

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

L'épioblasme tricorne *Epioblasma triquetra*

au Canada



EN VOIE DE DISPARITION
2011

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 56 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2001. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 57 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

WATSON, E.T., J.L. METCALFE-SMITH et J. DI MAIO. 2001. Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) au Canada in Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-57.

Note de production :

Le COSEPAC aimerait remercier David Zanatta pour la rédaction du rapport de situation sur l'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) au Canada, qui a été préparé en vertu d'un contrat avec Environnement Canada. Dwayne Lepitzki, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mollusques du COSEPAC, a supervisé le présent rapport et en a fait la révision.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Télec. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Snuffbox *Epioblasma triquetra* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Épioblasme tricorne — Source : D. Zanatta, CMU.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2012.
N° de catalogue CW69-14/205-2012F-PDF
ISBN 978-1-100-98814-6



Papier recyclé



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2011

Nom commun

Épioblasme tricorne

Nom scientifique

Epioblasma triquetra

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette petite moule d'eau douce ne se trouve actuellement que dans deux rivières du sud de l'Ontario. Une autre population pourrait toujours survivre dans la rivière Thames où une coquille fraîche a été trouvée en 1998. L'évaluation initiale du COSEPAC (2001) a conclu que cette espèce avait disparu de la plus grande partie de son aire de répartition canadienne et qu'elle était limitée à la rivière Sydenham. Cependant, des moules vivantes provenant d'une population reproductrice ont été trouvées par la suite dans la rivière Ausable, et ce, à partir de 2006. Les deux populations restantes se trouvent dans des zones de culture intensive et sont exposées à l'envasement et à la pollution, l'envasement étant particulièrement problématique. Les moules zébrées envahissantes ont rendu la majeure partie de l'habitat historique non convenable. Une espèce de poisson envahissante, le gobie à taches noires, pourrait représenter une nouvelle menace en rentrant en compétition avec les deux poissons-hôtes connus de la forme larvaire de la moule et en se nourrissant de jeunes moules.

Répartition

Ontario

Historique du statut

Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2001. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2011.



COSEPAC Résumé

Épioblasme tricorne *Epioblasma triquetra*

Description et importance de l'espèce sauvage

L'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) est une muette d'eau douce de petite taille. Morphologiquement, cette espèce ne ressemble à aucune autre au Canada. La coquille est solide et épaisse, triangulaire chez les mâles et quelque peu allongée chez les femelles; la crête postérieure présente un angle élevé et abrupt; la pente postérieure est large et porte des costules radiales fortes et sinueuses; le bec, qui est la partie élevée au sommet de la coquille, est gonflé et sculpté de trois ou quatre bourrelets à double boucle; l'extérieur de la coquille est lisse, de couleur jaunâtre à vert jaunâtre, et elle est marquée de nombreuses rayures vert foncé qui sont souvent brisées en taches triangulaires ressemblant à des gouttes de peinture. Le mâle possède une coquille pouvant atteindre 70 mm de longueur et la coquille de la femelle, 60 mm. Si cette espèce venait à disparaître, le genre serait en plus grand danger de disparaître également.

Répartition

L'épioblasme tricorne est l'espèce du genre *Epioblasma* la plus largement répandue. Il était présent par le passé dans les eaux de 18 États américains et de l'Ontario. Sa répartition est grandement réduite dans l'ensemble de son aire de répartition, et les populations qui restent sont maintenant petites et géographiquement isolées l'une de l'autre. L'espèce est présumée disparue en Iowa, au Kansas, dans l'État de New York et au Mississippi. Au Canada, 31 mentions historiques de la présence de l'*E. triquetra* dans les lacs Érié et Sainte-Claire et les rivières Ausable, Sydenham, Thames, Grand et Niagara ont été relevées. Cette muette est maintenant restreinte à plusieurs sites dans les rivières Sydenham et Ausable.

Habitat

L'*E. triquetra* se trouve typiquement dans des zones de rapides de rivières et de cours d'eau de petite à moyenne taille où l'eau est claire et propre et le substrat est composé de galets, de gravier ou de sable bien tassé et libre de limon. Il a aussi été trouvé dans les Grands Lacs sur des bancs balayés par les vagues.

Biologie

L'*E. triquetra* est une moule de petite taille, dont la durée de vie est d'au moins dix ans. Le mâle et la femelle ont un aspect différent. La période de gravidité est longue; la fraie a lieu en été et les larves (appelées glochidies) sont libérées en mai ou juin de l'année suivante. Les glochidies sont de taille petite à moyenne, ont une charnière sans crochets et se fixent aux branchies de leur poisson-hôte. Leur forme déprimée réduit leur chance d'un premier contact fructueux avec leur hôte. Par conséquent, le nombre de jeunes qui survivent jusqu'au stade juvénile peut être faible. Bien que deux des cinq espèces connues de poissons-hôtes pour cette moule, identifiées dans le cadre d'expériences d'infestation en laboratoire, soient indigènes de l'Ontario (le fouille-roche et le dard noir), le fouille-roche est le seul hôte probable au Canada étant donné que le comportement de piégeage de l'épioblasme tricorne peut mener à la mort de son hôte. La transformation en juvénile prend de 3 à 6 semaines environ, selon la température de l'eau. L'épioblasme tricorne, comme toutes les autres espèces de moules d'eau douce, se nourrit de bactéries et d'algues.

Taille et tendances des populations

L'épioblasme tricorne est typiquement présent en faible nombre dans les communautés de moules où il se rencontre (de 0,1 à 0,8 % des assemblages), mais il peut être abondant au niveau local. Au Canada, l'espèce ne se trouve plus maintenant que sur 72 km de la rivière Sydenham Est et 60 km de la rivière Ausable. Son abondance peut avoir diminué depuis les années 1960, mais elle continue à se reproduire. Bien qu'il peut sembler que la taille des populations ait récemment augmenté, et cela depuis le premier rapport du COSEPAC (2001), cette augmentation est le plus probablement attribuable à un accroissement de l'effort d'échantillonnage. L'espèce est présumée disparue des Grands Lacs inférieurs et de leurs voies interlacustres à cause de l'infestation par les moules dreissenidées; 70 % des mentions historiques (sur un espace de temps de plus de 3 générations) provenaient de ces eaux.

Facteurs limitatifs et menaces

L'épioblasme tricorne est sensible à l'envasement, la pollution (y compris les déversements de produits toxiques), la perturbation de l'habitat, l'inondation de l'habitat de rapides, l'invasion de moules dreissenidées et la perte des hôtes des glochidies. Les sites où il est encore présent sont des cours d'eau de qualité élevée dont le substrat ou la zone riveraine sont peu perturbés. L'aménagement d'ouvrages de retenue et la divagation des rivières ont probablement détruits une grande partie de l'habitat de cette espèce au cours du dernier siècle. Les moules dreissenidées ont rendu l'habitat inadéquat dans une grande partie de l'ancienne aire de répartition de l'épioblasme tricorne, c.-à-d. les lacs Érié et Sainte-Claire, les voies interlacustres et le cours inférieur de la rivière Grand. L'espèce n'a pas été trouvée dans les sites de refuge dans la zone littorale du lac Sainte-Claire utilisés par d'autres moules. Les moules à longue période de reproduction comme l'épioblasme tricorne peuvent être plus

sensibles aux effets de réduction de leurs réserves énergétiques par les moules dreissenidées que les mulettes à courte période de reproduction. L'agriculture constitue la principale utilisation des terres dans les bassins des rivières Grand, Thames, Sydenham et Ausable. La qualité de l'eau et de l'habitat sont donc altérés en raison de la sédimentation et des apports de pesticides, d'engrais et de fumier de bétail. L'épioblasme tricorne peut être plus sensible à la sédimentation que la plupart des autres mulettes en raison de son habitude de s'enfouir. Le déclin dans l'aire de répartition mondiale de cette espèce suggère qu'elle ne tolère pas une mauvaise qualité de l'eau résultant de la pollution agricole, municipale et industrielle. De plus, les mulettes ayant peu de poissons-hôtes sont plus sensibles aux changements dans la communauté de poissons que celles qui ont de nombreux hôtes. Seuls deux des cinq poissons-hôtes pour l'épioblasme tricorne sont indigènes de l'Ontario, et certaines données indiquent que l'abondance de son hôte le plus probable, le fouille-roche, est à la baisse dans certaines régions.

Protection, statuts et classifications

L'épioblasme tricorne est inscrit comme espèce en voie de disparition à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* et, à ce titre, il est protégé. L'espèce est également désignée en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en voie de disparition* de l'Ontario. À ce titre, il est protégé de la destruction et du harcèlement volontaires tant au niveau fédéral que provincial. La *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral protège l'habitat de l'épioblasme tricorne au Canada, car il est assimilé, comme les autres mulettes, à des poissons dans cette loi. La *Loi sur l'aménagement des lacs et des rivières* du gouvernement de l'Ontario constitue un autre mécanisme de protection des mulettes et de leur habitat dans cette province. En Ontario, l'aménagement des zones riveraines est régi par la réglementation sur les plaines d'inondation, appliquée par les offices locaux de protection de la nature. Les terres bordant le tronçon de la rivière Sydenham où l'épioblasme tricorne a récemment été trouvé à l'état vivant appartiennent à des propriétaires privés et sont utilisées à des fins agricoles. Une désignation fédérale n'a pas été accordée à l'espèce aux États-Unis (bien que l'inscription soit attendue en 2011), mais elle est protégée par la loi dans les huit États où elle figure sur la liste des espèces menacées ou en voie de disparition. NatureServe lui a attribué la cote G3 (vulnérable) à l'échelle mondiale et la cote S1 (très rare) dans dix États américains et en Ontario.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Epioblasma triquetra

Épioblasme tricorne

Snuffbox

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Sud-ouest de l'Ontario

Données démographiques

Durée d'une génération (habituellement l'âge moyen des parents dans la population; indiquer si une autre méthode d'estimation de la durée d'une génération inscrite dans les lignes directrices de l'UICN [2008] est employée.)	5 à 10 années
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Inconnu
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant [cinq ans ou deux générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Aucun déclin dans les 15 dernières années (environ 3 générations)
Pourcentage [prévu ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] couvrant une période antérieure et ultérieure. - Pas dans les 15 dernières années (environ 3 générations)	Aucun déclin
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	s.o.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	1 482 km ²
Indice de la zone d'occupation (IZO) Fournissez toujours une valeur selon la grille de 2 x 2; d'autres valeurs peuvent également être inscrites si elles sont clairement indiquées (p. ex. grille de 1 x 1, zone d'occupation biologique)].	308 km ² (grille de 2 km x 2 km)
La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre de localités* 1) Rivière Sydenham 2) Rivière Ausable 3?) Rivière Thames (une coquille fraîche trouvée en 1998)	2 (peut-être 3)
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de la zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il un déclin continu inféré de la qualité de l'habitat?	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

* Voir la définition de localité.

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	N ^{bre} d'individus matures
Rivière Sydenham (nombre maximum dans l'hypothèse d'une répartition continue le long du tronçon habité de 72 km de longueur et de 20 m de largeur)	21 000 (± 2 880)
Rivière Ausable (nombre maximum dans l'hypothèse d'une répartition continue le long du tronçon habité de 59,7 km de longueur et de 7,5 m de largeur)	40 745 (± 7 164)
Total	61 745 (± 10 044)

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Analyse non effectuée
--	-----------------------

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)

<ul style="list-style-type: none"> • Envasement continu et peut-être croissant attribuable à l'agriculture (rivières Sydenham et Ausable) • Pollution d'origine municipale, industrielle et agricole – y compris pesticides, herbicides, déversements de produits toxiques, engrais et métaux • Compétition croissante par le gobie à taches noires sur les poissons-hôtes et la prédation qu'il peut exercer sur les jeunes mulettes
--

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur États-Unis : en voie d'examen Alabama (S1), Arkansas (S1), Illinois (S1), Indiana (S1), Iowa (SX), Kansas (SX), Kentucky (S1), Michigan (S1), Minnesota (S2), Mississippi (S1), Missouri (S1), Nebraska (SNR), État de New York (SH), Ohio (S1), Pennsylvanie (S1), Tennessee (S3), Virginie (S1), Virginie-Occidentale (S2), Wisconsin (S1)	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Non
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Non

Statut actuel

COSEPAC : En voie de disparition, novembre 2011 Selon l'annexe 1 de la LEP : En voie de disparition, juin 2003 Ontario : En voie de disparition, 2008

Statut recommandé et justification de la désignation

Statut recommandé : En voie de disparition	Code alphanumérique : B1ab(iii) + 2ab(iii)
Justification de la désignation : Cette petite moule d'eau douce ne se trouve actuellement que dans deux rivières du sud de l'Ontario. Une autre population pourrait toujours survivre dans la rivière Thames où une coquille fraîche a été trouvée en 1998. L'évaluation initiale du COSEPAC (2001) a conclu que cette espèce avait disparu de la plus grande partie de son aire de répartition canadienne et qu'elle était limitée à la rivière Sydenham. Cependant, des moules vivantes provenant d'une population reproductrice ont été trouvées par la suite dans la rivière Ausable, et ce, à partir de 2006. Les deux populations restantes se trouvent dans des zones de culture intensive et sont exposées à l'envasement et à la pollution, l'envasement étant particulièrement problématique. Les moules zébrées envahissantes ont rendu la majeure partie de l'habitat historique non convenable. Une espèce de poisson envahissante, le gobie à taches noires, pourrait représenter une nouvelle menace en rentrant en compétition avec les deux poissons-hôtes connus de la forme larvaire de la moule et en se nourrissant de jeunes moules.	

Applicabilité des critères

Critère A :

Ne s'applique pas. Le nombre d'individus matures semble stable.

Critère B :

Les critères B1 et B2 s'appliquent, car la zone d'occurrence (1 482 km²) et l'IZO (308 km²) se situent en deçà des seuils (< 5 000 km² et < 500 km² respectivement) permettant de désigner l'espèce comme « en voie de disparition ». Comme l'espèce se trouve à deux localités seulement et qu'une coquille fraîche a été récoltée à une autre localité en 1998, le sous-critère « a » (nombre de localités ≤ 5) s'applique. Comme il y a un déclin continu inféré de la qualité de l'habitat, le sous-critère « b(iii) » s'applique aussi.

Critère C :

Ne s'applique pas. Le nombre total maximum d'individus matures, estimé à plus de 61 000, est supérieur au seuil fixé pour ce critère (< 10 000 pour la catégorie « espèce menacée ») et rien n'indique un déclin récent du nombre d'individus matures.

Critère D :

Le critère D2 (espèce menacée) s'applique presque puisque l'espèce se trouve dans moins de 5 localités et que, bien qu'elle soit vulnérable aux effets des activités humaines (p. ex. dégradation de la qualité de l'eau et espèces envahissantes), il est probable que ces activités ne se dérouleront pas sur une période très courte dans un avenir incertain.

Critère E :

Ne s'applique pas. Les probabilités de disparition à l'état sauvage n'ont pas été calculées.

PRÉFACE

Depuis la première évaluation de l'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) au Canada (COSEPAC, 2001), un grand nombre de projets de surveillance, de recherche et de gestion ont été réalisés. Les données recueillies depuis dix ans ont été intégrées à ce rapport mis à jour du COSEPAC. Voici quelques points saillants des nouvelles données dans ce rapport.

De vastes relevés d'échantillonnage quantitatifs effectués dans les rivières Sydenham (Metcalf-Smith *et al.*, 2007) et Ausable (Ausable-Bayfield Conservation Authority, données inédites) ont permis de mieux comprendre la stabilité et la dynamique des populations canadiennes de l'espèce. La population reproductrice substantielle d'*E. triquetra* trouvée dans le cours inférieur de la rivière Ausable, d'une densité et d'une taille semblables ou supérieures à la population de la rivière Sydenham, constitue le changement le plus important comparativement au rapport de 2001. En outre, plus de données sont disponibles sur la population de la rivière Sydenham, qui se reproduit et semble assez robuste. Malheureusement, les populations dans les Grands Lacs et leurs voies interlacustres ne se sont pas rétablies, et la population de la rivière Detroit a été déclarée disparue (Schloesser *et al.*, 2006). Tous ces nouveaux renseignements ont été intégrés à ce rapport. Ni la zone d'occurrence ni la zone d'occupation (ZO/IZO) n'ont été calculées dans le premier rapport.

Woolnough (2002), McNichols et Mackie (2002; *idem*, 2003) et McNichols *et al.* (2004) ont étudié l'utilisation de poissons-hôtes par l'*E. triquetra* au Canada et ont obtenu des données importantes à cet égard. Il est maintenant aussi compris comment l'*E. triquetra* attire et capture ses hôtes (Barnhart *et al.*, 2008). Cette information a été ajoutée à la section **BIOLOGIE**.

De nouvelles données phylogénétiques (Zanatta et Murphy, 2006) et géogéographiques (Zanatta et Murphy, 2008) sur la structure des populations de l'*E. triquetra* et de son poisson-hôte, le fouille-roche (*Percina caprodes*) (Zanatta et Wilson, 2011) ont été ajoutées à la section **Structure spatiale et variabilité des populations**.

Une bonne partie des recherches récentes décrites dans ce rapport résulte des recommandations de recherche et de surveillance faites dans de récents programmes de rétablissement écosystémique pour des espèces en péril dans le sud de l'Ontario. Les programmes de rétablissement pour les espèces en péril dans l'écosystème aquatique des rivières Sydenham (Dextrase *et al.*, 2003; Staton *et al.*, 2003) et Ausable (Équipe de rétablissement de la rivière Ausable, 2005) visent notamment l'*E. triquetra*, tout comme un programme de rétablissement plurispécifique de cinq espèces de moules du sud-ouest de l'Ontario (Morris et Burrige, 2006).



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2011)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement
Canada

Environment
Canada

Service canadien
de la faune

Canadian Wildlife
Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Épioblasme tricorne *Epioblasma triquetra*

au Canada

2011

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE.....	4
Nom et classification.....	4
Description morphologique.....	4
Structure spatiale et variabilité des populations	7
Unités désignables	8
Importance de l'espèce	8
RÉPARTITION.....	9
Aire de répartition mondiale.....	9
Aire de répartition canadienne et activités de recherche.....	10
HABITAT	20
Besoins en matière d'habitat	20
Tendances en matière d'habitat	21
BIOLOGIE	24
Reproduction et premières étapes du développement.....	24
Développement du stade juvénile au stade adulte.....	26
Nourriture et alimentation	27
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	28
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	28
Abondance	29
Fluctuations et tendances.....	32
Immigration de source externe	33
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	34
Envasement.....	34
Pollution.....	35
Accès aux hôtes	36
Moules de la famille des Dreissenidés	37
Prédation	38
Barrages et ouvrages de retenue	38
PROTECTION, STATUTS ET CLASSIFICATIONS.....	39
Protection et statuts légaux	39
Statuts et classifications non prévus par la loi.....	39
Protection et propriété	40
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS	41
SOURCES D'INFORMATION	42
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT	53
COLLECTIONS EXAMINÉES.....	54

Liste des figures

Figure 1. Photographie d'un mâle (à gauche) et d'une femelle (à droite) à l'état vivant de <i>Epioblasma triquetra</i> prélevés dans la rivière Ausable, en Ontario, en juillet 2007. (Source : D. Zanatta, CMU).	5
---	---

Figure 2. Morphologie interne (en haut) et externe (en bas) de la coquille d'un mâle (à gauche) et d'une femelle (à droite) de l' <i>Epioblasma triquetra</i> prélevés dans la rivière East Sydenham, en Ontario, en juillet 1999. (Source : Janice Metcalfe-Smith).....	5
Figure 3. Répartition historique de l' <i>Epioblasma triquetra</i> en Amérique du Nord.....	9
Figure 4. Répartition historique de l' <i>Epioblasma triquetra</i> en Ontario (toutes les mentions d'individus vivants et de coquilles sont incluses).	10
Figure 5. Répartition actuelle de l' <i>Epioblasma triquetra</i> en Ontario, d'après les résultats de relevés récents. Voir le tableau 1 pour d'autres précisions.....	18
Figure 6. Classes de taille des <i>Epioblasma triquetra</i> récoltés dans la rivière Sydenham en 2009 (K. McNichols, Université de Guelph, données inédites).	30
Figure 7. Classes de taille des <i>Epioblasma triquetra</i> récoltés dans la rivière Ausable de 2006 à 2009 (Ausable-Bayfield Conservation Authority, données inédites).	31
Figure 8. Répartition actuelle de l' <i>Epioblasma triquetra</i> et rangs de conservation subnationaux (S) attribués à l'espèce en Amérique du Nord (NatureServe, 2010).	33

Liste des tableaux

Tableau 1. Mentions de l' <i>Epioblasma triquetra</i> prélevé durant les relevés sur les mulettes menés dans les rivières Sydenham et Ausable du sud-ouest de l'Ontario de 1997 à 2009 (Metcalfe-Smith <i>et al.</i> , 1998c; idem, 1999; idem, 2007; Ausable-Bayfield Conservation Authority, données inédites). La localisation des sites est illustrée à la figure 5.....	12
--	----

Liste des annexes

Annexe 1. Répartition historique (1885-1985) de l' <i>Epioblasma triquetra</i> au Canada, d'après les mentions d'occurrence versées dans la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs. F = coquilles fraîches, V = vieilles coquilles (voir le texte pour la définition). Pour les mentions non accompagnées de renseignements sur le nombre de spécimens récoltés et sur l'état des spécimens récoltés (vivants ou morts), les cinq dernières colonnes sont laissées en blanc.....	55
--	----

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Epioblasma triquetra a été décrit pour la première fois par Rafinesque en 1820. La localité du type était les chutes de la rivière Ohio, près de Louisville, comté de Jefferson, Kentucky (Ortmann, 1919). Les premiers naturalistes ont décrit pratiquement chaque spécimen qu'ils ont récolté dans des régions géographiques différentes comme une nouvelle espèce. Par conséquent, la même espèce a été décrite et nommée à de nombreuses reprises, et les désignations spécifiques reflétaient souvent qu'une variation intraspécifique ou écophénotypique des coquilles (Watters, 1994; Lydeard et Roe, 1998). Bien que de récentes études systématiques et génétiques aient permis de clarifier certaines relations, elles ont mené au rétablissement de nombreux premiers noms – ce qui a compliqué davantage la nomenclature. En particulier, l'utilisation des noms génériques *Epioblasma*, *Plagiola* et *Dysnomia* a semé la confusion (voir Johnson, 1978; Bogan, 1997). La redécouverte du syntype et du néotype originaux de l'*Epioblasma* a permis de résoudre la nomenclature (Bogan, 1997). La classification actuelle (Zanatta et Murphy, 2006; Graf et Cummings, 2007) est la suivante :

EMBRANCHEMENT Mollusca

CLASSE Bivalvia

SOUS-CLASSE Palaeoheterodonta

ORDRE Unionoida

SUPERFAMILLE Unionoidea

FAMILLE Unionidae

SOUS-FAMILLE Ambleminae

TRIBU Lampsilini

GENRE *Epioblasma*

ESPÈCE *Epioblasma triquetra*.

