comprised 34 % of the prey items found, other crustaceans (including barnacles) - 16 %, and echinoderms - 5 %, for a total of approximately 55 % of their diet comprised of hard-shelled organisms. This type of diet could lead to claw wear and/or damage.

Claw damage

Samples collected along the East Coast of North America from New Brunswick to South Carolina showed that 87 % of the crabs examined had some degree of claw damage: only 13 % had little or none, while approximately 43 % had slight damage, 18 % had severe damage and 26 % had broken chelae. Very similar numbers have been obtained from studies of the Dungeness crab (*Cancer magister*) on the west coast. If crabs feed on hard-shelled prey that are too close to the upper handling limit, claw damage may result. A broken chela can become a serious problem, and a major risk, since claws have many uses other than feeding.

Claws have other functions

Claws have several vital functions in crabs and may be the behavioral and ecological template for these species and drive the evolution of the group. There may be several factors driving selection for large and powerful claws. Sexual dimorphism in claw size suggests that large claws are not needed for successful foraging (Lee and Seed 1992). In fact, fiddler crab females with smaller, less powerful claws do just fine at foraging. The inability to consume a particular prey item is not as costly as the failure to defend against, or escape, a predator (Vermeij 1982). Claws are also important in competition, predation, and mating success and are used to defend and display. Claw size is actually more important than body size in outcomes of competitive aggression or mate competition. The forces that have shaped the chelae in these species, from site to site, may be a reflection of experience, reproductive pressure, prey choice or availability, habitat choice or availability, or the competitors and predators with which they share these habitats.

Who are Jonahs and rock crabs competing with and defending against?

Jonah crabs

There are no lobsters in the most northern part of range, but they overlap with lobsters in New England and the mid-Atlantic Bight, where their claws were the largest.

Rock crabs

Overlap with both lobsters and Jonahs in New England and northern part of range, and that is where their claws were the biggest. There is no competition or coexistence from Delaware to Florida.

Constraints to optimal foraging

The question arises as to whether these species are foraging optimally. It certainly would be of benefit for them to do so since the less energy channeled to foraging, the more energy would be available for the production of offspring. However, the above evidence indicates that there are many constraints to optimal foraging. These include: the inability to detect prey because of the lack of sufficient identifying odors, or because of previous experience, claw size and condition, habitat, or the risks of predation and competition. Actual prey choices appear to be a compromise between optimality and reality.

References

- Bertness, M. 1984. Ribbed mussels and *Spartina alterniflora* production in a New England salt marsh. *Ecol.* 65: 1794-1807.
- Block, J., S. Rebach. 1998. Correlates of claw strength in the rock crab, *Cancer irroratus*. *Crustaceana*. 71: 468-473.
- Boulding, E. G., M. LaBarbera 1986. Fatigue damage: repeated loading enables crabs to open larger bivalves. *Biol. Bull., Woods Hole*, 171: 538-547.
- Gosner, K. L. 1978. A Field Guide to the Atlantic Seashore. vol. 24. The Peterson Field Guide Series. Houghton Mifflin Co., Boston. 329 p.
- Govind, C. K., J. A. Blundon, 1985. Form and function of the asymmetric chelae in blue crabs with normal and reversed handedness. *Biol. Bull., Woods Hole*, 168: 321-331.
- Hamilton, P. V., R. T. Nishimoto, J. G. Halusky. 1976. Cheliped laterality in *Callinectes sapidus* (Crustacea: Portunidae). *Biol. Bull.* 150: 393-401.
- Hazlett, B. A. 1971. Antennule chemosensitivity in marine decapod Crustacea. *J. Anim. Morphol. and Physiol.* 18: 1-10.
- Hughes, R. N. 1980. Optimal foraging theory in the marine context. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 18: 423-481.
- Hughes, R. N., R. W. Elnor. 1979. Tactics of a predator, *Carcinus maenas*, and morphological responses of the prey, *Nucella lapillus*. *J. Anim. Ecol.* 48: 65-78.
- Hughes, R. N., R. Seed. 1981. Size Selection of mussels by the blue crab *Callinectes sapidus*: Energy maximizer or time minimizer? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 6: 83-89.
- Juanes, F., E. B. Hartwick. 1990. Prey size selection in Dungeness crabs: The effect of claw damage. *Ecol.* 71: 744-758.
- Lawton, P., R. W. Elnor. 1985. Feeding in relation to morphometrics within the genus *Cancer*: evolutionary and ecological considerations. Pages 357-380 in B. R. Melteff ed.- Proceedings of the Symposium on Dungeness crab biology and management.- Alaska Sea Grant Report No. 85-3, Fairbanks, Alaska.
- Lee, S. Y., R. Seed. 1992. Ecological implications of cheliped size in crabs: some data from *Carcinus maenas* and *Liocarcinus holsatus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 84:151-160.
- Pearson, W. H., B. L. Olla. 1977. Chemoreception in the blue crab, *Callinectes sapidus*. *Biol. Bull.* 153: 346-354.
- Rebach, S. 1985. Rhythmicity under constant conditions in the rock crab, *Cancer irroratus*. *Bull. Mar. Sci.* 36: 454-466.
- Rebach, S. 1996. Role of prey odor in food recognition by rock crabs, *Cancer irroratus* Say. *J. Chem. Ecol.* 22: 2197-2207.
- Rebach, S., D. Wowor, 1997. Latitudinal variation of claw attributes in east coast cancrid crabs. *J. Crust. Biol.* 17: 227-235.
- Rebach, S., D. P. French, F.C. von Staden, M.B. Wilber, V. E. Byrd. 1990. Antennular sensitivity of the rock crab *Cancer irroratus* to food substances. *J. Crust. Biol.* 10: 213-217.
- Ristvey, A., S. Rebach. 1999. Enhancement of the response of rock crabs, *Cancer irroratus*, to prey odors following feeding experience. *Biol. Bull.* 197: 361-367.
- Rittschof, D. 1992. Chemosensation in the daily life of crabs. *Am. Zool.* 32: 363 -369.
- Salierno, J. D., S. Rebach, M. C. Christman. 2003. The effects of interspecific competition and prey odor on foraging behavior in the rock crab, *Cancer irroratus*, Say. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 287: 249-260.
- Schmitt, B., B. W. Ache. 1979. Olfaction: Responses of a decapod crustacean are enhanced by flicking. *Science* 205: 204-206.
- Seed, R. 1980. Predator-prey relationships between the mud crab *Panopeus herbstii*, the blue crab, *Callinectes sapidus* and the Atlantic ribbed mussel *Geukensia* (= *Modiolus*) *demissa*. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 11: 445-458.
- Smith, L. D., A. R. Palmer. 1994. Effects of manipulated diet on size and performance of brachyuran crab claws. *Science* 264: 710-712.
- Vermeij, G. J. 1982. Unsuccessful predation and evolution. *Amer. Nat.* 120: 701-720.
- Zhou, T., S. Rebach. 1999. Chemosensory orientation of the rock crab, *Cancer irroratus*. *J. Chem. Ecol.* 25: 315-329.
- Zimmer-Faust, R. K. 1993. ATP: A potent prey attractant evoking carnivory. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1271-1275.

Fish predation studies

Strand, Ø.

Institute of Marine Research, Shellfish Research Group, Bergen, Norway

Résumé

La prédation de pétoncles par les poissons a reçu peu d'attention comparativement à celle produite par les principaux prédateurs, les étoiles de mer et les crabes. Dans ce papier, les études sur la prédation du pétoncle sont revues. Les flétans font partie d'un groupe de poissons les plus souvent mentionnés comme prédateurs de pétoncles. La plie américaine (*Hippoglossoides platessoides*) est citée comme prédateur de deux espèces de pétoncles *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica* et particulièrement de la deuxième. Cette prédation vise surtout des classes de taille de 12 à 55 mm et de 10 à 59 mm, respectivement. Une étude sur le flétan Atlantique (*Pseudopleuronectes americanus*) suggère que la prédation peut affecter la densité des pétoncles lorsque la densité des poissons est élevée. Le sphéroïde du Nord (*Sphoeroides maculatus*) est considéré comme un important prédateur de pétoncles de baie (*Argopecten irradians irradians*) juvéniles. Les expérimentations en laboratoire ont démontré qu'ils pouvaient consommer des pétoncles de taille <10 mm à des taux assez élevés. Des expérimentations préliminaires en bassins et en milieu naturel ont indiqué que le vras (*Labrus bergylta*) consomme des pétoncles de taille < 25 mm. Le loup de mer (*Anarhichas lupus*) est un prédateur de pétoncles pouvant attaquer des pétoncles atteignant jusqu'à 80 mm. Les études actuelles pour le développement de l'élevage du pétoncle ont surtout mis l'emphase sur la prédation par les étoiles de mer et les crabes. L'impact de la prédation par les poissons sur le pétoncle peut avoir été sous-estimé.

Abstract

Fish predation on scallops has received relatively little attention compared to the primary predators sea stars and crabs. In this paper studies on fish predation on scallops is reviewed. Flounder is the fish group that most frequently is reported as predator on scallops. The American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) is reported to prey on two scallop species, *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*, particularly the latter, in the size range of 12-55 mm and 10-59 mm respectively. A study on the winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) suggest that predation when fish abundance is high, may affect scallop density. The northern puffer fish (*Sphoeroides maculatus*) is considered as an important predator on juvenile bay scallop (*Argopecten irradians irradians*) and laboratory experiments showed that it could consume scallops <10 mm at extremely high rates. Preliminary tank and field experiments indicate that the ballan wrasse (*Labrus bergylta*) prey on scallops < 25 mm shell height. The wolf-fish (*Anarhichas lupus*) is a rough predator on the scallops, able to prey on sizes up to 80 mm shell height. While predation by star fish and crabs have been emphasized in the development of scallops sea ranching, the impact of fish predation on scallops may have been underestimated.

(*Pseudopleuronectes americanus*) and wolfish (*Anarhichas lupus*) to be common predators on scallops, and suggested that high abundance might affect scallop density. It was also proposed that predation may increase when scallops are stressed, such as during strong temperature fluctuations.

Introduction

Fish predation on scallops has received relatively little attention compared to the primary predators sea stars and crabs (Brand 1991; Spencer 1991). Knowledge of fish predation is mainly based on observations from scallop beds and fish stomach analysis. Few experimental studies have been conducted. This paper collates some of the literature on fish predation on scallops. In addition, data and results from recent work on fish predation studies in Norway are presented.

Results and discussion

Flounder is the fish group that most frequently is reported as predator on scallops (Table 1). The American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) prey on two scallop species, *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*, particularly the latter (Naidu 2003). Stomach analysis indicated prey size in the range of 12-55 mm and 10-59 mm respectively, and it was suggested that *P. magellanicus* may be vulnerable to fish predation for up to 2,5 years of age and *C. islandica* for up to 5 years of age. The yellow flounder (*Limanda ferruginea*) with its much smaller mouth gape than American plaice seem to be an insignificant predator on scallops (Naidu 2003). Stokesbury and Himmelman (1995) analysed stomach contents of fish netted from inside and outside scallop (*P. magellanicus*) beds, in order to study whether fish is a determining factor for scallop aggregation. They considered winter flounder

The northern puffer fish (*Sphoeroides maculatus*) is considered as an important predator on juvenile bay scallop (*Argopecten irradians irradians*) in Long Island shallow bays, where they occur primarily during summer (Bricelj *et al.* 1995). Laboratory experiments in simulated eelgrass habitat showed that the puffer fish can consume scallops < 10 mm at extremely high rates, an order of magnitude higher than mud crabs (*Dyspanopeus sayi*). Unlike the crab, the puffer fish is active predator only during daytime. Vacchi *et al.* (2000) showed that *Adamussium colbecki* was the main food item of *Tremtomus bernacchii* in Antarctic nearshore waters and indicated that the impact of fish feeding on the size-structure of *A. colbecki* was substantial.

Some studies report on fish possibly cropping tentacles of scallops, which might give sublethal effects (Fleury *et al.* 1995, Irlandi and Mehlich 1996). Irlandi and Mehlich (1996) show that bay scallop growth (*Argopecten irradians concentricus*) was influenced by browsing pinfish (*Lagodon rhomboids*), probably through tissue cropping or valve closure due to disturbance.

Several authors report fish as potential predators on scallops (Sarkis 1995, see Stokesbury and Himmelman 1995; Caceres-Martinez *et al.* 1995, Lars E. Uksnøy, pers. comm.).

Scallop culture In Norway is carried out in fenced seabed to protect the scallops from crab predation (Strand *et al.* 2004, Strand, this volume). Fencing is an effective method preven-

Table 1. Literature on fish predation on scallops

Predator	Prey	Size (mm)	Reference	
American plaice	<i>Hippoglossides platessoides</i>	<i>C. islandica</i>	10-59	Naidu 2003
American plaice	<i>Hippoglossides platessoides</i>	<i>P. magellanicus</i>	12-55	Naidu 2003
Yellowtail flounder	<i>Limanda ferruginea</i>	<i>P. magellanicus</i>	12	Naidu 2003
Winter flounder	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	<i>P. magellanicus</i>		Stokesbury and Himmelman 1995
Atlantic wolffish	<i>Anarhichas lupus</i>	<i>P. magellanicus</i>		Stokesbury and Himmelman 1995
Atlantic wolffish	<i>Anarhichas lupus</i>	<i>P. maximus</i>	<80	Helland 2003
Ballan wrasse	<i>Labrus bergylta</i>	<i>P. maximus</i>	<25	Strohmeier 2004, Oppegård 2004
Northern puffer	<i>Sphoeroides maculatus</i>	<i>A. irradians</i>	<10	Bricelj <i>et al.</i> 1995
	<i>Trematomus bernacchii</i>	<i>A. colbeki</i>		Vacchi <i>et al.</i> 2000
Shorthorn sculpin	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	<i>P. magellanicus</i>		Stokesbury and Himmelman 1995
Gobie	<i>Pomatochistus pictus</i>	<i>P. maximus</i>	1	Fleury <i>et al.</i> 1995
Pinfish	<i>Lagodon rhomboides</i>	<i>A. irradians concentricus</i>	2	Irlandi and Mehlich 1996
Hogfish	<i>Panulirus argus</i> ³	<i>P. ziczac</i>		Sarkis 1995
Spotted eagle ray	<i>Aeteobatus narinari</i> ³	<i>P. ziczac</i>		Sarkis 1995
Ray	<i>Raja clavata</i> ³	<i>P. maximus</i>		Lars E. Uksnøy, pers comm
Atlantic cod	<i>Gadus morhua</i> ³	<i>P. magellanicus</i>		Stokesbury and Himmelman 1995
	<i>Diodontidae/Tetradontidae</i> ³	<i>A. circularis</i>		Caceres-Martinez <i>et al.</i> 1995
1. Pecking tentacles				
2. Valve closure and reduced growth				
3. Potential predators on scallops				

ting the crab (*Cancer pagurus*) access to the scallops (*Pecten maximus*), and release of smaller sized seed (15-50 mm) therefore came up as an option to make the scallop culture more cost effective. In autumn 2002, observations during seeding of 30 mm scallops to the seabed showed that the ballan wrasse (*Labrus bergylta*) aggregated on the release area and picked up scallops from the bottom. Tank experiments with ballan wrasse (27-40 mm length) offered scallops in size range 15-35 mm shell height, showed predation only on scallops < 25 mm (Oppegård 2004). Scallop recess in sediment did not affect predation from ballan wrasse. These results were supported by field experiments where seeded scallops of size range 11-30 mm showed losses only for scallops < 20 mm (Strohmeier 2004). Video monitoring indicated that predation by ballan wrasse caused these losses, although also other labridae aggregated on the experimental site.

Observations from three years of weekly monitoring of experimental fenced seabed culture (Helland 2003) have also provided information on wolffish (*Anarhichas lupus*) predation on the scallop *P. maximus* (Table 2). Scallop shell fragments on the site and stomach content indicate that wolffish of weights 3-12 kg are capable of consuming scallops up to a size of 8 cm shell height.

In summary, fish predation on scallops has received relatively little attention and our knowledge is scarce. Despite fish predation is considered to be of relatively low importance in scallop seabed culture it has been suggested that predation from some

species may have significant impact on scallop abundance (Stokesbury and Himmelman 1995; Bricelj *et al.* 1995) and fish like the wolffish (*Anarhichas lupus*) is able to prey on scallops (*P. maximus*) of sizes up to 80 mm shell height. While predation by starfish and crabs in scallop sea-ranching management has been emphasized, the impact of fish predation may have been underestimated.

Table 2. Observations of wolffish (*Anarhichas lupus*) predation on the scallop (*Pecten maximus*) farmed in a fenced seabed.

Date of catch	Fish weight (kg)	Prey size (cm)
16.4.2002	5	6-8
21.3.2003	3	-
02.5.2003	3	< 7
20.6.2003	12	< 8
4-18.7.2003	No catch	-
Dec 2003	2	-
Jan 2004	2	-

References

- Brand, A., 1991. Scallop ecology: distributions and behaviour. In: Shumway, S. (Ed.), *Scallops: Biology, ecology and aquaculture*. Developments in Aquaculture and Fisheries Science, 21. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, p. 517-569.
- Bricelj, V. M., S. I. Bauer, S. Tanikawa-Oglesby, F. Borrero. 1995. Growth and predatory mortality of juvenile bay scallops, *Argopecten irradians irradians*, in mid-Atlantic eelgrass meadows. 10th International Pectinid Workshop, Cork, Ireland, 1995.

- Caceres-Martinez, C. J. E. Chavez-Villalaba, D. H. Ramirez-Fillipin. 1995. Biology and culture of scallop *Argopecten circularis*. 8th International Pectinid Workshop. Cherbourg (France), May 22-29, 1991. Ifremer, Actes de Colloques – N° 17 –1995 p. 79-85.
- Fleury, P.-G., C. Mingant, A. Castillo. 1995. A preliminary study of the behaviour and vitality of reseeded juvenile great scallops, of three sizes in three seasons. *Aquaculture International*, 4: 325-337.
- Helland E. 2003. Utvikling av gjerdeløsninger for kamskjell i bunnkultur [Development of fenced scallop seabed culture]. Final report to SND-Numario, Prosj n°. 1607148.
- Irlandi, E. A., M. E. Mehlich. 1996. The effect of tissue cropping and disturbance by browsing fishes on growth of two species of suspension-feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 197: 279-293.
- Naidu, S. 2003 Predation of scallops by American plaice and Yellow-tail flounder. 14th International Pectinid Workshop, St. Petersburg, Florida 23-29 April 2003.
- Oppegård, G. G., T. Strohmeier, G. Bakke, Ø. Strand., I. Mayer. 2004. Ballan wrasse *Labrus bergylta* predation on scallop spat *Pecten maximus*. *Aquaculture 2004* (World Aquaculture Society), 1-5 March, Honolulu, Hawaii, USA.
- Sarkis, S. 1995. Scallop culture in Bermuda. 8th. International Pectinid Workshop. Cherbourg (France), May 22-29, 1991. Ifremer, Actes de Colloques – N° 17 – 1995 p. 115-121.
- Spencer, B. E. 1991. Predators and methods of control in molluscan shellfish cultivation in north European waters. In: *Aquaculture and the environment*, N. De Pauw, J. Joys (eds), European Aquaculture Society Special Publication N° 16, Gent, Belgium, p. 309-337.
- Stokesbury, K. D. E., J. H. Himmelman. 1994. Biological and physical variables associated with aggregations of the giant scallop *Placopecten magellanicus*. *Can J Fish Aquat Sci* 52: 743-753.
- Strand, Ø., E. S. Grefsrud, G. A. Haugum, G. Bakke, E. Helland, T. Helland. 2004. Release strategies in scallop (*Pecten maximus*) sea ranching vulnerable to crab predation In: *Stock Enhancement and Sea Ranching*, K. Leber, S. Kitada, H.L. Blankenship & T. Svåsand (eds), Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Strohmeier, T. 2004. Bergyltepredasjon av kamskjellyngel [Ballan wrasse predation on scallop spat]. Final report to The Research Council of Norway.
- Vacchi, M., R. Cattaneo-Vietti., M. Chiantore, M. Dalu. 2000. Predator-prey relationship between the nototheniid fish *Trematomus bernacchii* and the Antarctic scallop *Adamussium colbecki* at Terra Nova Bay (Ross Sea). *Antarctic Science* 12(1): 64-68.

Contrôle des prédateurs avec les dragues à pétoncles et le faubert

Hébert, D^{1.}, M. Nadeau^{2.}, N. Presse^{1.}, S. Vigneau^{1.}

1. Pétoncles 2000, Fatima, Québec

2. CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec

Introduction

Les jeunes pétoncles sont ensemencés sur des fonds marins où peuvent se retrouver d'importantes quantités de crabes et d'étoiles de mer. Le contrôle de ces prédateurs avant un ensemencement peut devenir essentiel à la survie des pétoncles et être financièrement intéressant. Divers essais ont donc été menés pour identifier des approches efficaces et rentables pour la diminution des densités d'étoiles de mer. La méthode utilisée sera différente selon que l'ensemencement se réalise dans un nouveau secteur ou dans un secteur déjà ensemencé. Dans un nouveau secteur abondamment pêché, la vente de pétoncles couvrira difficilement le coût d'un contrôle. Les frais liés à l'utilisation des bateaux devront donc être couverts par l'entreprise qui réalise les ensemencements. Deux techniques pourraient être utilisées dans ces conditions: le dragage avec des dragues traditionnelles ou le faubert. Sur un secteur déjà ensemencé et qui ouvre à la pêche, les étoiles pourront être récupérées, puis achetées par l'entreprise.

Le potentiel d'utilisation de ces deux techniques de contrôle dirigé (drague et faubert) a été évalué à partir de projets expérimentaux réalisés conjointement entre Pétoncles 2000 et le MAPAQ. Le contrôle des étoiles via la pêche a été évalué par l'entreprise Pétoncles 2000.

Le contrôle des prédateurs avec les dragues à pétoncles

Matériel et méthodes

Un projet expérimental visant le contrôle des prédateurs avec les dragues à pétoncles a été réalisé aux Îles-de-la-Madeleine au printemps 1998. Le site choisi était situé sur la partie ouest du fond de la Chaîne de la Passe. Un inventaire réalisé à la caméra en mai, montrait que les étoiles présentes sur le site à une densité de 0,154/m² étaient composées majoritairement de *Solaster endeca* (47 %), *Leptasterias polaris* (27 %), *Crossaster papposus* (21 %). Parmi les crabes, seuls les crabes communs (*Cancer irroratus*) ont été observés dans le secteur, à une densité de 0,013/m². Cinq bateaux ont dragué dans un quadrilatère de 2,3 km² durant quatre jours. Un échantillonneur était présent sur chacun des bateaux afin d'échantillonner les prises.

