

le naturaliste canadien

LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA

Tiré-à-part

Les mulettes au Québec

Annie Paquet, Isabelle Picard, François Caron et Stéphanie Roux

Volume 129, numéro 1 – Hiver 2005

Pages 78-85

Les moules au Québec

Annie Paquet, Isabelle Picard, François Caron et Stéphanie Roux

La plupart des gens associent les moules au milieu marin; ils ont bien raison, car la grande majorité des moules, incluant les moules bleues que l'on cultive et que l'on consomme au Québec, sont des organismes marins. Par contre, peu de gens connaissent l'existence des moules d'eau douce. Au cours du dernier siècle, un des groupes de moules d'eau douce, nommé « moules », a connu une diminution importante (en diversité et en abondance) dans le monde entier.

Il y a plus de 1 000 espèces de moules dans le monde et l'Amérique du Nord est l'endroit où la diversité est la plus élevée, avec près de 300 espèces. Par contre, près de 70 % de ces espèces risquent de disparaître (Masters *et al.*, 1998). Maintenant que l'on connaît mieux leur situation précaire, la conservation des moules devient prioritaire. Ce n'est que depuis l'an 2000 que le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (MRNFP), secteur Faune, a le mandat de s'occuper des moules. Depuis lors, un effort particulier d'inventaire a permis de mieux connaître la distribution des 23 espèces présentes au Québec. Les noms français des moules sont actuellement en révision. Pour éviter de créer de la confusion, nous n'utiliserons dans ce texte que les noms latins pour désigner les espèces.

Trois grands groupes de moules d'eau douce

Les moules d'eau douce appartiennent à l'embranchement des Mollusques et à la classe des Bivalves, faisant référence aux deux coquilles calcaires de l'animal. Au Québec, on rencontre quatre familles, appartenant à trois grands groupes morphologiques facilement reconnaissables : les Sphaériidés, les Dreissenidés et les Unionidés. Les Sphaériidés passent souvent inaperçues : ce sont de très petites moules de forme ovale mesurant de 2 mm à 2,5 cm. Elles se trouvent enfouies dans le substrat de plans d'eau permanents ou temporaires. On en compte une trentaine d'espèces au Québec. Le deuxième groupe, introduit récemment sur notre territoire, est celui des Dreissenidés. Cette famille comprend deux espèces originaires d'Europe : la moule zébrée et la moule quagga. Ces moules possèdent des filaments formant le byssus, qui leur permet de s'attacher sur tout objet dur.

Le dernier groupe, qui fait l'objet du présent article, comprend les Margaritiféridés et les Unionidés. On les appelle communément « moules ». Au Québec, 23 espèces ont été répertoriées jusqu'à maintenant. Les moules se différencient des autres groupes par leur grande taille (jusqu'à plus de 20 cm), leur longévité élevée, leur faible recrutement et leur cycle de vie complexe.

Anatomie

Les moules possèdent une anatomie relativement simple comparativement aux vertébrés. Leur corps consiste principalement en une masse centrale, le manteau, attachée aux deux coquilles par des muscles. Cette masse de chair est constituée de systèmes digestif, circulatoire, reproductif et nerveux très simples. Les moules ne possèdent pas de nez ni d'yeux. Elles respirent et se nourrissent en aspirant l'eau à l'aide d'un siphon (voir photo 1). À l'intérieur de la coquille, des branchies absorbent l'oxygène et filtrent les organismes et les plantes microscopiques (Vanderploeg *et al.*, 1995). La nourriture est ensuite acheminée au système digestif et l'eau est rejetée par l'autre siphon. Les moules se déplacent relativement peu, mais il est tout de même possible de remarquer des traces de leur passage par les sillons laissés sur fond sablonneux. Pour se déplacer, elles utilisent un lobe musculaire rétractable, appelé le « pied » (voir photo 2).

La croissance

Durant les six premières années de vie des moules, la croissance est relativement rapide (Coker *et al.*, 1921; Payne et Miller, 1989; McMahon, 1991). Il est très avantageux pour les moules que leurs coquilles grandissent rapidement, car c'est la seule barrière les protégeant de leur environnement. Après cette période, la croissance de la coquille ralentit et les tissus internes, dont les organes reproducteurs, se développent (McMahon, 1991). Les moules atteignent la maturité sexuelle à un âge très variable selon les espèces, généralement après l'âge de six ans (McMahon, 1991). L'espérance de vie est aussi variable et elle se situe de 6 ans à plus de 100 ans (McMahon, 1991). Des études récentes démontrent toutefois que les estimations traditionnelles de l'âge des moules, à l'aide des anneaux de croissance, sont peu fiables et que l'âge des moules a été sous-estimé (Downing *et al.*, 1992; Kesler et Downing, 1997). On peut ainsi penser que la majorité des espèces présentes dans nos cours d'eau vivraient plusieurs dizaines d'années et quelques espèces, dont *Margaritifera margaritifera*, pourraient même dépasser l'âge de 100 ans.

Deux des auteurs sont à l'emploi du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (MRNFP) : Annie Paquet, technicienne de la faune à la Direction du développement de la faune et François Caron, biologiste chercheur en faune aquatique à la Direction de la recherche sur la faune. Deux autres sont consultantes : Isabelle Picard, biologiste spécialisée en malacologie et en herpétologie et Stéphanie Roux, biologiste œuvrant pour le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec au MRNFP-Secteur Faune Québec.