Description morphologique

L'épioblasme tricorne, *Epioblasma triquetra* (Rafinesque, 1820), est une moule d'eau douce de petite taille et sexuellement dimorphique. Morphologiquement, cette espèce ne ressemble à aucune autre au Canada (Clarke, 1981). Elle rappelle à première vue la tronçille doigt-de-cerf (*Truncilla truncata*) et l'alasmidonte rugueuse (*Alasmidonta marginata*), qui présentent aussi une forme triangulaire et peuvent coexister avec l'*E. triquetra* au Canada. La figure 1 est une photographie d'un mâle et d'une femelle à l'état vivant prélevés dans la rivière Ausable, en Ontario, en juillet 2007, et la figure 2, de la morphologie interne et externe de la coquille chez les deux sexes. La description suivante de la coquille de l'épioblasme tricorne est tirée des études de Baker (1928), Simpson (1914), Johnson (1978) et Clarke (1981) :



Figure 1. Photographie d'un mâle (à gauche) et d'une femelle (à droite) à l'état vivant de l'*Epioblasma triquetra* prélevés dans la rivière Ausable, en Ontario, en juillet 2007. (Source : D. Zanatta, CMU).



Figure 2. Morphologie interne (en haut) et externe (en bas) de la coquille d'un mâle (à gauche) et d'une femelle (à droite) de l'*Epioblasma triquetra* prélevés dans la rivière East Sydenham, en Ontario, en juillet 1999. (Source : Janice Metcalfe-Smith).

La coquille est solide, épaisse et renflée - triangulaire chez le mâle et quelque peu allongée et fortement renflée chez la femelle. L'extrémité antérieure est arrondie, tandis que l'extrémité postérieure est tronquée chez le mâle et gonflée chez la femelle. La marge ventrale est légèrement courbée chez le mâle et presque droite chez la femelle. La marge dorsale est courte et droite. La crête postérieure présente un angle élevé et abrupt, qui se prolonge sur la face postérieure ventrale chez la femelle. La pente postérieure est large, aplatie et porte des costules radiales fortes et sinueuses. L'umbo est renflé et s'élève au-dessus de la charnière; il est recourbé antérieurement et vers l'intérieur. Le bec est situé antérieurement au milieu de la coquille et présente une sculpture composée de trois ou quatre bourrelets obscurs à double boucle mal accusée. Le périostracum est jaunâtre à vert jaunâtre et couvert de nombreux rayons vert foncé qui sont souvent brisés en taches triangulaires ou en forme de chevrons [à noter que le rédacteur du rapport de situation pense que ces marques ressemblent à des taches de peinture]. L'extérieur de la coquille est lisse (à l'exception de la pente postérieure), sauf en cas de présence occasionnelle de bourrelets de croissance concentriques. La nacre est blanche, iridescente postérieurement et présente une teinte bleu gris dans la cavité du bec, profondément creusée. Les dents pseudocardinales sont déchiquetées, serrés et relativement minces; deux sont présentes dans chaque valve. Les dents latérales sont courtes, droites, élevées et dentelées – deux dans la valve gauche et une dans la valve droite. Les impressions du muscle antérieur sont profondes. Pour une description des parties molles de l'*E. triquetra*, voir l'étude de Baker (1928: 297).

Johnson (1978) indique que l'*E. triquetra* peut atteindre jusqu'à 80 mm de longueur alors que Cummings et Mayer (1992) signalent une longueur maximum de 64 mm. Parmalee et Bogan (1998) ont constaté qu'il dépasse rarement une longueur de 50 mm au Tennessee. Les femelles sont toujours plus petites que les mâles : les plus gros individus signalés par Simpson (1914) mesuraient 52 mm et 69 mm de longueur respectivement, et les plus gros signalés par Ortmann (1919) en Pennsylvanie, 45 mm et 68 mm respectivement. Selon Clarke (1981), un gros mâle mesure 55 mm de longueur et une femelle mature, 38 mm. Quelques individus (mâles) de 60 à 65 mm de longueur ont été récoltés dans le cadre de récents relevés menés dans les rivières Sydenham et Ausable au Canada. Selon Ortmann (1919), le diamètre de la coquille et la largeur de la crête postérieure varient grandement chez les mâles et les femelles; la coloration varie grandement, et les rayons et les taches ne sont presque jamais pareils chez deux spécimens. Il ajoute que la coquille des mâles peut devenir assez allongée avec l'âge. Johnson (1978) contredit toutefois cet énoncé car, selon lui, la coquille de l'épioblasme tricorne présente peu de variation morphologique. Les résultats des relevés menés au Canada tendent à étayer la conclusion de Johnson (1978).

Structure spatiale et variabilité des populations

L'*E. triquetra*, à l'échelle de son aire de répartition, présente une variation génétique et une structure spatiale des populations significatives. Zanatta et Murphy (2008) ont échantillonné sept populations dans le bassin central de l'Amérique du Nord. Ils ont génotypé les échantillons en utilisant 15 locus microsatellites de l'ADN et ils ont inféré leur histoire phylogéographique à travers la lignée maternelle en utilisant des séquences du gène de l'ADN mitochondrial (ADNmt) codant la sous-unité 1 de la cytochrome-c-oxydase (CO1). L'haplotype de l'ADNmt des populations des rivières Clinch (Tennessee) et St. Francis (Missouri) était unique, ce qui indique une sous-structuration de ces populations. Dans les autres populations, un haplotype commun, présent aussi dans la population de la rivière Clinch, dominait. L'analyse des microsatellites de l'ADN a révélé des divergences beaucoup plus grandes et une structure génétique marquée entre les populations dans les régions autrefois englacées. La population de la rivière St. Francis peut constituer une entité taxinomique distincte (Zanatta et Murphy, 2008).

La population de la rivière Sydenham est la seule population canadienne échantillonnée par Zanatta et Murphy (2008). Cette population s'affiliait à une autre population des Grands Lacs retrouvée dans la rivière Huron, au Michigan (bassin hydrographique du lac Érié).

Galbraith *et al.* (2010) ont procédé à l'échantillonnage et au génotypage des populations des rivières Sydenham et Ausable. En utilisant des marqueurs microsatellites de l'ADN semblables à ceux utilisés par Zanatta et Murphy (2008), ils ont démontré que l'*E. triquetra* connaissait une importante diversité génétique dans chacune de ces rivières, toutes les populations étant en équilibre génétique selon la loi de Hardy-Weinberg. L'assignation des individus par population a révélé que l'épioblasme tricorne pouvait être divisé en deux populations génétiques distinctes, l'une de la rivière Sydenham et l'autre, de la rivière Ausable. En conséquence, une analyse de l'isolation selon la distance d'individus à des sites particuliers a révélé qu'il n'existe pas de structure génétique importante à ces sites (Galbraith *et al.*, 2010).

Une évaluation de la structure génétique des populations du fouille-roche (*Percina caprodes*), un poisson-hôte de l'*E. triquetra*, a aussi été effectuée (Zanatta et Wilson, 2011). Une comparaison statistique des structures des populations de cette mulette et de ce poisson-hôte a révélé qu'elles étaient significativement congruentes, à l'exception de la population de la rivière Sainte-Croix, au Minnesota et au Wisconsin (cours supérieur du Mississippi), en grande partie à cause de la présence d'une espèce cryptique non encore nommée de fouille-roche dans cette rivière. Les structures génétiques des populations de l'*E. triquetra* et du fouille-roche dans les réseaux des Grands Lacs et de la rivière Ohio étaient presque parfaitement congruentes. Il est donc probable que, dans les réseaux des Grands Lacs et de la rivière Ohio, le fouille-roche est responsable de la structure génétique de la population observée chez l'*E. triquetra*.

Unités désignables

Les lignes directrices du COSEPAC donnent trois critères permettant d'établir le caractère distinct : 1) preuves génétiques de la distinction (traits morphologiques ou comportementaux hérités, marqueurs génétiques, etc.); 2) disjonction entre portions importantes de l'aire de l'espèce rendant peu probables les mouvements des individus entre elles; 3) occupation de différentes unités écotopographiques (différentes écozones ou zones biogéographiques). Bien qu'il existe des différences génétiques documentées parmi l'*E. triquetra* dans les rivières Sydenham et Ausable (Galbraith *et al.*, 2010), ces différences se situent au niveau des fréquences alléliques et ne sont pas suffisantes pour justifier la division des deux populations canadiennes en des unités désignables distinctes. Dans le même ordre d'idées, bien que ces deux bassins versants ne soient pas reliés, ils sont tous deux situés dans la zone biogéographique nationale d'eau douce des Grands Lacs et du Haut-Saint-Laurent du COSEPAC (2009).

Importance de l'espèce

L'*Epioblasma* est le genre le plus menacé parmi les 50 genres de moules d'eau douce en Amérique du Nord : des 25 espèces et sous-espèces reconnues, 10 sont en danger de disparition, 14 ont peut-être déjà disparu et seulement une, l'*Epioblasma triquetra*, est désignée « espèce menacée » (susceptible de devenir en voie de disparition dans toute la région ou une partie de la région qu'elle occupe) par la American Fisheries Society (Williams *et al.*, 1993). Il est généralement reconnu que les membres de ce genre sont plus vulnérables aux modifications de l'environnement que ceux d'autres genres, car ils sont habituellement les premiers à disparaître d'une communauté lorsque l'habitat est modifié ou pollué (Dennis, 1987). Selon Johnson (1978), l'épioblasme tricorne est l'espèce la plus primitive, la plus abondante et la plus largement répartie du genre *Epioblasma*; il occupe une plus grande partie de l'ancienne région glaciaire que toute autre espèce. La raison pourquoi il n'est pas aussi gravement en péril que d'autres membres du genre pourrait davantage à voir avec sa large répartition qu'une toute autre plus grande tolérance de perturbations environnementales. Les populations qui persistent aux États-Unis et au Canada sont fragmentées, et nombre d'entre elles sont en mauvais état. Certaines des populations américaines ne se reproduisent peut-être pas. Si des efforts ne sont pas bientôt déployés pour préserver et rétablir l'épioblasme tricorne (et les membres restants du genre), il est probable que le genre disparaîtra. Si cela se produit, il deviendra le premier genre des Unionidés de l'Amérique du Nord à disparaître (Bogan, 1998). Les rivières Sydenham et Ausable du sud-ouest de l'Ontario abritent les deux seules populations existantes connues de l'*E. triquetra* au Canada. Un autre membre du genre, l'*Epioblasma torulosa rangiana* (dysnomie ventrue jaune), présente une aire de répartition semblable au Canada. Le COSEPAC (2010a) a récemment réévalué son statut et a confirmé que l'espèce est en voie de disparition. Aucune connaissance traditionnelle autochtone sur l'épioblasme tricorne n'est actuellement disponible, mais Peacock *et al.* (2005) indiquent que l'*E. triquetra* a été récolté à de nombreux anciens tertres de coquillages aux États-Unis.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'épioblasme tricorne est l'espèce du genre *Epioblasma* la plus largement répandue (figure 3). Par le passé, il était présent en Alabama, en Arkansas, en Illinois, en Indiana, en Iowa, au Kansas, au Kentucky, au Michigan, au Minnesota, au Mississippi, au Missouri, dans l'État de New York, en Ohio, en Pennsylvanie, au Tennessee, en Virginie, en Virginie-Occidentale, au Wisconsin et en Ontario (NatureServe, 2010). Une mention de la présence de l'*E. triquetra* dans l'est du Nebraska par Simpson (1914: 6), signalée incorrectement comme l'Oklahoma dans Johnson (1978), n'a pas été corroborée. L'épioblasme tricorne était autrefois présent dans l'ensemble des réseaux hydrographiques de la rivière Ohio et du fleuve Mississippi, le réseau des Grands Lacs, dans les lacs Érié et Sainte-Claire, ainsi que dans les affluents des lacs Érié, Sainte-Claire, Huron et Michigan (Butler, 2007).

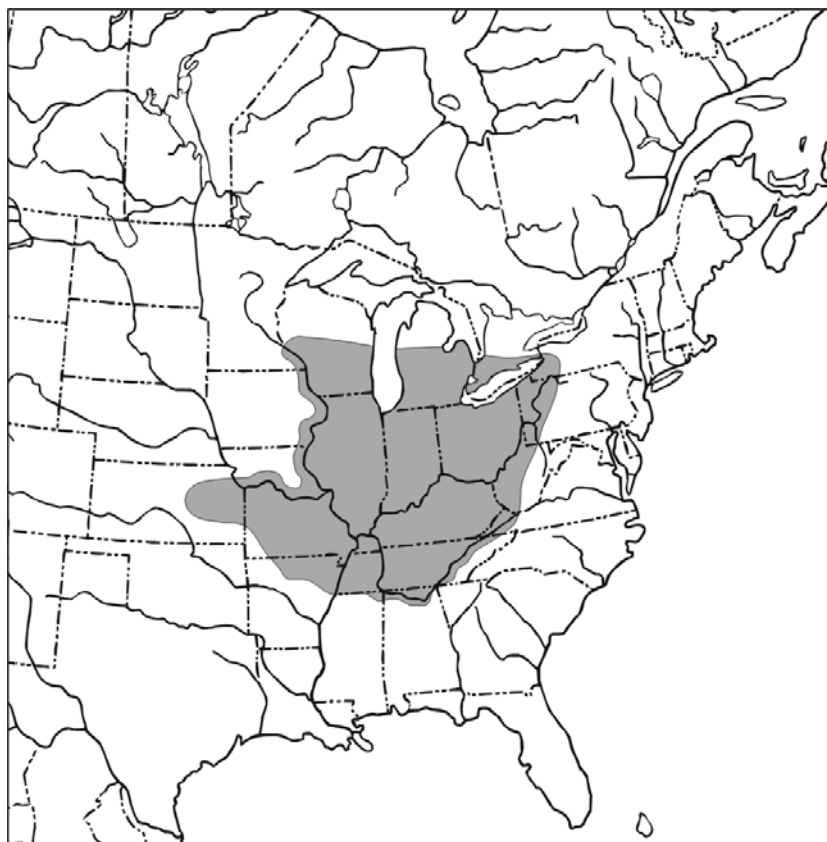


Figure 3. Répartition historique de l'*Epioblasma triquetra* en Amérique du Nord.

Aire de répartition canadienne et activités de recherche

Au Canada, la présence de l'*E. triquetra* n'a été observée qu'en Ontario (Clarke, 1981). La base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs [Lower Great Lakes Unionid Database] de Pêches et Océans Canada (voir **COLLECTIONS EXAMINÉES**) a été utilisée pour identifier les mentions d'occurrence historique de l'espèce dans la province. Les sources de données incluent des musées d'histoire naturelle, des documents publiés, des rapports inédits et des notes prises sur le terrain par des récolteurs. Voir Metcalfe-Smith *et al.* (1998b) pour une description détaillée de la base et des sources de données. Cette base de données est continuellement mise à jour depuis sa création à la fin des années 1990. Au total, 31 mentions de l'*E. triquetra* en Ontario portant sur la période allant de 1885 à 1985 ont été relevées (annexe 1). Toutes les mentions de l'*E. triquetra* jusqu'à 2009 sont indiquées à la figure 4. Selon cette information, l'épioblasme tricorne était présent par le passé dans les rivières Ausable, Sydenham, Thames, Grand et Niagara, ainsi que dans les lacs Sainte-Claire et Érié.

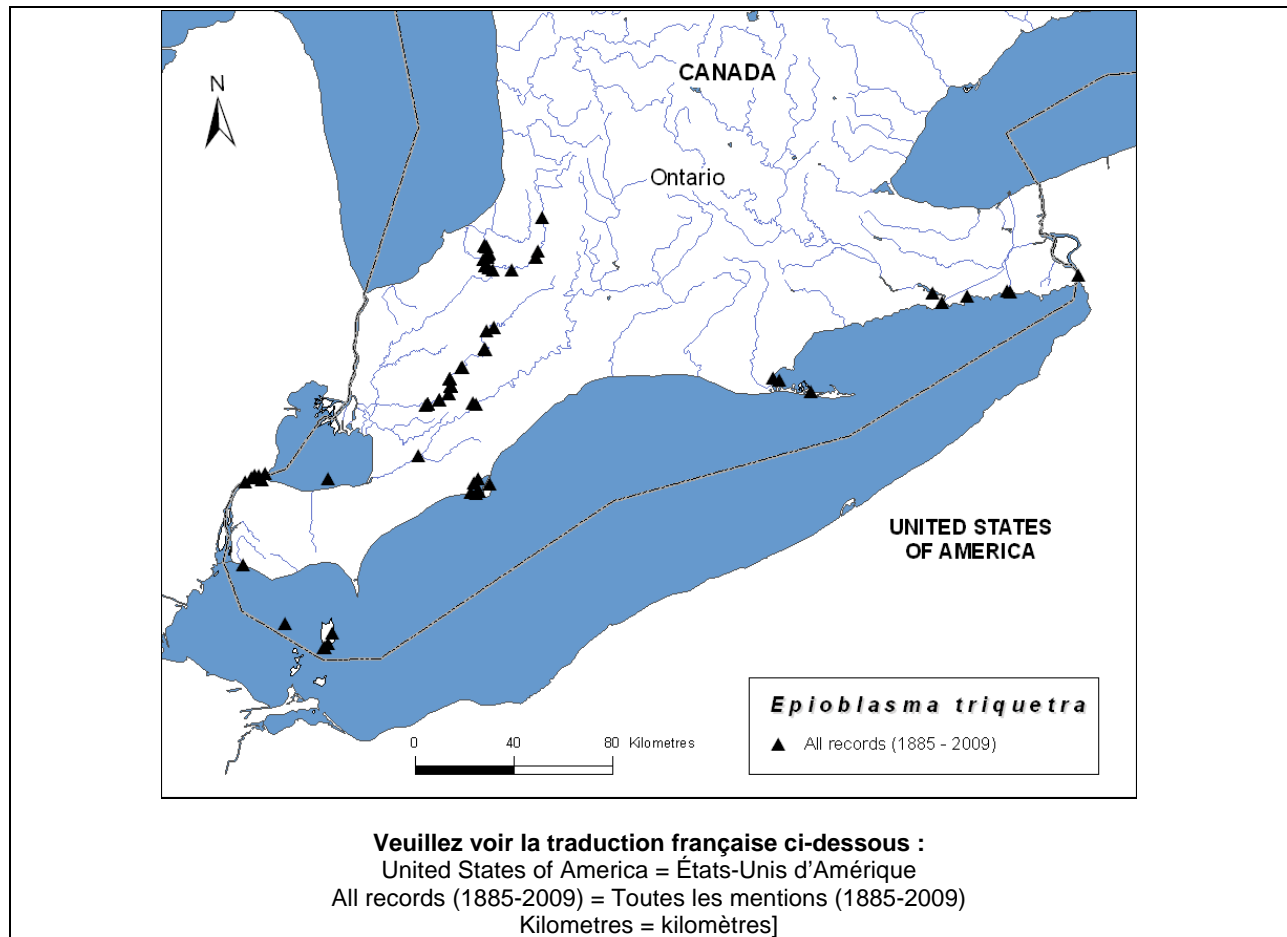


Figure 4. Répartition historique de l'*Epioblasma triquetra* en Ontario (toutes les mentions d'individus vivants et de coquilles sont incluses).

Jusqu'au milieu des années 1990, le Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario classait l'*E. triquetra* en Ontario comme SH (historique; aucune mention vérifiée au cours des 20 dernières années). La dernière mention d'un individu vivant portait sur un spécimen non vérifié prélevé dans le lac Sainte-Claire en 1983. La présence en Ontario de l'*E. triquetra* à l'état vivant avait été confirmée précédemment en 1973, dans la rivière Sydenham. Au cours de la période allant de 1990 à 1997, 250 sites situés dans l'aire de répartition historique de l'espèce en Ontario ont été prospectés, mais aucune trace de cette moule n'a été trouvée dans la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs. Toutefois, les méthodes de relevé utilisées aux 250 sites pour lesquels des mentions étaient disponibles ne se prêtaient probablement pas au dépistage d'espèces de moules rares.

Bon nombre des mentions historiques de l'*E. triquetra* (1885 -1985) dans la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs d'aval portent sur des spécimens de musée et ne sont accompagnées d'aucune indication de l'effort de recherche consenti aux sites où l'*E. triquetra* était présent ou absent. Il existe cependant de l'information sur l'effort de recherche historique dans les plans d'eau suivants : le lac Sainte-Claire, la rivière Detroit, le bassin Ouest du lac Érié, ainsi que les rivières Sydenham, Thames et Grand.

Toutes les mentions récentes (depuis 1997) de l'*E. triquetra* dans la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs (tableau 1) proviennent de relevés qui visaient à déterminer la composition de l'assemblage de moules et leur abondance ou densité. Ces mentions sont accompagnées de renseignements sur la méthode et l'effort de recherche. En général, les méthodes ont consisté en des recherches minutées semi-quantitatives ou en de véritables échantillonnages quantitatifs détaillés par excavation du substrat (voir **Activités et méthodes d'échantillonnage** pour les détails des méthodes). Des populations de l'*E. triquetra* (et d'autres moules rares) ont été découvertes grâce à ces protocoles d'échantillonnage intensif.

Tableau 1. Mentions de l'*Epioblasma triquetra* prélevé durant les relevés sur les mulettes menés dans les rivières Sydenham et Ausable du sud-ouest de l'Ontario de 1997 à 2009 (Metcalf-Smith *et al.*, 1998c; idem, 1999; idem, 2007; Ausable-Bayfield Conservation Authority, données inédites). La localisation des sites est illustrée à la figure 5.

