



Fisheries
and Oceans

Pêches
et Océans

Science

Sciences

Revue de la littérature scientifique concernant les effets environnementaux potentiels de l'aquaculture sur les écosystèmes aquatiques

Volume I

Effets environnementaux à distance de la pisciculture marine
(B.T. Hargrave)

Effets écosystémiques de l'élevage de bivalves marins
(P. Cranford, M. Dowd, J. Grant, B. Hargrave et S. McGladdery)

Utilisation de produits chimiques en pisciculture marine au Canada :
étude des pratiques actuelles et effets possibles sur l'environnement
(L.E. Burridge)

Les études ont été publiées dans le document suivant :

Fisheries and Oceans Canada. 2003. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Volume 1. Far-field environmental effects of marine finfish aquaculture (B.T. Hargrave); Ecosystem level effects of marine bivalve aquaculture (P. Cranford, M. Dowd, J. Grant, B. Hargrave and S. McGladdery); Chemical use in marine finfish aquaculture in Canada: a review of current practices and possible environmental effects (L.E. Burridge). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2450: ix + 131 p.

AVANT-PROPOS

Contexte

Le gouvernement du Canada est déterminé à assurer le développement responsable et durable de l'industrie aquacole au Canada. Le Programme d'aquaculture durable (PAD) de 75 millions de dollars annoncé par le ministre des Pêches et des Océans en août 2000 traduit clairement cet engagement. Ce programme vise à soutenir le développement durable du secteur aquacole, surtout en améliorant la confiance du public envers l'industrie et la compétitivité globale de celle-ci. Veiller à ce que l'industrie fonctionne dans des conditions durables sur le plan environnemental constitue une responsabilité essentielle du gouvernement fédéral.

À titre d'organisme fédéral responsable de l'aquaculture, Pêches et Océans Canada (MPO) est déterminé à prendre des décisions éclairées qui reposent sur des données scientifiques éprouvées en ce qui concerne l'industrie aquacole. Le MPO mène un programme de recherches scientifiques pour améliorer ses connaissances sur les effets de l'aquaculture sur l'environnement. Le Ministère collabore également avec des intervenants, les provinces et l'industrie à la coordination des recherches et à l'établissement de partenariats. Le MPO contribue au Programme de l'aquaculture durable du gouvernement fédéral en passant en revue la littérature scientifique qui aborde les effets possibles de l'aquaculture sur les écosystèmes marins et d'eau douce.

Objectif et portée

Désignée projet sur l'état des connaissances, cette revue de la littérature définit l'état actuel des connaissances scientifiques sur les effets de l'élevage de poissons et de mollusques en mer et de la pisciculture en eau douce et fait des recommandations de recherches futures. La revue, qui se concentre surtout sur les connaissances scientifiques applicables au Canada, les aborde sous trois thèmes principaux : les impacts des déchets (éléments nutritifs et matière organique), les produits chimiques utilisés par l'industrie (pesticides, médicaments et agents antisalissures) et les interactions entre les poissons d'élevage et les espèces sauvages (transfert de maladies et interactions génétiques et écologiques).

Cette revue présente les effets environnementaux possibles de l'aquaculture documentés dans la littérature scientifique. Les effets environnementaux des activités aquacoles dépendent du site, des conditions environnementales et des caractéristiques de production de chaque établissement aquacole. L'examen résume les connaissances scientifiques disponibles mais ne constitue pas une évaluation des activités aquacoles spécifique au site. L'examen ne porte pas non plus sur les effets de l'environnement sur la production aquacole.

Les articles sont destinés à un auditoire de scientifiques et de personnes bien informées, notamment des personnes et des organisations participant à la gestion de la recherche sur les interactions environnementales de l'aquaculture. Les articles visent à soutenir la prise

de décision sur les priorités de recherche, la mise en commun de l'information et les interactions entre diverses organisations concernant les priorités de recherche et les partenariats de recherche possibles.

Rédigées par des scientifiques du MPO ou sous leur supervision, les articles ont été contrôlés par des pairs, ce qui assure qu'ils sont à jour au moment de leur publication. Après la publication de toute la série d'articles sur l'état des connaissances, des recommandations de recherches ciblées et rentables seront faites.

Série sur l'état des connaissances

Dans le cadre du projet de l'état des connaissances, le MPO prévoit publier douze articles de synthèse portant chacun sur un aspect des effets environnementaux de l'aquaculture. Le présent volume contient les trois articles suivants : Effets environnementaux à distance de la pisciculture marine, Effets écosystémiques de l'élevage de bivalves marins et Utilisation de produits chimiques en pisciculture marine au Canada : étude des pratiques actuelles et effets possibles sur l'environnement.

Renseignements supplémentaires

Pour de plus amples renseignements sur un article, veuillez communiquer avec son auteur principal. Pour de plus amples renseignements sur le projet de l'état des connaissances, veuillez communiquer avec :

Sciences de l'environnement
Sciences des pêches, de l'environnement et
de la biodiversité
Secteur des Sciences
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

Sciences de l'aquaculture
Sciences de l'aquaculture et des
océans
Secteur des Sciences
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

EFFETS ENVIRONNEMENTAUX À DISTANCE DE LA PISCICULTURE MARINE

B.T. Hargrave

Sciences du milieu marin, Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

RÉSUMÉ

Ce document évalue les connaissances actuelles et les recherches nécessaires pour déterminer la capacité des eaux côtières à soutenir une industrie de pisciculture marine durable. Une question centrale est de savoir quels méthodes, observations environnementales et modèles existent ou sont requis pour déterminer la capacité de régions côtières à assimiler les apports supplémentaires de matières dissoutes ou particulières provenant des piscicultures.

Pillay (1992) a passé en revue les principaux effets environnementaux de tous les types d'aquaculture à l'échelle mondiale. Depuis une décennie, plusieurs groupes internationaux ont abordé divers enjeux environnementaux liés au développement de la pisciculture marine (Rosenthal, 1988 et 1994; GESAMP, 1991 et 1996; Buerkly, 1993; Stewart *et al.*, 1993; Ervik *et al.*, 1994a et 1997; Stewart, 1994 et 2001; Rosenthal *et al.*, 1995; Silvert et Hargrave, 1995; Burd, 1997; Goldberg et Triplett, 1997; Milewski *et al.*, 1997; Fernandes *et al.*, 2000; Harvey, 2000; Milewski, 2000; EVS, 2001; Holmer *et al.*, 2001). Une bonne partie de l'information présentée dans ces publications sur les interactions entre la pisciculture et l'environnement porte sur les modifications mesurables à courte distance de variables, liées à l'eau et aux sédiments, sensibles à des apports supplémentaires de matière organique et d'éléments nutritifs.

Malgré la difficulté d'observer les effets à distance, la littérature sur le sujet indique que des effets écosystémiques du développement de la pisciculture marine ont été mesurés à certains endroits. Ces impacts à distance peuvent être rangés en trois catégories : eutrophisation, sédimentation et effets sur le réseau trophique.

On observe couramment une quantité accrue de particules en suspension à proximité immédiate des enclos à poissons. Lorsque des granules de nourriture sont distribués manuellement ou par des distributeurs automatiques, une fine poussière peut être transportée dans l'air ou piégée à la surface de l'eau et s'étendre sur une grande superficie. Les granules de nourriture non consommés et les excréments de poisson entraînent habituellement une hausse des concentrations locales de particules en suspension ou déposées au fond. Bien qu'on suppose qu'une bonne partie de cette matière se dépose rapidement près des enclos d'élevage (Gowen *et al.*, 1994; Silvert, 1994e; Findlay *et al.*, 1995; Findlay et Watling, 1997), elle peut être transportée horizontalement et se disperser considérablement, particulièrement là où il y a de forts courants (Sutherland *et al.*, 2001; Cromey *et al.*, 2002). Dans les eaux côtières du Danemark, Holmer (1991) a échantillonné de la matière provenant directement d'une

pisciculture jusqu'à 1,2 km de celle-ci. La mesure dans laquelle la remise en suspension et le transport latéral accroissent la sédimentation à des endroits éloignés des sites piscicoles dépend de processus physiques et sédimentologiques. Les courants de marée, la circulation résiduelle, les régimes de turbulence, l'énergie des vagues et du vent ainsi que la floculation (formation d'agrégats) déterminent la dispersion des particules à grande échelle. Les distances et les emplacements des accumulations sont propres à chaque site et dépendent de la topographie du fond, des courants et des processus d'érosion et de floculation qui influent sur le temps de séjour de la matière tant dans la colonne d'eau (Sutherland *et al.*, 2001) qu'au fond (Milligan et Loring, 1997).

Des composés précis associés à la matière organique, comme des acides gras, des protéines digestibles, des stérols, le soufre élémentaire, le pristane, les isotopes stables du carbone et de l'azote (Li-Xun *et al.*, 1991; Johnsen *et al.*, 1993; Findlay *et al.*, 1995; McGhie *et al.*, 2000) et des éléments traces, comme le zinc, pouvant servir de traceurs des granules de nourriture à poisson ont été mesurés dans des sédiments de surface pour déterminer la dispersion à distance (Ye *et al.*, 1991; McGhie *et al.*, 2000; Sutherland *et al.*, 2002; Yeats 2002). La modification du type de fond par le dépôt accru de matière fine floculée, donnant un sédiment plus fin, pourrait expliquer l'hypothèse voulant que l'établissement d'une salmoniculture ait entraîné l'abandon d'une frayère par une population de homards (Lawton et Robichaud, 1991). Toutefois, les salmonicultures peuvent aussi avoir un effet inverse, soit d'occasionner des concentrations de homards. Les sites salmonicoles pourraient offrir aux homards un refuge contre leur exploitation.

L'eutrophisation est le processus d'enrichissement naturel ou anthropique d'écosystèmes aquatiques en éléments nutritifs inorganiques (Jørgensen et Richardson, 1996; Strain et Yeats, 1999; Cloern, 2001). L'eutrophisation à long terme de milieux estuariens ou côtiers découle de l'apport de substances nutritives dissoutes organiques ou inorganiques et d'une demande biologique en oxygène (DBO) accrue due à la décomposition de matière de toutes les sources (Rosenberg, 1985; Costa-Pierce, 1996; Johannessen et Dahl, 1996; Cloern, 2001). Des éléments nutritifs inorganiques dissous provenant de piscicultures ou régénérés à partir de sédiments enrichis en matière organique sédimentée sous les enclos à poisson peuvent stimuler la production phytoplanctonique et accroître la demande en oxygène. Il est souvent difficile d'estimer exactement l'apport d'éléments nutritifs et de matière organique provenant d'une pisciculture lorsque les sources possibles et les facteurs environnementaux sont nombreux (Einen *et al.*, 1995; Strain *et al.*, 1995). Des modèles peuvent aider à déterminer les quantités relatives d'apports organiques provenant de l'aquaculture et de sources naturelles (transport par les cours d'eau ou les marées, précipitations et production phytoplanctonique et macroalgale) ou anthropiques (Valiela *et al.*, 1997). Le niveau d'enrichissement en éléments nutritifs dépend de l'ampleur de l'exploitation aquacole, des caractéristiques hydrographiques locales, de l'ampleur des autres sources par rapport à l'aquaculture et de processus internes, comme l'absorption par les algues phytoplanctoniques ou autres, le recyclage interne, la remise en suspension de matière fine et l'absorption par les communautés salissantes qui colonisent les enclos.