Le cycle reproducteur

Le cycle reproducteur des mulettes est fort complexe. Les sexes sont séparés chez les espèces présentes au Québec. La femelle capte le sperme du mâle en filtrant l'eau. La fertilisation des œufs et le développement des embryons ont lieu dans une région spécialisée des branchies, appelée le marsupium. Les embryons se développent en une larve appelée glochidium qui mesure de 0,05 à 0,45 mm, selon le stade de croissance (Bauer, 1994). Le glochidium est en fait une copie miniature de l'adulte mais possède des organes internes embryonnaires.

La partie la plus originale du cycle reproducteur vient du fait que les glochidiiums de la totalité de nos espèces doivent parasiter un poisson pour pouvoir compléter leur développement (McMahon, 1991). Afin de favoriser la rencontre avec un poisson hôte, les mulettes femelles ont développé plusieurs ruses. Certaines espèces (telles que *Lampsilis cardium*) modifient une partie de leur manteau pour qu'il ressemble à un petit poisson dans le but d'attirer un prédateur, ou même un faux partenaire sexuel, qui deviendra, à son insu, un moyen de transport pour les glochidiiums. Les femelles *Actinonaias ligamentina* rejettent plutôt des poches de glochidiiums (voir photo 3). D'autres espèces rejettent les glochidiiums en paquets compacts, ressemblant à de petits invertébrés ou poissons retenus par un filament que les mulettes agitent tout comme un pêcheur le ferait avec sa ligne. À l'approche d'un poisson, la femelle gravide est soumise à un stimulus et expulse les glochidiiums dans l'eau par les siphons. Ceux qui réussiront à s'attacher aux branchies ou aux nageoires du poisson hôte survivront, à condition bien entendu que l'espèce de poisson soit compatible. En effet, chaque espèce de mulette nécessite une ou quelques espèces hôtes particulières (Haag et Warren, 1999). À l'issue de ce stade parasite obligatoire qui dure d'un mois à plus de six mois, des juvéniles autonomes quittent l'hôte et tombent au fond de l'eau (Metcalfe-Smith *et al.*, 1997; Watters et O'Dee, 1999).

Le taux de recrutement est ainsi très faible. Bien que les femelles rejettent des millions de glochidiiums, moins de 0,007 % des glochidiiums relâchés parasiteront avec succès un poisson hôte et, de ce nombre, on estime que 9 à 18 % parviendront à maturité (Jansen et Hanson, 1991; McMahon, 1991). Le taux d'infestation des poissons par les glochidiiums est généralement de moins de 4 % et les poissons infectés transportent en moyenne moins de quatre glochidiiums (Holland-Bartels et Krammer, 1989). L'effet de ce parasi-

tisme sur les poissons hôtes semble être négligeable (Nezlin *et al.*, 1994). Compte tenu de la sédentarité des mulettes, l'utilisation de poissons hôtes joue un rôle de premier plan dans leur dispersion et favorise ainsi un meilleur échange génétique entre les populations.

L'habitat

On trouve généralement des mulettes dans les plans d'eau permanents. Les étangs ou les ruisseaux qui s'assèchent ainsi que les rivières en haute altitude, ou à courant très fort, ne sont pas propices à la présence de mulettes. Les rivières offrent des types d'habitats plus diversifiés que les lacs et sup-



Photo 1
Siphons d'une *Lampsilis cardium*:
siphon inhalant (haut),
siphon exhalant (bas),
rivière Bécancour



Photo 2
***Alasmidonta marginata*, dont**
on peut apercevoir le pied,
rivière Nicolet Sud-Ouest.



Photo 3. *Actinonaias ligamentina* en train de libérer quelques
poches de glochidiiums, rivière Saint-François.

Les espèces de mulettes au Québec ainsi que leur précarité

Nom latin	Rangs de priorité nationaux	
	au Québec	au Canada
<i>Actinonaias ligamentina</i>	2	3
<i>Alasmidonta marginata</i>	2	3
<i>Alasmidonta undulata</i>	3	4
<i>Anodonta implicata</i>	1	4
<i>Anodontoides ferussacianus</i>	3	4
<i>Elliptio complanata</i>	4	4
<i>Elliptio crassidens</i>	2	5
<i>Elliptio dilatata</i>	2	4
<i>Lampsilis cardium</i> (groupe)	3	4
<i>Lampsilis radiata radiata</i>	4	4
<i>Lampsilis siliquoidea</i>	4	4
<i>Lasmigona compressa</i>	3	4
<i>Lasmigona costata</i>	3	4
<i>Leptodea fragilis</i>	3	3
<i>Ligumia recta</i>	3	3
<i>Margaritifera margaritifera</i>	4	4
<i>Obovaria olivaria</i>	2	2
<i>Potamilus alatus</i>	1	3
<i>Pyganodon cataracta</i>	4	4
<i>Pyganodon fragilis</i>	3	5
<i>Pyganodon grandis</i> *	3	4
<i>Strophitus undulatus</i>	3	4

* Deux sous-espèces de *Pyganodon grandis* sont reconnues au Québec : *Pyganodon grandis grandis* (4) et *Pyganodon grandis simpsoniana* (3). () = rang au Québec
 1 = Sévèrement en péril
 2 = En péril
 3 = Rare ou peu commun
 4 = Largement réparti, abondant et apparemment hors de danger, mais il demeure des causes d'inquiétudes pour le long terme
 5 = Large répartition, large abondance et stabilité démontrée

Données tirées de Metcalfe-Smith *et al.*, 2004

portent une plus grande diversité de mulettes. Les mulettes ne peuvent généralement pas survivre dans un milieu trop argileux ou trop organique qui provoque leur suffocation rapide (Bogan, 1993).