Résultats du contrôle

Les bateaux ont ramené 185 000 étoiles de mer et 11 700 crabes araignées à quai, pour un débarquement total de 12 700 kg. Ces prédateurs ont été envoyés au centre de tri et compostage. Les pêcheurs ont aussi capturé 5 500 crabes communs. Comme la pêche aux crabes communs nécessite un permis commercial, les captures ont simplement été déplacées sur un site avoisinant. Le contrôle a permis de diminuer la densité des étoiles de 50 % (0,06/m² à 0,03/m²) et la densité des crabes de 40 % (0,005/m² à 0,003/m²) selon l'évaluation faite à la drague. Les inventaires réalisés à la caméra au cours de l'année qui a suivi le contrôle ont montré, tel qu'observé au dragage, que

la densité des étoiles avait été réduite d'environ 50 % lors du contrôle et qu'elle s'était maintenue durant toute la période d'observation alors qu'elle avait augmenté à l'extérieur du site contrôlé. La différence de densité entre les deux sites en fin de travaux était toutefois surtout reliée à l'étoile de mer *Solaster*, une espèce qui semble avoir peu d'impact sur la survie du pétoncle. Les données relatives aux crabes sont décevantes. Les observations qui ont suivi le contrôle montrent des densités plus élevées à l'intérieur qu'à l'extérieur du site contrôlé.

Évaluation de l'impact du contrôle

Matériel et méthodes

Une étude a été initiée en juin 1998 afin d'évaluer l'impact du contrôle sur la survie des pétoncles ensemencés. Deux sites de 95 m x 250 m, l'un à l'intérieur, l'autre à l'extérieur du site contrôlé, ont été ensemencés de 105 000 pétoncles de 25 à 35 mm (dont 5 000 marqués) à une densité de 4,5 pétoncles/m². À l'été 2002, un bateau muni de dragues à pétoncles a dragué les deux sites à l'étude afin d'évaluer la quantité de prédateurs et de pétoncles se retrouvant sur chacun. À chaque trait, les échantillonneurs recherchaient les pétoncles marqués et récupéraient 10 pétoncles de 85 à 115 mm, taille correspondant à celle des pétoncles ensemencés, afin d'analyser les coquilles pour tenter de retracer des marques naturelles qui seraient caractéristiques des ensemencements.

Résultats et discussion

Tel qu'on a pu le constater à la caméra suite au contrôle, la densité des étoiles était plus faible sur le site contrôlé que sur le site témoin au moment de l'inventaire de 2002. Cette différence était de 40 % et de nouveau liée à *Solaster*. En ce qui concerne les crabes, les observations ressemblaient aussi à celles faites à la caméra, la densité était trois fois supérieure à l'intérieur qu'à l'extérieur du site contrôlé.

Un plus grand nombre de pétoncles (17 %) a été retrouvé dans le site contrôlé que dans le site témoin, et ce, peu importe si on regarde le nombre total de pétoncles, ceux ayant une taille de 85 à 115 mm ou ceux parmi ce lot qui portent les marques naturelles typiques de l'ensemencement. Cette différence n'était toutefois pas statistiquement significative. Comme la densité des crabes a augmenté rapidement à la suite du contrôle et que *Solaster* est responsable d'une part importante de la différence de densité observée au niveau des étoiles, le contrôle aura eu peu d'impact sur les prédateurs. Il était donc peu probable que la survie des pétoncles soit très différente entre les deux sites à l'étude.

Évaluation de la rentabilité

Le contrôle des prédateurs réalisé dans ce projet expérimental aura coûté environ 45 000 \$. La surface couverte aurait pu accueillir 5,4 millions de pétoncles. Pour couvrir les frais du contrôle avant un tel ensemencement, il aurait fallu qu'il permette d'augmenter les débarquements de 502 200 pétoncles, soit 9,30 % des pétoncles ensemencés, ce qui semble élevé.

Le contrôle des prédateurs avec le faubert

Le faubert est une drague munie de couettes de coton tirées sur le fond de la mer et sur lesquelles les étoiles de mer s'accrochent au passage. Cet engin est utilisé à plusieurs endroits, dont le Connecticut pour l'élevage des huîtres. Une mission dans cet état américain a permis de voir le dispositif à l'œuvre. Pour faciliter le détachement des étoiles accrochées aux couettes, ces dernières sont immergées dans une bouillotte. Les étoiles sont tuées rapidement et sont lessivées sur le fond marin lors de la traînée suivante.

Un projet a été réalisé en 2000-2001. Les objectifs étaient d'adapter la technique du faubert sur un pétonclier ainsi que d'évaluer son efficacité et sa rentabilité. Une drague faubert a été fabriquée ainsi qu'un système de bouillotte.

Essais préliminaires

Des essais préliminaires ont permis de voir que l'engin était efficace et sélectif. Une importante quantité d'étoiles étaient capturées sur les couettes à chacun des passages sur le fond. Pour différentes raisons, l'efficacité de l'engin n'a toutefois pas pu être évaluée dans le cadre du projet.

Évaluation de la rentabilité

Le contrôle des prédateurs avec le faubert coûte environ 2 700 \$/jour et permet de couvrir une superficie de 0,25 km². Sa rentabilité est évaluée en simulant son utilisation pour contrôler les étoiles sur le site de 4,0 km²ensemencé avec 18,6 millions de pétoncles en 2002. La densité des étoiles sur le site était de 0,32/m² et l'efficacité du faubert a été fixée à 80 % selon les données retrouvées dans la littérature. Le dragage durant 16 jours aurait coûté 43 000 \$ et aurait permis de réduire de 57 % la densité des étoiles.

Pour couvrir les frais d'un tel contrôle, il aurait fallu qu'il permette d'augmenter les débarquements de 478 020 pétoncles, soit 2,57 % des pétoncles ensemencés, ce qui semble réaliste.

Hypothèses	avec le Faubert
Nb de pétoncles ensemencés sur le site	18 600 000
Taux de retour supplémentaire à cause du contrôle	2,57%
Nombre de pétoncles correspondant	478 020
Nombre de pétoncles/lb	20
Nombre de lbs correspondant	23 901
Revenu par lbs	1,80 \$
Revenu correspondant	43 021,80 \$

L'achat des étoiles de mer durant la récolte sur un site ensemencé

Avant l'ouverture d'un site ensemencé, les étoiles sont inventoriées pour évaluer leur biomasse et déterminer un prix intéressant au débarquement tant pour les pêcheurs que pour l'entreprise. Durant la pêche, les prises sont pesées à quai et les étoiles sont envoyées au centre de tri et compostage. L'entreprise a acheté les étoiles à deux reprises, soit durant

la pêche de l'été 2001-printemps 2002 (900 000 étoiles, 60 300 kg) et à l'été 2002 (1 000 000 d'étoiles, 65 800 kg).

Évaluation de la rentabilité

Pour comparer la rentabilité de l'achat des étoiles de mer et du faubert, les données de la récolte 2001-2002 ont été utilisées. La surface contrôlée par les pêcheurs à ce moment était de 17,9 km². La densité des étoiles a été réduite de 14 % et le coût global de l'opération a été d'environ 47 000 \$. Pour couvrir les frais de ce contrôle, il aurait fallu qu'il permette d'augmenter les débarquements de 524 520 pétoncles, soit 2,82 % des pétoncles ensemencés, ce qui semble réaliste. Il faut noter que le territoire contrôlé dans le cadre d'une pêche était plus vaste que celui nécessaire pour un ensemencement de 18,6 millions de pétoncles. Si l'ensemencement avait plutôt été de l'ordre de 30 millions de pétoncles, il aurait fallu augmenter les débarquements de 525 000 pétoncles, soit 1,75 % des pétoncles ensemencés, pour couvrir les frais du contrôle, ce qui semble très réaliste.

Hypothèses	achat des étoiles	
	exemple 1	exemple 2
Nb de pétoncles ensemencés sur le site	18 600 000	30 000 000
Taux de retour supplémentaire à cause du contrôle	2,82%	1,75%
Nombre de pétoncles correspondant	524 520	525 000
Nombre de pétoncles/lb	20	20
Nombre de lbs correspondant	26 226	26 250
Revenu par lbs	1,80 \$	1,80 \$
Revenu correspondant	47 206,80 \$	47 250,00 \$

Conclusion

Le contrôle à la drague peut être utilisé sur un nouveau site d'ensemencement avec des bateaux travaillant à contrat. Cette stratégie ne nécessite pas l'achat de nouveaux équipements. Par contre, l'opération semble difficile à rentabiliser. Aucune différence de survie n'a été observée suite à ce genre de contrôle en 1998 et celui-ci aurait eu peu d'impact sur les espèces prédatrices du pétoncle.

Le faubert peut être utilisé sur un nouveau site d'ensemencement, avec des bateaux qui travaillent à contrat. Des équipements doivent être acquis, mais l'engin semble efficace pour la récolte d'étoiles et la rentabilité de la technique semble possible. Toutefois, la technique n'est pas au point du point de vue des conditions de travail en mer ouverte.

L'achat des étoiles durant la pêche peut être réalisé sur une zone ensemencée puis ouverte à la pêche, avant un nouvel ensemencement. Cette stratégie ne nécessite aucun achat d'équipement et la rentabilité semble possible.

Plusieurs questions attendent des réponses, à savoir si suffisamment ou trop d'efforts sont déployés pour le contrôle des prédateurs, si la technique sélectionnée par l'entreprise est la plus rentable et si les prédateurs visés par le contrôle, les étoiles de mer, sont les plus dommageables.

Interference between the sea stars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris*: the importance of spatial and temporal variations in species interactions

Gaymer, C. F.

Center for Advanced Studies in Arid Zones, Departamento de Biología Marina, Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile

Résumé

Les interactions interspécies sont affectées par divers facteurs dont les conditions environnementales, les particularités des espèces et leur utilisation des ressources. Ces interactions peuvent varier sur les plans spatial et temporel. Dans le nord du golfe du St-Laurent, les étoiles de mer *Leptasterias polaris* et *Asterias vulgaris* sont d'importants prédateurs dans les communautés subtidales. Différents aspects écologiques ont été étudiés dans les vingt dernières années. Nous possédons suffisamment d'information pour comprendre comment les étoiles de mer interagissent entre elles et quel mécanisme permet leur coexistence dans différents environnements subtidaux. Les distributions géographiques de *L. polaris* et *A. vulgaris* se superposent de même que leur distribution en fonction de la profondeur. Les individus juvéniles et les jeunes adultes des deux espèces sont retrouvés sur des fonds rocheux de faible profondeur. Les individus adultes de taille plus grande sont retrouvés sur des fonds meubles dans les zones plus profondes. Cette distribution est associée au changement de leur diète. *Leptasterias polaris* et *A. vulgaris* montrent une forte interaction entre elles causant une diminution de leur taux de consommation et modifiant leur comportement. Cette interférence semble davantage se produire dans les premiers mètres de profondeur et change également avec le temps. En été, la prédation des étoiles de mer décime rapidement un gisement de moules. Toutefois, à la fin de l'été, lorsque l'abondance des proies diminue, les deux espèces d'étoiles tendent à consommer des moules de taille différente. En effet, *A. vulgaris* sélectionne les moules de taille intermédiaire tandis que *L. polaris* consomme les petites moules. Aussi, *L. polaris* diminue ses activités alimentaires et évite *A. vulgaris*. Durant l'hiver, *A. vulgaris* migre en eaux profondes, probablement pour éviter les faibles températures, les fortes vagues et les glaces. À basse température, les taux de consommation de *L. polaris* et *A. vulgaris* ne démontrent pas de différence. Dans certains cas, il peut arriver que *L. polaris* facilite l'alimentation de *A. vulgaris* par kleptoparasitisme. *Leptasterias polaris* abandonne alors sa proie au profit de *A. vulgaris* à cause des risques de prédation qu'elle représente.

Species interactions are affected by factors such as environmental conditions, species characteristics and the use of resources by interacting species. This results in patterns of interaction that may vary in space and time.

In the northern Gulf of St. Lawrence, the sea stars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris* are major predators in subtidal communities (Himmelman 1991). For about twenty years different aspects of the ecology of these sea stars have been studied (Himmelman *et al.* 1982, Himmelman and Lavergne 1985, Boivin *et al.* 1986, Jalbert 1986, Dutil 1988, Jalbert *et al.* 1989, Himmelman and Dutil 1991, Rochette *et al.* 1994, Hamel and Mercier 1995, Morissette and Himmelman 2000a, b) and we now possess sufficient information to understand how these sea stars interact, and the mechanisms that permit their coexistence in different types of subtidal environments (Gaymer *et al.*

2001a, b, Gaymer and Himmelman 2002, Gaymer *et al.* 2002, Gaymer *et al.* submitted).

In the northern Gulf of St. Lawrence *L. polaris* and *A. vulgaris* overlap in their geographic distribution, but also show a similar distribution in depth (Himmelman 1991). Juveniles (< 5 cm in diameter) and small adults (5-20 cm) of both species are found on rocky bottoms at shallow depths (Himmelman and Dutil 1991, Gaymer *et al.* 2001a). Large adults (> 20 cm) are found on soft bottoms at greater depths. This distribution of sea star's sizes by depth is associated to a change on their diet (Gaymer *et al.*, submitted). In the shallow rocky zone, both sea stars feed on small mollusks, such as the blue mussel *Mytilus edulis* and the crevice-dwelling clam *Hiatella arctica*, and *A. vulgaris* also consumes the ophiuroid *Ophiopholis aculeata*. On soft bottoms, *L. polaris* feeds mainly on large molluscs, such as the infaunal bivalves *Mya truncata*, *Spisula polynyma* and *Ensis directus*, and the whelk *Buccinum undatum*, and *A. vulgaris* feeds on echinoderms (mainly *Strongylocentrotus droebachiensis*), but also on large mollusks (Gaymer *et al.* submitted).

L. polaris and *A. vulgaris* show strong interference interactions (encounter competition sensu Schoener 1983) that cause decreased feeding rates and changes in behavior in both sea stars (Gaymer *et al.* 2002). The stimulus is primarily odor liberated by sea stars, but effects are maximized with physical contacts. Interference is more likely to occur in the first meters of depth (< 2 m in depth), where sea stars are most abundant and form dense aggregations to feed on mussel beds (their preferred prey). Such interactions change in time (figure 1). During the summer, sea star predation rapidly decimates mussel beds (Gaymer *et al.* 2001a; Gaymer and Himmelman 2002). Thus, in late summer, when prey abundance is low, the effects of competition are greater and sea stars begin to partition mussels by size (Gaymer *et al.* 2002). *A. vulgaris* selects most profitable medium-sized mussels, while *L. polaris* feeds on the most abundant small-sized mussels (Gaymer *et al.* 2001a, b). Moreover, *L. polaris* decreases feeding activity and avoids *A. vulgaris* (Gaymer and Himmelman 2002). Under the above scenario, *L. polaris* seems to be an inferior competitor. This is also supported by the greater feeding rate of *A. vulgaris* on medium-sized mussels, which can be considered a competitive advantage permitting this sea star to obtain a greater energetic intake (Gaymer *et al.* 2001b; Gaymer *et al.* 2002).

During the winter, *A. vulgaris* migrates to deeper water, probably to avoid low temperatures, strong waves and ice abrasion (Gaymer *et al.* 2001a). Thus, during this time it cannot feed on its preferred prey (and most profitable one). Moreover, at low temperatures *L. polaris* and *A. vulgaris* show no differences on feeding rates (Gaymer *et al.* 2001b). The changes in behavior mentioned above, added to stress tolerant characteristics of *L. polaris* suggests that the dominance of *A. vulgaris* is attenuated and possibly reverted during this season (figure 1).

Below the mussel bed, interactions are reduced as *L. polaris* and *A. vulgaris* are segregated at small spatial scale (1 m²) and select different prey (figure 1). *L. polaris* selects *H. arctica*, while *A. vulgaris* selects *O. aculeata* (Gaymer *et al.* 2001a).

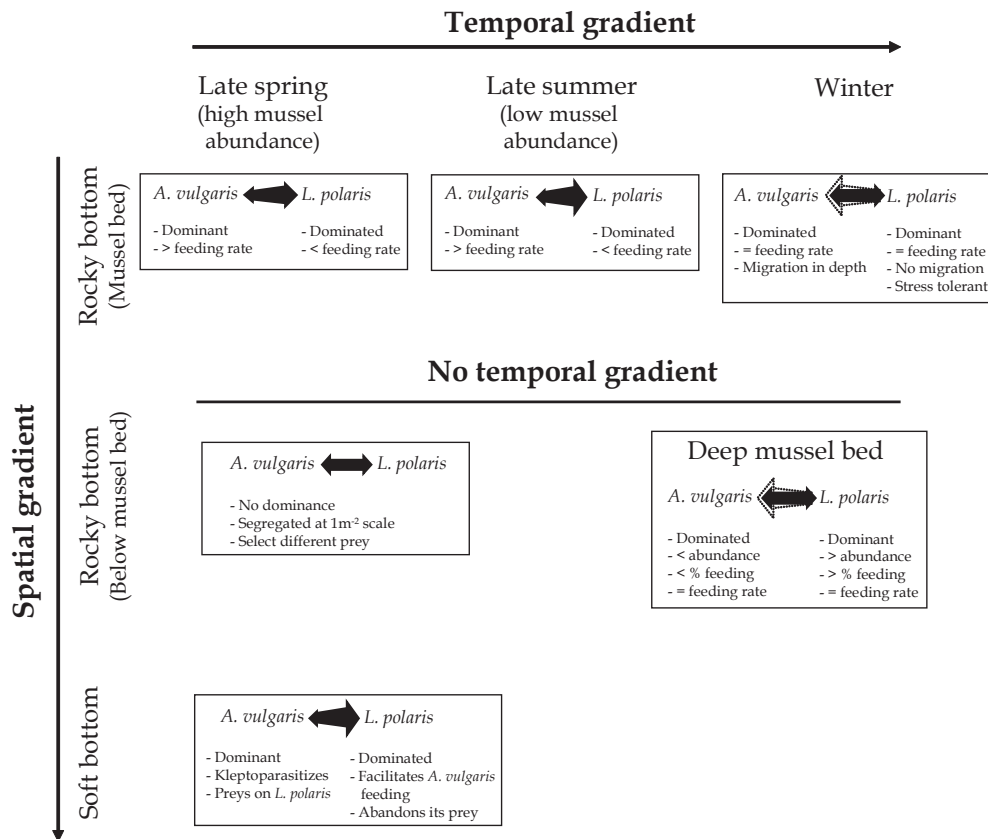


Figure 1. Spatial and temporal variations in the interaction between the sea stars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris* in the northern Gulf of St. Lawrence

Even though this could be an evolutionary response to past competitive interactions (Connell 1980), this may simply reflect different abilities of sea stars to prey on different prey (Gaymer *et al.* 2001b).

In the sediment zone *L. polaris* facilitates the feeding by *A. vulgaris*, which kleptoparasitizes (steals) clams extracted from the sediments by *L. polaris* (figure 1). *A. vulgaris* preys on *L. polaris* and the latter often abandons its prey to *A. vulgaris* because of the predatory risk presented by *A. vulgaris* (Morissette and Himmelman 2000a, b). Thus, on soft bottoms *A. vulgaris* seems to be a dominant competitor of the interaction with *L. polaris*. However, the effects of the interference are different from those observed in the rocky slope (Gaymer *et al.* submitted).

A particular situation is found in unusually deep mussel beds (about 6 m in depth). Here the greater numbers of *L. polaris* (almost threefold those of *A. vulgaris*) seem to attenuate or even revert the competitive dominance of *A. vulgaris* (figure 1). Evidences of these are a higher proportion of *L. polaris* feeding (compared to *A. vulgaris*), the lack of avoidance behaviors by *L. polaris* and the consumption of the largest mussels by *L. polaris* (Gaymer and Himmelman 2002). The interaction between *L. polaris* and *A. vulgaris* in this situation is different to that observed in shallow mussel beds (see above, Gaymer *et al.* 2001a, 2002).

Summarizing, in the northern Gulf of St. Lawrence, the *L. polaris*-*A. vulgaris* interaction varies both in spatial and temporal gradients and this implies changes in the dominance of *A. vulgaris*. During the summer (when temperatures are highest), in the shallow mussel beds, *A. vulgaris* (a species

near its northern limit of distribution) dominates the interaction with *L. polaris*. However this dominance is attenuated or reverted during the winter (or by the prevalent cold temperature conditions), or in the rocky zone below the shallow mussel beds. In the sediment zone, the changes in size distribution and diet shown by both sea stars are accompanied by a different type of interference interaction and a clear dominance of *A. vulgaris*. In the whole system, the dominance of *A. vulgaris* may also be attenuated by its variable recruitment (i.e. broadcaster) compared to the more stable recruitment of *L. polaris* (i.e. brooder) (Himmelman *et al.* 1982, Boivin *et al.* 1986).

The *L. polaris*-*A. vulgaris* interaction is a clear evidence of how occurrence and intensity of competition may vary even within a population, according to environmental changes (e.g. physical conditions, food availability) and characteristics of the interacting species. An equivalent situation has been reported for surperchs competing for food in temperate marine reefs across a resource gradient (Holbrook and Schmitt 1989), or algae competing for space on intertidal slopes across a gradient of disturbance (Dudgeon *et al.* 1999).

Given the great impact of *L. polaris* and *A. vulgaris* on prey species (e.g. mussels, clams, sea urchins, scallops) both on rocky slopes and sediment bottoms (Himmelman and Laverne 1985, Jalbert *et al.* 1989; Himmelman 1991; Himmelman and Dutil 1991; Gaymer *et al.* 2001a; Gaymer and Himmelman 2002; Gaymer *et al.*, submitted), changes in the patterns of interaction would cause changes in community structure. An example of this is found during the winter migration in depth by *A. vulgaris*. As predation pressure on mussels decreases

during this season, this permits the recovery of shallow mussel beds (Gaymer *et al.* 2001a).

The attenuation of the dominance of *A. vulgaris* and the variations in the patterns of interaction with *L. polaris*, added to the aggregating behavior of both sea stars and the patchy distribution of their preferred prey, permit the coexistence of these species in the subtidal communities of the northern Gulf of St. Lawrence.