Les effets de l'eutrophisation peuvent s'étendre aux zones littorales ou intertidales peu profondes. Soumises à des mouvements quotidiens d'eau et de sédiment, les zones intertidales subissent l'influence de processus à grande échelle qui régissent les flux de matières particulaires et dissoutes dans un réseau d'échancures de la côte. L'enrichissement en éléments nutritifs peut favoriser le développement de grands herbiers de macroalgues (Soulsby *et al.*, 1982; Petrell *et al.*, 1993; Campbell, 2001), qui ont une forte capacité d'absorption d'éléments nutritifs (Chopin et Yarish, 1999; Chopin *et al.*, 2000) et peuvent influencer sur la faune benthique en modifiant les taux de sédimentation et la nature de la matière organique particulière déposée (Bourget *et al.*, 1994). Toutefois, peu d'études ont établi un lien sans équivoque entre la création d'exploitations aquacoles et des changements environnementaux ou écologiques en zone intertidale.

L'eutrophisation peut changer le rapport entre les éléments nutritifs essentiels (carbone, azote et phosphore) ainsi que leurs concentrations absolues en modifiant les assemblages d'espèces de phytoplancton. Il est difficile de relier directement des cas de prolifération d'algues nuisibles à des piscicultures. Comme pour d'autres types de prolifération de phytoplancton, de nombreux facteurs environnementaux semblent déterminer les proliférations d'algues nuisibles. Le mélange et la stratification de la colonne d'eau qui maintiennent les cellules dans la zone photique avec suffisamment d'éléments nutritifs constituent des variables essentielles. Contrairement à de nombreuses études qui ont mis en évidence des effets de piscicultures sur les communautés benthiques à proximité, très peu d'effets ont été observés sur les communautés planctoniques (Burd, 1997). Des réductions de la biomasse du zooplancton attribuables à l'épuisement de l'oxygène pourraient permettre l'accroissement de la biomasse du phytoplancton. Avec suffisamment de lumière et d'éléments nutritifs, des taux accrus de production primaire et de sédimentation épuiseraient encore davantage l'oxygène en eau profonde.

Il existe une littérature volumineuse qui rapporte des modifications de la structure de la communauté endobenthique associées à des apports élevés d'éléments nutritifs et de matière organique (Burd, 1997). Seuls les animaux qui tolèrent de faibles concentrations d'oxygène et la présence de sulfures réduits (p. ex., nématodes et polychètes) peuvent survivre dans des conditions de forte sédimentation organique (Hargrave *et al.*, 1993 et 1997; Duplisea et Hargrave, 1996). La présence ou l'absence de ces espèces ou groupes d'espèces « indicatrices » peut montrer la transition d'un niveau faible (naturel) d'apport de matière organique à un taux de sédimentation élevé causé par des granules de nourriture non consommés et des excréments de poisson dans des zones soumises à un faible transport (Weston, 1990; Pocklington *et al.*, 1994; Burd, 1997). Des hausses modérées de l'apport de matière organique peuvent stimuler la production macrofaunique et accroître la diversité en espèces, mais, au-delà d'un certain seuil, l'augmentation de l'apport organique entraîne une baisse de la diversité et de la biomasse.

Les modifications à grande échelle de la composition spécifique de la communauté macrobenthique à distance des sites piscicoles sont plus difficiles à déceler et n'ont pas été beaucoup étudiées. Depuis une décennie, dans le cadre de programmes de surveillance à long terme, on mesure dans certains secteurs les échelles temporelles et

spatiales des modifications de la composition spécifique et de la biomasse de la communauté macrobenthique, afin de déterminer si l'on peut détecter des effets d'enrichissement en matière organique attribuables à l'aquaculture (Burd, 1997; Brooks, 2001). La plupart des études ont montré que ces modifications ne s'étendent pas au-delà de 50 m des sites piscicoles. Comme la profondeur de l'eau et la vitesse des courants sont des facteurs déterminants de la sédimentation près des enclos (Weston, 1990; Pohle *et al.*, 1994; Silvert, 1994e; Henderson et Ross, 1995; Burd, 1997; Pohle et Frost, 1997; Brooks, 2001; Cromey *et al.*, 2002), les impacts sur la faune benthique varient selon les sites piscicoles. Dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, les effets d'enrichissement en matière organique attribuables à des piscicultures nouvellement établies ne dépassaient pas une distance de 30 m des enclos. Après environ cinq ans, des modifications pouvaient être mesurées à de plus grandes distances (> 200 m). La plus grande réduction de la diversité macrobenthique a été observée près d'une pisciculture exploitée depuis douze ans, mais des baisses significatives de la diversité se sont également produites dans l'ensemble du réseau d'échancres de la côte. Dans une étude de l'épifaune et de l'endofaune benthiques à deux endroits situés à différentes distances d'exploitations aquacoles, Wong *et al.* (1999) ont montré que la diversité de l'endofaune était significativement plus élevée à distance (> 500 m) qu'à proximité (< 500 m) de pisciculture. La diversité réduite à des distances inférieures à 500 m pourrait indiquer que la faune endobenthique est plus sensible que la faune épibenthique aux apports de matière organique (Warwick, 1986 et 1987), peut-être en réaction aux modifications de la structure physique des sédiments (granulométrie), de la concentration d'oxygène et de l'accumulation de sulfure associées à des apports accrus de matière organique.

Un autre effet à distance des piscicultures découle de l'utilisation d'agents chimiothérapeutiques. Les antibiotiques ajoutés à la nourriture du poisson peuvent entraîner une pharmacorésistance chez les populations microbiennes naturelles à l'échelle d'une échancrure de la côte. Après quelques semaines, les concentrations d'oxytétracycline (OTC), un antibiotique d'utilisation courante, ont considérablement diminué, mais des traces de l'antibiotique étaient détectables pour une période allant jusqu'à 18 mois (Samuelsen *et al.*, 1992). Dans Puget Sound, on trouve généralement les sédiments contenant le plus de bactéries (unités formant colonies) aux sites piscicoles (Herwig *et al.*, 1997), mais la proportion de bactéries résistantes à l'OTC diminue exponentiellement à mesure que l'on s'éloigne d'une pisciculture. Ervik *et al.* (1994b) ont aussi observé la présence d'antibiotiques chez des poissons et des moules sauvages à proximité d'une pisciculture où l'on avait ajouté des antibiotiques à la nourriture du poisson. Friars et Armstrong (2002) ont mis en évidence une résistance à l'OTC chez des bactéries cultivées à partir de sédiments situés jusqu'à 100 m de salmonicultures dans des échancres de la baie de Fundy.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

1. Il faut déterminer les niveaux durables de production salmonicole dans les régions côtières où l'on pratique actuellement la pisciculture marine au Canada.

2. Des modèles de bilan de masse des apports de substances nutritives (inorganiques et organiques) provenant de toutes les sources (naturelles et anthropiques) peuvent servir à évaluer les apports éventuels de la pisciculture. Ces bilans doivent prendre en compte le recyclage interne des éléments nutritifs en plus des sources externes.
3. On peut élaborer ou améliorer des modèles de circulation générale de l'eau pour déterminer les effets combinés des forçages par les marées et le vent en tenant compte de la complexité de la topographie et des zones intertidales.
4. Il faut de nouvelles méthodes pour quantifier les processus de remise en suspension qui redistribuent sur de grandes superficies la matière fine provenant des piscicultures.
5. Il faut de nouvelles méthodes pour quantifier les processus, comme la floculation et l'agrégation, qui influent sur la dispersion des particules provenant des piscicultures.
6. Il faut réaliser des études pour déterminer si la fréquence et les emplacements de proliférations d'algues nuisibles ou non sont liés à l'expansion de la pisciculture.
7. Il faut effectuer de nouvelles études pour détecter les modifications touchant les variables liées à la colonne d'eau dans les régions de pisciculture intense. Les modifications des communautés planctoniques près des piscicultures ont fait l'objet de beaucoup moins d'études que celles touchant les communautés benthiques.
8. Il faut réaliser des études approfondies pour mettre en évidence des changements environnementaux ou écologiques dans les zones intertidales et relier catégoriquement ces modifications à la création d'exploitations aquacoles.
9. Il faut des modèles numériques, notamment de bilan de masse, pour relier la production et les apports externes avec l'oxydation aérobie et anaérobie de la matière organique (pélagique et benthique), la sédimentation et l'accumulation de sulfure dans les sédiments.
10. Il faut réaliser des études approfondies pour déterminer l'ampleur des effets biologiques et écologiques à distance de la résistance aux antibiotiques des populations microbiennes sauvages dans les régions de pisciculture intensive.

RÉFÉRENCES

- Bourget, E., L. Lapointe, J.H. Himmelman et A. Cardinal. 1994. Influence of physical gradients on the structure of a northern rocky subtidal community. *Ecoscience* 1: 285-299.
- Brooks, K.M. 2001. An evaluation of the relationship between salmon farm biomass, organic inputs to sediments, physicochemical changes associated with those inputs and the infaunal response – with emphasis on total sediment sulfides, total

- volatile solids, and oxidation-reduction potential as surrogate endpoints for biological monitoring. Technical Advisory Group, MLWP, Nanaimo, BC.
- Buerkly, B. 1993. The aquaculture industry in the Bay of Fundy. Conservation Council of New Brunswick. Collection des publications hors-série 7: 1-17.
- Burd, B. 1997. Salmon Aquaculture Review interim draft report. Key issue C: Waste discharges. BC Environmental Assessment Office, BC Department of Fisheries and Aquaculture, Victoria, BC. 157 p.
- Campbell, S. 2001. Ammonium requirements of fast-growing ephemeral macroalgae in a nutrient-enriched marine embayment (Port Phillip Bay, Australia). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 209: 99-107.
- Chopin, T. et C. Yarish. 1999. Nitrification in the Bay of Fundy: sustainable integrated aquaculture as one of the bioremediation tools, p. 39. Dans J. Ollerhead, P.W. Hicklin, P.G. Wells et K. Ramsey [éds.]. Understanding change in the Bay of Fundy ecosystem. Proc. 3rd Bay of Fundy Workshop. Environnement Canada. Rapport hors-série 12.
- Chopin, T., D. Welles et E. Belyea. 2000. Seaweeds, nutrients and aquaculture in coastal waters... let's put things in perspective, p. 39. Dans R.W. Rangeley et J. Davies [éds.]. Gulf of Maine rockweed: management in the face of scientific uncertainty. Huntsman Marine Science Centre. Rapport hors-série 00/1, St. Andrews, NB.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 223-253.
- Costa-Pierce, B.A. 1996. Environmental impacts of nutrients from aquaculture: towards the evolution of sustainable aquaculture, p. 81-113. Dans D.J. Baird, M.C.M. Beveridge, L.A. Kelly et J.F. Muir [éds.]. Aquaculture and water resource management. Blackwell Science, U.K.
- Cromey, C.J., T.D. Nickell et K.D. Black. 2002. DEPOMOD-modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture* 214 : 211-239.
- Duplisea, D. et B.T. Hargrave. 1996. Response of meiobenthic size-structure, biomass and respiration to sediment organic enrichment. *Hydrobiol.* 339: 161-170.
- Einen, O., I. Holmefjord, T. Asgard et C. Talbot. 1995. Auditing nutrient discharges from fish farms: theoretical and practical considerations. *Aquac. Res.* 26: 701-713.
- Ervik, A., P. Kupka Hansen et V. Wennevik. 1994a. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on Environmental Impacts of Aquaculture. *Fisken Havet* 13. 135 p.
- Ervik, A., B. Thorsen, V. Eriksen, B.T. Lunestad et O.B. Samuelsen. 1994b. Impact of administering antibacterial agents on wild fish and blue mussels *Mytilus edulis* in the vicinity of fish farms. *Dis. Aquat. Org.* 18: 45-51.
- Ervik, A., P.K. Hansen, J. Aure, A. Stigebrandt, P. Johannessen et T. Jahnsen. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. I. The concept of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 158: 85-94.
- EVS Consultants. 2001. Impacts of freshwater and marine aquaculture on the environment: knowledge and gaps. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON.
- Fernandes, T.F., K.L. Miller et P.A. Read. 2000. Monitoring and regulation of marine aquaculture in Europe. *J. Appl. Ichthyol.* 16: 138-143.

