

Programme de rétablissement pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la moule du necture et la villeuse haricot au Canada



Publication originale 2006
1^{re} modification 2019



Fisheries and Oceans
Canada

Pêches et Océans
Canada

Canada

À propos de la série de programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*

Qu'est-ce que la *Loi sur les espèces en péril* (LEP)?

La LEP est la loi que le gouvernement fédéral a promulguée à titre de contribution majeure à l'effort commun déployé à l'échelle nationale pour protéger et conserver les espèces en péril au Canada. Entrée en vigueur en 2003, elle a notamment pour but de « *permettre le rétablissement de celles [espèces sauvages] qui, par suite de l'activité humaine, sont devenues des espèces disparues du pays, en voie de disparition ou menacées* ».

Qu'est-ce que le rétablissement?

Dans le contexte de la conservation des espèces en péril, le **rétablissement** est un processus qui permet d'arrêter ou de renverser le déclin d'une espèce en voie de disparition, menacée ou disparue du pays et de supprimer ou de réduire les menaces qui pèsent sur elle afin d'améliorer ses chances de survie à l'état sauvage. L'espèce est considérée comme **rétablie** lorsque son maintien à long terme à l'état sauvage est assuré.

Qu'est-ce qu'un programme de rétablissement?

Un programme de rétablissement est un document de planification qui établit les mesures à prendre pour mettre un terme au déclin d'une espèce ou le renverser. Il établit des buts et des objectifs et indique les principaux champs des activités à entreprendre. La planification détaillée se déroule à l'étape de la mise en œuvre du plan d'action.

Les provinces et les territoires, de même que trois organismes fédéraux (Environnement et Changement climatique Canada, Agence Parcs Canada et Pêches et Océans Canada), se sont engagés à élaborer des programmes de rétablissement dans le cadre de l'Accord pour la protection des espèces en péril. Les [articles 37 à 46 de la LEP](#) énoncent les éléments fondamentaux des programmes de rétablissement publiés dans la présente série et leur processus d'élaboration.

Selon la situation de l'espèce et la date à laquelle elle a été évaluée, un programme de rétablissement doit être préparé dans un délai d'un à deux ans suivant l'inscription de l'espèce à la liste des espèces sauvages en péril. Un délai de trois à quatre ans est accordé pour les espèces qui ont été inscrites automatiquement lorsque la LEP est entrée en vigueur.

Quelle est la prochaine étape?

Dans la plupart des cas, on élaborera un ou plusieurs plans d'action pour préciser et orienter la mise en œuvre du programme de rétablissement. Cependant, les recommandations contenues dans le programme de rétablissement suffisent pour permettre la participation des collectivités, des utilisateurs des terres et des conservationnistes à la mise en œuvre du rétablissement. En outre, l'absence de certitude scientifique ne saurait justifier le report de l'application de mesures efficaces pour prévenir la disparition ou le déclin de l'espèce.

La série

La présente série réunit les programmes de rétablissement préparés ou adoptés par le gouvernement fédéral en vertu de la LEP. De nouveaux documents s'ajouteront régulièrement à la série à mesure que de nouvelles espèces seront inscrites et que des programmes seront mis à jour.

Pour en savoir davantage

Pour de plus amples renseignements sur la LEP et sur les initiatives de rétablissement, consulter le [Registre public de la Loi sur les espèces en péril](#).

**Programme de rétablissement pour l'épioblasme ventrue,
l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et
la villeuse haricot au Canada**

2019

Date de publication originale : 2006

1^{re} modification : 2019

Habitat essentiel identifié

On trouve les versions antérieures du programme de rétablissement dans le Registre public des espèces en péril.

Citation recommandée :

MPO. 2019. Programme de rétablissement pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot au Canada. Série de programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Ottawa : Pêches et Océans Canada, ix + 105 p.

Exemplaires supplémentaires :

Des exemplaires supplémentaires peuvent être téléchargés sur le site Web du [Registre public des espèces en péril](#).

Illustration de la couverture – Dans le sens des aiguilles d'une montre, à partir d'en haut à gauche : épioblasme ventrue mâle, épioblasme tricorne mâle, pleurobème écarlate, mulette du necture, villeuse haricot mâle (au centre). Toutes les images sont reproduites avec l'aimable autorisation d'Environnement et Changement climatique Canada.

Also available in English under the title
«Recovery Strategy for the Northern Riffleshell, Snuffbox, Round Pigtoe, Salamander Mussel, and Rayed Bean in Canada »

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre des Pêches et des Océans, 2019. Tous droits réservés.
ISBN 978-0-660-28197-1
Numéro de catalogue En3-4/16-2019F-PDF

Le contenu (à l'exception des illustrations) peut être utilisé sans autorisation, sous réserve de mention de la source.

PRÉFACE

Les signataires des gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux de l'Accord pour la protection des espèces en péril (1996) ont convenu de mettre en place des programmes et des lois complémentaires pour assurer la protection efficace des espèces en péril partout au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch. 29) [LEP], les ministres fédéraux compétents sont chargés de la préparation des programmes de rétablissement pour les espèces classées « disparues du pays », « en voie de disparition » et « menacées », et doivent produire des rapports sur les progrès dans un délai de cinq ans.

Le ministre des Pêches et des Océans est le ministre compétent pour le rétablissement de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot, et il a préparé ce programme en vertu de l'article 37 de la LEP. Le programme a été élaboré en collaboration et consultation avec :

- Ministères : Environnement et Changement climatique Canada, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario
- Groupes autochtones – Southern First Nations Secretariat, London Chiefs Council, Six Nations de la rivière Grand, Chippewas de Stoney et de Kettle Point, Première Nation d'Aamjiwnaang, Chippewas de Sarnia, Première Nation de Caldwell, Première Nation des Maraviens de la rivière Thames, Chippewas de la rivière Thames, Oneida, Première Nation de Munsee-Delaware, Première Nation des Mississauga de New Credit, nation métisse de l'Ontario
- Groupes non gouvernementaux en environnement : Office de protection de la nature Ausable-Bayfield, Office de protection de la nature de la rivière Grand, Office de protection de la nature de Maitland Valley, Office de protection de la nature de la région de Sainte-Claire, Office de protection de la nature de la rivière Upper Thames, Office de protection de la nature de la vallée Lower Thames, Université de Guelph, Université de Toronto/Musée royal de l'Ontario, Université McMaster, Iowa State University

La réussite du rétablissement de ces espèces dépendra de l'engagement et de la coopération des nombreuses parties qui participeront à la mise en œuvre des orientations formulées dans le présent programme. Pêches et Océans Canada ou toute autre compétence ne peut réaliser le programme de façon individuelle. La population canadienne est invitée à appuyer et à mettre en œuvre ce programme dans l'intérêt de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot, et de la société canadienne.

Le présent programme de rétablissement sera suivi d'au moins un plan d'action qui fournira de l'information sur les mesures de rétablissement que doivent prendre Pêches et Océans Canada et d'autres administrations ou organismes engagés dans la conservation des espèces. La mise en œuvre de ce programme est assujettie aux crédits, aux priorités et aux contraintes budgétaires des autorités et des organisations participantes.

REMERCIEMENTS

Pêches et Océans Canada remercie les auteurs suivants : T.J. Morris, M. Burridge, K. McNichols-O'Rourke, S. Staton, A. Doherty et A. Boyko. Les organisations suivantes, qui sont membres de l'équipe de rétablissement de la moule d'eau douce de l'Ontario, ont offert leur soutien à l'élaboration et à la mise à jour du programme de rétablissement : Environnement et Changement climatique Canada, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Université de Guelph, Université de Toronto/Musée royal de l'Ontario, Université McMaster, Office de protection de la nature Ausable-Bayfield, Office de protection de la nature de la rivière Grand, Office de protection de la nature de Maitland Valley, Office de protection de la nature de la région de Sainte-Claire, Office de protection de la nature de la rivière Upper Thames, et le Office de protection de la nature de la vallée Lower Thames. Cartes produites par Adriana Rivas-Ruiz (Pêches et Océans Canada).

SOMMAIRE

Les moules d'eau douce sont parmi les espèces les plus fortement menacées du monde avec des déclinés signalés à l'échelle mondiale. La riche faune des unionidés d'Amérique du Nord est particulièrement frappée; en effet, plus de 70 % des quelque 300 espèces manifestent des diminutions et de nombreuses espèces sont maintenant considérées comme rares, en voie de disparition, menacées ou en péril. Au Canada, 55 espèces d'unionidés sont présentes, dont 41 dans la province de l'Ontario; 18 espèces présentant une répartition canadienne se trouvent uniquement dans cette province. Les rivières du sud-ouest de l'Ontario, principalement celles se jetant dans le lac Sainte-Claire et le lac Érié, renferment les plus riches assemblages d'unionidés au Canada. La rivière Sydenham est considérée historiquement comme la plus riche en unionidés de tout le Canada (Clarke 1992), avec un total de 35 espèces, mais une preuve récente indique que la rivière Thames, avec un compte historique de 35 espèces, et la rivière Grand, avec un compte historique de 34 espèces, sont également riches en unionidés.

Les menaces pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot sont nombreuses et variées. La principale raison du déclin des populations des lacs, y compris des populations du lac Sainte-Claire et du lac Érié, est la présence de moules zébrées envahissantes. Ces moules envahissantes s'attachent aux coquillages des moules indigènes et les empêchent de se nourrir, de respirer, d'évacuer leurs excréments et de se déplacer. Les populations d'épioblasmes ventrues, d'épioblasmes tricornes, de pleurobèmes écarlates, de mulettes du necture et de villeuses haricot qui vivent dans les rivières font l'objet de menaces différentes de celles qui vivent dans les lacs; les principales menaces étant la dégradation de la qualité de l'eau et la disparition générale de l'habitat approprié. Les bassins hydrographiques du sud-ouest de l'Ontario où l'on trouve encore des épioblasmes ventrues, des épioblasmes tricornes, des pleurobèmes écarlates, des mulettes du necture et des villeuses haricot sont principalement consacrés à l'agriculture et déversent beaucoup de nutriments et de sédiments dans les cours d'eau qui sont adjacents aux terres. En outre, la nature parasitique obligée du cycle de reproduction de ces cinq espèces nous oblige à prendre en considération les menaces pesant sur les espèces-hôtes ainsi que les menaces directes pour les moules.

Le programme de rétablissement original (achevé en 2006) a été élaboré par l'équipe de rétablissement des moules d'eau douce de l'Ontario. Il a été mis à jour en 2012 par Pêches et Océans Canada de façon à inclure la désignation des habitats essentiels et à mettre à jour l'information sur les espèces et leurs aires de répartition, notamment grâce aux renseignements fournis par l'équipe de rétablissement.

Les objectifs de rétablissement à long terme de ce programme sont les suivants :

- i. empêcher la disparition de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot au Canada;
- ii. maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes d'épioblasmes ventrues dans les rivières Ausable et Sydenham et réintroduire des populations saines et autosuffisantes dans la rivière Thames et le delta de la rivière Sainte-Claire;
- iii. maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes d'épioblasmes tricornes dans les rivières Ausable et Sydenham et réintroduire des populations saines et autosuffisantes dans les rivières Grand et Thames;

- iv. maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes de pleurobèmes écarlates dans la rivière Sydenham, le ruisseau Bear et le delta de la rivière Sainte-Claire et réintroduire des populations saines et autosuffisantes dans les rivières Thames et Grand;
- v. maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes de mulette du necture dans la rivière Sydenham;
- vi. maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes de villeuses haricot dans les rivières Sydenham et Thames.

Ces populations ne peuvent être considérées comme rétablies que lorsqu'elles sont revenues aux aires et aux densités estimatives historiques et montrent des signes de reproduction et de recrutement. La rivière Detroit, le lac Sainte-Claire, le lac Érié et la rivière Niagara sont notamment exclus de l'objectif de rétablissement, car ces zones des Grands Lacs ont été dévastées par les moules dreissénidées et n'offrent plus d'habitat convenable aux moules d'eau douce.

Les objectifs de rétablissement à court terme suivants ont été retenus pour aider à atteindre l'objectif de rétablissement à long terme :

- i. déterminer l'étendue, l'abondance et la démographie des populations existantes;
- ii. déterminer et confirmer les poissons-hôtes, ainsi que leur répartition et leur abondance;
- iii. définir les principaux besoins en matière d'habitat pour désigner l'habitat essentiel;
- iv. établir un programme de surveillance à long terme pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot ainsi que pour leurs habitats et leurs hôtes;
- v. cerner les menaces, évaluer leur importance relative et mettre en œuvre des mesures correctives pour minimiser leur incidence;
- vi. examiner la faisabilité des déplacements, des réintroductions et de la propagation artificielle;
- vii. accroître la sensibilisation à l'importance de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot et à leur statut d'espèce en péril au Canada.

L'équipe de rétablissement a déterminé les diverses approches de rétablissement qui sont nécessaires pour atteindre les objectifs établis. Globalement, ces approches ont été organisées en quatre catégories : recherche et surveillance, gestion, intendance et sensibilisation.

On s'est appuyé sur les meilleures données accessibles pour désigner l'habitat essentiel des populations fluviales des cinq espèces de moules des bassins hydrographiques suivants :

- Rivière Sydenham (épioblasme ventrue, épioblasme tricorne, pleurobème écarlate, mulette du necture et villeuse haricot);
- Rivière Ausable (épioblasme ventrue et épioblasme tricorne);
- Ruisseau Bear (pleurobème écarlate);
- Rivière Thames (pleurobème écarlate et villeuse haricot);
- Rivière Grand (pleurobème écarlate).

On examinera d'autres régions susceptibles d'abriter des habitats essentiels pour ces espèces dans le delta de la rivière Sainte-Claire en collaboration avec la Première Nation de Walpole Island. On a établi un calendrier d'étude indiquant les étapes qui doivent être suivies afin d'obtenir l'information nécessaire pour peaufiner ces descriptions de l'habitat essentiel.

Les approches exposées dans le présent programme de rétablissement pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot seront plus facilement réalisables grâce à la coopération avec les équipes actuelles de rétablissement de l'écosystème. Dans les bassins hydrographiques où il y a des équipes de rétablissement de l'écosystème, il faudra coordonner la mise en œuvre des mesures de rétablissement pour confirmer que les activités sont bénéfiques pour toutes les espèces en péril et éliminer le dédoublement possible des efforts. Lorsqu'il n'existe pas d'équipe de rétablissement de l'écosystème, des groupes de mise en œuvre du rétablissement (GMR) peuvent être formés pour faciliter la réalisation des mesures de rétablissement. L'évaluation du succès des mesures de rétablissement se fera principalement par des programmes de surveillance régulière permettant de suivre les changements intervenant dans la démographie de la population, ainsi que dans la qualité et l'étendue de l'habitat, mais les GMR intégreront également des étapes précises dans un ou plusieurs plans d'action du programme de rétablissement. Un rapport sera présenté tous les cinq ans sur l'ensemble du programme de rétablissement pour évaluer les progrès réalisés à l'égard des buts et des objectifs de rétablissement et en vue d'intégrer toute nouvelle information.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE	v
TABLE DES MATIÈRES	viii
INTRODUCTION	1
1 RENSEIGNEMENTS DE BASE	2
1.1 Épioblasme ventrue	2
1.1.1 Information sur l'espèce	2
1.1.2 Répartition	3
1.1.3 Situation et abondance de la population.....	4
1.1.4 Besoins de l'épioblasme ventrue.....	7
1.2 Épioblasme tricorne.....	9
1.2.1 Information sur l'espèce	9
1.2.2 Répartition	10
1.2.3 Situation et abondance de la population.....	11
1.2.4 Besoins de l'épioblasme tricorne.....	15
1.3 Pleurobème écarlate	17
1.3.1 Information sur l'espèce	17
1.3.2 Répartition	18
1.3.3 Situation et abondance de la population.....	19
1.3.4 Besoins du pleurobème écarlate.....	22
1.4 Mulette du necture.....	24
1.4.1 Information sur l'espèce	24
1.4.2 Répartition	25
1.4.3 Situation et abondance de la population.....	26
1.4.4 Besoins de la mulette du necture	29
1.5 Villeuse haricot.....	30
1.5.1 Information sur l'espèce	30
1.5.2 Répartition	31
1.5.3 Situation et abondance de la population.....	32
1.5.4 Besoins de la villeuse haricot	35
1.6 Rôle écologique.....	37
1.7 Menaces.....	37
1.7.1 Classification des menaces.....	37
1.7.2 Description des menaces.....	38
1.8 Mesures prises ou en cours d'application	45
1.9 Faisabilité biologique et technique du rétablissement.....	48
2 RÉTABLISSEMENT.....	50
2.1 Buts du rétablissement	50
2.2 Objectifs en matière de population et de répartition	50
2.3 Objectifs de rétablissement	51
2.4 Approches pour réaliser les objectifs de rétablissement	51
2.5 Évaluation	61
2.6 Habitat essentiel.....	62
2.6.1 Désignation générale de l'habitat essentiel des cinq espèces de moules.....	62
2.6.2 Information et méthodes utilisées pour désigner l'habitat essentiel	62
2.6.3 Désignation de l'habitat essentiel – Fonction, composantes et caractéristiques biophysiques.....	63
2.6.4 Désignation de l'habitat essentiel – Limites géospatiales	69

2.6.5	Calendrier des études relatives à la désignation de l'habitat essentiel	83
2.6.6	Exemples d'activités susceptibles d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel	84
2.7	Protection de l'habitat	92
2.8	Effets sur d'autres espèces	92
2.9	Énoncé sur les plans d'action	92
3	RÉFÉRENCES	94

INTRODUCTION

Les moules d'eau douce sont parmi les espèces les plus fortement menacées du monde avec des déclinés signalés à l'échelle mondiale (Bogan 1993; Lydeard *et al.* 2004). La riche faune des unionidés d'Amérique du Nord est particulièrement frappée; en effet, plus de 70 % des quelque 300 espèces manifestent des diminutions et de nombreuses espèces sont maintenant considérées comme rares, en voie de disparition, menacées ou en péril (Allan et Flecker 1993; Williams *et al.* 1993). Au Canada, 55 espèces d'unionidés sont présentes, dont 41 dans la province de l'Ontario; 18 espèces présentant une répartition canadienne se trouvent uniquement dans cette province. Les rivières du sud-ouest de l'Ontario, principalement celles se jetant dans le lac Sainte-Claire et le lac Érié, renferment les plus riches assemblages d'unionidés au Canada. La rivière Sydenham est considérée historiquement comme la plus riche en unionidés de tout le Canada (Clarke 1992), avec un total de 35 espèces (Metcalf-Smith *et al.* 2003), mais une preuve récente indique que la rivière Thames (McNichols-O'Rourke *et al.* 2012), avec un compte historique de 35 espèces, et la rivière Grand (Metcalf-Smith *et al.* 2000) avec un compte historique de 34 espèces, sont également riches en unionidés. En outre, des relevés récents ont révélé qu'au moins 26 espèces de moules peuplent actuellement la rivière Ausable (Baitz *et al.* 2008).

Malgré la richesse historique de ces rivières, certains événements récents ont conduit à des déclinés importants des communautés d'unionidés du sud-ouest de l'Ontario. L'activité agricole intensive, l'urbanisation accrue et l'introduction de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) sont les causes des déclinés à grande échelle observés chez les populations de moules d'eau douce au cours des deux à trois dernières décennies (Nalepa 1994; Metcalf-Smith *et al.* 2000; Metcalf-Smith *et al.* 2003). Durant cette période, trois, quatre et sept espèces ont disparu des rivières Sydenham, Thames et Grand respectivement. Il est difficile de déterminer si le nombre d'espèces présentes dans la rivière Ausable a diminué, car très peu de relevés des moules ont été réalisés avant 1990 (Nelson *et al.* 2003). Ces déclinés, accompagnés de l'effondrement presque complet des populations des Grands Lacs (Nalepa *et al.* 1996), ont conduit le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) à désigner 13 espèces de moules de l'Ontario comme étant en voie de disparition, menacées ou préoccupantes.

L'équipe de rétablissement des moules d'eau douce de l'Ontario a été formée au printemps de 2003 pour répondre aux préoccupations entourant la situation des populations de moules d'eau douce de l'Ontario et commencer à s'acquitter des obligations de planification du rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada. Le Programme fédéral de rétablissement pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot au Canada a été élaboré par l'équipe de rétablissement à l'aide de la meilleure information disponible en vue de réduire les menaces, de prévenir la disparition des individus ou des populations et, dans la mesure du possible, de ramener ces espèces à des niveaux sains d'autosuffisance. Reconnaisant le degré de chevauchement entre ces espèces dans leurs répartitions historiques et actuelles ainsi que les points communs des menaces, l'équipe a adopté une approche polyvalente pour le rétablissement de ces espèces.

1 RENSEIGNEMENTS DE BASE

1.1 *Épioblasme ventrue*

1.1.1 *Information sur l'espèce*

Nom commun : Épioblasme ventrue

Nom scientifique : *Epioblasma rangiana*

Désignation selon le COSEPAC : En voie de disparition

Justification de la désignation : La présence de cette moule d'eau douce se limite à deux rivières dans le sud de l'Ontario. Depuis la première évaluation du COSEPAC (2000), une petite population possiblement reproductrice a été découverte dans la rivière Ausable, bien que seulement 16 individus vivants, y compris un juvénile, aient été observés au cours de la dernière décennie. On observe un certain recrutement dans plusieurs sites le long de la rivière Sydenham et la population semble stable, mais cette apparence de rétablissement pourrait être attribuable à l'augmentation des efforts d'échantillonnage au cours des 12 dernières années. Le principal facteur limitant est la disponibilité d'un habitat de rapides peu profond et sans limon. Les deux populations fluviales se trouvent dans des zones d'agriculture intensive et de développement urbain et industriel, sujettes à l'envasement et à la pollution. Seules quatre populations dans le monde, y compris les deux qui se trouvent au Canada, montrent des signes de recrutement.

Répartition au Canada : Ontario

Historique de la désignation du COSEPAC : Espèce désignée en voie de disparition en avril 1999. Situation de l'espèce réexaminée et confirmée en mai 2000, puis en avril 2010.

L'épioblasme ventrue (*Epioblasma rangiana*; I. Lea 1838) [figure 1] est de taille petite à moyenne et est sexuellement dimorphe. Les mâles sont irrégulièrement ovés et dotés d'un sinus large, peu profond, antérieur à l'arête postérieure. Les femelles, quant à elles, sont de forme obovale et possèdent une très large expansion post-ventrale, qui devient très largement arrondie et gonflée transversalement après la troisième année de croissance. Les umbos s'élèvent au-dessus de la ligne d'articulation et sont modérément excavés. Les dents pseudocardinales sont petites, tandis que les dents latérales sont assez courtes et modérément épaisses.



Figure 1. Épioblasme ventrue (*Epioblasma rangiana*)

(Photo : gracieuseté de S. Staton, Pêches et Océans Canada)

1.1.2 Répartition

Aire de répartition mondiale : L'aire de répartition mondiale de l'épioblasme ventrue se limite à l'Amérique du Nord (figure 2). Aux États-Unis, l'épioblasme ventrue est actuellement présente en Illinois, en Indiana, au Kentucky, au Michigan, en Ohio, en Pennsylvanie ainsi qu'en Virginie-Occidentale (NatureServe 2015). Elle a été observée dans les bassins versants de la rivière Ohio et des Grands Lacs, y compris dans le bassin occidental du lac Érié, du lac Sainte-Claire et de la rivière Detroit. Au Canada, on trouve l'épioblasme ventrue dans le sud-ouest de l'Ontario.

Aire de répartition canadienne : La répartition de l'épioblasme ventrue au Canada est principalement limitée à un tronçon de 91 km dans la rivière East Sydenham et de 44 km dans la rivière Ausable (figure 3). En 2011, des valves d'épioblasme ventrue ont été recueillies dans une petite partie du cours inférieur de la rivière Maitland; cependant, il n'existe aucun autre document déclarant la présence de cette espèce dans la rivière Maitland et on ne sait pas très bien si une population est présente à cet endroit (T. Morris, Pêches et Océans Canada [MPO], communication personnelle). Un seul individu vivant a été trouvé dans un milieu humide du delta de la rivière Sainte-Claire en 1999 (Zanatta *et al.* 2002); toutefois, aucun relevé n'a permis de recueillir cette espèce dans cette zone depuis (COSEPAC 2010a).

Pourcentage de l'aire de répartition mondiale au Canada : Actuellement, environ 5 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce se trouvent au Canada.

Tendance en matière de répartition : L'aire de répartition de l'épioblasme ventrue a été considérablement réduite; l'espèce ne se trouve plus en Indiana (NatureServe 2015) et son aire de répartition a fortement diminué dans toutes les autres régions. L'espèce est disparue de l'Illinois, mais a depuis été réintroduite dans le bassin versant du ruisseau Vermillon (Mankowski 2010). Sa répartition nord-américaine actuelle a été réduite de plus de 95 %. Au Canada, l'aire de répartition de l'épioblasme ventrue comprenait par le passé l'ouest du lac Érié, le lac Sainte-Claire et les rivières Detroit, East Sydenham et Thames en Ontario. Elle est maintenant limitée à un tronçon de 91 km dans la rivière East Sydenham et de 44 km dans la rivière Ausable.

1.1.3 Situation et abondance de la population

Situation et abondance dans le monde : L'épioblasme ventrue est une espèce rare. Bien qu'elle soit parfois abondante, elle ne constitue habituellement qu'une composante mineure de la communauté des unionidés (Strayer et Jirka 1997). C'est une espèce considérée comme en péril à l'échelle mondiale (G2T2) et en péril à l'échelle nationale (N2) aux États-Unis. Elle est présumée disparue (SX) dans un État, gravement en péril (S1) dans quatre États et en péril (S2) dans un État (NatureServe 2015). Son aire de répartition a subi un déclin marqué aux États-Unis et au Canada. L'espèce est inscrite comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Endangered Species Act* des États-Unis depuis 1993 et fait l'objet d'un plan de rétablissement dans les eaux américaines depuis 1994 (USFWS 1994). La rivière Allegheny et le ruisseau French, en Pennsylvanie, abritent les plus grandes populations restantes aux États-Unis.

Situation et abondance au Canada : Au Canada, l'épioblasme ventrue est considérée comme gravement en péril aux échelles nationale (N1) et provinciale (S1) [NatureServe 2015]. Elle est présumée disparue de la rivière Detroit (Schloesser *et al.* 2006), du lac Érié (Schloesser et Nalepa 1994) et des eaux côtières du lac Sainte-Claire (Nalepa *et al.* 1996). Les relevés réalisés dans la rivière East Sydenham entre 1973 et 1991 n'ont pas permis de trouver d'épioblasmes ventrues (Clarke 1981; Mackie et Topping 1988) et l'espèce s'est vu attribuer un statut de conservation SH (aucune occurrence vérifiée au cours des 20 dernières années) en Ontario par le Centre d'information sur le patrimoine naturel (CIPN) [CIPN 1997]. En 1998-1999, Metcalfe-Smith *et al.* (1999) ont réalisé des relevés dans 66 sites dans les rivières Ausable, Grand, Maitland, East Sydenham et Thames. À la suite de ces relevés, on a découvert que l'aire de répartition de l'épioblasme ventrue s'étendait sur un tronçon de 91 km dans la rivière East Sydenham, entre Alvinston et Dawn Mills (Metcalfe-Smith *et al.* 1999). Ces conclusions ont entraîné le déclassement de l'espèce au niveau S1 (extrêmement rare). Plus récemment, un seul individu vivant a été trouvé dans un milieu humide du delta de la rivière Sainte-Claire en 1999 (Zanatta *et al.* 2002) et la présence d'une population reproductrice dans la rivière Ausable a été confirmée en 2006 (S. Staton, MPO, communication personnelle). À l'automne 2011, deux coquilles fraîches ont été trouvées dans une petite partie (approximativement 10 km) du cours inférieur de la rivière Maitland; cependant, aucune preuve de l'épioblasme ventrue en outre échantillonnage ciblé sur 11 sites en 2012 trouvé (Epp *et al.* 2013).

La population de la rivière East Sydenham est considérée comme l'une des populations d'épioblasmes ventrues existantes les plus en santé en Amérique du Nord. Actuellement, la présence d'épioblasmes ventrues a été confirmée sur un tronçon de 91 km de la rivière East Sydenham, à une densité d'environ 0,091/m², dans des sites où des individus vivants ont été recueillis (COSEPAC 2010a). Quelques spécimens vivants d'épioblasme ventrue ont été retrouvés sur un tronçon de 44 km de la rivière Ausable, entre Arkona et Brinsley, à une densité d'environ 0,029/m², sur des sites où des spécimens vivants ont été observés (Baitz *et al.* 2008; COSEPAC 2010a).

Pourcentage de l'abondance au Canada : Environ 25 % de la population mondiale d'épioblasmes ventrues se trouve au Canada.

Tendance de la population : La répartition actuelle de l'épioblasme ventrue au Canada se limite à deux populations. Une petite population est présente dans la rivière Ausable, mais à en juger par le nombre élevé de coquilles mortes recueillies, il se peut que cette population ait déjà été plus nombreuse que celle de la rivière East Sydenham. La population de la rivière East Sydenham constitue la plus grande population reproductrice résiduelle au Canada.

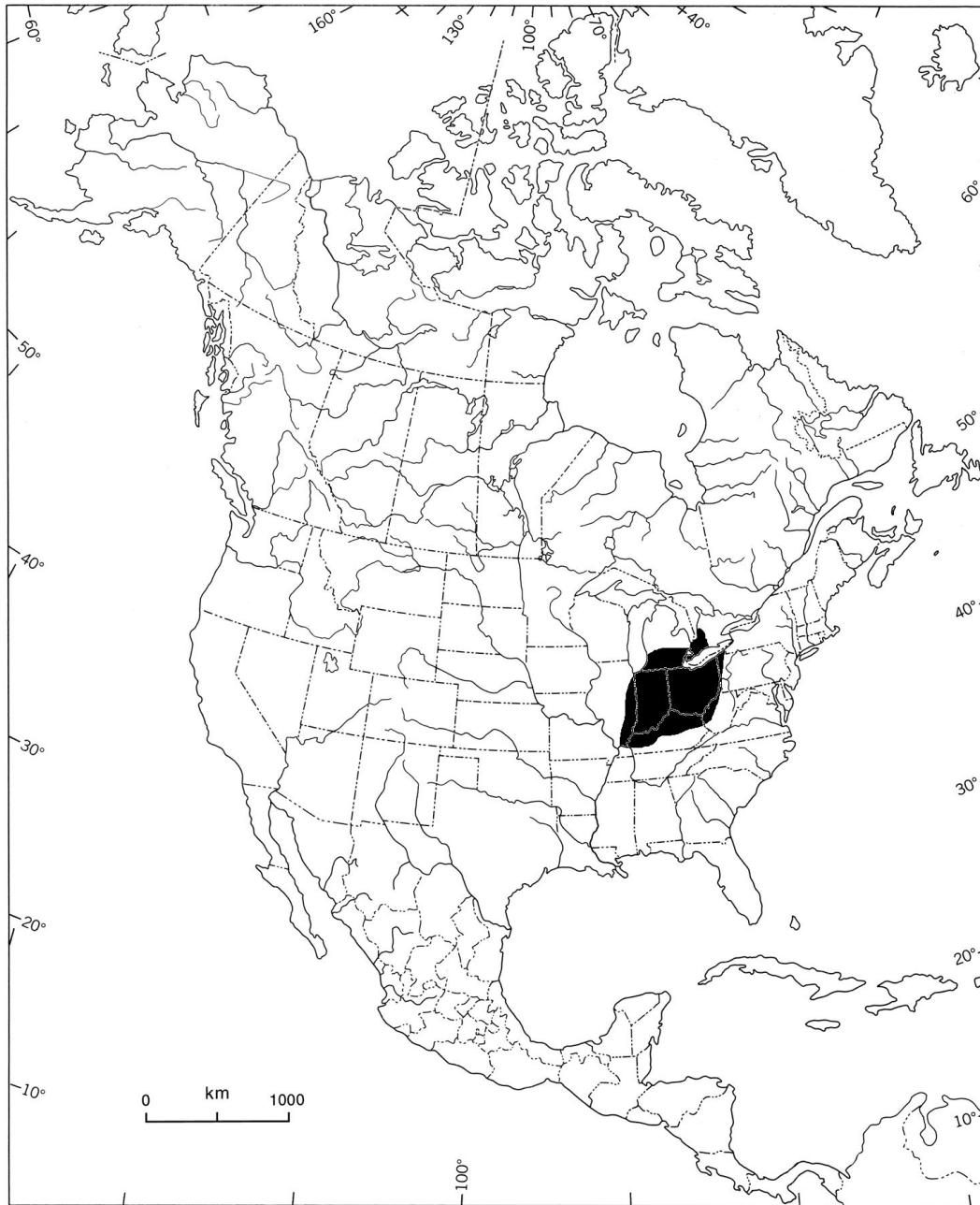
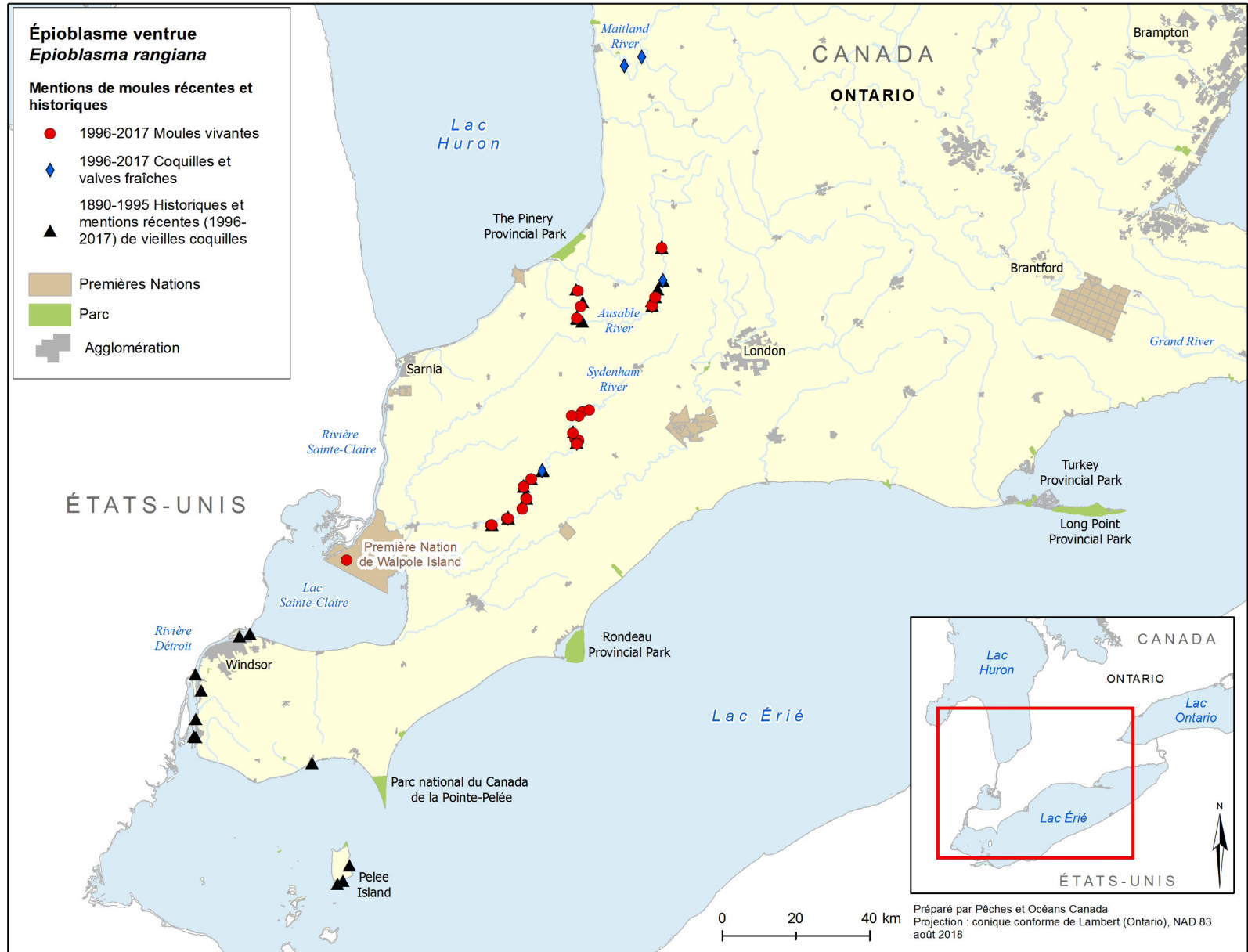


Figure 2. Aire de répartition mondiale de l'épioblasme ventrue (modifiée à partir de Parmalee et Bogan 1998)



1.1.4 Besoins de l'épioblasme ventrue

Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques

Frai : La biologie reproductive de l'épioblasme ventrue est la même que celle de la plupart des unionidés. Durant le frai, les moules mâles relâchent du sperme dans l'eau, et les femelles qui vivent en aval le filtrent à l'aide de leurs branchies. Aucune information sur les périodes de fécondation de cette espèce n'a pu être trouvée. Les juvéniles immatures, appelés glochidies, se développent dans les marsupia des branchies et sont libérés par la femelle dans la colonne d'eau pour passer une période de parasitisme sur une espèce de poisson hôte convenable. L'épioblasme ventrue est une espèce bradytélrique; on a observé des femelles gravides entre la mi-août et le mois d'octobre dans des eaux dont la température se situait entre 18,5 °C et 26 °C au Canada (McNichols *et al.* 2011). Watters *et al.* (2009) ont trouvé des femelles gravides de septembre jusqu'à juin, ce qui laisse croire que les glochidies hivernent dans les moules femelles. Le bon développement des gamètes (et possiblement le bon relâchement des gamètes) semble être dicté par la température de l'eau (Galbraith et Vaughn 2009). Cependant, la température en question n'a pas encore été déterminée pour l'épioblasme ventrue.