References

- Boivin, Y. D. Larrivée, J. H. Himmelman. 1986. Reproductive cycle of the subarctic brooding asteroid *Leptasterias polaris*. *Marine Biology*, 92: 329-337
- Connell, J. H. 1980. Diversity and the coevolution, or the ghost of competition past. *Oikos*, 35: 131-138
- Dudgeon, S. R., R. S. Steneck, I. R. Davison, R. L. Vadas. 1999. Coexistence of similar species in a space-limited intertidal zone. *Ecological Monographs*, 69: 331-352
- Dutil, C. 1988. Partage des ressources alimentaires et comportement de prédation des étoiles de mer de la communauté infralittorale du golfe du Saint-Laurent. Mémoire de 2^e cycle, Université Laval, Québec.
- Gaymer, C. F., J. H. Himmelman. 2002. Mussel beds in deeper water provide an unusual situation for competitive interactions between the sea stars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 277: 13-24
- Gaymer, C. F., Dutil C., J. H. Himmelman. 2004. Prey selection and predatory impact of four major sea stars on a soft bottom subtidal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (submitted)
- Gaymer, C.F., J. H. Himmelman, L. E Johnson. 2001a. Distribution and feeding ecology of the seastars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris* in the northern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 81: 827-843
- Gaymer, C.F., J. H. Himmelman, L. E. Johnson. 2001b. Use of prey resources by the seastars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris*: a comparison between field observations and laboratory experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 262: 13-30
- Gaymer, C. F., J. H. Himmelman, L. E Johnson. 2002. Effect of intra- and interspecific interactions on the feeding behavior of two subtidal seastars. *Marine Ecology Progress Series*, 232: 149-162
- Hamel, J.-F., A. Mercier. 1995. Prespawning behavior, spawning, and development of the brooding starfish *Leptasterias polaris*. *Biological Bulletin*, 188: 32-45
- Himmelman, J. H. 1991. Diving observations of subtidal communities in the northern Gulf of St. Lawrence. In: *The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary?*, J.-C. Therriault, (ed), Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 113: 319-332
- Himmelman, J.H., C. Dutil. 1991. Distribution, population size-structure and feeding of subtidal seastars in the northern Gulf of St. Lawrence. *Marine Ecology Progress Series*, 76: 61-72
- Himmelman, J.H., Y. Lavergne. 1985. Organization of rocky subtidal communities in the St. Lawrence Estuary. *Naturaliste Canadien*, 112: 143-154
- Himmelman, J. H., Y. Lavergne., A. Cardinal, G. Martel, P. Jalbert. 1982. Brooding behaviour of the northern sea star *Leptasterias polaris*. *Marine Biology*, 68: 235-240
- Holbrook, S. J., R. J. Schmitt. 1989. Resource overlap, prey dynamics, and the strength of competition. *Ecology*, 70: 1943-1953
- Jalbert, P. 1986. La répartition des populations de *Buccinum undatum* et des autres prédateurs benthiques dans la communauté infralittorale du nord du golfe du Saint-Laurent. Mémoire de 2^e cycle, Université Laval, Québec.
- Jalbert, P., J. H. Himmelman, P. Beland, B. Thomas. 1989. Whelks (*Buccinum undatum*) and other subtidal predators in the northern Gulf of St. Lawrence. *Naturaliste Canadien*, 116: 1-15
- Morissette, S., J. H. Himmelman. 2000a. Subtotal food thieves: interaction of four invertebrates kleptoparasites with the seastar *Leptasterias polaris*. *Animal Behavior*, 60: 531-543
- Morissette, S., J. H. Himmelman. 2000b. Decision of the asteroid *Leptasterias polaris* to abandon its prey when confronted with the predatory asteroid *Asterias vulgaris*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 252: 151-157
- Rochette, R., J.-F. Hamel, J. H. Himmelman. 1994. Foraging strategy of the asteroid *Leptasterias polaris*: role of prey odors, current and feeding status. *Marine Ecology Progress Series*, 106: 93-100
- Schoener, T. W. 1983. Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, 122: 240-280

Interactions pétoncles-prédateurs

Examination of sea star, *Asterias spp.* - Sea Scallop, *Placoepecten magellanicus*. Predator-Prey interactions on Georges Bank

Marino M.C.¹, K. D. E. Stokesbury¹, F. Juanes²

1. Graduate School for Marine Science and Technology, University of Massachusetts – Dartmouth, USA

2. Department of Natural Resources Conservation, University of Massachusetts – Amherst, USA

Résumé

En 1994, un moratoire sur toute forme de pêche mobile a été imposée sur trois grands secteurs du Banc Georges afin de protéger les stocks de poisson de fond. Présentement, ces secteurs réunissent environ 82 % des ressources de pétoncles du Banc Georges. Ces concentrations élevées pourraient avoir un effet d'attraction de prédateurs, incluant les étoiles de mer, avec pour conséquence une augmentation des taux de mortalité naturelle. Les hypothèses de notre étude étaient les suivantes : (1) Les étoiles de mer sont attirées vers les secteurs fermés à la pêche et (2) les étoiles de mer ont des tailles plus importantes dans les secteurs fermés que dans les secteurs ouverts. Entre 1999 et 2003, nous avons suivi les stocks de pétoncles dans les secteurs fermés et ouverts du Banc Georges en réalisant des observations vidéo dans 3 983 stations (4 quadrats par station). Un phénomène d'agrégation des étoiles de mer à l'échelle des kilomètres carrés a été observé dans les secteurs fermés. Les densités moyennes dans ces derniers étaient significativement plus élevées que dans les secteurs ouverts. Cependant, la longueur des bras des étoiles était comparable entre les secteurs fermés et les secteurs ouverts. L'augmentation locale de la pression de prédation due au phénomène d'attraction des prédateurs pourrait donc constituer un élément de préoccupation pour l'industrie de la pêche du pétoncle.

Abstract

In 1994, three large areas were closed to all mobile fishing gear to protect depleted groundfish stocks on Georges Bank. These closed areas presently contain approximately 82 % of the entire Georges Bank sea scallop resource. These dense concentrations of sea scallops may aggregate predators, including sea stars, resulting in localized increases of natural mortality rates. We hypothesized that: (1) Sea stars are aggregating in the closed areas, and (2) Sea stars are larger in the closed areas than in the open areas. Between 1999 and 2003 we systematically video surveyed the sea scallop resource completing 3,983 stations (4 quadrats per station) in open and closed areas of Georges Bank. Sea stars aggregated in the closed areas of Georges Bank on the scale of square kilometers. Sea star mean densities were significantly higher in the closed areas compared to open areas of Georges Bank. However, sea star arm lengths were similar between open and closed areas. Localized high mortality associated with aggregating predators may be of increasing concern for the sea scallop fishery.

tested the hypotheses that : 1) Sea stars are aggregating in the closed areas of Georges Bank and 2) Sea stars are larger in the closed areas than in the open areas of Georges Bank. Sea scallop and sea star densities, spatial distribution (on the scale of centimeters, meters, and kilometers) and size distributions were measured using video survey techniques.

Introduction

Georges Bank supports the world's largest sea scallop (*Placoepecten magellanicus*) natural resource (Posgay 1979; Caddy 1988). The sea scallop fishery is the second highest valued fishery in the Northeast United States. In 1994, three large areas (approximately 17 000 km²) of Georges Bank were closed to all mobile fishing gear, including scallop dredges, to protect declining groundfish stocks (Murawski *et al.* 2000). Since 1994, the densities of sea scallops within these areas are among the greatest ever observed on Georges Bank (Stokesbury 2002), which may aggregate predators including sea stars (Caddy 1988). Aggregating predators may result in increased site-specific predation rates in these areas (Orsanzanz *et al.* 1991).

A single instantaneous natural mortality rate estimate of $M = 0.1 \text{ y}^{-1}$ is assumed in the yield-per-recruit model used to manage the sea scallop fishery in US waters (NMFS 2001). However, departures from this low constant natural mortality can result in differences in the yield-per-recruit model (Hart 2003).

We examined the sea star – sea scallop predator – prey interactions in open and closed areas of Georges Bank. We

Material and methods

From 1999-2003 we conducted 20 video surveys of the sea scallop resource on Georges Bank (figure 1). We used a systematic multistage sampling design where stations were separated by 1,57 km in the 1999-2002 surveys and by 5,6 km in the 2003 survey. At each station a sampling pyramid supporting one to three cameras and multiple lights was lowered to the sea floor four times (Stokesbury 2002; Stokesbury *et al.* 2004). The video images detail the distribution of substrate, depth, live scallops, dead scallops, sea stars, and other macroinvertebrates at each station.

Sea star spatial distributions in the open and closed areas were determined by estimating the index of dispersion (the variance to mean ratio) and by comparing distributions to those predicted by the Poisson (random) and negative binomial (aggregated) distributions. Chi-square analysis, applying Cochran's rule, was used to determine if the frequency distributions of sea stars per station differed from the Poisson or negative binomial distributions at the 95 % and

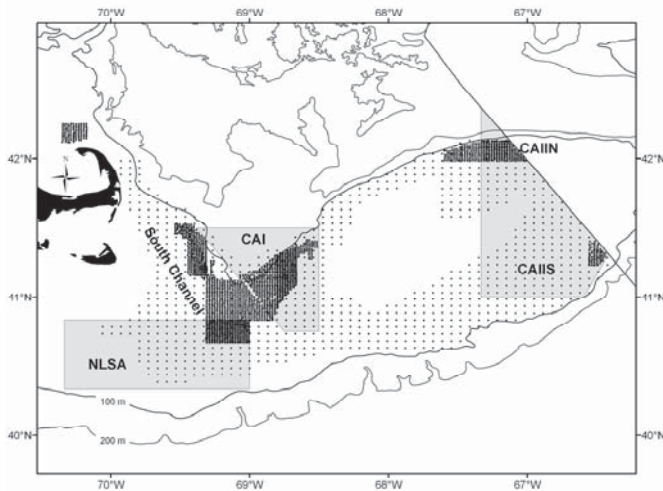


Figure 1. The SMAST video survey – sampling grid (black dots) on Georges Bank from 1999-2003. Areas surveyed from 1999-2002 were sampled on a 1,85 x 1,85 km grid. The grid was increased to a 5,6 x 5,6 km grid in the 2003 survey. Nantucket Lightship Area (NLSA), Closed Area I (CAI), and Closed Area II North and South (CAIIS and CAIIN) are enclosed in the shaded areas.

99 % significance levels (Elliot 1971; Zar 1999). Distributions were determined for the entire survey area within each year to determine if sea stars were aggregating on the scale of 100's of square kilometers. Counts were compared within areas in each year to determine if sea stars were aggregating on the scale of kilometers.

Differences in densities, numbers of individuals observed and the size of aggregations were examined to determine if sea stars were aggregating within closed areas. Sea star mean densities were compared between open and closed areas using two-sample t-tests. Chi-square analysis was also used to determine if sea stars were observed more frequently in closed areas than in open areas. Yates' correction was used, as there was only one degree of freedom (Spiegel 1981). The percentage of area covered by aggregations of sea stars was calculated as the ratio of the number of stations that sea stars were observed within to the total number of stations surveyed.

Sea star size was determined by measuring the length from the tip of an average size arm to the center of the disc (mouth) (Sloan and Aldridge 1981). Sea stars were measured using ImagePro™ image analysis software (Stokesbury 2002; Stokesbury *et al.* 2004). Sea star arm length frequencies were compared between open and closed areas using a Mann-Whitney rank sum test.

Results and discussion

The spatial distribution of sea stars observed per station was aggregated on the scale of 100's of kilometers but varied across survey areas and years. Indices of dispersion indicated an aggregated distribution in all surveyed areas. These sea star distributions were described by the negative binomial distribution at the 99 % significance level from 1999 to 2002, but not in 2003. Sea star distributions on the scale of 10's of kilometers within survey area from 1999-2003 differed from the Poisson series, and agreed with the negative binomial

all survey areas except the northern portion of Closed Area II (CAIIN) in 1999 at the 99 % significance level (figure 2). Therefore, we concluded sea star distributions were aggregated from 1999-2001, but slightly less aggregated in CAIIN in 1999 and all surveyed areas in 2002. Sea stars were weakly aggregated in 2003, which may be explained by the increased frequency of the stations and a larger survey area. Preliminary examination of the distributions in 2003 indicates the distributions were influenced by depth.

Higher mean densities of sea stars occurred within the closed areas from 2000-2003. The average densities of sea stars between areas and years varied between 0,03 (SE = 0,03) and 1,68 (SE = 0,25) sea stars per m². Sea star densities were higher in the combined closed areas than in open areas from 2000-2003 (two-sided p-values from two-sample tests: 2000: P = < 0,001; 2001: P = < 0,001; 2002: P = < 0,001; 2003: P = 0,003). Chi-square analysis indicated sea stars were not aggregating in the closed areas in the 2000 survey ($\chi^2 = 1,33$, P = 0,250), but were aggregating in the closed areas in the 2001-2003 surveys (2001: $\chi^2 = 25,23$, P < 0,001; 2002: $\chi^2 = 38,98$, P < 0,001; 2003: $\chi^2 = 4,40$, P = 0,04). Sloan (1984) suggests most predatory asteroid species will aggregate on superabundant food sources in keeping with their role as responsive opportunistic predators. Although estimates of sea star abundances on Georges Bank prior to the closures are not available, the high densities of sea scallops in these areas may explain the observed aggregated distribution of sea stars in these areas, similar to the observations of Caddy (1988) where sea stars aggregated on high-density patches of the Japanese scallop, *Patinopecten yessoensis*.

The total area covered by sea star aggregations and the total number of individual sea stars varied between areas and years. The percentage of area covered by the aggregations increased in Closed Area I (CAI) from 1999-2001 from 33 % to 46 %, however the total number of individuals decreased from approximately 66 million to 51 million. In the Nantucket Lightship Area (NLSA) from 1999-2000, the percentage of total area covered by the aggregation declined from 52 % to 39 % and the total number of individuals declined from 163 million to 60 million. The percentage of area covered by the aggregations and total number of individuals increased in NLSA from 2000-2002 from 39 % to 75 % and from

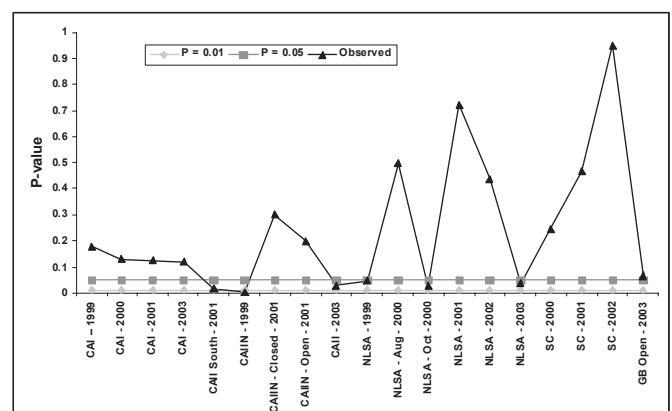


Figure 2. P-values from chi-square analysis comparing observed sea star frequencies to negative binomial distributions. Agreement with the model is accepted at the 95% and 99% probability level if the chi-square value is less than the 5% and 1% point for the inverse of the one-tailed probability of the chi-squared distribution.

60 million to 217 million, respectively. In the closed portion of CAIIN from 1999-2001 the percentage of total area covered by the aggregation declined from 42 % to 16 % and the total number of individuals declined from 28 million to 12 million. The percentage of total area covered by the aggregation also declined from 34 % to 23 % and the total number of individuals declined from 24 million to 16 million in the South Channel (SC) from 2000-2001. Temporal differences in the relative size of area covered by sea star aggregations may be related to the distribution of prey in these areas, as Sloan (1980) indicated sea star aggregations, and possibly migrations, are created by the summation of individual reactions to environmental stimuli including feeding. Future work will examine shifts in the distributions of the sea star population relative to the distribution of sea scallops within these areas.

The average size of sea stars varied between areas and years from 23,9 (SD = 14,4) to 82,8 (SD = 34,97) mm. Sea star arm lengths were measured for 9 364 sea stars from the 15 927,2,8 m² quadrat images from the 3 983 stations examined on Georges Bank. There was a difference between the median sea star arm lengths between the open and combined closed areas determined in 2000 (U = 21 211,5, P = < 0,001), with the largest sea stars observed in the SC ($\chi^2 = 20,9$, P = < 0,001 from a Kruskal-Wallis ANOVA). There was suggestive, but inconclusive evidence of a difference between the median sea star arm lengths between the open and combined closed areas in 2001 (U = 48 597,0, P = 0,082). Although the larger individuals were observed in closed areas in both 2002 and 2003, sea star arm lengths were similar between open and closed areas (2002: U = 150 890, P = 0,238; 2003: U = 2 368 206, P = 0,371). Sea star growth depends on the abundance of food available. Sea stars are capable of assimilating large quantities of food, if the food source is abundant (Feder and Moller-Christensen 1967). Therefore if an abundant food source is available, sea stars will efficiently consume more prey and will thereby increase in individual size. However, despite the high abundance of sea scallops within the closed areas, sea star arm lengths were similar between open and closed areas, indicating sea star predation may be limited by the size of prey available (Paine 1976), as sea scallops were larger in the closed areas than in open areas in 2003 (U = 82 881,0; P = < 0,001).

This examination focused on the spatial distribution, density, and size distributions of sea stars in open and closed areas of Georges Bank. We were able to reject the null hypothesis that sea stars were randomly distributed on Georges Bank, as we found significant aggregated distributions, with the highest densities in closed areas. However, we failed to reject the null hypothesis that sea star arm lengths were similar between open and closed areas. Future work will examine cause and effect relationships between these parameters and the spatial distribution of sea scallops.

References

- Caddy, J. F. 1988. A perspective on the population dynamics and assessment of scallop fisheries, with special reference to sea scallop, *Placopecten magellanicus* (Gmelin). In : Marine invertebrate fisheries: their assessment and management, J.F. Caddy (ed), Wiley-Interscience publication, John Wiley & Sons, p. 559-589
- Elliott, J. M. 1971. Statistical analysis of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association Scientific Publication, 25: 1-142
- Feder, H., A. Moller-Christensen. 1966. Aspects of Asteroid Biology. In: Physiology of Echinodermata, R.A. Booloootian (ed), Interscience Publishers, p. 87-127
- Hart, D. R. 2003. Yield- and biomass-per-recruit analysis for rotational fisheries, with an application to the Atlantic sea scallop (*Placopecten magellanicus*). Fishery Bulletin, 101: 44-57
- Murawski, S. A., R. Brown, H.-L. Lai, P. J. Rago, L. Hendrickson. 2000. Large-scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine ecosystems: the Georges Bank experience. Bulletin of Marine Science, 66: 775-798
- NMFS (National Marine Fisheries Service). 2001. 32nd Northeast regional stock assessment workshop. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Northeast Fisheries Science Center, Woods Hole, Massachusetts
- Orensanz, J. M., A. M. Parma, O. O. Iribarne. 1991. Population dynamics and management of natural stocks. In: Shumway SE (ed) Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture. Elsevier, Amsterdam, p. 625-713
- Paine, R. T. 1976. Size-limited predation: an observational and experimental approach with the *Mytilus-Pisaster* interaction. Ecology, 57: 635-644
- Posgay, J. A. 1979. Population assessment of the Georges Bank sea scallop stocks. Rapports et procès-verbaux des réunions du conseil international pour l'exploration de la mer, 175: 109-113
- Sloan, N. A. 1984. Interference and aggregation: close encounters of the starfish kind. *Ophelia*, 23: 23-31
- Sloan, N. A. 1980. Aspects of the feeding biology of asteroids. *Oceanography and marine biology: an annual review*, 18: 57-124
- Sloan, N. A., T.H. Aldridge. 1981. Observations on an aggregation of starfish *Asterias rubens* L. in Morecambe Bay, Lancashire, England. *Journal of Natural History*, 15: 407-418
- Spiegel, M. R. 1981. Theory and problems of statistics. In: Boxer RW (ed) Schaum's outline series. McGraw-Hill book company, New York, p. 359
- Stokesbury, K. D. E., B. P. Harris, M. C. Marino, J. I. Nogueira. (in press) Estimation of sea scallop abundance using a video survey in offshore US waters. *Journal of Shellfish Research*
- Stokesbury, K. D. E. 2002. Estimation of sea scallop abundance in closed areas of Georges Bank, USA. *Transactions of the American Fisheries Society*, 131: 1081-1092
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey

Life and death in moving fluids: avoiding chemically mediated predation

Arsenault D. J.

Scientific Research and Experimental Development Tax Credit Program, Canada Revenue Agency, Moncton, New-Brunswick

Résumé

L'hydrodynamisme peut affecter plusieurs processus biologiques importants tels l'alimentation suspensivore, la fertilisation externe, la dispersion larvaire ainsi que la prédation impliquant des signaux chimiques. Les signaux chimiques (odeurs) utilisés par les prédateurs pour localiser leurs proies sont généralement des composés chimiques naturellement libérés par les proies, qui sont transportés en aval dans les fluides en mouvement, créant ainsi des panaches d'odeur. Il est documenté que les prédateurs qui utilisent les signaux chimiques pour localiser leurs proies ont des stratégies de recherche alimentaire qui augmentent la probabilité de rencontre des panaches d'odeur, telles que des déplacements perpendiculaires au courant (Weissburg et Zimmer-Faust 1993). Des modèles théoriques ainsi que des données empiriques indiquent que les panaches d'odeur deviennent plus étroites avec l'augmentation de la vitesse du courant et de moins en moins allongées avec l'augmentation de la turbulence (qui est fonction de l'hétérogénéité du substrat), en raison de la dilution accrue des odeurs causées par le mélange près de la source d'odeur (Denny 1988). La vitesse du courant ainsi que la turbulence ont démontré avoir un effet marqué sur la vulnérabilité des proies dans les fluides en mouvement (par exemple : Weissburg et Zimmer-Faust 1993) en diminuant la probabilité qu'elles soient détectées par les prédateurs. La majorité des prédateurs de pétoncles (par exemple : crustacés et étoiles de mer) utilise la chimodétection comme principal moyen pour localiser leurs proies. Les effets de l'hydrodynamisme sur le camouflage chimique des juvéniles du pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) qui se réfugient dans des crevasses sous des débris de coquilles (Arsenault et Himmelman 1996; Arsenault *et al.* 1997) ainsi que l'importance de considérer l'hydrodynamisme pour l'ensemencement aquicole de *Placopecten magellanicus* furent discutés. De plus, il a été suggéré que l'hydrodynamisme devrait être considéré lors de la conception d'expériences de laboratoire examinant la prédation du pétoncle afin de s'assurer que les résultats obtenus puissent être extrapolés aux conditions du milieu naturel. Finalement, étant donné ses effets sur la taille et la forme des panaches d'odeur, l'hydrodynamisme devrait être considéré lors du développement de modèles dont les calculs reposent sur la probabilité de rencontre entre proie et prédateur. La taille physique d'une proie (par exemple : longueur ou surface) peut différer de la taille perçue par les prédateurs, laquelle correspondrait davantage à la taille du panache d'odeur qui peut varier selon la vitesse du courant et la turbulence. En ne considérant pas l'hydrodynamisme lors de la quantification des taux de rencontre pour fins de modélisation, une sous-estimation des taux de rencontre peut en découler et, ultimement, avoir comme effet de sous-estimer les taux de prédation.

Abstract

Hydrodynamics affect several important biological processes such as suspension feeding, external fertilization, larval dispersal and chemically mediated predation. Chemical cues (odours) used by predators to locate prey are generally chemical compounds, naturally exuded by prey, that are transported downstream in moving fluids, which results in the formation of odour plumes. Predators that use chemical cues to locate prey are reported to adopt foraging strategies that increase their probability of encountering odour plumes, such as moving perpendicular to flow while searching for prey (Weissburg and Zimmer-Faust 1993). Both theoretical models and empirical data indicate that odour plumes gradually become narrower with increasing flow velocity and decreasingly elongate with increasing turbulence (a function of substrate heterogeneity), due to enhanced odour dilution promoted by turbulent mixing near the odour source (Denny 1988). Both flow velocity and turbulence have been shown to markedly affect preys vulnerability in moving fluids (e.g. Weissburg and Zimmer-Faust 1993) by decreasing the probability of their being detected by predators. The majority of scallop predators (e.g. crustaceans and seastars) use chemodetection as their primary means of locating preys. The effect of hydrodynamics in providing chemical camouflage to juvenile Iceland scallops (*Chlamys islandica*) that hide in crevices under shell debris (Arsenault and Himmelman 1996; Arsenault *et al.* 1997) as well as the importance of considering hydrodynamics in aquaculture seeding of *Placopecten magellanicus* were discussed. Also, it was put forth that hydrodynamics should be considered when designing laboratory experiments on scallop predation to ensure that results can be extrapolated to conditions prevailing in nature. Finally, because hydrodynamics can affect the size and shape of odour plumes, the latter should be considered when developing predation models that rely on encounter probability between prey and predators, as the physical size of prey (e.g. length, surface area) may be less representative of the prey size perceived by predators than the size of the prey odour plume, which is known to vary markedly with flow velocity and turbulence. Failure to consider hydrodynamics in quantifying encounter rates for the purpose of modeling scallop predation, in most cases, would likely result in underestimating encounter rates, which, in turn, would yield underestimated predation rates.