- Findlay, R.H. et L. Watling. 1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 155: 147-157.
- Findlay, R.H., L. Watling et L.M. Mayer. 1995. Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine. A case study. *Estuaries* 18: 145-179.
- Friars, F. et S. Armstrong. 2002. The examination of possible oxytetracycline resistance in microbes isolated from sediments under and around finfish aquaculture sea cage sites in Southwestern New Brunswick, p. 79. Dans B.T. Hargrave [éd.]. *Environmental Studies for Sustainable Aquaculture (ESSA): 2002 workshop report*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2411: v + 117 p.
- GESAMP (IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). 1991. Reducing environmental impacts of coastal aquaculture. *Rep. Stud. GESAMP 47*, FAO, Rome, Italy. 35 p.
- GESAMP (IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). 1996. Monitoring the ecological effects of coastal aquaculture wastes. *Rep. Stud. GESAMP 57*, FAO, Rome, Italy. 38 p.
- Goldberg, R. et T. Triplett. 1997. Murky waters: environmental effects of aquaculture in the U.S. Environmental Defense Fund, Washington, DC. 197 p.
- Gowen, R.J., D. Smyth et W. Silvert. 1994. Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed, pp. 19-30. Dans B.T. Hargrave [éd.]. *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1949: xi + 125 p.
- Hargrave, B.T., D.E. Duplisea, E. Pfeiffer et D.J. Wildish. 1993. Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96: 249-257.
- Hargrave, B.T., G.A. Phillips, L.I. Doucette, M.J. White, T.G. Milligan, D.J. Wildish et R.E. Cranston. 1997. Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. *Water, Air Soil Pollut.* 99: 641-650.
- Harvey, J. 2000. Aquaculture in southwestern New Brunswick: a question of sustainability. *Mémoire au Comité permanent des pêches et des océans de la Chambre des communes*, St. Andrews (16 octobre 2000), Conservation Council of New Brunswick.
- Henderson, A.R. et D.J. Ross. 1995. Use of macrobenthic infaunal communities in the monitoring and control of the impact of marine cage fish farming. *Aquac. Res.* 26: 659-678.
- Herwig, R.P., J.P. Gray et D.P. Weston. 1997. Antibacterial resistant bacteria in surficial sediments near salmon net-cage farms in Puget Sound, Washington. *Aquaculture* 149: 263-283.
- Holmer, M. 1991. Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments, p. 155-175. Dans N. DePauw et J. Joyce [éds.]. *Aquaculture and the environment*. European Aquaculture Society. Publication spéciale 16, Ghent, Belgium.
- Holmer, M., P. Lassus, J.E. Stewart et D.J. Wildish. 2001. ICES Symposium on environmental effects of mariculture. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 363-368.

- Johannessen, T. et E. Dahl. 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: a signal of ecosystem changes due to eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 41: 766-778.
- Johnsen, R.I., O. Grahl-Nielsen et B.T. Lunestad. 1993. Environmental distribution of organic waste from a marine fish farm. *Aquaculture* 118: 229-244.
- Jørgensen, B.B. et K. Richardson. 1996. Eutrophication in coastal marine ecosystems. Amer. Geophys. Union, Washington, D.C. 272 p.
- Lawton, P. et D. Robichaud. 1991. Shallow water spawning and moulting areas of American lobsters, *Homarus americanus*, off Grand Manan, Bay of Fundy, Canada. *J. Shellfish Res.* 10: 286-292.
- Li-Xun, Y., D.A. Ritz, G.E. Fenton et M.E. Lewis. 1991. Tracing the influence on sediments of organic waste from a salmonid farm using stable isotope analysis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 145: 161-174.
- McGhie, T.K., C.M. Crawford, I.M. Mitchell et D. O'Brien. 2000. The degradation of fish-cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture* 187: 351-366.
- Milewski, I. 2000. Impact of salmon aquaculture on the coastal environment: a review. Document de discussion pour Marine Aquaculture and the Environment, SeaWeb. 34 p.
- Milewski, I., J. Harvey et B. Buerkly. 1997. After the gold rush: the status and future of salmon aquaculture in New Brunswick. Conservation Council of New Brunswick, Fredericton, NB. 61 p.
- Milligan, T.G. et D.H. Loring. 1997. The effect of flocculation on the size distributions of bottom sediments in coastal inlets: implications for contaminant transport. *Water, Air Soil Pollut.* 99: 33-42.
- Petrell, R.J., K. Mazhari Tabrizi, P.J. Harrison et L.D. Druehl. 1993. Mathematical model of *Laminaria* production near a British Columbia salmon sea cage farm. *J. Appl. Phycol.* 5: 1-14.
- Pillay, T.V.R. 1992. *Aquaculture and the environment*. John Wiley & Sons, New York, NY. 185 p.
- Pocklington, P., D.B. Scott et C.T. Schafer. 1994. Polychaete response to different aquaculture activities. *Mém. Mus. Natl. Hist. Nat. Zool.* 162: 511-520.
- Pohle, G. et B. Frost. 1997. Establishment of standard benthic monitoring sites to assess long-term ecological modification and provide predictive sequence of benthic communities in the inner Bay of Fundy, New Brunswick. Atlantic Reference Centre, Huntsman Marine Science Centre, St. Andrews, NB. 119 p.
- Pohle, G.W., S.S.L. Lim et B.R. Frost. 1994. Benthic monitoring of salmon aquaculture sites by the Huntsman Marine Science Centre: effects of organic enrichment on benthic macrofaunal communities in the lower Bay of Fundy, p. 92-100. Dans B.M. MacKinnon et M.D.B. Burt [éds.]. *Proceedings of the Workshop on Ecological Monitoring and Research in the Coastal Environment of the Atlantic Maritime Ecozone*. Environnement Canada. Rapport hors-série 4.
- Rosenberg, R. 1985. Eutrophication- the future marine coastal nuisance. *Mar. Pollut. Bull.* 16: 227-231.
- Rosenthal, H. 1988. Report of the *ad hoc* study group on environmental impact of mariculture. *Int. Coun. Explor. Of the Sea, Copenhagen. ICES Coop. Res. Rep.* 154. 83 p.

- Rosenthal, H. [éd.]. 1994. Proceedings of a workshop on fish farm effluents in EC countries. *J. Appl. Ichthyol.* 10: 10-45.
- Rosenthal, H., D. Scarratt et B. McInerney-Northcott. 1995. Aquaculture and the environment, p. 451-500. Dans A.D. Boghen [éd.]. *Cold water aquaculture in Atlantic Canada*. 2^e édition. *Can. Inst. Res. Reg. Dev.* Moncton, NB.
- Samuelson, O.B., V. Torsvik et A. Ervik. 1992. Long-range changes in oxytetracycline concentration and bacterial resistance towards oxytetracycline in a fish farm sediment after medication. *Sci. Total Environ.* 114: 25-36.
- Silvert, W. 1994e. Modelling benthic deposition and impacts of organic matter loading, p.1-18. Dans B.T. Hargrave [éd.]. *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1949: xi + 125 p.
- Silvert, W. et B.T. Hargrave. 1995. Report on International Workshop on Environmental Interactions of Mariculture. *Proc. ICES Annual Science Conference*, C.M. 1995/F:6 (Sess. F).
- Soulsby, P.G., D. Lowthion et M. Huston. 1982. Effects of macroalgal mats on the ecology of intertidal mudflats. *Mar. Pollut. Bull.* 13: 162-166.
- Stewart, J.E. 1994. Aquaculture in Atlantic Canada and the research requirements related to environmental interactions with finfish culture, p. 1-18. Dans A. Ervik, P. Kupka Hansen et V. Wennevik [éds.]. *Proceedings of the Canada-Norway Workshop on Environmental Impacts of Aquaculture*. *Fisken Havet* 13.
- Stewart, J.E. 2001. A case for a comprehensive environmental data base as a tool for integrated coastal zone planning and management. *Bull. Aquacult. Assoc. Canada* 101-1: 42-47.
- Stewart, J.E., E.C. Penning-Rowsell et S. Thornton. 1993. The LENKA Project and coastal zone management in Norway, p. 259-281. Dans OECD documents: Coastal zone management selected case studies. OECD, Paris, France.
- Strain, P.M. et P.A. Yeats. 1999. The relationships between chemical measures and potential predictors of the eutrophication status of inlets. *Mar. Pollut. Bull.* 38: 1163-1170.
- Strain, P.M., D.J. Wildish et P.A. Yeats. 1995. The application of simple models of nutrient loading and oxygen demand to the management of a marine tidal inlet. *Mar. Pollut. Bull.* 30: 253-261.
- Sutherland, T.F., A.J. Martin et C.D. Levings. 2001. The characterization of suspended particulate matter surrounding a salmonid net-pen in the Broughton Archipelago, British Columbia. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 404-410.
- Sutherland, T.F., C.D. Levings, J.M. Helfield, B.T. Hargrave, W. Knapp et D. Stucchi. 2002. Research tools in support of Habitat Management priorities, p. 5-8. Dans B.T. Hargrave [éd.]. *Environmental Studies for Sustainable Aquaculture (ESSA): 2002 workshop report*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2411: v + 117 p.
- Valiela, I., G. Collins, J. Kremer, K. Lajtha, M. Geist, B. Seely, J. Brawley et C.H. Sham. 1997. Nitrogen loading from coastal watershed to receiving estuaries: new methods and application. *Ecol. Appl.* 7: 358-380.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.* 92: 557-562.

- Warwick, R.M. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Mar. Biol.* 95: 193-200.
- Weston, D. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61: 233-244.
- Wong, M., M.A. Barbeau et R.A. Aiken. 1999. Intertidal invertebrate population density and diversity: does salmon aquaculture play a role, p. 89-100. Dans J. Ollerhead, P.W. Hicklin, P.G. Wells et K. Ramsey [éds.]. *Understanding change in the Bay of Fundy ecosystem. Proc. 3rd Bay of Fundy Workshop.* Environnement Canada. Rapport hors-série 12.
- Ye, L.-X., D. Ritz, G.E. Fenton et M.E. Lewis. 1991. Tracing the influence on sediments of organic waste from a salmon farm using stable isotope analysis. *J. Exp. Biol. Ecol.* 145: 161-174.
- Yeats, P.A. 2002. Trace metal tracers of fish farm wastes. 2002, p. 80-83. Dans B.T. Hargrave [éd.]. *Environmental Studies for Sustainable Aquaculture (ESSA): 2002 workshop report.* Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2411: v + 117 p.