Site	Date	Centre urbain le plus proche	Localisation du site	Latitude	Longitude	Vivant	Coquilles fraîches (entières)	Coquilles fraîches (valves)	Vieilles coquilles (entières)	Vieilles coquilles (valves)
Rivière Ausable										
AR-05	19980818	Arkona	Aire de cons. Rock Glen à Arkona, immédiatement en amont du confluent du ruisseau Rock Glen et de la rivière Ausable	43.085	-81.818	0	1	0	0	1
AR-06	19980819	Arkona	Aire de cons. Rock Glen, immédiatement en amont de AR-98-5	43.083	-81.817	0	0	0	0	3
AR-07	19980820	Nairn	Premier pont au sud de Nairn	43.107	-81.565	0	0	0	0	2
AR-04	19980918	Hungry Hollow	Hungry Hollow	43.076	-81.800	0	0	0	0	2
AR-08	19990513	Brinsley	Deux concessions en amont de Brinsley, immédiatement en amont de AR-98-1	43.247	-81.525	0	0	1	0	0
AR-05	19990514	Arkona	Aire de cons. Rock Glen à Arkona; immédiatement en amont du confluent du ruisseau Rock Glen et de la rivière Ausable	43.085	-81.818	0	0	0	0	3
AR-16	20030715	Thedford	Première traversée de pont en aval de la gorge Arkona (route 7)	43.151	-81.810	1	0	3	0	0
AR-16	20030715	Sylvan	Observation	43.151	-81.810	1	0	0	0	0
AR-21	20040818	Arkona	Bout du chemin de la ferme Laird, sur le ch. Arkona	43.123	-81.796	0	0	0	1	0
AR-16	20040818	Thedford	Première traversée de pont en aval de la gorge Arkona (route 7)	43.151	-81.810	0	0	1	0	0
AR-24	20040819	Ailsa Craig	Fermes Sunnyview sur le ch. New Ontario, au passage à bas niveau	43.128	-81.554	0	0	0	0	1
AR-7	20060719	Nairn	Quadrat	43.107	-81.565	1	0	0	0	0
AR-26	20060809	Laird	Quadrat	43.127	-81.800	17	0	0	0	0
AR-5	20060821	Rock Glen	Quadrat	43.085	-81.816	5	0	0	0	0
AR-12	20060907	Route 81	Quadrat	43.063	-81.689	3	0	0	0	0
AR-34	20070918	Gorge	Quadrat	43.104	-81.824	2	0	0	0	0
AR-28	20080808	Sadler Tract	Quadrat	43.112	-81.804	44	0	0	0	0
AR-30	20080903	Sadler-Eastman	Recherche minutée	43.121	-81.801	5	0	0	0	0
AR-33	20080928	Joany's Woods	Recherche minutée	43.155	-81.816	1	0	0	0	0
AR-33	20090811	Joany's Woods	Observation – Pêche à la senne de poissons-hôtes des mulettes menant à la capture d'un épioblasme tricorne	43.155	-81.816	1	0	0	0	0
AR-26	20090814	Laird	Quadrat - Transect 6 situé à env. 50 m en amont du transect 5 parce que l'endroit directement en amont du 5 était trop profond pour en faire le relevé	43.127	-81.800	19	0	0	0	0
AR-26	20090814	Laird	Observation	43.127	-81.800	1	0	0	0	0

Site	Date	Centre urbain le plus proche	Localisation du site	Latitude	Longitude	Vivant	Coquilles fraîches (entières)	Coquilles fraîches (valves)	Vieilles coquilles (entières)	Vieilles coquilles (valves)
AR-26	20090817	Laird	Observation	43.127	-81.800	1	0	0	0	0
AR-33	20090820	Joany's Woods	Quadrat	43.155	-81.816	1	0	0	0	0
Rivière Sydenham										
SR-01	19970818	Alvinston	7,5 km au nord-est d'Alvinston à la traversée de pont	42.860	-81.790	0	0	1	0	0
SR-05	19970820	Florence	Pont immédiatement à l'ouest de Florence	42.651	-82.010	0	0	0	0	1
SR-12	19980825	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	2	1	0	0	0
SR-17	19980828	Florence	3,4 km au nord (et légèrement à l'ouest) du pont à Florence	42.679	-82.017	1	0	0	0	1
SR-12	19990727	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	1	1	0	0	3
SR-03	19990809	Alvinston	5 km en aval d'Alvinston à la traversée de pont	42.779	-81.835	1	0	0	0	0
SR-06	19991005	Croton	En amont de Dawn Mills, 2,3 km en aval du pont à Croton	42.604	-82.072	2	0	0	0	1
SR-05	19991006	Florence	Pont à Florence	42.651	-82.010	0	0	0	0	1
SR-04	19991006	Shetland	1,8 mi au nord-est de Shetland, près de l'aire de conservation de Shetland	42.717	-81.954	0	0	0	0	1
SR-17	20010000	Florence	3,4 km au nord (et légèrement à l'ouest) du pont à Florence	42.679	-82.017	8	0	0	0	0
SR-12	20010000	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	5	0	0	0	0
SR-06	20010000	Croton	En amont de Dawn Mills, 2,3 km en aval du pont à Croton	42.604	-82.072	2	0	0	0	0
SR-05	20010000	Florence	Pont immédiatement à l'ouest de Florence	42.651	-82.010	1	0	0	0	0
SR-17	20010730	Florence	3,4 km au nord (et légèrement à l'ouest) du pont à Florence	42.679	-82.017	3	0	0	0	0
SR-17	20020530	Florence	3,4 km au nord (et légèrement à l'ouest) du pont à Florence	42.679	-82.017	2	0	0	0	0
SR-05	20020531	Florence	Pont immédiatement à l'ouest de Florence	42.651	-82.010	1	0	0	0	0
SR-12	20020619	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	5	0	0	0	0
SR-17	20020704	Florence	3,4 km au nord (et légèrement à l'ouest) du pont à Florence	42.679	-82.017	1	0	0	0	0
SR-05	20020705	Florence	Pont immédiatement à l'ouest de Florence	42.651	-82.010	1	0	0	0	0
SR-10	20020710	Rokeby	4,5 km au nord-est d'Alvinston	42.846	-81.825	1	0	0	0	0
SR-05	20020711	Florence	Pont immédiatement à l'ouest de Florence	42.651	-82.010	2	0	0	0	0
SR-06	20020722	Croton	En amont de Dawn Mills, 2,3 km en aval du pont à Croton	42.604	-82.072	1	0	0	0	0
SR-12	20020724	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	2	0	0	0	0
SR-12	20020730	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	3	0	0	0	0

Site	Date	Centre urbain le plus proche	Localisation du site	Latitude	Longitude	Vivant	Coquilles fraîches (entières)	Coquilles fraîches (valves)	Vieilles coquilles (entières)	Vieilles coquilles (valves)
SR-17	20020731	Florence	3,4 km au nord (et légèrement à l'ouest) du pont à Florence	42.679	-82.017	3	0	0	0	0
SR-12	20020806	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	7	0	0	0	0
SR-12	20020807	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	2	0	0	0	0
SR-17	20020813	Florence	3,4 km au nord-nord-ouest de Florence	42.679	-82.017	1	0	0	0	0
SR-19	20020819	Thamesville	Échantillonnage par quadrats derrière la ferme Babula, à l'intersection du ch. Brick et de la ligne Dankey entre Florence et Croton	42.627	-82.023	3	0	0	0	0
SR-01	20020826	Alvinston	7,5 km au nord-est d'Alvinston à la traversée de pont	42.860	-81.790	1	0	0	0	0
SR-DM	20020829	Dawn Mills	Environ 1 km en aval du pont à Dawn Mills	42.588	-82.136	1	0	0	0	0
SR-19	20020830	Thamesville	Échantillonnage par quadrats derrière la ferme Babula, à l'intersection du ch. Brick et de la ligne Dankey entre Florence et Croton	42.627	-82.023	3	0	0	0	0
SR-06	20030611	Croton	En amont de Dawn Mills, 2,3 km en aval du pont à Croton	42.604	-82.072	2	0	0	0	0
SR-12	20030716	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	18	0	0	0	0
SR-05	20030717	Florence	Pont immédiatement à l'ouest de Florence	42.651	-82.010	6	0	0	0	0
SR-17	20030724	Florence	3,4 km au nord (et légèrement à l'ouest) du pont à Florence	42.679	-82.017	12	0	0	0	0
SR-05	20030813	Florence	Pont immédiatement à l'ouest de Florence	42.651	-82.010	7	0	0	0	0
SR-19	20030819	Thamesville	Échantillonnage par quadrats derrière la ferme Babula, à l'intersection du ch. Brick et de la ligne Dankey entre Florence et Croton	42.627	-82.023	2	0	0	0	0

Dans les eaux canadiennes des Grands Lacs inférieurs, des spécimens de l'*E. triquetra* n'ont été recueillis que de façon sporadique depuis un siècle. J. Macoun en a recueilli le premier (annexe I) dans le lac Érié près de Port Colbourne en 1885 (CMNML n° 000008 [numéro d'enregistrement, Musée canadien de la nature]). De nombreuses autres occurrences ont été documentées dans le lac Érié jusqu'au début des années 1980, mais il n'est pas clair si les spécimens prélevés étaient vivants. Bien qu'il existe plusieurs mentions d'*E. triquetra* dans la partie canadienne du bassin ouest du lac Érié (base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs), elles correspondaient sans doute des valves vides déposées sur les plages par les vagues. Schloesser et Nalepa (1994) n'ont pas trouvé d'individus de l'espèce dans des relevés menés immédiatement avant l'invasion des *Dreissena*. Aucun *E. triquetra* vivant n'a été trouvé durant d'autres relevés menés autour de l'île Pelée et dans le ruisseau Big (McGoldrick, comm. pers., 2009). Il existe des mentions historiques de coquilles dans la baie Rondeau (lac Érié), et des coquilles subfossilisées y ont été prélevées en 2001, ce qui confirme son occurrence historique, mais aucun spécimen vivant n'y a été trouvé. Il n'a pas été trouvé durant des relevés des eaux américaines du lac Érié (Schloesser *et al.*, 1997; Nichols et Amberg, 1999; Schloesser et Masteller, 1999). Il existe une seule mention pour la rivière Niagara (E.J. Letson, en 1906). R.W. Griffiths a recueilli des spécimens de l'*E. triquetra* près de l'embouchure de la rivière Ruscom dans le lac Sainte-Claire en 1983. Il n'a toutefois pas été trouvé durant des relevés de 29 sites à l'échelle du lac en 1986, 1990, 1992 et 1994 (Nalepa *et al.*, 1996), ni était-il présent parmi les 22 espèces – dont de nombreuses rares – trouvées à l'état vivant durant des relevés du delta de la rivière Sainte-Claire (Zanatta *et al.*, 2002; McGoldrick *et al.*, 2009).

Epioblasma triquetra a aussi été signalé dans les eaux américaines de la rivière Detroit au début des années 1990 (Schloesser *et al.*, 1998), mais on croit que l'espèce en est maintenant disparue (Schloesser *et al.*, 2006). Avant l'invasion des moules dreissenidées (*Dreissena polymorpha* [moule zébrée] et *D. rostriformis bugensis* [moule quagga]), la rivière Detroit abritait une petite population d'*E. triquetra* qui a rapidement diminué de 1992 à 1994 (Schloesser *et al.*, 1998). Schloesser *et al.* (1998) ont trouvé des *E. triquetra* vivants en 1992, mais n'en ont plus trouvé durant un relevé aux méthodes identiques en 1994. Comme aucun Unionidé vivant n'a été trouvé dans d'autres relevés en 1998, Schloesser *et al.* (2006) ont déclaré que les Unionidés étaient disparus de la rivière. Des relevés récents dans les eaux américaines de la rivière Detroit n'ont révélé aucun signe d'*E. triquetra* vivants (Badra, 2006a; idem, 2006b).

Epioblasma triquetra avait été signalé antérieurement à deux sites seulement dans le cours inférieur de la rivière Grand : au parc Byng, en aval de Dunnville, en 1935, et à Port Maitland en 1966 (annexe 1). Metcalfe-Smith *et al.* (1998c; idem, 1999; idem, 2000) ont recensé 24 sites dans la rivière Grand en 1997 et 1998, dont ces deux sites, mais n'y ont trouvé aucun individu, même pas de vieilles coquilles. L'*E. triquetra* semble avoir disparu de ce réseau.

H.D. Athearn a été le premier à signaler, en 1963, la population d'*E. triquetra* de la rivière Sydenham, près de Shetland (Clarke, 1973). Auparavant, tout ce qu'on savait de la communauté de moules de la rivière Sydenham consistait en quelques mentions des espèces les plus communes. C.B. Stein (qui a transmis ses notes personnelles à Zanatta et Staton en septembre 1997) a également échantillonné des *Epioblasma triquetra* dans la rivière, à Florence, en 1965 (quatre spécimens vivants, Ohio State University Museum [OSUM] n° 1963:0105) et durant une visite ultérieure, à Dawn Mills, en 1973 (un spécimen vivant). La diversité des moules qu'ont trouvées Mme Stein et M. Athearn dans la rivière Sydenham a incité A.H. Clarke à réaliser le premier relevé d'envergure dans la rivière en 1971. Clarke (1973) a fouillé 11 sites, mais n'a pas trouvé d'*E. triquetra*. Il faut remarquer que Clarke a déployé un effort d'échantillonnage d'une heure par site en moyenne, alors qu'Athearn a cherché quatre heures par site. En 1973, Mme Stein est retournée à son site de 1965, situé près de Florence, et y a trouvé une coquille fraîche. En 1985, Mackie et Topping (1988) ont échantillonné 20 sites de la rivière Sydenham à raison d'une heure par site, avec pour objectif principal de déterminer qu'elles espèces y étaient encore présentes à l'état vivant. Comme ils n'ont trouvé aucun individu vivant d'*E. triquetra* ou de trois autres espèces rares, ils ont conclu que ces espèces ne vivaient plus dans la rivière Sydenham ou qu'elles étaient présentes en densités si faibles qu'elles n'ont pas été trouvées. Cette information alarmante a incité Clarke (1992) à échantillonner 16 sites de la rivière en 1991. Bien que l'effort d'échantillonnage de Clarke était généralement plus intense que celui de Mackie et Topping (1988), soit en moyenne 2,3 heures-personnes (h-p) par site (étendue de 0,4 à 8,0 p-h/site, et que Clarke a trouvé plus d'espèces vivantes, il n'a trouvé aucune trace de l'*E. triquetra*. La même année, M.J. Oldham a trouvé une vieille demi-coquille dans la rivière Sydenham, près d'Alvinston. D'après ces résultats, le Centre d'information sur le patrimoine naturel a assigné à l'espèce la cote de conservation provinciale SH (aucune occurrence vérifiée depuis 20 ans) en Ontario (COSEPAC, 2001).

Depuis 1997, de nombreux *E. triquetra* ont été recueillis dans un tronçon de 72 km de la rivière Sydenham entre Dawn Mills et Sexton, les plus grandes abondances se trouvant près de Florence. Comme la largeur moyenne de ce tronçon est de 20 m, la zone d'occupation biologique de l'*E. triquetra* dans la rivière Sydenham est d'environ 1,44 km², tandis que l'IZO est de 160 km² (grille de 2 km x 2 km) ou 85 km² (grille de 1 km x 1 km).

En 1998, une population jusque là inconnue d'*E. triquetra* a été découverte dans la rivière Ausable (Équipe de rétablissement de la rivière Ausable, 2005). Depuis le premier rapport du COSEPAC (2001) sur l'*E. triquetra*, un total de 99 *E. triquetra* vivants ont été trouvés à 7 des 11 sites d'échantillonnage systématique par quadrat dans la rivière de 2006 à 2009 (Ausable-Bayfield Conservation Authority, données inédites). De 1998 à 2009, des *E. triquetra* vivants ont été recueillis dans un tronçon de 59,7 km s'étendant depuis le pont du chemin Elgenfield jusqu'à Nairn, les concentrations les plus élevées étant dans la partie inférieure de la gorge Arkona. Comme la largeur moyenne de ce tronçon est de 7,5 m, la zone d'occupation dans la rivière Ausable est d'environ 0,45 km², tandis que l'IZO est de 144 km² (grille de 2 km x 2 km) ou 84 km² (grille de 1 km x 1 km).

L'épioblasme tricorne a été trouvé dans la rivière Thames, à Chatham, en 1894 (annexe 1), et le spécimen a été déposé dans les collections du Musée canadien de la nature (CMNML, n° 0025002). Comme ce spécimen est une coquille fraîche entière, il est raisonnable de supposer qu'il a été trouvé à l'état vivant. Une autre coquille fraîche entière a été recueillie près de Thamesville, en 1935; elle a été déposée dans les collections du Musée royal de l'Ontario. Une population en santé d'après les apparences a été observée à un site dans la rivière Middle Thames, au nord de Thamesford, en 1970. Metcalfe-Smith *et al.* (1998c; *idem*, 1999) ont échantillonné 16 sites dans les rivières Thames, Middle Thames et Thames Nord en 1997 et 1998, y compris les sites près de Thamesville et Thamesford, et ont trouvé des signes de l'espèce à un site seulement. Trois vieilles valves (demi-coquilles) ont été trouvées au site historique près de Thamesville en 1997 (site TR-7, figure 5) et une autre valve en apparence fraîche, en 1998. Aucun épioblasme tricorne (vivant ou mort) n'a été recueilli lors de récents relevés quantitatifs intenses dans la rivière Thames (Morris et Edwards, 2007). Toutefois, il pourrait être possible de le rétablir dans le cours inférieur de la rivière, compte tenu en particulier de sa proximité immédiate avec la rivière Sydenham et la similarité des conditions de l'habitat et de la diversité de la communauté d'Unionidés dans les deux rivières. Il existe une faible possibilité de l'existence d'une population dans la rivière Thames, compte tenu de la valve fraîche recueillie en 1998; l'IZO pour cette localité se chiffre donc à 4 km² (grille de 2 km x 2 km) ou 1 km² (grille de 1 km x 1 km).

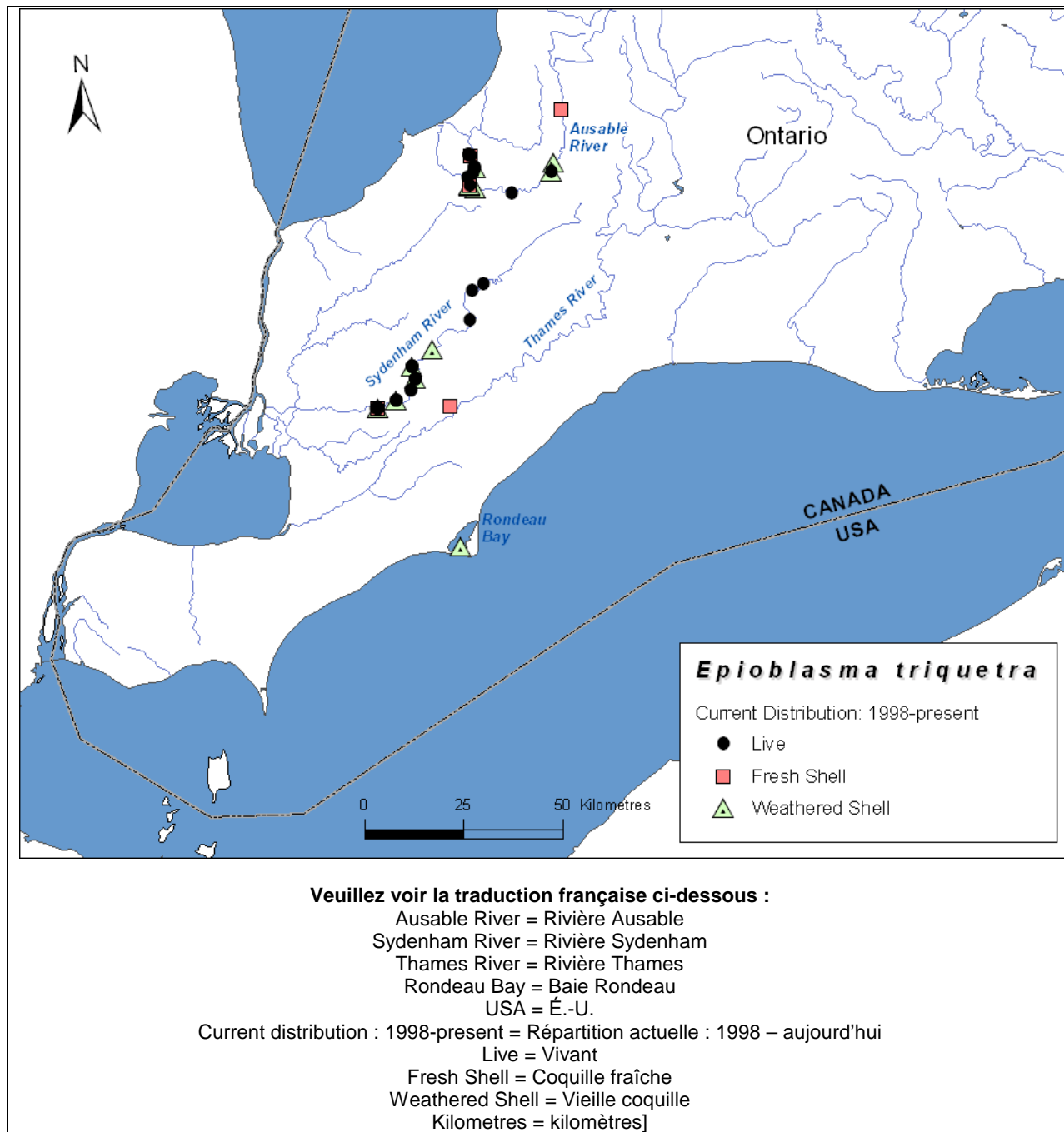


Figure 5. Répartition actuelle de l'*Epioblasma triquetra* en Ontario, d'après les résultats de relevés récents. Voir le tableau 1 pour d'autres précisions.

La superficie totale de la zone d'occurrence (ZO) actuelle d'*E. triquetra* au Canada, calculée selon la méthode du polygone convexe minimum et les mentions d'individus vivants et de coquilles vides fraîches faites depuis 1998 (figure 5), se chiffre à 1 482 km². Par contre, la ZO historique, d'après toutes les mentions faites entre 1885 et 2009 (figure 4), se chiffre à 26 173 km². Le déclin de 94 % entre la ZO actuelle et la ZO historique s'est produit dans les 113 dernières années, mais les mentions sont trop peu nombreuses (seulement sept mentions ont été faites entre 1968 et 1985 et seulement deux entre 1983 et 1985; annexe 1) pour pouvoir établir si le déclin s'est produit au cours des trois dernières générations. Si la durée d'une génération est de 5 ou de 10 années (voir **Développement du stade juvénile au stade adulte**), trois générations ont vu le jour soit 15 ou 30 années avant 1998 - en 1983 ou en 1968 respectivement. L'indice de la zone d'occurrence (IZO), calculé selon une grille de 2 km x 2 km des individus vivants et des coquilles vides fraîches récoltés depuis 1998, est de 308 km². Les populations existantes de l'*E. triquetra* dans les rivières Sydenham et Ausable répondent à la définition de l'UICN (2001) de localités distinctes, car elles ne peuvent pas être éliminées par un seul événement dangereux (p. ex. un déversement de produits chimiques, voir **MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS**). Récemment, le COSEPAC a aussi conclu qu'un tronçon de 70 km de la rivière Ausable et un tronçon de 72 km de la rivière Sydenham occupés par la dysnomie ventrue jaune constituaient chacun une localité (COSEPAC, 2010a). Des cartes indiquant les récentes activités de recherche d'autres espèces de moules dans le sud de l'Ontario sont présentées dans des rapports du COSEPAC (2010a; idem, 2010b; idem, 2010c).