References

- Arsenault, D. J., J. H. Himmelman. 1996. Size-related changes in vulnerability to predators and spatial refuge use by juvenile Iceland scallops, *Chlamys islandica* (Bivalvia: Pectinidae). *Marine Ecology Progress Series* 140: 115-122.
- Arsenault, D. J., P. Girard, J. H. Himmelman. 1997. Field evaluation of the effects of refuge use and current velocity on the growth of juvenile Iceland scallops, *Chlamys islandica* (O.F. Müller 1776). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 217: 31-46.
- Denny, M. W. 1988. *Biology and the mechanics of the wave-swept environment*. Princeton University Press, 329 p.
- Weissburg, M. J., R. K. Zimmer-Faust. 1993. Life and death in moving fluids: hydrodynamic effects on chemosensory-mediated predation. *Ecology* 74:1428-1443.

Ensemencements expérimentaux de pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) juvéniles aux Îles-de-la-Madeleine en 1996 : évaluation de la survie

Nadeau, M., G. Cliche

CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec

Résumé

Des ensemencements expérimentaux de pétoncles géants juvéniles ont été réalisés au printemps et à l'automne 1996 aux Îles-de-la-Madeleine. L'ensemencement du printemps avait pour objectif de comparer la survie des pétoncles ayant subi deux méthodes de manutention avant les ensemencements : une méthode utilisée lors des opérations commerciales et une méthode expérimentale visant à limiter les conditions de stress. L'ensemencement d'automne devait permettre de comparer la survie de deux classes de taille des pétoncles (12 à 30 mm et 30 à 44 mm). La survie a été évaluée en plongée sur des pétoncles ensemencés sur le fond et à partir de pétoncles en paniers suspendus dans la colonne d'eau. Les résultats ont révélé que la manutention en usine, le transfert en mer, la mise à l'eau et la descente sur le fond avaient peu d'impact sur la survie des pétoncles juvéniles à court terme. Aucune conséquence sur la survie n'est ressortie entre les traitements de manutention du printemps et entre les classes de taille testées à l'automne. Toutefois, il semble que les pétoncles ensemencés à l'automne aient réalisé une dispersion plus rapide hors des sites que ceux ensemencés au printemps.

Abstract

Experimental sea scallop seeding have been realised in the spring and the fall 1996 in Îles-de-la-Madeleine. Scallop survival following the two handling methods was compared between the spring trials, that is: the commercial method and an experimental method assumed to be less stressing. Survival of two scallop size classes (12-30 mm and 30-44 mm) was compared between the fall trials. Survival was evaluated by divers on scallops seeded on the sea bottom and on scallops kept in nets suspended in the water column. Results showed that handling, transportation to the seeding area, immersion in the seawater and descent to the sea-bottom had little impact on juvenile scallop survival. In springtime, no difference was detected between the two tested handling methods as well as between the two scallop size classes in the fall. Finally, scallops seeded in springtime have showed slower dispersal from the experimental seeding areas than those seeded in the fall.

Introduction

Des ensemencements de pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) juvéniles sont effectués aux Îles-de-la-Madeleine depuis 1993. Les données récoltées jusqu'à maintenant démontrent que dès l'ensemencement, les pétoncles font l'objet d'une prédation importante. Des ensemencements expérimentaux de pétoncles réalisés aux Îles-de-la-Madeleine par Cliche *et al.* (1994), en Nouvelle-Écosse par Barbeau *et al.* (1996), de même qu'en Norvège par Haugum *et al.* (1997) ont démontré l'importance de la prédation par les crabes et les étoiles de mer. L'activité prédatrice de *Asterias vulgaris* et *Cancer irroratus* sur le pétoncle géant juvénile a été bien documentée entre autres par Barbeau *et al.* (1994) et Barbeau et Scheibling (1994). Cependant, celle de *Crossaster papposus*, *Leptasterias polaris* et *Hyas spp.* est moins connue (Nadeau et Cliche 1998). Plusieurs éléments peuvent affecter l'impact de la prédation sur un ensemencement. La taille des pétoncles est généralement considérée comme un facteur important (Barbeau *et al.* 1994; Barbeau et Scheibling 1994; Nadeau et Cliche 1998). Lors des ensemencements aux Îles-de-la-Madeleine, deux classes de taille de pétoncles peuvent être disponibles, selon que les pétoncles subissent une période de grossissement en paniers (pétoncles de 30 à 35 mm) ou sont laissés sur les collecteurs (pétoncles de 15 à 20 mm). La période de l'ensemencement semble aussi avoir un impact sur la survie des pétoncles ensemencés. Les travaux de Barbeau *et al.* (1994) ont démontré que la température de l'eau avait un effet important sur le taux de prédation des pétoncles. De plus, Fleury *et al.* (1996) ont observé que le contenu en glucide des coquilles *St-Jacques* (*Pecten maximus*) était à son plus bas à l'automne ce qui pouvait contribuer à l'augmentation du taux de mortalité naturelle des pétoncles ensemencés ou influencer

leur capacité de fuite face aux prédateurs. L'état physiologique (ou vitalité) des pétoncles peut également être affecté par la manutention qu'ils doivent subir au moment d'un ensemencement. Les travaux réalisés en 1996 aux Îles-de-la-Madeleine avaient donc pour objectif de comparer la survie des pétoncles juvéniles selon deux méthodes de manutention et selon leur taille à l'ensemencement durant deux périodes propices aux ensemencements.

Matériel et méthodes

Quatre sites d'ensemencements ont été déterminés à l'intérieur d'un gisement naturel de pétoncles géants situé à 32 m de profondeur. Les sites du printemps étaient d'une superficie de 25 m² (5 m x 5 m) et ceux de l'automne de 49 m² (7 m x 7 m). Le premier ensemencement a été réalisé le 21 juin 1996 avec des pétoncles de 28 à 48 mm. La moitié des pétoncles a été manipulée en suivant les procédés commerciaux tandis que l'autre moitié a été traitée avec plus de précaution (par exemple : mise en panier lors de transport en lagune, toile mouillée sur les paniers lors du transport vers le large). L'ensemencement de l'automne a été réalisé le 6 novembre 1996. Deux classes de taille de pétoncles juvéniles ont alors été utilisées (12 à 30 mm et 30 à 44 mm). Ces pétoncles ont tous été traités selon les procédés commerciaux. Les densités ensemencés ont été pour les deux périodes de 4 pétoncles/m².

La survie des pétoncles a été évaluée selon diverses méthodes. Les pertes associées à des facteurs autres que la prédation ont été estimées à partir de pétoncles mis dans des paniers en suspension sur des filières. Cette méthode a permis d'estimer les pertes reliées à la manutention en usine, au transfert vers le large et à la mise à l'eau. Les pertes associées au cumul de ces facteurs et à la prédation ont été évaluées par les pétoncles ensemencés sur le fond. Leur survie a été évaluée en plongée à l'intérieur et à l'extérieur des sites à

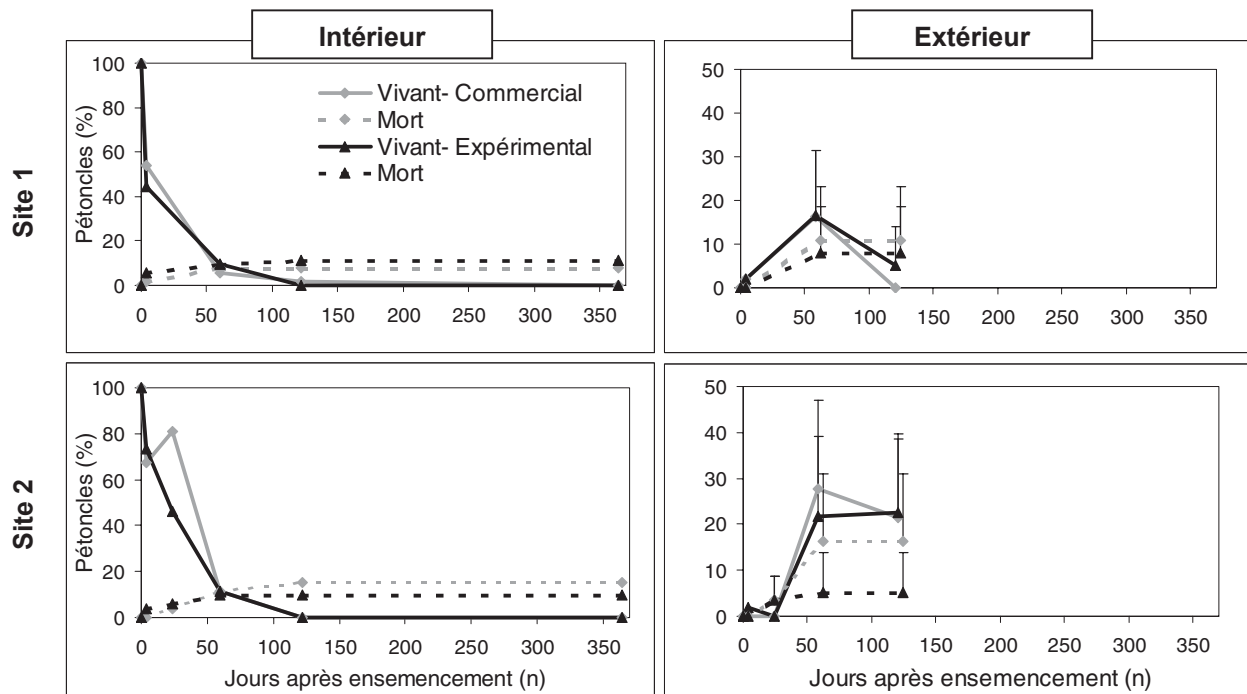


Figure 1. Pourcentage des pétoncles vivants et morts à l'intérieur et à l'extérieur des deux sites expérimentaux du printemps 1996 en fonction des traitements (intervalle de confiance à 95% à l'extérieur des sites).

l'aide des câbles plombés orientés selon les points cardinaux N, NE, E, SE, S, SO, O et NO. Des pétoncles ont également été attachés dans les sites expérimentaux à l'aide d'un monofilament attaché à un pieu, selon la méthode de Barbeau *et al.* (1994), afin d'évaluer l'impact de la prédation sans le facteur dispersion.

Résultats et discussion

La survie des pétoncles à court terme après le traitement en usine, le transfert vers le site d'ensemencement et la mise à l'eau s'est avérée bonne (95 à 100 %) pour les deux périodes expérimentales. Pratiquement aucune perte n'a été notée chez les pétoncles ayant subi de façon cumulative toutes les étapes jusqu'à leur arrivée sur le fond et ceci, durant les premiers mois de suivi. La survie semble avoir été principalement affectée durant la période hivernale, entre octobre et mai 1997, avec des pertes variant entre 14 à 19 % pour le groupe du printemps et entre 21 et 37 % pour celui de l'automne. Aucune différence significative n'a été décelée entre les traitements.

La densité de pétoncles vivants dans les sites expérimentaux du printemps est passé, après 4 jours, de 4,0 à 2,5 pétoncles vivants/m², soit 60 % de la densité initiale, puis à 0,4 pétoncles/m² après 60 jours, soit 10 % de la densité initiale (figure 1). Les taux de mortalité cumulatifs ont été respectivement de 2 et 10 %. Les recherches hors des sites n'ont pu retracer tous les pétoncles manquants. Après quatre jours, seulement 1,5 % de pétoncles vivants se seraient dispersés dans un périmètre d'un mètre. Après 60 jours, 31 % des pétoncles se seraient dispersés dans un périmètre de 10 mètres dont un peu plus de la moitié étaient vivants. Après 121 jours, moins de 1 % des pétoncles a été dénombré dans les sites et 22,5 % hors des sites. En général, les pétoncles morts étaient composés à 76 % de « claquettes » (deux valves vides reliées par la charnière). Aucune différence significative n'a été rele-

vée entre le nombre de pétoncles vivants provenant respectivement du traitement commercial et du traitement expérimental ($P > 0,05$). Pour les pétoncles fixés aux pieux, le suivi n'a pu être réalisé que sur un site. Le taux de pétoncles vivants a été de 69 % après quatre jours, puis à 25 % après 121 jours et 0 après un an.

La densité des pétoncles vivants dans les sites d'automne a aussi subi une diminution très rapide. Celle-ci est passée de 4,0 à 0,6 individus/m², soit à 15 % de la densité initiale après 9 jours (figure 2). Elle est ensuite passée à 0,3 individus/m² après 25 jours, soit 8 % de la densité initiale. Le pourcentage cumulatif de pétoncles morts a été respectivement de 5,5 et 8 % de la densité initiale. Les pétoncles manquants n'ont pas été retracés à l'extérieur des sites. Après 9 jours, seulement 6 % des pétoncles ont été évalués dans un secteur de 2 m autour des sites et au jour 25, 12 % ont été retrouvés dans un périmètre de 5 m. Au dernier suivi (jour 204), l'état des câbles extérieurs n'a pas permis de faire une évaluation finale du nombre de pétoncles hors des sites. En général, plus de pétoncles vivants de 30 à 44 mm ont été retrouvés (63 %) que de pétoncles de 12 à 30 mm (37 %). La plupart des pétoncles morts retrouvés étaient représentés par des claquettes (env. 80 %). Les résultats obtenus avec les pétoncles fixés démontrent que 43,5 % et 17 % étaient vivants après 9 et 25 jours, respectivement.

La densité des étoiles de mer dans les sites s'est avérée stable tout au long des suivis avec en moyenne 0,5 individus/m². Quelques crabes ont été notés seulement au premier suivi. Les densités des prédateurs estimées dans les sites tout au long des suivis se sont avérées équivalentes à celles évaluées avant l'ensemencement.

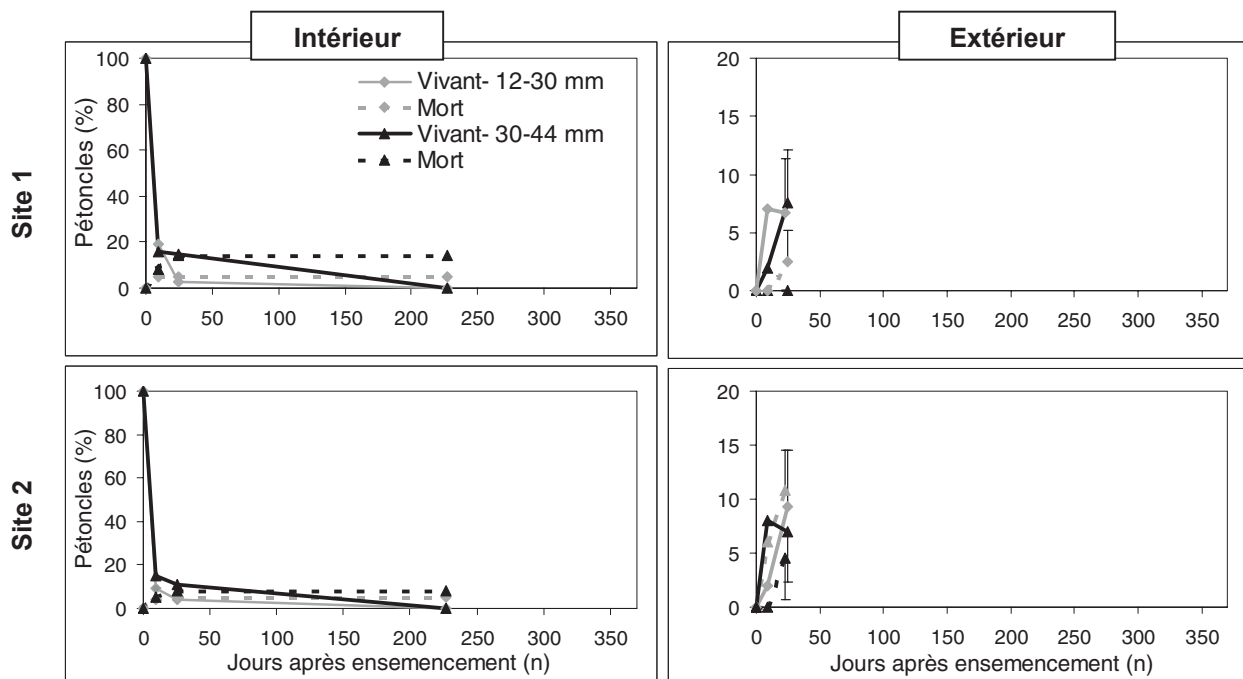


Figure 2. Pourcentage des pétoncles vivants et morts à l'intérieur et à l'extérieur des deux sites expérimentaux de l'automne 1996 en fonction des traitements (intervalle de confiance à 95 % à l'extérieur des sites).

Conclusion

Cette étude a permis de constater que les conditions de manutention, de transport et d'ensemencement des pétoncles juvéniles utilisées en 1996 n'avaient que peu d'impact sur la survie des pétoncles juvéniles, sans le facteur de la prédation. Aucune différence importante n'est ressortie entre les méthodes de manutention ni entre les tailles utilisées autant pour les pétoncles en suspension que ceux ensemencés sur le fond. Par contre, le suivi des pétoncles sur le fond s'est avéré ardu étant donné la diminution rapide observée dans les sites. Il s'est alors avéré difficile de différencier les pertes causées par la mortalité et la dispersion. Aucun phénomène d'attraction des prédateurs n'a été noté sur les sites ensemencés. Finalement, les suivis en plongée comportaient certaines limites dont la détection plus difficile des pétoncles morts par les crabes (coquilles cassées), le dénombrement plus ardu des pétoncles de petite taille et le faible temps de plongée possible à ces profondeurs.

Références

- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling. 1994. Behavioural mechanisms of prey size selection by sea stars *Asterias vulgaris* (Verrill) and crabs *Cancer irroratus* (Say) preying on juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* (Gmelin). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 180 :103-136
- Barbeau, M. A., B. G. Hatcher, R. E. Scheibling, A. W. Hennigar, L. H. Taylor, A. C. Risk. 1996. Dynamics of juvenile sea scallop *Placopecten magellanicus* and their predators in bottom seeding trials in Lunenburg Bay, Nova Scotia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 : 2494-2512
- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling, B. G. Hatcher, L. H. Taylor, A. W. Hennigar. 1994. Survival of tethered juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* in field experiments effects of predators, scallops size and density, site and season. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115 : 243-256
- Cliche, G., M. Giguère, S. Vigneau. 1994. Dispersal and mortality of sea scallops, *Placopecten magellanicus* (Gmelin 1791) seeded on the sea bottom off Îles-de-la-Madeleine. *J. Shellfish Res.* 13 :565-570
- Fleury, P. G., C. Mingant, A. Castillo. 1996. A preliminary study of the behaviour and vitality of reseeded juvenile great scallops of three sizes in three seasons. *Aquacult. Int.* 4 :325-337
- Haugum, G. A., Ø. Strand, A. Svardal, S. Mortensen. 1997. Survival and behaviour of scallops *Pecten maximus* L. after transfer to the seabed - effect of emersion treatment. p. 30. In E. F. Félix Pico (ed) Eleventh international pectinid workshop, La Paz, Baja California Sur, México
- Nadeau, M., G. Cliche. 1998. Predation of juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus*), by crabs (*Cancer irroratus*) and starfish (*Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris* and *Crossaster papposus*). *J. Shellfish Res.*, vol. 17 (4) :905-910

Facteurs associés à l'impact de la prédation

Prédation sur des pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) juvéniles par les crabes (*Cancer irroratus* et *Hyas* sp.) et les étoiles de mer (*Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris* et *Crossaster papposus*)

Nadeau, M., G. Cliche

CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec

Résumé

Les pétoncles (*Placopecten magellanicus*) juvénilesensemencés sont soumis à l'action des prédateurs dès qu'ils atteignent le fond marin. La capacité prédatrice des principales espèces d'étoiles de mer (*Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris* et *Crossaster papposus*) et de crabes (*Cancer irroratus* et *Hyas* sp.) retrouvés sur les sites d'ensemencements des Îles-de-la-Madeleine a été évaluée en bassins. Deux classes de taille de pétoncles juvéniles susceptibles d'être ensemencées (15 à 25 et 35 à 45 mm) ont été présentées ensemble (avec choix) et séparément (sans choix) à chaque espèce prédatrice. Les étoiles de mer et le crabe *Hyas* sp. ont consommé moins d'un pétoncle par prédateur par jour comparativement au crabe *C. irroratus* qui a consommé jusqu'à 12 pétoncles par prédateur par jour. Les étoiles et les crabes n'ont pas démontré de préférence nette pour une classe de taille de pétoncle, bien que les pétoncles plus grands tendaient à être consommés plus rapidement par les deux espèces de crabes dans le traitement avec choix.

Abstract

When juvenile sea scallop reach the bottom after seeding they are rapidly submitted to predation. The predatory capacity of the main starfishes (*Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris* and *Crossaster papposus*) and crabs (*Cancer irroratus* and *Hyas* sp.) found in the seeding areas of Îles-de-la-Madeleine was studied by the means of tank trials. Scallops from two size classes (15-25 and 35-45 mm) were presented separately (non choice treatment) and together (choice treatment) to each predator species. Starfishes and crab *Hyas* sp. consumed less than 1 scallop per predator per day as compared to *C. irroratus*, which consumed as many as 12 scallops per predator per day. Starfish and crabs did not show a clear prey size preference in both treatments, although large scallops tended to be consumed faster by both crab species in choice treatments.

Introduction

Des ensemencements de pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) juvéniles sont effectués aux Îles-de-la-Madeleine depuis 1993. Les données récoltées jusqu'à présent démontrent que dès l'ensemencement, les pétoncles font l'objet d'une prédation importante. Des inventaires réalisés sur les fonds visés pour les ensemencements ont démontré la présence de prédateurs tels que les étoiles de mer *Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris* et *Crossaster papposus* et les crabes *Cancer irroratus* et *Hyas* sp. Parmi les facteurs pouvant affecter l'impact de leur prédation, la taille des pétoncles est généralement considérée comme un élément important (Barbeau *et al.* 1994; Barbeau et Scheibling 1994; Nadeau et Cliche 1998). Lors des ensemencements des Îles-de-la-Madeleine, deux classes de taille de pétoncles peuvent être disponibles, selon que les pétoncles subissent une période de grossissement en paniers (pétoncles de 30 à 35 mm) ou sont laissés sur les collecteurs (pétoncles de 15 à 20 mm). Les travaux en laboratoire menés en 1994 et en 1995 avaient donc pour objectifs de documenter l'impact de la prédation sur ces deux classes de taille afin de conseiller l'industrie pour optimisation de la stratégie d'ensemencement.