Chaque espèce possède des préférences écologiques propres : profondeur de l'eau, vitesse du courant, composition du substrat et caractéristiques chimiques de l'eau sont les principaux éléments en cause (Ghent *et al.*, 1978; Di Malo et Corkum, 1995; Hastie *et al.*, 2000; Downing *et al.*, 2000). Certaines espèces, comme les *Pyganodon*, affectionnent les lacs et les rivières à courant lent. D'autres, comme *Margaritifera margaritifera*, semblent préférer les rivières à fort courant avec un faible taux en calcium. Certaines espèces plus généralistes, telles *Elliptio complanata* et *Lampsilis radiata*

radiata, occupent des habitats très variés. En général, les mulettes peuvent tolérer une grande variabilité d'habitat, en autant que celui-ci soit relativement stable dans le temps.

Importance pour les écosystèmes

Présentes dans une multitude d'habitats aquatiques en nombre relativement élevé, les mulettes jouent un rôle important, et ce, de diverses façons. Elles filtrent un très grand volume d'eau (plus de 1 litre/ heure pour un adulte [e.g. Vanderploeg, *et al.* 1995]). En filtrant, elles retirent les particules en suspension telles les matières organiques et inorganiques ainsi que le plancton dont elles se nourrissent, ce qui a pour effet d'améliorer la qualité de l'eau. Les mulettes influencent aussi la dynamique des nutriments des écosystèmes, en filtrant les nutriments inorganiques qui ensuite, par la biodéposition, deviennent assimilables pour les autres animaux et les plantes (Nedeeu, 2000). Par leur alimentation sélective, les mulettes permettent de contrôler la densité de phytoplancton (Soto et Mena, 1999). Dans certains cas, il semble que les mulettes jouent un rôle dans le ralentissement de l'eutrophisation des lacs (Soto et Mena, 1999). Ces effets sont toutefois dépendants de la densité de mulettes présentes à l'intérieur du plan d'eau.

Les mulettes sont à leur tour une source de nourriture facilement accessible; dans plusieurs écosystèmes aquatiques, tels que le fleuve la Tamise en Angleterre, elles représentent jusqu'à 90 % de la biomasse totale disponible (Negus, 1966). Parmi les prédateurs des mulettes, le rat musqué est sans doute un des plus importants, si on en juge par les amoncellements de coquilles trouvés aux abords de leur hutte. Les loutres, visons et ratons laveurs consomment aussi des mulettes (Neves et Odum, 1989; Jokela et Mutikainen, 1995). Plusieurs espèces de poissons dont les carpes, esturgeons, crapets, meuniers et chevaliers (dont le chevalier cuivré) ainsi que les écrevisses se nourrissent en partie de mulettes juvéniles (McMahon, 1991).

La relation entre les mulettes et les poissons ne se limite pas à la relation hôte-parasite favorable aux mulettes. Les mulettes favorisent également la reproduction de certaines espèces de poissons, puisque l'accumulation de leurs coquilles crée un microhabitat favorable à la fraye (Chatelain et Chabot, 1983). De plus, en filtrant et en clarifiant les eaux, les vastes colonies de mulettes créeraient un environnement favorable aux poissons prédateurs qui dépendent de stimuli visuels pour leur alimentation (Nezlin *et al.*, 1994).

Enfin, en plus d'occuper un rôle trophique important, les mulettes jouent un rôle considérable en modifiant

physiquement leur environnement. Les moules vivantes et leurs coquilles mortes persistent plusieurs dizaines d'années dans leur environnement et peuvent être une source significative de particules de grosse taille dans certains lacs et rivières constitués autrement par des sédiments fins (Strayer *et al.*, 1994). Les coquilles peuvent servir de substrat propice à d'autres invertébrés et ainsi avoir une importance considérable sur la structure de la communauté benthique (Strayer *et al.*, 1994; Soto et Mena, 1999). La présence même des coquilles peut vraisemblablement influencer les caractéristiques hydrologiques du fond du plan d'eau, en modifiant la dynamique des sédiments et des courants (Strayer *et al.*, 1994). Par exemple, la présence des juvéniles sous la surface du substrat et le mouvement vertical périodique des adultes augmentent de façon considérable l'oxygénation du sol (Balfour et Smock, 1995; Amyot et Downing, 1997). De même, bien que les migrations horizontales soient limitées (Balfour et Smock, 1995), elles pourraient influencer le brassage des sédiments (McCall *et al.*, 1979).

L'écologie des moules reste encore très méconnue. Une chose est toutefois certaine, les moules sont des organismes importants au sein d'un grand nombre d'écosystèmes aquatiques.

Importance pour les humains

On demande souvent si les moules sont comestibles; la réponse est oui et non. Elles n'ont pas un goût particulièrement bon, leur chair est coriace et elles ont tendance à prendre le goût de leur habitat... la vase assez souvent. La majorité des espèces présentes au Québec sont longévives; en filtrant des milliers de litres d'eau, les moules accumulent dans leur chair le mercure, le plomb, les BPC, les organochlorés et autres polluants (Keller *et al.*, 1997). Il est donc fortement déconseillé de les consommer à moins de les trouver dans un milieu exempt de pollution.