Stade de la glochidie enkystée : Le développement jusqu'au stade juvénile ne peut se poursuivre sans une période d'enkystement sur l'hôte. Les femelles du genre *Epioblasma*, y compris les épioblasmes ventrues, ont développé des comportements complexes et utilisent notamment des mécanismes d'attraction pour capturer physiquement des hôtes potentiels afin d'accroître la réussite de l'enkystement. Nous ne savons cependant pas à quel moment le stade d'enkystement a lieu. L'espèce étant bradytélrique, le stade de glochidie enkystée débute probablement au printemps. Des expériences en laboratoire ont démontré que les glochidies peuvent demeurer enkystées sur un hôte pendant 15 à 31 jours (McNichols 2007). On pense que les glochidies peuvent s'enkyster sur un hôte à partir de la mi-août jusqu'au mois de juin suivant si l'on se fonde sur le fait que des femelles gravides ont été trouvées au cours de cette période (Watters *et al.* 2009; McNichols *et al.* 2011). Les glochidies, dépourvues de crochet, s'enkystent sur les branchies de l'hôte, qui les nourrit jusqu'à ce qu'elles se métamorphosent et se détachent pour s'établir dans le substrat et commencer leur vie en tant que juvéniles autonomes. C'est au stade de la glochidie (stade larvaire) que les moules sont les plus vulnérables. Ce stade est aussi le plus spécialisé de la vie des moules parce que celles-ci : 1) sont alors plus sensibles aux contaminants qu'à tout autre stade de leur vie (Gillis *et al.* 2008); 2) doivent réussir à s'attacher à un hôte convenable afin de passer au stade juvénile (Bauer 2001). La proportion de glochidies qui survivent jusqu'au stade juvénile est estimée à aussi peu que 0,000001 %. Sept hôtes ont été déterminés pour les glochidies de l'épioblasme ventrue au Canada : le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*), le dard noir (*P. maculata*), le dard à ventre jaune (*Etheostoma exile*), le raseux-de-terre noir (*E. nigrum*), le dard arc-en-ciel (*E. caeruleum*), l'épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*) et le chabot tacheté (*Cottus bairdii*) [McNichols 2007]. Le dard à ventre jaune et le chabot tacheté semblent être les principaux hôtes d'après les expériences menées en laboratoire (McNichols *et al.* 2011). La température de l'eau joue un rôle important dans la détermination du moment auquel la métamorphose et le dékystement se produisent. De manière générale, l'attachement des glochidies dure moins longtemps lorsque l'eau est plus chaude (Watters et O'Dee 1999). Il y a toutefois une limite maximale à laquelle le dékystement glochidial se produit sans métamorphose (Dudgeon et Morton 1984). Les seuils de température nécessaires pour permettre la métamorphose et le dékystement n'ont pas été étudiés pour l'épioblasme ventrue; cependant, les expériences effectuées en laboratoire ont donné des résultats positifs à une température de 19,5 °C (McNichols 2007).

Juveniles : On pense que l'habitat optimal pour les moules juvéniles est différent de celui des moules adultes, mais peu d'études ont été réalisées sur la question (Gordon et Layzer 1989) et d'autres recherches sont requises. Les moules sont certainement plus vulnérables au stade juvénile que lorsqu'elles ont atteint l'âge adulte dans la mesure où les moules juvéniles ont très peu de contrôle sur l'habitat dans lequel elles sont relâchées par leur hôte (Wächtler *et al.* 2001). Étant donné que les populations d'épioblasmes ventrues des rivières Ausable et East Sydenham présentent toutes les deux des signes de recrutement, il semble que la qualité de l'habitat soit acceptable, au moins dans certains tronçons. Jusqu'à ce que les besoins en matière d'habitat des épioblasmes ventrues juvéniles soient définis, on décrira l'habitat optimal dans la partie sur les adultes ci-après.

Adultes : L'épioblasme ventrue vit principalement dans des zones de rapides bien oxygénées (Clarke 1981; Cummings et Mayer 1992). Elle préfère les substrats de fonds rocheux et sablonneux, le sable bien tassé et le gravier, fin ou gros. De récentes observations ont permis de confirmer cette préférence dans la rivière East Sydenham. L'épioblasme ventrue vit dans des ruisseaux de différentes tailles et elle serait apparemment présente dans le bassin ouest du lac Érié, où l'action des vagues est suffisante pour assurer un mouvement continu de l'eau (USFWS 1994). On ne possède toutefois aucune information sur sa tolérance thermique. Le tronçon de 91 km de la rivière East Sydenham où l'espèce se trouve encore comprend un substrat et un habitat relativement diversifiés, composés de rapides et de bassins bien définis qui représentent un habitat exceptionnel pour les moules indigènes (Dextrase *et al.* 2003).

On ne connaît pas l'étendue de l'habitat privilégié dans les rivières Ausable et East Sydenham où se trouve encore l'épioblasme ventrue. Étant donné que le tronçon occupé dans la rivière East Sydenham présente une faible inclinaison d'environ 0,4 m/km (ministère de l'Environnement et de l'Énergie 1965), on suppose que l'habitat composé de rapides constitue seulement une petite partie de l'habitat total. On suppose également que des conditions semblables existent dans la rivière Ausable, bien que les inclinaisons soient plus importantes en aval de la gorge d'Arkona. Aucune donnée n'a été recueillie sur la capacité de l'épioblasme ventrue de vivre dans des zones où le courant est moins fort. Cependant, Metcalfe-Smith *et al.* (données non publiées) ont observé au moins un individu dans une zone où l'on trouve le substrat préféré de l'espèce et où il n'y a presque pas de courant. Des programmes de surveillance ont été élaborés pour la rivière Ausable (Baitz *et al.* 2008) et la rivière East Sydenham (Metcalfe-Smith *et al.* 2007) en 2006 et en 1999-2003 respectivement. Dans le cadre de ces études, on a mesuré les caractéristiques physiques des moules trouvées aux différents sites examinés. On a trouvé des épioblasmes ventrues à des endroits où : 1) la profondeur de l'eau se situait entre 17 à 22 cm et 12 à 26 cm (profondeur estivale) et 2) la vitesse du courant était comprise entre 0,16-0,27 m/s et 0,17-0,31 m/s dans les rivières Ausable et East Sydenham respectivement. Le type de substrat dans lequel on a trouvé des épioblasmes ventrues dans la rivière East Sydenham était composé en moyenne de 16 % de blocs, de 25 % de gravats, de 25 % de gravier, de 19 % de sable, de 11 % de vase, de 0,12 % d'argile et de 0,24 % de fange (Metcalfe-Smith *et al.* 2007). Le substrat de la rivière Ausable était surtout composé de gravier (54 % en moyenne) et comportait un petit pourcentage (entre 0 % et 33 %) de blocs (4 %), de gravats (12 %), de sable (20 %), de vase (7 %), de fange (0 %) et d'argile (1,08 %) [Baitz *et al.* 2008]. Des études supplémentaires seront nécessaires pour déterminer les exigences particulières de l'habitat optimal de l'espèce, car ces pourcentages sont fondés sur les observations faites dans trois sites de la rivière Ausable et sept sites de la rivière East Sydenham. Cependant, il s'agit des meilleures données obtenues jusqu'à maintenant. Il faudra également effectuer d'autres recherches dans les tronçons identifiés des rivières Ausable et East Sydenham afin de quantifier l'habitat de prédilection disponible et de déterminer la mesure dans laquelle l'habitat sous-optimal peut être occupé.

Bien que l'on ne connaisse pas exactement les préférences alimentaires et la taille des particules siphonnées par les épioblasmes ventrues adultes, elles sont probablement semblables à celles des autres moules d'eau douce (c.-à-d. particules organiques suspendues comme des détritiques, des bactéries et des algues; Strayer *et al.* 2004). Les adultes peuvent également se nourrir à l'aide de leur pied (Nichols *et al.* 2005).

Facteurs limitatifs

L'épioblasme ventrue pourrait être limitée par son cycle de vie complexe et son mécanisme de dispersion. Le fait de dépendre d'un hôte pour son développement (tel que décrit ci-dessus) pourrait limiter sa reproduction parce que les changements qui touchent les espèces hôtes peuvent aussi toucher les moules. La disponibilité et la santé des espèces hôtes peuvent aussi limiter l'espèce. D'autres recherches sont nécessaires pour déterminer les hôtes fonctionnels spécifiques de cette espèce (p. ex., chevauchement de l'aire de répartition des espèces dans leur environnement naturel et densité).

Comme la plupart des moules d'eau douce indigènes, les épioblasmes ventrues adultes sont essentiellement sessiles. Leurs déplacements se limitent à quelques mètres sur le fond de la rivière ou du lac. Bien que le mouvement des adultes puisse se diriger en amont ou en aval, les études ont démontré un net mouvement en aval avec le temps (Balfour et Smock 1995; Villella *et al.* 2004). Le principal moyen de dispersion à grande échelle, de mouvement en amont et d'invasion d'un nouvel habitat ou d'évasion d'un habitat détérioré, est limité au stade des glochidies enkystées sur le poisson hôte.

1.2 Épioblasme tricorne

1.2.1 Information sur l'espèce

Nom commun : Épioblasme tricorne

Nom scientifique : *Epioblasma triquetra*

Désignation selon le COSEPAC : En voie de disparition

Justification de la désignation : Cette petite moule d'eau douce est actuellement présente dans deux rivières du sud de l'Ontario, et il est possible qu'une autre population ait survécu dans la rivière Thames où l'on a trouvé une coquille fraîche en 1998. L'évaluation initiale du COSEPAC (2001) avait conclu que l'espèce avait disparu de la plus grande partie de son aire de répartition canadienne et se limitait à la rivière Sydenham, mais des moules vivantes provenant d'une population reproductrice ont par la suite été découvertes dans la rivière Ausable au début de 2006. Les deux populations restantes se trouvent dans des zones d'exploitation agricole sujettes à l'envasement et à la pollution, l'envasement étant particulièrement problématique. La présence de moules zébrées envahissantes empêche la persistance de l'espèce dans une grande partie de son habitat historique. Une autre espèce de poisson envahissante, le gobie à taches noires, peut également représenter une nouvelle menace puisqu'il est en compétition avec les deux poissons hôtes connus des larves de l'épioblasme tricorne et qu'il se nourrit des moules juvéniles.

Répartition au Canada : Ontario

Historique de la désignation du COSEPAC : Désignée en voie de disparition en mai 2001. Situation réexaminée et confirmée en novembre 2011.

L'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*; Rafinesque 1820) [figure 4] ne ressemble à aucune autre moule du Canada (Clarke 1981). Sa coquille est solide et épaisse, de forme triangulaire chez les mâles et quelque peu allongée chez les femelles. Son extrémité antérieure est arrondie, tandis que son extrémité postérieure est tronquée chez les mâles et aplatie chez les femelles. La marge ventrale est légèrement courbée chez les mâles et presque droite chez les femelles. La marge dorsale est courte et droite. Par ailleurs, l'arête postérieure présente un angle élevé et abrupt, qui se prolonge sur la face dorsale chez les femelles. La pente postérieure est large, aplatie et pourvue de nervures radiales et onduleuses. Les umbos sont gonflés et s'élèvent au-dessus de la ligne d'articulation; ils sont recourbés antérieurement et vers l'intérieur. Les becs sont situés avant le milieu de la coquille et sont striés de trois ou quatre rayures légères formant une double boucle. De couleur jaunâtre à vert jaunâtre, la coquille est marquée par de nombreuses rayures d'un vert foncé qui sont souvent brisées en taches triangulaires ou en forme de pointe. 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. Chaque valve possède deux dents pseudocardinales qui sont décalées, serrées et relativement minces. Dans la valve gauche, on trouve deux dents latérales et, dans celle de droite, une seule. Elles sont courtes, droites, élevées et dentelées (Watson *et al.* 2000a).



Figure 4. Épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*)
(Photo : gracieuseté de S. Staton, ministère des Pêches et des Océans)

1.2.2 Répartition

Aire de répartition mondiale : L'épioblasme tricorne est actuellement présente en Alabama, en Arkansas, en Illinois, en Indiana, au Kentucky, au Michigan, au Minnesota, au Mississippi, au Missouri, au Nebraska, dans l'État de New York, en Ohio, en Pennsylvanie, au Tennessee, en Virginie, en Virginie-Occidentale, au Wisconsin et en Ontario (NatureServe 2015) [figure 5]. L'épioblasme tricorne était autrefois présente dans 19 États compris dans les bassins hydrographiques de l'Ohio et du Mississippi, ainsi que dans les bassins hydrographiques des lacs Érié et Sainte-Claire et les tributaires des lacs Érié, Sainte-Claire, Huron et Michigan. On pense qu'aux États-Unis, l'épioblasme tricorne ne se trouverait plus que dans 37 des 99 cours d'eau pour lesquels on dispose de données antérieures (Watson *et al.* 2000a).

Aire de répartition canadienne : Au Canada, on observait autrefois l'épioblasme tricorne dans la province de l'Ontario dans les rivières Ausable, Grand, Niagara, East Sydenham et Thames ainsi que dans les lacs Sainte-Claire et Érié (Watson *et al.* 2000a). Les deux seules populations

restantes d'épioblasme tricorne se trouvent dans les rivières East Sydenham et Ausable (figure 6).

Pourcentage de l'aire de répartition mondiale au Canada : Le Canada représente moins de 5 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce.

Tendance en matière de répartition : L'aire de répartition de l'épioblasme tricorne a été sensiblement réduite, car l'espèce est disparue de l'Iowa et du Kansas (NatureServe 2015) et probablement du Mississippi et de l'État de New York. On pense qu'elle est également disparue des rivières Grand, Niagara et Thames, de même que des lacs Sainte-Claire et Érié. Les populations restantes sont petites et géographiquement isolées les unes des autres, et elles ne sont pas toutes en santé et reproductrices. On ne connaît pas le taux de variation dans la répartition géographique, mais l'espèce est disparue de 60 % des cours d'eau qu'elle occupait autrefois.

1.2.3 Situation et abondance de la population

Situation et abondance dans le monde : L'épioblasme tricorne est considérée comme vulnérable à l'échelle mondiale (G3) et vulnérable à l'échelle nationale (N3) aux États-Unis. C'est une espèce considérée comme gravement en péril (S1) dans 12 États, possiblement disparue (SH) dans un État et présumée disparue (SX) dans deux États (NatureServe 2015). L'espèce est inscrite comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Endangered Species Act* des États-Unis depuis le 13 février 2012 (USFWS 2012a). On ne possède aucune estimation de l'abondance de la population mondiale (Dextrase *et al.* 2003). Les épioblasmes tricornes sont habituellement peu nombreuses dans les communautés de moules où elles sont présentes (moins de 1 % de la communauté de moules), mais elles peuvent être abondantes à l'échelle locale. La plus grande population résiduelle en Amérique du Nord se trouve dans la rivière Clinton (Michigan), où elle constituait d'ailleurs l'espèce dominante en 1992. On estime à moins de 50 le nombre d'individus reproducteurs en Amérique du Nord (TNC 2000). La plupart des populations ont diminué sur le plan de la taille et sont isolées géographiquement les unes des autres.

Situation et abondance au Canada : Au Canada, l'épioblasme tricorne est considérée comme gravement en péril aux échelles nationale (N1) et provinciale (S1) [NatureServe 2015]. On la trouve aujourd'hui uniquement dans un tronçon de 93 km de la rivière East Sydenham, ainsi que dans cinq sites situés sur un tronçon de 91 km de la rivière Ausable. Elle a probablement disparu des rivières Grand, Thames et Detroit et des lacs Érié et Sainte-Claire. Des relevés quantitatifs exhaustifs ont été réalisés entre 1999 et 2003 dans 12 sites compris dans l'aire de répartition historique de l'épioblasme tricorne au Canada – 17 individus vivants ont été trouvés (Metcalf-Smith *et al.* 2000) dans un tronçon de 93 km de la rivière East Sydenham (COSEPAC 2011a). De 2002 à 2009, certaines sections de la rivière East Sydenham ont été soumises à d'autres relevés visant à trouver des femelles gravides. Plus de 200 individus vivants ont été capturés (J. Ackerman, Université de Guelph, données non publiées). En 2006, des études quantitatives ont été réalisées dans sept sites différents de la rivière Ausable; 26 épioblasmes tricornes vivantes ont été trouvées dans quatre d'entre eux, ce qui en fait la deuxième population reproductrice du Canada (Baitz *et al.* 2008). En moyenne, ces sites ont une densité de 0,09 animaux/m² (de 0,01 à 0,25/m²) [Baitz *et al.* 2008].

Pourcentage de l'abondance mondiale au Canada : On ne dispose pas d'estimations de l'abondance mondiale de la population, mais les populations canadiennes en représentent vraisemblablement moins de 5 %.

Tendance démographique : Les populations d'épioblasme tricorne dans la rivière East Sydenham semblent être en déclin (Metcalf-Smith *et al.* 2007). Les taux de prises actuels et antérieurs montrent un déclin entre 1963 et 1973 et entre 1997 et 1999 (Watson *et al.* 2000a). Des données de référence ont été recueillies pour l'épioblasme tricorne dans sept sites de la rivière Ausable et jusqu'à la réalisation de cette étude, la situation de l'espèce était inconnue (Baitz *et al.* 2008). D'autres données doivent être recueillies afin de déterminer si cette population est en déclin, stable ou en expansion.



Figure 5. Aire de répartition mondiale de l'épioblasme tricorne (modifiée à partir de Parmalee et Bogan 1998)

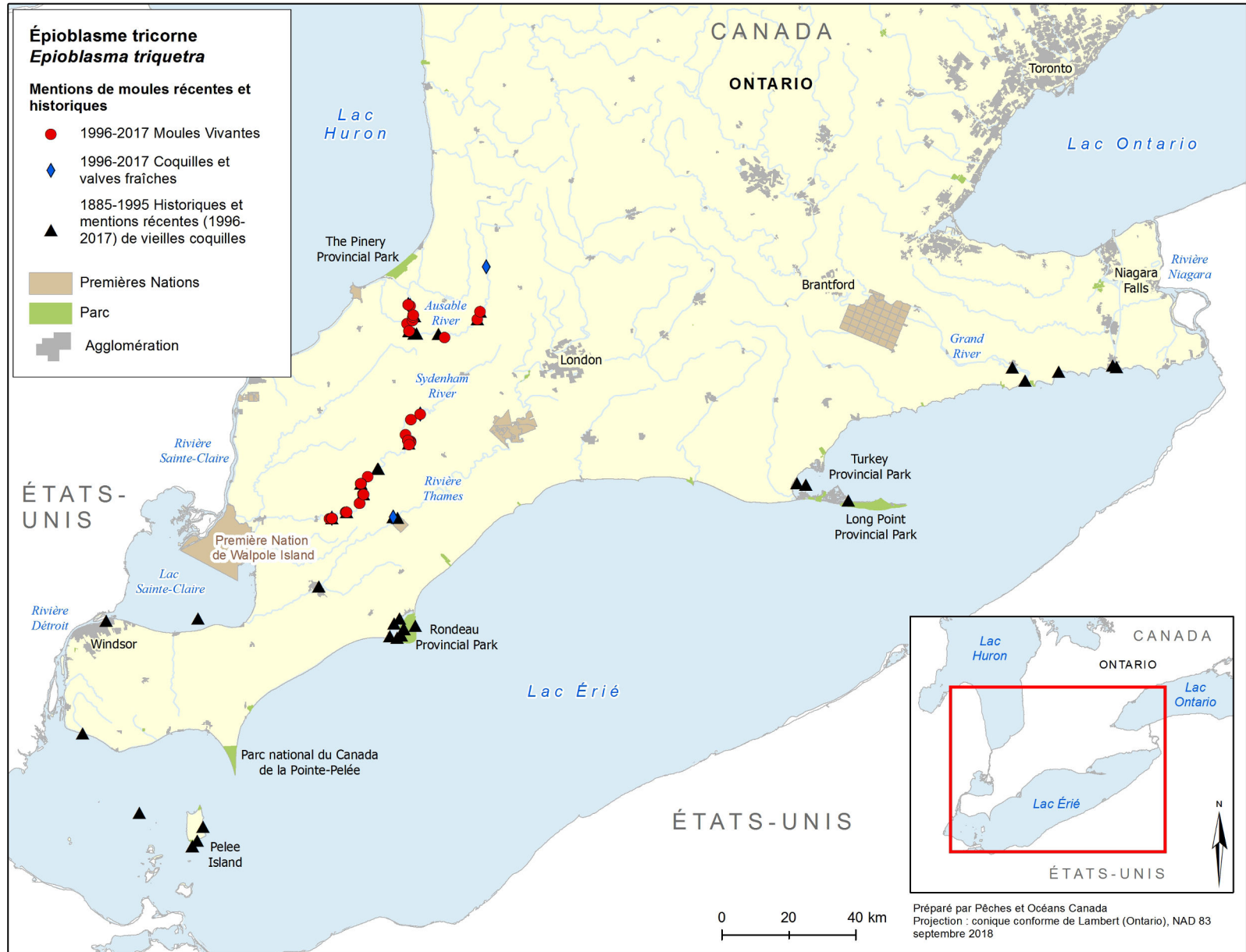


Figure 6. Aire de répartition de l'épioblasme tricorne au Canada

1.2.4 Besoins de l'épioblasme tricolore

Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques

Frai : La biologie reproductive de l'épioblasme tricolore est la même que celle de la plupart des unionidés – voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie reproductive générale des moules d'eau douce. On pense que la fertilisation s'effectue à la fin de l'été étant donné que des œufs ont été observés au début du mois de septembre (Watters *et al.* 2009); cependant, des recherches supplémentaires doivent être effectuées pour établir la période précise de cette étape du cycle de reproduction. L'épioblasme tricolore est une espèce bradytélrique, et on a observé des femelles gravides entre la mi-août et la fin de septembre dans des eaux dont la température se situait entre 14,5 °C et 26 °C au Canada (McNichols 2007). Watters *et al.* (2009) ont trouvé des femelles gravides de septembre jusqu'à juin, ce qui laisse croire que les glochidies hivernent dans les moules femelles. On ne connaît pas encore la température de l'eau nécessaire pour assurer le développement des gamètes (et possiblement le relâchement des gamètes) pour l'épioblasme tricolore.

Stade de glochidie enkystée : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information générale sur les glochidies des moules d'eau douce. Les épioblastes tricolores femelles ont développé des structures spécialisées, dont un leurre pour attirer des hôtes vers son manteau et des denticules sur sa coquille. Ces structures lui permettent d'attirer l'hôte, augmentant ainsi la probabilité de réussir l'enkystement (Barnhart *et al.* 2008). Les femelles portent les glochidies pendant l'hiver et les relâchent le printemps ou l'été suivant. On croit que l'enkystement des glochidies se fait du printemps jusqu'au mois d'août, selon Watters *et al.* (2009). Les glochidies peuvent toutefois hiberner sur l'hôte si elles se sont enkystées plus tard dans l'année. Il faudra effectuer d'autres recherches pour confirmer cette théorie. Des expériences en laboratoire ont démontré que les glochidies peuvent s'enkyster sur un hôte pendant 20 à 84 jours (McNichols 2007). Dans la nature, cette période peut être plus longue ou plus courte selon les conditions environnementales, comme la température de l'eau. On pense que les glochidies peuvent s'enkyster sur un hôte à partir de la mi-août jusqu'au mois de juin suivant si l'on se fonde sur le fait que des femelles gravides ont été trouvées au cours de cette période (McNichols 2007; Watters *et al.* 2009). Lors des expériences précédentes sur l'enkystement dans les poissons hôtes, cinq épioblastes tricolores juvéniles ont réussi à se développer sur une épinoche à cinq épines, un dard à ventre jaune, un achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), un chabot tacheté et un dard arc-en-ciel, mais il faut interpréter ces données avec précaution, particulièrement étant donné la méthode que l'épioblasme tricolore utilise pour s'accrocher à son hôte, car le nombre de juvéniles est extrêmement faible (McNichols et Mackie 2002; McNichols et Mackie 2004; Barnhart *et al.* 2008). Par ailleurs, des milliers d'épioblastes tricolores juvéniles se sont développés sur le fouille-roche zébré (McNichols 2007). Ainsi, cette espèce de poisson hôte est considérée comme le principal hôte de l'épioblasme tricolore et probablement le plus fonctionnel (parce que son aire de répartition chevauche celle de l'épioblasme tricolore) [McNichols 2007; Schwalb *et al.* 2011]. Les seuils de température nécessaires pour permettre la métamorphose et le dékystement n'ont pas été étudiés pour l'épioblasme tricolore; cependant, les expériences effectuées en laboratoire ont donné des résultats positifs à une température de 19,5 °C (McNichols 2007).

Juvéniles : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information générale sur les moules d'eau douce juvéniles. Étant donné que les populations d'épioblasme tricolore des rivières Ausable et East Sydenham présentent toutes les deux des signes de recrutement, il semble que la qualité de l'habitat soit acceptable, au moins dans certains

tronçons. Jusqu'à ce que les besoins en matière d'habitat des épioblasmes tricornes juvéniles soient définis, on décrira l'habitat optimal dans la partie sur les adultes ci-après.

Adultes : On trouve généralement l'épioblasme tricorne dans les zones de rapides ou sur de hauts-fonds des rivières et des cours d'eau de petite à moyenne taille (van der Schalie 1938; Dennis 1984). Le substrat privilégié par cette espèce peut être du sable (Clarke 1981), du gravier, des galets et des roches (Buchanan 1980). On a également observé l'espèce à des profondeurs allant de 0,5 à 2,5 m (Baker 1928; Buchanan 1980) et dans des zones où le courant est fort. Des programmes de surveillance ont été élaborés pour la rivière Ausable (Baitz *et al.* 2008) et la rivière East Sydenham (Metcalf-Smith *et al.* 2007) en 2006 et en 1999-2003 respectivement. Dans le cadre de ces études, on a mesuré les caractéristiques physiques des moules trouvées aux différents sites examinés. On a ainsi trouvé des épioblasmes tricornes à des endroits où : 1) la profondeur de l'eau se situait entre 18 et 22 cm et 12 et 26 cm (profondeur estivale); 2) la vitesse du courant était comprise entre 0,03-0,38 m/s et 0,16-0,31 m/s dans les rivières Ausable et East Sydenham respectivement. 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, bon nombre de relevés sur cette espèce proviennent du lac Érié, où elle a probablement habité les hauts-fonds battus par les vagues. On trouve habituellement l'épioblasme tricorne entièrement enfoui dans le substrat (Buchanan 1980) ou n'exposant à la vue que sa coquille postérieure (Ortmann 1919). Le type de substrat dans lequel on a trouvé des épioblasmes tricornes dans la rivière East Sydenham était composé en moyenne de 13 % de blocs, de 23 % de gravats, de 28 % de gravier, de 22 % de sable, de 11 % de vase, de 0,12 % d'argile et de 0,40 % de fange (Metcalf-Smith *et al.* 2007). Le substrat de la rivière Ausable était surtout composé de gravier (52 % à 62 %) et comportait de faibles pourcentages (entre 0 % et 33 %) de blocs (0 % à 7 %), de gravats (de 1 % à 25 %), de sable (de 10 % à 25 %), de vase (de 10 % à 20 %), de fange (de 0,07 % à 3 %) et d'argile (de 0 % à 13,04 %) [Baitz *et al.* 2008]. Des études supplémentaires seront nécessaires pour déterminer les exigences particulières de l'habitat optimal de l'espèce, car ces pourcentages sont fondés sur les observations faites dans sept sites de la rivière Ausable et neuf sites de la rivière East Sydenham. Cependant, il s'agit des meilleures données obtenues jusqu'à maintenant.

On ne possède aucune information directe sur la tolérance thermique de l'épioblasme tricorne, mais la température de l'eau aux sites où des spécimens vivants ont été trouvés dans la rivière East Sydenham entre 2002 et 2010 (températures estivales et automnales) se situait entre 14,5 °C et 26 °C.

On ne connaît pas non plus la longévité et l'âge de maturité sexuelle de l'épioblasme tricorne; toutefois, si l'on se fonde sur les femelles gravides recueillies dans la rivière Clinch (Dennis 1987) et dans la rivière Powell (Yeager et Saylor 1995), on estime que l'espèce atteint sa maturité entre 5 et 10 ans.

Bien que l'on ne connaisse pas les préférences alimentaires et la taille des particules siphonnées par les épioblasmes tricornes adultes, elles sont probablement semblables à celles des autres moules d'eau douce (c.-à-d. particules organiques suspendues comme des détritiques, des bactéries et des algues; Strayer *et al.* 2004). Les adultes peuvent également se nourrir à l'aide de leur pied (Nichols *et al.* 2005).

Facteurs limitatifs

L'épioblasme tricorne pourrait être limitée par son cycle de vie complexe et son mécanisme de dispersion. Le fait de dépendre d'un hôte pour son développement (tel que décrit ci-dessus) pourrait limiter sa reproduction parce que les changements qui touchent les espèces hôtes peuvent aussi toucher les moules. Par ailleurs, l'espèce semble choisir des hôtes précis puisque son hôte principal est le fouille-roche zébré, qui a des os frontaux plus larges et plus robustes (Barnhart *et al.* 2008). Les autres espèces de dards examinées sont souvent mortes lors de la capture (parce que leur tête a été broyée) ou dans les quelques jours suivant leur capture (Barnhart *et al.* 2008). La disponibilité et la santé des espèces hôtes peuvent aussi limiter l'espèce.

Voir les facteurs limitatifs de l'épioblasme ventrue pour obtenir davantage d'information sur la dispersion des moules d'eau douce.

1.3 Pleurobème écarlate

1.3.1 Information sur l'espèce

Nom commun : Pleurobème écarlate

Nom scientifique : *Pleurobema sintoxia*

Désignation selon le COSEPAC : En voie de disparition

Justification de la désignation : Cette espèce de moule occupe une petite zone dans le bassin hydrographique du lac Sainte-Claire et trois autres bassins hydrographiques dans le sud de l'Ontario, où l'étendue et la qualité de son habitat sont en déclin. Le développement urbain, le ruissellement agricole et les impacts de la moule zébrée et du gobie à taches noires menacent la survie de l'espèce au Canada.

Répartition au Canada : Ontario

Historique de la désignation du COSEPAC : Désignée espèce en voie de disparition en 2004. Réexamen et confirmation du statut en mai 2014.

Le pleurobème écarlate (*Pleurobema sintoxia*; Rafinesque 1820) [figure 7] est une moule d'eau douce de taille moyenne à grande dont la morphologie varie fortement selon l'habitat. En effet, dans les rivières, la coquille de cette moule est comprimée, solide et quelque peu rectangulaire. Son bec est également comprimé, légèrement élevé et projeté vers l'avant, mais uniquement au-delà de la ligne d'articulation. La coquille du pleurobème des Grands Lacs est, quant à elle, plus petite et gonflée, avec un bec plein qui s'élève et se projette vers l'avant, bien au-delà de la ligne d'articulation (COSEPAC 2004). L'extrémité antérieure est arrondie et l'extrémité postérieure possède un angle droit et tronqué. L'arête postérieure est arrondie, se terminant en un point émoussé. Chez les juvéniles, la coquille est de couleur havane et affiche des rayures vertes distinctes qui s'estompent à mesure que la coquille grandit. Chez les adultes, la coquille est d'un roux profond strié de bandes foncées et elle peut mesurer jusqu'à 13 cm. La surface est rugueuse et présente des bourrelets de croissance concentriques. Le pleurobème possède deux dents pseudocardinales dans la valve gauche qui sont grosses, rectangulaires et dentelées. Une dent pseudocardinale, située dans la valve droite, est basse et rugueuse. La valve gauche compte deux dents latérales et la valve droite, une seule; ces dents sont droites, modérément hautes et finement dentelées.



Figure 7. Pleurobème écarlate (*Pleurobema sintoxia*)

(Photo : gracieuseté de J.L. Metcalfe-Smith, Environnement et Changement climatique Canada)

1.3.2 Répartition

Aire de répartition mondiale : Aux États-Unis, le pleurobème écarlate est présent dans les bassins hydrographiques du fleuve Mississippi et de la rivière Ohio, en Alabama, en Arkansas, en Illinois, en Indiana, en Iowa, au Kansas, au Kentucky, au Michigan, au Minnesota, au Missouri, au Nebraska, dans l'État de New York, en Ohio, en Oklahoma, en Pennsylvanie, au Dakota du Sud, au Tennessee, en Virginie-Occidentale et au Wisconsin (NatureServe 2015). Au Canada, on ne trouve le pleurobème écarlate qu'en Ontario (figure 8).

Aire de répartition canadienne : Au Canada, l'espèce se trouvait historiquement dans les lacs Sainte-Claire et Érié ainsi que dans les rivières Detroit, Grand, Niagara, Sydenham et Thames. Les populations que l'on croit reproductrices demeurent dans le delta de la rivière Sainte-Claire et dans la rivière Sydenham. Il reste également d'autres populations dans les rivières Grand et Thames, ainsi que la baie Rondeau (figure 9).

Pourcentage de l'aire de répartition mondiale au Canada : Le Canada représente actuellement moins de 5 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce.

Tendance en matière de répartition : Aux États-Unis, l'aire de répartition actuelle du pleurobème écarlate est semblable à ce qu'elle était autrefois, bien que la plupart des grandes populations des rivières soient disparues du nord du Midwest. Des populations survivent toujours dans les tributaires du fleuve Mississippi et de la rivière Ohio. Au Canada, des populations habitaient le lac Érié et les eaux extralittorales du lac Sainte-Claire, mais elles ont disparu. Dans le delta de la rivière Sainte-Claire, la population résiduelle se trouve entièrement sur le territoire de la Première Nation de Walpole Island où l'espèce est le plus abondant des espèces en péril dans ce lieu (T. Morris, MPO, communication personnelle 2015). Le pleurobème était répandu en aval et en amont de la rivière Thames, mais il est maintenant limité à une très petite population (probablement relique) dans McGregor Creek (tributaire de la Thames inférieure) et dans les tronçons supérieurs des rivières Middle Thames et South Thames. Par le passé, on l'observait dans les tronçons inférieurs de la rivière Grand, en aval de Brantford, bien que des coquilles aient été trouvées à l'occasion plus loin dans le bassin hydrographique (Metcalfe-Smith *et al.* 2000). La présence de pleurobèmes écarlates dans la

rivière Niagara a déjà été déclarée dans neuf relevés historiques, mais lors d'un relevé de 2001, seules des coquilles fraîches et altérées et des moules zébrées ont été trouvées (COSEPAC 2004). Même si le pleurobème écarlate est bien répandu dans l'ensemble de la rivière Sydenham, il reste néanmoins une espèce peu commune. En 2014, le ministère des Ressources naturelles et des forêts (OMNRF) Ontario a trouvé un direct pleurobème écarlate dans la baie Rondeau (OMNRF, données inédites.); on ne sait pas s'il y a une population de reproduction à cet endroit.