Matériel et méthodes

Les travaux ont été menés en bassins en 1994 et en 1995. En 1994, trois espèces prédatrices ont été étudiées (*A. vulgaris*, *L. polaris* et *C. irroratus*) (figure 1). Les densités de prédateurs étaient de 2,4/m² et celle des pétoncles de 10/m². Les tailles des pétoncles utilisées étaient de 15 à 25 mm et 35 à 45 mm. Les 12 traitements (trois espèces prédatrices x deux classes

de taille x 2 scénarios, avec ou sans choix) ont été reproduits à trois reprises. Le suivi de chacun des traitements a été réali-sées sur quatre jours. Comparativement aux travaux de 1994, cinq espèces prédatrices (*A. vulgaris*, *L. polaris*, *C. papposus*, *C. irroratus* et *Hyas* sp.) ont été étudiées en 1995. Les densités des prédateurs ont été réduites à des niveaux correspondant davantage au milieu naturel (0,8/m²) et les suivis ont été étalés sur 13 jours.

Les observations sur la survie ont été réalisées de façon journalière. Les pétoncles morts ont été retirés au même moment. De plus, des enregistrements vidéos ont permis d'étudier davantage les comportements de prédation de *A. vulgaris*, *L. polaris* et *C. irroratus*.

Résultats et discussion

L'analyse des taux de prédation a démontré que les étoiles *A. vulgaris* et *L. polaris* consommaient moins de 0,5 pétoncle par prédateur par jour. En général les résultats entre les deux années d'expérimentation ont été contradictoires et n'ont pas révélé une préférence claire pour une classe de taille donnée dans les traitements avec ou sans choix. L'étoile *C. papposus* a consommé le moins de pétoncle avec des taux de prédation de 0,05 pétoncle par prédateur par jour. Aucune différence n'a été décelée entre les traitements. Le crabe *C. irroratus*, s'est avéré un prédateur efficace en consommant jusqu'à 12 pétoncles par individu, par jour. Le crabe *Hyas* s'est toutefois avéré moins vorace avec un taux de prédation d'environ 0,5 pétoncle par prédateur par jour. Les deux espèces de crabes ont démontré une préférence pour les proies de plus grande taille dans le traitement avec choix.

L'étude des comportements de prédation par l'analyse des enregistrements vidéos a permis de constater que les étoiles de mer consacraient peu de temps à la recherche de proie

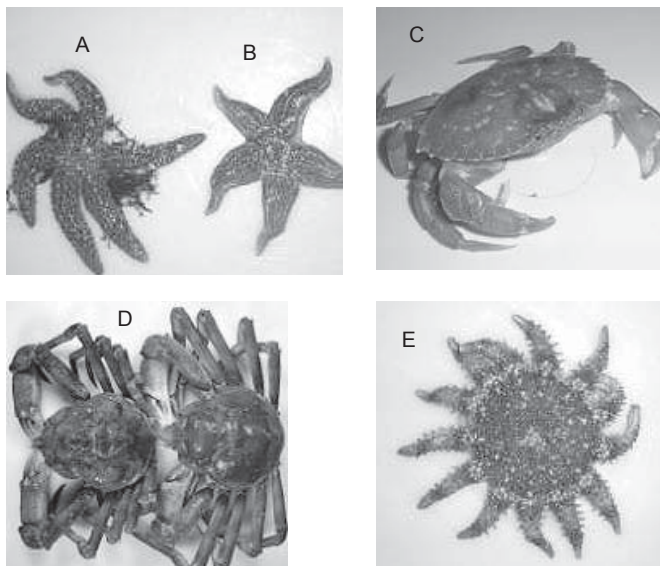


Figure 1. Principales espèces prédatrices retrouvées au large des îles-de-la-Madeleine a) *Leptasterias polaris*; b) *Asterias vulgaris*; c) *Cancer irroratus*; d) *Hyas sp.* et e) *Crossaster papposus*.

(10 du temps d'enregistrement). Toutefois, les crabes étaient plus actifs avec des taux de recherche plus élevés (70 à 90 % du temps d'enregistrement). Les taux de rencontre entre une étoile de mer et un pétoncle ont varié de 0,1 à 4,1 par jour avec une tendance plus élevée pour les grandes proies de la part de *A. vulgaris* et les petites proies pour *L. polaris* (figure 2). La fuite des pétoncles après rencontre d'une étoile a été fréquente de même que le retrait de *L. polaris* après rencontre. Chez les crabes, les taux de rencontre ont été élevés (31 à 66 proies/jour). Les retraits après une rencontre ont également été importants (13 à 56 proies/jour). Quelques fuites et captures ont été notées.

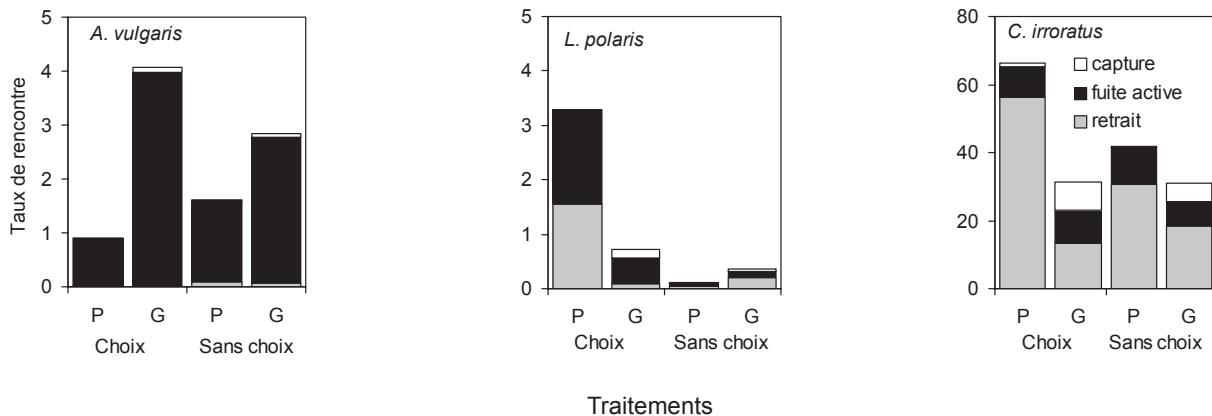


Figure 2. Taux de rencontre (n proies/prédateur/jour) des trois espèces prédatrices avec des pétoncles de deux classes de taille (P : 15 à 25 mm; G : 35 à 45 mm) dans des situations avec ou sans choix de taille de proie. Les graphiques représentent également les taux de capture et de fuite des proies ainsi que les taux de retrait des prédateurs suite à une rencontre.

Conclusion

Bien que nos expérimentations en bassins présentent des limites d'interprétation causées entre autres par l'absence de proie alternative ou de refuge et la présence des parois des bassins, les résultats démontrent clairement qu'il faudrait éviter d'ensemencer sur des secteurs à densité élevée de crabes. Aussi, l'étude a permis de fournir des données sur les capacités de consommation des principaux prédateurs retrouvés sur les sites ensemencés.

Références

- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling. 1994. Behavioural mechanisms of prey size selection by sea stars *Asterias vulgaris* (Verrill) and crabs *Cancer irroratus* (Say) preying on juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* (Gmelin). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 180 : 103-136
- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling, B. G. Hatcher, L. H. Taylor, A. W. Hennigar. 1994. Survival of tethered juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* in field experiments - effects of predators, scallops size and density, site and season. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115 : 243-256
- Nadeau, M., G. Cliche. 1998. Predation of juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus*), by crabs (*Cancer irroratus*) and starfish (*Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris* and *Crossaster papposus*). *J. Shellfish Res.*, vol. 17 (4) : 905-910

Predation of juvenile sea scallops: effects of substrate, prey density, and multiple prey species

Wong, M. C., M. A. Barbeau

Department of Biology, University of New Brunswick, Fredericton, New Brunswick

Résumé

Nous avons étudié en laboratoire les effets du substrat, de la densité et de la présence de proies multiples sur la prédation des pétoncles juvéniles (*Placopecten magellanicus*) par le crabe commun (*Cancer irroratus*) et les étoiles de mer (*Asterias vulgaris*). Plus particulièrement, nous avons quantifié les taux de prédation et les comportements sous-jacents (% du temps consacré à la recherche et à la manipulation des proies, taux de rencontres et résultats des rencontres). Le type de substrat influence le taux de prédation et de rencontre des étoiles : ils tendent à diminuer avec l'augmentation de la taille des particules sédimentaires. La densité des proies a un effet sur la prédation pour les étoiles comme pour les crabes. Quand les pétoncles sont présentés avec les moules, les étoiles ont une forte préférence pour les moules. Ces dernières ont un contenu énergétique supérieur et sont plus faciles à capturer. Les crabes ont une préférence pour les moules lorsque les pétoncles sont en très faibles densités, aucune préférence à des densités intermédiaires de pétoncles et une préférence marquée pour les pétoncles lorsque ceux-ci sont très abondants. Les taux de rencontre entre crabes et proies reflètent partiellement le comportement de prédation. Les crabes choisiraient de consommer des pétoncles lorsqu'ils sont à hautes densités sur la base de la rentabilité énergétique, notamment une coquille plus faible. Nos résultats ont des implications importantes pour les mariculteurs. Si les étoiles de mer dominent, l'ensemencement de pétoncle devrait se réaliser sur des substrats à particules grossières, à de faibles ou hautes densités et en concomitance avec des moules. Si les crabes dominent, l'ensemencement devrait viser des hautes densités en concomitance avec de hautes densités de moules ou d'autres proies ayant des coquilles plus faibles que les pétoncles.

Introduction

Predation of seeded scallops has been identified as the main cause of mortality during bottom culture operations (Cliche *et al.* 1994; Barbeau *et al.* 1996). Aquaculturists can control and manipulate various factors that influence predation of seeded scallops. We chose to investigate the effects of substrate type, prey density, and multiple prey species on predation of juvenile sea scallops.

Substrate can affect predation since heterogeneous substrates provide refuges for prey from predators (Wong and Barbeau 2003). As substrate particle size increases, available refuges should also increase, resulting in lower predation rates. Behaviours of predators and prey can also be affected. For example, the proportion of time a predator spends searching for prey could increase, since prey may use refuges and be harder to find.

Prey density can influence predation by causing a predator to have a functional response, where predation rate of individual predators changes as prey density increases. Three types of functional responses are usually described (Hassell 1978). In

Abstract

Through laboratory experiments we investigated the effects of substrate, prey density, and multiple prey species on predation of juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus*) by sea stars (*Asterias vulgaris*) and rock crabs (*Cancer irroratus*). Specifically, we quantified predation rates and the underlying behaviours (proportion of time predators spent searching for and handling prey, encounter rate, and the outcomes of encounters). Substrate type influenced sea star predation rate and encounter rate: they tended to decrease as particle size increased. Prey density affected both sea star and crab predation, since predation rates of individual predators changed over prey density. When scallops were offered concurrently with mussels, sea stars had a strong preference for mussels. Mussels had the highest energy content and were easier to capture. Crabs exhibited a switching response, where they preferred mussels when scallop density was very low, had no preference at intermediate scallops densities, and preferred scallops when scallop density was high. Encounter rates between crabs and prey partly explained observed predation patterns. Crabs active choice of scallops at high scallop densities may reflect prey profitability. Scallops had the weakest shell strength. Our results have implications for aquaculturists. If sea stars are most prevalent, scallops should be seeded onto large size particles, at low or high density, or concurrently with mussels. If crabs are most prevalent, scallops should be seeded at high density concurrently with a high density of mussels, or concurrently with prey that has lower shell strength than scallops.

the type I functional response, predation rate increases linearly with prey density. In the type II functional response, predation rate increases at a decelerating rate as prey density increases, and reaches a plateau at high prey density. In the type III functional response, predation rate increases at an accelerating rate at low prey density, and at a decelerating rate at high prey density. The implications of the functional response for bottom culture can be better understood by transforming predation rate to proportional mortality. If predators have a type I functional response, proportional mortality is density independent, and scallops should be seeded at high density. If predators have a type II functional response, proportional mortality decreases as prey density increases, and scallops should be seeded at high density. If predators have a type III functional response, proportional mortality is humped shaped, and scallops should be seeded at low or high density.

The presence of an alternative prey can also influence predation (Chesson 1989). Seeding an alternative prey concurrently with scallops may provide scallops with a protective refuge from predation. Predators may prefer the alternative prey over scallops, since it may be easier to capture and handle, it may be encountered more often, and/or it may be higher in energy content.

In Atlantic Canada, two major predators of seeded juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus*) are sea stars (*Asterias*

vulgaris) and rock crabs (*Cancer irroratus*) (Cliche *et al.* 1994; Barbeau *et al.* 1996). In this paper, our objectives were to determine: (i) the effect of substrate on predation, (ii) the functional response of these predators on scallops, and (iii) reference of predators when juvenile scallops and blue mussels (*Mytilus edulis*) were offered concurrently.

Methods

Experimental set-up

We conducted three sets of laboratory experiments at Huntsman Marine Science Centre, in St. Andrews, New Brunswick, Canada. In the first set of experiments, each predator was placed on a particular substrate (flat bottom, sand, granule, or pebble), and offered a certain scallop size (11-15 or 24-28 mm SH) and scallop density (55-166 scallops/m²). In the second set of experiments, each predator was placed on either flat bottom or granule substrate, and offered a certain scallop density (2-111 scallops/m²). In the third set of experiments, each predator was offered a certain scallop density (2-50 scallops/m² for sea stars and 2-56 scallops/m² for crabs) with a constant mussel density (50 mussels/m² for crabs and 56 mussels/m for sea stars).

In all experiments, the number of prey eaten by each predator was monitored twice daily. Consumed preys were replaced with live preys. Predation rate was calculated for each predator as the total number of prey eaten divided by the number of days of the experiment. Predator and prey behaviours were quantified throughout each experiment using personal observation. Foraging behaviours (proportion of time spent searching and handling) and encounter behaviours (encounter rate, the outcomes of encounters) were quantified (see Wong and Barbeau 2003 for a detailed description of behaviours). Total observation time ranged from 450-1 410 min/aquarium for sea stars, and 330-1 380 min/aquarium for rock crabs.

Sea stars and rock crabs originated from Passamaquoddy Bay, New Brunswick. Juvenile sea scallops were obtained from Sea Perfect Cultivated Products, Arichat, Nova Scotia. Prior to experiments, predators were starved to standardize hunger levels. Glass aquaria (30 cm high x 30 cm wide x 60 cm long) were used for substrate and prey density experiments; fibreglass tanks (120 cm diameter x 25 cm high) were used for multiple prey experiments. Flow through seawater was 10,6-14,0 °C; it was regulated between 0,5-1,5 L/min (aquarium) and 1-3 L/min (tanks).

Statistics and models

Data for predation rate and behaviours were analysed using analysis of variance, with substrate type, prey size, prey density, and/or presence of mussels as independent variables. Multiple comparisons were done using Student-Newman-Keuls or Ryan's Q test.

Functional response models were fit using non-linear regression. The type II functional response model used was $N_e = (aTN_i) / (1 + aT_h N_i)$, where N_e = number scallops eaten, a = rate of successful search (parameter), T = time spent foraging (constant), T_h = handling time per prey (parameter), N_i = scallop density (Hassell 1978). For the type III functional response, parameter a in the above equation was replaced with an inverse polynomial (see Wong *et al.*, submitted).

Preference was quantified by $\alpha_i = (r_i/n_i) / \sum (r_i/n_i)$, where the denominator is summed over all prey types q (Chesson 1989). a_i = deviation from random sampling of prey type i , r_i = number prey i eaten, n_i = number prey i in the environment. Various prey characteristics were quantified to identify mechanisms underlying preference. Energy content per prey was quantified by multiplying dry tissue weight by values of KJ/g dry weight found in the literature. Shell strength was measured as the force (N) to crack one valve using a tensometer (see Wong and Barbeau, submitted a).

Results

Substrate

Substrate type influenced sea star predation rate and encounter rate. Excluding flat bottom, predation rate on small scallops at high density tended to decrease with increasing particle size ($F_{3,5} = 2,55$, $p = 0,066$; figure 1a, c). Substrate type did not affect sea star predation of large scallops. Sea star encounter rate with small and large scallops at high density also tended to decrease with increasing particle size ($F_{3,50} = 2,88$, $p = 0,045$; figure 1b, d). Substrate did not effect rock crab predation or behaviours. See Wong and Barbeau (2003) for further details.

Prey density

Both predators had functional responses to increasing scallop density (figure 2a, e). In this paper, we present only figures for flat bottom, although results for flat bottom and granule substrate were similar (Wong *et al.*, submitted; Wong and Barbeau, submitted b). When predation rate was viewed as proportional mortality, it indicated a type III functional response for sea stars and a type II functional response for rock crabs. Scallop density had some effect on predator foraging and encounter behaviours; we present only our results for sea stars for succinctness. The proportion of time that sea stars spent

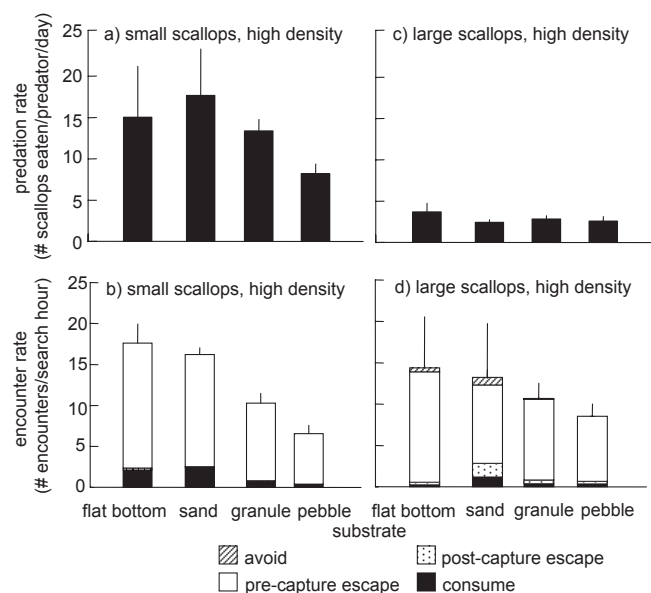


Figure 1. a, c) Mean predation rate of sea stars preying on juvenile sea scallops on various substrates. b, d) Mean encounter rate between sea stars and juvenile sea scallops. Portion of each bar are outcomes of encounters. Error bars are 1 S.E.; n=4. Small scallops: 11-15 mm SH; large scallops: 24-28 mm SH. High scallop density: 30 per aquarium.

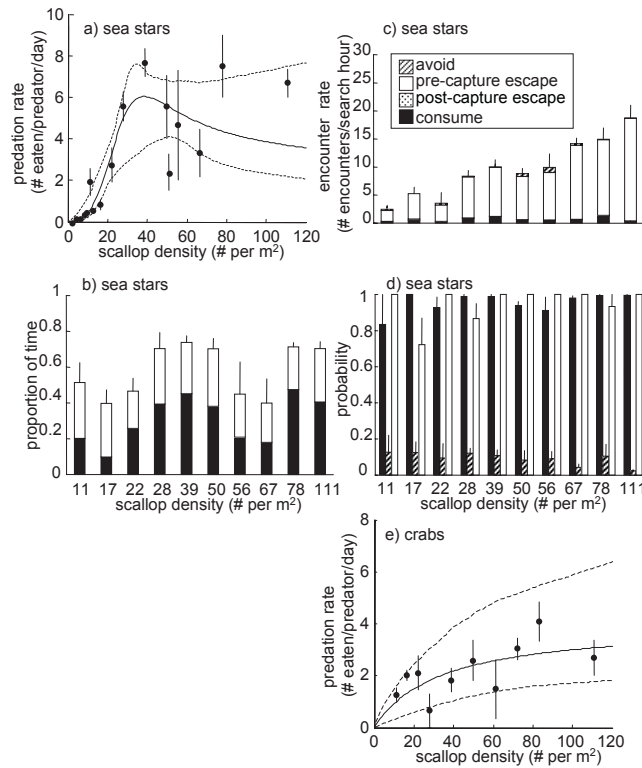


Figure 2. a, e) Observed predation rate (mean±S.E.) and estimated type III functional response model (—) for sea stars (a) and estimated type II functional response model (—) for rock crabs (e) preying on juvenile sea scallops. 90% confidence intervals are bound by dashed lines (---). n=4. b) Mean proportion of time sea stars spent searching for and handling scallops. Error bars are 1 S.E. for total proportion of time spent foraging. n=4. c) Mean encounter rate between sea stars and juvenile sea scallops. Portion of each bar are outcomes of encounters. Error bars are 1 S.E. bars for encounter rate. n=4. d) Encounter probabilities (mean, error bar=1 S.E.) of sea stars preying on juvenile sea scallops. Black bars=probability of attack upon encounter, striped bars=probability of capture upon attack, white bars=probability of consumption upon capture. n=1-4.

handling scallops tended to be higher at high prey densities than low prey densities on both substrates ($F_{9,9}=7.69, p=0.003$; figure 2b). Encounter rate between sea stars and scallops also tended to increase as prey density increased, and was significantly higher on flat bottom than on granule ($F_{9,9}=5.79, p=0.008$; figure 2c). Encounter probabilities did not change over prey density or substrate type (figure 2d). Note that the probability of capture upon attack was consistently lower than the probability of attack upon capture and the probability of consumption upon capture.

Multiple prey species

Sea stars had a strong preference for mussels at all scallop densities (figure 3a). Mussel energy content was higher than scallop energy content ($F_{97}=3.02, p=0.003$). Also, the probability of capture upon attack differed: it was always 1 for mussels, but was zero or close to zero for scallops (figure 3b, c).

Rock crabs showed preference at two scallop densities: at 50 scallops/m² scallops were preferred, while at 2 scallops/m² mussels were preferred (figure 3d). Mussel shell strength was significantly higher than scallop shell strength ($t_{138}=6.21, p<0.001$) and may have been important for crab

preference at 50 scallops/m². Encounter rate at 2 scallops/m² was lower with scallops than mussels, and may have been important for crab preference at this density (figure 3e, f). In other experiments, crabs preferred scallops when scallop density was much higher than mussel density (Wong and Barbeau submitted a).

Discussion

Our results have implications for the bottom culture of juvenile sea scallops. Substrate may play an important role for seeded scallop survival if sea stars are major predators at a seeding site, particularly if small scallops (<24 mm SH) are seeded. To achieve better survival, aquaculturists should seed scallops onto large sized particles. Substrate may not play an important role if large scallops are being seeded, or if crabs are the main predators at the seeding site. However, substrate type should still be considered, since it can affect movement behaviours of scallops (Winter and Hamilton 1985) and scallop growth (Brand 1991).