Historiquement toutefois, les moules ont joué un rôle non négligeable pour les humains. Plusieurs tribus indigènes utilisaient leurs coquilles pour en faire des bijoux, des pendentifs, ou encore des objets usuels tels des cuillères, des louches ou des grattoirs. Elles servaient également de nourriture facilement accessible pour certaines tribus, particulièrement en période de disette (Parmalee et Klippel, 1974).

En Amérique du Nord, à partir des années 1800, la nacre des moules était utilisée pour confectionner des boutons. Cette industrie a atteint son apogée au début des années 1900 avec la production annuelle de plus de 40 millions de boutons (Fassler, 1997). À cette époque, les Japonais ont découvert qu'en introduisant un morceau de nacre de moule dans les huîtres, on peut produire des perles de culture. N'ayant pas assez d'espèces à coquille épaisse chez eux, ils importèrent alors des États-Unis de grandes quantités de coquilles. L'Australie, l'Indonésie, la Polynésie française et la Chine ont depuis développé l'industrie des perles de culture en adoptant cette méthode. Aussi, à la fin des années 1980, les États-Unis exportaient jusqu'à 25 000 tonnes de coquilles

par année (Nedau *et al.*, 2000). Plus récemment les exportations de coquilles auraient diminué en raison de leur rareté et de la réglementation plus sévère. Elles représenteraient maintenant environ 10 000 tonnes par année (Nedau *et al.*, 2000). En Europe, l'exploitation des moules est également soumise à une réglementation très sévère: l'exploitation est complètement interdite pour certaines espèces et à certains endroits (Young et Williams, 1983).

Les moules sont aussi utilisées comme bioindicateurs. Elles possèdent plusieurs qualités qui en font des organismes de choix pour connaître la santé des écosystèmes aquatiques. Elles ont une grande sensibilité à différents types de pollution et aux changements d'habitats. Elles sont faciles à récolter et elles sont sédentaires (ne peuvent donc fuir la pollution). De plus, leur grande longévité permet d'étudier les effets à long terme de la pollution sur les écosystèmes aquatiques.

Les causes du déclin des moules

Plusieurs causes ont été identifiées pour expliquer le déclin fulgurant des moules en Amérique du Nord. La dégradation des habitats et la détérioration de la qualité des eaux seraient les causes majeures de leur déclin (Bogan, 1993; Bauer, 1988; Mackie et Topping, 1988). La pollution organique semble particulièrement néfaste. L'agriculture intensive, la déforestation, l'activité industrielle et la pollution organique modifient en effet grandement les propriétés chimiques des eaux (Bogan, 1993; Strayer, 1980; Allan et Flecker, 1993). On sait que les moules accumulent de grandes quantités de polluants dans leurs tissus à cause de leur grande longévité et leur action filtrante sur de très grandes quantités d'eau (Naimo, 1995; Metcalfe-Smith *et al.*, 1996). Les polluants et les pesticides ne sont en général mortels qu'à de fortes doses (Keller, 1993). Toutefois, des doses plus faibles, combinées avec l'effet cumulé des substances, perturbent la croissance, l'efficacité de la filtration, les activités enzymatiques et le comportement des moules (Naimo, 1995).

À cause de leur stade larvaire parasitaire, les moules sont très sensibles aux fluctuations de populations du poisson hôte. La survie des glochidiidiums étant très faible, une bonne densité du poisson hôte est nécessaire pour maintenir une population de moules (Haag et Warren, 1998). Si le poisson hôte disparaît, la reproduction devient alors impossible et la population de moules disparaîtra à son tour (Bogan, 1993). Ainsi, toute activité empêchant la migration des poissons ou diminuant localement la densité de ceux-ci peut avoir des effets négatifs sur les moules.

La construction de barrages et de digues est très souvent pointée du doigt comme responsable de nombreuses extinctions de populations de moules (Layzer *et al.*, 1993; Bogan, 1993; Lydeard et Mayden, 1995; Vaughn et Taylor, 1999; Hugues et Parmalee, 1999; Watters, 2000). Les barrages modifient les propriétés chimiques et physiques de l'eau, en amont et en aval, causant ainsi des mortalités massives de

mulettes (Bogan, 1993; Allan et Flecker, 1993). De plus, les barrages constituent un obstacle majeur à la dispersion des poissons hôtes (Watters, 1996).

Une autre cause majeure de l'extinction des mulettes serait l'introduction d'espèces exotiques. L'invasion de la moule zébrée dans les Grands Lacs et dans le fleuve Saint-Laurent, depuis 1986, a provoqué un rapide déclin des populations de mulettes (Hébert *et al.* 1991; Mackie et Topping, 1988; Gillis et Mackie, 1994). Les mulettes offrent une surface d'attachement idéale pour les moules zébrées (voir photo 4), puisqu'elles vivent enfouies partiellement dans le substrat. La partie postérieure de la coquille (endroit où se situent les siphons) reste exposée à la colonne d'eau. Les moules zébrées s'y fixent parfois en très grand nombre et agissent comme compétiteurs directs des mulettes en réduisant la quantité de nourriture disponible ou en obstruant leur valves (Hébert *et al.*, 1991; Barr, 1996). De plus, une mulette infestée, supportant une quantité de moules zébrées équivalant au double de son poids, devra dépenser plus d'énergie pour ses activités (Hébert *et al.*, 1991). Dans l'ensemble, l'infestation des Dreissenidés provoquerait la mortalité des mulettes en nuisant à leurs activités d'alimentation, de respiration et de locomotion, entraînant une diminution des réserves énergétiques (Hébert *et al.*, 1991; Ricciardi *et al.*, 1996; Baker et Hornbach, 1997, 2000).