La population canadienne totale d'*E. triquetra*, constituée de deux populations distinctes dans les rivières Sydenham et Ausable, peut être considérée comme isolée et fragmentée parce que les moules dreissenidées ont rendu les milieux aquatiques reliant les deux rivières (c.-à-d. la rivière Sainte-Claire et le lac Huron) inhabitables en raison de l'encrassement. Dans le même ordre d'idées, bien qu'il se trouve des populations dans plusieurs affluents des Grands Lacs aux États-Unis (p. ex. rivières Pine, Belle, Clinton et Huron au Michigan), la probabilité de recolonisation naturelle par des individus des populations du Michigan est extrêmement faible dans l'éventualité où l'une des deux populations canadiennes venait à disparaître. Bien que la population canadienne totale soit fragmentée, les populations des rivières Sydenham et Ausable semblent viables car elles se reproduisent toutes deux (voir **Fluctuations et tendances**). Par conséquent, la population ne satisfait pas à la définition de gravement fragmentée (UICN, 2011).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

L'*Epioblasma triquetra* se trouve typiquement dans des zones de bancs ou sur des hauts-fonds (rapides) de rivières et de cours d'eau de petite à moyenne taille (van der Schalie, 1938; Dennis, 1984). Le substrat privilégié par cette espèce peut être du sable et des roches (Baker, 1928; Clarke, 1981); du gravier, des galets et des roches (Buchanan, 1980); du sable et des galets (Sherman, 1994); du sable grossier et des galets (van der Schalie, 1938); du gravier fin à grossier bien tassé (Ortmann, 1919); et du gravier de taille moyenne (Oesch, 1984). Elle a été observée à des profondeurs de 5 à 60 cm (Buchanan, 1980), de 20 à 40 cm (Dennis, 1984), de moins de 1 m (Gordon et Layzer, 1989) et de 2,5 m (Baker, 1928). Elle occupe invariablement des zones de courants rapides. Buchanan (1980) a mesuré des vitesses au fond allant de 0,36 à 0,51 m/s aux sites d'échantillonnage situés dans le bassin de la rivière Meramac, au Missouri. Au Canada, un grand nombre des mentions historiques de l'espèce proviennent du lac Érié (annexe 1), où elle a probablement habité les bancs battus par les vagues qui étaient aussi occupés par une espèce apparentée, l'*E. torulosa rangiana* (USFWS, 1994). L'épioblasme tricorne s'enfouit habituellement complètement dans le substrat (Buchanan, 1980) ou n'expose à la vue que la pente postérieure de sa coquille (Ortmann, 1919).

Dans les dernières années, les habitats où l'*E. triquetra* a été trouvé à l'état vivant dans les rivières Sydenham et Ausable (figure 5) correspondaient à ceux décrits ci-dessus, c.-à-d. des zones de bancs et de rapides peu profonds composés de substrats grossiers dans une rivière de taille moyenne (Metcalf-Smith *et al.*, 2007; Staton, Veliz et Woolnough, données inédites). L'habitat où chaque spécimen vivant a été trouvé dans la rivière Sydenham est décrit en détail dans Metcalf-Smith *et al.* (2007). Les niveaux d'eau dans la rivière Sydenham étaient plus bas que la normale pendant toute cette période, en particulier en 1999. La profondeur de l'eau et la vitesse du courant où l'*E. triquetra* a été trouvé peuvent donc représenter des limites de tolérance plutôt que des conditions optimales.

Tendances en matière d'habitat

Selon Neves (1993), le déclin, la disparition et la disparition du pays des espèces de mulettes sont presque entièrement causés par la destruction et la dégradation de l'habitat. Et selon Williams *et al.* (1993), la principale cause du déclin des mulettes d'eau douce en Amérique du Nord est la destruction de leur habitat causée par la construction de barrages, le dragage, la canalisation des cours d'eau, l'envasement et la pollution, ainsi que l'introduction de mollusques non indigènes. Au terme d'une évaluation des impacts d'un large éventail de facteurs de stress anthropiques et leurs sources sur une variété d'espèces de poissons d'est douce, d'amphibiens et d'invertébrés en péril, Richter *et al.* (1997) ont conclu que les charges de sédiments et d'éléments nutritifs en suspension résultant d'activités agricoles, les espèces exotiques et l'altération de l'hydrologie des plans d'eau causée par l'aménagement d'ouvrages de retenue constituaient les principales menaces qui pèsent sur les mulettes. Les communautés de mulettes d'eau douce vivant dans la région des Grands Lacs sont exposées à bon nombre de ces menaces.

L'introduction de la moule zébrée dans les Grands Lacs à la fin des années 1980 (Hebert *et al.*, 1989) a provoqué des déclinés catastrophiques des populations de mulettes indigènes dans le lac Sainte-Claire (Nalepa *et al.*, 1996) et la partie ouest du lac Érié (Schloesser et Nalepa, 1994). On a d'abord craint que la moule zébrée élimine complètement les Unionidés des Grands Lacs. Des communautés à la fois saines et diversifiées de mulettes indigènes ont toutefois été découvertes récemment au lac Érié dans des zones littorales à substrat ferme (Schloesser *et al.*, 1997) et des marais côtiers (Nichols et Amberg, 1999), ainsi que dans des habitats similaires autour du delta de la rivière Sainte-Claire dans le lac Sainte-Claire (Mackie *et al.*, 2000). *Epioblasma triquetra* ne figurait pas parmi les espèces recensées durant ces relevés, bien qu'un petit nombre de spécimens d'une espèce apparentée, l'*E. torulosa rangiana*, ait été trouvé dans le lac Sainte-Claire. Trdan et Hoeh (1993) ont observé que les moules zébrées avaient éliminé en moins d'un an une population d'*E. triquetra* qui avait été temporairement relocalisée dans la rivière Detroit pour la protéger des conséquences néfastes de travaux de dragage. Parce que deux tiers des mentions historiques de l'*E. triquetra* en Ontario proviennent des Grands Lacs et de leurs voies interlacustres, il peut être supposé que l'invasion de ces plans d'eau par la moule zébrée a causé une perte substantielle d'habitat pour cette mulette dans une grande partie de son ancienne aire de répartition. Les moules zébrées infestent aussi le tronçon inférieur de la rivière Grand (en aval du barrage Dunnville), qui est le seul endroit dans cette rivière où l'*E. triquetra* était trouvé par le passé.

Le sud-ouest de l'Ontario est la région la plus densément peuplée et la plus intensément exploitée à des fins agricoles au pays. Les impacts des activités agricoles, urbaines et industrielles y ont probablement provoqué la destruction d'une bonne partie de l'habitat de l'*E. triquetra* dans les rivières Grand, Thames, Sydenham et Ausable. La proportion du bassin de la rivière Grand exploité à des fins agricoles a régulièrement augmenté et se situe actuellement à 75 % (GRCA, 1998; idem, 2010). Par conséquent, le ruissellement des sédiments, des pesticides, des engrais et du fumier est à la hausse. La population humaine a également augmenté, de 375 000 habitants en 1971 à 787 000 en 1996 puis à 925 000 en 2010 (GRCA, 1997; idem, 2010). La mauvaise qualité de l'eau est considérée comme étant à l'origine d'un déclin spectaculaire des populations de mulettes, d'un total historique de 31 à seulement 17 au début des années 1970 (Kidd, 1973). Bien que de nombreuses espèces se sont depuis rétablies, probablement en raison des améliorations apportées au traitement des eaux usées (Metcalf-Smith *et al.*, 2000), il est possible que quelques espèces rares, comme l'*E. triquetra*, ont été incapables de se reconstituer. Selon des projections, la population humaine du bassin augmentera de 300 000 personnes d'ici 2031 (GRCA, 2010), et on s'inquiète que la rivière n'aura pas la capacité de diluer les eaux usées additionnelles qui seront produites.

Une proportion importante de la communauté de mulettes a disparu dans la rivière Thames. Aucun individu vivant de 30 % des espèces reconnues comme présentes historiquement n'a été trouvé lors des relevés menés entre 1997 et 2005 (Metcalf-Smith *et al.*, 1999; Équipe de rétablissement de la rivière Thames, 2004; Morris et Edwards, 2007). Cette baisse de diversité reflète probablement une dégradation de l'habitat des mulettes à l'échelle du réseau. L'élevage de bétail est la principale forme d'agriculture pratiquée dans la portion amont du bassin de la rivière Thames, tandis que les cultures en rangées dominent dans la partie aval. En 1989, seulement 8 % de la superficie du bassin était encore boisée. Une importante population urbaine vit en bordure du cours supérieur de la rivière Thames, où 22 stations de traitement des eaux usées et deux industries rejettent leurs déchets dans cette portion du réseau (DQE, 1989; Équipe de rétablissement de la rivière Thames, 2004). Les réseaux de drainage agricole souterrain, les égouts, l'entreposage et l'épandage de fumier et les mauvaises pratiques de conservation du sol contribuent tous à la détérioration de la qualité de l'eau et de l'habitat dans la rivière Thames. L'érosion du sol et des berges est importante et entraîne de fortes charges de sédiments dans les tronçons inférieurs de la rivière où l'*E. triquetra* était historiquement présent. Les apports de phosphore et d'azote ont augmenté de façon soutenue dans la rivière Thames, et certaines des charges de phosphore d'origine bovine les plus élevées observées à l'échelle du bassin des Grands Lacs proviennent du bassin du cours supérieur de la rivière Thames (WQB, 1989; Équipe de rétablissement de la rivière Thames, 2004). Malgré les efforts investis récemment dans l'amélioration de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin, la qualité de l'eau reste mauvaise dans certains secteurs. Par exemple, les concentrations moyennes d'ammoniac dépassent la recommandation fédérale pour la protection de la vie aquatique dans tous les sous-bassins, et les concentrations moyennes de cuivre excèdent la recommandation dans plusieurs sous-bassins (DQE, 1989; Équipe de rétablissement de la rivière Thames, 2004).

Aucune autre rivière au Canada n'abrite une faune de mulettes aussi diversifiée et intacte que la rivière Sydenham. Des individus de 30 des 34 espèces reconnues comme historiquement présentes dans la rivière y ont été découverts au cours des relevés récents effectués entre 1997 et 2009 (Staton *et al.*, 2003). Cette rivière n'est pas exposée aux impacts urbains qui touchent les rivières Grand et Thames, ce qui explique probablement pourquoi les communautés de mulettes y sont demeurées en santé. La croissance démographique dans le bassin a été modeste. Par exemple, la population des principales municipalités dans le bassin de la rivière Sydenham s'est accrue de près de 40 % entre 1967 et 1996, passant d'environ 26 000 habitants (Osmond, 1969) à 37 000 habitants (Dextrase *et al.*, 2003) durant cette période, alors que la population dans le bassin de la rivière Grand est de plus d'un ordre de grandeur supérieure et s'accroît plus rapidement (GRCA, 2010). D'importantes améliorations ont été apportées aux méthodes de traitement des eaux usées. En 1965, seules les municipalités de Strathroy, de Petrolia et de Wallaceburg traitaient leurs eaux usées (DERM, 1965; Dextrase *et al.*, 2003), alors qu'aujourd'hui toutes les villes et tous les villages disposent d'installations de traitement des eaux usées. À l'échelle du bassin, les terres sont exploitées principalement à des fins agricoles (cultures commerciales, pâturages et terres à bois), et 96 % des terres sont privées. Les inondations causent des problèmes dans certains secteurs, et un vaste réseau de drainage des terres a donc été aménagé (DERM, 1965; Dextrase *et al.*, 2003). Les drains en tuyaux causent l'infiltration de solides fins en suspension dans la rivière, et ceux-ci obstruent les branchies des Unionidés. Plus de 60 % du bassin versant est drainé par des tuyaux et la végétation riveraine est généralement absente, ce qui soulève de grandes préoccupations d'effets chroniques sur la santé des Unionidés (Dextrase *et al.*, 2003). Mackie et Topping (1988) ont observé une diminution des concentrations d'oxygène dissous en fonction de la distance en aval dans les deux bras de la rivière Sydenham en 1985, et ils y ont vu un signe de détérioration de la qualité de l'eau. Arthur H. Clarke a fouillé le lit de la rivière à la recherche de mulettes en 1971 (Clarke, 1973) et à nouveau en 1991 (Clarke, 1992), et a noté que la plupart des zones de rapides avaient subi un envasement prononcé durant cette période de 20 ans. La rivière East Sydenham abrite une plus grande diversité d'espèces de mulettes (28) que le ruisseau Bear (19), et la plupart des espèces rares, y compris *E. triquetra*, se rencontrent uniquement dans la rivière East Sydenham (Metcalf-Smith *et al.*, 2003). Il est donc impératif pour la conservation de ces espèces de déterminer si la qualité de l'eau et/ou des sédiments continue de se détériorer dans ce bras de la rivière. Un examen des données de qualité de l'eau recueillies sur une période de 30 ans (entre 1965 et 1996) par le ministère de l'Environnement de l'Ontario a révélé une augmentation soutenue dans le temps des concentrations de chlorure et de la conductivité dans la rivière East Sydenham. Ces résultats semblent indiquer que le ruissellement de contaminants en provenance des routes et/ou des terres agricoles est en hausse (Dextrase *et al.*, 2003).

La rivière Ausable abrite une communauté de mulettes remarquablement diversifiée et abondante (24 espèces) pour une si petite rivière (Équipe de rétablissement de la rivière Ausable, 2005). En raison de l'absence de données historiques sur ce réseau, il est impossible de déterminer s'il s'est produit des changements importants dans la communauté de mulettes au fil du temps. L'habitat

des mulettes dans la rivière Ausable a subi des altérations profondes au fil du temps. L'agriculture constitue la principale utilisation des terres dans le bassin de la rivière Ausable : plus de 70 % de la région est affecté aux cultures en rangs (maïs et haricots) et seulement 13 % des terres sont encore boisées (ABCA, 1995; Équipe de rétablissement de la rivière Ausable, 2005). L'élevage du bétail se pratique également de manière intensive, en particulier le long des tronçons supérieurs. La qualité de l'eau est généralement médiocre en raison du ruissellement provenant des terres agricoles, des fuites des fosses septiques et de la pollution par le fumier. Environ 70 % des terres sont drainées artificiellement et les eaux d'amont sont en voie de devenir de plus en plus cloisonnées (à cause du drainage par tuyaux enterrés), ce qui mène à une réduction des débits de base dans la rivière et contribue à d'importantes augmentations de débit et à des inondations durant les tempêtes (Équipe de rétablissement de la rivière Ausable, 2005; Veliz et Sadler-Richards, 2005). Les charges en sédiments sont élevées. Le cours naturel de la basse Ausable n'existe plus depuis la fin du 19^e siècle, car il a été dérivé à deux endroits pour atténuer les inondations. Detweiler (1918) a observé que le cours inférieur de la rivière était jadis « pavé de coquilles » et que, avant la construction of des chenaux artificiels, la rivière « se prêtait admirablement aux mulettes ».

BIOLOGIE

Reproduction et premières étapes du développement

Les mulettes d'eau douce sont généralement dioïques. Quelques espèces sont principalement hermaphrodites, et des individus hermaphrodites ont été observés à l'occasion parmi les populations de nombreuses espèces principalement dioïques (Kat, 1983). Aucun cas d'hermaphroditisme n'a été signalé chez l'*E. triquetra* (van der Schalie, 1970). Le cycle vital de base des mulettes d'eau douce s'applique dans le cas de l'épioblasme tricorne. Durant la fraie, les mâles libèrent leur sperme dans l'eau, et les femelles qui se trouvent en aval le captent par leur siphon inhalant. Les œufs sont fécondés, et les embryons poursuivent leur développement dans une région modifiée des branchies appelée marsupium jusqu'à ce qu'ils atteignent un stade larvaire intermédiaire appelé glochidie. Le marsupium se dilate progressivement et devient spongieux à mesure que les glochidies se développent. L'espace de temps qu'il faut aux larves pour atteindre ce stade varie d'une espèce à l'autre et dépend aussi de la température de l'eau. La libération des glochidies est habituellement déclenchée par un changement dans la température de l'eau. Les femelles expulsent les glochidies matures dans la colonne d'eau par leur siphon inhalant, en claquant ses valves (Kat, 1984). Les glochidies doivent trouver un hôte approprié et s'enkyster dans ses tissus pour poursuivre leur métamorphose jusqu'au stade juvénile. Parvenues au stade juvénile, les mulettes se détachent de leur hôte et tombent au fond de l'eau, où elles amorcent leur vie benthique libre jusqu'au stade adulte.

L'*Epioblasma triquetra* est tenue pour bradyctictique (longue période de gravidité), ce qui signifie qu'elle fraie à la fin de l'été et que les glochidies sont retenues tout l'hiver par la femelle avant d'être libérées au printemps ou à l'été suivant. En Pennsylvanie, Ortmann (1919) a établi que les femelles étaient gravides de septembre à mai et que les glochidies étaient libérées à la fin mai. Van der Schalie (1938) a signalé la présence de femelles gravides à tous les mois, sauf en juillet et août, dans le bassin versant de la rivière Huron du sud-est du Michigan. Dans la rivière Powell de la partie supérieure du bassin versant de la rivière Tennessee, des femelles gravides ont été observées du 1^{er} mai au 5 juin lorsque la température de l'eau allait de 15,0 à 17,8°C (Yeager et Saylor, 1995). Selon Sherman (1994), la fraie de l'*E. triquetra* dans la rivière Clinton, au Michigan, a probablement lieu de la mi-juillet à août, lorsque la température de l'eau se situe entre 21 et 27 °C, car elle a établi que les glochidies étaient libérées à partir du début de mai à la mi-juillet lorsque la température de l'eau se situait entre 16 et 29°C. Sherman (1994) a aussi observé que les femelles libèrent leurs glochidies sur une période de plusieurs semaines plutôt que d'un seul coup, et elle a estimé qu'une température de l'eau supérieure à 16°C peut déclencher la libération des glochidies chez cette espèce.

Les glochidies de l'*E. triquetra* ont une forme presque semi-circulaire et une charnière sans crochets; de taille petite à moyenne, elles mesurent 210 µm de haut et de long (Clarke, 1981; Oesch, 1984). Les glochidies de nombreuses espèces d'Unionidés rares, y compris tous les représentants du genre *Epioblasma*, ont une forme déprimée (hauteur des valves égale ou inférieure à leur longueur). Selon Hoggarth (1993), les glochidies de forme déprimée éprouvent plus de difficulté que les glochidies de forme allongée à se fixer à un hôte en raison de la plus faible ouverture de leurs valves mais sont mieux adaptées pour s'y accrocher fermement une fois fixées. Selon Hoggarth (1993), les espèces à glochidies de forme déprimée ont un taux de recrutement plus faible et sont de ce fait plus susceptibles de disparaître lorsque le nombre d'adultes reproducteurs chutent sous un seuil critique.

Une fois fixées à leur hôte, les glochidies provoquent une prolifération épithéliale de ses tissus et s'enkystent ainsi complètement en l'espace de deux à 36 heures (Lefevre et Curtis, 1910). Les glochidies ne font pas preuve de spécificité à l'égard de l'hôte, et celles qui s'enkystent sur un hôte incompatible meurent dans les 4 à 7 jours qui suivent (Kat, 1984). Celles qui s'enkystent sur un hôte compatible mettent entre 6 jours à plus de 6 mois à se métamorphoser en mulettes juvéniles (Kat, 1984). Durant cette période, elles se comportent en parasites, absorbant les liquides organiques des tissus et le plasma de l'hôte (Ellis et Ellis, 1926; Isom et Hudson, 1982). Une fois la métamorphose effectuée, les mulettes juvéniles s'extraient du kyste en étendant leur pied (Lefevre et Curtis, 1910). Selon Watters (1994), seulement 4 glochidies sur 100 000 atteignent le stade juvénile.

Cinq espèces de poissons sont reconnues pour être des hôtes pour *E. triquetra* : le chabot barré (*Cottus carolinae*), le fondule tacheté (*Fundulus olivaceus*), le chabot des Ozarks (*Cottus hypselurus*), le fouille-roche et le dard noir (*Percina maculata*) (Sherman, 1994; Yeager et Saylor, 1995; Hillegass et Hove, 1997; Barnhart, 1998). L'épioblasme tricorne ne s'est pas métamorphosé sur aucune des 44 autres espèces de poissons de nombreuses familles différentes auquel il a été exposé en laboratoire dans le cadre d'expériences d'infestation. Barnhart (1998) a signalé un temps de transformation de 21 à 27 jours à 20 °C sur le fouille-roche, et Yeager et Saylor (1995), de 24 à 44 jours à 17°C sur le fouille-roche et le chabot barré. Sherman (1994) a examiné des poissons sauvages de 17 espèces prélevés dans la rivière Clinton, au Michigan, afin d'établir s'ils avaient été infestés par l'*E. triquetra*. Il a constaté que le fouille-roche présentait le taux d'infestation le plus élevé, qui coïncidait au moment de la libération des glochidies. Deux des cinq espèces connues de poissons-hôtes pour *E. triquetra* sont indigènes de l'Ontario : le fouille-roche et le dard noir. Des expériences d'infestation en laboratoire ont permis de confirmer que le fouille-roche et le dard noir sont des hôtes pour l'*E. triquetra* au Canada (Woolnough, 2002; McNichols et Mackie, 2002; idem, 2003; McNichols *et al.*, 2004).