Both predators had a functional response to increasing scallop density, and aquaculturists can use this information to determine what density of scallops should be seeded to achieve highest survival. In our experiments, sea stars had a type III functional response, while crabs had a type II functional response. In previous field experiments, crabs appeared to have a type III functional response (Barbeau *et al.* 1994; Barbeau *et al.* 1998). Overall, these results indicate that proportional mortality of scallops is lowest at low or high density, and aquaculturists should seed scallops accordingly. However, some of these

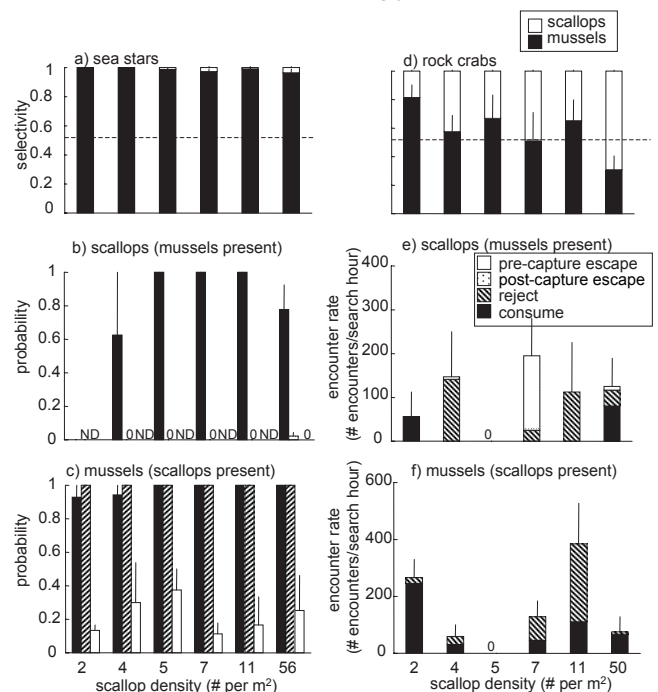


Figure 3. a, d) Sea star (a) and rock crab (d) preference measured by Chesson's selectivity index (i) when juvenile sea scallops and blue mussels were offered concurrently. Dashed line indicates no preference (=0.5). n=4. b, c) Encounter probabilities (mean, error bar=1 S.E.) between sea stars and scallops (b) and between sea stars and mussels (c). Black bars=probability of attack upon encounter, striped bars=probability of capture upon attack, white bars=probability of consumption upon capture. ND=no data. n=1-4. e, f) Mean encounter rate between crabs and scallops (e) and between crabs and mussels (f). n=2-4. Error bars are 1 S.E. for encounter rate.

strategies may have adverse effects: seeding high densities of scallops may attract predators to the site. Additionally, the type of functional response a predator has can be influenced by factors such as substrate type, water temperature, prey and predator size, predator sex, interspecific competition between predators, and multiple prey types (Lipcius and Hines 1986; Chesson 1989; Eggleston 1990; Mansour and Lipcius 1991).

Seeded scallops may be protected from predation if an alternative prey species is seeded concurrently with scallops. We observed a strong preference of sea stars for mussels over scallops. If sea stars are the major predators at a seeding site, aquaculturists may want to seed mussels concurrently with scallops. In particular, the alternative prey should be sessile and higher in energy content than scallops. If crabs are the major predators, aquaculturists may want to seed an alternative prey with lower shell strength than scallops, or seed the alternative prey at very high density relative to scallops. Predator preference can be strongly influenced by prey size (Molles and Pietruszka 1987), and aquaculturists should consider this factor when seeding multiple prey species.

References

- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling, B.G. Hatcher. 1998. Behavioural responses of predatory crabs and sea stars to varying density of juvenile sea scallops. *Aquaculture*, 169 : 87-98.
- Barbeau, M. A., B. G. Hatcher, R.E. Scheibling, A.W. Hennigar, L.H. Taylor, A.C. Risk. 1996. Dynamics of juvenile sea scallop (*Placopecten magellanicus*) and their predators in bottom seeding trials in Lunenburg Bay, Nova Scotia. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 53 : 2494-2512.
- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling, B. G. Hatcher, L. H. Taylor, A. W. Hennigar. 1994. Survival analysis of tethered juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* in field experiments: effects of predators, scallop size and density, site and season. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115 : 243-256.
- Brand, A. R. 1991. Scallop ecology: distributions and behaviour. In: Shumway, S.E. (Ed.), *Scallops: biology, ecology, and aquaculture*. Elsevier, Amsterdam, p. 517-584.
- Chesson, J. 1989. The effect of alternative prey on the functional response of *Notonecta hoffmani*. *Ecology*, 70 : 1227-1235.
- Cliche, G., M. Giguère, S. Vigneau. 1994. Dispersal and mortality of sea scallops, *Placopecten magellanicus* (Gmelin 1791), seeded on the sea bottom off Iles-de-la-Madeleine. *J. Shellfish Res.*, 13 : 565-570.
- Eggleston, D. B. 1990. Functional responses of blue crabs *Callinectes sapidus* (Rathbun) feeding on juvenile oysters *Crassostrea virginica* (Gmelin): effects of predator sex and size, and prey size. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1990, 143 : 73-90.
- Hassell, M.P. 1978. *The dynamics of arthropod predator-prey systems*. Princeton University Press, Princeton, N.J., U.S.A.
- Lipcius, R. N., A. H. Hines. 1986. Variable functional responses of a marine predator in dissimilar homogeneous microhabitats. *Ecology*, 67 : 1361-1371.
- Mansour, R. A., R. N. Lipcius. 1991. Density-dependent foraging and mutual interference in blue crabs preying upon infaunal clams. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 72 : 239-246.
- Molles, M. C., R. D. Pietruszka. 1987. Prey selection by a stonefly: the influence of hunger and prey size. *Oecologia*, 72 : 473-478.
- Winter, M. A., P. V. Hamilton. 1985. Factors influencing swimming in bay scallops, *Argopecten irradians* (Lamarch 1819). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 88 : 227-242.
- Wong, M. C., M. A. Barbeau. 2003. Effects of substrate on interactions between juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus* Gmelin) and predatory sea stars (*Asterias vulgaris* Verrill) and rock crabs (*Cancer irroratus* Say). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 287 : 155-178.
- Wong, M. C., M. A. Barbeau. Multiple prey species: preference and the functional response of sea stars (*Asterias vulgaris* Verrill) and rock crabs (*Cancer irroratus* Say) when preying on juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus* Gmelin) and blue mussels (*Mytilus edulis* Linnaeus). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* (submitted a).
- Wong, M. C., M. A. Barbeau. Rock crab predation of juvenile sea scallops: the functional response and its implications for bottom culture. *Aquaculture* (submitted b).
- Wong, M. C., M. A. Barbeau, M. Dowd. Behavioural mechanisms underlying the observed functional response of a marine benthic invertebrate. *Ecology* (submitted).

Effet du substrat sur la survie, la croissance et la dispersion du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*, Gmelin) d'élevage aux Îles-de-la-Madeleine

Bourgeois, M.¹, J.-C. Brêthes¹, M. Nadeau²

1. ISMER, UQAR, Rimouski, Québec

2. CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec

Résumé

L'effondrement des stocks de pétoncles géants aux Îles-de-la-Madeleine a conduit à un effort collectif de repeuplement depuis plusieurs années. Cependant, les zones exploitables et les sites actuellement utilisés pour lesensemencements de pétoncles sont principalement composés de substrat sableux. Certaines études préliminaires ont toutefois démontré l'effet négatif de ce substrat sur la survie, la croissance et la dispersion du pétoncle juvénile. Une série d'expériences a été réalisée en laboratoire et en milieu naturel pour évaluer l'impact du sable sur ces paramètres biologiques ainsi que sur la prédation par le crabe commun et l'étoile de mer commune. De plus, l'aménagement du sable par l'ajout de coquilles de pétoncles a été évalué. L'étude a permis de révéler que le sable est comparable au substrat graveleux pour la survie et la croissance du pétoncle. La dispersion est cependant plus importante sur le sable. L'ajout de coquilles sur ce substrat a permis de limiter la dispersion et la prédation par le crabe commun.

Introduction

Le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) est pêché commercialement aux Îles-de-la-Madeleine depuis 1965. Toutefois, son exploitation intensive a provoqué l'effondrement des stocks naturels en 1971. Afin d'aider à restaurer cette population, desensemencements commerciaux de pétoncles sont réalisés depuis quelques années et ont atteint 18,6 millions de juvéniles en 2002. Un objectif annuel de 35 à 50 millions de pétoncles est visé à moyen terme. Jusqu'à maintenant, lesensemencements ont été dirigés sur un substrat graveleux. Cependant, l'expansion escomptée pourrait se heurter à une limitation de substrat favorable. Aux profondeurs d'eau correspondant à l'habitat du pétoncle, les substrats graveleux sont limités, tandis que les substrats sableux représentent environ 70 % des fonds. De plus, quelques sites aquicoles actuels sont recouverts à environ 50 % d'un substrat sableux. Une série d'expériences s'est avérée nécessaire afin de vérifier l'intérêt du sable pour l'ensemencement de juvéniles et de tester, le cas échéant, une possibilité d'aménagement de ce substrat.

Méthodologie

Des expériences en bassins ont permis d'étudier la survie, la croissance et la dispersion des pétoncles juvéniles (25 mm) en présence de différents types de substrat: gravier, sable et sable aménagé avec des coquilles de pétoncles. La survie, la croissance et la prédation par le crabe (*Cancer irroratus*) et l'étoile de mer (*Asterias vulgaris*) ont été évaluées sur des substrats uniformes tandis que la dispersion a été étudiée par une expérience avec choix de substrat. Des expériences ont également été effectuées en milieu naturel. Des pétoncles juvéniles fixés sur des câbles plombés et disposés sur le fond ont été utilisés pour les expériences de survie et croissance. De petitsensemencements ont été effectués pour l'étude de la dispersion.

Abstract

Since a few years, scallop enhancements are carried out in the Magdalen Islands to help restoring the natural stocks following the fishery collapse. Most of the fishing and aquaculture sites are sandy. However, some preliminary studies showed that this substrate type has negative effects on survival, growth and dispersal of juvenile scallops. A series of laboratory experiments were carried out in order to test the effects of sand substrate on these biological parameters as well as on rock crab and sea star predation. The addition of scallop shells to the substrate was also tested. Survival and growth of juvenile scallops on sandy sediments were similar to those observed in gravel sediments. Scallop dispersal was more important on sand. However, the addition of shells to the substrate allowed limiting dispersal as well as crab predation.

Résultats

Les expérimentations en laboratoire ont clairement révélé que le type de substrat n'influait ni la survie (aucune mortalité) ni la croissance (aucune différence significative) des pétoncles géants juvéniles. Toutefois, une dispersion significativement plus importante sur le sable a été observée comparativement aux substrats de gravier et de sable-coquilles. Les pétoncles se sont comportés de façon similaire sur ces deux derniers substrats (figure 1).

Certaines observations tendent à démontrer également que les coquilles ont pu jouer un rôle protecteur pour les pétoncles contre la prédation par les crabes. Cependant, aucune différence significative n'a été décelée. L'hétérogénéité du substrat n'a pas semblé améliorer la survie des pétoncles face à l'étoile de mer.

Les résultats obtenus en milieu naturel sont plus limités. En raison d'une forte prédation par le crabe commun, la première

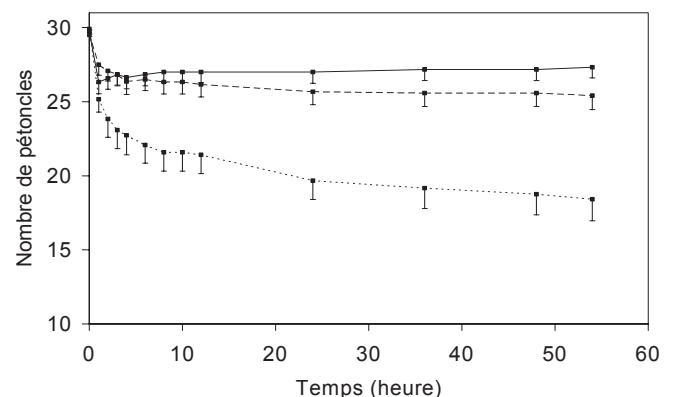


Figure 1. Abondance moyenne des pétoncles géants juvéniles retrouvés par substrat et par heure (avec la moitié de l'erreur type, gravier : ligne pleine; sable-coquilles : ligne pointillée et sable : ligne en point).

série d'expérience de survie et croissance en fonction du substrat a été abandonnée. De plus, lors de la première série d'expérimentation, une importante variation des résultats de dispersion a été obtenue. Une partie des travaux de dispersion a été reprise uniquement sur les substrats sable et sable-coquilles. Aucune différence importante entre les substrats n'a alors été notée.

Conclusion

Le substrat sableux se révèle comparable au plan de la survie et de la croissance du pétoncle juvénile que le gravier mais entraîne une dispersion plus importante des individus. L'ajout de coquilles semble être une alternative intéressante pour la réalisation d'ensemencement sur le sable puisqu'il permet de réduire la dispersion et offre un abri potentiel contre les prédateurs. Des travaux additionnels et le prolongement de la durée de l'expérimentation en milieu naturel sont toutefois nécessaires pour compléter les informations concernant cette stratégie d'aménagement.

Les réponses de fuite et la vitalité des pétoncles : *Chlamys islandica*, *Euvola ziczac* et *Placopecten magellanicus*

Guderley, H.¹, K. Brokordt¹, M. Lafrance¹, J. Himmelman¹, O. Nusetti², G. Cliche³, X. Jansoone¹, M. Nadeau³, M. Bourgeois⁴

1. Département de biologie, Université Laval, Québec, Québec
2. Escuela de Ciencias, Universidad del Oriente, Cumana, Venezuela
3. CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec
4. ISMER, UQAR, Rimouski, Québec

Étant donné que les réponses de fuite requièrent le bon fonctionnement des systèmes nerveux et musculaire, ces comportements complexes mais stéréotypés semblent une façon prometteuse d'évaluer l'état physiologique (« vitalité ») des pétoncles. Pour établir l'utilité de cette réponse comportementale comme indicateur de vitalité, il faut établir si les changements d'état physiologique modifient les réponses de fuite. En premier lieu, nous avons examiné si celles-ci varient en fonction du cycle reproducteur, compte tenu de l'investissement énergétique important pour les pétoncles adultes au cours de ce processus. En effet, il est bien connu que les réserves en glycogène musculaire diminuent de façon importante avec la maturation gonadique et la ponte. Nos expériences, réalisées avec *Chlamys islandica* et *Euvola ziczac*, examinaient les réponses de fuite (taux et nombre de « claps », temps de « claps » et le temps requis pour récupérer d'un épuisement) à différents moments du cycle reproducteur. Les réponses de fuite initiales ne changeaient guère durant le cycle reproducteur. Chez *Chlamys*, une réponse de fuite comportait en moyenne 28 « claps », le taux de « claps » était environ 13 par minutes et la fermeture suite à l'épuisement durait environ 30 minutes. La récupération complète d'un épuisement prenait six heures chez les *Chlamys* immatures, mais exigeait jusqu'à 18 heures chez les pétoncles en maturation gonadique et suite à la ponte. Un patron semblable s'est manifesté chez *Euvola*, où nous avons également remarqué que l'impact sur la récupération était proportionnel à l'investissement gonadique. L'investissement reproducteur influençait surtout la récupération des réponses de fuite épuisantes.

Par la suite, nous avons évalué si les réponses de fuite et la récupération des juvéniles de *Placopecten magellanicus* étaient modifiées par des stress subis par l'animal. Les stress étaient un changement de température (diminution de 10 °C) et une exposition à l'air suivie d'une diminution de température. Les réponses des animaux étaient examinées pendant une semaine, 12 heures après les stress. L'exposition au froid réduisait le nombre maximum de « claps » réalisé par les pétoncles, surtout lors des mesures prises en récupération. Une semaine d'exposition au froid amenait une acclimatation partielle du taux de « claps » et réduisait la durée de fermeture suite à l'épuisement. L'exposition à l'air n'a pas modifié l'impact de la diminution de température. Le transfert thermique avait donc un effet important sur les réponses de fuite.

Pour évaluer si les pétoncles de culture avaient des réponses de fuite semblables à celles des pétoncles sauvages, nous avons comparé des pétoncles de la même taille de ces deux provenances. Les réponses de fuite des pétoncles de culture étaient aussi bonnes sinon mieux que celles des pétoncles sauvages, sauf en ce qui concerne le taux de « claps » qui était plus grand chez les pétoncles sauvages.

Bien que nous ayons prédit un plus grand changement saisonnier des réponses de fuite chez les *Placopecten* de plus grande taille vue leur investissement reproducteur plus important,

les petits et les gros pétoncles (30 à 45 mm et 55 à 70 mm) démontraient une augmentation des taux de « claps » au fur et à mesure que l'été passait, spécifiquement au fur et à mesure que les températures diminuaient. Les réponses de fuite démontrent un optimum thermique aux alentours de 12 °C et un réchauffement à 19 °C réduit les taux de « claps » à la moitié des valeurs observées à 12 °C. En résumé, les réponses de fuite changent avec l'état physiologique des pétoncles, répondent aux changements des conditions environnementales et suggèrent que les pétoncles de culture possèdent une excellente réponse de fuite. Cependant, il est clair que pour éviter une prédation importante lors des ensemencements, il faut optimiser des conditions durant cette opération pour éviter des stress trop importants pour les pétoncles.

Méthodes de contrôle des étoiles de mer et des crabes utilisées dans le monde

Nadeau, M.

CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec

Different methods are used in the world for controlling starfish and crab densities on the sea bottom. Predator control strategies are sometime appropriate to improve the aquaculture production of mussels, oysters, clams and scallops. Predator control practices are also used to protect natural habitat from non-indigenous invasive species. Among the methods used we can list crab and starfish traps, crab fences, dredging, quicklime or brine water solution and diving collection. The efficiency of these different approaches is variable according to environmental circumstances.

Différentes approches sont utilisées à l'échelle mondiale pour contrôler les densités d'étoiles de mer et de crabes sur le fond marin dans l'objectif d'optimiser les ensemencements de pétoncles. Des missions au Japon ont permis de constater qu'un contrôle des étoiles de mer dans les secteurs d'ensemencement de pétoncles était réalisé au moment de la pêche. Toutes les étoiles draguées étaient récupérées et débarquées à terre. De plus, un dragage dirigé vers les étoiles de mer était réalisé après la saison de pêche ou avant l'utilisation d'un nouveau site d'ensemencement. L'utilisation de casiers à étoiles de mer a également été rapportée (figure 1). En Norvège, des efforts sont actuellement consacrés à la mise au point d'un système de clôture à crabes (Strand *et al.* 1999). Des structures équivalentes ont également été testées dans le cadre des ensemencements de pétoncles au Nouveau-Brunswick (Davidson L., MPO, comm. pers.). Les stratégies de contrôle privilégiées aux Îles-de-la-Madeleine rejoignent davantage l'approche japonaise. Les étoiles de mer sont récupérées au moment de la pêche et une pêche dirigée peut être menée avant l'exploitation d'un nouveau site. Des essais ont également été réalisés avec la drague faubert, série de vadrouilles traînées sur le fond dans lesquelles s'entremêlent les étoiles de mer (figure 2). Les premiers résultats peu satisfaisants dans le contexte des Îles ont amené l'arrêt des travaux.

D'autres méthodes de contrôle sont utilisées en aquaculture pour optimiser la survie des animaux d'élevage. Flimlin et Beal (1993) ont réalisé un document technique décrivant les principaux prédateurs des mollusques d'élevage et les méthodes de contrôle. En ostréiculture, l'utilisation de la drague faubert, de casiers à étoile de mer et de chaux est souvent rapportée pour



Figure 1. Casier japonais à étoiles de mer.



Figure 2. Drague faubert utilisée pour le contrôle des étoiles de mer.

limiter les densités d'étoiles de mer. Les crabes bleus et verts causent aussi des dommages entre autres à l'élevage de la palourde. L'utilisation de filets au-dessus des sites ensemencés, de casiers à crabe ou la récolte à la main est courante. L'ajout de gravier ou de coquilles cassées sur le fond est suggéré pour limiter l'efficacité de la recherche des proies par les crabes. En mytiliculture, on rapporte l'utilisation de saumure ou de chaux pour réduire les densités d'étoiles de mer sur les structures d'élevage.

Le contrôle des espèces envahissantes est aussi une activité importante dans cette région du globe. L'étoile de mer japonaise ou l'étoile de mer du Pacifique nord (*Asterias amurensis*) est arrivée dans les eaux australiennes et néo-zélandaises par les eaux de ballast de navires. Une équipe appelée le « National seastar task force » s'attaque à limiter les populations de cette espèce par des opérations de récolte en plongée et avec des casiers. De nombreuses informations sur le contrôle de cette espèce sont disponibles sur le réseau Internet. Les barrières de coraux sont également menacées par l'arrivée de l'étoile de mer « Crown of thorns » (*Acanthaster planci*). Outre des opérations de récolte, des essais sont menés pour l'utilisation de diverses méthodes alternatives dont l'utilisation d'une solution d'acide injectée dans les étoiles par les plongeurs (Hoey et Chin 2004). Finalement les populations de crabes verts gagnent du terrain dans certaines régions. Différentes méthodes conventionnelles (casiers, clôture, filet) sont utilisées pour limiter leur expansion.

Références

- Flimlin, G., B. Beal. 1993. Major predators of cultured shellfish. Northeastern regional Aquaculture center. University of Massachusetts. NRAC Bulletin 180, 6 p.
- Hoey, J., A. Chin. 2004. Crown-of-thorns starfish. In thin, A. (ed.) The state of the Great Barrier Reef On-line, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville. http://www.brmpa.gov.au/corp_site/info_services/publications/sotr/cots/index
- Strand, O., G.A. Haugum, E. Hansen, A. Monkan. 1999. Fencing scallops on the seabed to prevent intrusion on the brown crab *Cancer pagurus*. 12th Pectinid workshop proceedings, Bergen (Norway), p. 58-59

Predator density and use of defensive fences against crabs

Strand, Ø.

Institute of Marine Research, Shellfish Research Group, Bergen, Norway

Résumé

Cette étude présente des données sur l'abondance et la migration du crabe *Cancer pagurus* dans des sites d'ensemencement de pétoncles en Norvège, ainsi que des résultats d'une expérience d'élevage de pétoncles sur le fond en utilisant des barrières de protection contre les crabes. Le crabe *C. pagurus* est capable d'importantes migrations et peut être attiré vers des sites d'ensemencement de pétoncles. Les crabes semblent être retenus par les barrières de protection pour un temps de l'ordre de quelques jours. L'utilisation de casiers à crabes ne semble pas être un moyen efficace de contrôle des prédateurs. En octobre 2000, 18 000 pétoncles ayant des coquilles d'une hauteur moyenne de 49 mm ont été ensemencés sur une surface de 40 x 50 m à Toskasundet. Une barrière de protection d'une hauteur de 40 cm et faite de plaques d'aluminium lisses a été érigée autour de cette surface. Le taux de survie des pétoncles après trois ans était de 88 %. Seul 25 crabes ont été capturés et déplacés hors de la surface protégée. Les restes de coquilles prélevés dans cette surface correspondaient à environ 100 individus. La plupart des autres coquilles n'étaient pas endommagées. L'abondance de l'étoile de mer *Asterias rubens* suggère fortement que celle-ci était le prédateur responsable de cette mortalité. Si l'utilisation de barrières de protection se révèle économiquement rentable, cette technique pourrait avoir un intérêt dans la culture des pétoncles.