Arrivées dans le fleuve Saint-Laurent au Québec en 1992, les moules zébrées peuvent atteindre des densités de 20 000 individus/m² (Ricciardi *et al.*, 1995, 1996). Moins de trois ans après l'arrivée de la moule zébrée, la densité des mulettes indigènes avait déjà diminué dramatiquement. En 1995, le taux d'infestation dépassait 100 moules zébrées/mulette à certains endroits (Ricciardi *et al.*, 1995, 1996). Les mortalités des mulettes étaient particulièrement importantes (90 à 100 % de déclin) lorsque la densité de moules zébrées était supérieure à 4 000/m² (Ricciardi *et al.*, 1996). Même sur un site avec un taux d'infestation relativement faible, comme au lac Saint-Louis, la densité des mulettes indigènes aurait diminué de près de 80 % sur une période de trois ans (Ricciardi *et al.*, 1996). Bien que toutes les espèces de mulettes soient sensibles à la moule zébrée, l'impact de cette dernière sur les mulettes varierait selon les espèces. Plus particulièrement, dans le lac Saint-Clair, le déclin atteignait 93 % pour deux espèces à coquilles minces et aplaties (*Potamilus alatus* et *Leptodea fragilis*), alors qu'il était de 25 % pour *Elliptio dilatata* (Gillis et Mackie, 1994). L'introduction des moules zébrées n'aurait cependant fait qu'accélérer le taux de déclin et d'autres facteurs sont également à considérer (Gillis et Mackie, 1994). Une autre étude d'envergure, réalisée cette fois dans une petite rivière, (la rivière Rideau, en Ontario) démontre une situation aussi alarmante (Martel *et al.*, 2001). Les densités de moules zébrées présentes sur le substrat sont passées de < 0,1/m² en 1993 à 23 000/m² en 1994. Une mulette était alors infestée en moyenne par 1,91 moule zébrée. L'année suivante, l'infestation atteignait la densité moyenne de 809 moules zébrées par mulette. Huit

ans après le début de l'infestation, les mulettes avaient presque complètement disparu (Martel *et al.*, 2001).

Jusqu'ici, peu de moyens se sont révélés efficaces pour contrôler l'expansion de la moule zébrée qui, contrairement aux mulettes, possède un stade larvaire pélagique appelé véligère. La larve véligère nage librement et voyage par les courants d'eau, et ne nécessite pas de poisson hôte pour son déplacement et sa croissance. Cette caractéristique explique sa dispersion très rapide (Griffiths *et al.*, 1991). Seule la prévention permet de contrôler la dispersion et d'éviter de nouvelles introductions.

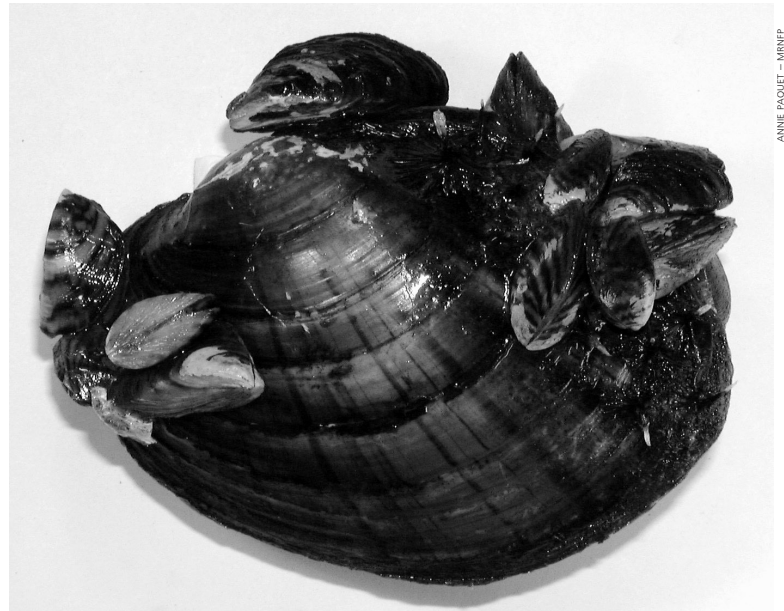


Photo 4. *Lanpsilis cardium* infestée de moules zébrées, fleuve Saint-Laurent

En fait, on pourrait dire que les mulettes sont sensibles à presque toutes les perturbations touchant les milieux aquatiques et leur bassin versant. Cette grande sensibilité des mulettes aux perturbations explique en bonne partie le déclin général observé.

La situation au Québec

Le Québec tente de rattraper son retard face à plusieurs provinces au Canada et plusieurs États américains qui priorisent l'étude des mulettes. En l'an 2000, le secteur Faune du MRNFP a compilé toutes les mentions disponibles de mulettes sur son territoire, ce qui a vite permis de constater le manque de connaissances; moins de 1 000 mentions de mulettes ont été trouvées dans les musées majeurs et les publications scientifiques pour le Québec.

Afin de compléter cette lacune et d'établir un portrait actuel de la situation, le MRNFP procéda à des inventaires pendant l'été 2000, dans le fleuve, la rivière Richelieu et le lac Champlain, où l'introduction de la moule zébrée fait craindre le pire pour nos mulettes. En 2001, le travail d'inventaire s'est porté vers le sud-ouest du Québec, compte tenu de la

grande diversité des espèces dans ce secteur. Depuis, des inventaires annuels ciblent diverses régions du Québec dans le but de compléter les connaissances sur la présence et la répartition des moules sur notre territoire.