Chez l'*E. triquetra*, la femelle adopte un comportement fascinant pour infester un poisson-hôte potentiel (Barnhart *et al.*, 2008). Elle expose son manteau et attend qu'un fouille-roche insère son rostre dans l'espace entre les valves. Lorsque le poisson la touche, elle se referme et piège l'hôte. Lorsqu'elle l'a maîtrisé, elle forme un joint d'étanchéité autour de la bouche du poisson avec la chair de son manteau et pompe des glochidies dans la bouche de l'hôte. Les glochidies se fixent ensuite sur ses branchies et s'y enkystent, tel que décrit ci-dessus. Le fouille-roche, de par son museau conique et son comportement de recherche de nourriture unique, est particulièrement vulnérable au parasitisme par *E. triquetra*. Il faut aussi mentionner que le fouille-roche a un crâne solide et survit à la fermeture de la coquille de la moule, alors que les autres espèces de dards (*Etheostoma* sp.) utilisées par Barnhart *et al.* (2008) ont eu le crâne brisé et sont morts, et donc n'ont pas été infestés par des glochidies. Des dards noirs n'ont pas été utilisés dans ces expériences. Cette preuve confirme la coévolution des moules avec des poissons-hôtes. Voir Barnhart (2008) pour une vidéo et Barnhart *et al.* (2008) pour une description plus détaillée de ce comportement fascinant.

Développement du stade juvénile au stade adulte

Les moules qui viennent de se métamorphoser ont des branchies rudimentaires qui mettent deux mois à se développer complètement (Howard, 1922). Si elles tombent dans un habitat propice une fois qu'elles se sont détachées de leur hôte, les jeunes moules commencent à se nourrir et à grandir immédiatement. Les moules juvéniles sont très actives et peuvent se déplacer sur de courtes distances pour trouver un substrat approprié (Howard, 1922). Lorsqu'elles atteignent l'âge de trois semaines, une glande située sur le bord médian postérieur de leur pied sécrète un réseau de filaments collants appelé byssus (Fuller, 1974). Le byssus, qui persiste jusqu'à la fin de la deuxième saison de croissance, permet aux moules d'adhérer à des objets solides et leur évite ainsi d'être emportées par le courant (Howard, 1922). En plus de l'épioblasme

tricorne, le rédacteur du rapport a observé sur le terrain des villoses haricots (*Villosa fabalis*) et des leptodées fragiles (*Leptodea fragilis*) juvéniles enfouies fixées par leur byssus à un ou plusieurs petits cailloux (< 0,5 cm de diamètre).

La croissance est plus rapide durant les premières années de vie et ralentit considérablement une fois que les mulettes ont atteint leur maturité sexuelle, les réserves d'énergie étant désormais allouées à la reproduction. L'âge auquel la maturité sexuelle est atteinte varie selon les espèces. De façon générale, les Ambléminés croissent lentement, vivent longtemps et atteignent leur maturité tardivement (généralement à l'âge de 6 à 8 ans). La durée de vie et l'âge d'atteinte de la maturité sexuelle du *E. triquetra* sont inconnues. Toutefois, Dennis (1984) en a récolté des spécimens de 8 à 10 ans dans la rivière Clinch, en Virginie, et Yeager et Saylor (1995) ont signalé que des femelles gravides prélevées dans la rivière Powell, au Tennessee, en 1984 avaient de 5 à 10 ans. Selon ces observations, la durée estimative d'une génération chez l'*E. triquetra* est de 5 à 10 années.

Nourriture et alimentation

Les mulettes d'eau douce se nourrissent en faisant circuler l'eau (qui est pompée par le battement des cils vibratiles des branchies) entre leurs filaments branchiaux pour filtrer les particules en suspension (Burky, 1983). Les particules filtrées sont dirigées vers deux paires de palpes labiaux qui trient les matières assimilables de celles qui ne le sont pas (McMahon, 1991). Les particules filtrées non ingérées sont entourées de mucus et entraînées des palpes vers les bords du manteau par les cils vibratiles. Ces « pseudo-fèces » sont alors éjectées par de fortes contractions des valves (McMahon 1991). La nourriture est acheminée à la bouche, simple ouverture entre les deux paires de palpes. Le régime alimentaire des mulettes d'eau douce se compose de diverses matières filtrées dans la colonne d'eau comme des algues, du plancton, des rotifères, des diatomées, des protozoaires, des détritiques et du sable (Coker *et al.*, 1921; Churchill et Lewis, 1924). Des Unionidés (y compris l'*E. triquetra*) ont été élevés avec succès en laboratoire sous un régime d'algues et de cultures de levures (USFWS, 1994). Nichols et Garling (1999) ont eu recours à une combinaison de techniques (analyse du contenu du tube digestif, détermination des rapports entre les isotopes stables de carbone et d'azote et analyses biochimiques des tissus) pour déterminer les préférences alimentaires de diverses espèces d'Unionidés habitant un ruisseau du Michigan. Ils se sont rendu compte que toutes les espèces se nourrissaient d'algues et de bactéries. La composition précise du régime alimentaire de l'*E. triquetra* est inconnue.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Recherches minutées

Les méthodes de recherche minutée produisent des données de présence/absence d'espèces et des mesures d'abondance relatives. Metcalfe-Smith *et al.* (2000) décrivent les méthodes en détail, mais elles peuvent être résumées comme suit. Une équipe (habituellement de trois à cinq personnes) scrute le lit de la rivière durant une période équivalent à 4,5 heures-personnes. Les recherches peuvent être faites à l'œil nu lorsque les conditions sont favorables ou à l'aide de lunettes de soleil polarisées. La fouille manuelle du substrat est la méthode la plus efficace lorsque la turbidité est élevée (également appelée « grubbing » ou « raccooning », terme qui désigne la technique de tamisage du gravier et des substrats plus fins entre les doigts). Les moules trouvées sont recueillies et placées dans des sacs-filets de plongeur jusqu'à la fin de la séance d'échantillonnage, puis elles sont identifiées à l'espèce, leur sexe est déterminé si possible, puis elles sont comptées et mesurées avant d'être remises vivantes dans la rivière. Depuis 1997, ces méthodes ont été appliquées à 104 sites fluviaux dans l'aire de répartition historique de l'*E. triquetra*.

Excavation de quadrats

À partir de 1999, des relevés additionnels ont été réalisés dans des rivières du sud de l'Ontario selon une méthode d'échantillonnage par quadrats avec excavation du substrat mise au point par Metcalfe-Smith *et al.* (2007) afin de mettre en place des sites de surveillance à long terme des Unionidés dans le sud-ouest de l'Ontario. Cette méthode consiste d'abord à délimiter comme aire d'étude une zone d'environ 400 m² couvrant la partie la plus productive d'un tronçon de rivière (déterminée par des échantillonnages antérieurs). L'échantillonnage est réalisé selon un plan d'échantillonnage systématique à trois départs aléatoires; la zone est divisée en parcelles de 3 m x 5 m puis ces parcelles sont échantillonnées à l'intérieur des trois mêmes quadrats de 1 m² choisis au hasard dans chacune (= 20 % de l'ensemble de la zone d'étude de 400 m²). Chaque quadrat est excavé jusqu'à une profondeur d'environ 10 cm, et toutes les moules qui s'y trouvent sont prélevées. Comme pour la méthode de recherche minutée, elles sont identifiées, sexées si cela est possible (les femelles sont examinées pour établir si elles sont gravides), dénombrées et mesurées avant d'être remises vivantes à l'intérieur du même quadrat. Cette méthode permet de déterminer la composition des assemblages et d'estimer la densité totale et par espèce, le rapport des sexes, la fréquence des tailles et le recrutement. À ce jour, la méthode d'échantillonnage par quadrats de Metcalfe-Smith *et al.* (2007) et Mackie *et al.* (2008) a été employée dans 31 sites fluviaux compris dans l'aire de répartition historique de l'*E. triquetra* au Canada.

Abondance

Des relevés intensifs ont été effectués à 66 sites dans des affluents des lacs Érié et Sainte-Claire et de la portion inférieure du lac Huron de 1997 à 1999 (Metcalf-Smith *et al.*, 1998c; idem, 1999). Ces relevés ont produit un total de 34 spécimens provenant de 13 différents sites dans les rivières Ausable et Sydenham (tableau 1). Seuls sept de ces spécimens ont été trouvés à l'état vivant, et ils provenaient tous de quatre sites dans la rivière Sydenham (figure 5). La plupart des autres spécimens (21) étaient de vieilles coquilles¹, mais des coquilles fraîches¹ ont été trouvées à plusieurs sites dans la rivière Sydenham, à un site dans la rivière Thames et à deux sites dans la rivière Ausable (figure 5). Sur la foi de ces résultats, l'épioblasme tricorne se limite actuellement à plusieurs petites populations isolées dans les rivières Sydenham et Ausable et peut-être la rivière Thames.

Metcalf-Smith *et al.* (1998c; idem, 1999) ont échantillonné 17 sites dans la rivière Sydenham en 1997 et 1998, puis ont effectué des prélèvements additionnels à plusieurs de ceux-ci en 1998 et 1999. Ils ont visité les sites à Shetland, Florence et Dawn Mills où l'*E. triquetra* avait été trouvé par le passé, ainsi que trois autres sites dans ce tronçon (délimités par les sites SR-4 et SR-12 à la figure 5). Au total, ils ont récolté sept spécimens vivants, deux coquilles entières fraîches, une valve fraîche et sept vieilles coquilles à sept sites différents dans la rivière Sydenham Est. La plupart des spécimens ont été récoltés dans le tronçon occupé par le passé, mais un individu vivant et une coquille fraîche ont été trouvés plus loin en amont (figure 5). Aucun individu n'a été trouvé aux cinq sites échantillonnés dans le bras nord de la rivière (ruisseau Bear), mais la présence de l'épioblasme tricorne dans ce bassin n'y avait jamais été signalée. Ces résultats donnent à penser que la répartition de l'*E. triquetra* dans la rivière Sydenham n'a pas beaucoup changé au fil du temps.

¹Les coquilles dont la nacre était ternie et dont le périostracum et les dents de la charnière présentaient des traces d'usure ont été considérées comme « vieilles ». Ces coquilles pouvaient provenir d'individus morts depuis plusieurs décennies. En revanche, les coquilles dont le périostracum était intact, dont la nacre était brillante et dont les dents de la charnière étaient peu usées ou intactes ont été qualifiées de « fraîches ». Il a été estimé que les coquilles dans cet état étaient des individus de un à trois ans (Strayer, comm. pers., 1996).

Au total, 17 *E. triquetra* vivants ont été trouvés à 7 des 15 sites échantillonnés dans la rivière Sydenham de 1999 à 2003 (Metcalf-Smith *et al.*, 2007). La densité moyenne de cette moule à ces sept sites se chiffrait à 0,015/m² (erreur-type = 0,002), alors que la densité totale des Unionidés y allait de 3,01 à 14,1/m². En supposant une répartition continue de l'*E. triquetra* dans le tronçon délimité par ces sept sites dans le bras est de la rivière (72 km, de Dawn Mills à Sexton) et une largeur moyenne de la rivière de 20 m sur ce tronçon, on estime à 1,44 x 10⁶ m² la superficie d'habitat potentiel et à 21 000 (erreur-type = ± 2 880) individus la population maximale. La distribution des fréquences de tailles dans la rivière Sydenham (figure 6), constituée de multiples classes, indique du recrutement. Ces résultats doivent cependant être interprétés avec prudence, car des signes de recrutement récent ont été trouvés à seulement trois des sept sites (Dawn Mills, Florence et SR-17) et le nombre total de juvéniles (< 25 mm) était relativement faible (Metcalf-Smith *et al.*, 2007; Zanatta, obs. pers.). De plus, Metcalf-Smith *et al.* (2007) ont relevé un rapport des sexes dominé par les mâles (77 % M : 23 % F), et ils estiment que la rareté des femelles dans la rivière Sydenham peut avoir de graves conséquences pour la survie de l'espèce dans cette rivière.

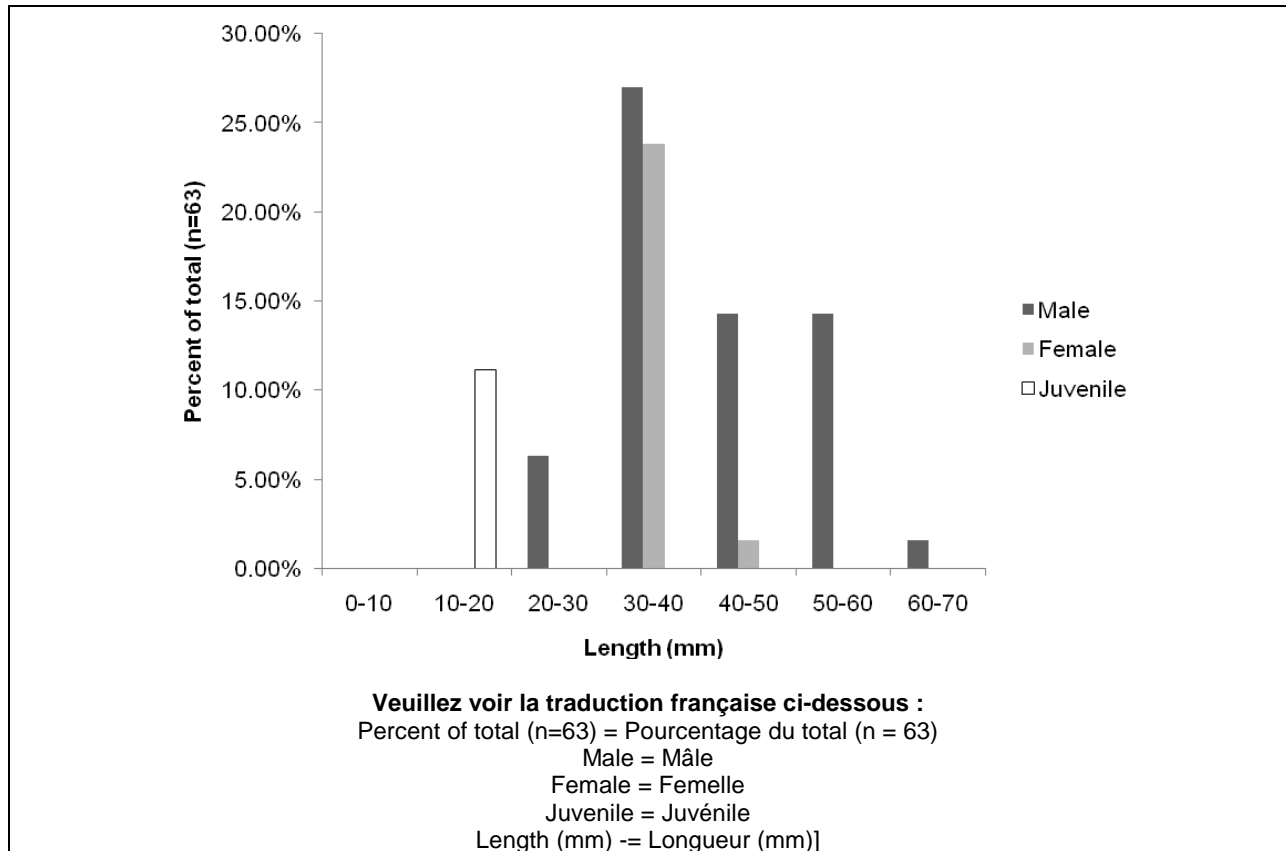


Figure 6. Classes de taille des *Epioblasma triquetra* récoltés dans la rivière Sydenham en 2009 (K. McNichols, Université de Guelph, données inédites).

Dans la rivière Ausable, la densité moyenne de l'*E. triquetra* aux 11 sites où cette moule a été trouvée se chiffrait à 0,091/m² (écart-type = 0,016). En supposant une répartition continue de l'*E. triquetra* dans le tronçon délimité par ces 11 sites (59,7 km, du chemin Elginfield au chemin Nairn) et une largeur moyenne de la rivière d'environ 7,5 m sur ce tronçon, on estime à 4,5 x 10⁵ m² la superficie d'habitat potentiel et à 40 745 (écart-type = ± 7 164) individus la population maximale. La distribution des fréquences de tailles dans la rivière Ausable (figure 7), constituée de multiples classes de tailles (19 – 62 mm), indique un recrutement récent (nombreux juvéniles). Ces nouveaux renseignements (recueillis depuis la diffusion de rapport de situation de 2001) montrent que la longueur du tronçon, les densités (à quelques sites) et la taille totale des populations de l'*E. triquetra* dans les rivières Ausable et Sydenham peuvent être semblables.

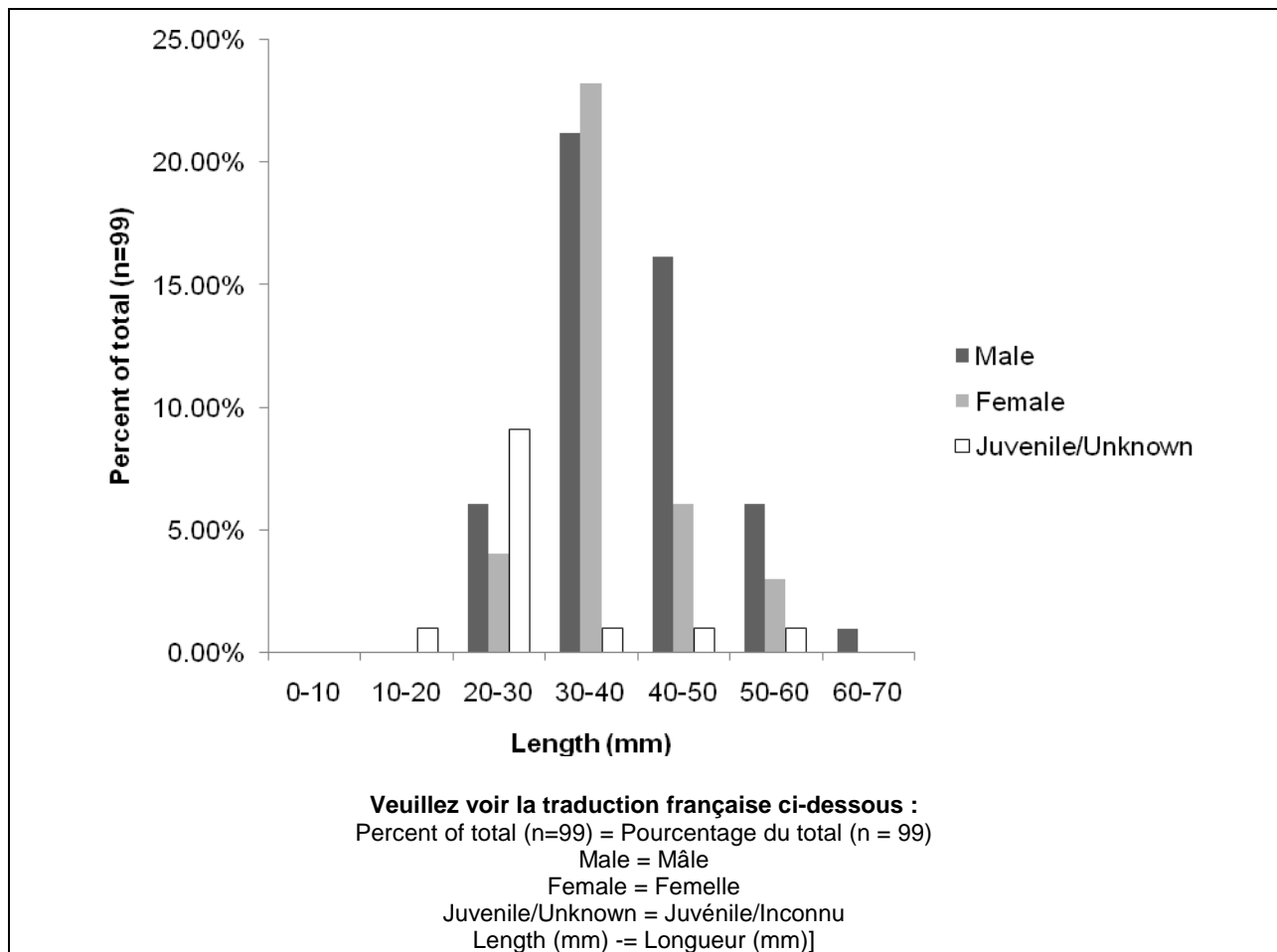


Figure 7. Classes de taille des *Epioblasma triquetra* récoltés dans la rivière Ausable de 2006 à 2009 (Ausable-Bayfield Conservation Authority, données inédites).

Fluctuations et tendances

Il est difficile d'établir s'il s'est produit des changements dans l'abondance de l'*E. triquetra* dans la rivière Sydenham au fil du temps, parce que peu d'individus vivants ont été observés avant l'échantillonnage intensif effectué à la fin des années 1990 et dans les années 2000. Les taux de prise aux sites SR-4, SR-5 et SR-12 semblent avoir diminué entre, d'une part, la période allant de 1963 à 1973 et, d'autre part, la période allant de 1997 à 1999. Les taux de prise actuels à trois autres sites pour lesquels il n'existe aucune donnée antérieure tendent aussi à être inférieurs aux taux historiques obtenus aux sites susmentionnés. Cette preuve, bien que faible, donne à penser que l'épioblasme tricorne a connu un déclin d'abondance à long terme dans la rivière Sydenham. Toutefois, selon de l'information anecdotique, le nombre d'individus de l'*E. triquetra* récolté dans les années 2000 aux fins d'analyse génétique (Zanatta et Murphy, 2008; Galbraith *et al.*, 2010) et d'identification des poissons-hôtes (K. McNichols, Université de Guelph, données inédites) semble indiquer que l'abondance de l'espèce est à la hausse en comparaison des échantillonnages effectués au milieu des années 1990. De nombreux épioblasmes tricornes ont été trouvés lors de visites annuelles des sites à Dawn Mills et Florence (de 2001 à 2010; Zanatta, obs. pers.; Galbraith *et al.*, 2010; McNichols, comm. pers., 2010). Mais il est difficile de déterminer si cela constitue un artéfact d'un échantillonnage plus intensif ou un réel accroissement de l'abondance de l'*E. triquetra*. L'échantillonnage par quadrats de la rivière Sydenham effectué de 1999 à 2003 être repris pour établir la trajectoire des populations de l'*E. triquetra* et d'autres Unionidés en péril.

En raison de la rareté des données pour la rivière Ausable, il est impossible de déterminer si les populations de l'*E. triquetra* ont changé au fil du temps.