Abstract

This paper presents data on crab (*Cancer pagurus*) abundance and migration at scallop seeded sites, as well as results from an experimental scallop seabed culture in Norway using defensive fences against crabs. The crab *C. pagurus* shows extensive migration and may aggregate to seabed where scallops are released for culture. Crabs seem to remain in the area of fenced scallop culture no longer than a time scale of days, and experiments with potting crabs indicate that removing crabs has low effect in terms of predator control. In October 2000, 18 000 scallops with a mean shell height of 49 mm were released to an area (40 x 50 m) of the seabed in Toskasundet that was enclosed by a fence made of smooth 40 cm high plates of solid aluminium. The survival rate of scallops was 88 % after 3 years. Only 25 crabs were removed from the fenced area, and damaged shell remains collected from the fenced seabed accounted for about 100 individuals. Most other collected shells were undamaged, and the abundance of sea stars (*Asterias rubens*) strongly indicated that they were the main predator responsible for the mortality. Defensive fencing may be a viable option for scallop sea ranching, if proven cost-effective.

Introduction

Scallops are vulnerable to predation by decapods, and in sea ranching practice where juvenile scallops are released at the seabed for on-growing, crab predation has in many cases been defined as a primary mortality factor. There are abundant stocks of the crab *Cancer pagurus* in coastal waters of Norway and the first experimental releases of scallops on the seabed resulted in heavy predation (Bergh and Strand 2001, Strand *et al.* 2004). The low survival prompted the interest to develop fences on the seabed to prevent the crabs from accessing the scallops. This paper present data on crab (*C. pagurus*) abundance and migration at sites seeded by scallops, and results from an experimental scallop seabed culture using defensive fences against crabs.

Materials and method

Fenced seabed

In October 2000, 18000 scallops with a mean shell height of 49 mm were released to an area (40 x 50 m) of the seabed in Toskasundet that was enclosed by a fence made of smooth, 40 cm high plates of solid aluminium. The plates were held erected from a foot of concrete. Prior to seeding, crabs and sea stars within the fenced area were removed. During three years the site has been monitored weekly by divers, that included collection of all dead scallops (shell fragments), all crabs, and sea stars larger than 3 cm (Helland 2003). The fence was carefully inspected in order to ensure its integrity. The fenced-in-area was pre-marked by bottom lines in order to assist the divers' survey.

Crab density and migration

During August-September 1996, crabs (*C. pagurus*) were collected by divers from the area along the outside of experimental fenced seabed in Os and Bessaker, tagged and released at the spot of collection. The crabs were tagged by a plastic-strip on one of the walking legs, and this combined with notified sex and carapace width were used to identify the crab. Data on tagging and recapture were collected by divers twice a day during two periods in Bessaker (6-10 September and 14-19 October) and one in Os (21-25 October).

In Toskasundet, crabs (*C. pagurus*) were collected by five baited pots evenly located in the area along the outside of the fenced seabed. As part of the monitoring program (Helland 2003) the pots were examined weekly by divers and removed during periods of high crab abundance.

Results and discussion

Crab density and migration

Density estimates of crabs, considered as main predators on scallops released on bottom cultures, are in the scale of 4-12 crabs 100 m⁻¹ (*Cancer irroratus*; Barbeau *et al.* 1994, Cliche *et al.* 1994 and *Cancer pagurus*; Karlson and Christiansen 1996, Strand *et al.* 2004). These brachyuran crabs may show extensive migration and the number of crabs moving into a cultured seabed area add significant information to density estimates if the predation pressure on seeded scallops should be considered. The baited pots outside the fenced scallops in Toskasundet caught a total of 1 200 crabs (*C. pagurus*) in 2000-2001 (Strand *et al.* 2004). About 50 % of the crabs were taken between October and December following the release in 2000, while the remainder were caught the following year,

between July and December. The weekly monitoring up to the autumn 2003 indicates similar abundances of crabs with annual catches of an order of thousands. This gives us an idea of the scale of crab migration into this seeded area.

Tagging of crabs caught in the area along the outside of the experimental fenced seabed in Os and Bessaker showed recapture rates below 15 % after 1-4 days (Table 1), indicating that most crabs retain in the area along the fences no longer than a time scale of days. Karlson and Christiansen (1996) studied recapture of *C. pagurus* tagged and released within a study area of 3 700 m² in southern Norway. Between May and September they found an overall recapture rate of 28 % within an area less than 500 m from the study area.

Results from intensive crab trapping in Kilkieran Bay (Ireland) one month in advance of an experimental scallop seeding (Dao *et al.* 1996), showed catches of 47-138 kg per 72 traps (haul every 2-3 days). There were no significant decline in catches during the month prior to seeding, while a slight trend of increased number of the dominating crab species (including *C. pagurus*) could be seen over a five-day period after seeding. Indications of an aggregative response of crabs after scallop seeding have also been shown by other authors (Cliche *et al.* 1994, Strand *et al.* 2004).

In summary, the crab *C. pagurus* show extensive migration and may aggregate to seabed where scallops are released for culture. Crabs seem to retain in the area of fenced scallop culture no longer than a time scale of days, and experiences with potting crabs indicate that removing crabs has low effect in terms of predator control.

Table 1. Recapture of tagged crabs (*Cancer pagurus*) caught in the area along the outside of fenced seabed with seeded scallops.

Site	Period	Tagged individuals	Recapture day	Recaptured individuals	Recapture rate (%)
Bessaker	6-10 Sept	56	1-2	4	7,1
Bessaker	14-19 Oct	70	1-4	10	14,3
Os	21-25 Oct	17	3	1	5,9

Function of fence

During the period of three years, 25 crabs were removed from the fenced area. The intrusions were caused either by functional failure of the fence which originated from the installation, or by kelp which was caught up by the fence. This kelp is carried by the current along the bottom, and may be suddenly caught up in the fence, where it becomes a substrate by which the crab can climb over the fence. Drifting kelp, which could have caused problems around the fenced seabed, was observed mainly in November and December. The problem is now substantially reduced by using a kelp-catcher device in the current direction, avoiding the kelp to enter the fence.

Scallop survival on fenced seabed

The survival rate of scallops released to the fenced area was 87.7 % after 36 months (figure 1). Most of the mortality occurred during the first 7-8 months until May-June, when estimated survival was about 92 %. Damaged shell remains collected from the fenced seabed came to about 100 individuals. Most other collected shells were undamaged, and the abundance of

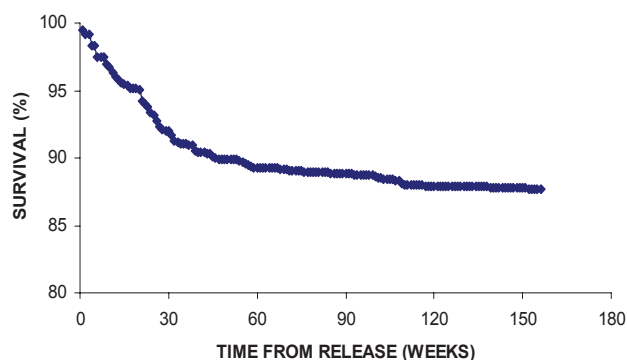


Figure 1. Survival rate of scallops released to the fenced area according to the time lap from releasing.

sea stars (*Asterias rubens*) strongly indicated that they were the main predator responsible for the mortality.

In summary, defensive fencing may be a viable option for scallop sea ranching, if proven cost effective. Development of alternative material for fencing to reduce cost of installation and operation is going on in Norway, but these have so far not shown the required defensive security. Related to the launching of sea ranching licenses (according to the new *Sea Ranching Act*) scaling up of production has started.

References

- Barbeau, M., R. B. Scheibling, B. G. Hatcher, L. H. Taylor, A. W. Hennigar. 1994. Survival analysis of tethered juvenile sea scallops *Placopecten magellanicus* in field experiments: effects of predators, scallop size and density, site and season. *Marine Ecology Progress Series*, 115: 243-256
- Bergh, Ø., Ø. Strand. 2001. Great Scallop, *Pecten maximus*, research and cultivation strategies in Norway: a review. *Aquaculture International*, 9(4) : 305-317
- Cliche, G., M. Giguère, S. Vigneau. 1994. Dispersal and mortality of sea scallop, *Placopecten magellanicus* (Gmelin 1791), seeded on the sea bottom off Îles-de-la-Madeleine. *Journal of Shellfish Research*, 13: 565-570
- Dao, J-C., P-G. Fleury., M. Norman, J-P. Mikolajunas, Ø. Strand. 1996. Scallop Seabed Cultivation in Europe. Concerted action 1993-1996, AIR2-CT93-1647. Intermediate Report No 2.
- Helland, E. 2003. Utvikling av gjerdeløsninger for kamskjell i bunnkultur [Development of fenced scallop seabed culture]. Final report to SND-Numario, Prosj n° 1607148
- Karlson, K., M. E. Christiansen. 1996. Occurrence and population composition of the edible crab (*Cancer pagurus*) on rocky shores of an islet on the south coast of Norway. *Sarsia*, 81: 307-314
- Strand, Ø., E. S. Grefsrud, G.A. Haugum, G. Bakke, E. Helland, T. Helland. 2004. Release strategies in scallop (*Pecten maximus*) sea ranching vulnerable to crab predation In: Stock Enhancement and Sea Ranching, K. Leber, S. Kitada, H.L. Blankenship & T. Svåsand (eds), Blackwell Science Ltd, Oxford.

Application d'un modèle matriciel de dynamique de population aux pétoncles géants ensemencés aux Îles-de-la-Madeleine - résultats préliminaires

Gagnery A.^{1,2}, M.A. Barbeau¹, M. Nadeau³, J. Watmough²

1. University of New Brunswick, Department of Biology, Fredericton, New Brunswick

2. University of New Brunswick, Department of Mathematics and Statistics, Fredericton, New Brunswick

3. CeMIM, DIT, MAPAQ, Cap-aux-Meules, Québec

Résumé

Un modèle matriciel de dynamique de population, initialement développé pour des populations de pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) ensemencés en Nouvelle-Écosse, est adapté et appliqué à des populations de pétoncles ensemencés aux Îles-de-la-Madeleine. Ce modèle prend en compte les trois processus qui régissent la dynamique des populations de pétoncles et qui, ultimement, déterminent la réussite des ensemencements : la prédation, la dispersion et la croissance des pétoncles. Le modèle a d'abord fait l'objet d'une paramétrisation adaptée au cas des Îles-de-la-Madeleine, puis il a été testé sur des ensemencements expérimentaux réalisés en 1996. Le sous-modèle de prédation a également été testé à partir de résultats expérimentaux conduits la même année.

Abstract

A population matrix model originally developed for populations of sea scallops (*Placopecten magellanicus*) seeded in Nova Scotia, was adapted and applied to the same species seeded in the Magdalen Islands. This model takes into account the three processes, which drive scallop population dynamics: predation, dispersal and growth. These processes determine the success of the seeding trials. Firstly, the model was specifically reparameterised according to the Magdalen Islands case. Secondly, the model was tested against experimental seeding trials conducted in 1996 in the Magdalen Islands. The predation sub-model was also tested against experiments conducted during the same year.

Introduction

Les populations naturelles de pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) des Îles-de-la-Madeleine ont été largement surexploitées au cours des années 1980. Afin de restaurer ces populations et de maintenir une activité de pêche aux pétoncles dans ce secteur, certains sites sont ensemencés avec des pétoncles capturés en mer puis prélevés en mer ou en lagune. Les sites ensemencés sont interdits à la pêche jusqu'à ce que les animaux aient atteint une taille commerciale. La rentabilité de cette activité dépend des taux de survie et de croissance des pétoncles sur les fonds ensemencés. Le taux de survie des pétoncles est en grande partie déterminé par la prédation (la mortalité naturelle est faible). Une rencontre avec un prédateur peut également entraîner une réponse de fuite des pétoncles et donc leur dispersion potentielle à l'extérieur des sites d'ensemencement. Le taux de croissance des pétoncles dépend des caractéristiques environnementales régnant dans les sites d'ensemencement et influence la durée d'élevage des pétoncles. Les processus de prédation, dispersion et croissance interagissent de façon complexe pour régir la dynamique des populations de pétoncles et déterminer la rentabilité des ensemencements en terme d'abondance et de biomasses récoltées. Le développement d'un modèle mathématique, prenant en compte ces trois processus, permettra de déterminer leur part respective dans la réussite des ensemencements et d'évaluer différentes stratégies d'ensemencement. Un tel modèle a été développé pour des ensemencements de pétoncles conduits en Nouvelle-Écosse (Barbeau et Caswell 1999). L'objectif de cette étude est d'adapter et d'appliquer ce modèle dans le contexte des ensemencements réalisés aux Îles-de-la-Madeleine.

Matériel et méthodes

Modèle utilisé

Le modèle développé par Barbeau et Caswell (1999) est un modèle matriciel reconstituant l'évolution de la structure démographique des populations de pétoncles.

La structure démographique est représentée par la hauteur de coquille de chaque individu et est discrétisée selon 10 classes de taille allant de 5 à 100 mm. Le modèle inclut également une structure spatiale simple : le site d'ensemencement est divisé en deux zones, c'est-à-dire, une zone plus ou moins restreinte où les pétoncles sont ensemencés et une zone intermédiaire située en périphérie de la zone d'ensemencement. Les pétoncles sont susceptibles de se déplacer d'une zone à l'autre ou d'émigrer à l'extérieur du site d'ensemencement.

À chaque pas de temps, le modèle calcule la densité de pétoncles présents dans chaque classe de taille et dans chaque zone, en faisant le bilan entre la croissance et les pertes par prédation et dispersion (figure 1). L'équation générale du modèle est représentée par (Caswell 2000) :

$$n_{t+1} = A_t^n \cdot n_t \quad (1)$$

où n_t représente la densité de pétoncles présents dans chaque classe de taille au temps t et A représente la matrice de projection au temps t et pour la densité de pétoncles n . La matrice A est constituée des différentes probabilités de transition associées à la survie (déterminée par la prédation), au déplacement et à la croissance des pétoncles.

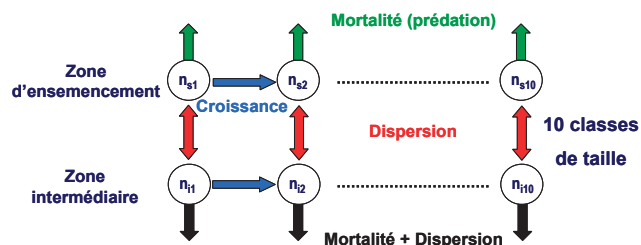


Figure 1 : Schéma conceptuel simplifié du modèle développé par Barbeau et Caswell (1999)

Test du modèle

Application aux ensemenés réalisés à petite échelle en 1996 aux Îles-de-la-Madeleine

Des ensemenés expérimentaux ont été conduits simultanément dans deux sites répliqués situés sur le fond de la Chaîne de la Passe (figure 2), au printemps puis à l'automne 1996. L'objectif de ces expériences visait à comparer la survie et la dispersion de pétoncles juvéniles selon 1) deux méthodes différentes de manutention avant l'ensemencement (expérimentations du printemps) et 2) deux tailles différentes de pé-

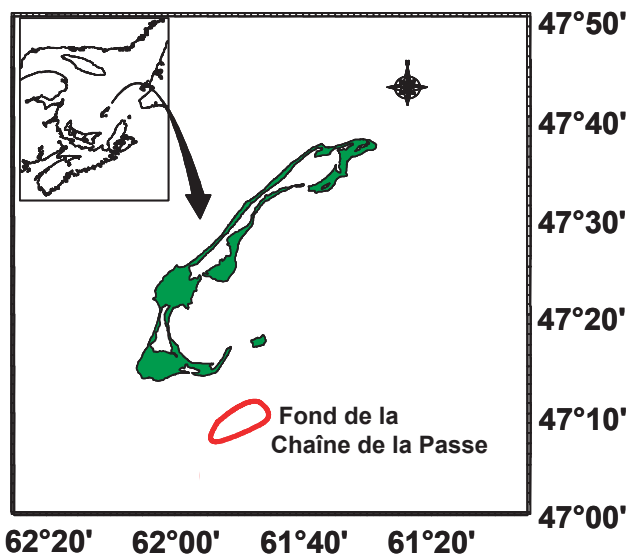


Figure 2 : Localisation du site d'étude.

toncles à l'ensemencement (expérimentations de l'automne). Le plan d'expérience est détaillé par Nadeau et Cliche (2004). A plusieurs reprises après l'ensemencement, les pétoncles vivants et morts ont été dénombrés dans la zone d'ensemencement (recensement complet de la zone) et estimés dans une zone intermédiaire située en périphérie de la zone d'ensemencement. Afin de tester le modèle sur ces ensemenés, plusieurs éléments du modèle ont été modifiés ou reparamétrés. Les pertes par prédation et dispersion ne sont pas indépendantes et toutes deux résultent de la rencontre entre un pétoncle et un prédateur (crabe ou étoile de mer). Le résultat d'une rencontre peut prendre différentes formes : survie ou mort; s'il y a survie, il peut y avoir déplacement ou non; s'il y a survie et déplacement, il peut y avoir migration d'une zone à une autre ou non. La probabilité associée à chacun de ces événements a été déterminée à partir d'un arbre de probabilités conditionnelles (Barbeau et Caswell 1999) et cette formulation a été conservée. Cependant, la taille et la densité des pétoncles et des prédateurs intervenant dans le calcul de la probabilité de rencontrer un prédateur ont été paramétrées d'après les valeurs estimées aux Îles-de-la-Madeleine (Tableau 1). Par ailleurs, l'ensemble des espèces prédatrices de pétoncles répertoriées aux Îles-de-la-Madeleine ont été incluses : le crabe commun, *Cancer irroratus*, le crabe araignée, *Hyas sp.*, ainsi que les étoiles de mer, *Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris* et *Crossaster papposus*. Les différents groupes (crabes et étoiles) sont pris en compte via le cumul des densités de

chaque espèce (Tableau 1) sans différencier le comportement de prédation des différentes espèces.

Les probabilités de migration d'une zone à l'autre et d'émigration du site, suite à un déplacement, ont été réestimées en fonction de la forme des zones expérimentales, c'est-à-dire carrée pour la zone d'ensemencement et octogonale pour la zone intermédiaire (voir Barbeau et Caswell 1999).

La croissance moyenne journalière des pétoncles est simulée par un modèle de type von Bertalanffy, ajusté sur des données de croissance mesurées aux Îles-de-la-Madeleine entre 1996 et 2001 (M. Nadeau, données non publiées) :

$$\frac{dH}{dt} = K (H_{\infty} - H) \quad (2)$$

où H_{∞} représente la hauteur asymptotique (mm). Ce paramètre a été fixé à 166,9 mm (Barbeau et Caswell 1999). Le paramètre K représente le taux maximal pour atteindre la hauteur asymptotique (jour^{-1}) et a été ajusté sur les observations (Tableau 1).

Les paramètres présentant une variabilité saisonnière (temps de recherche et de préhension d'un pétoncle par chaque type de prédateur et croissance des pétoncles) sont réestimés à chaque pas temps (c'est-à-dire un jour). Une nouvelle matrice de transition A est donc recalculée à chaque pas de temps.

Le sous-modèle de prédation a également pu être testé sur des résultats acquis lors de ces mêmes expérimentations. Des pétoncles ont été fixés sur le fond et les pétoncles vivants et morts ont été dénombrés à plusieurs reprises après l'ensemencement.

Résultats

Au printemps 1996, le modèle reproduit correctement les variations d'abondance de pétoncles vivants et morts dans la zone d'ensemencement (figure 3). Dans la zone intermédiaire, les variations temporelles simulées par le modèle et observées montrent les mêmes tendances. Cependant, l'abondance de

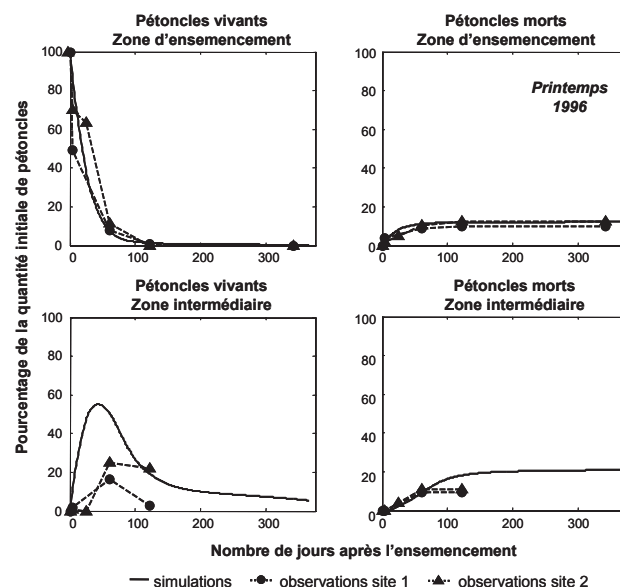


Figure 3 : Variations temporelles et spatiales des abondances de pétoncles vivants et morts simulées par le modèle et observées, lors de l'expérience du printemps 1996.

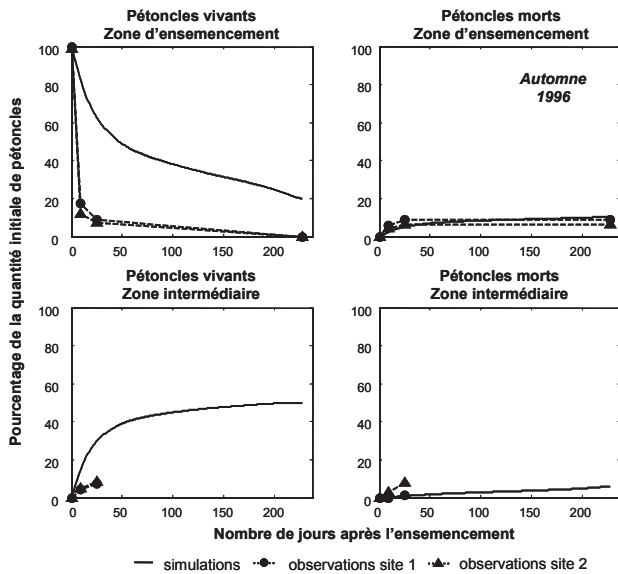


Figure 4 : Variations temporelles et spatiales des abondances de pétoncles vivants et morts simulées par le modèle et observées lors de l'expérience de l'automne 1996.

pétoncles vivants simulée semble fortement surestimée durant les 100 premiers jours après l'ensemencement. L'abondance de pétoncles morts dans la zone intermédiaire est correctement reproduite durant les 60 premiers jours après l'ensemencement, alors qu'au-delà de cette période, elle est surestimée. Globalement, le modèle semble sous-estimer l'émigration des pétoncles à l'extérieur du site d'ensemencement. D'après les simulations, les pertes de pétoncles sont d'abord associées à l'émigration, puis à la prédation par les crabes, puis par les étoiles de mer. D'après les observations, l'émigration constitue la cause majeure de pertes suivie par la prédation par les étoiles de mer, puis par les crabes.