EFFETS ÉCOSYSTÉMIQUES DE L'ÉLEVAGE DE BIVALVES MARINS

P. Cranford¹, M. Dowd², J. Grant⁴, B. Hargrave¹ et S. McGladdery³

¹Pêches et Océans Canada, Institut océanographique de Bedford,
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

²Pêches et Océans Canada, Station biologique de St. Andrews,
St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

³Pêches et Océans Canada, Centre des pêches du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

⁴Dalhousie University, Oceanography Department, Halifax (Nouvelle-Écosse)

RÉSUMÉ

Dans cet article, nous passons en revue l'état actuel des connaissances sur les enjeux environnementaux de l'élevage de bivalves, en mettant l'accent sur la culture de moules en suspension. Nous abordons des études menées au Canada et à l'étranger sur le rôle des populations de bivalves sauvages ou de culture dans la dynamique des écosystèmes. Nous visons surtout à déterminer les modifications possibles des processus écologiques (flux de matière et d'énergie et cycles des éléments nutritifs) à l'échelle de l'écosystème côtier. Les mécanismes possibles des effets écosystémiques comprennent l'utilisation de particules de nourriture par les bivalves d'élevage et la faune connexe, l'excrétion subséquente de matières non utilisées sous formes dissoute (urine) ou particulaire (fèces et pseudofèces) et l'enlèvement de minéraux de l'écosystème par la récolte des bivalves. Les répercussions possibles de l'élevage intensif de bivalves sur les écosystèmes côtiers sont résumées dans les sections suivantes.

DYNAMIQUE DES PARTICULES EN SUSPENSION

Dans certains écosystèmes côtiers, les populations denses de bivalves, en raison de leur énorme capacité de filtrer les particules dans l'eau (Dame 1996), peuvent fortement influencer les particules en suspension (qui comprennent le phytoplancton, le détritus, le picoplancton autotrophe ou hétérotrophe et le microzooplancton). Dans une étude de 15 baies à l'Île-du-Prince-Édouard, Grant (2000) a conclu que la biomasse des moules élevées dans 12 de ces baies pouvait consommer les particules de nourriture beaucoup plus rapidement que ces dernières pouvaient être remplacées par les apports des marées. Dans le même ordre d'idées, Meeuwig *et al.* (1998) ont montré que l'élevage des moules dans de nombreuses baies de l'Î.-P.-É. réduit considérablement la biomasse du phytoplancton. Des conclusions semblables ont été tirées pour de nombreuses régions côtières du monde (études passées en revue par Dame [1996]). Les calculs relativement simples du temps requis pour que des populations de bivalves filtrent toutes les particules de la colonne d'eau indiquent que l'élevage intensif de bivalves peut modifier les flux de matière et d'énergie à l'échelle de l'écosystème côtier. Toutefois, nos connaissances présentent des lacunes en ce qui a trait à un certain nombre de processus importants qui pourraient atténuer l'impact de l'alimentation des bivalves, notamment : 1) les effets de processus physiques comme la stratification et le mélange de la colonne d'eau, la vitesse

des courants et le renouvellement de l'eau par les marées; 2) le renouvellement des particules de nourriture par la production primaire; (3) l'optimisation de la production primaire par l'intermédiaire des bivalves (Prins *et al.*, 1995); 4) la grande souplesse de la réaction alimentaire des bivalves aux variations environnementales (Cranford et Hill, 1999).

L'observation de modifications de l'écosystème qui ont suivi d'importantes variations de populations naturelles ou cultivées de bivalves indique clairement que les bivalves filtreurs peuvent réguler les particules en suspension dans certains écosystèmes côtiers. On a attribué à des flambées de populations de bivalves introduits dans la baie de San Francisco et à des chutes des populations d'huîtres dans la baie Chesapeake les grandes variations dans la biomasse et la production de phytoplancton observées dans ces écosystèmes (Nichols, 1985; Newell, 1988; Nichols *et al.*, 1990; Alpine et Cloern, 1992; Ulanowicz et Tuttle, 1992). Des recherches concernant les effets environnementaux de l'élevage de bivalves sur des bassins entiers en France et au Japon ont montré que la conchyliculture intensive dans ces régions a modifié l'abondance et la qualité des particules de nourriture, ce qui a entraîné une réduction de la croissance et de fortes mortalités chez les bivalves d'élevage (Héral *et al.*, 1986; Aoyama, 1989; Héral, 1993). Certaines observations faites en laboratoire et sur le terrain appuient l'hypothèse selon laquelle l'élevage intensif de bivalves peut influencer sur les écosystèmes côtiers en réduisant le phytoplancton excédentaire associé à l'eutrophisation, mais l'hypothèse n'a pas été rigoureusement vérifiée.

DÉTOURNEMENT DE MATIÈRES VERS LES RÉSEAUX TROPHIQUES BENTHIQUES

L'alimentation des bivalves filtreurs a pour effet d'agglutiner de la matière fine en suspension en des fèces et pseudofèces de plus grande taille qui se déposent rapidement sur le fond marin, surtout dans des conditions de faible renouvellement ou échange d'eau. Cette activité trophique détourne de la production primaire et des flux d'énergie des réseaux trophiques planctoniques vers les réseaux benthiques. La dynamique de sédimentation des fèces de bivalves (vitesse de sédimentation, taux de désagrégation et remise en suspension) est méconnue, mais il est bien établi que la sédimentation est accrue sous les installations conchylicoles. La mortalité et la tombée de bivalves d'élevage, attribuables à la colonisation saisonnière par des salissures, peuvent occasionner d'importants apports supplémentaires de matière organique au milieu benthique.

L'étendue spatiale et le niveau de l'enrichissement du fond marin en matière organique causé par la sédimentation accrue dépendent de la biomasse des bivalves d'élevage, des conditions hydrographiques locales et de la présence d'autres apports organiques naturels ou anthropiques. Il a été montré que le recyclage des dépôts organiques sous des élevages de moules en suspension à l'Î.-P.-É. et ailleurs au monde a des incidences sur le milieu benthique à une échelle spatiale variant de petite à moyenne (Dahlback et Gunnarsson, 1981; Tenore *et al.*, 1982; Mattsson et Linden, 1983; Kaspar *et al.*, 1985; Shaw, 1998; Stenton-Dozey *et al.*, 1999; Mirto *et al.*, 2000; Chamberlain *et al.*, 2001).

Dans certaines conditions, la demande accrue en oxygène des sédiments recevant de la matière organique provenant de mytilcultures peut donner un milieu anaérobie qui favorise l'ammonification, la réduction des sulfates, un accroissement de l'abondance des bactéries dans le sédiment et des modifications de la structure et de la biomasse de la communauté benthique. À l'Î.-P.-É., ces impacts ne sont pas exclusivement attribuables à l'aquaculture, car de nombreux bassins sont également stressés par l'enrichissement en éléments nutritifs provenant du lessivage des terres cultivées. Par conséquent, les observations d'impacts sur le fond marin sous les cordes à moules à l'Î.-P.-É ne sont pas directement applicables aux sites d'élevage de bivalves dans de nombreuses autres régions du Canada. La profondeur de l'eau et les mouvements d'eau à l'échelle locale déterminent aussi le régime de sédimentation organique et la dispersion des dépôts provenant des bivalves. De légères différences dans ces propriétés physiques peuvent produire des différences marquées dans le niveau d'impact observé sur la géochimie et les communautés du fond marin sous des élevages de moules en suspension (Chamberlain *et al.*, 2001). Des études approfondies sont nécessaires pour évaluer la capacité de différentes régions côtières à résister aux effets de l'enrichissement accru en matière organique, ou à assimiler ces apports, par divers processus physiques ou biogéochimiques.

Le couplage accru des réseaux trophiques planctonique et benthique attribuable aux bivalves d'élevage peut modifier le régime de flux d'énergie dans les écosystèmes côtiers, notamment la disponibilité de nourriture pour le zooplancton et les larves de poisson (Horsted *et al.*, 1988; Newell, 1988; Doering *et al.*, 1989). Les bivalve filtreurs possèdent un avantage concurrentiel sur le zooplankton pour l'obtention de ressources alimentaires parce qu'ils peuvent réagir immédiatement à une disponibilité de nourriture accrue, tandis que le zooplancton doit passer un cycle vital entier avant d'être en mesure d'exploiter pleinement les ressources alimentaires accrues. En outre, l'ingestion de zooplancton par les bivalves peut réduire l'abondance du zooplancton (Horsted *et al.*, 1988; Davenport *et al.*, 2000). Toutefois, nos connaissances des effets de l'élevage de bivalves sur les communautés zooplanctoniques reposent largement sur des hypothèses puisque peu de recherche a été effectuée à cet égard.

MODIFICATION DE LA DYNAMIQUE DES ÉLÉMENTS NUTRITIFS EN MILIEU CÔTIER

La consommation de particules en suspension par les bivalves, la sédimentation de la matière qu'ils produisent ainsi que leur excrétion d'éléments nutritifs dissous peuvent jouer un rôle important dans la régulation des quantités et des formes d'azote et du taux de recyclage de cet élément dans les écosystèmes côtiers (synthèse de Dame, 1996). Ces transformation et translocation de matière par les bivalves semblent exercer une influence déterminante sur les concentrations d'azote dans certaines régions côtières (Dame *et al.*, 1991) et peuvent constituer un moyen de retenir des éléments nutritifs dans des zones côtières, où ceux-ci sont recyclés dans des chaînes alimentaires détritiques, plutôt que d'être rapidement exportés (Jordan et Valiela, 1982). La minéralisation benthique des substances nutritives peut augmenter aux sites d'élevage en raison de la sédimentation accrue de matière organique, qui accélère beaucoup la vitesse de recyclage de l'azote

(Dahlback et Gunnarsson, 1981; Kaspar *et al.*, 1985; Feuillet-Girard *et al.*, 1988; Barranguet *et al.*, 1994; Grant *et al.*, 1995). Le flux élevé d'ammoniac excrété par les denses populations de bivalves peut avoir un effet important sur la production phytoplanctonique (Maestrini *et al.*, 1986; Dame, 1996) et pourrait même contribuer à accroître la fréquence des proliférations d'algues, y compris de *Pseudo-nitzschia multiseries*, une diatomée qui produit de l'acide domoïque (Bates, 1998; Bates *et al.*, 1998). Des changements attribuables à l'aquaculture dans les concentrations relatives de silice, de phosphore et d'azote (p. ex. Hatcher, 1994) peuvent aussi favoriser la croissance d'autres classes de phytoplancton nuisible (Smayda, 1990), mais cela n'a pas encore été observé dans le milieu naturel. L'élevage de bivalves peut également jouer un rôle important dans le cycle des éléments nutritifs dans les écosystèmes côtiers puisque les éléments nutritifs stockés dans la biomasse des bivalves d'élevage récoltés par les aquaculteurs ne sont plus disponibles au réseau trophique marin. Selon Kaspar *et al.*, (1985), la récolte de moules d'élevage peut entraîner l'épuisement de l'azote et accroître la mesure dans laquelle la production primaire est limitée par le manque d'éléments nutritifs, mais il existe peu de preuves directes d'effets sur le milieu. La rétention et la reminéralisation des éléments nutritifs limitants en milieu côtier sont nécessaires au maintien de la productivité de l'écosystème, mais les impacts possibles de l'élevage de bivalves sur la dynamique des éléments nutritifs en milieu côtier sont méconnus.