Les données disponibles sur les rapports des sexes et la structure des classes d'âge peuvent fournir des indications sur la vigueur et le succès reproducteur des populations. Le rapport des sexes était 66 % M : 34 % F dans la rivière Sydenham en 2009 et 57 % M : 43 % F dans la rivière Ausable de 2006 à 2009. Le rapport des sexes dans les populations en santé de l'*E. triquetra* est d'environ 1 : 1 (Trdan et Hoeh, 1993). Par conséquent, il semble y avoir un nombre légèrement disproportionné de mâles dans les deux rivières. Cela peut toutefois résulter d'un biais d'échantillonnage vers les mâles de grande taille. Si ces rapports sont valides, la population de la rivière Ausable semble présenter un rapport des sexes plus équilibré que dans le cas de la population de la rivière Sydenham. Le grand intervalle de taille des spécimens des deux sexes (figures 6 et 7) témoigne de la présence de plusieurs classes d'âge dans ces rivières, ce qui suggère un recrutement continu au sein des deux populations.

Immigration de source externe

Toutes les populations d'*E. triquetra* au Canada sont isolées les unes des autres et de celles aux États-Unis par de grandes étendues de milieux non propices (ou les milieux terrestres), ce qui rend négligeable la probabilité de rétablissement de populations disparues par immigration. Le fouille-roche et le dard noir, les poissons-hôtes de l'*E. triquetra*, sont incapables de faire les grands déplacements qui permettraient de relier les populations (Woolnough *et al.*, 2009; Schwalb *et al.*, 2011). En outre, les populations d'*E. triquetra* dans les États américains adjacents sont toutes disparues ou en voie de disparition (figure 8). Les populations américaines les plus proches se trouvent au Michigan (rivières Belle, Pine, Clinton et Huron), à quelques kilomètres seulement de la frontière. Cependant, même les populations d'*E. triquetra* relativement à proximité immédiate dans les affluents de la rivière Sainte-Claire, du lac Sainte-Claire et du lac Érié au Michigan (Badra et Goforth, 2003) sont séparées par des habitats lourdement infestés par des moules dreissenidées et le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) (Poos *et al.*, 2010), un compétiteur des poissons-hôtes.

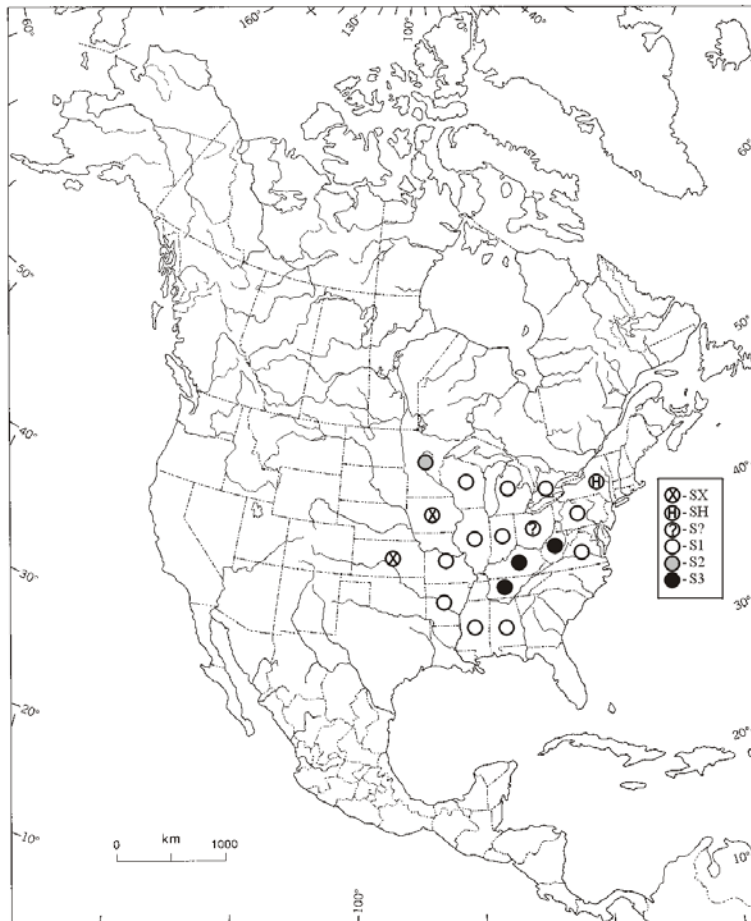


Figure 8. Répartition actuelle de l'*Epioblasma triquetra* et rangs de conservation subnationaux (S) attribués à l'espèce en Amérique du Nord (NatureServe, 2010).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Environ 67 % des quelque 300 espèces de mulettes d'eau douce d'Amérique du Nord sont soit disparues, soit susceptibles de disparaître (NNMCC, 1998). Le déclin des populations survenu au 20^e siècle est probablement attribuable en grande partie à l'aménagement d'ouvrages de retenue, à l'envasement, à la modification du lit des cours d'eau, à la pollution et, plus récemment, à l'introduction de moules dreissenidées non indigènes dans les voies navigables d'Amérique du Nord (Williams *et al.*, 1993). Metcalfe-Smith *et al.* (1998a) ont montré que le déclin touche également les mulettes habitant le bassin des Grands Lacs inférieurs du centre du Canada, qui abritait anciennement les trois quarts des espèces de mulettes d'eau douce du Canada. Selon Metcalfe-Smith *et al.* (1998b), jusqu'à 15 des 40 espèces indigènes de la région seraient en péril.

Selon NatureServe (2010), l'*E. triquetra* est sensible à la pollution, à l'envasement, à la perturbation de son habitat, aux inondations et à la disparition des hôtes des glochidies. Les sites où il est encore présent sont décrits comme étant des cours d'eau de haute qualité dont le substrat ou les zones riveraines sont peu perturbés. En Virginie, l'aménagement de bassins de retenue dans les grandes rivières a détruit la plus grande partie de l'habitat de l'*E. triquetra*, et la détérioration de la qualité de l'eau et l'altération de l'habitat constituent les plus graves menaces pour les populations qui restent (Virginia DCR, 2000). Les menaces et les facteurs limitatifs pour cette espèce, et leur pertinence pour les populations canadiennes, sont décrits ci-dessous.

Envasement

Selon une opinion couramment admise, l'augmentation considérable des charges en sédiments occasionnée par les mauvaises pratiques d'utilisation des terres constitue une des principales causes du déclin des Unionidés à l'échelle de l'Amérique du Nord (Richter *et al.*, 1997; Brim-Box et Mossa, 1999). Les sédiments fins peuvent nuire aux mulettes de différentes façons, notamment en obstruant leurs branchies et en entravant ainsi leur respiration, leur alimentation et leur croissance, en compromettant leurs sources de nourriture en réduisant la quantité de lumière disponible pour la photosynthèse ou, indirectement, en affectant leurs hôtes larvaires (voir Brim-Box et Mossa, 1999, pour une analyse de ces effets). L'accumulation de fortes quantités de limon, notamment dans les bassins de retenue fluviaux, peut causer l'enfouissement et l'étouffement des mulettes. De faibles taux de survie et de fertilisation ont été notés après une année d'exposition chez des mulettes relocalisées dans des sections fortement envasées de la rivière Tennessee (Dennis, 1984). Des études donnent toutefois à entendre que la relation négative entre les sédiments et les mulettes pourrait être moins étroite qu'on le croyait à l'origine et qu'une hausse de la sédimentation n'est peut-être pas systématiquement néfaste pour toutes les espèces de mulettes (Brim-Box et Mossa, 1999; Strayer et Fetterman, 1999). D'après les apparences, l'envasement ne nuit pas autant aux espèces qui habitent des eaux normalement turbides que cela n'est le cas pour les espèces qui habitent les zones de rapides aux substrats stables. Selon Strayer et Fetterman (1999), les effets néfastes des sédiments

fins pour les mulettes pourraient être plus prononcés dans les cours d'eau à faible gradient que dans ceux à gradient élevé, les sédiments s'y déposant au lieu d'être emportés par le courant.

L'*Epioblasma triquetra* est probablement extrêmement sensible à l'envasement en raison de ses besoins en habitat spécialisés et de ses habitudes d'enfouissement. Selon le Department of Game and Inland Fisheries de la Virginie (1999), l'espèce se trouve habituellement à des endroits où l'eau est propre et le courant est rapide et le substrat contient des galets, du gravier et du sable relativement bien tassés et libres de limon. Elle s'enfouit dans le substrat des zones de rapides et de bancs peu profondes. En Ontario, l'épioblasme tricorne est l'une de seulement deux espèces de mulettes s'enfouissent complètement ou presque complètement dans le substrat (l'autre et la *Villosa fabalis*, en voie de disparition; West *et al.*, 2000; COSEPAC, 2010b). Ces espèces peuvent être plus sensibles à la sédimentation que la plupart des autres Unionidés, parce qu'une accumulation de limon sur le lit d'un cours d'eau entraînerait une réduction du débit et des concentrations d'oxygène dissous sous la surface. L'envasement s'est manifestement aggravé dans la plupart des cours d'eau du sud-ouest de l'Ontario par suite de l'intensification des activités agricoles dans la région (voir **Tendances en matière d'habitat**) et constitue probablement un important facteur limitant l'occurrence de l'*E. triquetra* dans ces réseaux. Les concentrations de solides en suspension à deux sites dans le tronçon de la rivière Sydenham Est où l'espèce a été trouvée à l'état vivant dans les dernières années se situaient en moyenne à 50 mg/L et 64 mg/L, respectivement, sur les dernières décennies, bien que rien n'indique que ces niveaux soient à la hausse (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, données inédites). Des concentrations moyennes de solides en suspension encore plus élevées ont été enregistrées dans la rivière Ausable (117 mg/L; Équipe de rétablissement de la rivière Ausable, 2005).

Pollution

Au cours des premières décennies du 20^e siècle, la pollution chimique causée par le drainage minier, le ruissellement agricole et les effluents domestiques et industriels non traités a décimé les communautés de mulettes dans les cours d'eau d'Amérique du Nord (Baker, 1928; Havlik et Marking, 1987; Bogan, 1993). Aux États-Unis, la dégradation de la qualité de l'eau a entraîné la disparition des populations de mulettes établies immédiatement en aval de grandes villes (Miller et Payne, 1998). L'eutrophisation constituait le principal problème de la qualité de l'eau dans les années 1980 (Neves *et al.*, 1997). Les méthodes de traitement des eaux usées se sont depuis améliorées au point où la hausse des charges de sédiments (voir l'analyse ci-dessus), d'éléments nutritifs et de produits chimiques toxiques essentiellement agricoles de sources diffuses dans les cours d'eau est aujourd'hui considérée comme la principale menace pesant sur les mulettes (Strayer et Fetterman, 1999). L'utilisation accrue d'engrais et de sel de voirie a entraîné une hausse des concentrations de nitrates, de chlorures et de métaux dans les cours d'eau d'Amérique du Nord (Neves *et al.*, 1997). Havlik et Marking (1987) ont montré que les métaux lourds, les pesticides, l'ammoniac, l'huile brute et de nombreux autres contaminants environnementaux sont

toxiques pour les mulettes, en particulier durant les premières étapes du cycle vital. Toutefois, les effets néfastes de ces substances et les concentrations auxquelles ceux-ci se manifestent demeurent à quantifier de façon plus précise (NNMCC, 1998).

Selon le DCR de la Virginie (2000), la détérioration de la qualité de l'eau et l'altération de l'habitat constituent les plus graves menaces à la survie de l'*E. triquetra*. En outre, selon NatureServe (2010), la pollution provenant de sources ponctuelles et diffuses peut constituer la plus grave menace permanente pour cette espèce et la plupart des autres mulettes d'eau douce. Le déclin dans la répartition mondiale de l'épioblasme tricorne donne à penser qu'il ne tolère pas une mauvaise qualité de l'eau. Comme l'aire de répartition de l'*E. triquetra* en Ontario chevauche une région faisant l'objet d'une exploitation agricole intensive, l'exposition aux produits chimiques agricoles est probablement un facteur important limitant la présence de l'espèce au Canada.

Les mulettes au stade de glochidie sont particulièrement sensibles aux métaux lourds (Keller et Zam, 1990; Gillis *et al.*, 2008), à l'ammoniac provenant des usines de traitement des eaux usées (Goudreau *et al.*, 1993), aux eaux acides de drainage minier et de sols sableux (Huebner et Pynnönen, 1992), à la salinité (Liquori et Insler, 1985, cité dans USFWS, 1994; Gillis, comm. pers., 2008) et au chlore (Valenti *et al.*, 2006). Le fait que les glochidies de l'*E. triquetra* et d'autres espèces d'Unionidés en péril soient extrêmement sensibles au cuivre d'origine hydrique est particulièrement préoccupant. Elles y sont nettement plus sensibles que les espèces communes et le seuil pour le cuivre établi dans les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada se situe bien au-dessus de la CE 50 pour les glochidies de l'*E. triquetra* (Gillis *et al.*, 2008). Heureusement, la chimie complexe (p. ex. turbidité et concentration élevées de substances dissoutes) de la plupart des eaux naturelles dans le sud de l'Ontario où se trouve l'*E. triquetra* lui offriront une protection contre une exposition aigue au cuivre (Gillis *et al.*, 2008).

Accès aux hôtes

Comme leur cycle vital comporte un stade parasite, les Unionidés sont non seulement sensibles aux facteurs environnementaux qui les affectent directement, mais aussi à ceux qui nuisent à leurs hôtes (Burky, 1983; Bogan, 1993). Tout facteur qui modifie la composition des espèces ou réduit l'abondance de la faune-hôte peut avoir des effets nuisibles sur les populations de mulettes.

Deux des cinq espèces connues de poissons-hôtes de l'*E. triquetra* sont indigènes de l'Ontario, nommément le fouille-roche et le dard noir. Ces poissons étant autrefois abondants dans l'aire de répartition canadienne de l'*E. triquetra*, il est peu probable que l'accès à des hôtes constitue un facteur limitatif pour l'espèce au Canada (Poos *et al.*, 2007; Schwalb *et al.*, 2011). La survie de cette mulette dépend toutefois de la présence de ces poissons-hôtes et cet aspect de leur cycle vital devrait être davantage étudié car si l'aire de répartition et/ou l'abondance de l'un ou l'autre de ces poissons devait diminuer, les conséquences seraient graves.

Le gobie à taches noires pourrait constituer une menace pour les poissons-hôtes (et les Unionidés juvéniles). Ce poisson a récemment envahi les rivières Sydenham et Ausable, et son aire de répartition chevauche maintenant celle de l'*E. triquetra*. La densité des gobies est actuellement faible dans ces réseaux fluviaux, mais elle peut augmenter à mesure que l'invasion progresse. Si le gobie à taches noires infeste gravement les rivières Sydenham et Ausable, il pourrait avoir des effets nuisibles sur l'épioblasme tricolore à l'avenir en faisant compétition à ses hôtes, le fouille-roche et le dard noir (tous deux des espèces benthiques), ainsi qu'en se nourrissant de juvéniles et même de jeunes adultes épioblasmes tricornes (Poos *et al.*, 2010).

Moules de la famille des Dreissenidés

Au cours des années qui ont suivi leur introduction en Amérique du Nord, à la fin des années 1980, les moules dreissenidées se sont rapidement propagées dans tous les Grands Lacs et ont décimé les populations de mulettes indigènes de l'Ontario dans le bassin des Grands Lacs inférieurs (Schloesser *et al.*, 1996). Une fois fixée à la coquille d'une mulette, les Dreissenidés empêchent celle-ci d'exercer ses fonctions essentielles comme l'alimentation, la respiration, l'excrétion et la locomotion et finit par causer sa mort par inanition (Haag *et al.*, 1993; Baker et Hornbach, 1997). Selon Ricciardi *et al.* (1998), l'invasion du bassin du Mississippi par des moules dreissenidées y a entraîné un décuplement des taux de disparition des mulettes d'eau douce, d'environ 1,2 % d'espèce par décennie à 12 % par décennie.

Les mulettes de la famille des Unionidés diffèrent dans leur sensibilité aux moules de la famille des Dreissenidés. Les espèces à longue période de gravidité sont généralement plus sensibles que les espèces à courte période de gravidité, peut-être parce qu'elles ont besoin de plus d'énergie pour croître et se reproduire que les espèces à courte période de gravidité et sont de ce fait plus gravement affectées par la réduction de leurs réserves énergétiques provoquée par les moules dreissenidées (Strayer, 1999). L'*Epioblasma triquetra* présente plusieurs caractéristiques qui suggèrent qu'il peut être très sensible à l'infestation par des moules dreissenidées; il est de petite taille, il a une longue période de reproduction et il utilise peu d'espèces de poissons-hôtes. Il peut cependant échapper à une grave infestation grâce à ses habitudes d'enfouissement. L'ampleur des impacts des moules dreissenidées pour cette mulette et d'autres espèces de la famille des Unionidés dans les Grands Lacs dépendra de l'étendue et de la qualité des refuges qui ont récemment été découverts dans les zones littorales (McGoldrick *et al.*, 2009; Crail *et al.*, 2011). Les moules dreissenidées ne menacent pas les populations existantes de l'*E. triquetra* dans les rivières Sydenham ou Ausable, parce que ces cours d'eau ne sont pas navigables et n'ont pas d'importants ouvrages de retenue qui pourraient abriter une colonie permanente. Le lac Fanshawe, situé dans le bassin de la rivière Thames, est maintenant infesté avec des moules zébrées, qui agissent comme population de semence pour le tronçon d'aval. Des moules zébrées ont été trouvées aussi loin en aval que Thamesville (Upper Thames River Conservation Authority, 2004). Au Michigan, des moules dreissenidées (principalement des moules zébrées) infestent les populations de l'*E. triquetra* dans les rivières Clinton et Huron (Zanatta, obs. pers.).

Prédation

Diverses espèces de mammifères et de poissons se nourrissent de moules d'eau douce (Fuller, 1974). La recherche de nourriture par le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) peut en particulier constituer un facteur limitatif pour l'*E. triquetra*. Il a été démontré que la prédation exercée par ce mammifère altère de manière significative la structure des populations de moules dans les lacs et les rivières (Convey *et al.*, 1989; Hanson *et al.*, 1989; Jokela et Mutikainen, 1995). Selon Neves et Odum (1989), la prédation par le rat musqué pourrait contribuer à accentuer le déclin des espèces de moules en péril dans la rivière North Fork Holston, en Virginie. Bien qu'il n'existe pas de preuve directe que la prédation par le rat musqué menace l'*E. triquetra* dans la rivière Sydenham, C.B. Stein (Ohio State University, à la retraite, données personnelles) a récupéré 32 coquilles fraîches d'une espèce apparentée, l'*E. torulosa rangiana*, dans un tertre situé dans le cours inférieur de la rivière en 1973. Étant donné que les populations de l'*E. triquetra* dans les rivières Sydenham et Ausable sont petites, toute prédation limite leur taille et pourrait compromettre leur survie. Voir aussi la discussion sur la prédation exercée par le gobie à taches noires dans **Accès à des hôtes**.

Barrages et ouvrages de retenue

Les barrages peuvent gravement affecter les rapides stables que l'*E. triquetra* habite (Layzer *et al.*, 1993). Ils isolent les moules de leurs poissons-hôtes, altèrent la composition des substrats, les régimes de température, la chimie de l'eau et les concentrations d'oxygène dissous dans les sections situées en aval et entraînent une accumulation de sédiments qui étouffent les moules dans les bassins de retenue (Bogan, 1993). L'altération des cycles des températures de l'eau peut entraver la reproduction d'une espèce ou inciter celle-ci à se reproduire à un moment non opportun de l'année, provoquant ainsi l'avortement des glochidies en développement et retardant la maturation et/ou le développement des moules (Fuller, 1974; Layzer *et al.*, 1993). Les barrages peuvent effectivement constituer un facteur limitatif pour l'*E. triquetra* dans d'autres portions de son aire de répartition, mais ce n'est pas le cas au Canada, car si les rivières Sydenham et Ausable comptent quelques petits barrages dans sa portion supérieure, ces ouvrages se trouvent bien en amont de l'aire de répartition historique de l'espèce. Dans le même ordre d'idées, plusieurs réservoirs ont été aménagés dans le bassin versant de la rivière Thames, mais ils sont tous situés à 100 km ou plus en amont des lieux d'occurrence connus de l'épiplasme tricorne dans l'axe principal de la rivière. Une population a été trouvée dans la rivière Middle Thames dans les années 1970 (voir **TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS**), mais il n'y a pas de barrages dans ce bras de la rivière. Toutes les mentions historiques de l'*E. triquetra* dans la rivière Grand correspondent à des spécimens récoltés en aval du barrage-déversoir à Dunnville.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSIFICATIONS

Protection et statuts légaux

L'épioblasme tricorne est inscrit comme espèce en voie de disparition à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada (LEP) et, à ce titre, il est actuellement illégal de tuer, blesser, harceler, capturer ou enlever des individus de cette espèce. La Loi prévoit également la protection de la résidence et de l'habitat essentiel des espèces inscrites, une fois désignés. En outre, l'épioblasme tricorne est désigné en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en voie de disparition* (2007) de l'Ontario, qui est entrée en vigueur le 30 juin 2008. Toutefois, cette nouvelle loi provinciale ne protégera pas son habitat avant le 30 juin 2013 à moins que le gouvernement provincial ne mette en vigueur un règlement visant expressément l'habitat entre-temps. D'ici à ce que les dispositions en matière d'habitat de cette loi entrent en vigueur, la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral constitue la plus importante loi qui protège l'habitat de l'épioblasme tricorne. Selon cette loi, les mollusques, qui comprennent les moules d'eau douce, sont assimilés à des poissons, et leur habitat est donc protégé contre toute détérioration, destruction ou perturbation qui n'est pas autorisée par le ministre des Pêches et des Océans. La *Loi sur les pêches* contient des dispositions concernant la régularisation des débits en fonction des besoins des poissons et de leur passage. En Ontario, la Déclaration de principes provinciale faite en vertu de l'article 3 de la *Loi sur l'aménagement du territoire* interdit toute construction et altération d'un site dans les habitats d'espèces menacées ou en voie de disparition.

Statuts et classifications non prévus par la loi

Le COSEPAC a évalué la situation de l'épioblasme tricorne en mai 2001 et l'avait alors classé dans la catégorie « en voie de disparition » (COSEPAC, 2001). Il l'a réexaminée et a confirmé son statut en novembre 2011. La répartition de l'*E. triquetra* est grandement réduite dans l'ensemble de son aire de répartition, et la plupart des populations sont maintenant petites et géographiquement isolées l'une de l'autre (NatureServe, 2010). Ce déclin est reflété par les statuts et rangs de conservation subnationaux (S-RANK) qui lui ont été attribués aux États-Unis et en Ontario (figure 8).