Un cours portant sur la récolte et l'identification des moules a été donné à 62 employés du MRNFP qui sont appelés à faire des inventaires en milieu aquatique, de manière à ce que les inventaires de moules puissent s'intégrer dorénavant aux inventaires réguliers. Ainsi, plusieurs nouvelles mentions ont permis d'enrichir nos connaissances de base; des extensions d'aires majeures ont été notées pour plusieurs espèces, en particulier pour *Obovaria olivaria*, *Alasmidonta marginata*, *Strophitus undulatus*, *Alasmidonta undulata* (photos 2 et 5). À notre grande surprise, une nouvelle espèce fut découverte sur notre territoire : *Actinonaias ligamentina* (photo 3). Elle a été rapportée dans la rivière Saint-François, dans la région du Centre-du-Québec. Cette région est la plus riche au Québec en diversité d'espèces : plusieurs rivières en comptent près d'une dizaine (voir photo 6). La rivière Saint-François arrive au premier rang avec 12 espèces présentes sur 23 au Québec. Mais pour combien de temps ? Sur cette rivière, il y a six barrages, plusieurs indus-



Photo 5. *Obovaria olivaria* de forme ovale avec un sommet renflé, rivière Saint-François

tries et municipalités et son bassin versant contient plus de 300 barrages. Les taux de malformations des moules (particulièrement chez *Strophitus undulatus*) et de réflexes lents de fermeture des valves (test utilisé comme bioindicateur de pollution), observés sur cette rivière, est un des plus élevés au Québec. La région la plus riche en diversité (Centre-du-Québec) est une région agricole. À certaines stations, comme sur la rivière de l'Achigan dans la région de Lanaudière, on ne trouve plus que des moules très âgées, aucune jeune moule ne semble présente pour assurer la relève.



Photo 6. 1: *Lampsilis radiata radiata*, 2: *Obovaria olivaria*, 3: *Strophitus undulatus*, 4: *Alasmidonta undulata*, 5: *Ligumia recta*, 6: *Lampsilis cardium*, 7: *Lasmigona costata*, 8: *Elliptio complanata*, rivière Saint-François

Dans un proche avenir, nous prévoyons commencer des travaux sur les espèces à statut précaire ainsi que la publication d'un Atlas sur les moules au Québec. Une première évaluation de la précarité des espèces de moules fut réalisée en 2002. Cette revue de la situation des moules du Québec est loin d'être complète et sans biais, mais elle se veut une première étape essentielle dans les démarches d'acquisition de connaissances et de protection de nos espèces. Au Québec, sept espèces de moules seraient menacées ou vulnérables (30 %), dix seraient susceptibles de l'être (43 %) et six seraient en sécurité (26 %) (voir le tableau pour les détails).

Conclusion

Plusieurs menaces pèsent sur les moules au Québec; le déclin semble important pour la majorité de nos espèces et la situation se détériore, année après année. Il faut continuer de les étudier, suivre la situation des espèces précaires, acquérir des connaissances sur leurs habitats, protéger certains habitats sensibles et encourager des pratiques agricoles plus saines pour l'environnement afin de limiter les dégâts.

Remerciements

Merci à Julie Grenier du Comité de gestion du bassin versant de la rivière Saint-François pour les renseignements transmis. Merci à Louiselle Beaulieu, Jacinthe Bouchard ainsi qu'à Jean-François Desroches pour la révision du texte. ◀