1.3.3 Situation et abondance de la population

Situation et abondance dans le monde : Le pleurobème écarlate a une vaste aire de répartition, mais il s'agit d'une espèce peu commune et rarement abondante (COSEPAC 2004). Il est considéré comme étant apparemment protégé à protégé à l'échelle mondiale (G4/G5) et est classé au niveau N4N5 (apparemment protégé à protégé) aux États-Unis. L'espèce est considérée comme gravement en péril (S1) dans quatre États et en péril (S2) dans quatre États (NatureServe 2015). Aux États-Unis, l'aire de répartition actuelle est semblable à ce qu'elle était autrefois, bien que la plupart des grandes populations des rivières soient disparues du nord du Midwest. Il existe encore de nombreuses populations dans les bassins hydrographiques du fleuve Mississippi et de la rivière Ohio. L'espèce n'est pas encore inscrite en vertu de la *Endangered Species Act*.

Aux États-Unis, de nombreuses populations de pleurobèmes écarlates ont connu des déclin et, dans certains secteurs, elles ne montrent aucun signe de recrutement récent (COSEPAC 2004).

Situation et abondance au Canada – Au Canada, le pleurobème écarlate est considéré comme gravement en péril aux échelles nationale (N1) et provinciale (S1) [NatureServe 2015]. L'espèce n'a pas été observée dans le lac Érié en mer depuis 1951-1952, ni dans les eaux extralittorales du lac Sainte-Claire depuis 1990 (COSEPAC 2004). Cependant, selon des relevés effectués la période 1999-2001, on a signalé la présence de 42 pleurobèmes écarlates provenant de trois emplacements situés près du rivage au large de l'île Squirrel dans le delta de la rivière Sainte-Claire (Zanatta et al. 2002). On n'a relevé aucun spécimen vivant dans les 92 autres emplacements riverains recensés. Il se pourrait que l'on découvre de petites populations isolées dans quelques secteurs littoraux même si, jusqu'ici, on n'en a trouvée aucune. Les résultats des relevés récents menés dans les rivières Niagara et Detroit indiquent que le pleurobème écarlate est disparu de ces rivières. On a trouvé des spécimens sur un tronçon de 48 km de la rivière Grand. Toutefois, le faible nombre de spécimens vivants et l'absence de petits spécimens reflètent vraisemblablement une diminution du taux de reproduction. La population de la rivière Thames est limitée à un très petit secteur (approximativement 24 km de long) dans les tronçons supérieurs des rivières Middle Thames et South Thames, entre Thamesford et London. Le pleurobème écarlate a toujours été rare dans la rivière Sydenham. On a observé 45 spécimens à sept emplacements différents dans la rivière East Sydenham entre Rokeby et Dawn Mills (approximativement 107 km de long) ainsi qu'à un emplacement dans la rivière North Sydenham (COSEPAC 2004).

Pourcentage de l'abondance mondiale au Canada : Le Canada compte actuellement moins de 5 % du nombre total d'individus de l'espèce.

Tendance démographique – Au Canada, la répartition actuelle du pleurobème écarlate se limite au delta de la rivière Sainte-Claire ainsi qu'à trois rivières du sud-ouest de l'Ontario. On a

désigné le delta de la rivière Sainte-Claire comme refuge potentiel pour les unionidés afin de les protéger des effets causés par la moule zébrée (Zanatta *et al.* 2002). Des relevés effectués entre 1999 et 2001 ont révélé la présence du pleurobème écarlate à trois emplacements dans le delta de la rivière Sainte-Claire; toutefois, un échantillonnage répété effectué en 2003 à ces mêmes emplacements a montré des déclinés dans chacun des trois emplacements. Dans la rivière Grand, le faible nombre d'individus vivants et l'absence de petits spécimens reflètent vraisemblablement une diminution du taux de reproduction. Pour ce qui est de la rivière Thames, une population relique (individus de grande taille, aucun signe de reproduction) vit dans les tronçons supérieurs de la rivière Middle Thames, et une population occupe la rivière entre Thamesford et le confluent avec la rivière South Thames. Dans le bassin hydrographique de la rivière East Sydenham, on a observé le pleurobème écarlate à sept emplacements différents ainsi qu'à un autre site dans la rivière North Sydenham. La taille des spécimens prélevés indique un recrutement. On considère que la population de la rivière East Sydenham est celle qui est le plus en santé en Ontario. Un seul spécimen vivant a été trouvé dans la baie Rondeau depuis avant 1996 et le statut de l'espèce à cet endroit est inconnu.

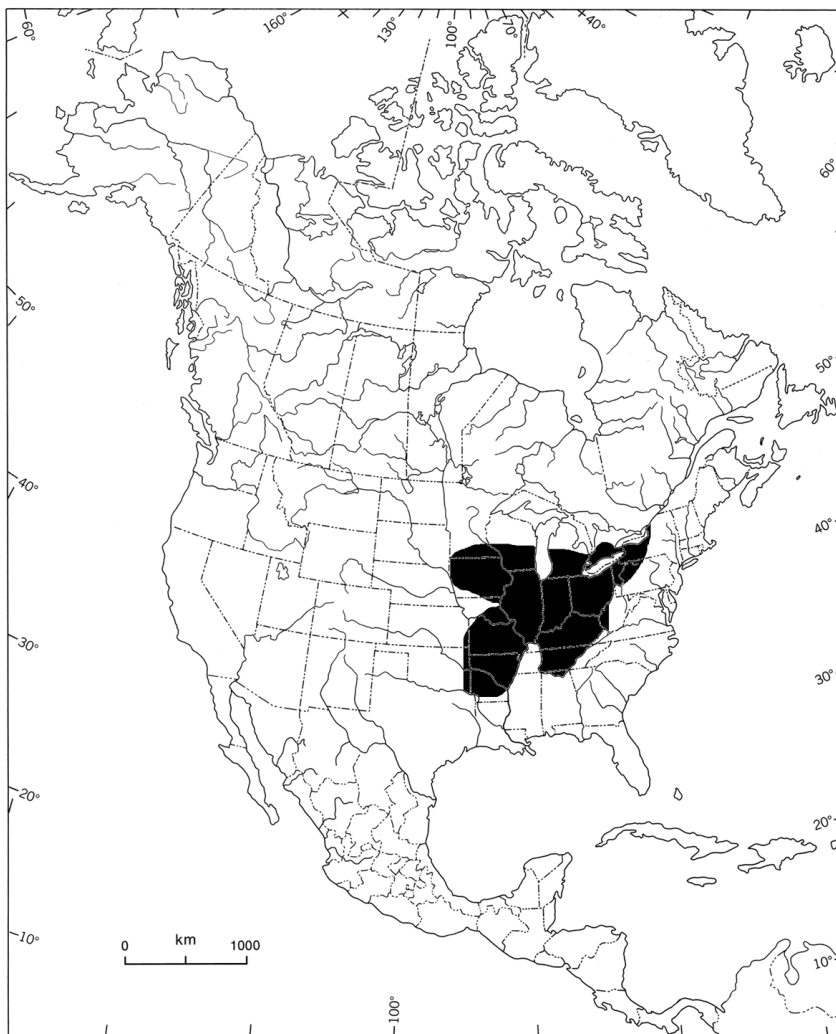


Figure 8. Aire de répartition mondiale du pleurobème écarlate (modifiée à partir de Parmalee et Bogan 1998)

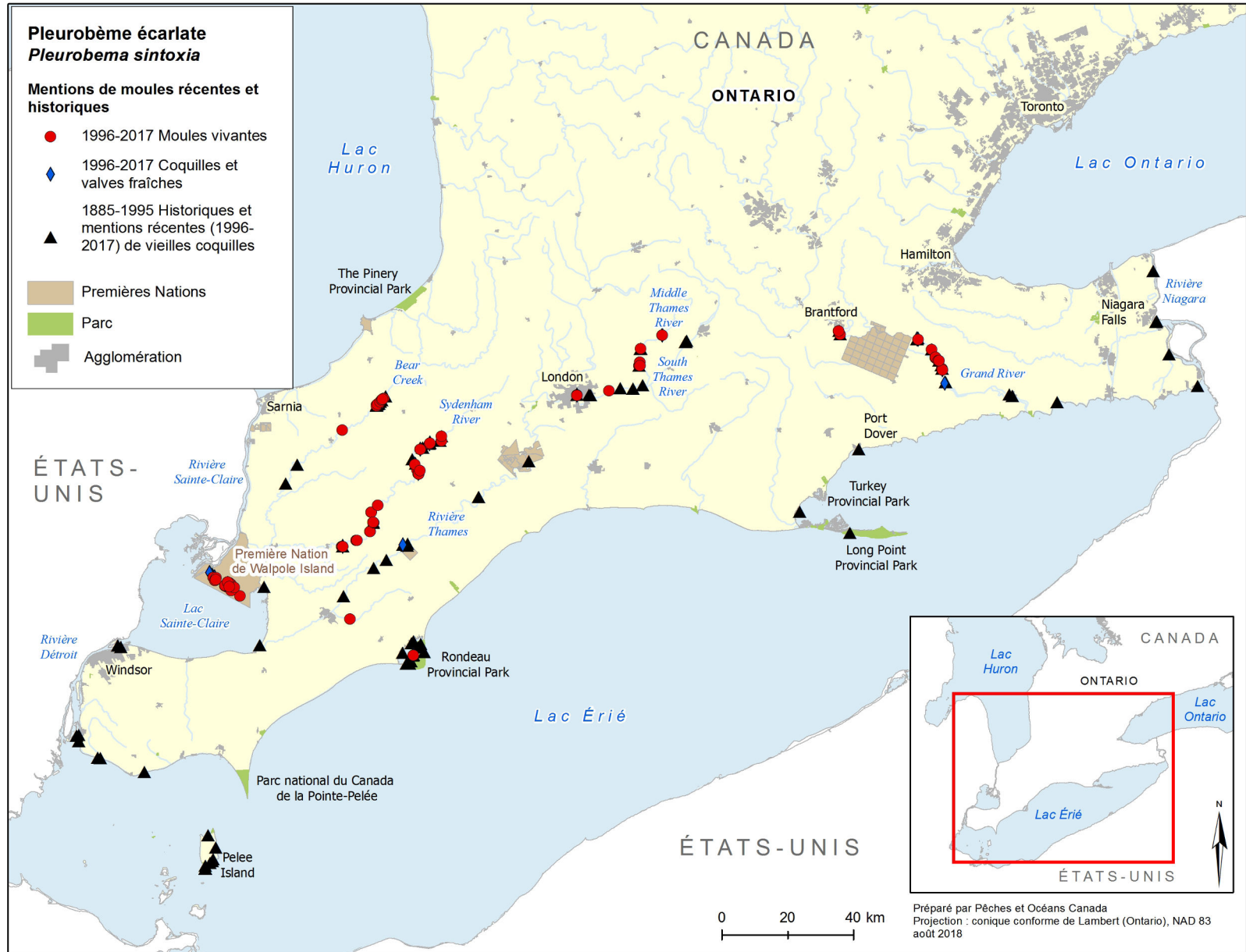


Figure 9. Aire de répartition du pleurobème écarlate au Canada

1.3.4 Besoins du pleurobème écarlate

Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques

Frai : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie reproductive générale des moules d'eau douce. Le pleurobème écarlate est une espèce tachytélique (incubation à court terme) qui libère ses œufs en mai et couve les glochidies de mai à juillet (Watters *et al.* 2009). La fertilisation s'effectue avant, mais on ne connaît pas la période précise pour les populations canadiennes. On ne connaît pas non plus la température de l'eau nécessaire pour assurer le développement des gamètes (et possiblement le relâchement des gamètes) pour le pleurobème écarlate.

Stade de glochidie enkystée : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie générale et l'habitat des glochidies des moules d'eau douce. On ne sait pas à quel moment l'enkystement s'effectue, mais on pense qu'il se fait du mois de mai au mois d'août étant donné que les femelles sont gravides de mai à juillet. Les poissons hôtes du pleurobème écarlate sont le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), le mené bleu (*Cyprinella spiloptera*), le ventre-pourri (*Pimephales notatus*), le ventre rouge du nord (*Chrosomus eos*), le roule-caillou (*Campostoma anomalum*) et le ventre rouge du sud (*C. erythrogaster*) [Hove 1995; Watters *et al.* 2005]. En Ontario, ces espèces (à l'exception du ventre rouge du sud) partagent la même aire de répartition que le pleurobème écarlate, et l'on croit qu'elles servent d'hôtes aux glochidies, bien qu'aucun hôte potentiel n'ait été examiné au Canada puisqu'aucune femelle gravide n'a été trouvée. Les seuils de température nécessaires pour permettre la métamorphose et le dékystement n'ont pas été étudiés pour le pleurobème écarlate.

Juveniles : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie générale et l'habitat des moules d'eau douce juvéniles. Étant donné que les populations de pleurobème écarlate de la rivière Sydenham présentent des signes de recrutement, il semble que la qualité de l'habitat soit acceptable, au moins dans certains tronçons. Jusqu'à ce que les besoins en matière d'habitat des pleurobèmes écarlates juvéniles soient définis, on décrira l'habitat optimal dans la partie sur les adultes ci-après.

Adultes : On trouve habituellement le pleurobème écarlate dans des rivières de taille moyenne ou grande (van der Schalie 1938; Parmalee et Bogan 1998), ainsi que dans les lacs (Clarke 1981; Strayer et Jirka 1997). Dans les grandes rivières, on peut le trouver dans la boue, le sable et le gravier, à une profondeur supérieure à 3 m, mais également dans des bancs de sable et de gravier (Gordon et Layzer 1989). Dans le delta de la rivière Sainte-Claire, le pleurobème écarlate occupe les régions sublittorales (moins de 1 m) où l'on trouve des substrats de sable bien tassé (Zanatta *et al.* 2002). Dans les petites rivières, on le trouve souvent enfoui dans le gravier, les galets et les blocs, dans les rapides au courant modéré ou sous ceux-ci (Ortmann 1919; Parmalee et Bogan 1998). Un programme de surveillance pour la rivière Sydenham a été élaboré entre 1999 et 2003 (Metcalf Smith *et al.* 2007). Dans le cadre de ces activités d'échantillonnage, on a mesuré les caractéristiques physiques des moules relevées aux différents sites examinés. On a ainsi trouvé des pleurobèmes écarlates à des endroits où : 1) la profondeur de l'eau se situait entre 12 cm et 26 cm (profondeur estivale); 2) la vitesse du courant était comprise entre 0,16 m/s et 0,31 m/s. Le type de substrat dans lequel on a trouvé des pleurobèmes écarlates dans la rivière Sydenham était composé en moyenne de 16 % de blocs, de 23 % de gravats, de 27 % de gravier, de 22 % de sable, de 9 % de vase, de 0,25 % d'argile et de 0,54 % de fange (Metcalf-Smith *et al.* 2007). Des études supplémentaires seront nécessaires pour déterminer les exigences particulières de l'habitat optimal de l'espèce, car ces

pourcentages sont fondés sur les observations faites dans seulement sept sites de la rivière Sydenham et n'incluent pas les données provenant des rivières Grand et Thames. Il s'agit cependant des meilleures données obtenues jusqu'à maintenant.

On ne possède aucune information directe sur la tolérance thermique du pleurobème écarlate, mais la température de l'eau aux sites où des spécimens vivants ont été trouvés dans la rivière Sydenham entre 2002 et 2010 (températures estivales et automnales) se situait entre 14,5 °C et 26 °C (J. Ackerman, Université de Guelph, données non publiées).

La longévité du pleurobème écarlate n'a pas encore été déterminée, mais l'on sait que d'autres membres de la sous-famille des ambléminés vivent plus de 30 ans (Stansbery 1967). L'âge à la maturité de cette espèce n'est pas connu, mais le stade juvénile de la plupart des unionidés dure entre deux et cinq ans.

Bien que l'on ne connaisse pas les préférences alimentaires et la taille des particules siphonnées par les pleurobèmes écarlates adultes, elles sont probablement semblables à celles des autres moules d'eau douce (c.-à-d. particules organiques suspendues comme des détritiques, des bactéries et des algues; Strayer *et al.* 2004). Les adultes peuvent également se nourrir à l'aide de leur pied (Nichols *et al.* 2005).

Facteurs limitatifs

Le pleurobème écarlate pourrait être limité par son cycle de vie complexe et son mécanisme de dispersion. Le fait de dépendre d'un hôte pour son développement (tel que décrit ci-dessus) pourrait limiter sa reproduction parce que les changements qui touchent les espèces hôtes peuvent aussi toucher les moules. La disponibilité et la santé des espèces hôtes peuvent aussi limiter l'espèce. Des recherches supplémentaires doivent être effectuées pour déterminer les espèces hôtes du pleurobème écarlate au Canada.

Voir les facteurs limitatifs de l'épioblasme ventrue pour obtenir davantage d'information sur la dispersion des moules d'eau douce.

1.4 Mulette du necture¹

1.4.1 Information sur l'espèce

Nom commun : Mulette du necture

Nom scientifique : *Simpsonaias ambigua*

Désignation selon le COSEPAC : En voie de disparition

Justification de la désignation : La présence de cette moule d'eau douce a été constatée dans deux rivières du sud de l'Ontario en 1998. Les relevés réalisés depuis la première évaluation du COSEPAC (2001) ont confirmé la présence d'individus vivants dans la rivière Sydenham. Malgré de nombreux échantillonnages supplémentaires, une demi-coquille trouvée en 1998 est la seule attestation de la présence de l'espèce dans la rivière Thames. La qualité de l'habitat continue de décliner en raison de l'agriculture intensive, du développement urbain et de la pollution issue de sources ponctuelles et non ponctuelles. De plus, l'unique hôte de cette moule est le necture tacheté, une salamandre. Toute menace pour l'hôte pèse également sur la survie de la moule.

Répartition au Canada : Ontario

Historique de la désignation du COSEPAC : Désignée en voie de disparition en mai 2001. Situation réexaminée et confirmée en mai 2011.

La mulette du necture (*Simpsonaias ambigua*; Say 1825) [figure 10] est une petite moule d'eau douce qui se distingue des autres moules par sa coquille de forme elliptique allongée, ses dents cardinales incomplètes, son bec en forme de boucle double et son periostracum (surface de la coquille) brun et exempt de rayures. Sa coquille est mince et fragile; chez le mâle, elle est comprimée alors que chez la femelle, sa face postérieure est légèrement gonflée. La face antérieure est beaucoup plus épaisse que la face postérieure. Les extrémités antérieures et postérieures sont arrondies; les marges dorsales et ventrales sont presque droites et parallèles. L'arête postérieure est arrondie. Les becs sont situés environ au quart de la distance séparant la face antérieure de la face postérieure; ils s'élèvent légèrement au-dessus de la ligne d'articulation et sont quelque peu ramassés. La structure du bec se compose de quatre à cinq arêtes en forme de boucle double. Le periostracum est lisse, d'un brun jaunâtre à un brun foncé, et il est dépourvu de rayures. Les dents pseudocardinales sont très petites, basses et arrondies – chaque valve en compte une. Par contre, la mulette necture n'a aucune dent latérale (Watson *et al.* 2000b).

¹ Anciennement connue sous le nom de moule salamandre.



Figure 10. Mulette du necture (*Simpsonaias ambigua*)
(Photo : gracieuseté de D. Zanatta, Université de Toronto)

1.4.2 Répartition

Aire de répartition mondiale : On trouve actuellement la mulette du necture en Arkansas, en Illinois, en Indiana, au Kentucky, au Michigan, au Minnesota, au Missouri, dans l'État de New York, en Ohio, en Pennsylvanie, au Tennessee, en Virginie-Occidentale, au Wisconsin ainsi qu'en Ontario (NatureServe 2015) [figure 11]. Elle était autrefois présente dans les bassins hydrographiques des lacs Sainte-Claire, Huron et Érié ainsi que dans les réseaux des rivières Ohio, Cumberland et celui du nord du fleuve Mississippi (Clarke 1985).

Aire de répartition canadienne : Il n'y a que trois relevés antérieurs de la mulette du necture au Canada : deux menés dans la rivière East Sydenham au milieu des années 1960 et un dans la rivière Detroit en 1934. Aujourd'hui, en Ontario, ce n'est que dans la rivière East Sydenham que l'on trouve la mulette du necture même si, en 1998, un spécimen vivant a été observé dans la rivière Thames, dans la ville de London, et trois spécimens vivants ont été trouvés dans le delta de la rivière St. Clair en 1999; aucun animal ou coquille en direct n'a été trouvé à ces deux endroits depuis les enregistrements originaux (figure 12). Selon certaines hypothèses, la limite la plus au nord de l'aire de répartition de la mulette du necture serait la région des Grands Lacs, ce qui expliquerait pourquoi cette dernière est naturellement rare à cet endroit.

Pourcentage de l'aire de répartition mondiale au Canada : Le Canada représente actuellement moins de 5 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce.

Tendance en matière de répartition : Aux États-Unis, la mulette du necture n'est plus présente dans 60 % des rivières et des cours d'eau qu'elle occupait autrefois; elle est même disparue de l'Iowa (NatureServe 2015) et possiblement de l'État de New York, du Tennessee et du Michigan. Au Canada, on l'observait autrefois dans les rivières Detroit et North Sydenham, mais les relevés récemment menés dans les deux rivières prouvent qu'elle ne subsiste que dans la rivière East Sydenham.

1.4.3 Situation et abondance de la population

Situation et abondance dans le monde : Aux États-Unis, on sait que des populations se trouvent dans 12 États et que leur aire de répartition semble diminuer dans la plupart d'entre eux. On croit que la mulette du necture est présente dans seulement 32 des 80 rivières et cours d'eau dans lesquels on a déjà mené des relevés. L'espèce est considérée comme vulnérable à l'échelle mondiale (G3) et vulnérable à l'échelle nationale (N3) aux États-Unis. Elle est également présumée disparue (SX) dans un État, possiblement disparue (SH) dans un État, gravement en péril (S1) dans sept États et en péril (S2) dans trois États (NatureServe 2015).

Situation et abondance au Canada : Au Canada, la mulette du necture est considérée comme gravement en péril aux échelles nationale (N1) et provinciale (S1) [NatureServe 2015]. En Ontario, elle s'est vu attribuer un statut de conservation SH (historique; aucune occurrence vérifiée au cours des 20 dernières années) par le Centre d'information sur le patrimoine naturel jusqu'à la fin des années 1990. Au cours des relevés intensifs menés entre 1997 et 1999 sur des tributaires des lacs Érié et Sainte-Claire et dans le cours inférieur du lac Huron (Metcalf-Smith *et al.* 1998, 1999), on a observé un total de 90 spécimens provenant de huit emplacements différents sur la rivière East Sydenham, d'un emplacement dans le delta de la rivière Sainte-Claire et d'un emplacement dans la rivière Thames. En Ontario, la plus grande population de mulettes du necture se limite au tronçon central de la rivière East Sydenham. Trois spécimens vivants ont été trouvés dans le delta de la rivière Sainte-Claire en 1999, bien qu'aucun autre spécimen n'ait été trouvé dans cette zone récemment. Une seule valve fraîche a été trouvée dans la rivière Thames en 1998. Les autres relevés menés dans ce bassin hydrographique n'ont pas permis de prouver la présence d'individus vivants ou morts dans la rivière Thames. Étant donné ces conclusions, la mulette du necture a été déclassée du niveau SH à S1 en Ontario.

Pourcentage de l'abondance mondiale au Canada : Le Canada représente actuellement moins de 5 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce. On ne dispose pas d'estimations de l'abondance de la population.

Tendance démographique : Aux États-Unis, la mulette du necture n'est plus présente dans 60 % des rivières et des cours d'eau qu'elle occupait autrefois; elle est même disparue de l'Iowa (NatureServe 2015) et possiblement de l'État de New York, du Tennessee et du Michigan. Au Canada, elle ne subsiste que dans la rivière East Sydenham. De 1997 à 1999, on a prélevé des individus vivants à huit emplacements différents sur un tronçon de 73 km de la rivière East Sydenham. Les tailles largement variées des spécimens vivants et des coquilles fraîches prélevés indiquaient un recrutement continu.

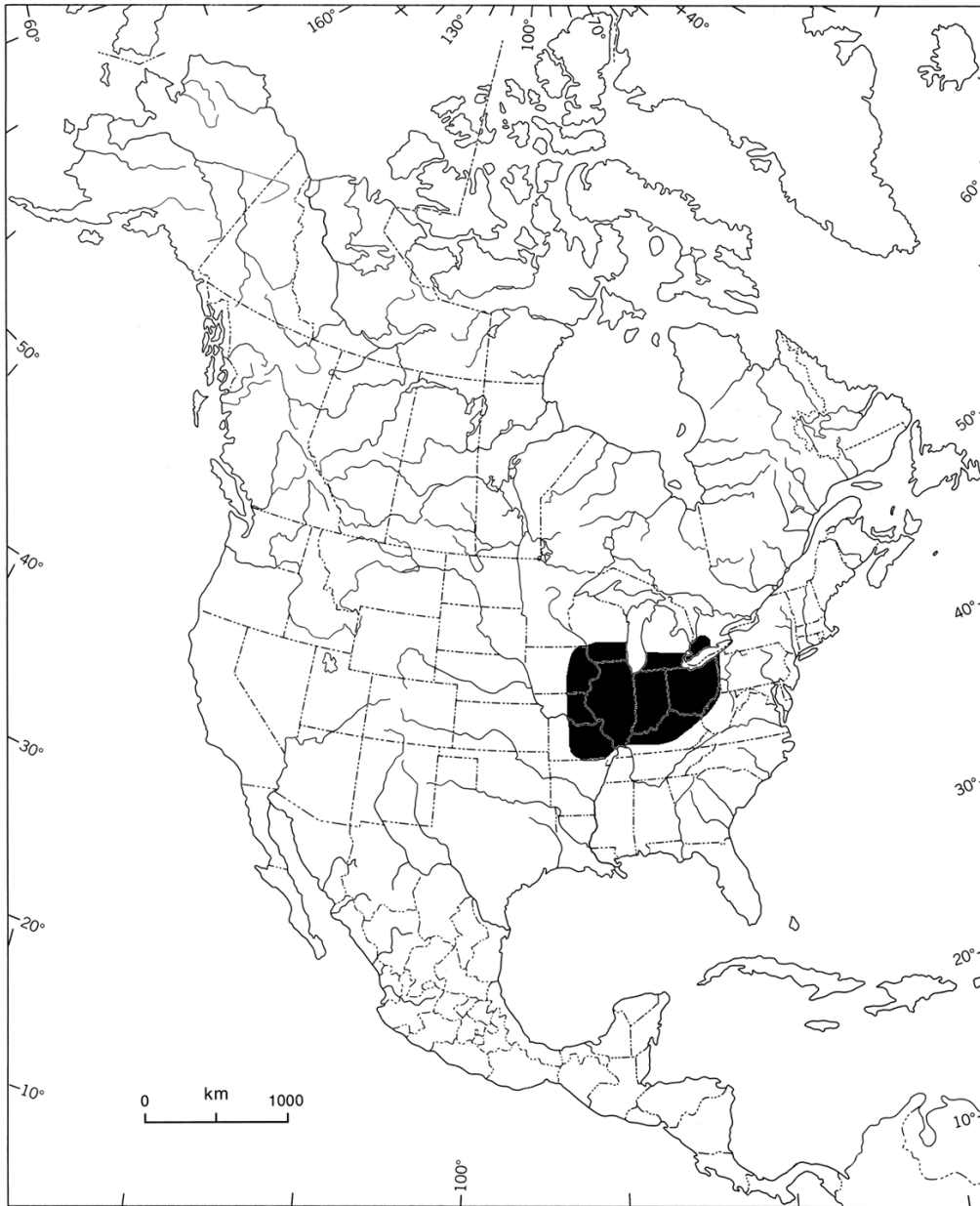


Figure 11. Aire de répartition mondiale de la muette du necture (modifiée à partir de Parmalee et Bogan 1998)

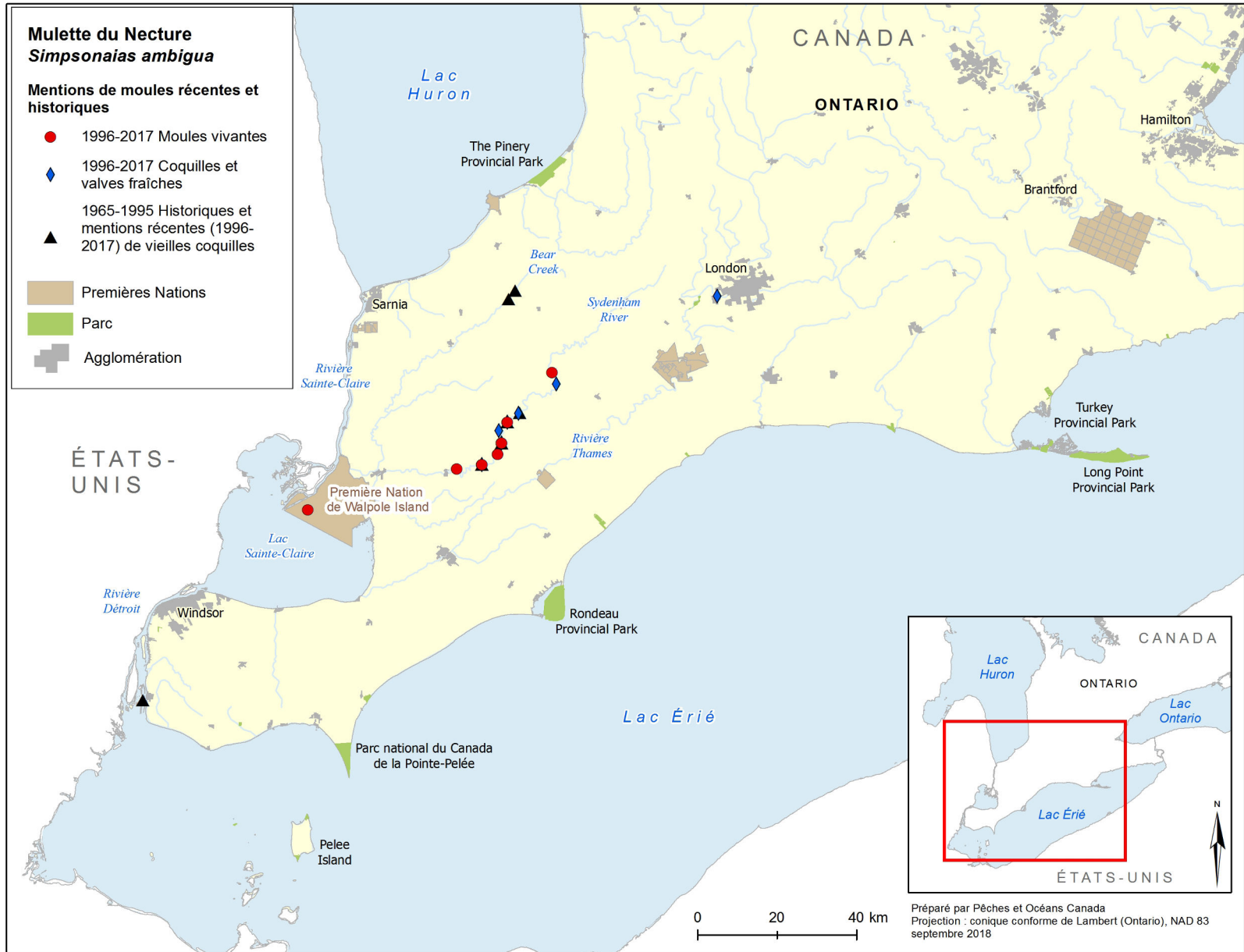


Figure 12. Aire de répartition de la mulette du necture au Canada

1.4.4 Besoins de la mulette du necture

Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques

Frai : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie reproductive générale des moules d'eau douce. Bien que la biologie reproductive de la mulette du necture soit semblable à celle de la plupart des moules, cette espèce est unique en ce qu'elle est la seule espèce à utiliser un hôte autre qu'un poisson. Aucune femelle gravide n'a été observée au Canada, mais Barnhart *et al.* (1998) en ont repéré une dans la rivière Meramec (Missouri) en avril. On ne connaît pas non plus la température de l'eau nécessaire pour assurer le développement des gamètes (et possiblement le relâchement des gamètes) pour la mulette du necture.

Stade de glochidie enkystée : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie générale et l'habitat des glochidies des moules d'eau douce. Les glochidies de la mulette du necture sont pourvues de crochets qui leur permettent vraisemblablement de bien se fixer aux branchies externes de leur hôte. Le necture tacheté (*Necturus maculosus*) est le seul hôte connu de la mulette du necture. Une fois fixées sur un hôte, les glochidies deviennent complètement enkystées au bout de 36 heures. Une fois l'enkystement réussi, il peut s'écouler de six jours à plus de six mois avant que la transformation du stade de glochidie au stade de juvénile ne soit terminée (Kat 1984). Barnhart *et al.* (1998) ont découvert qu'à une température de 20 °C, la métamorphose et le détachement se produisent dans les 19 à 28 jours suivant l'enkystement. Comme l'ont indiqué Watters *et al.* (2009), Howard (1915) a formulé l'hypothèse selon laquelle les glochidies passeraient l'hiver sur leur hôte puisque des glochidies ont été observées sur des nectures tachetés en octobre. Barnhart *et al.* (1998) ont trouvé des nectures tachetés infestés en avril. Une fois la métamorphose terminée, le juvénile rompt le kyste en déployant son pied (Lefevre et Curtis 1910). Le necture tacheté est largement répandu dans les lacs et les rivières de tout le Québec, de l'Ontario et du Manitoba. Il occupe des régions où l'on trouve des roches plates, des billes submergées, des morceaux de bois et d'autres débris. Les conditions de l'habitat du necture tacheté correspondent aux caractéristiques de l'habitat que l'on associe habituellement à la mulette du necture. Toujours selon une hypothèse d'Howard (1915), le necture tacheté se nourrirait de mulettes du necture adultes lorsqu'il se déplace d'une cachette à l'autre. Il se ferait infester par les glochidies au cours de ce processus. Lorsque les glochidies ont atteint la maturité, elles sont vraisemblablement relâchées dans le repère du necture (c.-à-d., sous de grandes roches plates). On ne possède toutefois aucune information sur la tolérance thermique de la mulette du necture.

Juvéniles : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie générale et l'habitat des moules d'eau douce juvéniles. Étant donné que les populations de mulettes du necture de la rivière East Sydenham présentent des signes de recrutement, il semble que la qualité de l'habitat soit acceptable, au moins dans certains tronçons. Jusqu'à ce que les besoins en matière d'habitat des mulettes du necture juvéniles soient définis, on décrira l'habitat optimal dans la partie sur les adultes ci-après.

Adultes : La Société canadienne pour la conservation de la nature (SCCN 1999) déclare que l'on trouve fréquemment la mulette du necture dans le sable ou la vase sous des pierres plates situées dans des zones de rapides, où elle peut être abondante. Cet habitat correspond à celui de son hôte, le necture tacheté. Gordon et Layzer (1989) rapportent que l'on dispose de relevés sur des sections peu profondes de ruisseaux et de grandes rivières dont le courant à mi-profondeur est de faible à fort. Selon eux, on peut trouver cette espèce dans la vase sous les

galets et les roches, mais principalement sous les grandes roches plates. Selon Cummings et Mayer (1992), on trouve cette moule dans des rivières de taille moyenne à grande, sur des bancs de vase ou de gravier ainsi que sous des galets ou des pierres plates. Au cours des relevés effectués dans le bassin de la rivière Meramec, au Missouri, Buchanan (1980) a trouvé des mulettes du necture sous de grandes roches plates situées sur un substrat composé de gravier, de galets et de roches, à trois pouces de profondeur, dans des rapides. En 1999, des spécimens vivants ont été recensés dans la rivière East Sydenham, près de Florence, dans un habitat semblable. On observe souvent des mulettes du necture regroupées en grand nombre. En effet, plusieurs centaines d'individus peuvent être étroitement rassemblées sous une seule roche plate. La raison pour laquelle on observe des mulettes du necture en si grandes concentrations s'explique par le lien étroit entre la moule et son hôte (Parmalee et Bogan 1998).