EFFETS ENVIRONNEMENTAUX CUMULATIFS

Toute tentative d'évaluation des effets écosystémiques de l'élevage de bivalves doit tenir compte de la complexité des processus naturels et des activités humaines dans les écosystèmes estuariens ou côtiers. Les maladies infectieuses liées à l'élevage intensif de bivalves et l'exposition de ceux-ci à des agents pathogènes « exotiques » introduits avec du naissain ou des géniteurs peuvent avoir un impact important sur les écosystèmes, voire même un impact plus permanent que l'impact direct des bivalves eux-mêmes (Banning, 1982; ICES, 1995; Bower et McGladdery, 1996; Hine, 1996; Renault, 1996; Minchin, 1999; Miyazaki *et al.*, 1999). La présence d'autres facteurs d'agression de l'écosystème peut influencer sur la capacité des bivalves de nuire à l'écosystème. Les effets des contaminants chimiques et de la dégradation de l'habitat sont complexes, mais il est bien établi qu'ils peuvent nuire à la santé des bivalves. Les néoplasies chez les bivalves présentent de fortes corrélations avec les milieux très contaminés (Elston *et al.*, 1992), et la gravité de l'infection est liée à des conditions de croissance sous-optimales (Elston, 1989). Les contaminants dissous se fixent fréquemment aux particules, ce qui accroît leur ingestion par les filtreurs sauvages ou d'élevage. Les bivalves affaiblis dont l'alimentation est entravée ainsi que l'échec de la reproduction ou la mauvaise qualité du frai peuvent contribuer à la morbidité, à la mortalité et à la tombée des bivalves.

Les utilisations des terres qui entraînent le transport de sédiments vers les estuaires peuvent nuire à la qualité des eaux côtières. Les bivalves d'élevage et les structures sur lesquelles ils croissent peuvent modifier les régimes de sédimentation dans les échancrures de la côte en accélérant le dépôt de sédiments fins. Il n'existe actuellement aucun consensus à savoir si les populations denses de bivalves produisent une hausse ou une baisse nette des taux de sédimentation dans les régions côtières. Cependant, si

l'élevage de bivalves influe sur l'équilibre naturel entre les principaux facteurs qui déterminent le taux d'agrégation des sédiments, les conditions de sédimentation pourraient être modifiées dans les régions côtières.

INTÉGRATION DES EFFETS ÉCOSYSTÉMIQUES

La littérature existante montre que, dans certaines conditions, l'élevage intensif de bivalves peut avoir des effets en cascade sur les réseaux trophiques estuariens ou côtiers, en modifiant la structure des habitats, la composition spécifique de divers niveaux trophiques, les flux d'énergie et les cycles des éléments nutritifs. Les modèles de simulation constituent une des méthodes les plus ciblées pour évaluer l'impact net sur l'écosystème des interactions des bivalves avec les composantes de l'écosystème. La modélisation peut intégrer de façon quantitative et objective les effets écosystémiques potentiellement négatifs de l'alimentation des moules sur le phytoplancton, le zooplancton et le benthos et les effets potentiellement positifs de l'accroissement du recyclage de la production primaire et de la rétention des éléments nutritifs dans les écosystèmes côtiers (Fréchette et Bacher, 1998). Par exemple, une démarche intégrative de ce type peut permettre d'évaluer si les mouvements et le mélange de l'eau déterminent ou non la gravité des effets écosystémiques dans différentes régions côtières. Des modèles numériques peuvent aussi servir à évaluer la capacité de production de l'écosystème, les interactions entre l'utilisation des terres et le poisson, la gestion des exploitations aquacoles et la santé de l'écosystème. Les travaux réalisés par le passé constituent un excellent moyen de relever les lacunes dans nos connaissances.

Diverses méthodes ont été utilisées pour évaluer les interactions environnementales des élevages de bivalves (Grant *et al.*, 1993; Dowd 1997; Grant et Bacher, 1998; Smaal *et al.*, 1998; Meeuwig, 1999), mais il n'existe aucune méthode d'évaluation normalisée. On peut envisager des modèles biologiques et physiques entièrement intégrés (p. ex. Prandle *et al.*, 1996; Dowd, 1997) qui permettent de prédire les modifications des concentrations de chlorophylle et d'éléments nutritifs ainsi que d'autres variables d'intérêt en fonction de l'intensité et de l'emplacement des élevages. À cette fin, des données sur la circulation, le mélange et l'échange d'eau doivent être intégrées aux modèles des effets écosystémiques des mollusques pour tenir compte du transport et de la redistribution spatiale des matières particulaires et dissoutes. Des modèles à compartiments (Raillard et Menesguen, 1994; Dowd, 1997; Chapelle *et al.*, 2000) offrent un moyen pratique de coupler les modèles de l'écosystème côtier avec les processus océaniques physiques. Les paramétrisations globales du mélange requises pour ces modèles à compartiments peuvent être calculées directement à partir de modèles hydrodynamiques complexes (Dowd *et al.*, 2002). L'utilisation de méthodes inverses, ou d'assimilation de données, constitue une autre démarche prometteuse pour améliorer les modèles de l'écosystème (Vallino, 2000). En intégrant systématiquement les observations et modèles disponibles, ces méthodes combinent des démarches empiriques et de simulation et améliorent la capacité de prévision. Les modèles de simulation axés sur l'estimation de la capacité du milieu à soutenir des moules et des impacts écosystémiques connexes constituent des outils puissants pour décrire quantitativement l'obtention et l'utilisation de nourriture par

les moules et fournir de l'information propre à chaque site sur les variables et processus écosystémiques (Carver et Mallet, 1990; Brylinsky et Sephton, 1991; Grant, 1996).

BESOINS EN RECHERCHES

Peu d'études ont été réalisées pour évaluer les interactions environnementales possibles de l'élevage des bivalves, et il existe peu de mesures quantitatives des effets écosystémiques de cette industrie. La recherche sur les impacts écosystémiques de l'élevage de bivalves est actuellement à un stade de développement peu avancé par rapport à la recherche sur les effets de la pisciculture et de nombreuses autres activités humaines. Il faut donc effectuer des études écologiques pertinentes sur de nombreux sujets, en particulier sur les réactions à long terme des principales composantes de l'écosystème (phytoplancton, zooplancton, poisson et benthos, en plus des bivalves d'élevage) aux modifications, attribuables aux bivalves, des flux d'énergie et des cycles des éléments nutritifs. Les domaines de recherche généraux suivants ont été relevés en vue de combler les lacunes dans nos connaissances :

- Rôle écologique des bivalves filtreurs : quantifier avec exactitude le rôle de la densité des bivalves dans la régulation des concentrations de phytoplancton et de seston, notamment par des études sur l'hydrodynamique, l'écophysiologie des bivalves et les effets de la pression de broutage sur la composition et la productivité du phytoplancton.
- Apports organiques : cerner les processus importants qui déterminent la gravité des impacts d'enrichissement organique du fond marin causés par la sédimentation de matières produites par les bivalves, et déterminer la capacité de différents écosystèmes côtiers à assimiler les apports organiques provenant de l'aquaculture ou à se rétablir des effets de ces apports.
- Dynamique des éléments nutritifs : comprendre les effets possibles de l'élevage de bivalves sur les concentrations, les rapports et les taux de recyclage des éléments nutritifs dans les écosystèmes côtiers de façon à pouvoir prédire ces effets, et étudier les répercussions de la modification de la dynamique des éléments nutritifs sur les communautés phytoplanctoniques, notamment en ce qui a trait aux proliférations d'algues nuisibles ou non.
- Structure de l'écosystème : étudier les effets de l'élevage de bivalves sur le transfert d'énergie et d'éléments nutritifs aux réseaux trophiques benthiques et sur la structure de l'écosystème qui découle de la compétition alimentaire directe entre les bivalves, le zooplancton et les épibiontes.
- Modélisation numérique : intégrer par modélisation de l'écosystème les connaissances acquises concernant les répercussions de l'élevage de bivalves sur la structure et la fonction de l'écosystème pour évaluer l'impact net des activités aquacoles sur les principales composantes de l'écosystème et aborder les enjeux de la capacité de production et de la durabilité de l'aquaculture.

- État de l'écosystème : élaborer un système de classification et d'évaluation de l'état de fonctionnement de l'écosystème pour les régions où l'on pratique l'élevage de bivalves; intégrer aux études écosystémiques des systèmes aquacoles les multiples agents d'agression de l'écosystème qui découlent des activités humaines sur terre et en mer.

RÉFÉRENCES

- Alpine, S.E. et J.E. Cloern. 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.* 37: 946-955.
- Aoyama, S. 1989. The Mutsu Bay scallop fisheries: scallop culture, stock enhancement, and resource management, p. 525-539. Dans J.F. Caddy [éd.]. *Marine invertebrate fisheries: their assessment and management*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Barranguet, C., E. Alliot et M.-R. Plante-Cuny. 1994. Benthic microphytic activity at two Mediterranean shellfish cultivation sites with reference to benthic fluxes. *Oceanol. Acta* 17: 211-221.
- Bates, S.S. 1998. Ecophysiology and metabolism of ASP toxin production, p. 405-426. Dans D.M. Anderson, A.D. Cembella et G.M. Hallegraeff [éds.]. *Physiological ecology of harmful algal blooms*. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Bates, S.S., D.L. Garrison et R.A. Horner. 1998. Bloom dynamics and physiology of domoic-acid-producing *Pseudo-nitzschia* species, p. 267-292. Dans D.M. Anderson, A.D. Cembella et G.M. Hallegraeff [éds.]. *Physiological ecology of harmful algal blooms*. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Bower, S.M et S.E. McGladdery. 1996. Synopsis of infectious diseases and parasites of commercially exploited shellfish. (www.pac.dfo-mpo.gc.ca/sci/sealane/aquac/pages/title.htm.)
- Brylinsky, M. et T.W. Sephton. 1991. Development of a computer simulation model of a cultured blue mussel (*Mytilus edulis*) population. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1805. 81 p.
- Carver, C.E.A. et A.L. Mallet. 1990. Estimating the carrying capacity of a coastal inlet for mussel culture. *Aquaculture* 88: 39-53.
- Chamberlain, J., T.F. Fernandes, P. Read, T.D. Nickell et I.M. Davies. 2001. Impacts of deposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 411-416.
- Chapelle, A., A. Menesguen, J.-M. Deslous-Paoli, P. Souchu, N. Mazouni, A. Vaquer et B. Millet. 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oyster farming and inputs from the watershed. *Ecol. Model.* 127: 161-181.
- Cranford, P.J. et P.S. Hill. 1999. Seasonal variation in food utilization by the suspension-feeding bivalve molluscs *Mytilus edulis* and *Placopeten magellanicus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 190: 223-239.
- Dahlback, B. et L.A.H. Gunnarsson. 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.* 63: 269-275.