Références

- ALLAN, J. D. and A.S. FLECKER. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43, (1): 32-43.
- AMYOT, J.-P. and J.A. DOWNING. 1997. Seasonal variation in vertical and horizontal movement of the freshwater bivalve *Elliptio complanata* (Mollusca: Unionidae). *Freshwater Biology*, 37: 345-354.
- BAKER, S.M. and D.J. HORNBACK. 1997. Acute physiological effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) infestation on two unionid mussels, *Actinonaias ligamentina* and *Amblema plicata*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 512-519.
- BAKER, S.M. and D.J. HORNBACK. 2000. Physiological status and biochemical composition of a natural population of unionid mussels (*Amblema plicata*) infested by Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*). *American Midland Naturalist*, 143: 443-452.
- BALFOUR, D.L. and L.A. SMOCK. 1995. Distribution, Age structure, and movements of the freshwater mussel *Elliptio complanata* (Mollusca: Unionidae) in a headwater stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 10: 255-268.
- BARR, D.W. 1996. Freshwater Mollusca (Gastropoda and Bivalvia) In Smith, I. M. *Assessment of Species Diversity in the Mixedwood Plains ecozone*. Ecological Monitoring and Assessment Network (EMAN). (Disponible sur Internet à l'adresse suivante: <http://www.cciv.ca/eman-temp/reports/publications/>)
- BAUER, G. 1988. Threats to the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation*, 45: 239-253.
- BAUER, G. 1994. The adaptive offspring size among freshwater mussels (Bivalvia: Unionoidea). *Journal of Animal Ecology*, 63: 933-944.
- BOGAN, A.E. 1993. Freshwater Bivalve extinction (Mollusca: Unionoida): a search for causes. *American Zoologist*, 33: 599-609.
- CHATELAIN, R. et J. CHABOT. 1983. Utilisation d'accumulations de coquilles d'Unionidae comme frayères par le touladi (*Salvelinus namaycush*). *Naturaliste canadien*, 110: 363-365.
- CLARKE, A. H. 1981. Les mollusques d'eau douce du Canada. Musée des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, Ottawa, Canada. 447 p.
- COKER, R.E., A.F. SHIRA, H.W. CLARK and A.D. HOWARD. 1921. Natural history and propagation of fresh-water mussels. *Bulletin of the U.S. Bureau of Fisheries* (Document 893), 37: 75-181.
- DI MALO, J. and L.D. CORKUM. 1995. Relationship between the spatial distribution of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) and the hydrological variability of rivers. *Canadian Journal of Zoology*, 73: 663-671.
- DOWNING, W.L., J. SHOSTELL and J.A. DOWNING. 1992. Non-annual external annuli in the freshwater mussels *Anodonta grandis grandis* and *Lampsilis radiata siliquoidea*. *Freshwater Biology*, 28: 309-317.
- DOWNING, J.A., H. VAN LEEUWEN and L.A. DI PAOLO. 2000. Substratum patch selection in the lacustrine mussels *Elliptio complanata* and *Pyganodon grandis grandis*. *Freshwater Biology*, 44: 641-648.
- FASSLER, C.R. 1997. The American mussel crisis: effects on the world pearl industry. Pages 265-277 dans: K.S. Cummings, A.C. Buchanan, C.A. Mayer, and T.J. Naimo, eds. *Conservation and management of freshwater mussels II: initiatives for the future*. Proceedings of a UMRCC symposium, 16-18 October 1995, St-Louis, Missouri. Upper Mississippi River Conservation Committee, Rock Island, Illinois.
- GHENT, A.W., R. SINGER and L. JOHNSON-SINGER. 1978. Depth distributions determined with SCUBA, and associated studies of the freshwater unionid clams *Elliptio complanata* and *Anodonta grandis* in Lake Bernard, Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, 56: 1654-1663.
- GILLIS, P.L. and G.L. MACKIE. 1994. Impact of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, on populations of Unionidae (Bivalvia) in Lake St. Clair. *Canadian Journal of Zoology*, 72: 1260-1271.
- GRIFFITHS, R.W., D.W. SCHLOESSER, J.H. LEACH and W.P. KOVALAK. 1991. Distribution and dispersal of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes Region. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 1381-1388.
- HAAG, W.R. and M.L. WARREN Jr. 1998. Role of ecological factors and reproductive strategies in structuring freshwater mussel communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 297-306.
- HAAG, W.R. and M.L. WARREN Jr. 1999. Mantle displays of freshwater mussels elicit attacks from fish. *Freshwater Biology*, 42: 35-40.
- HASTIE, L.C., P.J. BOON and M.R. YOUNG. 2000. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia*, 429: 59-71.
- HEBERT, P.D.N., C.C. WILSON, M.H. MURDOCH and R. LAZAR. 1991. Demography and ecological impacts of the invading mollusc *Dreissena polymorpha*. *Canadian Journal of Zoology*, 69: 405-409.
- HOLLAND-BARTELS and T.W. KRAMMER. 1989. Seasonal reproductive development of *Lampsilis cardium*, *Amblema plicata*, and *Potamilus alatus* (Pelecypoda: Unionidae) in the Upper Mississippi River. *Journal of Freshwater Ecology*, 5: 87-92.
- HUGUES, M.H. and P.W. PARMALEE. 1999. Prehistoric and modern freshwater mussel (Mollusca: Bivalvia: Unionoidea) faunas of the Tennessee River: Alabama, Kentucky and Tennessee. *Regulated River: Research and Management*, 15: 25-42.
- JANSEN, W.A. and J.M. HANSON. 1991. Estimates of the number of glochidia produced by clams (*Anodonta grandis simpsoniana* Lea), attaching to yellow perch (*Perca flavescens*), and surviving to various ages in Narrow Lake, Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 69: 973-977.
- JOKELA, J. and P. MUTIKAINEN. 1995. Effect of size-dependent muskrat (*Ondatra zibethica*) predation on the spatial distribution of a freshwater clam,