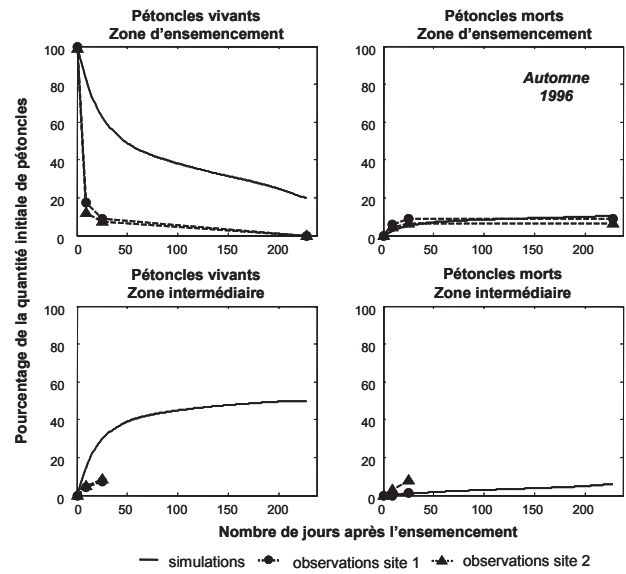


Figure 5 : Variations temporelles des abondances de pétoncles fixés morts simulées par le modèle et observées lors des expériences du printemps et de l'automne 1996.

En automne 1996, le modèle surestime fortement l'abondance des pétoncles vivants dans la zone d'ensemencement et dans les jours qui suivent l'ensemencement (figure 4). Parallèlement, le modèle reproduit correctement l'abondance de pétoncles morts dans la zone d'ensemencement. Dans la zone intermédiaire, l'absence de données observées après 30 jours rend difficile les comparaisons entre observations et simulations. Cependant, le modèle semble surestimer l'abondance des pétoncles vivants. Après l'émigration, les observations comme les simulations montrent des pertes de pétoncles associées à la prédation par les étoiles de mer.

Tableau 1 : Variables et paramètres du modèle^a

	Printemps 1996	Automne 1996	Référence	
Température de l'eau, T (°C)	Données horaires du 21/06/96 au 21/06/97		1	
Surface du site (m²)				
Zone d'ensemencement	25	49	2	
Zone intermédiaire	479	571	2	
Pétoncles ensemencés				
Hauteur moyenne de coquille (mm)	35	15 et 35	2	
Densité (nb ind.m ⁻²)	4,16	proportions = 50-50 % 4,08	2	
Prédateurs				
Taille (mm)				
	<i>Crabes</i>	4	4	3
	<i>Étoiles de mer</i>	150	150	4
Densité cumulée (nb ind.m ⁻²)				
	<i>Crabes</i>	0,12	0,01	2
	<i>Étoiles de mer</i>	0,58	0,54	2
Croissance des pétoncles				
Hauteur asymptotique, H _∞ (mm)	166,9	166,9	3	
Taux de croissance maximal, K (jour ⁻¹)	4,92 x 10 ⁻⁴	4,92 x 10 ⁻⁴	Cette étude	
Modulation saisonnière de la croissance, Q ₁₀	2	2	Cette étude	

a. ce tableau ne reprend que la paramétrisation qui est spécifique de l'adaptation du modèle au cas des Îles-de-la-Madeleine. Les valeurs des autres paramètres sont décrites dans Barbeau et Caswell (1999).

1. Nadeau, comm. pers.; 2. Nadeau et Cliche 2004; 3. Barbeau et Caswell 1999; 4. Nadeau et Cliche 1998.

Les expérimentations sur les pétoncles fixés montrent une activité prédatrice très élevée durant les premiers jours qui suivent l'ensemencement et que les simulations ne parviennent pas à restituer (figure 5). La mortalité plus élevée chez les pétoncles fixés que chez les pétoncles libres est à mettre en relation avec la procédure expérimentale (c'est-à-dire la fixation des pétoncles sur le fond), qui affecte la capacité d'un pétoncle à échapper à un prédateur. Selon Barbeau et Scheibling (1994), la procédure de fixation de pétoncles de 10 mm de hauteur de coquille entraîne une surestimation de près de 17 fois la prédation par les étoiles de mer alors qu'elle n'entraîne pas de modification du taux de prédation par le crabe. En dépit de l'introduction de ce facteur de correction pour les étoiles de mer dans les simulations, le modèle sous-estime la mortalité dans les jours qui suivent l'ensemencement. Au printemps 1996, la mortalité des pétoncles fixés était principalement due à la prédation par les étoiles de mer (Nadeau et Cliche 2004) tandis que les simulations montrent une prédation par les crabes légèrement plus élevée. En automne 1996, la mortalité a essentiellement touché les pétoncles de 30 à 45 mm qui ont été consommés par des crabes (Nadeau et Cliche 2004). Les pétoncles de 15 à 25 mm ont été principalement consommés par des étoiles de mer. Le modèle simule surtout une disparition des pétoncles de 15 à 25 mm qui ont été consommés par des étoiles.

Discussion

Les premiers tests du modèle sur des ensemencements expérimentaux conduits aux Îles-de-la-Madeleine montrent :

- Une bonne adéquation des simulations et des observations lors des estimations d'abondance de pétoncles vivants et morts dans la zone d'ensemencement au printemps 1996 et, plus généralement, une bonne adéquation entre les tendances observées et simulées par le modèle.
- Une difficulté du modèle à restituer les pertes de pétoncles et, dans certains cas, la principale origine de ces pertes. Si les simulations comme les observations estiment que la dispersion hors du site d'ensemencement est la principale cause de perte, le modèle la sous-estime néanmoins, plus particulièrement à l'automne où la dispersion s'est avérée importante. Dans le modèle, la dispersion ne peut avoir lieu que suite à une rencontre avec un prédateur. Néanmoins, d'autres facteurs pourraient entraîner un déplacement des pétoncles tels qu'une dispersion active accrue suite au redéploiement des pétoncles sur le fond, la recherche d'un substrat plus propice ou encore une dispersion passive due à l'hydrodynamisme local. De même, la présence d'autres prédateurs tels que des poissons plats pourrait influencer la dispersion des pétoncles. La seconde cause importante de perte des pétoncles est la prédation. Au printemps, le modèle estime une prédation par les crabes plus importante que par les étoiles de mer, étant donné la forte densité de crabes. Les observations mettent en évidence une mortalité par les étoiles de mer plus élevée, aussi bien pour les pétoncles libres que pour les pétoncles fixés. En automne, les simulations montrent une prédation par les étoiles de mer largement dominante du fait de la faible densité de crabes. Les observations fournissent des résultats contradictoires suivant que l'on considère les pétoncles libres et fixés. Ces différences peuvent être liées au fait qu'il est plus facile de reconnaître et de retrouver les restes d'un pétoncle consommé par une étoile de mer plutôt que par un

crabe. De la même façon, il est également possible qu'en automne, la densité de crabes ait été sous-estimée d'autant plus que la prédation des pétoncles fixés par les crabes a été importante.

- D'une façon générale, il convient de souligner que les observations peuvent être entachées d'une certaine imprécision. Si les abondances de pétoncles vivants dans la zone d'ensemencement sont précises, il est possible que les abondances de pétoncles morts dans cette zone le soient moins du fait de la difficulté à retrouver les fragments de coquilles laissés après consommation par les crabes. Les abondances de pétoncles dans la zone intermédiaire pourraient également être moins précises du fait que cette zone n'est pas complètement recensée.
- Une difficulté du modèle à restituer la mortalité élevée des pétoncles fixés dans les jours qui suivent l'ensemencement. Cette difficulté pourrait en partie être liée à une plus grande vulnérabilité des pétoncles dans les premiers jours suivant l'ensemencement ou encore à la présence d'autres prédateurs potentiels (par exemple, les poissons plats). Des simulations ont été réalisées en faisant débiter le modèle à la seconde date d'échantillonnage (c'est-à-dire quatre ou neuf jours après l'ensemencement), de façon à négliger les processus susceptibles d'augmenter la mortalité dans les premiers jours suivant un ensemencement et qui ne sont pas inclus dans le fonctionnement actuel du modèle. Ces simulations permettent grandement d'améliorer l'adéquation entre valeurs observées et simulées, que ce soit pour les pétoncles fixés comme pour les pétoncles libres et confirment l'hypothèse selon laquelle les pétoncles seraient plus vulnérables suite à un ensemencement. Cependant, cette plus grande vulnérabilité ne permet pas d'expliquer la mortalité très élevée observée à l'automne 1996 jusqu'à 30 jours après l'ensemencement. La mortalité supérieure observée en automne pourrait s'expliquer par un effet variable de la procédure de fixation des pétoncles. L'effet de la procédure de fixation des pétoncles reste, en effet, à évaluer dans le contexte des Îles-de-la-Madeleine où les prédateurs sont différents, de même que les tailles de pétoncles ensemencés.

Références

- Barbeau, M. A., H. Caswell. 1999. A matrix model for short-term dynamics of seeded populations of sea scallops. *Ecological Applications* 9: 266-287.
- Barbeau, M. A., R. E. Scheibling 1994. Procedural effects of prey tethering experiments : predation of juvenile scallops by crabs and sea stars. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 111 : 305-310.
- Caswell, H. 2000. *Matrix population models : construction, analysis, and interpretation*. Second edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Nadeau, M., G. Cliche. 1998. Predation of juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus*) by crabs (*Cancer irroratus* and *Hyas sp.*) and starfish (*Asterias vulgaris*, *Leptasterias polaris*, and *Crossaster papposus*). *J. Shellfish Res.* 17 : 905-910.
- Nadeau, M., G. Cliche. 2004. Évaluation de la survie des pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) juvéniles lors d'ensemencements expérimentaux menés aux Îles-de-la-Madeleine. MAPAQ, DIT, cahier d'information n° 140, 28 p.

Bilan de la rencontre plénière et recommandations

1^{er} mars 2004, de 15 h 30 à 18 h

Participants

Myriam Barbeau	Georges Cliche	Mélanie Bourgeois	James Wilson
Jean Lambert	Aline Gangnery	ylvain Vigneau	Sylvie Brulotte
Carlos Gaymer	Jean-Claude Brêthes	Michel Giguère	Sébastien Dupuis
David Arseneault	Melisa Wong	Jean Côté	
Madeleine Nadeau	Isabel Calderon	Benoît Thomas	
Denyse Hébert	Mike Marino	Robert Vaillancourt	
Guglielmo Tita	Steve Rebach	Helga Guderley	
Øivind Strand	Hugo Bourdages	John Himmelman	

- 1) Comprendons-nous les facteurs qui influencent l'impact de la prédation?
Do we understand the factors which affect predation impact?
- 2) Avons-nous assez d'information pour statuer sur l'impact de la prédation?
Do we have enough to agree about predation impact?
- 3) Quels facteurs nécessitent des études ultérieures?
Which factors need further study?
- 4) Doit-on s'en préoccuper?
Do we have to worry?

Recommandations
Recommendations

Résultats des discussions

Aspects biologiques

Il existe diverses informations sur la prédation des pétoncles et sur le comportement de leurs prédateurs. Toutefois les informations proviennent d'études réalisées à petite échelle. Que se passe-t-il à large échelle? Comment les prédateurs se comportent-ils? (Brêthes)

Il est vrai que la plupart des travaux ont été faits en bassins (Nadeau). Nous connaissons les principaux prédateurs, leur abondance, leur efficacité grâce à des travaux réalisés à petite échelle mais nous avons peu de données à large échelle. Il est encore difficile de déterminer si le contrôle des prédateurs est nécessaire ou non (Côté). Les études en milieu contrôlé ne représentent pas adéquatement ce qui se passe sur le terrain. Il faudrait réaliser davantage d'études sur le terrain, à petite échelle. (Arsenault)

La possibilité de préalimenter ou d'offrir des proies alternatives aux prédateurs est à analyser (Rebach). Quel est le rôle des autres proies et des autres aspects de la communauté sur la prédation? (Gaymer)

Il faut réfléchir sur le fait qu'il est possible que les conditions des sites d'ensemencement actuellement exploités ne soient pas adéquates. Il faut identifier où se trouvent les pétoncles juvéniles, dans une dynamique naturelle, par exemple : sur des sites plus hétérogènes. Est-ce que les individus juvéniles migrent ensuite vers les sites où l'on retrouve les adultes? (Himmelman)

La présence des juvéniles d'origine sauvage est notée sur les sites d'ensemencement actuels des Îles-de-la-Madeleine (Vigneau). Mais peut-être que ces juvéniles ont migré de sites de fixation? (Himmelman)

Du point de vue de la stratégie de l'ensemencement, ne faudrait-il pas oublier l'étape de prélevage et augmenter les ensemencements directs? (Thomas)

La taille des individus juvéniles à l'ensemencement peut être une variable qui améliorera la survie mais l'aspect économique doit être évalué. Pour cette question, le Japon et la Nouvelle-Zélande ont adopté deux approches différentes qui sont toutes les deux rentables. (Vigneau)

L'exemple de la Nouvelle Zélande est important. Ils ont eu des problèmes au début des années 1990. En 1998 et 1999, ils ont obtenu de meilleurs résultats en lien avec une meilleure manutention des pétoncles juvéniles et une meilleure qualité des individus juvéniles avant l'ensemencement (Strand). Les jeunes sont stressés à l'ensemencement. Il faut leur offrir de meilleures chances de survie (Guderley). La suggestion de maintenir des juvéniles en cage en suspension près du fond avant un ensemencement n'est pas réalisable pour de larges ensemencements mais est à tenter pour de plus petits ensemencements (Côté). Le choix du moment de l'ensemencement selon le stress thermique vécu par les pétoncles et l'activité des prédateurs (surtout le crabe) est important. (Guderley)

S'attaque-t-on au bon problème? Malgré la prédation, il existe des populations naturelles sur le fond. Il faudrait travailler davantage sur la qualité des pétoncles ensemencés (Giguère). L'impact de la prédation semble se produire à court terme après un ensemencement, le temps à ce que le pétoncle s'acclimate à son nouveau milieu et se trouve un abri. Sa qualité est donc importante. (Guderley, Nadeau)

La période durant laquelle se font les ensemencements aux Îles correspond à la période durant laquelle les crabes sont les plus actifs. Un ensemencement durant la période de mue des crabes (dès la fin de l'hiver) pourrait être préférable. (Lambert) Le choix du moment d'ensemencement selon le stress

thermique vécu par les pétoncles et l'activité des prédateurs (surtout crabe) est important. (Guderley) Le choix de la période de l'ensemencement pourrait être guidé par le système des câbles plombés en cours d'essais. (Cliche)

On pourrait essayer de tenir compte des courants dans le choix de l'endroit où se fait l'ensemencement, compte tenu de l'impact de la turbulence sur la répartition des odeurs dans l'eau. (Guderley, Arsenault)

Il n'est pas certain que nous connaissions bien l'impact de la prédation. Il faudrait regarder la mortalité à court terme après un ensemencement. (Himmelman)

Il est nécessaire d'avoir de bons échantillonnages lors des suivis commerciaux, par exemple en réduisant le pas d'échantillonnage. (Barbeau)

L'analyse des contenus stomacaux pourrait permettre d'évaluer les proies consommées par les prédateurs (Rebach)

Il existe beaucoup d'information disponible qui peuvent permettre d'empêcher des erreurs qui ont été faites par exemple au Chili. (Gaymer)

Il faudrait retourner voir lesensemencements à grande échelle de la Nouvelle-Zélande et au Japon pour profiter de leur expertise. (Cliche)

Le rapport de la biomasse prédateur/proie sur un site donné pourrait nous donner une idée sur l'impact de la prédation. (Sébastien Dupuis)

La diminution rapide des pétoncles observée lors desensemencements expérimentaux ne doit pas être associée uniquement à la prédation mais également à la dispersion. (Nadeau). Les travaux de modélisation devront en tenir compte.

Aspect économique

Un avis économique pourrait apporter à l'analyse de l'impact de la prédation qui tiendrait compte entre autre de la dépréciation, des taux d'intérêts et des modèles biologiques. Est-ce que le contrôle des prédateurs vaut la peine économiquement? (Wilson)

Il est nécessaire de mettre ensemble les aspects biologiques et économiques. (Tita)

Recommandations

- 1) Documenter davantage les aspects de la dynamique de la prédation sur desensemencements à grande échelle :
 - Migration des prédateurs;
 - Contenus stomacaux, rapport biomasse prédateur/proie;
 - Observations du comportement alimentaire des étoiles de mer sur le terrain (observations en plongée?).
- 2) Examiner l'aspect de la qualité des juvéniles à l'ensemencement :
 - Informations physiologiques, capacité de fuite suite au stress du transfert;
 - Acclimatation des pétoncles à leur nouveau milieu (par exemple : Cages en suspension près du fond);
 - Comportements de fuite selon les prédateurs et la période de l'année.
- 3) Documenter davantage certaines variables biologiques :
 - Effet de la taille des juvéniles;
 - Effet des courants;
 - Sélection des sites;
 - Sélection de la période de l'année pour lesensemencements, par exemple : selon température et comportement alimentaire des prédateurs.
- 4) Envisager des missions en Nouvelle-Zélande et Japon durant la période desensemencements à grande échelle pourraient permettre d'améliorer rapidement certaines pratiques pectinicoles.
- 5) Poursuivre desensemencements expérimentaux afin de compléter les travaux de modélisation desensemencements.
- 6) Coupler les modèles biologiques à des modèles économiques.
- 7) Mettre en place une modélisation biologique devra tenir compte des différentes espèces de prédateurs sur un site donné et de leur potentiel de prédation respectif.

Liste et coordonnées des participants

Québec

Bourdages, Hugo

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et des Océans
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4
Courriel : BourdagesH@dfo-mpo.gc.ca

Bourgeois, Mélanie

Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
107-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3
Courriel : melanie.bourgeois@mapaq.gouv.qc.ca

Brêthes, Jean-Claude

Institut des sciences de la mer
Université du Québec à Rimouski
310, allée des Ursulines, C.P. 3300
Rimouski (Québec) G5L 3A1
Courriel : jean-claude_brethes@uqar.qc.ca

Brulotte, Sylvie

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4
Courriel : BrulotteS@dfo-mpo.gc.ca

Calderon, Isabel

Société de développement de l'industrie maricole
466, rue Arnaud
Sept-Îles (Québec) G4R 3B1
Courriel : isabel.calderon@sodim.org

Cliche, Georges

Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
107-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3
Courriel : georges.cliche@mapaq.gouv.qc.ca

Côté, Jean

Pec-Nord inc./IMAQUA
1363, avenue Maguire, bureau 305
Sillery (Québec) G1T 1Z2
Courriel : jean.ct1@sympatico.ca

Dupuis, Sébastien

Direction régionale de la Côte-Nord
466, rue Arnaud
Sept-Îles (Québec) G4R 3B1
Courriel : sebastien.dupuis@mapaq.gouv.qc.ca

Gaudet, Maurice

Direction régionale des Îles-de-la-Madeleine
101-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3
Courriel : maurice.gaudet@mapaq.gouv.qc.ca

Giguère, Michel

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4
Courriel : giguere@dfompo.gc.ca

Guderley, Helga

Département de biologie
Pavillon Alexandre-Vachon, local 4062D
Université Laval
Québec (Québec) G1K 7P4
Courriel : Helga.Guderley@bio.ulaval.ca

Hébert, Denyse

Pétoncles 2000
55, route 199
Fatima (Québec) G4T 2H6
Courriel : petoncle@sympatico.ca

Himmelman, John

Département de biologie
Université Laval
Pavillon Alexandre-Vachon, local 2064A
Québec (Québec) G1K 7P4
Courriel : John.Himmelman@bio.ulaval.ca

Lambert, Jean

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4
Courriel : lambertj@dfo-mpo.gc.ca

Nadeau, Madeleine

Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
107-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3
Courriel : madeleine.nadeau@mapaq.gouv.qc.ca

Pereira, Selma

Pêches et Océans Canada
235, chemin Principal, bureau 206
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1R7
Courriel : PereiraS@dfo-mpo.gc.ca

Richard, Jocelyn

Les Moules de Gaspé inc.
153, boul. Renard Ouest
Rivière-au-Renard (Québec) G4X 5B1

Tita, Guglielmo

Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
107-125, chemin du Parc
Cap-aux-Meules (Québec) G4T 1B3
Courriel : guglielmo.tita@partenaires.mapaq.gouv.qc.ca

Thomas, Benoît

Centre aquacole marin de Grande-Rivière
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
6, rue du Parc, C.P. 340
Grande-Rivière (Québec) G0C 1V0
Courriel : benoit.thomas@mapaq.gouv.qc.ca

Vaillancourt, Robert

Société de développement de l'industrie maricole
137-3, rue de la Reine
Gaspé (Québec) G4X 1T5
Courriel : robert.vaillancourt@sodim.org

Vigneault, Sylvain

Pétoncles 2000
55, Route 199
Fatima (Québec) G4T 2H6
Courriel : petoncle@sympatico.ca

Wilson, James

Département économie et gestion professeur
Université du Québec à Rimouski
300, allée des Ursulines
Rimouski (Québec) G5L 3A1
Courriel : james_wilson@uqar.qc.ca

Provinces maritimes**Arsenault, David J.**

Programme de crédit d'impôt pour la RS&DE
Agence des douanes et du revenu du Canada
50, rue King
Moncton (New Brunswick) E1C 8P2
Courriel : DavidJ.Arsenault@ccra-adrc.gc.ca

Barbeau, Myriam A.

Department of Biology
University of New Brunswick
Bag Service #45111
Fredericton (New Brunswick) E3B 6E1
Courriel : mbarbeau@unb.ca

Gagnery, Aline

Ifremer
Lab Environnement Ressources de Normandie
Avenue du Général de Gaulle - BP 32
14 520 Port En Bessin - France
Courriel : agangner@ifremer.fr

Niles, Monique

Centre des pêches du Golfe
Pêches et Océans Canada
343, avenue de l'Université, C.P. 5030
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

Wong, Melissa

A/S de Myriam Barbeau
Department of Biology
University of New Brunswick
Bag Service #45111
Fredericton (New Brunswick) E3B 6E1
Courriel : l79y1@unb.ca

Autres**Gaymer, Carlos F.**

Center for Advanced Studies in Arid Zones
Departamento de Biología Marina
Universidad Católica del Norte
Casilla 117, Coquimbo, Chile
Courriel : cgaymer@ucn.cl

Marino, Michael

School for Marine Science and Technology
University of Massachusetts - Dartmouth
838 S. Rodney French Blvd.
New Bedford, MA 02744-1221 USA
Courriel : mmarino@umassd.edu

Rebach, Steve

North Carolina Sea Grant
North Carolina State University
Box 8605, 101-E 1911 Bldg.
Raleigh, NC 27695-8605, USA
Courriel : srebach@ncsu.edu

Strand, Øivind

Institute of Marine Research
Shellfish Research Group
P.O. Box 1870 Nordnes
N-5817 Bergen, Norway
Courriel : oivind.strand@imr.no