Aux États-Unis, l'*E. triquetra* est considéré comme encore présent dans seulement 37 des 99 ruisseaux où il se rencontrait autrefois (Butler, 2007). La situation peut ne pas être aussi alarmante car, dans certains cas, l'absence de mentions récentes peut refléter l'insuffisance des activités d'échantillonnage ou l'absence de relevés récents (Butler, 2007). L'espèce est présumée disparue en Iowa et au Kansas (NatureServe, 2010), et n'a pas été observée dans l'État de New York depuis 1950 (Strayer et Jirka, 1997). Elle figure sur la liste des espèces en voie de disparition en Illinois, en Indiana, au Michigan, au Mississippi, en Ohio, en Pennsylvanie, en Virginie et au Wisconsin et sur la liste des espèces menacées au Minnesota. Un statut particulier ne lui est pas accordé en Alabama. NatureServe lui a attribué la cote G3 (vulnérable) à l'échelle mondiale et, à l'échelle subnationale, la cote S1 (gravement en péril) dans dix États et en Ontario (NatureServe, 2010, figure 8). La American Fisheries Society l'a inscrite sur la liste des espèces menacées en Amérique du Nord (Williams *et al.*, 1993). Le gouvernement des États-Unis lui accordera sous peu une désignation fédérale (Williams, comm. pers., 2010).

Protection et propriété

En Ontario, l'aménagement des zones riveraines est régi par la réglementation sur les plaines d'inondation, appliquée par les offices locaux de protection de la nature. Les terres le long des tronçons des rivières Sydenham et Ausable actuellement occupés par l'*E. triquetra* appartiennent surtout à des propriétaires privés. Il n'y a que deux propriétés publiques le long de la rivière Sydenham : la forêt du canton de Mosa (20,2 ha) et l'aire de conservation de Shetland (6,9 ha) (Dextrase *et al.*, 2003). Le long de la rivière Ausable, de grandes terres publiques sont gérées par l'Office de protection de la nature Ausable-Bayfield dans la gorge Arkona (362 ha) où l'épioblasme tricorne est présent en densités considérées comme étant les plus élevées (Nelson *et al.*, 2003); de petites terres publiques bordent le cours supérieur de la rivière Ausable, notamment l'aire de conservation de Crediton (1,8 acres), la parcelle Dixon (40,5 ha) et le parc Lion près d'Ailsa Craig (environ 4 ha).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Environnement Canada, par le biais du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, a financé la préparation du présent rapport de situation. E.T. Watson, J. Di Maio et J.L. Metcalfe-Smith sont les rédacteurs du premier rapport sur la situation de l'épioblasme tricorne (COSEPAC, 2001). Les rapports de situation du COSEPAC sont considérés comme des documents évolutifs et le COSEPAC en est le seul auteur. À ce titre, les rédacteurs du premier rapport ont renoncé à leurs droits moraux sur ce rapport. Le rapport de mise à jour repose sur l'essentiel du contenu du premier rapport, sauf que le formatage a été amélioré et les nouvelles connaissances et données y ont été incorporées. Le rédacteur remercie Jenny Wu, du Secrétariat du COSEPAC, pour la préparation des cartes de répartition et le calcul de la superficie de la zone d'occurrence et de l'IZO. De nombreux autres organismes de financement ont fourni de l'aide au titre des données ci-présentées. Les experts suivants ont été consultés pour la préparation du rapport.

Jean, Kari. Biologiste de la vie aquatique, Ausable-Bayfield Conservation Authority, 71108, Morrison Line, RR 3, Exeter (Ontario) N0M 1S5. Téléphone : 519-235-2610, poste 244. Télécopieur : 519-235-1963. Courriel : kjean@abca.on.ca

McNichols, Kelly. Technicien en recherche, Département de biologie intégrative, Université de Guelph, Guelph (Ontario) N1G 2W1. Téléphone : 519-824-4120, poste 56008. Télécopieur : 519-767-1656. Courriel : kmcnicho@uoguelph.ca

McConnell, Angela. Service canadien de la faune, Environnement Canada, 4905, rue Dufferin, Downsview (Ontario) M3H 5T4. Téléphone : 416-739-5715. Télécopieur : 416-739-4560. Courriel : angela.mcconnell@ec.gc.ca

Morris, Todd. Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, Ministère des Pêches et des Océans, 867, ch. Lakeshore, Burlington (Ontario) L7R 4A6. Téléphone : 905-336-4734. Télécopieur : 905-336-6437. Courriel : Todd.Morris@dfo-mpo.gc.ca

Nantel, Patrick. Spécialiste de l'évaluation des espèces, Direction de l'intégrité écologique, Parcs Canada. 819-953-4781.

Oldham, Mike. Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 300, rue Water, 2^e étage, North Tower, Peterborough (Ontario) K9J 8M5. Téléphone : 705-755-2159. Télécopieur : 705-755-2168. Courriel : michael.oldham@ontario.ca

SOURCES D'INFORMATION

- ABCA (Ausable-Bayfield Conservation Authority). 1995. Watershed Management Strategy. Préparé par Snell and Cecile Environmental Research, Guelph (Ontario), avec la collaboration de la Ausable-Bayfield Conservation Authority, Exeter (Ontario). 30 p.
- Ausable River Recovery Team. 2005. Recovery strategy for species at risk in the Ausable River: An ecosystem approach, 2005-2010. Ébauche de programme de rétablissement à présenter au Secrétariat de RESCAPE.
- Badra, P.J. 2006a. Status of native and exotic mussels, including the northern riffleshell (*Epioblasma torulosa rangiana*) and rayed bean (*Villosa fabalis*), at the Detroit River International Wildlife Refuge: Sites 1-14. Michigan Natural Features Inventory Report Number MNFI 2006-12. Rapport présenté au Michigan Department of Natural Resources, Nongame Wildlife Fund. Lansing, Michigan. 12 p.
- Badra, P.J. 2006b. Status of native and exotic mussels, including the northern riffleshell (*Epioblasman torulosa rangiana*) and rayed bean (*Villosa fabalis*), at the Detroit River International Wildlife Refuge: Sites 15-36. Michigan Natural Features Inventory Report Number MNFI 2006-23. Rapport présenté au U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Snelling, Minnesota. 15 p.
- Badra, P.J., et R.R. Goforth. 2003. Freshwater mussel surveys of Great Lakes Tributary Rivers in Michigan. Michigan Natural Features Inventory Report number MNFI 2003-15. Rapport présenté au Michigan Department of Environmental Quality, Coastal Zone Management Unit, Lansing, Michigan. 40 p.
- Baker, F.C. 1928. The fresh water mollusca of Wisconsin. Part II: Pelecypoda. Bulletin 70, Wisconsin Geological and Natural History Survey. 495 p.
- Baker, S.M., et D.J. Hornbach. 1997. Acute physiological effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) infestation on two unionid mussels, *Actinonaias ligamentina* and *Amblema plicata*. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 54: 512-519.
- Barnhart, M.C. 1998. Fish hosts and culture of mussel species of special concern. Annual Report: Year 1 of 3 to the Missouri Department of Conservation, Jefferson City, Missouri. 23 p.
- Barnhart, M.C. 2008. UnioGallery. Site Web : <http://unionid.missouristate.edu/gallery/Epioblasma/default.htm> [consulté le 17 mai 2011].
- Barnhart, M.C., W.R. Haag et W.N. Roston. 2008. Adaptations to host infection and larval parasitism in Unionoida. Journal of the North American Benthological Society 27(2): 370-394.
- Bogan, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): A search for causes. American Zoologist 33: 599-609.

- Bogan, A.E. 1997. A resolution of the nomenclatural confusion surrounding *Plagiola Rafinesque*, *Epioblasma Rafinesque*, and *Dysnomia Agassiz* (Mollusca: Bivalvia: Unionidae). *Malacological Review* 30: 77-86.
- Bogan, A.E. 1998. Freshwater molluscan conservation in North America: Problems and practices. *Journal of Conchology Special Publication No. 2*: 23-230.
- Brim-Box, J.M., et J. Mossa. 1999. Sediment, land use, and freshwater mussels: prospects and problems. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 99-117.
- Buchanan, A.C. 1980. Mussels (naiades) of the Meramec River basin. Missouri. Aquatic Series No. 17, Missouri Department of Conservation, Jefferson City, Missouri. 68 p.
- Burky, A.J. 1983. Physiological ecology of freshwater bivalves, p. 281-327, *in* W.D. Russell-Hunter (éd.). *The Mollusca*, Volume 6. Ecology. Academic Press, Orlando, Floride.
- Butler, R.S. 2007. Status assessment report for the Snuffbox, *Epioblasma triquetra*, a freshwater mussel occurring in the Mississippi and Great Lakes Basins. Rapport préparé pour la Ohio River Valley Ecosystem Team, Mollusk Subgroup, U.S. Fish and Wildlife Service, Asheville, Caroline du Nord. 90 p.
- Churchill, E.P., et S.I. Lewis. 1924. Food and feeding in fresh-water mussels. *Bulletin of the United States Bureau of Fisheries* 34: 439-471.
- Clarke, A.H. 1973. On the distribution of Unionidae in the Sydenham River, southern Ontario, Canada. *Malacological Review* 6: 63-64.
- Clarke, A.H. 1981. Les Mollusques d'eau douce du Canada. Musée national des sciences naturelles/Musées nationaux du Canada, Ottawa. 447 p.
- Clarke, A.H. 1992. Ontario's Sydenham River, an important refugium for native freshwater mussels against competition from the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Malacology Data Net* 3: 43-55.
- Coker, R.E., A.F. Shira, H.W. Clark et A.D. Howard. 1921. Natural history and propagation of fresh-water mussels. *Bulletin of the United States Bureau of Fisheries* 37: 75-182.
- Convey, L.E., J.M. Hanson et W.C. MacKay. 1989. Size-selective predation on unionid clams by muskrats. *Journal of Wildlife Management* 53: 654-657.
- COSEPAC. 2001. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 57 p. (www.registrelep.gc.ca/status/status_f.cfm).
- COSEPAC. 2009. Lignes directrices pour reconnaître les unités désignables. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Site Web : http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct2/sct2_5_f.cfm [consulté le 28 juin 2011].

- COSEPAC. 2010a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme ventrue (*Epioblasma torulosa rangiana*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 46 p. (www.registrelep.gc.ca/status/status_f.cfm).
- COSEPAC. 2010b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la villeuse haricot (*Villosa fabalis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 46 p. (www.registrelep.gc.ca/status/status_f.cfm).
- COSEPAC. 2010c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la lampsile fasciolée (*Lampsilis fasciola*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 72 p. (www.registrelep.gc.ca/status/status_f.cfm).
- Crail, T.D., R.A. Krebs et D.T. Zanatta. 2011. Unionid mussels from nearshore zones of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* 37: 199-202.
- Cummings, K.S., et C.A. Mayer. 1992. Field Guide to the Freshwater Mussels of the Midwest. Illinois Natural History Survey Manual 5. 194 p.
- Dennis, S.D. 1984. Distributional analysis of the freshwater mussel fauna of the Tennessee River system, with special reference to possible limiting effects of siltation. Thèse de doctorat, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginie. 245 p.
- Dennis, S.D. 1987. An unexpected decline in populations of the freshwater mussel, *Dysnomia* (= *Epioblasma*) *capsaeformis*, in the Clinch River of Virginia and Tennessee. *Virginia Journal of Science* 38: 281-288.
- DERM (Department of Energy and Resources Management). 1965. Sydenham Valley Conservation Report. Ministère de l'Énergie et de la Gestion des ressources de l'Ontario. Toronto (Ontario). 55 p.
- Detweiler, J.D. 1918. The pearly fresh-water mussels of Ontario. Contributions to Canadian Biology, Supplement to the 7th Annual Report, Fisheries Branch, Department of Naval Service: 75-91.
- Dextrase, A., S.K. Staton et J.L. Metcalfe-Smith. 2003. Programme national de rétablissement pour les espèces en péril de la rivière Sydenham : une approche écosystémique. Plan national n° 25. Rétablissement des espèces canadiennes en péril (RESCAPÉ), Ottawa (Ontario). 78 p.
- DQE (Direction de la qualité des eaux). 1989. The application of an interdisciplinary approach to the selection of potential water quality sampling sites in the Rivière Thames basin. Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, Environnement Canada. 122 p.
- Ellis, M.M., et M.D. Ellis. 1926. Growth and transformation of parasitic glochidia in physiological nutrient solutions. *Science* 64: 579-580.

- Fuller, S.L.H. 1974. Clams and mussels (Mollusca: Bivalvia), p. 215-273, *in* C.W. Hart, Jr., et S.L.H. Fuller (éd.). *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press, New York.
- Galbraith, H., C. Wilson et D.T. Zanatta. 2010. Report to Fisheries and Ocean Canada: 2009 activities for unionid landscape genetics project. Pêches et Océans Canada, Burlington (Ontario). 17 p.
- Gillis, P.L., comm. pers. 2008, discussion dans le cadre de la réunion de l'Équipe de rétablissement des moules d'eau douce de l'Ontario tenue au Centre canadien des eaux intérieures (à laquelle participait D.T. Zanatta) en novembre 2008. Chercheur scientifique, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
- Gillis, P.L., R.J. Mitchell, A.N. Schwalb, K.A. McNichols, G.L. Mackie, C.M. Wood et J.D. Ackerman. 2008. Sensitivity of the glochidia (larvae) of freshwater mussels to copper: Assessing the effect of water hardness and dissolved organic carbon on the sensitivity of endangered species. *Aquatic Toxicology* 88: 137-145.
- Gordon, M.E., et J.B. Layzer. 1989. Mussels (Bivalvia: Unionoidea) of the Cumberland River: Review of life histories and ecological relationships. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Biological Report 89(15): 99 p.
- Goudreau, S.E., R.J. Neves et R.J. Sheehan. 1993. Effects of wastewater treatment plant effluents on freshwater mollusks in the upper Clinch River, Virginia, United States. *Hydrobiologia* 252(3): 211-230.
- Graf, D.L., et K.S. Cummings. 2007. Review of the systematics and global diversity of freshwater mussel species (Bivalvia: Unionoidea). *Journal of Molluscan Studies* 73: 291-314.
- GRCA (Grand River Conservation Authority). 1997. State of the Grand River watershed: focus on watershed issues 1996-1997. Grand River Conservation Authority, 400 Clyde Road, Cambridge (Ontario). 36 p.
- GRCA (Grand River Conservation Authority). 1998. State of the watershed report: background report on the health of the Grand River watershed, 1996-97. Grand River Conservation Authority, 400 Clyde Road, Cambridge (Ontario).
- GRCA (Grand River Conservation Authority). 2010. Site Web : <http://www.grandriver.ca/index/document.cfm?Sec=74&Sub1=3&Sub2=0>. [consulté le 20 janvier 2011].
- Haag, W.R., D.J. Berg, D.W. Garton et J.L. Ferris. 1993. Reduced survival and fitness in native bivalves in response to fouling by the introduced zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in western Lake Erie. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 50: 13-19.
- Hanson, J.M., W.C. MacKay et E.E. Prepas. 1989. Effect of size-selective predation by muskrats (*Ondatra zebithicus*) on a population of unionid clams (*Anodonta grandis simpsoniana*). *Journal of Animal Ecology* 58: 15-28.

- Havlik, M.E., et L.L. Marking. 1987. Effects of contaminants on naiad molluscs (Unionidae): A review. U.S. Fish and Wildlife Service, Resource Publication 164. 20 p.
- Hebert, P.N.D., B.W. Muncaster et G.L. Mackie. 1989. Ecological and genetic studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): A new mollusc in the Great Lakes. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 46: 1587-1591.
- Hillegass, K.R., et M.C. Hove. 1997. Suitable fish hosts for glochidia of three freshwater mussels: Strange Floater, Ellipse, and Snuffbox. *Triannual Unionid Report* 13: 24.
- Hoggarth, M.A. 1993. Glochidial functional morphology and rarity in the Unionidae, p. 76-80, in K.S. Cummings, A.C. Buchanan, and L.M. Koch (éd.). *Conservation and Management of Freshwater Mussels, Proceedings of the Upper Mississippi River Conservation Committee Symposium*, St. Louis, Missouri. Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois.
- Howard, A.D. 1922. Experiments in the culture of fresh-water mussels. *Bulletin of the United States Bureau of Fisheries* 38: 63-90.
- Huebner, J.D., et K.S. Pynnönen. 1992. Viability of glochidia of *Anodonta* exposed to low pH and selected metals. *Revue canadienne de zoologie* 70(12): 2348-2355.
- Isom, B.G., et R.G. Hudson. 1982. In vitro culture of parasitic freshwater mussel glochidia. *The Nautilus* 96:147-151.
- IUCN. 2011. Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria, version 9.0, préparé par le Standards and Petitions Subcommittee en septembre 2011, disponible à l'adresse www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf (en anglais seulement).
- Johnson, R.I. 1978. Systematics and zoogeography of *Plagiola* (= *Dysnomia* = *Epioblasma*), an almost extinct genus of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) from middle North America. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology, Harvard University, Cambridge, Massachusetts* 148: 239-321.
- Jokela, J., et P. Mutikainen. 1995. Effect of size-dependent muskrat (*Ondatra zibethica*) predation on the spatial distribution of a freshwater clam, *Anodonta piscinalis* Nilsson (Unionidae, Bivalvia). *Revue canadienne de zoologie* 73:1085-1094.
- Kat, P.W. 1983. Sexual selection and simultaneous hermaphroditism among the Unionidae (Bivalvia: Unionidae). *Journal of Zoology London* 201: 395-416.
- Kat, P.W. 1984. Parasitism and the Unionacea (Bivalvia). *Biological Review* 59: 189-207.
- Keller, A.E., et S.G. Zam. 1990. Simplification of in vitro culture techniques for freshwater mussels. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9(10): 1291-1296.
- Kidd, B.T. 1973. Unionidae of the Grand River drainage, Ontario, Canada. Thèse de maîtrise, Carleton University, Ottawa (Ontario). 172 p.

- Layzer, J.B., M.E. Gordon et 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.
- Lefevre, G., et W.C. Curtis. 1910. Reproduction and parasitism in the Unionidae. *Journal of Experimental Zoology* 9: 79-115.
- Lydeard, C., et K.J. Roe. 1998. Phylogenetic systematics: The missing ingredient in the conservation of freshwater unionid bivalves. *Fisheries* 23: 16-17.
- Mackie, G., T.J. Morris et D. Ming. 2008. Protocol for the detection and relocation of freshwater mussel species at risk in Ontario-Great Lakes Area (OGLA). Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 2790: vi + 50 p.
- Mackie, G.L., et J.M. Topping. 1988. Historical changes in the unionid fauna of the Rivière Sydenham watershed and downstream changes in shell morphometrics of three common species. *Canadian Field-Naturalist* 102: 617-626.
- Mackie, G.L., D. Zanatta, J.L. Metcalfe-Smith, J. Di Maio et S.K. Staton. 2000. Toward developing strategies for re-habilitating/re-establishing Unionidae populations in southwestern Ontario. Final Report to the Endangered Species Recovery Fund. 136 p.
- Martel, A.L., J.-M. Gagnon, M. Gosselin, A. Paquet et I. Picard. 2007. Liste des noms français révisés et des nom latins et anglais à jour des moules du Canada (Bivalvia; Familles : Margaritiféridés, Unionidés). *Le Naturaliste Canadien* 131: 79-84.
- McGoldrick, D.J., comm. pers. 2009. Correspondance par courriel avec D.T. Zanatta, janvier 2009, biologiste chercheur, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
- McGoldrick, D.J., J.L. Metcalfe-Smith, M.T. Arts, D.W. Schloesser, T.J. Newton, G.L. Mackie, E.M. Monroe, J. Biberhofer et K. Johnson. 2009. Characteristics of a refuge for native freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in Lake St. Clair. *Journal of Great Lakes Research* 35: 137-146.
- McMahon, R.F. 1991. Mollusca: Bivalvia, p. 315-399, *in* J.H. Thorp and A.P. Covich (éd.). *Biology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, San Diego, California.
- McNichols, K.A., comm. pers. 2010. Correspondance par courriel avec D.T. Zanatta, mars 2010, technicien en recherche, University of Guelph, Department of Integrative Biology, Guelph (Ontario).
- McNichols, K.A., et G.L. Mackie. 2002. Fish host determination of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario, Canada. Rapport final d'une étude financée par le Fonds de rétablissement des espèces en péril en 2002. 20 p.
- McNichols, K.A., et G.L. Mackie. 2003. Fish host determination of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario, Canada. Rapport final d'une étude financée par le Fonds de rétablissement des espèces en péril en 2003. 26 p.

- McNichols, K.A., G.L. Mackie et J.D. Ackerman. 2004. Fish host determination of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario, Canada. Rapport final d'une étude financée par le Fonds de rétablissement des espèces en péril en 2004. 25 p.
- Metcalfe-Smith, J.L., J. Di Maio, S.K. Staton et S.R. De Solla. 2003. Status of the freshwater mussel communities of the Sydenham River, Ontario, Canada. *American Midland Naturalist* 150: 37-50.
- Metcalfe-Smith, J.L., G.L. Mackie, J. Di Maio et S.K. Staton. 2000. Changes over time in the diversity and distribution of freshwater mussels (Unionidae) in the Grand River, southwestern Ontario. *Journal of Great Lakes Research*. 26(4): 445-459.
- Metcalfe-Smith, J.L., D.J. McGoldrick, D.T. Zanatta et L.C. Grapentine. 2007. Development of a monitoring program for tracking the recovery of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario. Environnement Canada, WSTD Contribution No. 07-510.
- Metcalfe-Smith, J.L., S.K. Staton, G.L. Mackie et N.M. Lane. 1998a. Changes in the biodiversity of freshwater mussels in the Canadian waters of the lower Great Lakes drainage basin over the past 140 years. *Journal of Great Lakes Research* 24: 845-858.
- Metcalfe-Smith, J.L., S.K. Staton, G.L. Mackie et N.M. Lane. 1998b. Selection of candidate species of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) to be considered for national status designation by COSEWIC. *Canadian Field-Naturalist* 112: 425-440.
- Metcalfe-Smith, J.L., S.K. Staton, G.L. Mackie et I.M. Scott. 1999. Range, population stability and environmental requirements of rare species of freshwater mussels in southern Ontario. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario), NWRI Contribution No. 99-058.
- Metcalfe-Smith, J.L., S.K. Staton, G.L. Mackie et E.L. West. 1998c. Assessment of the current status of rare species of freshwater mussels in southern Ontario. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario), NWRI Contribution No. 98-019.
- Miller, A.C., et B.S. Payne. 1998. Effects of disturbances on large-river mussel assemblages. *Regulated Rivers: Research and Management* 14: 179-190.
- Morris, T.J., et M. Burrige. 2006. Programme de rétablissement pour la dysnomie ventrue jaune, l'épioblasme tricolore, le pleurobème écarlate, la mulette du *Necturus* et la villeuse haricot au Canada. Série de programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa, viii + 76 p.
- Morris, T.J., et A. Edwards. 2007. Freshwater mussel communities in the Thames River, Ontario: 2004-05. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2810: v + 30 p.