- Anodonta piscinalis* Nilsson (Unionidae, Bivalvia). Canadian journal of Zoology, 73 : 1085-1094
- KELLER, A.E. 1993. Acute toxicity of several pesticides, organic compounds, and a wastewater effluent to the freshwater mussel, *Anodonta imbecilis*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Pimephales promelas*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 51 : 696-702.
- KELLER, A.E., and M. LYDY. 1997. Biomonitoring and the hazards of contaminants to freshwater mollusks. In: Freshwater Mollusks as Indicators of Water Quality: A Workshop, 4-5 March 1997, Atlanta, Georgia.
- KESLER, D.H. and J.A. DOWNING. 1997. Internal shell annuli yield inaccurate growth estimates in the freshwater mussels *Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata*. Freshwater Biology, 37 : 325-332.
- LAYZER, J.B., GORDON, M.E. and R.M. ANDERSON. 1993. Mussels: the forgotten fauna of regulated rivers. A case study of the Caney Fork River. Regulated Rivers: Research and Management, 8 : 63-71.
- LYDEARD, C. and R.L. MAYDEN. 1995. A diverse and endangered aquatic ecosystem of the southeast United States. Conservation Biology, 9 : 800-805.
- MACKIE, G.L. and J. TOPPING. 1988. Historical changes in the Unionid fauna of the Sydenham river watershed and downstream changes in shell morphometrics of three common species. The Canadian Field-Naturalist, 102 : 618-626.
- MARTEL, A.L., D.A. PATHY, J.B. MADILL, C.B. RENAUD, S.L. DEAN and S.J. KERR. 2001. Decline and regional extirpation of freshwater mussels (Unionidae) in a small river system invaded by *Dreissena polymorpha*: the Rideau River, 1993-2000. Canadian Journal of Zoology, 79 : 2181-2191.
- MASTER, L.L., S.R. FLACK and B.A. STEIN (eds.). 1998. Rivers of life: critical watersheds for protecting freshwater biodiversity. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.
- MCCALL, P.L., M.J.S. TEVESZ and S.F. SCHWELGIEN. 1979. Sediment mixing by *Lampsilis radiata siliquoides* (Mollusca) from western Lake Erie. Journal of Great Lake Research, 5 : 105-111.
- MCMAHON, R.F. 1991. Mollusca : Bivalvia. Pages 315-399 in J. H. Thorp et A. P. Covich (éditeurs). Ecology and classification of North American invertebrates. Academic Press inc. 911 p.
- METCALFE-SMITH, J.L., R.H. GREEN and L.C. GRAPENTINE. 1996. Influence of biological factors on concentrations of metals in tissues of freshwater mussels (*Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata radiata*) from the St. Lawrence River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53 : 205-219.
- METCALFE-SMITH, J.L., S.K. STATON, G.L. MACKIE and N.M. LANE. 1997. Biodiversity of freshwater mussels in the lower Great Lakes Drainage Basin. Ecological Monitoring and Assessment Network (EMAN), 3rd National Meeting, Saskatoon, Saskatchewan. 23 p.
- METCALFE-SMITH, J.L. and B. CUDMORE-VOKEY. 2004. National General Status Assessment of Freshwater Mussels (Unionacea).
- NAIMO, T.J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. Ecotoxicology 4 : 341-362.
- NEDEAU, E.J., M.A. MCCOLLOUGH and B.I. SWARTZ. 2000. The Freshwater Mussels of Maine. Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, Augusta, Maine. 118 p.
- NEGUS, C. 1966. A quantitative study of the growth and production of Unionid mussels in the River Thames at Reading. Journal of Animal Ecology, 35 : 513-532.
- NEVES, R.J., and M.C. ODOM. 1989. Muskrat predation on endangered freshwater mussels in Virginia. Journal of Wildlife Management, 53 : 934-941.
- NEZLIN, L.P., R.A. CUNJAK, A.A. ZOTIN and V.V. ZIUGANOV. 1994. Glochidium morphology of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and glochidiosis of Atlantic salmon (*Salmo salar*): a study by scanning electron microscopy. Canadian Journal of Zoology, 72 : 15-21.
- PARMALEE, P.W., and W.E. KLIPPEL. 1974. Freshwater mussels as a prehistoric food resource. American Antiquity, 39 : 421-434.
- PAYNE, B.S., and A.C. MILLER. 1989. Growth and survival of recent recruits to a population of *Fusconaia ebena* (Bivalvia: Unionidae) in the lower Ohio River. American Midland Naturalist, 121 : 99-104.
- RICCIARDI, A., F.G. WHORISKEY and J.B. RASMUSSEN. 1995. Predicting the intensity and impact of *Dreissena polymorpha* infestation on native unionid bivalves from *Dreissena* field density. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52 : 1449-1461.
- RICCIARDI, A., F.G. WHORISKEY and J.B. RASMUSSEN. 1996. Impact of the *Dreissena* invasion on native unionid bivalves in the upper St. Lawrence River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53 : 1434-1444.
- SOTO, D. and G. MENA. 1999. Filter feeding by the freshwater mussel, *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. Aquaculture, 171 : 65-81.
- STRAYER, D.L. 1980. The freshwater mussels of the Clinch River system Michigan, with comments on man's impact on the fauna, 1870-1978. Nautilus, 94 : 142-149.
- STRAYER, D.L., D.C. HUNTER, L.C. SMITH, and C.K. BORG. 1994. Distribution, abundance, and roles of freshwater clams (Bivalvia, Unionidae) in the freshwater tidal Hudson River. Freshwater Ecology, 31 : 239-248.
- VANDERPLOEG, H.A., J.R. LIEBIG, and T.F. NAPELA. 1995. From picoplankton to microplankton : temperature-driven filtration by the unionid bivalve *Lampsilis radiata siliquoides* in Lake St. Clair. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52 : 63-74.
- VAUGHN, C.C. and C.M. TAYLOR. 1999. Impoundments and the decline of freshwater mussels : a case study of an extinction gradient. Conservation Biology, 13(4) : 912-920.
- WATERS, G.T. 1996. Small dams as barriers to freshwater mussels (Bivalvia, Unionoida) and their hosts. Biological Conservation, 75 : 79-85.
- WATERS, G.T. and S.H. O'DEE. 1999. Glochidia of the freshwater mussel *Lampsilis* overwintering on fish hosts. Journal of Molluscan Studies, 65 : 453-459.
- WATERS, G.T. 2000. Freshwater mussels and water quality : A review of the effects of hydrologic and instream habitat alterations. Proceedings of the First Freshwater Mollusk Conservation Society Symposium, 1999, p. 261-274.
- YOUNG, M. and J. WILLIAMS. 1983. The status and Conservation of the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in the Great Britain. Biological Conservation, 25 : 35-52.