On ne connaît pas la longévité et l'âge de maturité de cette espèce. Bien que l'on ne connaisse pas les préférences alimentaires et la taille des particules siphonnées par les mulettes du necture adultes, elles sont probablement semblables à celles des autres moules d'eau douce (c.-à-d. particules organiques suspendues comme des détritiques, des bactéries et des algues; Strayer *et al.* 2004). Les adultes peuvent également se nourrir à l'aide de leur pied (Nichols *et al.* 2005).

Facteurs limitatifs

La mulette du necture pourrait être limitée par son cycle de vie complexe et son mécanisme de dispersion. Le fait de dépendre d'un hôte pour son développement (tel que décrit ci-dessus) pourrait limiter sa reproduction parce que les changements qui touchent les espèces hôtes peuvent aussi toucher les moules. Par ailleurs, l'espèce semble choisir des hôtes précis puisque le seul hôte connu est le necture tacheté (Barnhart *et al.* 1998). La disponibilité et la santé des espèces hôtes peuvent aussi limiter l'espèce.

Voir les facteurs limitatifs de l'épioblasme ventrue pour obtenir davantage d'information sur la dispersion des moules d'eau douce.

1.5 Villeuse haricot

1.5.1 Information sur l'espèce

Nom commun : Villeuse haricot

Nom scientifique : *Villosa fabalis*

Désignation selon le COSEPAC : En voie de disparition

Justification de la désignation : Cette moule d'eau douce est l'une des plus petites du Canada. Elle est présente dans deux rivières du sud de l'Ontario. Plus de 99 % de la population totale estimée se trouve dans la rivière Sydenham. La première évaluation du COSEPAC (2000) avait conclu que l'espèce avait disparu de la plus grande partie de son aire de répartition canadienne et se limitait à une rivière. Cependant, une nouvelle population, quoique petite, a été découverte en 2004 dans le nord de la rivière Thames. Treize individus vivants ont été trouvés dans cette rivière entre 2004 et 2008. Le principal facteur limitatif est la disponibilité d'un habitat de rapides peu profond et sans limon. Les deux populations fluviales se trouvent dans des zones d'agriculture intensive et de développement urbain, sujettes à l'envasement et à la pollution. La présence de la moule zébrée envahissante empêche la persistance de l'espèce dans une grande partie de son habitat historique et représente une menace continue contre l'une des dernières populations connues.

Répartition au Canada : Ontario

Historique de la désignation du COSEPAC : Espèce désignée en voie de disparition en avril 1999. Situation de l'espèce réexaminée et confirmée en mai 2000, puis en avril 2010.

La villeuse haricot (*Villosa fabalis*; I. Lea 1831) [figure 13] est une très petite moule d'eau douce de forme semi-elliptique. La femelle est plus largement arrondie et gonflée que le mâle. Le periostracum de la villeuse, de couleur vert pâle ou foncé, est couvert de rayures larges ou étroites, onduleuses et d'un vert plus foncé, qui sont clairement apparentes sauf chez les vieux spécimens. Les becs sont étroits, non excavés et s'élèvent légèrement au-dessus de la ligne d'articulation. Les dents de l'articulation sont relativement massives; les dents pseudocardinales sont droites, pyramidales et dentelées, tandis que les dents latérales sont courtes avec des dentelures diagonales et un interdentum épais.

En Amérique du Nord, le genre *Villosa* compte 18 espèces, dont deux seulement se trouvent au Canada.



Figure 13. Villeuse haricot (*Villosa fabalis*)
(Photo : gracieuseté de S. Staton, MPO)

1.5.2 Répartition

Aire de répartition mondiale : La villeuse haricot était autrefois largement répandue, mais de façon discontinue dans l'ensemble des réseaux hydrographiques des rivières Ohio et Tennessee, dans la partie ouest du lac Érié et dans ses tributaires ainsi que dans les tributaires de la rivière Sainte-Claire et du lac Sainte-Claire. Aux États-Unis, on trouve actuellement la villeuse haricot en Indiana, au Michigan, dans l'État de New York, en Ohio, en Pennsylvanie, au Tennessee et en Virginie-Occidentale (NatureServe 2015). Au Canada, elle n'est présente que dans le sud de l'Ontario (figure 14).

Aire de répartition canadienne : Historiquement, on trouvait l'espèce dans l'ouest du lac Érié ainsi que dans les rivières Detroit, East Sydenham et Thames. L'aire de répartition actuelle de la villeuse haricot au Canada se limite à un tronçon de 92 km de la rivière East Sydenham et à un tronçon de 8 km de la rivière North Thames (COSEPAC 2010b; figure 15).

Pourcentage de l'aire de répartition mondiale au Canada : Le Canada représente actuellement moins de 10 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce.

Tendance en matière de répartition : La villeuse haricot a disparu de l'Alabama, de l'Illinois, du Kentucky et de la Virginie (NatureServe 2015). Au Canada, l'aire de répartition actuelle de la villeuse haricot a peu changé au fil du temps. On la trouve dans tout un tronçon de 92 km de la rivière East Sydenham et un tronçon de 8 km de la rivière North Thames où elle réussit à se

reproduire (Woolnough et Mackie 2001; Woolnough 2002; COSEPAC 2010b).

1.5.3 Situation et abondance de la population

Situation et abondance dans le monde : La villeuse haricot est considérée comme en péril à l'échelle mondiale (G3) et à l'échelle nationale (N2) aux États-Unis. Elle est présumée disparue (SX) dans quatre États, gravement en péril (S1) dans cinq États et de gravement en péril à en péril (S1S2) dans un État (NatureServe 2015). Aux États-Unis, on trouve plus fréquemment la villeuse haricot dans le bassin hydrographique de la rivière Ohio. L'espèce est inscrite comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Endangered Species Act* des États-Unis depuis le 13 février 2012 (USFWS 2012b).

Situation et abondance au Canada : La villeuse haricot est considéré comme dangereusement en péril au niveau national (N1) et provincial (S1) (NatureServe 2015). La plus grande population restante de la villeuse haricot en Ontario est limitée à la portée moyenne de la rivière East Sydenham. Des relevés quantitatifs dans la rivière East Sydenham ont montré des densités de plus de 3 moules / m² et la population semble être beaucoup plus grande que ce que l'on pensait historiquement (COSEPAC 2010b). La population de la rivière Thames est de plusieurs ordres de grandeur moins dense que celle de l'est Sydenham (COSEPAC 2010b). L'espèce n'a pas été observée dans la rivière Detroit ou le lac Érié depuis plus de 40 ans.

Pourcentage de l'abondance totale au Canada : Le Canada représente actuellement moins de 20 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce.

Tendance démographique : Même si les tendances démographiques sont difficiles à mesurer en raison d'un manque de données numériques, il est généralement reconnu que l'espèce a subi des déclinés dans toute son aire de répartition ces dernières années. On considère que la villeuse haricot est une espèce rare; cependant, on a observé des populations abondantes dans certaines régions de l'Ohio et de la Pennsylvanie. Au Canada, on a déjà signalé la présence de populations de villeuse haricot dans la rivière Detroit et le lac Érié, près de l'île Pelée. Mais comme l'espèce n'a pas été observée à ces endroits depuis 1986, on suppose que les populations sont disparues. Il est impossible d'estimer les tendances des populations des rivières East Sydenham et Thames parce qu'on ne dispose pas des estimations de l'abondance antérieure de l'espèce.



Figure 14. Aire de répartition mondiale de la villeuse haricot (modifiée à partir de Parmalee et Bogan 1998)

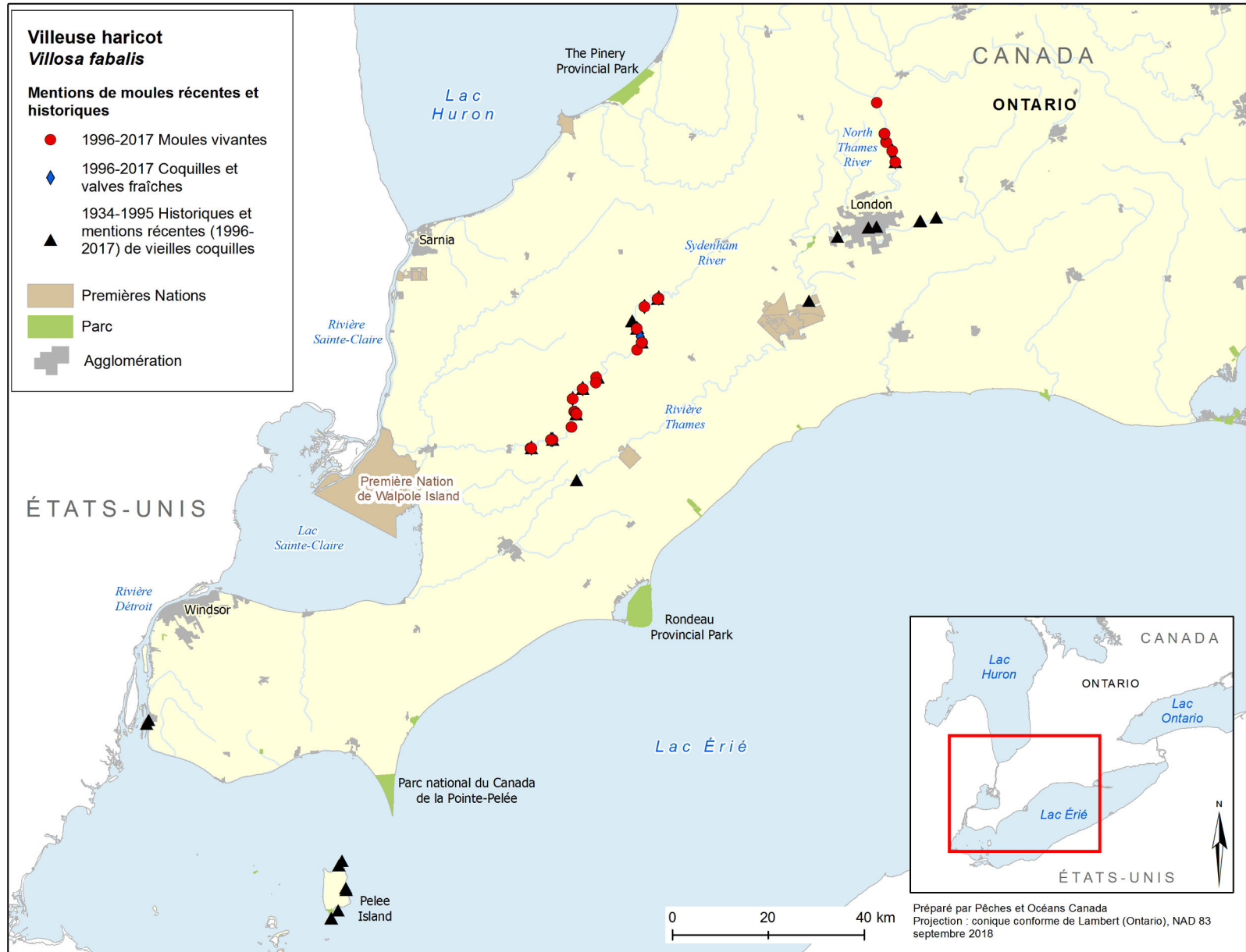


Figure 15. Aire de répartition de la villeuse haricot au Canada

1.5.4 Besoins de la villeuse haricot

Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques

Frai : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie reproductive générale des moules d'eau douce. La villeuse haricot est une espèce bradytélrique (incubation à long terme) qui retient ses glochidies pendant l'hiver pour les relâcher au printemps. D'autres recherches doivent être effectuées pour établir la période pendant laquelle la fertilisation a lieu. Les femelles de la rivière East Sydenham sont gravides de la fin mai au début août, lorsque la température de l'eau se situe entre 14 °C et 28 °C (Woolnough 2002; McNichols 2007). On ne connaît pas la température de l'eau nécessaire pour assurer le développement des gamètes (et possiblement le relâchement des gamètes) pour la villeuse haricot.

Stade de glochidie enkystée : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie générale et l'habitat des glochidies des moules d'eau douce. On connaît mal la reproduction de la villeuse haricot; cependant, lors de relevés récents, on a observé que les femelles gravides déployaient activement le rabat de leur manteau et s'ouvraient pour exposer leur marsupium d'un blanc éclatant qui contient les glochidies (Woolnough 2002; Zanatta 2009). On ne sait pas à quel moment l'enkystement a lieu, mais on soupçonne qu'il débute en mai puisque c'est à cette période que des femelles gravides ont été observées. Des expériences en laboratoire ont démontré que les glochidies peuvent s'enkyster sur un hôte pendant 7 à 28 jours (Woolnough 2002; McNichols 2007). Dans la nature, cette période peut être plus longue ou plus courte selon les conditions environnementales, comme la température de l'eau. Pendant l'enkystement, les juvéniles immatures se nourrissent des liquides organiques de leur hôte et se développent, mais grandissent peu (COSEPAC 2010b). Woolnough (2002) a identifié quatre espèces hôtes pour la villeuse haricot : le dard arc-en-ciel, le dard vert (*E. blennioides*), le chabot tacheté et l'achigan à grande bouche. Des expériences ont été menées avec d'autres poissons hôtes, dans le cadre desquelles un petit nombre de juvéniles se sont développés sur l'épinoche à cinq épines, le raseux-de-terre noir et le fouille-roche zébré. Ces données doivent toutefois être interprétées avec prudence puisque le nombre de juvéniles s'étant développés est peu élevé (moins de 10) [McNichols et Mackie 2004; McNichols 2007]. Des recherches supplémentaires devront être effectuées pour déterminer les hôtes fonctionnels; toutefois, le dard vert semble être le candidat le plus probable puisqu'on en trouve beaucoup dans la rivière East Sydenham (D. Woolnough, Université de Guelph, données non publiées). Les seuils de température nécessaires pour permettre la métamorphose et le dékystement n'ont pas été étudiés pour la villeuse haricot; cependant, les expériences effectuées en laboratoire ont donné des résultats positifs à une température de 19,5 °C (McNichols 2007).

Juvéniles : Voir la section 1.1.4 (Besoins de l'épioblasme ventrue) pour obtenir de l'information sur la biologie générale et l'habitat des moules d'eau douce juvéniles. Après s'être détaché de son hôte, la villeuse haricot juvénile s'établit au fond de la rivière et devient un juvénile autonome. Elle demeure enfouie pendant trois à cinq ans, jusqu'à la maturité sexuelle, après quoi elle se déplace à la surface afin de se reproduire (Balfour et Smock 2005; Schwalb et Pusch 2007). Étant donné que les populations de villeuse haricot de la rivière East Sydenham présentent des signes de recrutement, il semble que la qualité de l'habitat soit acceptable, au moins dans certains tronçons. Jusqu'à ce que les besoins en matière d'habitat des villeuses haricot juvéniles soient définis, on décrira l'habitat optimal dans la partie sur les adultes ci-dessous.

Adultes : Selon Cummings et Mayer (1992), l'habitat de cette espèce est composé de lacs et de cours d'eau de petite à grande taille dont les fonds sont sablonneux ou graveleux. On rapporte occasionnellement sa présence dans des zones peu profondes de lacs et de grandes rivières (SCCN 1996). Par exemple, des relevés révèlent la présence de cette espèce le long de certaines îles du lac Érié et de la rivière Detroit. La villeuse haricot est habituellement profondément enfouie (environ 5 à 15 cm) dans le substrat, entre les racines de la végétation aquatique. Dans la rivière East Sydenham, on a trouvé des spécimens vivants (Metcalf-Smith *et al.* 1998, 1999) enfouis dans des substrats stables composés de sable ou de gravier fin, généralement dans des zones à faible débit situées le long des rives de la rivière ou des bords de petites îles. Un programme de surveillance pour la rivière East Sydenham a été élaboré entre 1999 et 2003 (Metcalf-Smith *et al.* 2007). Dans le cadre de cette étude, on a trouvé des villeuses haricot dans dix des douze emplacements observés, où la profondeur de l'eau se situait entre 12 cm et 26 cm (profondeur estivale) et la vitesse du courant était comprise entre 0,16 m/s et 0,31 m/s. Selon les observations de Woolnough (2002), la villeuse haricot était plus abondante dans les zones où le débit était élevé (> 0,5 m/s). Par conséquent, cette espèce n'est peut-être pas aussi sensible aux fluctuations du débit de son habitat que d'autres espèces de moules (SCCN 1987). Le type de substrat dans lequel on a trouvé des villeuses haricot dans la rivière East Sydenham était composé en moyenne de 15 % de blocs, de 21 % de gravats, de 27 % de gravier, de 21 % de sable, de 11 % de vase, de 0,29 % d'argile et de 0,60 % de fange (Metcalf-Smith *et al.* 2007). Dans la rivière East Sydenham, l'abondance de la villeuse haricot est associée aux sites qui sont principalement composés de gravier et de sable. L'espèce n'est jamais présente dans les sites qui sont principalement composés de vase (Staton *et al.* 2003). Il semble que la villeuse haricot ait besoin d'un substrat de gravier pour demeurer stable dans les rivières où les adultes utilisent le byssus (filaments adhésifs) pour s'ancrer dans le sol. Il a été suggéré qu'elles utilisent cette technique pour s'adapter à leur petite taille par rapport aux autres moules d'eau douce (Woolnough 2002; COSEPAC 2010b). D'autres études devront être effectuées afin de déterminer les caractéristiques de l'habitat optimal dans la rivière Thames.

On ne possède aucune information directe sur la tolérance thermique de la villeuse haricot, mais la température de l'eau aux sites où des spécimens vivants ont été trouvés dans la rivière East Sydenham entre 2002 et 2010 (températures estivales et automnales) se situait entre 14,5 °C et 26 °C (J. Ackerman, Université de Guelph, données non publiées).

On ne connaît pas l'âge de maturité de la villeuse haricot. On sait toutefois que l'âge moyen de maturité des unionidés est entre six et 12 ans (McMahon 1991), ce qui est la durée de génération estimée de cette espèce (COSEPAC 2010b).

Bien que l'on ne connaisse pas les préférences alimentaires et la taille des particules siphonnées par les villeuses haricot adultes, elles sont probablement semblables à celles des autres moules d'eau douce (c.-à-d. particules organiques suspendues comme des détritiques, des bactéries et des algues; Strayer *et al.* 2004). Les adultes peuvent également se nourrir à l'aide de leur pied (Nichols *et al.* 2005).

Facteurs limitatifs

La villeuse haricot pourrait être limitée par son cycle de vie complexe et son mécanisme de dispersion. Le fait de dépendre d'un hôte pour son développement (tel que décrit ci-dessus) pourrait limiter sa reproduction parce que les changements qui touchent les espèces hôtes peuvent aussi toucher les moules. La disponibilité et la santé des espèces hôtes peuvent aussi limiter l'espèce. Jusqu'à maintenant, sept hôtes ont été identifiés, mais il est probable que seulement quelques-uns de ceux-ci soient des hôtes fonctionnels dans la nature. Il faudra donc

effectuer d'autres recherches afin de déterminer les hôtes principaux et marginaux en laboratoire ainsi que les hôtes fonctionnels précis.

Voir les facteurs limitatifs de l'épioblasme ventrue pour obtenir davantage d'information sur la dispersion des moules d'eau douce.

1.6 Rôle écologique

Les moules d'eau douce jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Vaughn *et al.* 2004). En 2001, Vaughn et Hakenkamp ont résumé une grande partie de la documentation relative au rôle des unionidés et ont indiqué que de nombreuses fonctions de filtrage dans la colonne d'eau et les processus de sédimentation étaient assurés par la présence des moulières (p. ex., cycle des substances nutritives, contrôle de l'abondance du phosphore). En 2008, Vaughn *et al.* ont démontré l'importance des populations de moules pour les réseaux trophiques des écosystèmes aquatiques. Welker et Walz (1998) ont montré que les moules d'eau douce peuvent limiter le plancton dans les rivières européennes alors que Neves et Odom (1989) signalent que les moules jouent également un rôle dans le transfert de l'énergie à l'environnement terrestre par la prédation par les rats musqués et les ratons laveurs.

1.7 Menaces

Les cinq espèces de moules sont toutes exposées à un vaste éventail de stress dans toute leur aire de répartition. Dans le bassin hydrographique de la rivière Sydenham, Jacques Whitford Environment Ltd. (2001) a identifié les principaux stress anthropiques affectant les populations des espèces en péril : charges de solides en suspension, qui rendent l'eau turbide et provoquent l'envasement; charges en nutriments; contaminants; effets thermiques et espèces envahissantes. Ces éléments représentent les menaces les plus importantes pour ces espèces au Canada. Les paragraphes suivants soulignent les menaces observées dans les rivières Sydenham, Ausable et Thames et le delta de la rivière Sainte-Claire, où l'on trouve encore des populations reproductrices.

1.7.1 Classification des menaces

Les menaces susceptibles de peser sur l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, la mulette du necture, le pleurobème écarlate et la villeuse haricot sont énoncées dans le Tableau 1. Sept menaces potentielles ont été classées selon leurs impacts relatifs prévus, leur nature spatiale et temporelle et leur gravité.

Tableau 1. Classification des menaces pesant sur les populations d'épioblasme ventrue, d'épioblasme tricorne, de pleurobème écarlate, de mulette du necture et de villeuse haricot

Menace	Impact relatif	Nature spatiale	Nature temporelle	Certitude des effets
Espèces envahissantes (p. ex., moules zébrées*, gobie à taches noires**)	Prédominant	Généralisée	Chronique	Probable
Envasement et turbidité	Prédominant	Généralisée	Chronique, épisodique	Probable
Charge en nutriments	Contributif	Généralisée	Chronique, épisodique	Hypothétique
Composés toxiques	Contributif	Généralisée	Chronique, épisodique	Hypothétique
Effets thermiques	Contributif	Généralisée	Chronique	Hypothétique
Destruction et modification de l'habitat	Contributif	Localisée	Chronique	Hypothétique
Déclin des poissons hôtes	Contributif	Généralisée	Chronique	Hypothétique

*Moule zébrée et moule quagga (*D. bugensis*); ** *Neogobius melanostomus*

1.7.2 Description des menaces

Les brefs énoncés suivants décrivent les principales menaces qui pèsent actuellement sur les populations de moules.

Espèces envahissantes

Les moules dreissénidées, qui ont été introduites et qui se sont disséminées dans l'ensemble des Grands Lacs vers la fin des années 1980, ont décimé les populations de moules indigènes du cours inférieur des Grands Lacs du côté de l'Ontario (Gillis et Mackie 1994; Schloesser *et al.* 1996; Schloesser *et al.* 2006). Les moules zébrées et quagga se fixent à la coquille des moules indigènes et perturbent leur alimentation, leur respiration, leur excrétion et leurs mouvements (Haag *et al.* 1993; Baker et Hornback 1997). La découverte récente d'un refuge pour les moules indigènes dans le delta de la rivière Sainte-Claire permet d'espérer leur coexistence continue avec les moules dreissénidées. Cependant, on ignore si cette communauté indigène de moules est stable ou si elle connaît simplement un déclin plus lent que d'autres communautés des Grands Lacs (Zanatta *et al.* 2002). Selon des données récentes de 2011, la communauté de moules ne serait pas stable, mais continuerait plutôt de décliner (T. Morris, MPO, communication personnelle 2012). Il est clair que les moules dreissénidées constituent la menace la plus importante pour toutes les moules indigènes du delta de la rivière Sainte-Claire.

Actuellement, les moules dreissénidées ne sont présentes que dans les tronçons inférieurs de la rivière East Sydenham. Il est peu probable qu'elles menacent les populations des cinq espèces de moules dont il est question, car les bateaux ne peuvent naviguer dans la rivière, laquelle ne compte aucun bassin de retenue important capable de soutenir une colonie permanente (Dextrase *et al.* 2003). Cependant, les réservoirs de Coldstream et Strathroy, dans le bassin hydrographique de la rivière East Sydenham, soulèvent des préoccupations. Pour l'instant, les moules dreissénidées n'ont pas colonisé la rivière Ausable, ni ses réservoirs;

cependant, si elles s'y établissent (p. ex., dans le réservoir du barrage Morrison), elles représenteront probablement une menace importante pour ces espèces. Des moules dreissénidées ont été trouvées pour la première fois en 2002 dans le réservoir Fanshawe de la rivière Thames et ont réussi à coloniser la rivière. On en trouve maintenant tout le long du cours inférieur de la rivière Thames, jusqu'à Thamesville (Office de protection de la nature de la rivière Thames 2011). Dans le cours inférieur de la rivière Thames, près de Big Bend, on a trouvé des moules zébrées attachées à des unionidés adultes (Morris et Edwards 2007).

Les menaces qui ont une incidence sur l'abondance, les déplacements ou le comportement des espèces hôtes durant la période d'enkystement ou de libération des glochidies doivent aussi être considérées comme des menaces pour les moules. Par exemple, un poisson envahisseur, le gobie à taches noires, a contribué au déclin de certaines espèces de poissons benthiques indigènes dans les Grands Lacs inférieurs, espèces qui semblent souvent servir d'hôtes aux moules visées par le présent plan de rétablissement : 1) populations de fouille-roche zébré et de chabot tacheté dans la rivière Sainte-Claire (French et Jude 2001), 2) raseux-de-terre, fouille-roche et omisco (*Percopsis omiscomaycus*) dans le lac Sainte-Claire (Thomas et Haas 2004), et 3) dard gris (*P. copelandi*), dard barré (*E. flabellare*), dard vert, raseux-de-terre et fouille-roche dans les îles Bass et l'ouest du lac Érié (Baker 2005). Les données de chalutage de 1987 à 2004 (Unité d'évaluation des pêcheries du lac Érié, MRN, données non publiées) indiquent que des déclin semblables se sont produits dans la baie intérieure de Long Point Bay et le bassin occidental du lac Érié. Les causes possibles sont la prédation des œufs et des juvéniles par le gobie, la compétition pour l'alimentation et l'habitat, et l'interférence pour les nids (French et Jude 2001; Janssen et Jude 2001). Les auteurs d'une étude ont estimé que 89 % des poissons benthiques et 17 % des moules vivant dans les rivières où la deuxième invasion du gobie à taches noires a eu lieu ont été ou seront touchés (Poos *et al.* 2010). Plus particulièrement, Poos *et al.* (2010) ont notamment signalé qu'ils avaient trouvé des gobies à taches noires dans les portions inférieures de plusieurs rivières, dont les rivières Sydenham, Ausable et Thames, entre 2003 et 2008, ce qui porte à croire qu'une invasion à contre-courant était en cours. Ils ont également prévu des répercussions potentielles majeures sur les poissons benthiques qui servent d'hôtes à l'épioblasme ventrue, à l'épioblasme tricorne, à la mulette du necture, au pleurobème écarlate et à la villeuse haricot, ainsi qu'à d'autres moules menacées. La propagation continue du gobie à taches noires représente une véritable menace pour les populations de poissons hôtes et pourrait décimer les populations de moules restantes en perturbant leur cycle de reproduction. Le gobie à taches noires a été observé dans le cours inférieur de la rivière Thames, jusqu'à Thamesville (Office de protection de la nature de la rivière Thames 2011) ainsi que dans la rivière Sydenham (Poos *et al.* 2010).

La carpe commune (*Cyprinus carpio*) est une autre espèce envahissante qui est actuellement susceptible d'avoir des effets négatifs sur les populations de moules de la rivière Sydenham. Cette espèce, qui abonde dans tout le bassin hydrographique, est susceptible d'avoir des effets négatifs sur des espèces vulnérables. Bien qu'elle puisse consommer des moules juvéniles, le fait qu'elle déracine des plantes et qu'elle se nourrisse d'organismes vivant dans les sédiments peut augmenter la turbidité de façon importante, ce qui constitue probablement un impact plus grand encore (Dextrase *et al.* 2003).

D'autres espèces envahissantes pourraient sans doute être introduites dans ces cours d'eau par le mouvement des bateaux provenant des régions infectées, l'utilisation de poissons-appâts vivants ou l'invasion naturelle d'espèces introduites dans le bassin des Grands Lacs.

Envasement et turbidité

On présume que l'apport de solides en suspension, qui cause la turbidité de l'eau et l'envasement, est le principal facteur limitatif pour la plupart des espèces en péril habitant les rivières Sydenham, Ausable et Thames. La majorité des espèces de moules rares ont besoin de gravier et de bancs de sable propres et sont particulièrement sensibles à l'envasement. L'envasement peut enfouir et étouffer les moules et les empêcher de se nourrir et de se reproduire. Les espèces qui s'enfouissent complètement dans le substrat peuvent être plus sensibles à la sédimentation que la plupart des autres espèces de moules parce qu'une accumulation de vase sur le lit du cours d'eau réduit le débit d'eau et les concentrations d'oxygène dissous sous la surface (Watson *et al.* 2000b). La mulette du necture peut être directement affectée par l'envasement en raison de la vase qui se trouve autour des roches plates, des billes et autres débris sous lesquels on la trouve. De plus, il est probable qu'elle subisse des répercussions indirectes puisque certaines observations donnent à penser que l'envasement a fait disparaître l'espèce de certains secteurs en réduisant son accès aux sites de nidification et aux endroits où elle s'abrite (Gendron 1999).

Parmi les pratiques agricoles qui peuvent accroître l'envasement, notons l'accès du bétail aux cours d'eau, qui peut entraîner une instabilité des berges, l'installation de systèmes de drainage et le défrichage de la végétation riveraine. L'érosion découlant de mauvaises pratiques agricoles peut entraîner l'envasement et le déplacement des substrats, ce qui peut faire suffoquer les moules. Par ailleurs, les activités forestières provoquent souvent une augmentation de la charge de sédiments dans les cours d'eau et les rivières.

Comme le sud de l'Ontario est la région la plus peuplée du Canada, il existe certaines préoccupations concernant le développement résidentiel et urbain, notamment l'augmentation des taux d'envasement découlant des systèmes d'égouts et du retrait des tampons riverains.

Charges en nutriments

Ces bassins hydrographiques affichent des concentrations élevées de composés de phosphore et d'azote, principalement d'origine agricole, lesquelles représentent des risques potentiels pour la faune aquatique. Les concentrations moyennes totales de phosphore dans les sites de la rivière East Sydenham vont de 0,075 mg/L à 0,13 mg/L et celles dans les sites du bassin de la rivière North Sydenham sont environ deux fois plus élevées (SCRCA 2008). Il n'est donc pas étonnant que l'azote ait remplacé le phosphore comme élément nutritif limitatif dans le réseau. Bien que l'on n'ait pas observé de prolifération des cyanobactéries, qui apparaissent quand l'azote est le facteur limitatif, d'importantes réductions des concentrations d'oxygène dissous peuvent se produire la nuit.

Les concentrations d'éléments nutritifs dans la rivière Ausable excèdent habituellement les objectifs provinciaux en matière de qualité de l'eau; les concentrations moyennes de nitrate observées à huit postes dans le bassin hydrographique ont varié de 3,5 mg/L à 5,6 mg/L entre 1965 et 2002 (Équipe de rétablissement de la rivière Ausable 2005). Les concentrations de phosphore sont également élevées dans le bassin hydrographique de la rivière Ausable (de 30 % à 58%) dans la fraction dissoute (Veliz 2003).

La charge en phosphore et en azote augmente continuellement, et on a relevé dans le bassin versant de la rivière Thames certaines des charges associées au bétail les plus élevées de l'ensemble du bassin des Grands Lacs (UTRCA 2004). La concentration moyenne d'ammoniac dans tous les sous-bassins de la rivière Thames dépasse les limites pour la vie aquatique en

eau douce mises en place par le gouvernement fédéral (Metcalf-Smith *et al.* 2000). Newton et Bartsch (2007) et Wang *et al.* (2007) ont démontré que les moules juvéniles étaient sensibles à l'ammoniac, qui peut nuire à leur croissance.

Il faut tenir compte de la possibilité de ruissellement des engrais utilisés dans l'agriculture. Les déversements accidentels qui sont susceptibles de réduire le niveau d'oxygène dissous peuvent avoir une incidence négative sur les populations d'unionidés (Tetzloff 2001). Des déversements de fumier sont aussi possibles; ils peuvent faire augmenter sensiblement le niveau de nutriments et être extrêmement toxiques pour les poissons et les invertébrés. De même, les charges en nutriments peuvent provenir du rejet d'eaux usées municipales, de fosses septiques domestiques et de l'écoulement associé à l'entretien des pelouses dans les zones de développement urbain et résidentiel.

Les niveaux moyens d'oxygène dissous dans la rivière East Sydenham sont d'environ 10 mg/L, mais les niveaux aux quatre stations provinciales de surveillance de la qualité de l'eau dans ce bassin ont chuté jusqu'à 5 mg/L au cours des 35 dernières années (Jacques Whitford Environment Ltd. 2001). Au cours de la même période, les niveaux d'oxygène dissous dans la rivière Ausable ont diminué à l'occasion à des niveaux comparables (2-3 mg/L) [Nelson *et al.* 2003].

Composés toxiques

Les herbicides et les insecticides utilisés en agriculture et dans les secteurs urbains ruissellent dans les bassins hydrographiques et pourraient avoir des répercussions importantes sur des espèces en péril. Les routes et les secteurs urbains peuvent également être une source importante de contaminants (huile, graisse, métaux lourds et chlorures par exemple) pour les cours d'eau. Une étude récente (Gillis 2011) a montré que les glochidies de lamspile fasciolée (*Lampsilis fasciola*) sont très sensibles au chlorure de sodium. En supposant que l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot y sont aussi sensibles que la lamspile fasciolée et compte tenu du fait que leur aire de répartition est limitée au sud de l'Ontario, la région du Canada où le réseau routier est le plus développé et donc où l'on utilise énormément de sel routier, le chlorure provenant du sel épandu sur les routes constitue une menace importante pour les moules d'eau douce qui en sont aux premiers stades de leur vie. Bien que l'eau atténue les effets toxiques du chlorure sur les glochidies, on a signalé des niveaux de chlorure toxiques (> 1 300 mg/L) dans l'habitat des moules (Gillis 2011). Jusqu'à 1990 environ, les concentrations de chlorure dans la rivière North Sydenham étaient assez élevées pour causer une importante dégradation biologique. Les concentrations de chlorure à chacun des trois sites de surveillance du bras nord pouvaient atteindre 1 000 mg/L entre 1967 et 1990 et excédaient souvent 200 mg/L, que l'on estime être la concentration minimale causant une toxicité à long terme chez certains organismes dulcicoles (Evans et Frick 2002). Avant 1990, on rejetait les eaux de formation salines produites par les puits de pétrole locaux dans les eaux de surface du bassin hydrographique de la rivière North Sydenham. Depuis, on les rejette dans la terre, et les concentrations de chlorure sont revenues à des niveaux semblables à ceux de la rivière East Sydenham (10-50 mg/L).

Le ruissellement des pesticides (p. ex., herbicides et insecticides) utilisés par les agriculteurs et dans les secteurs urbains pénètre dans le bassin de la rivière Ausable et pourrait avoir des répercussions importantes sur des espèces en péril de ce réseau. Par exemple, selon la surveillance des pesticides utilisés en 2002 dans le tributaire à l'embouchure de la rivière Ausable, l'atrazine et la desethylatrazine excèdent les concentrations figurant dans les lignes directrices fédérales sur la protection de la vie aquatique (Équipe de l'établissement de la rivière

Ausable 2005). On commence tout juste à s'intéresser à l'ampleur et à l'incidence des contaminants toxiques (p. ex., chlorure) et les études montrent que les glochidies et les moules juvéniles sont les plus sensibles aux contaminants environnementaux (Bringolf *et al.* 2007; Gillis *et al.* 2008; Gillis 2011). Il est probable que cette menace soit répandue, car les pesticides proviennent principalement des terres agricoles.