- Dame, R.F. 1996. Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Dame, R.F., N. Dankers, T. Prins, H. Jongsma et A. Smaal. 1991. The influence of mussel beds on nutrients in the Western Wadden Sea and Eastern Scheldt estuaries. *Estuaries* 14: 130-138.
- Davenport, J., R.J.J.W. Smith et M. Packer. 2000. Mussels *Mytilus edulis*: significant consumers and destroyers of mesozooplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 198: 131-137.
- Doering, P.H., C.A. Oviatt, L.L. Beatty, V.F. Banzon, R. Rice, S.P. Kelly, B.K. Sullivan et J.B. Frithsen. 1989. Structure and function in a model coastal ecosystem: silicon, the benthos and eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 52: 287-299.
- Dowd, M. 1997. On predicting the growth of cultured bivalves. *Ecol. Model.* 104: 113-31.
- Dowd, M., K.R. Thompson, Y. Shen et D.A. Greenberg. 2002. Probabilistic characterization of tidal mixing in a coastal embayment. *Cont. Shelf Res.* 22: 1603-1614.
- Elston, R.A. 1989. Bacteriological methods for diseased shellfish, p. 187-215. Dans B. Austin et D.A. Austin [éds.]. *Methods for microbiological examination of fish and shellfish*. Ellis Horwood Series in Aquaculture and Fisheries Support, John Wiley & Sons, Chichester, U.K.
- Elston, R.A., J.D. Moore et K. Brooks. 1992. Disseminated neoplasia in bivalve molluscs. *Rev. Aquat. Sci.* 6: 405-466.
- Feuillet-Girard, M., M. Héral, J.-M. Sornin, J.-M. Deslous-Paoli, J.-M. Robert, F. Mornet et D. Razet. 1988. Nitrogenous compounds in the water column and at the sediment-water interface in the estuarine bay Marennes-Oléron: influence of oyster farming. *Aquat. Living Resour.* 1: 251-265.
- Fréchette, M. et C. Bacher. 1998. A modelling study of optimal stocking density of mussel populations kept in experimental tanks. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 219: 241-255.
- Grant, J. 1996. The relationship of bioenergetics and the environment to the field growth of cultured bivalves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 200: 239-256.
- Grant, J. 2000. Method of assessing mussel culture impacts for multiple estuaries (15) and associated culture sites for PEI. Rapport non publié rédigé pour Gestion de l'habitat, Pêches et Océans Canada, 34 p.
- Grant, J. et C. Bacher. 1998. Comparative models of mussel bioenergetics and their validation at field culture sites. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 219(1-2): 21-44.
- Grant, J., M. Dowd, K. Thompson, C. Emerson et A. Hatcher. 1993. Perspectives on field studies and related biological models of bivalve growth, p. 371-420. Dans R. Dame [éd.]. *Bivalve filter feeders and marine ecosystem processes*. Springer Verlag, New York, NY.
- Grant, J., A. Hatcher, D. B. Scott, P. Pocklington, C.T. Schafer et C. Honig. 1995. A multidisciplinary approach to evaluating benthic impacts of shellfish aquaculture. *Estuaries* 18: 124-144.
- Hatcher, A., J. Grant et B. Schofield. 1994. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115: 219-235.

- Héral, M. 1993. Why carrying capacity models are useful tools for management of bivalve molluscs culture, p. 455-477. Dans R.F. Dame [éd.]. Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes. NATO ASI Series. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Héral, M., J.-M. Deslous-Paoli et J. Prou. 1986. Dynamiques des productions et des biomasses des huitres creises cultivées (*Crassostrea angulata* et *Crassostrea gigas*) dans le bassin de Marennes-Oléron depuis un siècle. ICES CM86/F:14.
- Hine, P.M. 1996. Southern hemisphere mollusc diseases and an overview of associated risk assessment problems. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 15(2): 563-577.
- Horsted, S.J., T.G. Nielsen, B. Reimann, J. Pock-Steen et P.K. Bjornsen. 1988. Regulation of zooplankton by suspension-feeding bivalves and fish in estuarine enclosures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 48: 217-224.
- ICES. 1995. ICES Code of practice on the introductions and transfers of marine organisms - 1994. ICES Coop. Res. Rep. No. 204.
- Jordan, T.E. et I. Valiela. 1982. A nitrogen budget of the ribbed mussel, *Geukensia demissa*, and its significance in the nitrogen flow in a New England salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 27: 75-90.
- Kaspar, H.F., P.A. Gillespie, I.C. Boyer et A.L. MacKenzie. 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sound, New Zealand. *Mar. Biol.* 85: 127-136.
- Maestrini, S.Y., J.-M. Robert, J.W. Lefley et Y. Collos. 1986. Ammonium thresholds for simultaneous uptake of ammonium and nitrate by oyster-pond algae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 102: 75-98.
- Mattsson, J. et O. Linden. 1983. Benthic macrofauna succession under mussels, *Mytilus edulis* L. cultured on hanging long-lines. *Sarsia* 68: 97-102.
- Meeuwig, J.J. 1999. Predicting coastal eutrophication from land-use: an empirical approach to small non-stratified estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 176: 231-241.
- Meeuwig, J.J., J.B. Rasmussen et R.H. Peters. 1998. Turbid waters and clarifying mussels: their moderation of empirical chl:nutrient relations in estuaries in Prince Edward Island, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 171: 139-150.
- Minchin, D. 1999. Exotic species: implications for coastal shellfish resources. *J. Shellfish Res.* 18(2): 722-723.
- Mirto, S., T. La Rosa, R. Danovaro et A. Mazzola. 2000. Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 40: 244-252.
- Miyazaki, T., K. Goto, T. Kobayashi et M. Miyata. 1999. Mass mortalities associated with a virus disease in Japanese pearl oysters *Pinctada fucata martensii*. *Dis. Mar. Org.* 37(1): 1-12.
- Newell, R.I.E. 1988. Ecological changes in Chesapeake Bay: are they the results of overharvesting the American oyster, *Crassostrea virginica*? *Chesapeake Res. Consor. Pub.* 129: 536-546.
- Nichols, F.H. 1985. Increased benthic grazing: an alternative explanation for low phytoplankton biomass in northern San Francisco Bay during the 1976-1977 drought. *Est. Coastal Shelf Sci.* 21: 379-388.

- Nichols, F.H., J.K. Thompson et L.E. Schemel. 1990. Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian clam *Potamocorbula amurensis*. II. Displacement of a former community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66: 95-101.
- Prandle, D., G. Ballard, D. Flatt, A.J. Harrison, S.E. Jones, P.J. Knight, S. Loch, J. Mcmanus, R. Player et A. Tappin. 1996. Combining modeling and monitoring to determine fluxes of water, dissolved and particulate metals through the Dover Strait. *Cont. Shelf Res.* 16: 237-257.
- Prins, T.C., V. Escaravage, A.C. Smaal et J.C.H. Peters. 1995. Nutrient cycling and phytoplankton dynamics in relation to mussel grazing in a mesocosm experiment. *Ophelia* 41: 289-315.
- Raillard, O. et A. Menesguen. 1994. An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115: 117-130.
- Renault, T. 1996. Appearance and spread of diseases among bivalve molluscs in the northern hemisphere in relation to international trade. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 15(2): 551-561.
- Shaw, K.R. 1998. PEI benthic survey. Tech. Rep. Environ. Sci. No. 4, Dept of Environment et Dept. of Fisheries and Environment, 75 p.
- Smaal, A.C., T.C. Prins, N. Dankers et B. Ball. 1998. Minimum requirements for modelling bivalve carrying capacity. *Aquat. Ecol.* 31: 423-428.
- Smayda, T.J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic, p. 29-40. Dans E. Granéli, B. Sundström, L. Edler et D.M. Anderson [éds.]. *Toxic marine phytoplankton*. Elsevier, New York, NY.
- Stenton-Dozey, J.M.E., L.F. Jackson et A.J. Busby. 1999. Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldahana Bay, South Africa. *Mar. Pollut. Bull.* 39: 357-366.
- Tenore, K.R., L.F. Boyer, R.M. Cal, J. Corral, C. Garcia-Fernandez, N. Gonzalez, E. Gonzalez-Gurriaran, R.B. Hanso, J. Oglesias, M. Krom, E. Lopez-Jamar, J. McClain, M.M. Pamarmat, A. Perez, D.C. Rhoads, G. De Santiago, J. Tietjen, J. Westrich et H.L. Windom. 1982. Coastal upwelling in the Rias Bajas, NW Spain: contrasting the benthic regimes of the Rias de Arosa and de Muros. *J. Mar. Res.* 40: 701-772.
- Ulanowicz, R.E. et J.H. Tuttle. 1992. The trophic consequences of oyster stock rehabilitation in Chesapeake Bay. *Estuaries* 15: 298-306.
- Vallino, J.J. 2000. Improving marine ecosystem models: use of data assimilation and mesocosm experiments. *J. Mar. Res.* 58: 117-164.

**UTILISATION DE PRODUITS CHIMIQUES
EN PISCICULTURE MARINE AU CANADA :
ÉTUDE DES PRATIQUES ACTUELLES
ET EFFETS POSSIBLES SUR L'ENVIRONNEMENT**

L.E. Burridge

Sciences du milieu marin, Pêches et Océans Canada
Station biologique de St. Andrews, St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

RÉSUMÉ

Les répercussions environnementales de l'utilisation de produits chimiques dans la pisciculture ont fait l'objet de nombreux débats scientifiques. Ces débats sont maintenant dans le domaine public : les points de vue des parties adverses sont exprimés dans plusieurs articles anti-aquaculture très publicisés et, plus récemment, dans des documentaires télévisés (Ellis, 1996; Goldberg et Triplett, 1997; Milewski et *al.*, 1997), de même que dans les réponses de l'industrie piscicole à ces publications (p. ex. Alliance de l'industrie canadienne de l'aquaculture, 2001a et b).

Zitko (1994) et GESAMP (1997) ont effectué une revue de la littérature scientifique sur le sujet. Les questions qu'ils ont soulevées et leurs recommandations n'ont toujours pas été dûment prises en considération. De plus, les auteurs de récents examens des répercussions environnementales de l'aquaculture ont déterminé que l'utilisation de produits chimiques dans cette industrie devait faire l'objet de davantage de recherches (Nash, 2001; Anonyme, 2002). Le Fonds de recherche stratégique en sciences environnementales (FRSSE) de Pêches et Océans Canada a récemment financé plusieurs projets qui ont permis aux scientifiques de se pencher sur certaines de ces questions. Ces derniers ne font cependant que commencer à déterminer les sources de contamination et les effets possibles sur l'environnement, particulièrement sur les espèces non visées.

Cet examen constitue un résumé des sources possibles de contamination chimique, des produits chimiques qui pourraient être en cause et des connaissances sur les effets possibles de ces produits. Chaque classe de contaminants chimiques identifiée pourrait faire l'objet d'un examen détaillé distinct. Il sera également question des pesticides, des médicaments, des polluants organiques persistants et des métaux dans le contexte de l'industrie aquacole canadienne.

Deux classes de produits ne nécessiteront pas davantage de recherche : les additifs alimentaires, notamment les antioxydants (agents de conservation) et les caroténoïdes (coloration de la chair), qui n'ont sans doute pas d'effets sur l'environnement. Quant au MS-222 (méthanesulfonate de tricaine), utilisé par l'industrie aquacole du Nouveau-Brunswick, Zitko (1994) souligne qu'on ne prévoit aucun effet environnemental néfaste dû à son utilisation.