- Nalepa, T.F., D.J. Hartson, G.W. Gostenik, D.L. Fanslow et G.A. Lang. 1996. Changes in the freshwater mussel community of Lake St.Clair: From Unionidae to *Dreissena polymorpha* in eight years. *Journal of Great Lakes Research* 22: 354-369.
- NatureServe. 2010. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life. Version NatureServe, Arlington, Virginie. Site Web : <http://www.natureserve.org/explorer> [consulté le 28 juin 2010].
- Nelson, M., M. Veliz, S. Staton et E. Dolmage. 2003. Towards a recovery strategy for species at risk in the Ausable River: Synthesis of background information. Préparé pour l'Équipe de rétablissement de la rivière Ausable. Ausable-Bayfield Conservation Authority. 104 p.
- Neves, R.J. 1993. A state-of-the-unionids address, p. 1-10, *in* K.S. Cummings, A.C. Buchanan et L.M. Koch (éd.). *Conservation and Management of Freshwater Mussels*, Proceedings of the Upper Mississippi River Conservation Committee Symposium, St. Louis, Missouri. Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois.
- Neves, R.J., A.E. Bogan, J.D. Williams, S.A. Ahlstedt et P.W. Hartfield. 1997. Status of aquatic mollusks in the southeastern United States: A downward spiral of diversity, p. 43-86, *in* G.W. Benz et D.E. Collins (éd.). *Aquatic Fauna in Peril: The Southeastern Perspective*. Special Publication 1, Southeast Aquatic Research Institute Lenz Design and Communications, Decatur, Georgie.
- Neves, R.J., et M.C. Odum. 1989. Muskrat predation on endangered freshwater mussels in Virginia. *Journal of Wildlife Management* 53: 934-941.
- Nichols, S.J., et J. Amberg. 1999. Co-existence of zebra mussels and freshwater unionids: Population dynamics of *Leptodea fragilis* in a coastal wetland infested with zebra mussels. *Revue canadienne de zoologie* 77: 423-432.
- Nichols, S.J., et D. Garling. 1999. Determining food resources and trophic level status on Unionidae: Will using only carbon and nitrogen stable isotope ratios provide sufficient information? The First Symposium of the Freshwater Mollusk Conservation Society, Résumé à la p. 82 du programme de la conférence.
- NNMCC (National Native Mussel Conservation Committee). 1998. National strategy for the conservation of native freshwater mussels. *Journal of Shellfish Research* 17: 1419-1428.
- Oesch, R.D. 1984. *Missouri Naiades. A Guide to the Mussels of Missouri*. Missouri Department of Conservation, Jefferson City, Missouri. 270 p.
- Ortmann, A.E. 1919. A monograph of the naiades of Pennsylvania. Part III: Systematic account of the genera and species. *Memoirs of the Carnegie Museum* Volume 8: 384 p.
- Osmond, D.S. 1969. Biological survey of the Sydenham River watershed (Lake St.Clair drainage), 1967. Commission des ressources en eau de l'Ontario. 30 p.

- Parmalee, P.W., et A.E. Bogan. 1998. The Freshwater Mussels of Tennessee. The University of Tennessee Press, Knoxville, Tennessee. 384 p.
- Peacock, E., W.R. Haag et L. Melvin. 2005. Prehistoric decline in freshwater mussels coincident with the advent of maize agriculture. *Conservation Biology* 19: 547-551.
- Poos, M.S., A.J. Dextrase, A.N. Schwalb et J.D. Ackerman. 2010. Secondary invasion of the round goby into high diversity Great Lakes tributaries and species at risk hotspots: potential new concerns for endangered freshwater species. *Biological Invasions* 12(5): 1269-1284.
- Poos, M.S., N.E. Mandrak et R.L. McLaughlin. 2007. The effectiveness of two common sampling methods for assessing imperilled freshwater fishes. *Journal of Fish Biology* 70(3): 691-708.
- Ricciardi, A., R.J. Neves et J.B. Rasmussen. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology* 67: 613-619.
- Richter, B.D., D.P. Braun, M.A. Mendelson et L.L. Master. 1997. Threats to imperilled freshwater fauna. *Conservation Biology* 11: 1081-1093.
- Schloesser, D.W., W.P. Kovalak, G.D. Longton, K.L. Ohnesorg et R.D. Smithee. 1998. Impact of Zebra and Quagga Mussels (*Dreissena* spp.) on freshwater unionids (Bivalvia: Unionidae) in the Detroit River of the Great Lakes. *American Midland Naturalist* 140: 299-313.
- Schloesser, D.W., et E.C. Masteller. 1999. Mortality of unionid bivalves (Mollusca) associated with dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *D. bugensis*) in Presque Isle Bay, Lake Erie. *Northeastern Naturalist* 6: 341-352.
- Schloesser, D.W., J.L. Metcalfe-Smith, W.P. Kovalak, G.D. Longton et R.D. Smithee. 2006. Extirpation of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) following the invasion of dreissenid mussels in an interconnecting river of the Laurentian Great Lakes. *American Midland Naturalist* 155(2): 307-320.
- Schloesser, D.W., et T.F. Nalepa. 1994. Dramatic decline of unionid bivalves in offshore waters of western Lake Erie after infestation by the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 51: 2234-2242.
- Schloesser, D.W., T.F. Nalepa et G.L. Mackie. 1996. Zebra mussel infestation of unionid Bivalves (Unionidae) in North America. *American Zoologist* 36: 300-310.
- Schloesser, D.W., R.D. Smithee, G.D. Longton et W.P. Kovalak. 1997. Zebra mussel induced mortality of unionids in firm substrata of western Lake Erie and a habitat for survival. *American Malacological Bulletin* 14: 67-74.

- Schwalb, A.N., M.S. Poos et J.D. Ackerman. 2011. Movement of Logperch – the obligate host fish for endangered Snuffbox mussels: implications for mussel dispersal. *Aquatic Sciences* 73: 223-231.
- Sherman, R.A. 1994. Life history information critical to the management of the state endangered Snuffbox Mussel, *Epioblasma triquetra* (Bivalvia: Unionidae) in Michigan. Thèse de maîtrise, School of Natural Resources and the Environment, University of Michigan, Ann Arbor, Michigan. 40 p.
- Simpson, C.T. 1914. A descriptive catalogue of the naiades, or pearly fresh-water mussels. Bryant Walker, Detroit, Michigan, 3 volumes. 1 540 p.
- Staton, S.K., A. Dextrase, J.L. Metcalfe-Smith, J. Parish, B. Kilgour et E. Holm. 2003. Status and trends of Ontario's Sydenham River ecosystem in relation to aquatic species at risk. *Environmental Monitoring and Assessment* 88(1-3): 283-310.
- Strayer, D.L., comm. pers. 1996. Correspondance par courriel avec J.L. Metcalfe-Smith, juillet 1996, chercheur scientifique, Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Strayer, D.L. 1999. Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 74-98.
- Strayer, D.L., et A.R. Fetterman. 1999. Changes in the distribution of freshwater mussels (Unionidae) in the Upper Susquehanna River basin, 1955-1965 to 1996-1997. *American Midland Naturalist* 142: 328-339.
- Strayer, D.L., et K.J. Jirka. 1997. The pearly mussels of New York State. *Memoirs of the New York State Museum* 26: 113 p. + 27 plates.
- Équipe de rétablissement de la rivière Thames. 2004. Recovery strategy for the Thames River Aquatic Ecosystem: 2005-2010. Ébauche, décembre 2004. À présenter au Secrétariat de RESCAPE. 159 p.
- Trdan, R.J., et W.R. Hoeh. 1993. Relocation of two state-listed freshwater mussel species (*Epioblasma torulosa rangiana* and *Epioblasma triquetra*) in Michigan, p. 100, in K.S. Cummings, A.C. Buchanan et L.M. Koch (éd.). *Conservation and Management of Freshwater Mussels*, Proceedings of the Upper Mississippi River Conservation Committee Symposium, St. Louis, Missouri. Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois.
- UICN. 2001. Catégories et critères de l'UICN pour la Liste Rouge : version 3.1. Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN, UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni. ii + 32 p.
- Upper Thames River Conservation Authority. 2004. The Thames River Watershed Synthesis Report. Site Web : http://www.thamesriver.on.ca/Species_at_Risk/synthesis_report/Thames_River_Synthesis_report.pdf [consulté le 28 juin 2011].

- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 1994. Clubshell (*Pleurobema clava*) and Northern Riffleshell (*Epioblasma torulosa rangiana*) recovery plan. U.S. Fish and Wildlife Service, Region Five, Hadley, Massachusetts. 68 p.
- Valenti, T.W., D.S. Cherry, R.J. Currie, R.J. Neves, J.W. Jones, R. Mair et C.M. Kane. 2006. Chlorine toxicity to early life stages of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 2512-2518.
- van der Schalie, H. 1938. The naiad fauna of the Huron River, in southeastern Michigan. Miscellaneous Publication No. 40, Museum of Zoology, University of Michigan, Ann Arbor, Michigan. 83 p. + 27 planches.
- van der Schalie, H. 1970. Hermaphroditism among North American freshwater mussels. *Malacologia* 10: 93-112.
- Veliz, M., et J. Sadler Richards. 2005. Enclosing surface drains: What's the story? *Journal of Soil and Water Conservation* 60: 70-73.
- Virginia DCR (Virginia Department of Conservation and Recreation). 2000. Status report on the Snuffbox, *Epioblasma triquetra*. VDCR, Division of Natural Heritage, Richmond, Virginia. 8 p.
- Virginia Department of Game and Inland Fisheries. 1999. The Virginia Fish and Wildlife Information Service. Site Web : http://151.199.74.222/scripts/oicgi.exe/inet_xlate [date de consultation non indiquée dans le rapport original].
- Watters, G.T. 1994. North American freshwater mussels, Part II: Identification, collection, and the art of zen malacology. *American Conchologist* 22: 11-13.
- West, E.L., J.L. Metcalfe-Smith et S.K. Staton. 2000. Status of the Rayed Bean, *Villosa fabalis* (Bivalvia: Unionidae), in Ontario and Canada. *Canadian Field-Naturalist* 114(2): 248-258.
- Williams, L.L., comm. pers. 2010. Correspondance par courriel avec D.T. Zanatta, mars 2010, biologiste, U.S. Fish and Wildlife Service, East Lansing, Michigan.
- Williams, J.D., M.L. Warren, Jr., K.S. Cummings, J.L. Harris et R.J. Neves. 1993. Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada. *Fisheries* 18: 6-22.
- Woolnough, D.A. 2002. Determination of fish hosts and life history of endangered freshwater mussels of the Sydenham River, Ontario, Canada. Thèse de maîtrise, Université de Guelph, Guelph (Ontario). 128 p.
- Woolnough, D.A., J.A. Downing et T.J. Newton. 2009. Fish movement and habitat use depends on water body size and shape. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 83-91.
- Yeager, B.L., et C.F. Saylor. 1995. Fish hosts for four species of freshwater mussels (Pelecypoda: Unionidae) in the Upper Tennessee River Drainage. *American Midland Naturalist* 133: 1-6.

- Zanatta, D.T., G.L. Mackie, J.L. Metcalfe-Smith et D.A. Woolnough. 2002. A refuge for native freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) from impacts of the exotic zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Lake St.Clair. *Journal of Great Lakes Research* 28(3): 479-489.
- Zanatta, D.T., et R.W. Murphy. 2006. The evolution of active host-attraction strategies in the freshwater mussel tribe Lampsilini (Bivalvia: Unionidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 41: 195-208.
- Zanatta, D.T., et R.W. Murphy. 2008. The phylogeographic and management implications of genetic population structure in the imperiled snuffbox mussel, *Epioblasma triquetra* (Bivalvia: Unionidae). *Biological Journal of the Linnean Society* 93: 371-384.
- Zanatta, D.T., et C.C. Wilson. 2011. Testing congruency of geographic and genetic population structure for a freshwater mussel (Bivalvia: Unionoida) and its host fish. *Biological Journal of the Linnean Society* 102: 669-685.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Professeur adjoint au département de biologie de la Central Michigan University, David Zanatta étudie les moules de la famille des Unionidés depuis dix ans. Il détient un baccalauréat ès sciences (avec spécialisation en biologie) de l'Université Laurentienne (1998); une maîtrise ès sciences en zoologie de l'Université de Guelph (2000); et un doctorat de l'Université de Toronto (2007), où il a étudié l'évolution et la génétique des populations des Lampsiliniés. Il a reçu une bourse de recherche postdoctorale du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (CRSNG), à l'Université Trent, en 2008, avant d'accepter un poste comme professeur à la Central Michigan University. Il est l'auteur ou le coauteur de nombreux articles, évalués par des pairs, sur la biologie des moules d'eau douce, dont des articles sur la phylogéographie de l'épioblasme tricorne et de ses poissons-hôtes. Il a corédigé plusieurs rapports de situation du COSEPAC sur des espèces de moules d'eau douce du Canada et siège au Sous-comité de spécialistes des mollusques du COSEPAC. Il est également membre des équipes de rétablissement des rivières Thames, Sydenham et Ausable et de l'équipe de rétablissement des moules d'eau douce de l'Ontario.

COLLECTIONS EXAMINÉES

La description suivante de la création de la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs (Lower Great Lakes Unionid Database) est adaptée de COSEPAC (2001).

En 1996, toutes les données récentes et historiques disponibles sur les occurrences de moules d'eau douce dans le réseau hydrographique des Grands Lacs inférieurs ont été compilées dans une base de données informatisée associée à un SIG, soit la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs. Cette base de données est hébergée par le Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques du MPO à Burlington (Ontario). Les données proviennent de publications scientifiques primaires, de musées d'histoire naturelle, d'organismes fédéraux, provinciaux et municipaux (ainsi que certains organismes américains), d'offices de protection de la nature, de plans d'assainissement de secteurs préoccupants des Grands Lacs, de thèses et mémoires universitaires et de cabinets d'experts-conseils en environnement. Les collections de moules de six musées d'histoire naturelle de la région des Grands Lacs (Musée canadien de la nature, Ohio State University Museum of Zoology, Musée royal de l'Ontario, University of Michigan Museum of Zoology, Rochester Museum and Science Center et Buffalo Museum of Science) ont fourni plus des deux tiers des données d'origine. Janice Metcalfe-Smith a examiné les collections du Musée royal de l'Ontario, de l'University of Michigan Museum of Zoology et du Buffalo Museum of Science, ainsi que les collections plus modestes du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. On continue de mettre la base de données à jour en lui ajoutant de nouvelles données de terrain : elle contient maintenant quelque 8 200 mentions d'Unionidés dans les lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire et leurs réseaux hydrographiques, ainsi que dans plusieurs des principaux tributaires du sud du lac Huron. La majorité des mentions dans la base de données proviennent d'échantillonnages sur le terrain faits par le MPO, Environnement Canada, des organismes provinciaux, des universités et des offices de protection de la nature. Les renseignements sur les populations de l'épioblasme tricorne au Canada présentés dans le présent rapport proviennent en grande partie de cette base de données.

Les rédacteurs ont eux-mêmes vérifié des spécimens vivants de toutes les populations décrites dans les premier et présent rapport de situation.

Annexe 1. Répartition historique (1885-1985) de l'*Epioblasma triquetra* au Canada, d'après les mentions d'occurrence versées dans la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs. F = coquilles fraîches, V = vieilles coquilles (voir le texte pour la définition). Pour les mentions non accompagnées de renseignements sur le nombre de spécimens récoltés et sur l'état des spécimens récoltés (vivants ou morts), les cinq dernières colonnes sont laissées en blanc.

Daet	Plan d'eau	Centre urbain le plus proche	Localisation du site	Latitude	Longitude	Récolteur(s)	Source des données ^b	Numéro de référence dans la base de données	Numéro de catalogue du musée	F (entières)	F (valves)	V (entières)	V (valves)
18850000	Lac Érié	Port Colborne		42.879	-79.254	Macoun, J.	CMN	8	002411	2			
18940000	Lac Érié	Rondeau		42.292	-81.840	Macoun, J.	MZUM	MZUM105	UM67157				
18940000	Lac Érié	Rondeau		42.300	-81.917	Macoun, J.	CMN	24	002504	5			
18940000	Rivière Thames	Chatham		42.407	-82.183	Macoun, J.	CMN	25	002502	1			
19060000	Rivière Niagara	Buffalo		42.917	-78.900	Letson, E.J.	BMS	BMS41	M365A-1				
19260500	Rivière Ausable	Arkona	En aval du pont de la rivière Ausable à Hungry Hollow, 2,5 mi à l'est d'Arkona	43.067	-81.783	Kurina, J.F.	CMN		031093				1
19340000?	Lac Érié	Île Pelée	Fossé sur l'île Pelée	41.774	-82.631	Walker, B.	MZUM	MZUM42	UM91331				
19340624	Lac Érié	Parc prov. Rondeau	Baie enclavée	42.313	-81.896	Oughton, J.P., et E.M. Walker	ROM	ROM35	UM186264				
19350000?	Lac Érié	Baie Rondeau	Embouchure du havre	42.261	-81.908	Goodrich, C.	MZUM	MZUM92	UM91349				
19350000?	Lac Érié	Port Rowan		42.622	-80.432	Goodrich, C.	MZUM	MZUM91	UM91344				
19350000?	Lac Érié	Port Colbourne		42.875	-70.242	Goodrich, C.	MZUM	MZUM101	UM91338				
19350628	Rivière Thames	Thamesville	5 mi au nord-est de Thamesville	42.583	-81.889	Oughton, J.P.	ROM	ROM116	M3477	1			
19351103	Rivière Grand	Byng		42.894	-79.621	Blakeslee, C.L., et coll.	RMSC	RMSC6	50/N.1.				
19500819	Rivière Ausable	Arkona	Hungry Hollow	43.085	-81.815	Reimann, I.G.	MZUM	MZUM100	UM178600				
19560827	Lac Érié	Long Point	Pointe du ruisseau Sawlog	42.567	-80.250	Bousfield, E.L.	CMN	499	093054				1
19600706	Lac Érié	Île Pelée	Baie South	41.736	-82.653	Classe de zoologie de terrain de David H. Stansbery, OSU	OSUM	1960:0074	9483	1			
19610812	Lac Érié	Havre de Rondeau	Plage Erieau, près du rivage	42.267	-81.933	Herrington, H.B.	CMN	83	015129				1
19630619	Lac Érié	Plage Low Banks		42.874	-79.453	David H. Stansbery, Carol B. Stein	OSUM	1963:0063	10986				

Daet	Plan d'eau	Centre urbain le plus proche	Localisation du site	Latitude	Longitude	Récolteur(s)	Source des données ^b	Numéro de référence dans la base de données	Numéro de catalogue du musée	F (entières)	F (valves)	V (entières)	V (valves)
19630802	Lac Érié	St. Williams	1,1 mi au sud-est de St. Williams, station HDA 544	42.617	-80.400	Athearn, H.D.	CMN	246	048172			3	1
19630804	Rivière Sydenham	Shetland	1,8 mi au nord-est de Shetland	42.717	-81.951	Athearn, H.D.	ATH-2	c52		1			
19650815	Rivière Sydenham	Florence	Limite sud de la ville, au pont de la route de comté 1	42.650	-82.010	Stein, C.B., Joanne E. Stillwell	OSUM	1965:0105	19211	4			
19661029	Rivière Grand	Port Maitland	Décharge de la rivière Grand, station G-55	42.857	-79.578	Oughton, J.G.	CMN	373	070996				1
19670711	Lac Érié	Île East Sister		41.815	-82.857	John M. Condit, Jane L. Forsyth	OSUM	1967:0056	18668		1		
19670813	Rivière Sydenham	Shetland	2,9 km au nord-est de Shetland	42.717	-81.951	Athearn, H.D. et M.A. Athearn	ATH-92	ATH1					
19670816	Lac Érié	Île Pelée	Plage à l'extrémité sud de l'île	41.721	-82.670	Jane L. Forsyth	OSUM	1967:0090	20617				
19730825	Rivière Sydenham	Florence	En amont de la route de comté 1 à Florence, 9,7 mi au nord-est de Dresden	42.650	-82.010	Stein, C.B.	CBS	1973:57		1			
19730826	Rivière Sydenham	Dawn Mills	Pont à Dawn Mills	42.589	-82.126	Stein, C.B.	CBS	1973:66		1			
19780703	Lac Érié	Île Pelée	Extrémité sud (Fish Point), [19 mi au nord de Sandusky]	41.721	-82.671	Barry D. Valentine	OSUM	1978:0444	46026				
19780713	Lac Érié	Île Pelée	Extrémité sud (Fish Point), [19 mi au nord de Sandusky]	41.722	-82.671	Barry D. Valentine	OSUM	1978:0445	46111				
19820710	Lac Érié	Embouchure du ruisseau Big Malden Centre	2,1 mi au sud-ouest de Big Malden Centre [19,6 mi au sud de Windsor]	42.033	-83.053	Thomas M. Freitag	OSUM	1982:0347	53192				
19830502	Lac Sainte-Claire		Décharge de la rivière Ruscom	42.333	-82.625	Griffiths, R. W.	GRIF-87	G157		1			
19850800	Rivière Sydenham	Florence	Immédiatement à l'ouest de Florence, station K#K-36	42.650	-82.011	Mackie, G.	CMN	K36	092765				1

^aLa mention « 00 » est utilisée en l'absence d'informations sur le mois ou le jour de l'observation.

^bCMN = Musée canadien de la nature; MZUM = Museum of Zoology, University of Michigan; BMS = Buffalo Museum of Science; ROM = Musée royal de l'Ontario; RMSC = Rochester Museum and Science Center; OSUM = Ohio State University Museum of Biological Diversity; ATH = H.D. Athearn, Museum of Fluvial Mollusks, Cleveland, Tennessee (Emeritus, Tennessee Academy of Science), données personnelles; CBS = Carol B. Stein, Johnstown, Ohio (OSUM, à la retraite), données personnelles; GRIF = R.W. Griffiths, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, données personnelles.