On trouve de nombreuses formes de pollution liée à l'activité humaine dans l'habitat de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot (p. ex., ruissellements d'engrais de gazon et de pesticides, sel de voirie et métaux lourds provenant de sources industrielles. Voir Pip 1995). L'exposition aux effluents municipaux d'eaux usées peut aussi avoir une incidence négative sur la santé des unionidés (Gagné *et al.* 2004; Gagnon *et al.* 2006; Gagné *et al.* 2011; Gillis 2012; Gillis *et al.* 2017). Des produits pharmaceutiques peuvent atteindre des ruisseaux, des rivières et des lacs, notamment par la voie des effluents des usines de traitement des eaux d'égout. On s'inquiète de plus en plus des effets de ces produits chimiques sur les systèmes endocrinien et reproducteur du biote aquatique. Les travaux de recherche sur les unionidés en sont encore à leurs débuts (se reporter à Cope *et al.* 2008), mais il y a lieu de s'inquiéter car les effets néfastes sur les populations de poissons d'eau douce ont été démontrés (Kidd *et al.* 2007), notamment dans des rapports signalant la féminisation des poissons dans la rivière Grand, qui est un habitat important pour les moules en Ontario (Tetreault *et al.* 2011). Gagné *et al.* (2011) ont noté que la proportion de femelles elliptio de l'Est (*Elliptio complanata*) avait augmenté de façon spectaculaire au Québec et que les mâles en aval d'un émissaire d'effluents municipaux comportaient une protéine propre aux femelles, ce qui indique que la pollution perturbe la physiologie des gonades et la reproduction de l'espèce.

La gravité des impacts provoqués par les composés toxiques est probablement liée à la durée et à l'intensité de l'exposition. Les contaminants peuvent causer directement la mort des individus et de leurs proies ou dégrader lentement le cours d'eau et avoir un impact sur les paramètres du cycle biologique. La présence des contaminants peut être chronique ou épisodique, ou encore cumulative (équipe de rétablissement de la rivière Thames [ERRT] 2008). Comme les moules vivent dans le substrat, les substances toxiques pourraient avoir des effets plus importants sur elles que sur d'autres animaux aquatiques.

Johnson *et al.* (2001) ont constaté que les taux de survie des moules sont étroitement associés à la quantité d'oxygène dissous. Tetzloff (2001) a signalé des mortalités massives de moules dans le ruisseau Big Darby, en Ohio, à la suite d'un déversement de produits chimiques qui a entraîné une baisse du niveau d'oxygène.

Effets thermiques

La perte de zones riveraines dans les zones agricoles augmente le rayonnement solaire qui touche la surface du cours d'eau. Bien qu'il existe des corridors riverains le long de la rivière Sydenham et de ses affluents, ces corridors varient en largeur et en qualité et de vastes tronçons ne possèdent aucune zone riveraine. Les réservoirs augmentent également la température de l'eau en la contenant et en augmentant sa surface active. Six réservoirs du bassin de la rivière Sydenham pourraient avoir des effets thermiques. Ils sont situés dans les zones de conservation de Strathroy, Coldstream, Petrolia, Alvinston, Henderson et Warwick. Enfin, on prévoit que les changements climatiques mondiaux provoqueront (entre autres perturbations) une augmentation de la température de l'eau à la surface. Bien que la rivière Sydenham soit un environnement d'eau chaude et que beaucoup d'espèces tolèrent l'eau chaude, l'augmentation de la température peut être une source de stress pour certaines. Les

températures élevées de l'eau pourraient également favoriser la croissance des algues, ce qui entraînerait une réduction de la quantité d'oxygène dissous pendant la nuit.

Destruction et modification de l'habitat

La destruction de l'habitat due au nivellement, à l'excavation et aux autres formes de canalisation, notamment aux mesures et aux pratiques entraînant une réduction du débit et une modification de la température de l'eau, peut avoir des répercussions négatives sur les espèces de moules. Les modifications du lit d'une rivière telles que le dragage peuvent provoquer la destruction directe de l'habitat des moules et un envasement ou une accumulation de sable dans les moulières locales et celles situées en aval.

La construction de retenues peut entraîner une fragmentation de l'habitat (susceptible de limiter les capacités reproductives des moules en éliminant les hôtes disponibles ou en réduisant leur nombre), des modifications du niveau d'eau, la transformation de l'habitat et le défrichage des zones riveraines, phénomènes qui, à leur tour, se traduiront par une perte de couvert, une augmentation des taux d'envasement et des variations thermiques. Les variations du niveau d'eau (que ce soit en raison de retenues d'eau ou de changements climatiques) pourraient avoir des impacts considérables sur les moules et leurs hôtes. Spooner *et al.* (2011) ont utilisé un modèle pour déterminer les répercussions d'une diminution de la quantité d'eau sur la relation entre les espèces et le débit d'eau en utilisant les moules et les espèces de poissons qui leur servent d'hôte. Ils ont démontré que la richesse des moules et des poissons connaîtra une baisse importante en raison des changements climatiques et des changements dans l'utilisation de l'eau, qui auront non seulement un effet direct sur les poissons et les moules, mais aussi des effets néfastes sur les réseaux trophiques et le recyclage des nutriments (Spooners *et al.* 2011).

La conduite de véhicules motorisés (p. ex., les véhicules tout-terrain [VTT]) dans les ruisseaux peut détériorer les moulières. Les VTT sont considérés comme une menace potentielle pour les moulières des rivières Ausable, Sydenham et Thames, où les VTT remontent et descendent les voies navigables en écrasant des moulières (Bouvier et Morris 2011) et en perturbant les substrats et la limpidité de l'eau.

Déclin des espèces de poissons hôtes

En raison de la phase parasitique de leur cycle de vie, l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot sont sensibles non seulement aux facteurs environnementaux qui les limitent directement, mais aussi aux facteurs qui influent sur leurs hôtes (Burky 1983; Bogan 1993). Par conséquent, tout facteur qui a une incidence sur l'abondance et la composition des espèces hôtes pourrait avoir aussi des effets adverses sur les populations de moules.

On a identifié sept espèces hôtes pour les glochidies de l'épioblasme ventrue au Canada : le dard noir, l'épinoche à cinq épines, le dard à ventre jaune, le raseux-de-terre noir, le fouille-roche zébré, le chabot tacheté et le dard arc-en-ciel (McNichols 2007). Le dard à ventre jaune et le chabot tacheté semblent être les principaux hôtes d'après les expériences menées en laboratoire (McNichols *et al.* 2011).

On pensait qu'il y avait deux espèces hôtes pour l'épioblasme tricorne en Ontario : le dard noir et le fouille-roche zébré. Les données historiques sur la distribution de ces deux espèces indiquent que le fouille-roche zébré serait l'hôte principal, car son aire de répartition coïncide davantage avec celle de l'épioblasme tricorne (Watson *et al.* 2000b). Des données récentes sur

le dard noir montrent qu'il est actuellement présent dans le même tronçon de la rivière East Sydenham que celui où l'on trouve aussi l'épioblasme tricorne. Toutefois, il est moins susceptible d'être poisson hôte, car on ne l'a jamais trouvé dans les tronçons des rivières Grand et Thames où l'épioblasme tricorne est traditionnellement présente. Des expériences d'infestation menées à l'université de Guelph ont montré que l'hôte principal, et certainement le plus probable, de l'épioblasme tricorne (leurs aires de répartition se chevauchent) est le fouille-roche zébré (McNichols 2007, Schwalb *et al.* 2011).

Aux États-Unis, les hôtes des glochidies du pleurobème écarlate sont : le crapet arlequin, le ventre-pourri, le ventre rouge du nord, le ventre rouge du sud et le méné bleu. Toutes ces espèces, sauf le ventre rouge du sud, sont présentes dans la rivière East Sydenham, et elles sont toutes des hôtes probables du pleurobème écarlate au Canada.

Des études d'identification des espèces de poissons hôtes menées à l'université de Guelph (Woolnough 2002; McNichols 2007) ont permis de trouver sept espèces de poissons hôtes de la villeuse haricot : l'épinoche à cinq épines, le dard vert, le raseux-de-terre noir, l'achigan à grande bouche, le fouille-roche zébré, le chabot tacheté et le dard arc-en-ciel. De nombreuses études ont confirmé que le dard vert, le fouille-roche zébré et le dard arc-en-ciel étaient des hôtes (McNichols 2007). Des spécimens de ces espèces ont été observés dans la rivière East Sydenham; cependant, l'épinoche à cinq épines et le chabot tacheté ne sont pas abondants et leurs aires de répartition ne chevauchent pas celle de la villeuse haricot (M. Poos, MPO, données non publiées).

On considère la plupart des espèces de poissons hôtes pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate et la villeuse haricot comme des espèces courantes; aucune ne serait en péril. Des relevés récents des rivières Ausable (Nelson *et al.* 2003), Grand (Mandrak *et al.* 2006a; Mandrak *et al.* 2006b), Sydenham (M. Poos, MPO, données non publiées; N. Mandrak, MPO, communication personnelle 2004), et Thames (Edwards et Mandrak 2006; Mandrak *et al.* 2006b) ont confirmé la présence, en quantités variables, d'un bon nombre de ces espèces.

Le seul hôte connu de la mulette du necture est le necture tacheté. Au Canada, le necture tacheté n'est pas en péril (Gendron 1999). Parmi les facteurs limitatifs pour le necture tacheté, on peut citer la perte d'habitat résultant de l'envasement et de la contamination environnementale, liée en particulier à l'utilisation du lampricide TFM. Les signes de sa disparition des habitats où il était présent ne sont pas nombreux, même si Gendron (1999) a signalé la disparition de l'espèce dans le port de Hamilton (très touché) et des taux de capture faibles à plusieurs endroits des lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire en 1995. McDaniel et Martin (2003) ont effectué des relevés de necture tacheté dans la rivière Sydenham en 2002-2003 et ont trouvé un total de 61 spécimens; la densité a été estimée entre 13 et 22 nectures par 100/m². Les densités les plus élevées ont été observées entre Dawn Mills et Shetland; on n'a trouvé aucun spécimen en amont d'Alvinston.

Toute activité qui perturbe la connectivité entre les populations de moules et leurs espèces hôtes doit être prise en compte. Les activités qui peuvent perturber la relation entre les moules et leurs hôtes comprennent, entre autres, la construction de barrages, l'assèchement et la pêche sportive ou commerciale. Il convient de noter que les activités se déroulant à l'extérieur de la zone d'habitat occupée actuellement peuvent avoir des répercussions sur la population hôte dans la zone (p. ex., les activités de construction de barrage en aval peuvent empêcher le mouvement des poissons dans la zone durant la période de reproduction des moules). Toute

activité qui perturbe une population hôte dans une zone de l'habitat où elle est actuellement présente devrait être évaluée pour s'assurer que le cycle de reproduction n'est pas perturbé.

1.8 Mesures prises ou en cours d'application

Rapports : Le programme de rétablissement initial a été publié en 2006 et un rapport d'étape quinquennal sur le programme initial a été rédigé en 2012 (MPO 2013). Ce rapport résume les accomplissements et les leçons de ces cinq dernières années.

Rapports de situation : Des mises à jour ont été apportées aux rapports de situation du COSEPAC pour l'épioblasme ventrue (COSEPAC 2010a), la villeuse haricot (COSEPAC 2010b), l'épioblasme tricorne (COSEPAC 2011a). Le reports de Sommaire du statut ont été terminés pour la muette du Necture (COSEPAC 2011b), et le pleurobème écarlate (COSEPAC 2014).

Évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) : Ce processus s'est amorcé en 2007 pour les espèces de poissons et il s'est achevé par les espèces de moules au début 2011 (DFO 2010, 2011b). Le Secteur des Sciences des écosystèmes et des océans de Pêches et Océans Canada a effectué ces évaluations dans le but de fournir les avis scientifiques et l'information nécessaires pour satisfaire aux exigences de la LEP. Bien qu'il n'y ait pas d'EPR (à ce jour) pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la muette du necture et la villeuse haricot, les mesures d'atténuation et les solutions de rechange mentionnées dans l'EPR d'autres moules seront d'intérêt pour ces espèces.

Programmes de rétablissement écosystémique : Chaque équipe de rétablissement est coprésidée par un représentant de Pêches et Océans Canada et de l'office de conservation concerné et elle reçoit le soutien de divers partenariats établis avec des organismes et des individus. Les activités de rétablissement mises en œuvre par ces équipes comprennent des activités d'intendance ainsi que des programmes de vulgarisation et de sensibilisation qui ont pour but de réduire les menaces recensées. Le financement de ces mesures provient du Fonds d'intendance des espèces en péril de l'Ontario et du Programme d'intendance de l'habitat pour les espèces en péril du gouvernement du Canada. En outre, les exigences en matière de recherche concernant les espèces en péril visées par les programmes de rétablissement sont financées, en partie, par le Fonds interministériel pour le rétablissement du gouvernement fédéral. *Nota* : bien que ces programmes de rétablissement soient appuyés par Pêches et Océans Canada, ils ne sont pas considérés officiellement comme des programmes de rétablissement en vertu de la LEP.

Plan d'action pour la rivière Sydenham - Ce plan d'action plurispécifique, axé sur l'écosystème, répond aux besoins de sept espèces de moules d'eau douce et de deux espèces de poissons - le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) et le chat-fou du nord (*Noturus stigmosus*) (MPO 2018a). Le plan repose sur un programme de rétablissement mis en place il y a dix ans par l'équipe de rétablissement de la rivière Sydenham (Dextrase *et al.* 2003). Il cible des mesures d'intendance qui permettront d'optimiser l'efficacité de l'atténuation des menaces au niveau du paysage afin d'assurer le rétablissement de plusieurs espèces aquatiques en péril qui partagent des habitats semblables et doivent faire face aux mêmes menaces. Un réseau de sites de surveillance (15 sites) d'espèces de moules en péril a été établi en 2003 (voir Metcalfe-Smith *et al.* 2007).

Programme de rétablissement de l'écosystème de la rivière Ausable : Ce programme porte sur quatre espèces de moules en voie de disparition, dont l'épioblasme ventrue et l'épioblasme tricorne. L'objectif global du programme est de « soutenir une communauté aquatique indigène saine dans la rivière Ausable grâce à une approche écosystémique mettant l'accent sur les espèces en péril » (équipe de rétablissement de la rivière Ausable 2005). Des efforts d'intendance sont actuellement déployés, et un programme de surveillance a été mis en œuvre pour suivre le rétablissement d'espèces de moules d'eau douce en voie de disparition qui fréquentent la rivière Ausable (Baitz *et al.* 2008).

Plan d'action pour la rivière Ausable : Le *Plan d'action pour la rivière Ausable du Canada : Une approche écosystémique* (MPO 2018b) comprend des activités de récupération à la fois pour l'épioblasme ventrue et l'épioblasme tricorne. Le plan d'action comprend des calendriers de mise en œuvre incluant 34 mesures classées selon leur priorité à l'appui du rétablissement des espèces ciblées de poissons et de moules en péril. Des activités d'intendance favorables aux habitats essentiels ont été déterminées pour les sous-bassins hydrographiques prioritaires du bassin hydrographique de la rivière Ausable afin de maximiser l'efficacité de l'atténuation des menaces.

Programme de rétablissement de l'écosystème de la rivière Thames : L'objectif énoncé est d'établir « un plan de rétablissement qui améliore la situation de toutes les espèces aquatiques en péril dans la rivière Thames grâce à une approche écosystémique qui soutient et améliore toutes les communautés aquatiques indigènes » (équipe de rétablissement de la rivière Thames 2004). Ce programme de rétablissement vise 25 espèces désignées par le COSEPAC, dont sept espèces de moules, douze espèces de poissons et six espèces de reptiles. On a tenu compte de quatre des cinq espèces de moules pour mettre au point ce programme : l'épioblasme ventrue, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot. Les mesures de rétablissement proposées par l'équipe de rétablissement de la rivière Thames augmenteront la probabilité que l'habitat de rétablissement de ces espèces dans la rivière Thames convienne à d'éventuelles réintroductions. Comme pour les rivières Ausable et Sydenham, un programme de surveillance a été mis en place pour suivre la santé des populations de moules dans la rivière Thames (12 stations).

Programme de rétablissement des espèces de poissons en péril dans la rivière Grand : L'objectif de ce programme est de « conserver et améliorer la communauté de poissons indigènes à l'aide des données scientifiques judicieuses, de la participation communautaire et de mesures d'amélioration de l'habitat » (Portt *et al.* 2003). Bien que le programme ne vise pas directement des espèces de moules, « leurs préférences et leurs besoins en matière d'habitat seront pris en compte dans l'évaluation des mesures de gestion visant les espèces de poissons en péril. Dans la plupart des cas, on prévoit que les mesures de rétablissement profitant aux poissons en péril profiteront également à ces autres espèces rares. » (Portt *et al.* 2003). Sept stations de surveillance des moules ont été établies dans la rivière Grand.

Programme de rétablissement de l'écosystème de l'île Walpole : L'équipe de rétablissement de l'écosystème de l'île Walpole a été constituée en 2001 afin de mettre au point un programme de rétablissement écosystémique pour la zone contenant le delta de la rivière Sainte-Claire, avec l'objectif de donner un aperçu des mesures visant à maintenir ou à restaurer l'écosystème et les espèces en péril (Walpole Island Heritage Centre 2002). Même si, en principe, le programme ne porte que sur les écosystèmes terrestres, on envisage d'inclure également ses composantes aquatiques.

Identification des poissons hôtes : Un groupe de recherche, dirigé par J. Ackerman et G. Mackie, a été formé à l'Université de Guelph pour étudier les aspects du cycle de reproduction des moules d'eau douce (identification des poissons hôtes, développement des glochidies, croissance et survie des juvéniles). Le groupe mène ses recherches au Hagen Aqualab sur les terrains de l'Université de Guelph, en Ontario. Cette installation a été utilisée pour étudier les hôtes potentiels de quatre espèces de moules en voie de disparition, dont l'épioblasme ventrue, la villeuse haricot et l'épioblasme tricorne (McNichols 2007). Se reporter aux sections 1.1.4, 1.2.4, 1.3.4, 1.4.4 et 1.5.4 (Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques) pour les résultats des expériences d'identification des espèces hôtes.

Activités d'intendance : Les activités d'intendance menées dans les aires de répartition des cinq espèces de moules sont possibles, en grande partie, grâce au financement octroyé par le Programme d'intendance de l'habitat du gouvernement fédéral.

Tous les offices de protection disposent de programmes d'intendance pour des projets de plantation d'arbres, de stabilisation du courant, de création de terres humides, de bandes tampons, de voies d'eau gazonnées, de trappes à sédiments, de réparation ou de remplacement des systèmes septiques défectueux, d'installations d'entreposage du fumier, de dérivations des eaux propres, de systèmes de collecte des eaux de ruissellement, de clôtures éloignant le bétail des cours d'eau, de fermeture ou de réparation de puits et de plans de gestion des nutriments, ainsi que pour le Programme ontarien d'intendance de l'eau potable. La mise en œuvre de ces projets améliore et protège la qualité de l'eau en milieu rural et l'habitat des espèces aquatiques en péril.

Réseau de surveillance des moules : Quinze stations de surveillance permanente des moules ont été établies sur la rivière Sydenham. En 2004-2005, on a établi six autres stations le long de la rivière Thames, et sept le long de la rivière Ausable en 2006. Ces stations feront partie d'un système de surveillance continue dans le cadre des programmes de rétablissement des écosystèmes des rivières Sydenham, Ausable et Thames, et fourniront des données quantitatives chronologiques sur les tendances pour l'évaluation des mesures de rétablissement et de la situation globale des populations de moules. En outre, on a établi neuf stations de surveillance dans le delta de la rivière Sainte-Claire en 2003-2004.

Loi sur la gestion des nutriments : La mise en application de cette loi provinciale, qui est entrée en vigueur le 30 septembre 2003, réglemente l'entreposage et l'utilisation des nutriments, dont le fumier, les écoulements agricoles et les eaux usées agricoles, ce qui devrait réduire l'apport en nutriments dans les cours d'eau et être bénéfique pour les habitats aquatiques des moules d'eau douce.

Loi sur l'eau saine de l'Ontario : Cette loi est entrée en vigueur en 2006. Elle vise à protéger l'eau de source de l'Ontario par l'intermédiaire de comités locaux qui dressent la liste des menaces existantes et potentielles, et prennent des mesures en vue de réduire ou d'éliminer ces menaces (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario 2011). Cela permet aux collectivités d'adopter une approche pratique, fondée sur des données scientifiques fiables, pour la conservation et la protection de leurs bassins versants. Cette loi profitera à toutes les espèces aquatiques, mais elle est particulièrement importante pour les moules d'eau douce, car celles-ci sont sensibles au cuivre, à l'ammoniac et à l'azote (voir section 1.7, Menaces).

Loi sur les ressources en eau de l'Ontario : Entrée en vigueur en 1990, cette loi vise les eaux de surface et les eaux souterraines en Ontario et a pour but de conserver, de protéger et de gérer les ressources en eau de l'Ontario (ministère de l'Environnement de l'Ontario [MEO])

2011). Elle devrait contribuer à éviter la dégradation des habitats aquatiques dans lesquels ces espèces de moules vivent.

Loi sur la protection de l'environnement de l'Ontario : Entrée en vigueur en 1990, cette loi est la loi principale pour la protection de l'environnement. La *Loi* interdit le déversement de tout contaminant (pouvant avoir des effets négatifs) dans l'environnement et exige que tout déversement de polluant soit signalé et nettoyé en temps opportun (MEO 2011). On réduira ainsi la quantité de polluants qui pénètrent dans les écosystèmes aquatiques, ce qui profitera à toutes les espèces de moules.

1.9 Faisabilité biologique et technique du rétablissement

On estime que le rétablissement de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot est possible biologiquement et techniquement pour les raisons suivantes : il existe encore des populations reproductrices qui pourraient éventuellement soutenir le rétablissement; l'habitat approprié peut être rendu disponible par des mesures de rétablissement; les menaces peuvent être atténuées; on prévoit que les techniques de rétablissement proposées seront efficaces.

- Les moules ont une croissance lente et sont sessiles; elles dépendent de leur poisson hôte pour assurer la survie et la dispersion des jeunes. Le rythme lent de la croissance des populations de moules d'eau douce rend très difficile le rétablissement des populations décimées.
- L'habitat des rivières Sydenham, Ausable, Thames et Grand pourrait être amélioré considérablement avec une intendance appropriée des terres agricoles et urbaines dans le bassin versant.
- La réduction de l'érosion du sol et de la turbidité dans tous les bassins versants est possible, mais elle serait difficile en raison du nombre et de l'intensité des impacts.
- Il n'est pas possible d'éliminer les impacts des moules dréissénidées sur les populations du delta de la rivière Sainte-Claire, mais il serait possible d'établir des sites de refuge gérés pour réduire les impacts de la moule zébrée sur le pleurobème écarlate.

Des efforts importants seront nécessaires pour rétablir les populations de l'épioblasme ventrue de la rivière Ausable, de la villeuse haricot de la rivière North Thames et du pleurobème écarlate. La reproduction naturelle dans ces populations n'est pas un fait avéré; le rétablissement peut donc nécessiter l'élevage en captivité ou des déplacements d'individus de populations américaines.

Un niveau d'effort faible à modéré sera nécessaire pour rétablir les populations d'épioblasme ventrue, d'épioblasme tricorne, de pleurobème écarlate, de mulette du necture et de villeuse haricot de la rivière Sydenham et des populations d'épioblasme tricorne de la rivière Ausable. On croit que ces populations sont menacées par la perte générale d'habitat découlant de pratiques caractéristiques en matière d'utilisation des terres dans le bassin. Un ensemble général de mesures de rétablissement de l'écosystème comme celles proposées par Dextrase *et al.* (2003) aidera au rétablissement de ces populations.

Le rétablissement des populations de pleurobème écarlate et d'épioblasme ventrue du delta de la rivière Sainte-Claire nécessitera un effort important. Il faudra aménager activement des sites de refuge, y compris en nettoyant régulièrement les individus infestés par les moules dréissénidées, pour maintenir et rétablir ces populations. L'augmentation et le déplacement des

Programme de rétablissement pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, 2019
la mulette du necture et la villeuse haricot au Canada.

populations à long terme pourraient également être nécessaires pour retrouver une population saine et autosuffisante de pleurobème écarlate au Canada.

2 RÉTABLISSEMENT

2.1 *Buts du rétablissement*

Les buts de rétablissement à long terme sont les suivants :

- i. Empêcher la disparition de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot au Canada;
- ii. Maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes d'épioblasme ventrue dans les rivières Ausable et Sydenham et réintroduire des populations saines et autosuffisantes dans la rivière Thames et le delta de la rivière Sainte-Claire;
- iii. Maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes d'épioblasme tricorne dans les rivières Ausable et Sydenham et réintroduire des populations saines et autosuffisantes dans les rivières Grand et Thames;
- iv. Maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes de pleurobème écarlate dans la rivière East Sydenham, le ruisseau Bear et le delta de la rivière Sainte-Claire et réintroduire des populations saines et autosuffisantes dans les rivières Thames et Grand;
- v. Maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes de mulette du necture dans la rivière East Sydenham;
- vi. Maintenir et retrouver des populations saines et autosuffisantes de villeuse haricot dans les rivières East Sydenham et Thames.

Ces populations ne peuvent être considérées comme rétablies que lorsqu'elles ont retrouvé leurs aires de répartition et leurs densités historiques estimées, et qu'elles montrent des signes de reproduction et de recrutement. Dans la mesure où une grande partie des Grands Lacs et des voies interlacustres ont été dévastés par l'introduction de moules dreissenidées, ces zones n'offrent plus d'habitat convenable pour les moules d'eau douce (MPO 2011a). C'est pourquoi la rivière Detroit, le lac Érié, le lac Sainte-Claire et la rivière Niagara sont actuellement exclus de l'objectif de rétablissement. Si, à l'avenir, on détermine que la restauration d'habitats appropriés est possible dans ces zones, l'objectif de rétablissement sera révisé.

2.2 *Objectifs en matière de population et de répartition*

Les objectifs spécifiques en matière de population et de répartition sont de retrouver et de maintenir des populations autosuffisantes des espèces suivantes :

- (1) Épioblasme ventrue (dans les rivières East Sydenham et Ausable);
- (2) Épioblasme tricorne (dans les rivières East Sydenham et Ausable);
- (3) Pleurobème écarlate (dans les rivières East Sydenham, Thames et Grand, le ruisseau Bear et le delta de la rivière Sainte-Claire);
- (4) Mulette du necture (dans la rivière East Sydenham);
- (5) Villeuse haricot (dans les rivières East Sydenham et North Thames).

Ces populations ne peuvent être considérées comme rétablies que lorsqu'elles ont retrouvé leurs aires de répartition et leurs densités historiques estimées, et qu'elles montrent des signes actifs de reproduction et de recrutement dans l'ensemble de leur aire de répartition. On établira des objectifs plus facilement quantifiables (qui pourraient inclure la prise en compte de populations disparues du pays si des habitats appropriés existent) lorsque les relevés et les

études nécessaires seront terminés (se reporter à la section 2.6.5, Calendrier des études relatives à la désignation de l'habitat essentiel).

2.3 Objectifs de rétablissement

Voici les objectifs de rétablissement sur cinq ans :

- i. Déterminer l'étendue, l'abondance et la démographie des populations existantes;
- ii. Déterminer les poissons hôtes, ainsi que leur répartition et leur abondance;
- iii. Définir les principaux besoins en matière d'habitat pour désigner l'habitat essentiel;
- iv. Établir un programme de surveillance à long terme pour toutes les espèces, leurs hôtes et leurs habitats;
- v. Confirmer ou déterminer les menaces, évaluer leur importance relative et mettre en œuvre des mesures correctives pour minimiser leurs impacts;
- vi. Examiner la faisabilité des déplacements, des réintroductions et de l'établissement de sites de refuges gérés;
- vii. Accroître la sensibilisation à la répartition, aux menaces et au rétablissement de ces espèces.

2.4 Approches pour réaliser les objectifs de rétablissement

Les approches de rétablissement ont été organisées en quatre catégories : recherche et surveillance (tableau 2), gestion (tableau 3), intendance (tableau 4) et sensibilisation (tableau 5). Pour la réussite du rétablissement, on doit tenir compte d'approches tirées de toutes les catégories. Une description figure après chaque tableau lorsque cela est nécessaire.

Le rétablissement de ces cinq espèces ne peut se faire au moyen des mesures prises par une seule partie. De nombreux groupes devront participer à la mise en œuvre des approches de rétablissement présentées ci-après, notamment les gouvernements fédéral, provinciaux et municipaux, les offices de protection de la nature, les établissements universitaires, les communautés autochtones, les organisations non gouvernementales et les citoyens locaux.

Tableau 2. Tableau de planification du rétablissement – Approches de recherche et de surveillance pour l'épioblasme ventrue (EV), l'épioblasme tricorne (ET), le pleurobème écarlate (PE), la muette du necture (MN) et la villeuse haricot (VH)

Priorité	Numéro	Objectif de rétablissement visé	Approche ou stratégie globale	Mesures spécifiques	Effet prévu	Menace visée
URGENTE	1-1	i, iii	Recherche – reproduction	Déterminer les périodes de frai de l'EV, de l'ET, du PE, de la MN et de la VH. Déterminer la durée de la période d'enkystement sur un hôte dans la nature.	Déterminer les périodes de reproduction pour l'ensemble du cycle de vie, ce qui garantira que ces stades biologiques pourront être protégés. Déterminer si, parmi ces populations, certaines peuvent être considérées comme disparues.	Déclin des poissons hôtes
URGENTE	1-2	ii, v	Recherche – poissons hôtes	Poursuivre les essais pour déterminer les espèces de poissons hôtes pour l'EV, l'ET, le PE et la VH.	Aidera à déterminer si l'abondance des hôtes est un facteur limitatif pour ces quatre espèces de moules. Permettra de définir plus précisément l'habitat essentiel.	Déclin des poissons hôtes
URGENTE	1-3	ii, v	Relevés – poissons hôtes	Déterminer la répartition, l'abondance et la santé des espèces hôtes aux sites où l'on trouve actuellement des EV, des ET, des PE, des MN et des VH.	Aidera à déterminer si l'abondance des hôtes est un facteur limitatif pour ces cinq espèces de moules.	Déclin des poissons hôtes
URGENTE	1-4	iii	Recherche – habitat essentiel	Déterminer les besoins en matière d'habitat pour tous les stades biologiques, en particulier pour les juvéniles (car on dispose de peu d'information à ce sujet).	Aidera à définir l'habitat essentiel pour les différents stades biologiques de l'EV, de l'ET, du PE, de la MN et de la VH.	Toutes les menaces
URGENTE	1-5	iii, vi	Recherche et relevés – habitat essentiel	Préparer une carte de distribution des zones d'habitat convenable (où les espèces sont actuellement présentes ou non).	Aidera à déterminer plus précisément l'habitat essentiel et les zones de réintroduction possibles. Contribuera à expliquer pourquoi on ne trouve pas les espèces de moules dans des habitats et des sites qui semblent	Toutes les menaces

Priorité	Numéro	Objectif de rétablissement visé	Approche ou stratégie globale	Mesures spécifiques	Effet prévu	Menace visée
					convenables.	
URGENTE	1-6	vi	Recherche – sites de refuges gérés	Examiner la faisabilité de l'établissement de sites de refuges gérés de manière active dans le delta de la rivière Sainte-Claire. Les résultats de cette étude pourraient déboucher sur des recommandations en matière de gestion.	Déterminera si les PE du delta de la rivière Sainte-Claire peuvent être protégées contre les effets des moules zébrées.	Espèces envahissantes
URGENTE	1-7	iii, iv, v	Recherche – paramètres de la qualité de l'eau	Déterminer les exigences en matière de qualité de l'eau pour tous les stades biologiques.	Établira les seuils de tolérance physique concernant les différents paramètres de la qualité de l'eau (p. ex., l'oxygène dissous, les composés toxiques) pour qu'on puisse les comparer aux normes existantes.	Composés toxiques
URGENTE	1-8	vi	Augmentation de la population	Examiner la faisabilité des déplacements et des réintroductions.	Déterminera si les petites populations peuvent être augmentées ou si l'espèce peut être réintroduite dans son aire de répartition historique.	Toutes les menaces
NÉCESSAIRE	1-9	i, iv	Surveillance – populations de moules et de poissons hôtes	Continuer de surveiller les stations actuelles et établir (si cela n'a pas été fait) de nouvelles stations de surveillance permanente dans les aires de répartition historique et actuelle.	Permettra le suivi des populations, l'analyse des tendances et l'évaluation des mesures de rétablissement.	Déclin des poissons hôtes
NÉCESSAIRE	1-10	iv, v	Surveillance – habitat	Établir des sites de surveillance permanente pour le suivi des changements dans l'habitat.	Fournit des données sur les tendances pour l'habitat essentiel et aidera à évaluer la menace relative de perte d'habitat.	Toutes les menaces
NÉCESSAIRE	1-11	v	Recherche – menaces	Déterminer et évaluer les menaces qui pèsent sur tous les stades biologiques.	Aidera à déterminer les raisons des déclin et à mettre au point des mesures correctives.	Toutes les menaces

Priorité	Numéro	Objectif de rétablissement visé	Approche ou stratégie globale	Mesures spécifiques	Effet prévu	Menace visée
NÉCESSAIRE	1-12	vi	Recherche – génétique de la conservation	Comparer la variabilité génétique des moules, entre les populations et à l'intérieur d'une même population au Canada, et déterminer si les populations ont une structure génétique en comparant la variabilité des populations vivant dans les cours d'eau au Canada et aux États-Unis.	Aidera à déterminer si le déplacement ou l'augmentation des populations sont appropriés et à déterminer les emplacements appropriés. Déterminera les unités désignables, ainsi que la structure et la viabilité des populations.	Toutes les menaces

1-1 à 1-3 : On sait très peu de choses à propos des stades de frai de ces espèces, particulièrement au Canada. Il est important de connaître les périodes de frai précises (libération du sperme, fécondation, durée de l'enkystement sur l'hôte) pour assurer la protection et le rétablissement de ces espèces. Sans ces connaissances, il sera difficile de déterminer la période de l'année pendant laquelle ces espèces (les moules et les poissons) sont vulnérables aux nombreuses menaces mentionnées ci-dessus.

La nécessité d'une période d'enkystement représente un obstacle possible dans le cycle de vie de la moule. Les recherches et les mesures de rétablissement axées sur la période qui précède ou qui suit l'enkystement peuvent s'avérer inefficaces si la présence d'un poisson hôte constitue le facteur limitatif. Afin de déterminer si ces espèces sont limitées par la présence des hôtes, il faut identifier d'abord les espèces hôtes et confirmer ensuite que les aires de répartition de la moule et de son hôte se chevauchent suffisamment dans le temps et l'espace pour permettre l'enkystement. La détermination de la spécificité des hôtes de certaines espèces de moules nécessite l'identification des hôtes chez les populations locales, dans la mesure du possible. Selon de nombreux documents, le necture tacheté est l'hôte spécifique de la mulette du necture. En outre, on a identifié en laboratoire les espèces hôtes des populations canadiennes d'épioblasmes ventrués, de villeuses haricot et d'épioblasmes tricornes. Toutefois, les recherches doivent se poursuivre, puisque les résultats obtenus sont mitigés (Woolnough 2002; McNichols and Mackie 2004; McNichols 2007). On s'est appuyé sur des résultats obtenus aux États-Unis pour identifier les espèces hôtes des populations canadiennes de pleurobèmes écarlates. Une fois que l'on aura confirmé les hôtes canadiens de ces espèces, il faudra vérifier que les aires de répartition des moules et de leurs hôtes respectifs se recoupent. Puisque les moules adultes sont essentiellement sessiles, la vérification peut s'effectuer en confirmant que des individus des espèces hôtes sont présents dans des tronçons où se trouvent des moules femelles adultes, et ce, au moment où elles renferment des glochidies adultes.