Les produits chimiques utilisés dans l'industrie aquacole canadienne sont présentés dans le tableau 1. Ce dernier résume les données scientifiques récentes sur l'utilisation, la persistance et les effets potentiels sur l'environnement de ces produits. Il y a relativement peu de publications primaires qui traitent du devenir et des effets des produits chimiques utilisés dans l'aquaculture au Canada. Il est évident qu'il existe un certain nombre de lacunes dans les connaissances sur chaque produit ou classe de produit. Un examen plus détaillé de chaque produit permettrait de cerner davantage de lacunes au sujet de celui-ci.

Il semble qu'il n'y ait aucune donnée publiée sur les antibiotiques présents à proximité des emplacements aquacoles du Canada, que ce soit sur leur présence dans les sédiments ou dans le biote aquatique, sur la présence et l'incidence d'organismes résistants aux antibiotiques dans les sédiments ou chez les espèces indigènes, ou sur les résidus d'antibiotiques présents chez les poissons et les organismes aquatiques non visés. L'accumulation d'antibiotiques dans les sédiments pourrait nuire aux communautés bactériennes et à la minéralisation des déchets organiques (Stewart, 1994), mais aucune étude sur le sujet n'a été publiée au Canada.

La majorité des travaux effectués jusqu'à maintenant sur les pesticides ont eu lieu en laboratoire et ont porté sur les effets immédiats des produits chimiques de lutte contre le pou du poisson sur les organismes aquatiques (espèces non visées). Le nombre limité d'essais menés sur le terrain ont porté sur la létalité à la suite de traitement ponctuel. Les effets à court terme de l'utilisation de pesticides et les études à long terme visant à déterminer la variabilité naturelle des populations locales et les mesures du changement de la biodiversité doivent être évalués. Jusqu'à maintenant, la majorité des études sur les effets des produits chimiques ont été menées sur les espèces non visées importantes sur le plan commercial. Il n'existe apparemment aucune donnée sur les effets de ces produits chimiques sur les micro-organismes et les espèces planctoniques qui constituent la base de la chaîne alimentaire marine dans les milieux côtiers. Les compositions chimiques des pesticides et des désinfectants n'ont pas été déterminées, et nombre de leurs ingrédients « inertes » peuvent être toxiques pour le biote aquatique (Zitko, 1994).

On en connaît peu sur le lien entre la pisciculture et les contaminants environnementaux, tels que les polluants organiques persistants (POP) et les métaux. Les aliments pour poissons peuvent constituer une source de contamination des poissons d'élevage. Il est nécessaire de connaître les ingrédients de chaque produit pour évaluer ses effets possibles avec précision. Les métaux présents à proximité d'emplacements piscicoles peuvent provenir des deux autres sources suivantes : le lessivage à partir des cages en métal et les peintures antisalissures. Les concentrations de composés chlorés (Hellou et *al.*, 2000) et de métaux (Chou et *al.*, 2002) sont plus élevées lorsque la concentration totale de carbone organique des sédiments est élevée. Les cages en bois munies de flotteurs en mousse de polystyrène peuvent être une source de contaminants plastiques (Zitko, 1994). Cependant, on en connaît peu sur les effets des plastiques sur les organismes aquatiques.

De plus, il est possible de cerner des lacunes générales en rapport avec la démarche scientifique et la méthodologie :

- La recherche sur les produits chimiques est nécessaire dans toutes les régions où l'on pratique la pisciculture marine au Canada. Les recherches doivent être poursuivies au Nouveau-Brunswick, où les scientifiques peuvent tirer profit d'une vaste base de données existante et où les conditions sont les meilleures pour surveiller les tendances à long terme. La recherche doit également être accrue à Terre-Neuve, en Nouvelle-Écosse et en Colombie-Britannique, où il y en a eu peu jusqu'à maintenant.
- Les données sur la toxicité se résument aux résultats des essais de létalité effectués sur de courtes périodes (p. ex. 24, 48 et 96 heures). Davantage de travaux sont nécessaires pour déterminer les effets chroniques, létaux et sublétaux, et les effets de doses réalistes de produits chimiques sur les espèces indigènes.
- Bien que l'on possède des données de laboratoire sur de nombreux produits, il n'existe que très peu de données de terrain sur les effets des produits chimiques utilisés dans la pisciculture. Il est nécessaire d'effectuer des relevés et des expériences de terrain sur les effets à court terme de l'utilisation de produits chimiques, de même que des études à long terme visant à déterminer la variabilité naturelle des populations locales et à mesurer les changements de la biodiversité (et d'autres indicateurs de la santé de l'écosystème).
- Les essais sur la toxicité sont menés en laboratoire et portent sur une seule espèce et un seul produit à la fois. Il existe un grave manque de données sur les effets cumulatifs de l'exposition à des produits chimiques et sur la concentration et le devenir des produits dérivés de la pisciculture. On doit déterminer les effets cumulatifs des produits chimiques et les effets d'expositions multiples sur les organismes non visés.

Tableau 1. Résumé des produits chimiques utilisés dans l'industrie aquacole canadienne**

Produit	Utilisation	Persistance dans les sédiments	Bioaccumulation	Effets possibles
Oxytétracycline	Antibiotique	Persiste pour de longues périodes qui varient selon des facteurs environnementaux (Björklund <i>et al.</i> , 1990; Samuelsen, 1994; Hektoen <i>et al.</i> , 1995; Capone <i>et al.</i> , 1996); Demi-vie de 419 jours dans des conditions stagnantes et anoxiques (Björklund <i>et al.</i> , 1990).	Absorption par les huîtres et les crabes en laboratoire ou à proximité des cages à saumons (MPO, 1997); Concentration dans les tissus du crabe commun supérieure aux limites de l'USFDA (Capone <i>et al.</i> , 1996)	Résistance à l'oxytétracycline possible chez des poissons, des organismes non visés ou des communautés bactériennes vivant à proximité d'emplacements piscicoles (Björklund <i>et al.</i> , 1991; Hansen <i>et al.</i> , 1993; Hirvelä-Koski <i>et al.</i> , 1994)
Tribriissen	Antibiotique	Demi-vie estimée à 90 jours à une profondeur de 6 ou 7 cm (Hektoen <i>et al.</i> , 1995)		
Romet 30	Antibiotique		Absorption par les huîtres (Jones, 1990; LeBris <i>et al.</i> , 1995; Capone <i>et al.</i> , 1996; Cross, données non publiées)	
Florfénicol	Antibiotique	Demi-vie estimée à 4,5 jours (Hektoen <i>et al.</i> , 1995)		
Téflubenzuron	Médicament dans les aliments pour poisson pour la lutte contre le pou du poisson	Solubilité de $19 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $\log K_{oc}^a$ de 4,3 indiquent une possibilité de persistance (Tomlin, 1997); Persistence de plus de 6 mois dans une zone située à moins de 100 m d'une cage de poissons traités (SEPA, 1999b)		Inhibiteur de la production de chitine; cas de mortalité de homards juvéniles (LCPE, 1999b); atténuation possible en effectuant une dépuración avant la mue (McHenery, 1997; LCPE, 1999b)
Benzoate d'émamectine	Médicament dans les aliments pour poissons pour la lutte contre le pou du poisson	Solubilité de $5,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et $\log K_{oc}$ de 5 indiquent une possibilité de persistance (SEPA, 1999b)	Délai d'attente de 25 jours avant la vente du saumon	Perturbateur du mouvement des ions chlorure (Roy <i>et al.</i> , 2000); léthal pour le homard à une concentration de $735 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de nourriture (Burrige <i>et al.</i> , 2002); provoque la mue du homard (Waddy <i>et al.</i> , 2000c)
Ivermectine	Médicament dans les aliments pour poissons; traitement non indiqué sur l'étiquette pour la lutte contre le pou du poisson	Solubilité de $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tomlin, 1997); pourrait persister jusqu'à 28 jours (Wislocki <i>et al.</i> , 1989; Roth <i>et al.</i> , 1993)	Délai d'attente de 180 jours avant la vente; s'accumule dans les tissus du homard en 10 jours (Burrige, Haya et Zitko, données non publiées)	Perturbateur du mouvement des ions chlorure (Roy <i>et al.</i> , 2000); mortalité cumulative de 80 % des saumons atlantiques exposés à $0,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pendant 27 jours (Johnson <i>et al.</i> , 1993); CL_{50} 96 h = $8,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de nourriture pour crevettes; CSEO ^b était de $2,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de nourriture (Burrige et Haya, 1993)

Tableau 1 (suite). Résumé des produits chimiques utilisés dans l'industrie aquacole canadienne**

Produit	Utilisation	Persistance dans les sédiments	Bioaccumulation	Effets possibles
Azaméthiphos	Pesticide; traitement dans un bain pour la lutte contre le pou du poisson	Solubilité de $1,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $\log K_{oc}$ de 1,05; ne devrait pas persister (Tomlin, 1997)	Accumulation dans les tissus improbable (Roth et al., 1993 et 1996)	Neurotoxine, inhibiteur de l'acétylcholinestérase, mais ne s'accumule pas (Roth et al., 1993 et 1996); mutagène <i>in vitro</i> (Comité des médicaments vétérinaires, 1999; Zitko, 2001); bain d'une heure à une concentration de $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$: léthal pour 15 % des saumons après 24 h (Sievers et al., 1995); CL_{50} 48 h = $3,57 - 1,39 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et CSEO 120 min = $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les larves et les adultes du homard (Burrige et al., 1999a et 2000a); réactions comportementales à une concentration supérieure à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Burrige et al., 2000a et b)
Peintures antisalissures à base de cuivre	Agent antisalissures; réduction des salissures sur les filets	Concentration élevée de cuivre (Cu) dans les sédiments (Burrige et al., 1999a)	Accumulation possible dans le biote aquatique	Concentration de 100 à $150 \text{ mg}(\text{Cu})\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les sédiments peut nuire à la diversité de la faune benthique (Debourg et al., 1993); dans la plupart des sites d'échantillonnage : concentration supérieure à la RPQS ^c de $18,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et létale pour les amphipodes et les échinides (Burrige et al., 1999a)
Iodophores	Désinfectants d'équipement	Ne devrait pas persister (Zitko, 1994)		Préparations peuvent contenir des composés néfastes ou toxiques pour le biote aquatique (Zitko, 1994; Madsen et al., 1997; Ashfield et al., 1998)
Chlore/hypochlorite	Désinfectants; nettoyage de filets			Toxiques pour les organismes aquatiques (Zitko, 1994)
BPC, HAP, p,p'-DDE	Présents dans les aliments pour poissons (Zitko, 1994)	BPC indécélabes pour une limite de détection = $0,05 - 0,10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en poids sec (Burrige et al., 1999a); p,p'-DDE décelable pour une limite de détection = $1 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en poids sec (Hellou et al., 2000)	Modification du profil lipidique des poissons sauvages (Zitko, 1994)	

Tableau 1 (suite). Résumé des produits chimiques utilisés dans l'industrie aquacole canadienne**

Produit	Utilisation	Persistance dans les sédiments	Bioaccumulation	Effets possibles
Cadmium, plomb, cuivre, zinc et mercure	Matériaux des cages; aliments pour poissons	Concentrations de cuivre (>2 fois) et de zinc (de 1 à 2 fois) plus élevées dans les sédiments sous les cages que dans les aliments pour poissons (Chou et al., 2002); Concentration de cadmium dépasse $0,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Burridge et al., 1999a)	Toxicité ou accumulation possible dans le biote aquatique	
Billes de polystyrène	Flotteurs en mousse de polystyrène	Source de contaminants à faible poids moléculaire (Zitko, 1994)		Changement de la faune benthique par modification des échanges gazeux dans les eaux interstitielles, par ingestion ou par création d'habitats pour des organismes opportunistes (Goldberg, 1997).