1-4 et 1-5 : L'identification précise de l'habitat essentiel est un élément indispensable au rétablissement de ces espèces. Bien que la répartition des moules adultes soit relativement passive, on peut l'associer à des types d'habitat distincts, ce qui laisse croire que la survie est liée à l'état de l'habitat local. L'état de l'habitat peut également se révéler important au stade juvénile (substrat, température et composition chimique de l'eau optimaux); on doit aussi se pencher sur les préférences des hôtes en matière d'habitat. L'identification précise de l'habitat

essentiel sera un processus comportant plusieurs étapes. Pour obtenir de plus amples renseignements sur les mesures requises, consulter la section 2.6 (Habitat essentiel).

1-6 : Malgré la présence de moules zébrées, on peut trouver des populations reliques de pleurobèmes écarlates dans le delta de la rivière Sainte-Claire. Metcalfe-Smith *et al.* (2004) ont rapporté que les taux d'infestation étaient de 0 à 36 moules zébrées par unionidé dans cette zone en 2003. Même si ce taux est inférieur aux limites mortelles signalées ailleurs (Ricciardi *et al.* 1995), il peut entraîner des effets chroniques à long terme qui causent des déclin prolongés. La comparaison des prélèvements de 2001 à ceux de 2003 montre que l'abondance de tous les unionidés a diminué d'environ 14 %, tandis que les déclin ont été beaucoup plus prononcés chez certaines espèces (p. ex., un déclin de 80 % pour l'obovarie ronde [*Obovaria subrotunda*]) [Metcalfe-Smith *et al.* 2004]. Bien que les tendances relatives aux densités d'unionidés soient généralement à la baisse, on a observé des niveaux d'abondance globaux stables dans quelques sites. Associés à de faibles taux d'infestation de moules zébrées et à une grande diversité d'unionidés, ces sites peuvent représenter des refuges potentiels. Cependant, étant donné que ces sites sont toujours touchés par les moules zébrées, il faudra probablement gérer activement les unionidés en retirant régulièrement les moules zébrées et en relocalisant de façon active les pleurobèmes écarlates et les autres espèces de moules en péril présentes dans les sites les plus lourdement infestés dans ces refuges potentiels.

1-9 et 1-10 : Un réseau de stations de surveillance bien équipées et permanentes devrait être établi dans toutes les aires de répartition, actuelles et historiques, des cinq espèces de moules, si cela n'a pas été encore fait. Ces stations de surveillance devraient être établies de manière à permettre :

- d'assurer un suivi quantitatif des changements observés dans l'abondance ou la démographie des moules (répartition selon la taille, structure selon l'âge, etc.) ou de leurs hôtes;
- de mener des analyses détaillées sur l'utilisation de l'habitat et de suivre les changements apportés à l'utilisation ou à la disponibilité de l'habitat;
- de détecter la présence d'espèces envahissantes (p. ex., moules zébrées). Les moules zébrées se reproduisent probablement dans les bassins des rivières Grand, Thames, Sydenham et Ausable. Des sites de surveillance devraient donc être établis dans ces bassins ou à proximité de ceux-ci pour permettre la détection précoce des moules zébrées au cas où elles envahiraient ces systèmes. La surveillance des espèces envahissantes dans le delta de la rivière Sainte-Claire sera probablement effectuée en parallèle avec celle des sites de refuges gérés.

Tableau 3. Tableau de planification du rétablissement – Approches en matière de gestion pour l'épioblasme ventrue (EV), l'épioblasme tricorne (ET), le pleurobème écarlate (PE), la muette du necture (MN) et la villeuse haricot (VH)

Priorité	Numéro	Objectif de rétablissement visé	Approche ou stratégie globale	Mesures spécifiques	Effet prévu	Menace visée
URGENTE	2-1	i-vi	Renforcement des capacités	Continuer de promouvoir et d'améliorer l'expertise en matière de recensement et de biologie des moules d'eau douce, et assurer le transfert des connaissances.	Assurera un recensement correct et une bonne connaissance des espèces de moules en péril.	Toutes les menaces
URGENTE	2-2	v, vi	Coopération – programmes de rétablissement des écosystèmes	Collaborer avec les équipes de rétablissement existantes pour mettre en œuvre les mesures de rétablissement.	Assurera une mise en œuvre transparente de toutes les mesures de rétablissement.	Toutes les menaces
NÉCESSAIRE	2-3	v	Urbanisme municipal	Encourager les services de l'urbanisme municipal à tenir compte des habitats essentiels dans leurs plans officiels.	Offrira une protection accrue à l'EV, à l'ET, au PE, à la MN et à la VH, afin que les aménagements futurs ne détériorent pas les habitats importants.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, composés toxiques et effets thermiques
NÉCESSAIRE	2-4	v	Réduction de la charge en chlore	Encourager les municipalités à adopter des pratiques de gestion exemplaires afin de réduire l'utilisation de sel sur les routes.	Réduira la charge en sel sur les routes et l'impact potentiel des niveaux de chlore sur les moules d'eau douce.	Qualité de l'eau
NÉCESSAIRE	2-5	v	Drainage	Travailler avec les superviseurs, les ingénieurs et les entrepreneurs du drainage pour limiter les effets des activités de drainage sur l'habitat des moules.	Réduira les effets néfastes des activités de drainage.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, composés toxiques et effets thermiques

Priorité	Numéro	Objectif de rétablissement visé	Approche ou stratégie globale	Mesures spécifiques	Effet prévu	Menace visée
NÉCESSAIRE	2-6	v	Poissons-appâts	<p>Travailler avec l'industrie du poisson-appât pour réduire les impacts de la pêche commerciale aux poissons-appâts sur les espèces hôtes.</p> <p>Ajouter de l'information sur le cycle de vie des moules dans le guide sur les poissons-appâts, et noter les poissons hôtes potentiels et les périodes où l'enkystement est susceptible de se produire.</p>	<p>Offrira une protection aux espèces hôtes potentielles.</p> <p>Améliorera les connaissances du public au sujet des moules et de l'importance des poissons-appâts pour les processus écologiques naturels.</p>	Poissons hôtes, espèces envahissantes
NÉCESSAIRE	2-7	v	Usines de traitement des eaux usées et installations de gestion des eaux pluviales	Évaluer si les usines de traitement des eaux usées fonctionnent selon les normes et encourager leur amélioration s'il y a lieu. Examiner les installations de gestion des eaux pluviales afin d'évaluer le contrôle de la quantité et de la qualité des nouvelles installations, et moderniser les installations existantes si possible.	Améliorera la qualité de l'eau en réduisant l'apport de nutriments et de solides en suspension provenant des centres urbains.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, composés toxiques
NÉCESSAIRE	2-8	v	Application de la loi	Aider les agents d'application de la loi à l'échelle fédérale et provinciale à obtenir l'information ou les ressources nécessaires pour assurer la protection de ces espèces et de leurs habitats.	Permettra d'assurer la protection nécessaire de ces cinq espèces et de leurs habitats.	Toutes les menaces

2-1 : Dans le sud-ouest de l'Ontario, on ne possède actuellement pas les ressources requises pour effectuer les relevés et la surveillance nécessaires. En effet, seul un petit nombre de personnes travaillant dans un nombre limité d'établissements gouvernementaux et universitaires possèdent des connaissances relatives à l'identification, à la répartition, au cycle biologique et à la génétique des moules d'eau douce. De plus, plusieurs chercheurs importants

ont pris leur retraite ou ont déménagé à l'extérieur de la province; il faut donc déployer des efforts concertés pour renforcer ces capacités par les moyens suivants :

- Former les membres du personnel pour qu'ils puissent identifier toutes les espèces de moules, en particulier les espèces rares (p. ex., cours sur l'identification des moules d'eau douce de Pêches et Océans Canada, application sur les moules d'eau douce pour iPhone).
- Encourager l'utilisation du guide sur les moules d'eau douce (Metcalf-Smith *et al.* 2005).
- Favoriser la recherche universitaire afin d'aider à répondre aux besoins indiqués dans la section sur la recherche et la surveillance.
- Encourager le public à s'informer à propos des moules d'eau douce et de leur importance.

2-2 : Bon nombre des menaces qui pèsent sur l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot peuvent être classées comme étant répandues et chroniques (tableau 1). Elles représentent également des menaces qui pèsent sur l'écosystème en général et qui touchent de nombreuses autres espèces aquatiques. Les efforts visant à atténuer ces menaces profiteront à de nombreuses espèces en plus de ces cinq espèces de moules. C'est pourquoi ils devraient être menés en étroite collaboration avec les équipes de rétablissement de l'écosystème aquatique des rivières Ausable, Sydenham et Thames (voir la section 1.8, Activités réalisées ou en cours) afin d'éliminer les chevauchements et de veiller à ce que les activités entreprises ne nuisent pas à d'autres espèces.

2-5 : Les espèces hôtes de ces cinq espèces de moules devraient bénéficier d'un certain degré de protection pour rendre possible le rétablissement de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot. Les espèces hôtes connues de ces cinq espèces sont les suivantes : le necture tacheté, le crapet arlequin, le ventre-pourri, l'épinoche à cinq épines, le roule-caillou, le dard vert, le dard à ventre jaune, le raseux-de-terre noir, l'achigan à grande bouche, le fouille-roche zébré, le chabot tacheté, le ventre rouge du nord, le dard arc-en-ciel et le méné bleu. Aucune de ces espèces ne figure sur les listes du COSEPAC. Par conséquent, elles n'ont pas été explicitement étudiées dans les plans de rétablissement. Il sera peut-être nécessaire d'élaborer des plans de gestion officiels pour ces espèces afin de s'assurer que leurs populations demeurent en bonne santé et ne nuisent pas au rétablissement des espèces de moules.

2-6 : Bien que les espèces hôtes de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot ne soient généralement pas considérées comme des poissons-appâts, elles sont parfois prises accessoirement durant les activités légales de pêche aux poissons-appâts. Il faudrait donc déployer des efforts pour limiter le nombre de prises accessoires potentielles de ces espèces et s'assurer que l'engin de pêche choisi ne contribue pas à la détérioration de l'habitat, laquelle peut nuire aux populations hôtes.

Tableau 4. Tableau de planification du rétablissement – Approches en matière d'intendance pour l'épioblasme ventrue (EV), l'épioblasme tricorne (ET), le pleurobème écarlate (PE), la mulette du necture (MN) et la villeuse haricot (VH)

Priorité	Numéro	Objectif de rétablissement visé	Approche ou stratégie globale	Mesures spécifiques	Effet prévu	Menace visée
URGENTE	3-1	v	Zones tampons riveraines	Établir des zones tampons riveraines dans les secteurs où le risque d'érosion est élevé en favorisant la naturalisation ou la plantation d'espèces indigènes.	Améliorera la qualité de l'eau en réduisant l'érosion des rives, la sédimentation et le ruissellement terrestre.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, composés toxiques et effets thermiques
URGENTE	3-2	v	Drainage au moyen de tuyaux	Collaborer avec les propriétaires fonciers pour atténuer les effets du drainage au moyen de tuyaux.	Réduira l'apport en nutriments et en sédiments.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, composés toxiques
URGENTE	3-3	v	Gestion des troupeaux	Promouvoir activement l'exclusion du bétail des cours d'eau.	Réduira l'érosion des rives, la sédimentation et l'apport en nutriments.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, composés toxiques et effets thermiques
URGENTE	3-4	v	Gestion des déchets d'élevage	Aider à mettre en place des systèmes de collecte et de stockage du fumier adéquats pour éviter les déversements accidentels et l'épandage du fumier en hiver.	Améliorera la qualité de l'eau en réduisant les nutriments.	Envasement et turbidité, charge en nutriments
URGENTE	3-5	v	Planification de l'exploitation agricole	Encourager l'élaboration et la mise en œuvre de plans environnementaux des fermes et de plans de gestion des nutriments.	Aidera à réduire au minimum l'apport en nutriments et en sédiments.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, effets thermiques
URGENTE	3-6	v	Traitement des eaux d'égout	Travailler avec les propriétaires fonciers pour réparer les fosses septiques défectueuses.	Améliorera la qualité de l'eau en réduisant l'apport en nutriments.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, composés toxiques
NÉCESSAIRE	3-7	v	Site de refuge géré	Au besoin, mettre en œuvre les recommandations issues des études de faisabilité sur la gestion d'un site de refuge dans le delta de la rivière Sainte-Claire.	Protégera la population de PE des effets de la moule zébrée.	Espèces envahissantes
NÉCESSAIRE	3-8	v	Communication avec les organismes	Coordonner les efforts et collaborer avec des conseils d'intendance et des organismes de protection de la nature.	Améliorera la mise en œuvre des activités d'intendance.	Envasement et turbidité, charge en nutriments, effets thermiques

Priorité	Numéro	Objectif de rétablissement visé	Approche ou stratégie globale	Mesures spécifiques	Effet prévu	Menace visée
BÉNÉFIQUE	3-9	v	Analyse des sols	Promouvoir l'analyse des sols pour déterminer les taux d'épandage d'engrais.	Réduira l'apport en nutriments dans les rivières.	Charge en nutriments

Les activités d'intendance mentionnées dans la présente peuvent être décrites comme des « pratiques de gestion exemplaires ». Il s'agit d'activités que l'on peut promouvoir dans des bassins hydrographiques principalement agricoles pour aider à réduire les impacts des pratiques terrestres sur les écosystèmes aquatiques. Pour ce faire, on peut faire connaître davantage ces activités et accorder une aide financière aux propriétaires fonciers locaux.

Tableau 5. Tableau de planification du rétablissement – Approches en matière de sensibilisation pour l'épioblasme ventrue (EV), l'épioblasme tricorne (ET), le pleurobème écarlate (PE), la muette du necture (MN) et la villeuse haricot (VH)

Priorité	Numéro	Objectif de rétablissement visé	Approche ou stratégie globale	Mesures spécifiques	Effet prévu	Menace visée
URGENTE	4-1	vii	Sensibilisation – mesures d'intendance	Mieux faire connaître au public les options d'intendance et l'aide financière offerte pour participer aux activités.	Participation accrue du public aux activités de rétablissement et réduction des menaces qui pèsent sur l'EV, l'ET, le PE, la MN et la VH.	Toutes les menaces
URGENTE	4-2	vii	Espèces envahissantes	Mieux faire connaître au public les effets potentiels du transport et de la libération d'espèces envahissantes.	Réduira le risque de voir la moule zébrée s'établir dans les réservoirs et la propagation en amont du gobie à taches noires.	Espèces envahissantes
BÉNÉFIQUE	4-3	vii	Sensibilisation	Encourager le soutien et la participation du public en mettant au point des programmes et du matériel de sensibilisation.	Accroîtra la sensibilisation du public à l'égard de l'importance des espèces de moules d'eau douce en péril.	Toutes les menaces

La participation du public au processus de rétablissement de ces espèces est essentielle, car les principales menaces qui pèsent sur les populations des rivières Ausable, Grand, Sydenham

et Thames proviennent de sources diffuses associées aux activités agricoles générales menées dans ces bassins hydrographiques. Le rétablissement est impossible sans la pleine participation des citoyens et des propriétaires fonciers locaux. La mise en œuvre d'un programme de sensibilisation du public efficace est donc essentiel pour le rétablissement de ces espèces.

2.5 Évaluation

Les programmes de surveillance régulière constitueront les principaux moyens d'évaluation de la réussite des approches en matière de rétablissement mentionnées. Ils fourniront des données sur les tendances observées au fil du temps qui aideront à effectuer le suivi des populations et des habitats de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot. Ces données serviront de fondement à un programme de gestion adaptative. Les groupes chargés de la mise en œuvre du rétablissement établiront des objectifs précis dans les plans d'action du programme de rétablissement afin de mieux évaluer la réussite. L'ensemble du programme de rétablissement fera l'objet d'un rapport tous les cinq ans, moment auquel tous les buts et objectifs en matière de rétablissement et toutes les approches connexes peut être réévalués.

2.6 Habitat essentiel

2.6.1 Désignation générale de l'habitat essentiel des cinq espèces de moules

La désignation de l'habitat essentiel des espèces menacées et en voie de disparition (à l'annexe 1) est obligatoire en vertu de la LEP. Une fois que l'habitat essentiel a été désigné, les dispositions de la LEP s'appliquent pour prévenir sa destruction. L'article 2(1) de la LEP définit l'habitat essentiel comme étant :

« [...]l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite, qui est désigné comme tel dans un programme de rétablissement ou un plan d'action élaboré à l'égard de l'espèce ».

La LEP définit ainsi l'habitat d'une espèce aquatique en péril :

« [...] les frayères, aires d'alevinage, de croissance et d'alimentation et routes migratoires dont sa survie dépend, directement ou indirectement, ou aires où elle s'est déjà trouvée et où il est possible de la réintroduire. » [article 2(1)]

Pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la muette du necture et la villeuse haricot, l'habitat essentiel a été désigné, dans la mesure du possible, à l'aide de la meilleure information actuellement disponible. La description de l'habitat essentiel fournie dans le présent programme de rétablissement comprend les zones géospatiales où l'on trouve l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement de l'espèce. Il se peut que le nombre actuel de zones désignées soit insuffisant pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition des espèces. Par conséquent, un calendrier des études a été intégré au présent programme de rétablissement afin de préciser davantage la description de l'habitat essentiel (ses fonctions, ses composantes et ses caractéristiques biophysiques, ainsi que son étendue) pour assurer sa protection.

2.6.2 Information et méthodes utilisées pour désigner l'habitat essentiel

À l'aide de la meilleure information disponible et de la méthode de la zone de délimitation, on a désigné l'habitat essentiel des populations fluviales des cinq espèces de moules dans les bassins hydrographiques des rivières suivantes :

- Rivière East Sydenham (les cinq espèces);
- Rivière Ausable (épioblasme ventrue et épioblasme tricorne);
- Ruisseau Bear (pleurobème écarlate);
- Rivière Thames (pleurobème écarlate et villeuse haricot);
- Rivière Grand (pleurobème écarlate).

D'autres secteurs susceptibles de soutenir l'habitat essentiel dans le delta de la rivière Sainte-Claire seront également considérés en collaboration avec la Première Nation de l'île Walpole.

Selon cette approche, il faut utiliser les fonctions, les composantes et les caractéristiques essentielles de chacune des étapes du cycle de vie des espèces pour déterminer les zones d'habitat essentiel à l'intérieur de la zone de délimitation définie en fonction des données sur l'occupation par les espèces. Les données sur l'habitat en fonction du stade biologique ont été

résumées dans un tableau au moyen des données et des études mentionnées dans les sections 1.1.4, 1.2.4, 1.3.4, 1.4.4 et 1.5.4 (Habitat et besoins biologiques) pour les cinq espèces. L'approche par zone de délimitation était la plus appropriée compte tenu du peu d'information disponible sur les espèces et du manque de cartographie détaillée des habitats se trouvant dans ces zones. Cette approche, ainsi que les méthodes utilisées pour déterminer l'étendue de l'habitat essentiel, sont conformes aux méthodes recommandées par Pêches et Océans Canada (2011a) pour les moules d'eau douce.

On a utilisé un système de classification écologique pour déterminer l'habitat essentiel dans les rivières qui abritent actuellement les cinq espèces de moules. La version 1 du système d'inventaire du paysage aquatique du MRNFO (Aquatic Landscape Inventory System, ou ALIS) (Stanfield et Kuyvenhoven 2005) a été utilisée comme unité de base pour l'établissement des tronçons dans les systèmes fluviaux. Ce système emploie une méthode de classification des vallées pour définir les portions de rivière qui comportent un habitat et une continuité similaires quant à l'hydrographie, à la géologie de surface, à l'inclinaison, à la position, à la zone de drainage en amont, au climat, à la couverture terrestre et à la présence d'obstacles dans les cours d'eau. On pense que tous ces facteurs ont un effet déterminant sur les processus biotiques et physiques qui ont lieu à l'intérieur d'un bassin hydrographique. Par conséquent, si l'on trouve une espèce dans une partie de la classification écologique, on peut s'attendre à ce qu'elle se trouve aussi dans d'autres zones adjacentes au sein de la même portion de vallée. Dans toutes les portions de rivière (ou de vallée) désignées, la largeur de l'habitat est définie comme la zone située entre le milieu du passage et le canal de débordement des deux rives. On a donc déterminé que l'habitat essentiel des populations d'épioblasmes ventrues, d'épioblasmes tricornes, de pleurobèmes écarlates, de mulettes du necture et de villeuses haricot est le tronçon qui comprend toutes les portions contiguës (selon l'ALIS) à partir de la portion de rivière située le plus en amont jusqu'à la portion de rivière située le plus en aval où les espèces sont présentes. Des portions ou des segments n'ont été exclus que lorsque des données fiables indiquaient que les espèces en étaient absente ou que l'habitat n'y était pas approprié. L'occupation actuelle par ces espèces a été définie grâce à l'observation récente de moules vivantes (ou de coquilles fraîches) depuis 1996, année où les relevés systématiques des populations de moules d'eau douce dans le sud de l'Ontario ont débuté. On a aussi inclus les portions désignées dans l'ALIS qui, tout en présentant un habitat adéquat, étaient inoccupées, lorsqu'on n'avait pu effectuer qu'un échantillonnage limité (c'est-à-dire qu'on supposait que les espèces étaient bien présentes).

Bien que les portions désignées dans l'ALIS présentent généralement des conditions d'habitat plutôt homogènes, on a relevé une exception dans la rivière Sydenham. Dans ce cas, une longue portion désignée dans l'ALIS a été divisée, à l'aide des profils de pente de la rivière, à l'endroit même où la pente d'écoulement disparaît dans le but d'exclure les portions de rivière en aval de Dresden, où l'habitat fluvial de rapides n'est plus présent en raison d'une pente d'écoulement insuffisante.

2.6.3 Désignation de l'habitat essentiel – Fonction, composantes et caractéristiques biophysiques

Les tableaux 6 à 10 résument les données limitées existantes sur les fonctions, les composantes et les caractéristiques de chaque stade biologique de l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot (se reporter aux sections 1.1.4, 1.2.4, 1.3.4, 1.4.4 et 1.5.4, Besoins en matière d'habitat et besoins biologiques, pour obtenir les références complètes). Les zones dans lesquelles se trouve un

habitat essentiel doivent pouvoir soutenir au moins une de ces fonctions de l'habitat. Il convient de noter qu'il n'est pas nécessaire que toutes les caractéristiques apparaissent dans les tableaux 6 à 10 pour que la composante soit désignée comme habitat essentiel. Si l'une des composantes décrites dans les tableaux 6 à 10 est présente et capable de soutenir les fonctions connexes, elle est considérée comme un habitat essentiel pour l'espèce, même si certaines de ses caractéristiques se situent en dehors des limites indiquées dans le tableau. Toutes les caractéristiques peuvent être utilisées pour éclairer les décisions de gestion concernant le rétablissement ou la protection de l'habitat essentiel.

Tableau 6. Résumé général des fonctions, des composantes et des caractéristiques de l'habitat essentiel pour chaque stade biologique de l'épioblasme ventrue (populations fluviales)*

Stade biologique	Fonction	Composante(s)	Caractéristique(s)
Frai et fécondation (période inconnue) Glochidies présentes dans les femelles (de la mi-août au mois de juin suivant)	Reproduction	Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides, avec des substrats de sable et de gravier (y compris le canal de débordement)	<ul style="list-style-type: none"> On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes (voir la ligne Adultes et juvéniles ci-dessous). Débit présent (distribution du sperme). Faibles niveaux de contaminants, y compris des contaminants suivants : <ul style="list-style-type: none"> Niveaux de chlore à long terme de moins de 120 mg/L (CCME 2011). Concentrations moyennes de moins de 0,3 mg/L d'ammoniaque total comme N à un pH de 8 – pour la protection de tous les stades biologiques des moules d'eau douce (Augsburger <i>et al.</i> 2003). Des niveaux de cuivre de moins de 3 µg/L (CCME 2005) devraient protéger les glochidies sensibles (Gillis <i>et al.</i> 2008).
Stade de glochidie enkystée (printemps – moment inconnu)** sur un poisson hôte jusqu'au détachement	Alimentation, abri et nurserie	Comme ci-dessus, avec présence de poissons hôtes	<ul style="list-style-type: none"> On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes et les juvéniles (puisqu'elles conviennent tant aux poissons hôtes qu'aux adultes). Poissons hôtes (p. ex., le fouille-roche zébré, le dard noir, le dard à ventre jaune***, le raseux-de-terre noir, le dard arc-en-ciel, l'épinoche à cinq épines et le chabot tacheté***). En été, la température de l'eau doit être à environ 18 °C (de 18,5 à 26 °C) pour un bon développement. Niveaux d'oxygène dissous suffisants pour la survie de l'hôte (plus de 4 mg/L; MEO [1994] pour la protection des espèces d'eau chaude).
Adultes et juvéniles	Alimentation, abri et nurserie	Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides, avec des substrats de sable et de gravier (y compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> Débit constant ou modéré (entre 0,16 et 0,27 m/s environ en été), en volume suffisant pour prévenir les échouements et un accroissement de la prédation. Nourriture suffisamment abondante (plancton : bactéries, algues, détritiques organiques, protozoaires). Substrats ayant des pourcentages plus élevés de sable tassé (moins de 2 mm) ou de gravier fin

Stade biologique	Fonction	Composante(s)	Caractéristique(s)
			ou gros (entre 2 et 60 mm). <ul style="list-style-type: none"> • Zones de rapides bien oxygénées. • Profondeur convenable (de 12 à 26 cm environ en été). • Absence ou quantité limitée de moules dréissénidées. • Eau chaude (production et développement des gamètes).

*Si elles sont connues ou étayées par des données existantes.

**Si les glochidies passent l'hiver sur leur hôte, ce serait toute l'année.

***Hôte principal en laboratoire.

Tableau 7. Résumé général des fonctions, des composantes et des caractéristiques de l'habitat essentiel pour chaque stade biologique de l'épioblasme tricorne (populations fluviales)*

Stade biologique	Fonction	Composante(s)	Caractéristique(s)
Frai et fécondation (période inconnue) Glochidies présentes dans les femelles (de la mi-août au mois de juin suivant)	Reproduction	Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides, avec des substrats de sable et de gravier (y compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> • On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes (voir la ligne Adultes et juvéniles ci-dessous). • Débit présent (distribution du sperme). • Faibles niveaux de contaminants, y compris des contaminants suivants : <ul style="list-style-type: none"> • Niveaux de chlore à long terme de moins de 120 mg/L (CCME 2011). • Concentrations moyennes de moins de 0,3 mg/L d'ammoniaque total comme N à un pH de 8 pour la protection de tous les stades biologiques des moules d'eau douce (Augspurger <i>et al.</i> 2003). • Des niveaux de cuivre de moins de 3 µg/L (CCME 2005) devraient protéger les glochidies sensibles (Gillis <i>et al.</i> 2008).
Stade de glochidie enkystée (du printemps au mois d'août)** sur un poisson hôte jusqu'au détachement	Alimentation, abri et nurserie	Comme ci-dessus, avec présence de poissons hôtes	<ul style="list-style-type: none"> • On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes et les juvéniles (puisqu'elles conviennent tant aux poissons hôtes qu'aux adultes). • Poissons hôtes (p. ex., le fouille-roche zébré***, le dard à ventre jaune, le dard arc-en-ciel, l'épinoche à cinq épines, le chabot tacheté et l'achigan à grande bouche). • Eau chaude (de 14 à 26 °C environ entre août et octobre). • Niveaux d'oxygène dissous suffisants pour la survie de l'hôte (plus de 4 mg/L; MEO [1994] pour la protection des espèces d'eau chaude).
Adultes et juvéniles	Alimentation, abri et nurserie	Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides, avec des substrats de sable et de gravier (y	<ul style="list-style-type: none"> • Débit constant ou modéré (moyenne d'environ 0,23 m/s en été), en volume suffisant pour prévenir les échouements et un accroissement de la prédation. • Nourriture suffisamment abondante (plancton : bactéries, algues, détritiques organiques, protozoaires).

Stade biologique	Fonction	Composante(s)	Caractéristique(s)
		compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> • Substrats ayant des pourcentages plus élevés de sable tassé (moins de 2 mm) ou de gravier fin ou gros (entre 2 et 60 mm). • Rapides bien oxygénés. • Profondeur convenable (jusqu'à 2,5 m en été). • Absence ou quantité limitée de moules dréissénidées. • Eau chaude (production et développement des gamètes).

*Si elles sont connues ou étayées par des données existantes.

**Si les glochidies passent l'hiver sur leur hôte, ce serait toute l'année.

***Hôte principal en laboratoire.

Tableau 8. Résumé général des fonctions, des composantes et des caractéristiques de l'habitat essentiel pour chaque stade biologique du pleurobème écarlate (populations fluviales)*

Stade biologique	Fonction	Composante(s)	Caractéristique(s)
Frai et fécondation (période inconnue) Glochidies présentes dans les femelles (de mai à juillet)	Reproduction	Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides, avec des substrats de sable et de gravier (y compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> • On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes (voir la ligne Adultes et juvéniles ci-dessous). • Débit présent (distribution du sperme). • Faibles niveaux de contaminants, y compris des contaminants suivants : <ul style="list-style-type: none"> • Niveaux de chlore à long terme de moins de 120 mg/L (CCME 2011). • Concentrations moyennes de moins de 0,3 mg/L d'ammoniaque total comme N à un pH de 8 pour la protection de tous les stades biologiques des moules d'eau douce (Augspurger <i>et al.</i> 2003). • Des niveaux de cuivre de moins de 3 µg/L (CCME 2005) devraient protéger les glochidies sensibles (Gillis <i>et al.</i> 2008).
Stade de glochidie enkystée (de mai à août) sur un poisson hôte jusqu'au détachement	Alimentation, abri et nurserie	Comme ci-dessus, avec présence de poissons hôtes	<ul style="list-style-type: none"> • On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes et les juvéniles (puisque'elles conviennent tant aux poissons hôtes qu'aux adultes). • Poissons hôtes (p. ex., le crapet arlequin, le méné bleu, le ventre-pourri, le ventre rouge du nord, le roule-caillou). • Eau chaude (de 14 à 26 °C environ entre mai et octobre). • Niveaux d'oxygène dissous suffisants pour la survie de l'hôte (plus de 4 mg/L; MEO [1994] pour la protection des espèces d'eau chaude).
Adultes et juvéniles	Alimentation, abri et nurserie	Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides, avec des substrats de sable et de gravier (y compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> • Débit constant ou modéré (entre 0,16 et 0,31 m/s environ en été), en volume suffisant pour prévenir les échouements et un accroissement de la prédation. • Nourriture suffisamment abondante (plancton : bactéries, algues, débris organiques, protozoaires). • Substrats ayant des pourcentages plus élevés de sable tassé (moins de 2 mm) ou de gravier fin

			<p>ou gros (entre 2 et 60 mm).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Profondeur convenable (entre 0,12 et 3 m environ en été). • Absence ou quantité limitée de moules dréissénidées. • Eau chaude (production et développement des gamètes).
--	--	--	---

*Si elles sont connues ou étayées par des données existantes.

Tableau 9. Résumé général des fonctions, des composantes et des caractéristiques de l'habitat essentiel pour chaque stade biologique de la mulette du necture (populations fluviales)*

Stade biologique	Fonction	Composante(s)	Caractéristique(s)
<p>Frai et fécondation (période inconnue)</p> <p>Glochidies présentes dans les femelles (période inconnue)</p>	Reproduction	Tronçons de rivières et de cours d'eau au débit modéré à rapide, avec des dépôts de vase et de sable sous de grosses roches (y compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> • On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes (voir la ligne Adultes et juvéniles ci-dessous). • Débit présent (distribution du sperme). • Faibles niveaux de contaminants, y compris des contaminants suivants : <ul style="list-style-type: none"> • Niveaux de chlore à long terme de moins de 120 mg/L (CCME 2011). • Concentrations moyennes de moins de 0,3 mg/L d'ammoniaque total comme N à un pH de 8 pour la protection de tous les stades biologiques des moules d'eau douce (Augspurger <i>et al.</i> 2003). • Des niveaux de cuivre de moins de 3 µg/L (CCME 2005) devraient protéger les glochidies sensibles (Gillis <i>et al.</i> 2008).
Stade de glochidie enkystée (d'octobre à mai) sur un poisson hôte jusqu'au détachement	Alimentation, abri et nurserie	Comme ci-dessus, avec présence d'hôtes	<ul style="list-style-type: none"> • On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes et les juvéniles (puisqu'elles conviennent tant à l'hôte, le necture tacheté, qu'aux adultes). • Hôte (necture tacheté). • Eau chaude (doit atteindre 20 °C). • Niveaux d'oxygène dissous suffisants pour la survie de l'hôte (plus de 4 mg/L; MEO [1994] pour la protection des espèces d'eau chaude).
Adultes et juvéniles	Alimentation, abri et nurserie	Tronçons de rivières et de cours d'eau au débit modéré à rapide, avec des dépôts de vase et de sable sous de grosses roches (y compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> • Débit constant ou modéré (en volume suffisant pour prévenir les échouements et un accroissement de la prédation). • Nourriture suffisamment abondante (plancton : bactéries, algues, détritiques organiques, protozoaires). • Dépôts de vase et de sable (moins de 2 mm) sous de grandes roches. • Profondeur convenable. • Absence ou quantité limitée de moules dréissénidées. • Eau chaude (production et développement des gamètes).

*Si elles sont connues ou étayées par des données existantes.

Tableau 10. Résumé général des fonctions, des composantes et des caractéristiques de l'habitat essentiel pour chaque stade biologique de la villeuse haricot (populations fluviales)*

Stade biologique	Fonction	Composante(s)	Caractéristique(s)
Frai et fécondation (période inconnue) Glochidies présentes dans les femelles (de mai à la fin août)	Reproduction	Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides, avec des substrats de sable et de gravier (y compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes (voir la ligne Adultes et juvéniles ci-dessous). Débit présent (distribution du sperme). Faibles niveaux de contaminants, y compris des contaminants suivants : <ul style="list-style-type: none"> Niveaux de chlore à long terme de moins de 120 mg/L (CCME 2011). Concentrations moyennes de moins de 0,3 mg/L d'ammoniaque total comme N à un pH de 8 pour la protection de tous les stades biologiques des moules d'eau douce (Augspurger <i>et al.</i> 2003). Des niveaux de cuivre de moins de 3 µg/L (CCME 2005) devraient protéger les glochidies sensibles (Gillis <i>et al.</i> 2008).
Stade de glochidie enkystée (de mai à un moment inconnu) sur un poisson hôte jusqu'au détachement	Alimentation, abri et nurserie	Comme ci-dessus, avec présence de poissons-hôtes	<ul style="list-style-type: none"> On suppose que les caractéristiques sont les mêmes que pour les adultes et les juvéniles (puisqu'elles conviennent tant aux poissons hôtes qu'aux adultes). Poissons hôtes (p. ex., le dard arc-en-ciel, le dard vert**, le chabot tacheté, l'achigan à grande bouche, l'épinoche à cinq épines***, le raseux-de-terre noir*** et le fouille-roche zébré***). Eau chaude (de 14 à 28 °C environ entre mai et octobre). Niveaux d'oxygène dissous suffisants pour la survie de l'hôte (plus de 4 mg/L; MEO [1994] pour la protection des espèces d'eau chaude).
Adultes et juvéniles	Alimentation, abri et nurserie	Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides, avec des substrats de sable et de gravier (y compris le canal de débordement).	<ul style="list-style-type: none"> Débit constant ou modéré (entre 0,16 et 0,5 m/s environ en été), en volume suffisant pour prévenir les échouements et un accroissement de la prédation. Nourriture suffisamment abondante (plancton : bactéries, algues, détritiques organiques, protozoaires). Pourcentage élevé de sable (moins de 2 mm) ou de gravier (entre 2 et 30 mm). Profondeur convenable (de 12 à 26 cm environ en été). Absence ou quantité limitée de moules dréissénidées. Eau chaude (production et développement des gamètes).

*Si elles sont connues ou étayées par des données existantes.

**Hôte principal en laboratoire.

***Un petit nombre de juvéniles se sont développés sur l'hôte; il s'agit donc d'un hôte « potentiel » (des tests supplémentaires sont nécessaires).

Consulter la section 2.6.5 (Calendrier des études relatives à la désignation de l'habitat essentiel) pour obtenir une description des études qui permettront de préciser davantage les connaissances sur les fonctions, les composantes et les caractéristiques essentielles des

différents stades biologiques de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot.

2.6.4 Désignation de l'habitat essentiel – Limites géospatiales

À l'aide de la meilleure information disponible, on a désigné des habitats essentiels dans les cours d'eau suivants :

- Rivière East Sydenham (les cinq espèces);
- Rivière Ausable (épioblasme ventrue et épioblasme tricorne);
- Ruisseau Bear (pleurobème écarlate);
- Rivière Thames (pleurobème écarlate et villeuse haricot);
- Rivière Grand (pleurobème écarlate).

Les zones d'habitat essentiel désignées dans ces endroits et les habitats essentiels désignés pour d'autres espèces en péril vivant dans les mêmes cours d'eau pourraient se chevaucher (parmi ces autres espèces, on peut citer le ptychobranche réniforme [*Ptychobranchus fasciolaris*], l'obovarie ronde, le dard de sable [*Ammocrypta pellucida*] et le chat-fou du nord [*Noturus stigmosus*]). Toutefois, les besoins spécifiques en matière d'habitat au sein de ces zones pourraient varier en fonction des espèces.

Les zones délimitées sur les cartes ci-après (figures 16 à 25) indiquent les zones où l'on trouve l'habitat essentiel des populations mentionnées ci-dessus. Il convient de noter que les zones délimitées incluent l'ensemble du canal de débordement où se forment, à long terme, des canaux d'évacuation des eaux qui jouent un rôle important dans le maintien des conditions d'habitat dans le cours d'eau dont ont besoin les moules d'eau douce. *Selon l'approche de la zone de délimitation, l'habitat essentiel ne correspond pas à toutes les zones à l'intérieur des limites désignées, mais uniquement à celles qui présentent les composantes et les caractéristiques biophysiques leur permettant d'assurer une ou plusieurs fonctions de l'habitat* (se reporter aux tableaux 6 à 10).

Le tableau 11 ci-dessous indique les coordonnées géographiques des limites à l'intérieur desquelles on trouve l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot; ces points sont reproduits sur les figures 16 à 25.

Tableau 11. Coordonnées indiquant les limites à l'intérieur desquelles se trouve l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue (EV), de l'épioblasme tricorne (ET), du pleurobème écarlate (PE), de la mulette du necture (MN) et de la villeuse haricot (VH)*

Lieu (espèces)	Coordonnées† des zones d'habitat essentiel				
	Point 1	Point 2	Point 3	Point 4	Point 5
Rivière East Sydenham (toutes les espèces);	42° 54' 14,98" N 81° 42' 12,31" O	42° 51' 35,43" N 81° 44' 0,29" O	42° 51' 35,54" N 81° 52' 1,57" O	42° 39' 12,60" N 81° 59' 56,18" O	42° 32' 33,71" N 82° 25' 1,58" O
Rivière Ausable (EV) ²	43° 16' 8,51" N 81° 31' 42,15" O	43° 6' 23,08" N 81° 35' 23,71" O	43° 4' 43,97" N 81° 46' 23,66" O	43° 11' 13,92" N 81° 49' 5,60" O	
Rivière Ausable (ET)	43° 16' 8,51" N 81° 31' 42,15" O	43° 11' 13,92" N 81° 49' 5,60" O			
Ruisseau Bear (PE)	42° 59' 48,81" N 81° 56' 42,30" O	42° 52' 47,07" N 82° 8' 22,39" O			
Rivière Thames du Sud (PE)	42° 59' 8,19" N 81° 5' 18,01" O	42° 58' 53,51" N 81° 15' 26,50" O			
Rivière Thames Milieu (PE)	43° 8' 20,04" N 80° 53' 33,23" O	43° 4' 11,64" N 80° 58' 45,38" O	43° 1' 58,29" N 81° 0' 4,59" O		
Rivière Thames Nord (VH)	43° 12' 32,54" N 81° 12' 28,27" O	43° 4' 20,90" N 81° 11' 4,84" O			
Rivière Grand (PE)	43° 6' 37,83" N 80° 15' 15,89" O	42° 56' 13,20" N 79° 51' 12,41" O			

* Les habitats fluviaux sont délimités au point médian des tronçons supérieur et inférieur du cours d'eau (c.-à-d. deux points seulement).

† Toutes les coordonnées ont été tirées du Système de référence NAD83

Vous trouverez ci-après une brève description des zones désignées comme habitats essentiels dans chacune des régions.

Rivière East Sydenham : La zone de la rivière East Sydenham dans laquelle se trouve l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot est actuellement désignée comme étant le tronçon qui comprend tous les segments contigus (selon l'ALIS), entre le segment le plus en amont et le segment le plus en aval où les espèces sont présentes. Cette zone est la même pour les cinq espèces. Elle comprend un tronçon de rivière d'une longueur d'environ 160 km qui abrite l'épioblasme ventrue (figure 16), l'épioblasme tricorne (figure 18), le pleurobème écarlate (figure 20), la mulette du necture (figure 23) et la villeuse haricot (figure 24). Les tronçons inférieurs (moins de 3 km) des affluents suivants sont aussi reliés à ce segment : les ruisseaux Fansher, Brown et Spring. Cette description de l'habitat essentiel inclut tout le canal de débordement. La limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se situe au niveau du pont de la route de comté 21 de la ville de Dresden. À cet endroit, la pente de la rivière a disparu, ce qui donne lieu à un courant faible qui n'est plus propice à l'habitat nécessaire. La limite en amont à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel de toutes les espèces concernées dans la rivière East Sydenham se situe au pont de la promenade Murphy (environ 15 km au nord-est d'Alvinston).

² En ce qui concerne l'épioblasme ventrue, deux segments distincts de la rivière Ausable ont été désignés comme habitat essentiel. La section entre le point 1 et le point 2 représente un segment et la section du point 3 au point 4 représente l'autre segment. Les points 2 et 3 ne sont pas liés (voir la figure 17).

Rivière Ausable : La zone de la rivière Ausable dans laquelle on trouve l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue et de l'épioblasme tricorne est actuellement désignée comme étant le tronçon qui comprend tous les segments contigus (selon l'ALIS), entre le segment le plus en amont et le segment le plus en aval où les espèces sont présentes. Cette zone représente des tronçons de rivière d'une longueur d'environ 81 km pour l'épioblasme ventrue (figure 17) et de 134 km pour l'épioblasme tricorne (figure 19). Cette description de l'habitat essentiel inclut tout le canal de débordement.

Dans le cas de l'épioblasme ventrue, son habitat essentiel se trouve dans deux segments de rivière distincts. Pour le premier segment, la limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se situe environ à 1 km en amont de la promenade Parkhill (route de comté 18). Quant à la limite en amont, elle se trouve à environ 5 km en aval de la route Kerwood (route de comté 6). Pour le second segment, la limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se situe à environ 4 km en aval de Nairn, et la limite en amont se situe à environ 1 km en amont de la promenade Mount Carmel (route de comté 5). Les deux segments n'étaient pas adjacents, car on n'a pas trouvé d'épioblasme ventrue entre les deux segments en dépit de l'ampleur et du caractère ciblé des efforts d'échantillonnage.

Dans le cas de l'épioblasme tricorne, son habitat essentiel se trouve que dans un seul segment qui comprend les deux segments de l'épioblasme ventrue. Pour le premier segment, la limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se situe environ à 1 km en amont de la promenade Parkhill (route de comté 18), et la limite en amont se situe à environ 1 km en amont de la promenade Mount Carmel (route de comté 5).

Ruisseau Bear : La zone du ruisseau Bear dans laquelle se trouve l'habitat essentiel du pleurobème écarlate est actuellement désignée comme étant le tronçon qui comprend tous les segments contigus (selon l'ALIS), entre le segment le plus en amont et le segment le plus en aval où l'espèce est présente. Cette zone représente un tronçon de rivière d'une longueur d'environ 53 km (figure 20). Cette description de l'habitat essentiel inclut tout le canal de débordement. La limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se termine au barrage de Petrolia, et la limite en amont se situe à environ 1 km en amont de l'autoroute 402.

Rivière Thames : La zone de la rivière Thames dans laquelle se trouve l'habitat essentiel du pleurobème écarlate est actuellement désignée comme étant le tronçon qui comprend tous les segments contigus (selon l'ALIS), entre le segment le plus en amont et le segment le plus en aval où l'espèce est présente. Cette zone représente un tronçon de rivière d'une longueur d'environ 57 km (figure 21). Il y a deux segments de rivière distincts. Cette description de l'habitat essentiel inclut tout le canal de débordement. Le premier segment se trouve dans la rivière South Thames. La limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se situe au confluent des bras nord et sud de la rivière Thames, et la limite en amont se trouve à environ 1 km en amont du chemin Ferrar. Le second segment se trouve dans la rivière Middle Thames, près de Thamesford. La limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se situe environ 3 km en aval de Thamesford, et la limite en amont est le chemin de canton 37 près d'Embro. Le segment comprend donc une portion du canal Woods Drain d'une longueur d'environ 2 km.

La zone de la rivière North Thames dans laquelle se trouve l'habitat essentiel de la villeuse haricot est actuellement désignée comme étant le tronçon qui comprend tous les segments contigus (selon l'ALIS), entre le segment le plus en amont et le segment le plus en aval où l'espèce est présente. Cette zone représente un tronçon de rivière d'une longueur d'environ

25 km (figure 25). Cette description de l'habitat essentiel inclut tout le canal de débordement. La limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se situe à l'extrémité en amont du réservoir Fanshawe et continue en amont du chemin Elginfield.

Rivière Grand : La zone de la rivière Grand dans laquelle se trouve l'habitat essentiel du pleurobème écarlate est actuellement désignée comme étant le tronçon qui comprend tous les segments contigus (selon l'ALIS), entre le segment le plus en amont et le segment le plus en aval où l'espèce est présente. Cette zone représente un tronçon de rivière d'une longueur d'environ 88 km (figure 22). Cette description de l'habitat essentiel inclut tout le canal de débordement. La limite en aval à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel se situe à environ 1 km en aval du pont sur la rivière Grand, à Cayuga, et la limite amont peut être trouvée à environ 1,5 km en amont de l'avenue Erie.

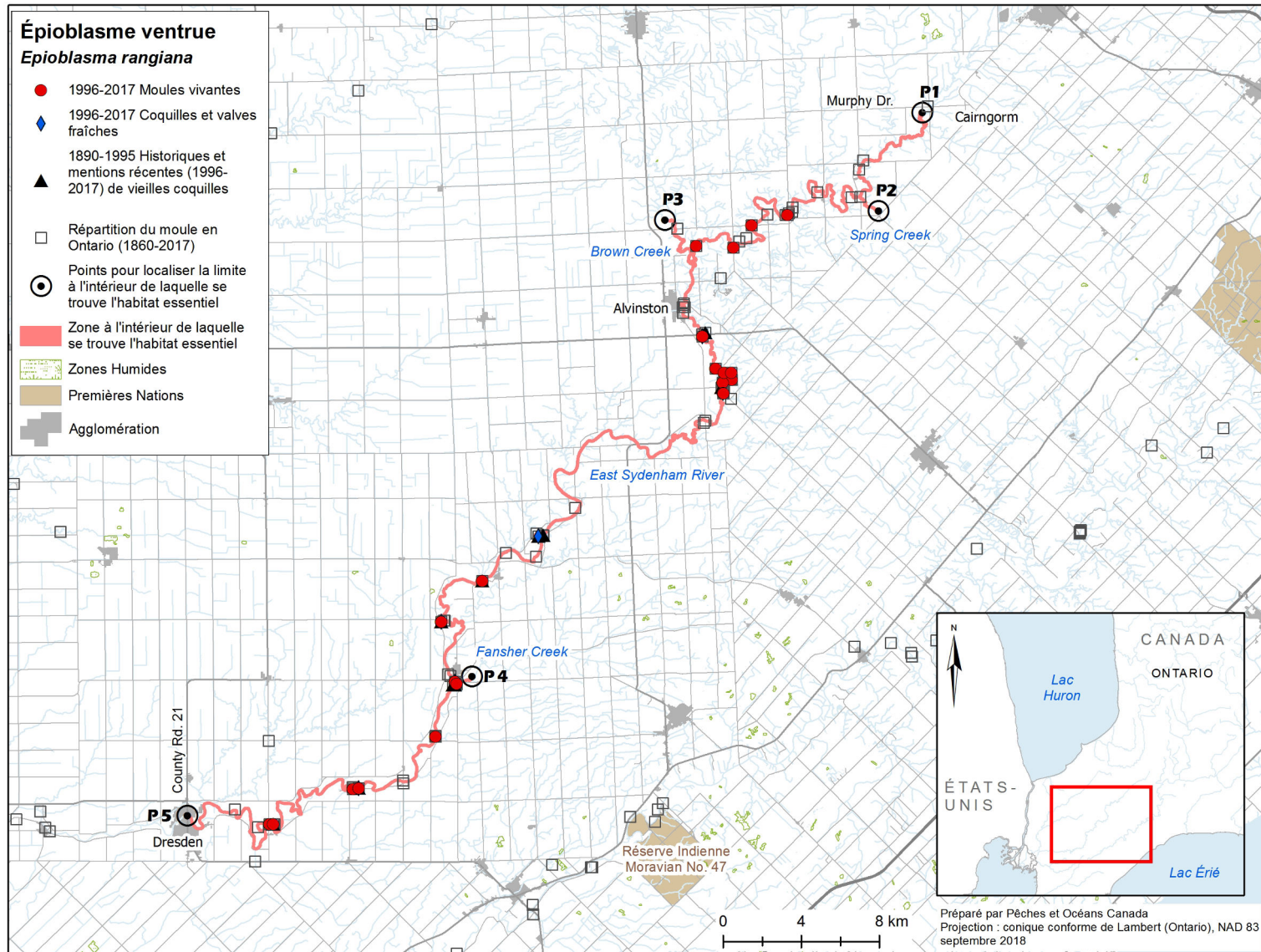


Figure 16. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue dans la rivière East Sydenham

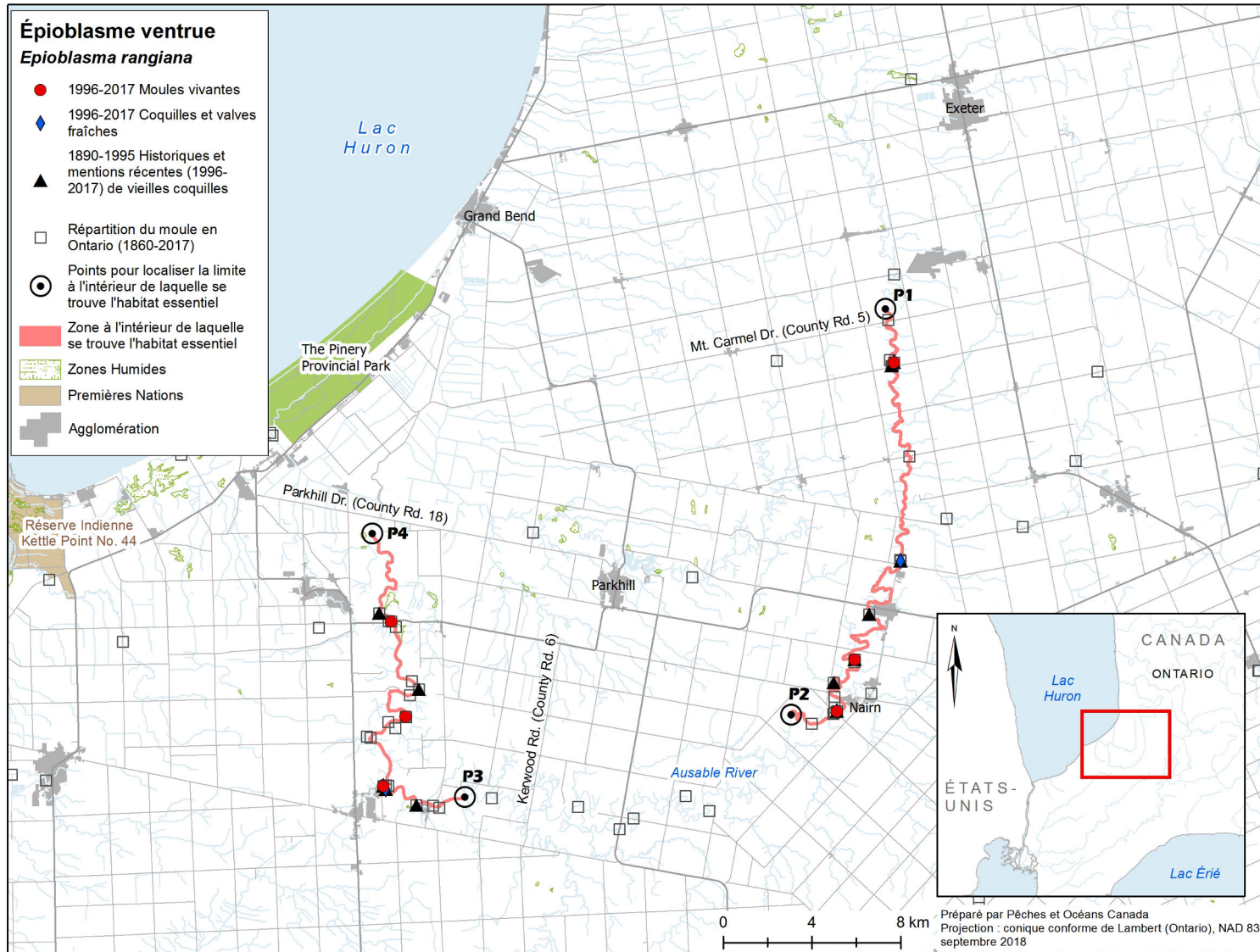


Figure 17. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue dans la rivière Ausable

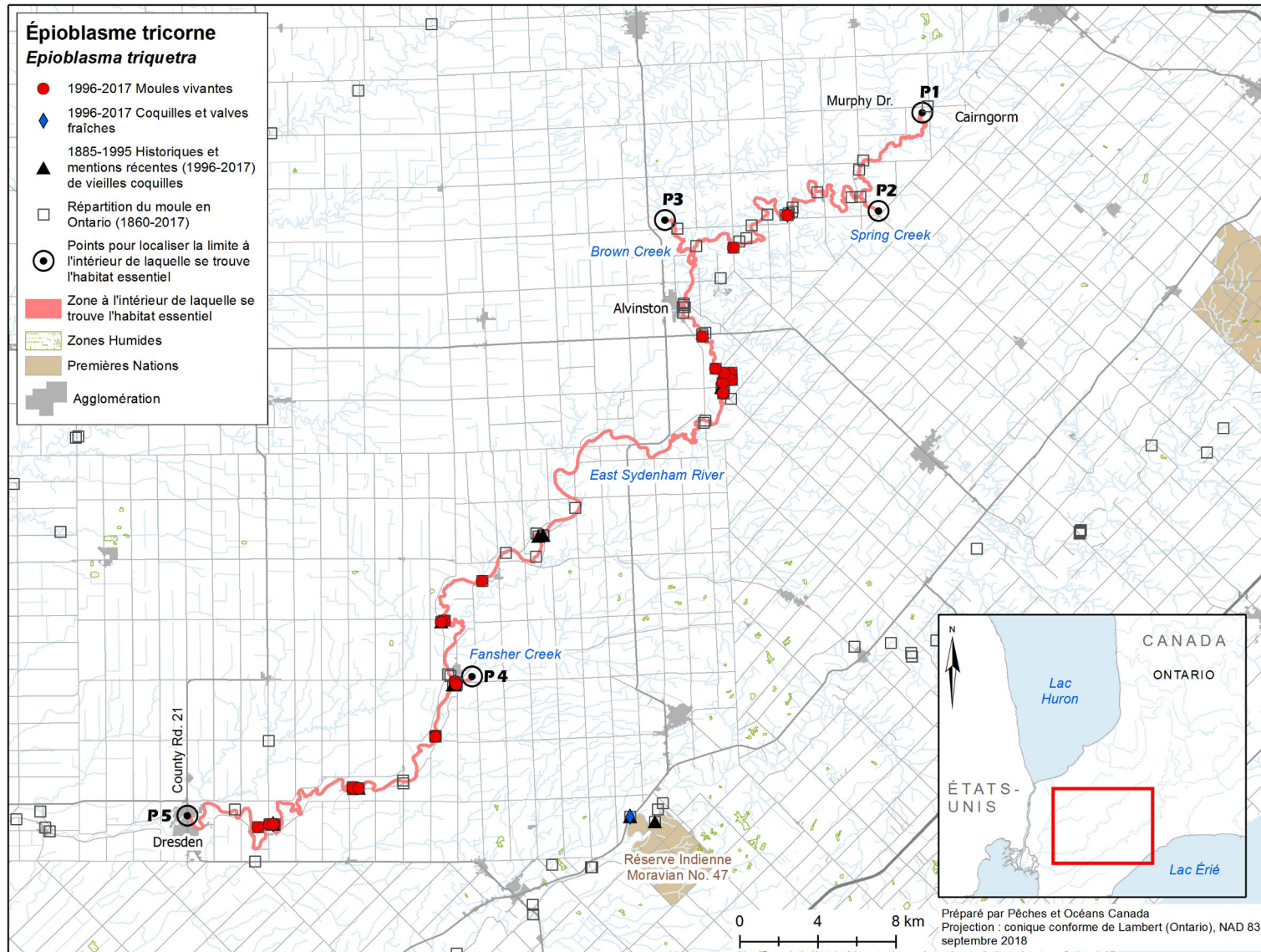


Figure 18. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel de l'épioblasme tricorne dans la rivière East Sydenham

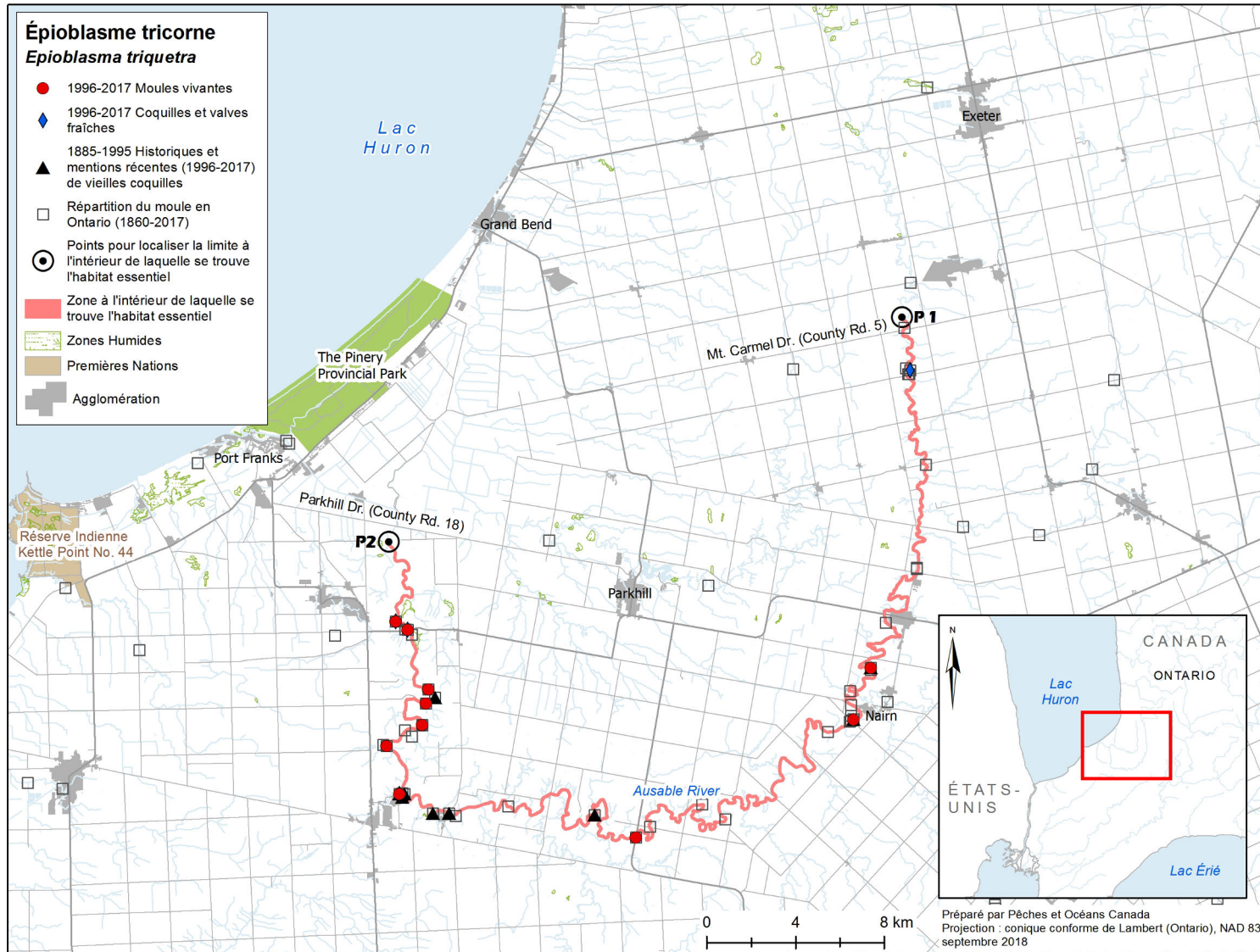


Figure 19. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel de l'épioblasme tricorne dans la rivière Ausable

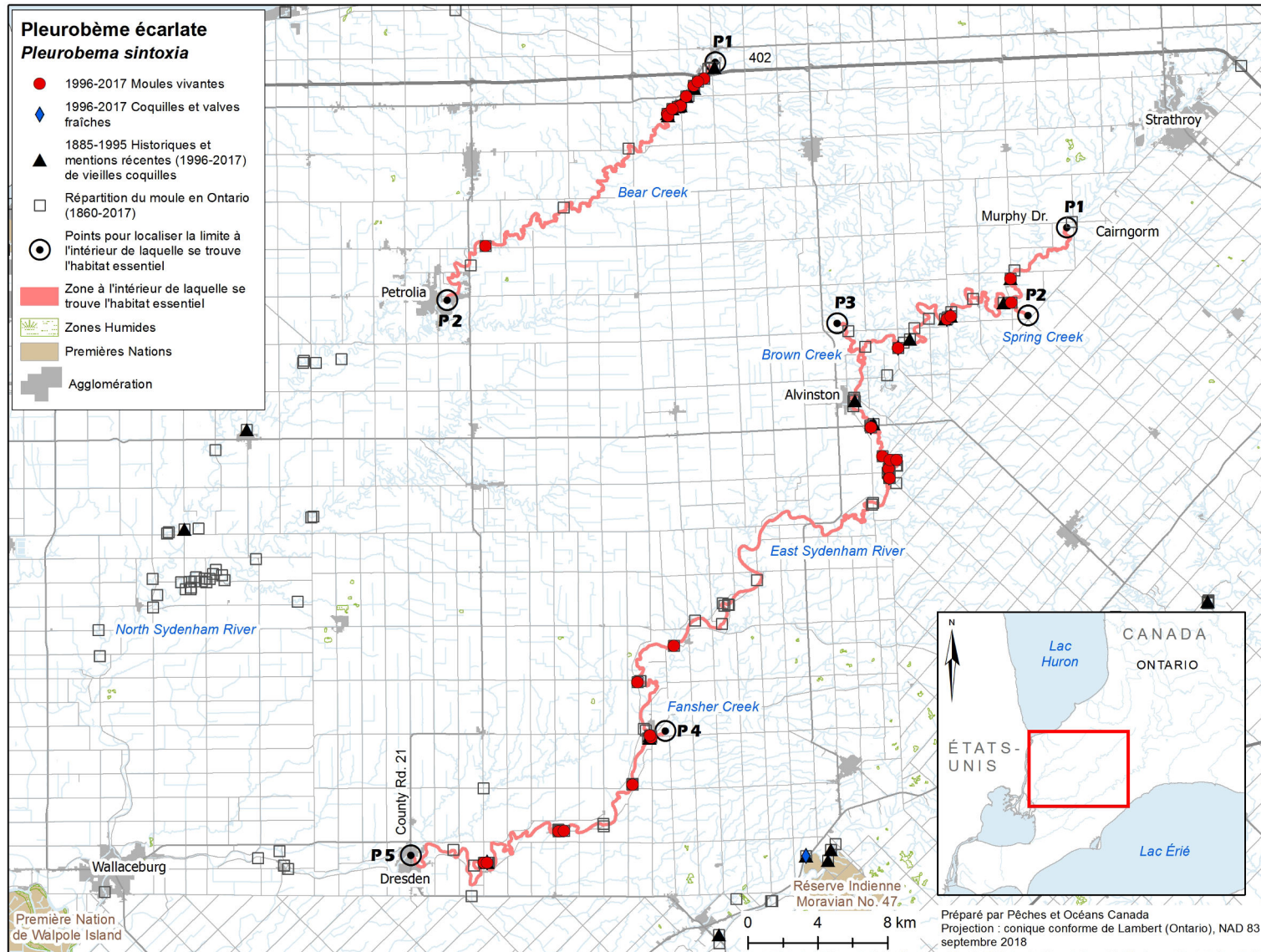


Figure 20. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel du pleurobème écarlate dans la rivière East Sydenham et le ruisseau Bear

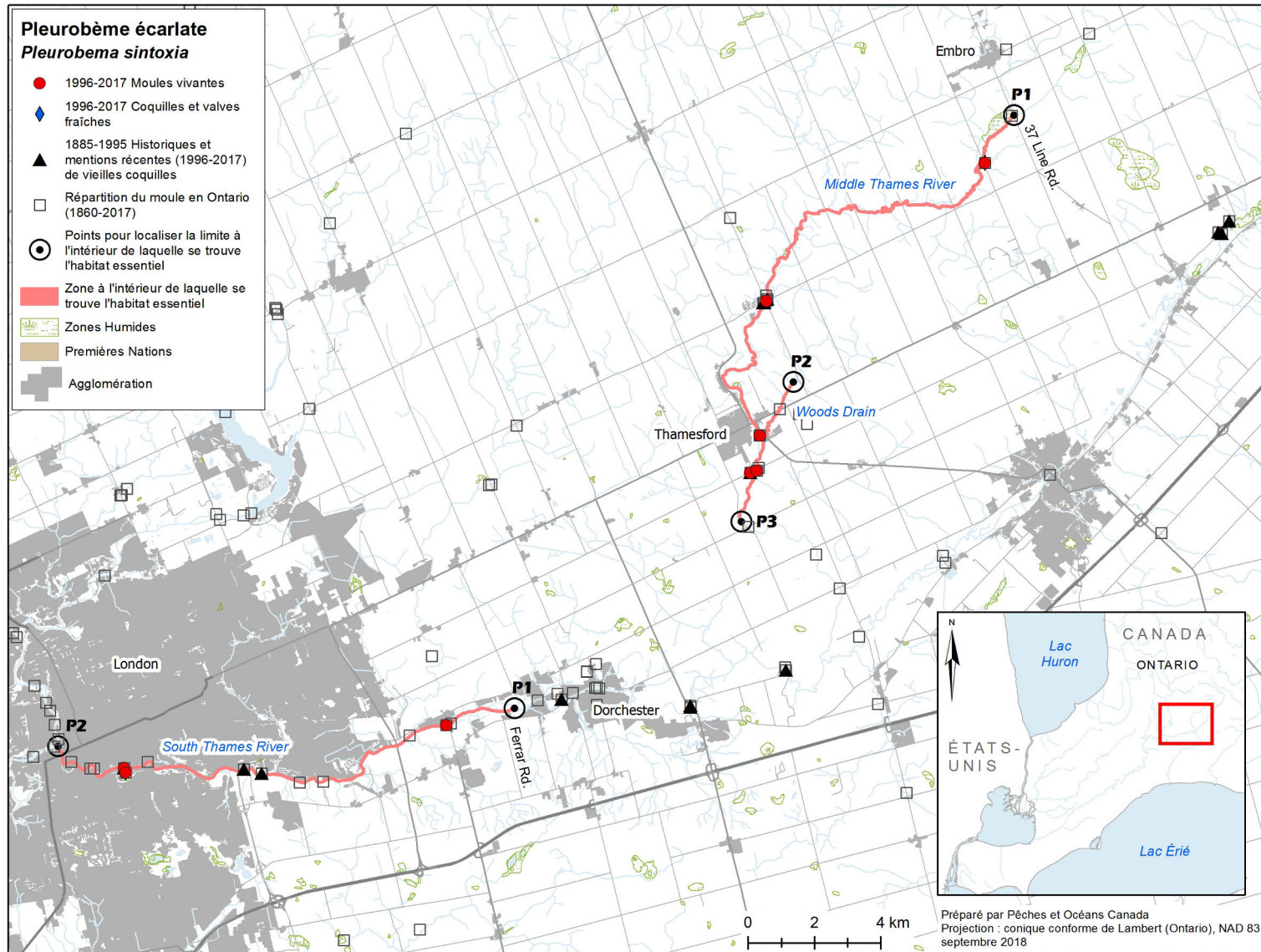


Figure 21. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel du pleurobème écarlate dans les rivières South Thames et Middle Thames

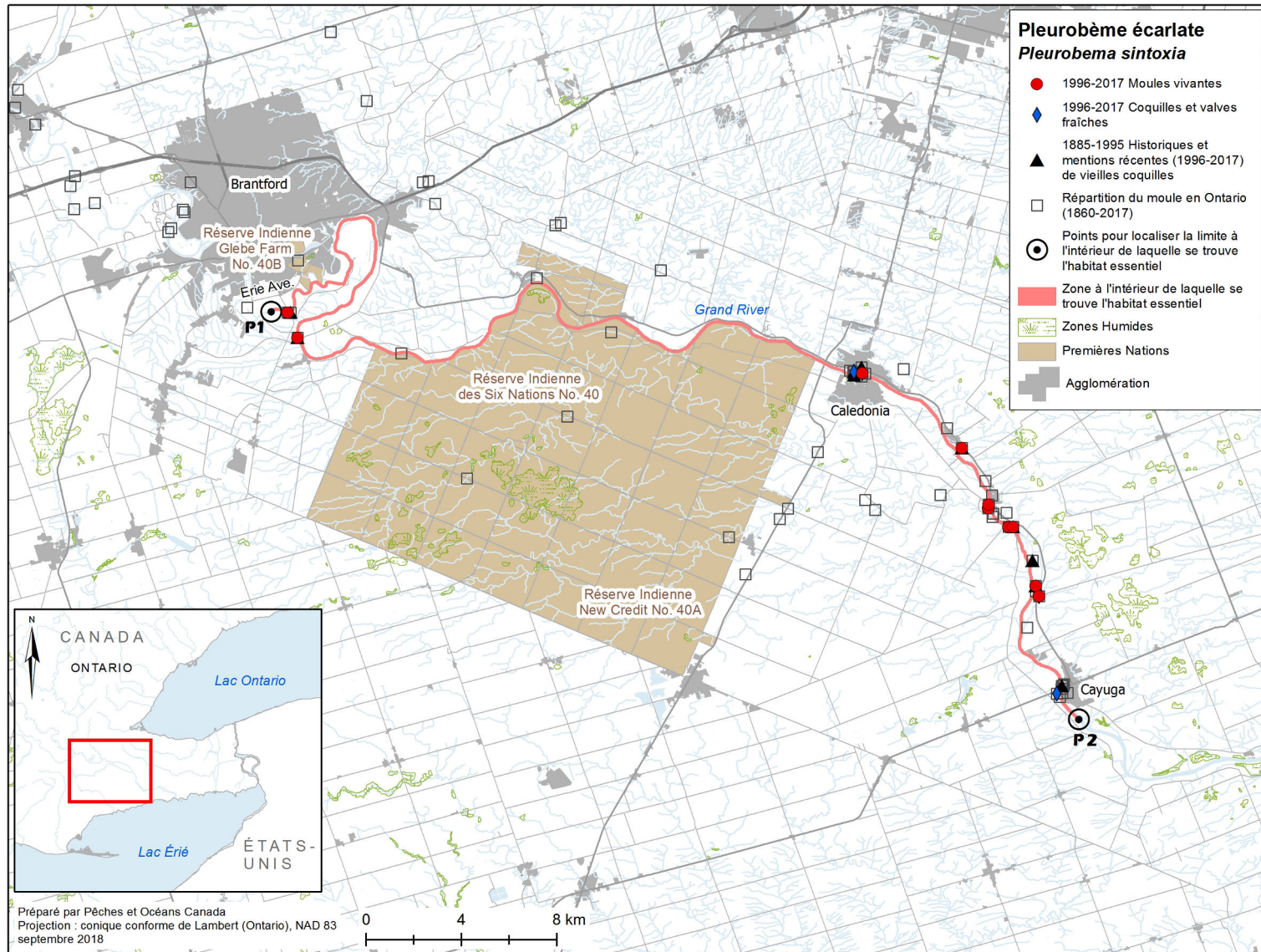


Figure 22. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel du pleurobème écarlate dans la rivière Grand