** Le tableau ne comprend que les composés utilisés au Canada (actuellement ou dans le passé). D'autres classes de composés sont utilisées couramment ailleurs et elles pourraient un jour être disponibles au Canada.

a – $\log K_{oe}$ = logarithme du coefficient de partage octanol/eau. Il est internationalement reconnu qu'un $\log K_{oe} \geq 3$ représente une possibilité de bioaccumulation. D'après la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)*, un $\log K_{oe} \geq 5$ représente une possibilité de persistance ou de bioaccumulation (Beek et al., 2000).

b – CSEO = concentration sans effet observé

c – RPQS = Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments

RÉFÉRENCES

- Alliance de l'industrie canadienne de l'aquaculture. 2001a. Communiqué de presse. (www.aquaculture.ca/English/PressReleases/CAIA_PressReleases10.html) (9 janvier 2003).
- Alliance de l'industrie canadienne de l'aquaculture. 2001b. Communiqué de presse. (www.aquaculture.ca/English/PressReleases/CAIA_PressReleases16.html) (9 janvier 2003).
- Anonyme. 2002. Review and synthesis of the environmental impacts of aquaculture. Scottish Association for Marine Science and Napier University. Scottish Executive Central Research Unit 2002. 71 p.
- Ashfield, L.A., T.G. Pottinger et J.P. Sumpter. 1998. Exposure of female rainbow trout to alkylphenolic compounds results in modifications to growth and ovasomatic index. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 679-686.
- Beek, B., S. Bohling, U. Bruckmann, C. Franke, U. Johncke et G. Studinger. 2000. The assessment of bioaccumulation, p. 239-276. Dans B. Beek [éd.]. The handbook of environmental chemistry Vol. 2 (Part J): Bioaccumulation new aspects and developments.
- Björklund, H., J. Bondestam et G. Bylund. 1990. Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms. *Aquaculture* 86: 359-367.
- Björklund, H., C.M.I. Råbergh et G. Bylund. 1991. Residues of oxolinic acid and oxytetracycline in fish and sediments from fish farms. *Aquaculture* 97: 85-96.
- Burridge, L.E. et K. Haya. 1993. The lethality of Ivermectin, a potential agent for treatment of salmonids against sea lice, to the shrimp *Crangon septemspinosa*. *Aquaculture* 117: 9-14.
- Burridge, L.E., K. Doe, K. Haya, P.M. Jackman, G. Lindsay et V. Zitko. 1999a. Chemical analysis and toxicity tests on sediments under salmon net pens in the Bay of Fundy. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2291: iii + 39 p.
- Burridge, L.E., K. Haya, S.L. Waddy et J. Wade. 2000a. The lethality of anti-sea lice formulations Salmosan® (azamethiphos) and Excis® (cypermethrin) to Stage IV and adult lobsters (*Homarus americanus*) during repeated short-term exposures. *Aquaculture* 182: 27-35.
- Burridge, L.E., K. Haya et S.L. Waddy. 2000b. The effects of azamethiphos on survival and spawning success in female American lobster (*Homarus americanus*) (résumé), p. 58. Dans K.C. Penney, K.A. Coady, M.H. Murdoch, W.R. Parker et A.J. Niimi [éds.]. Proceedings of the 27th Annual Aquatic Toxicity Workshop: October 1-4, 2000, St. John's, Newfoundland. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2331.
- Burridge, L.E., S.L. Waddy, K. Haya, M.N. Hamilton, S.M. Mercer et R. Endris. 2002. The effects of pesticides used in aquaculture on American lobsters (résumé), p. 65. Dans C.V. Eickhoff, C.V., G.C. van Aggelen et A.J. Niimi [éds.]. Proceedings of the 29th Annual Aquatic Toxicity Workshop: Oct 21-23, 2002, Whistler, British Columbia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2438.
- Capone, D.G., D.P. Weston, V. Miller et C. Shoemaker. 1996. Antibacterial residues in marine sediments and invertebrates following chemotherapy in aquaculture. *Aquaculture* 145: 55-75.

- Chou, C.L., K. Haya, L.A. Paon, L. Burrridge et J.D. Moffatt. 2002. Aquaculture-related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings (EMP) for near-field effects. *Mar. Pollut. Bull.* 44 (11): 1259-1269.
- Comité des médicaments vétérinaires. 1999. Azamethiphos. Summary report (2). EMEA/MRL/527/98-FINAL. European Agency for the Evaluation of Medicinal Products, Veterinary Evaluation Unit, London, U.K.
- Debourg, C., A. Johnson, C. Lye, L. Tornqvist et C. Unger. 1993. Antifouling products pleasure boats, commercial vessels, nets, fish cages, and other underwater equipment. KEM Report No. 2/93. Swedish National Chemicals Inspectorate. 58 p.
- Ellis, D.W. 1996. Net loss: the salmon netcage industry in British Columbia. David Suzuki Foundation, Vancouver, BC. 195 p.
- GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). 1997. Towards safe and effective use of chemicals in coastal aquaculture. Rep. Stud. GESAMP No. 65, Rome, Italy. 40 p.
- Goldberg, E.D. 1997. Plasticizing the seafloor: an overview. *Environ. Technol.* 18: 195-202.
- Goldburg, R. et T. Triplett. 1997. Murky waters: environmental effects of aquaculture in the United States. Environmental Defense Fund. 16 p.
- Hansen, P.K., B.T. Lunestad et O.B. Samuelsen. 1993. Effects of oxytetracycline, oxolinic acid, and flumequine on bacteria in an artificial marine fish farm sediment. *Can. J. Microbiol.* 39: 1307-1312.
- Hektoen, H., J.A. Berge, V. Hormazabal et M. Yndestad. 1995. Persistence of antibacterial agents in marine sediments. *Aquaculture* 133: 175-184.
- Hellou, J., K. Haya, L. Burrridge, S. Steller et C. Chou. 2000. Organic contaminants including PAHs, PCBs, and DDTs in sediments collected under aquaculture cages, p. 111. Dans K.C. Penney, K.A. Coady, M.H. Murdoch, W.R. Parker et A.J. Niimi [éds.]. Proceedings of the 27th Aquatic Toxicity Workshop: October 1-4, 2000, St. John's, Newfoundland. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2331.
- Hirvelä-Koski, V., P. Koski et H. Niiranen. 1994. Biochemical properties and drug resistance of *Aeromonas salmonicida* in Finland. *Dis. Aquat. Org.* 20: 191-196.
- Johnson, S.C., M.L. Kent, D.J. Whitaker et L. Margolis. 1993. Toxicity and pathological effects of orally administered ivermectin in Atlantic, chinook, and coho salmon and steelhead trout. *Dis. Aquat. Org.* 17: 107-112.
- Jones, O.J. 1990. Uptake and depuration of the antibiotics, oxytetracycline and Romet-30 in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg). Thèse, University of British Columbia, Vancouver, BC. 221 p.
- LeBris, H., H. Pouliquen, J-M. Debernardi, V. Buchet et L. Pinault. 1995. Preliminary study on the kinetics of oxytetracycline in shellfish exposed to an effluent of a land-based fish farm: experimental approach. *Mar. Environ. Res.* 40: 587-595.
- Madsen, S.S., A.B. Mathiesen et B. Korsgaard. 1997. Effects of 17 β -estradiol and 4-nonylphenol on smoltification and vitellogenesis in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Fish Physiol. Biochem.* 17: 303-312.

- McHenery, J.G. 1997. Predicted environmental concentrations and risk assessment for use of calicide in an environmental effects study at two salmon farms under commercial use conditions. Dans SEPA (1999b).
- Milewski, I., J. Harvey et B. Buerkle. 1997. After the gold rush: the status and future of salmon aquaculture in New Brunswick. Conservation Council of New Brunswick, Fredricton, NB. 61 p.
- Ministère des Pêches et Océans. 1997. Report to the Provincial Environmental Assessment Review of Salmon Aquaculture in British Columbia. 114 p.
- Nash, C.E. [éd.]. 2001. The net-pen salmon farming industry in the Pacific northwest. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-49. 125 p.
- Roth, M., R.H. Richards et C. Sommerville. 1993. Current practices in the chemotherapeutic control of sea lice infestations in aquaculture: a review. J. Fish Dis. 16: 1-26.
- Roth, M., R.H. Richards, D.P. Dobson et G.H. Rae. 1996. Field trials on the efficacy of the organophosphate compound azamethiphos for the control of sea lice (Copepoda: Caligidae) infestations of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aquaculture 140: 217-239.
- Roy, W.J., I.H. Sutherland, H.D.M. Rodger et K.J. Varma. 2000. Tolerance of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. and rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), to emamectin benzoate, a new orally administered treatment for sea lice. Aquaculture 184: 19-29.
- Samuelsen, O.B. 1994. Environmental impacts of antimicrobial agents in Norwegian Aquaculture, p 107-113. Dans A. Ervik, P. Kupa Hansen et V. Wennevik [éds.]. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on the Environmental Impacts of Aquaculture. Fisken Havet 13.
- SEPA. 1999b. Calicide (teflubenzuron) – authorization for use as an in-feed sea lice treatment in marine cage salmon farms. Risk assessment, EQS and recommendations. Policy 29. Scottish Environmental Protection Agency, Fish Farming Advisory Group. 13 p.
- Sievers, G., P. Palacios, R. Inostroza et H. Dolz. 1995. Evaluation of the toxicity of eight insecticides in *Salmo salar* and the *in vitro* effects against the isopod parasite, *Ceratothoa gaudichaudii*. Aquaculture 134: 9-16.
- Stewart, J.E. 1994. Aquaculture in Canada and the research requirements related to environmental interactions with finfish culture, p. 1-18. Dans A. Ervik, P. Kupa Hansen et V. Wennevik [éds.]. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on the Environmental Impacts of Aquaculture. Fisken Havet 13.
- Tomlin, C.D.S. [éd.]. 1997. The pesticide manual – A world compendium. British Crop Protection Council, Surrey, U.K. 1606 p.
- Waddy, S.L., L.E. BurrIDGE, M.N. Hamilton, S.M. Mercer, D.E. Aiken et K. Haya. 2002c. Emamectin benzoate induces molting in American lobster, *Homarus americanus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 1096-1099.
- Wislocki, P.G., L.S. Grosso et R.A. Dybas. 1989. Environmental aspects of abamectin use in crop protection, p. 182-200. Dans W. Campbell [éd.]. Ivermectin and Abamectin. Springer-Verlag, New York, NY.
- Zitko, V. 1994. Chemicals in aquaculture (an overview), p. 97-106. Dans A. Ervik, P. Kupa Hansen et V. Wennevik [éds.]. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on the Environmental Impacts of Aquaculture. Fisken Havet 13.

Zitko, V. 2001. Alkylating potency of azamethiphos. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66: 283-286.