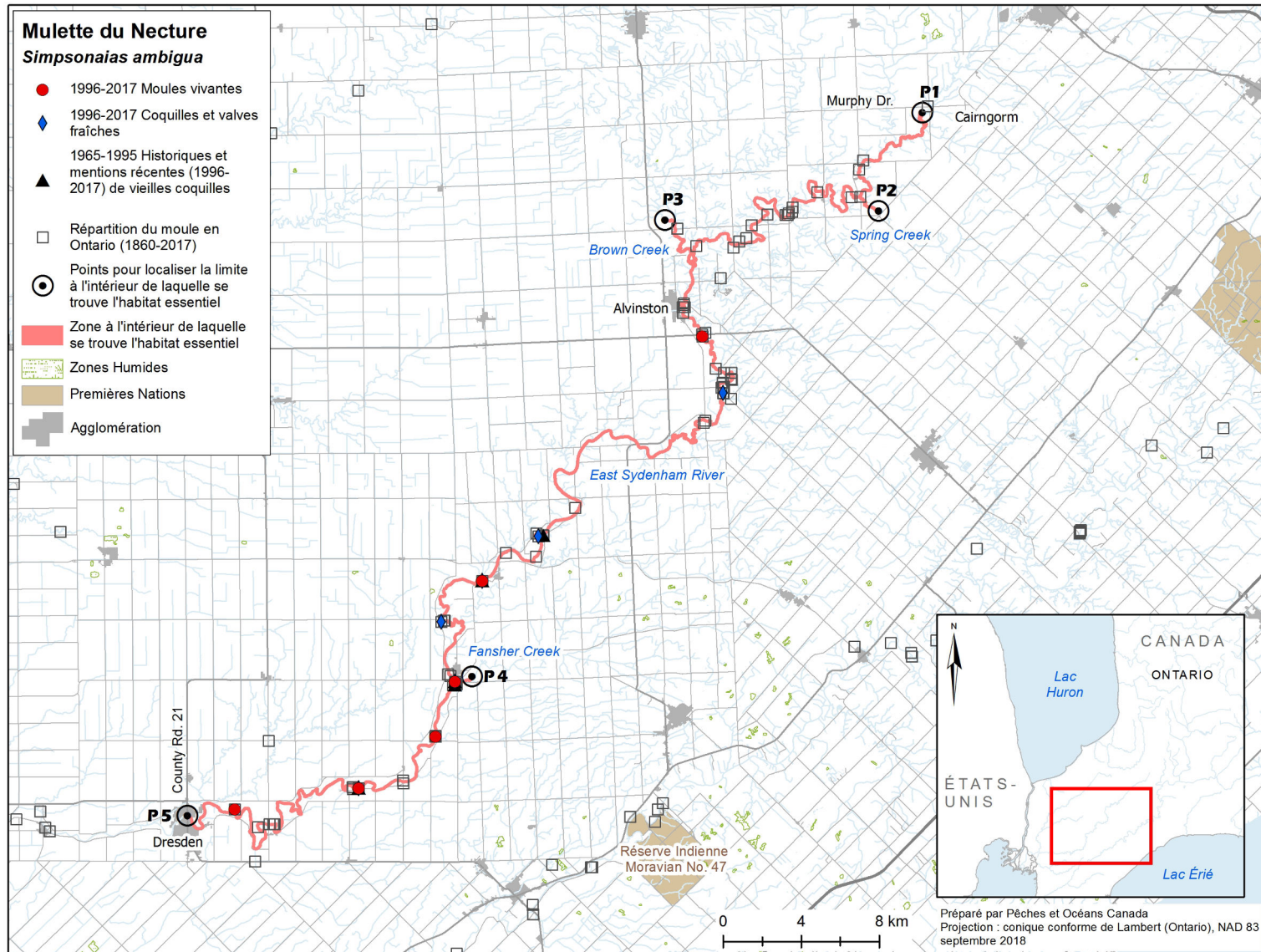


Figure 23. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel de la mulette du necture dans la rivière East Sydenham

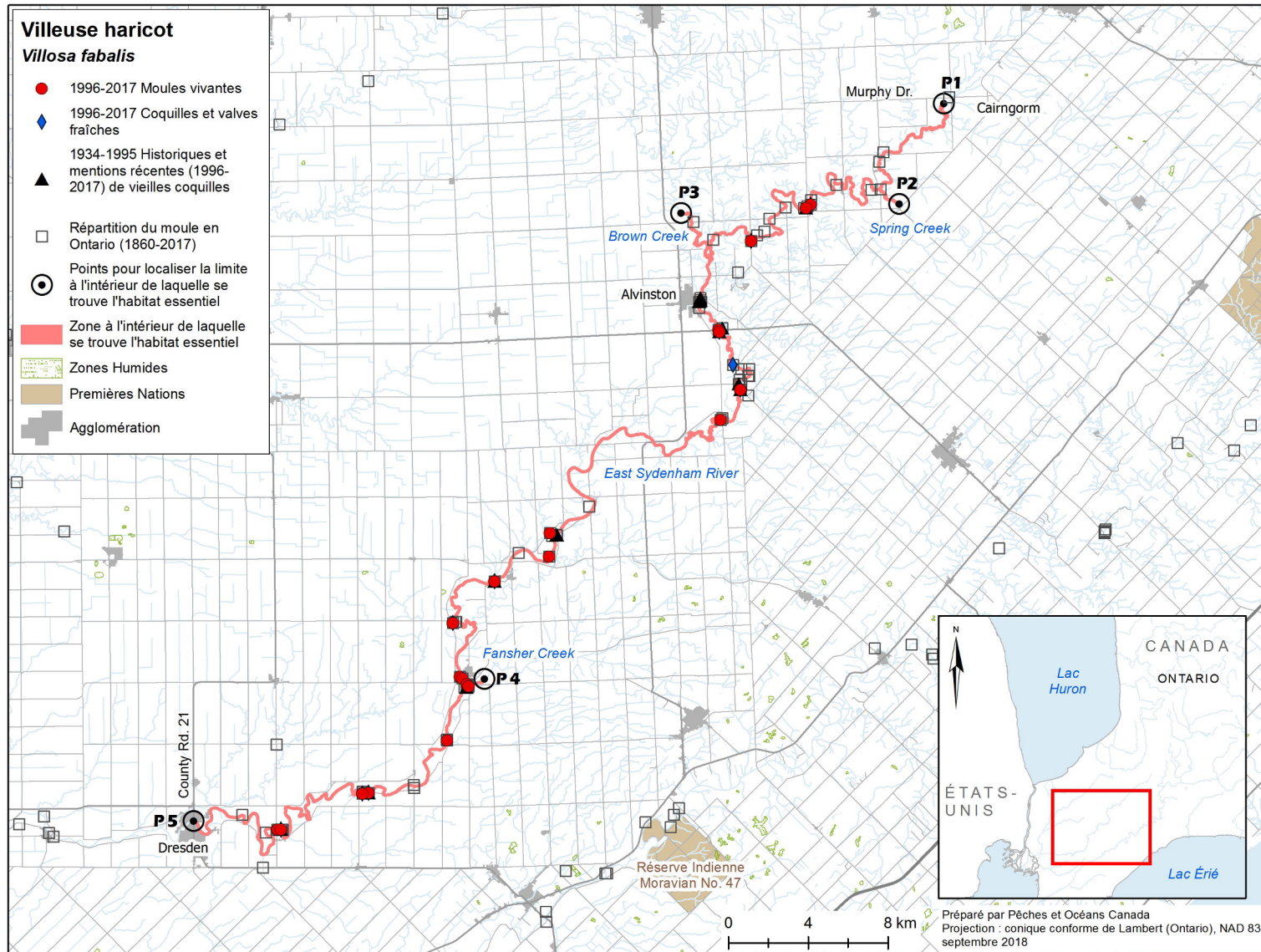


Figure 24. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel de la villeuse haricot dans la rivière East Sydenham

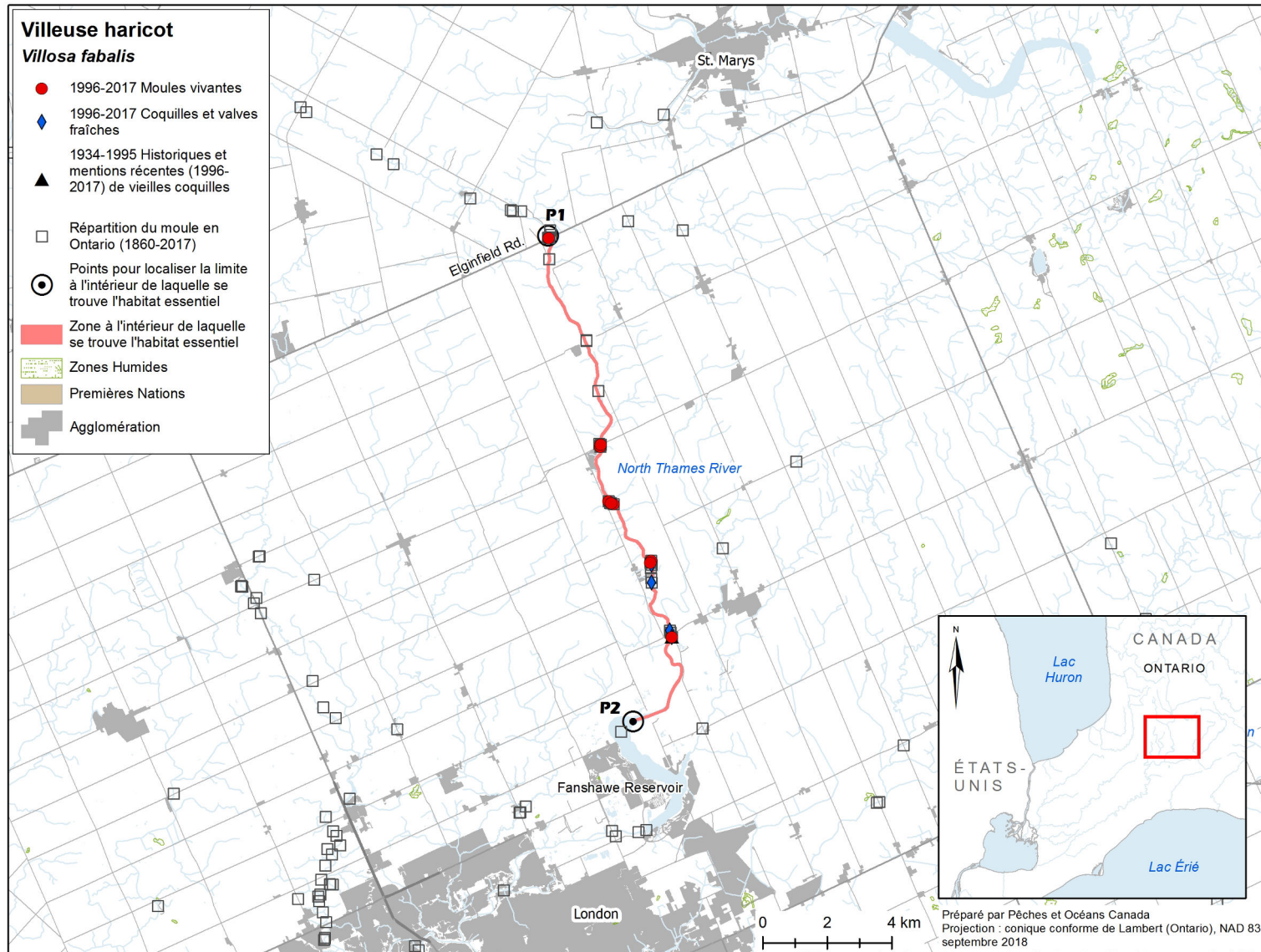


Figure 25. Zone à l'intérieur de laquelle on trouve l'habitat essentiel de la villeuse haricot dans la rivière North Thames

La désignation de l'habitat essentiel dans les rivières East Sydenham, Ausable, Thames et Grand ainsi que le ruisseau Bear garantira la protection des habitats actuellement occupés jusqu'à ce que l'habitat essentiel soit défini plus précisément, conformément au calendrier des études figurant à la section 2.6.5 (Calendrier des études relatives à la désignation de l'habitat essentiel). Le calendrier des études présente les activités qui sont nécessaires pour peaufiner les descriptions de l'habitats essentiel actuelles aux emplacements où la présence des espèces est confirmée, ainsi que pour examiner les emplacements pour lesquels les données sont limitées (p. ex., la rivière North Thames). À mesure que l'on obtiendra l'information supplémentaire nécessaire pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition, on pourra améliorer les descriptions de l'habitat essentiel.

2.6.5 Calendrier des études relatives à la désignation de l'habitat essentiel

La désignation de l'habitat essentiel exige une connaissance approfondie des besoins de l'espèce au cours de ses différents stades biologiques, ainsi que de la répartition, de la superficie et de la qualité de l'habitat dans l'ensemble de l'aire de répartition des espèces. Le présent programme de rétablissement comprend une désignation de l'habitat essentiel fondée, dans la mesure du possible, sur la meilleure information disponible. Des études supplémentaires sont nécessaires pour définir plus précisément l'habitat désigné pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot, ainsi que pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition. La liste des activités présentée dans le tableau 12 n'est pas exhaustive et l'étude de ces mesures révélera probablement l'existence de nouvelles lacunes dans les connaissances, qu'il faudra combler.

Tableau 12. Calendrier des activités pour la désignation de l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue (EV), l'épioblasme tricorne (ET), le pleurobème écarlate (PE), la mulette du necture (MN) et la villeuse haricot (VH)

Description de l'activité	Explication	Échéancier approximatif
Évaluer les périodes et l'habitat nécessaires pour le frai (libération de sperme dans la colonne d'eau)	On sait très peu de choses à propos du frai chez ces populations canadiennes. La présence de glochidies a été notée de manière brève. Il faut toutefois déterminer quand le sperme est libéré et quelles sont les conditions optimales qui assurent la réussite de la fécondation.	2019-2021
Effectuer des relevés des populations de moules	Ces relevés serviront à définir l'aire de répartition actuelle de l'EV, de l'ET, du PE, de la MN et de la VH, et à définir les trajectoires des populations.	2019-2021
Évaluer les conditions de l'habitat dans les zones occupées (p. ex., débit, substrat, clarté et qualité de l'eau)	Cette activité aidera à déterminer les besoins en matière d'habitat de l'EV, de l'ET, du PE, de la MN et de la VH.	20120-2021
Déterminer les différences d'utilisation de l'habitat selon les stades biologiques	On ne dispose pratiquement d'aucune information publiée sur les exigences de l'habitat optimal pour le frai ou les juvéniles de l'EV, de l'ET, du PE, de la MN et de la VH. La détermination des besoins en matière d'habitat pour chaque stade biologique permettra d'assurer la désignation de tous les types d'habitats essentiels pour ces espèces.	2019-2024
Effectuer des relevés des habitats historiquement inoccupés à l'intérieur des zones occupées et les cartographier	Ces relevés aideront à déterminer les facteurs responsables de la disparition de l'EV, de l'ET, du PE, de la MN et de la VH et à renforcer l'importance de l'ensemble des composantes de l'habitat qui sont essentielles pour ces espèces.	2019-2022

Description de l'activité	Explication	Échéancier approximatif
Évaluer la structure génétique des populations	Si on découvre des stocks génétiques distincts, il serait souhaitable d'assurer la protection de l'habitat de chaque stock.	2020-2022
Déterminer et confirmer les espèces de poissons hôtes (en laboratoire et sur le terrain) ainsi que leur aire de répartition	Cette activité permettra de déterminer ou de confirmer la mesure dans laquelle l'aire de répartition de l'EV, de l'ET, du PE, de la MN et de la VH est limitée par la répartition des poissons hôtes.	2019-2021
Évaluer l'utilisation de l'habitat par les espèces hôtes	La détermination des besoins en matière d'habitat pour chaque stade biologique de l'espèce hôte garantira la présence de cette composante de l'habitat essentiel pour héberger les glochidies des moules. Cette activité permettra de déterminer l'aire de répartition potentielle des poissons hôtes.	2021-2023
Déterminer les zones de chevauchement de l'habitat des moules et de celui des hôtes	Cette activité servira à déterminer l'aire de répartition potentielle de l'EV, de l'ET, du PE, de la MN et de la VH selon la répartition des hôtes.	2022-2025
Examiner les objectifs en matière de population et de répartition en s'appuyant sur les données recueillies. Déterminer la superficie et la configuration de l'habitat essentiel requises pour atteindre les objectifs si on dispose de l'information adéquate.	Cette activité facilitera l'examen des objectifs en matière de population et de répartition.	En cours

*Les échéanciers pourraient être modifiés si de nouvelles priorités sont établies ou à la suite de changements dans l'utilisation des ressources ou du personnel.

2.6.6 Exemples d'activités susceptibles d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel

En vertu de la LEP, la protection de l'habitat essentiel contre la destruction doit être assurée conformément à la loi dans un délai de 180 jours suivant la désignation de cet habitat dans un programme de rétablissement ou un plan d'action. En ce qui concerne l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot, on prévoit que cette protection prendra la forme d'un arrêté en conseil visant la protection de l'habitat essentiel pris en vertu des paragraphes 58(4) et 58(5) de la LEP, qui invoquera l'interdiction, prévue au paragraphe 58(1), de la destruction de l'habitat essentiel désigné.

L'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot, comme la plupart des espèces de moules, sont sensibles à toute une gamme d'agents de stress. De ce fait, la liste des activités décrites dans le tableau 13 n'est ni exhaustive, ni exclusive; ces activités ont été planifiées en fonction des menaces générales décrites dans la section 1.7 (Menaces) du présent programme de rétablissement. L'absence d'une activité humaine précise n'empêche pas Pêches et Océans Canada ni ne diminue pas la capacité de ce dernier à la réglementer en vertu de la LEP. En outre, l'inclusion d'une activité

ne se traduit pas par son interdiction automatique puisque c'est la destruction de l'habitat essentiel qui est interdite. Puisque l'utilisation de l'habitat est souvent de nature temporaire, chaque activité est évaluée au cas par cas et des mesures d'atténuation particulières au site sont appliquées lorsqu'elles sont fiables et qu'elles peuvent être mises en œuvre. Dans chaque cas, lorsque l'information est disponible, on associe des seuils et des limites aux caractéristiques afin de mieux orienter la prise de décisions en matière de gestion et de réglementation. Cependant, dans de nombreux cas, il se peut qu'on connaisse mal une espèce et son habitat, notamment leur seuil de résistance aux perturbations causées par l'activité humaine. Il est donc important de combler cette lacune.

Tableau 13. Exemples d'activités humaines susceptibles de provoquer la destruction de l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue (EV), de l'épioblasme tricorne (ET), du pleurobème écarlate (PE), de la mulette du necture (MN) et de la villeuse haricot (VH)

La séquence des effets de chaque activité ainsi que les liens possibles avec les fonctions, les composantes et les caractéristiques biophysiques de l'habitat essentiel sont indiqués (si on ne précise pas si une caractéristique concerne l'EV, l'ET, le PE, la MN et la VH, elle s'applique à toutes les espèces).

Activité	Séquence des effets	Fonction(s) touchée(s)	Composante(s) touchée(s)	Caractéristique(s) touchée(s)
<p>Envasement et turbidité :</p> <p>Travaux effectués dans l'eau et sur les rives sans que des mesures appropriées de contrôle des sédiments et de l'érosion aient été mises en place (p. ex., construction de ponts, d'oléoducs et de ponceaux, écoulement de surface provenant de champs labourés, écoulement provenant d'ensembles résidentiels et urbains, utilisation d'équipement industriel, nettoyage et entretien de ponts, de drains et d'autres structures)</p> <p>Libre accès du bétail aux plans d'eau</p> <p>Élimination ou culture des zones riveraines</p>	<p>Des mesures inadéquates de contrôle ou d'atténuation des sédiments et de l'érosion peuvent causer une augmentation de la turbidité et des dépôts de sédiments, une modification des substrats de prédilection, ainsi que la dégradation des fonctions d'alimentation et de reproduction.</p> <p>Quand le bétail a librement accès aux plans d'eau, les dommages occasionnés aux rives, aux berges et au fond des cours d'eau peuvent entraîner une augmentation de l'érosion et de la sédimentation, ce qui pourrait avoir une incidence sur la turbidité et la température de l'eau.</p> <p>Les terres agricoles, et plus particulièrement celles où l'on trouve peu de végétation riveraine et qui ne sont pas drainées au moyen de tuyaux, représentent une importante source de sédiments pour les cours d'eau.</p> <p>Voir aussi : modifications de l'habitat</p>	<p>Reproduction Alimentation Abri Nursérie</p>	<p>Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides avec des substrats de sable et de gravier (EV, ET, PE et VH)</p> <p>Tronçons de rivières et de cours d'eau au débit modéré à rapide, avec des dépôts de vase et de sable sous de grosses roches (MN)</p> <p>(y compris le canal de débordement)</p> <p>Présence d'hôtes</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Toutes les espèces : faibles niveaux de contaminants • Toutes les espèces : niveaux d'oxygène dissous suffisants pour la survie de l'hôte (plus de 4 mg/l) • Températures de l'eau : EV – environ 18 °C (18,5 à 26 °C); ET – de 14 à 26 °C entre août et octobre; PE – de 14 à 26 °C entre mai et octobre; MN – doit atteindre 20 °C; VH – de 14 à 28 °C entre mai et octobre • Composition du substrat : EV, ET, PE – sable tassé (moins de 2 mm) ou gravier fin à gros (2 à 60 mm); MN – dépôts de vase et de sable (moins de 2 mm) sous de grosses roches; VH – pourcentage plus élevé de sable (moins de 2 mm) ou de gravier (2 à 30 mm) • Toutes les espèces : disponibilité des hôtes • Toutes les espèces :

Activité	Séquence des effets	Fonction(s) touchée(s)	Composante(s) touchée(s)	Caractéristique(s) touchée(s)
				source de nourriture adéquate
<p>Charge en nutriments (qualité de l'eau) :</p> <p>Épandage excessif d'engrais et mauvaise gestion des nutriments (p. ex., gestion des déchets organiques, gestion des eaux usées, déchets d'origine animale, fosses septiques et eaux d'égouts urbains)</p> <p>Introduction de niveaux de chlore élevés en raison de certaines activités comme l'épandage excessif de sel sur les routes en hiver</p>	<p>La mauvaise gestion des nutriments peut entraîner un accroissement de la charge en nutriments des cours d'eau voisins. Un niveau élevé en nutriments (phosphore et azote) peut entraîner une augmentation de la turbidité susceptible de causer des proliférations d'algues nuisibles, de modifier la température de l'eau et de réduire la quantité d'oxygène dissous.</p> <p>Des données récentes ont révélé que les moules juvéniles sont parmi les organismes aquatiques les plus vulnérables à la toxicité de l'ammoniaque.</p> <p>On a noté une augmentation récente des niveaux de chlore en raison de l'utilisation accrue du sel sur les routes. Les glochidies ont besoin d'un habitat avec un niveau réduit de chlore.</p> <p>Les taux de survie des moules sont étroitement liés à la quantité d'oxygène dissous. Une faible quantité d'oxygène dissous peut également causer la mort des poissons hôtes d'eau chaude et perturber du même coup le cycle de reproduction des moules.</p>	<p>Reproduction, alimentation, abri et nurserie</p>	<p>Tronçons de rivières et de cours d'eau comportant des habitats de rapides avec des substrats de sable et de gravier (EV, ET, PE et VH)</p> <p>Tronçons de rivières et de cours d'eau au débit modéré à rapide, avec des dépôts de vase et de sable sous de grosses roches (MN)</p> <p>(y compris le canal de débordement)</p> <p>Présence d'hôtes</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Toutes les espèces : faibles niveaux de contaminants • Toutes les espèces : niveaux d'oxygène dissous suffisants pour la survie de l'hôte (plus de 4 mg/l) • Températures de l'eau : EV – environ 18 °C (18,5 à 26 °C); ET – de 14 à 26 °C entre août et octobre; PE – de 14 à 26 °C entre mai et octobre; MN – doit atteindre 20 °C; VH – de 14 à 28 °C entre mai et octobre • Composition du substrat : EV, ET, PE – sable tassé (moins de 2 mm) ou gravier fin à gros (2 à 60 mm); MN – dépôts de vase et de sable (moins de 2 mm) sous de grosses roches; VH – pourcentage plus élevé de sable (moins de 2 mm) ou de gravier (2 à 30 mm) • Toutes les espèces : disponibilité des hôtes • Toutes les espèces : source de nourriture adéquate • Toutes les espèces : débits constants à

Activité	Séquence des effets	Fonction(s) touchée(s)	Composante(s) touchée(s)	Caractéristique(s) touchée(s)
				modérés (en volume suffisant pour prévenir les échouements et l'accroissement de la prédation) (EV – entre 0,16 et 0,27 m/s en été; ET – moyenne de 0,23 m/s en été; PE – entre 0,16 et 0,31 m/s en été; VH – entre 0,16 et 0,5 m/s en été)
<p>Composés toxiques :</p> <p>Rejet de pollution urbaine et industrielle dans l'habitat (y compris l'impact des eaux de ruissellement provenant d'installations existantes et en construction)</p>	<p>L'introduction de composés toxiques (p. ex., niveaux de chlore élevés provenant des eaux de ruissellement) dans l'habitat utilisé par ces espèces de moules peut changer la composition chimique de l'eau et avoir une incidence négative sur la disponibilité et l'utilisation de l'habitat et des poissons hôtes, en particulier durant les stades biologiques où les moules sont les plus vulnérables (c.-à-d. les glochidies et les juvéniles).</p>	<p>Reproduction, alimentation et nurserie</p>	<p>Comme ci-dessus</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Toutes les espèces : faibles niveaux de contaminants • Toutes les espèces : disponibilité des hôtes • Toutes les espèces : niveaux d'oxygène dissous suffisants pour la survie de l'hôte (plus de 4 mg/l)
<p>Destruction et modification de l'habitat :</p> <p>Dragage, nivelage, excavation</p>	<p>Les changements de la bathymétrie, des rivages et de la morphologie des chenaux résultant du dragage, du nivelage et de l'excavation à proximité des rives peuvent déplacer les moules, modifier les substrats de prédilection, changer la profondeur de l'eau et les régimes de débit, ce qui peut avoir une incidence sur la turbidité, la quantité de nutriments et la température de l'eau.</p>	<p>Reproduction, alimentation, abri et nurserie</p>	<p>Comme ci-dessus</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Toutes les espèces : faibles niveaux de contaminants • Températures de l'eau : EV – environ 18 °C (18,5 à 26 °C); ET – de 14 à 26 °C entre août et octobre; PE – de 14 à 26 °C entre mai et octobre; MN – doit atteindre 20 °C; VH – de 14 à 28 °C entre mai et octobre • Composition du substrat : EV, ET, PE – sable tassé (moins de 2 mm) ou gravier fin à gros (2 à 60 mm); MN – dépôts de vase et de

Activité	Séquence des effets	Fonction(s) touchée(s)	Composante(s) touchée(s)	Caractéristique(s) touchée(s)
				<p>sable (moins de 2 mm) sous de grosses roches; VH – pourcentage plus élevé de sable (moins de 2 mm) ou de gravier (2 à 30 mm)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Toutes les espèces : profondeur d'eau convenable (EV, VH – entre 12 et 26 cm en été; ET – jusqu'à 2,5 m en été; PE entre 0,12 et 3 m en été) • Toutes les espèces – débit présent – distribution du sperme • Toutes les espèces : disponibilité des hôtes • Source de nourriture adéquate
<p>Destruction et modification de l'habitat :</p> <p>Mise en place de matériaux ou de structures dans l'eau (p. ex., épis, piles, remplissage, remplissage partiel, jetées)</p> <p>Artificialisation des rives</p>	<p>La mise en place de matériaux ou de structures dans l'eau réduit la disponibilité de l'habitat (la superficie qui correspond à l'empreinte du matériau de remplissage ou de la structure est perdue). Un remblai peut recouvrir des organismes et des substrats de prédilection et empêcher les moules et leurs hôtes d'y avoir accès.</p> <p>L'artificialisation des rives peut entraîner une réduction des apports organiques dans l'eau et des modifications de la température de l'eau susceptibles d'influer sur la disponibilité de nourriture pour ces espèces.</p> <p>La modification de la morphologie de la rive peut entraîner des modifications du régime d'écoulement des eaux, des modifications des zones de dépôts de sédiments, la réduction de l'oxygénation des substrats, l'érosion et la modification du niveau de turbidité. Ces modifications peuvent favoriser la croissance de la végétation aquatique et provoquer des changements</p>	<p>Comme ci-dessus</p>	<p>Comme ci-dessus</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Comme ci-dessus

Activité	Séquence des effets	Fonction(s) touchée(s)	Composante(s) touchée(s)	Caractéristique(s) touchée(s)
	des niveaux de nutriments.			
<p>Destruction et modification de l'habitat :</p> <p>Construction de barrages ou de barrières</p>	<p>Les barrages et les barrières peuvent entraîner la perte directe ou la fragmentation de l'habitat, ce qui peut limiter les capacités reproductives des moules en éliminant les hôtes disponibles ou en en réduisant le nombre.</p>	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus	<ul style="list-style-type: none"> Comme ci-dessus
<p>Destruction et modification de l'habitat (quantité d'eau) :</p> <p>Changement relatif à la période, à la durée et à la fréquence de l'écoulement</p> <p>Gestion du niveau d'eau (p. ex., au moyen d'un barrage) et activités de prélèvement d'eau (p. ex., pour l'irrigation) qui causent l'assèchement de l'habitat ou un débit excessif; augmentation importante des surfaces imperméables causée par l'urbanisation et les ensembles résidentiels.</p>	<p>Les conditions de fort débit (et les augmentations éclair) peuvent déloger les moules et les entraîner passivement d'un habitat adéquat vers d'autres lieux où l'habitat est moins adéquat, voire marginal.</p> <p>Les débits faibles peuvent entraîner une diminution de la quantité d'oxygène dissous, l'assèchement, la hausse des températures et l'échouement des moules. Le poisson hôte peut lui aussi être touché, ce qui perturbe le cycle de reproduction des moules.</p> <p>Le changement des régimes de débit peut avoir une incidence sur la disponibilité de l'habitat (p. ex., en asséchant les habitats) dans les ruisseaux et les rivières, le dépôt de sédiments (p. ex., en modifiant les substrats de prédilection) et la température de l'eau.</p>	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus	<ul style="list-style-type: none"> Comme ci-dessus
<p>Activités récréatives :</p> <p>Utilisation de véhicules motorisés dans les rivières</p>	Perturbation des substrats, délogement des moules.	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus	<ul style="list-style-type: none"> Toutes les espèces : faibles niveaux de contaminants Composition du substrat : EV, ET, PE – sable tassé (moins de 2 mm) ou gravier fin à gros (2 à 60 mm); MN – dépôts de vase et de sable (moins de 2 mm) sous de grosses roches; VH – pourcentage plus élevé de sable (moins de 2 mm) ou de gravier (2 à 30 mm) Toutes les espèces : profondeur d'eau

Activité	Séquence des effets	Fonction(s) touchée(s)	Composante(s) touchée(s)	Caractéristique(s) touchée(s)
				<p>convenable (EV, VH – entre 12 et 26 cm en été; ET – jusqu'à 2,5 m en été; PE entre 0,12 et 3 m en été)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Toutes les espèces : disponibilité des hôtes
<p>Déclin des poissons hôtes</p> <p>Élimination directe des poissons hôtes (pêche) ou indirecte (p. ex., les barrages peuvent empêcher les déplacements des poissons)</p> <p>Récolte excessive de poissons-appâts; rejets de poissons-appâts</p>	<p>Les activités qui ont une incidence négative sur l'abondance, les déplacements ou le comportement des espèces hôtes durant la période d'enkystement ou de libération peuvent perturber le cycle de reproduction des moules.</p> <p>Peut avoir une incidence sur le nombre et la santé des poissons hôtes disponibles.</p> <p>Propagation des espèces aquatiques envahissantes (bateaux, seaux d'appâts)</p>	<p>Reproduction</p>	<p>Comme ci-dessus</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Toutes les espèces : disponibilité de poissons hôtes • Toutes les espèces : absence ou quantité limitée de moules dréissénidées

À l'avenir, les valeurs des seuils de certains agents de stress seront fixées en fonction des résultats de travaux de recherche supplémentaires. Dans le cas de certaines des activités mentionnées ci-dessus, les pratiques de gestion exemplaires devraient permettre d'atténuer les menaces qui pèsent sur les espèces et leur habitat. Dans d'autres cas, on ignore si ces pratiques permettront de protéger l'habitat essentiel, et il faudra effectuer des recherches supplémentaires.

2.7 Protection de l'habitat

La LEP a été promulguée en juin 2003. Cette loi prévoit des interdictions générales de tuer, de blesser, de prendre, de posséder, de capturer et de collectionner des spécimens de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot. Une fois que l'habitat essentiel a été désigné, les dispositions de la LEP s'appliquent pour prévenir sa destruction.

Dans les provinces, l'habitat est aussi protégé en vertu de la *Loi sur l'aménagement du territoire*. Les autorités responsables de l'aménagement du territoire doivent respecter l'énoncé de politique provincial figurant à l'article 3 de la *Loi sur l'aménagement du territoire* de l'Ontario, lequel interdit tout aménagement ou altération de l'habitat d'espèces en voie de disparition ou menacées. L'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, la mulette du Necture, la villeuse haricot et le pleurobème écarlate sont classés comme espèces en voie de disparition en vertu de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* de l'Ontario. En vertu de cette loi, les individus de chaque espèce sont actuellement protégés et leur habitat est protégé conformément aux dispositions générales en matière de protection de l'habitat de la *Loi* à partir du 30 juin 2013. En Ontario, l'aménagement des bords des cours d'eau régi par les offices de protection de la nature locaux, qui se chargent de l'application des règlements en matière de plaine inondable. La majorité des terres situées dans le bassin des rivières Sydenham et Ausable où ces moules sont présentes se trouvent sur des propriétés privées; celles du delta de la rivière Sainte-Claire sont administrées par la Première Nation de Walpole Island.

2.8 Effets sur d'autres espèces

L'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot sont des espèces sensibles, particulièrement aux problèmes de quantité et de qualité de l'eau. En outre, les aires de répartition de ces moules et des espèces de poissons actuellement inscrits, comme le dard de sable et le chat-fou du nord, se chevauchent considérablement. Bon nombre des menaces qui pèsent sur ces espèces sont semblables. Pour cette raison, on s'attend à ce que les efforts déployés afin d'améliorer les conditions pour ces moules profitent également à la plupart des autres espèces aquatiques. L'abondance et l'aire de répartition de quelques espèces opportunistes qui peuvent facilement s'adapter à des conditions détériorées (p. ex., le pyganodon commun [*Pyganodon grandis*] ou le vairon à grosse tête [*P. promelas*]) pourraient se voir réduites à la suite des efforts de réhabilitation. Ces changements ne devraient pas être perçus comme négatifs, mais plutôt comme une restauration de la communauté aquatique aux conditions d'avant la perturbation.

2.9 Énoncé sur les plans d'action

Un ou plusieurs plans d'action relatifs au présent programme de rétablissement seront produits dans les cinq années suivant la publication de la version définitive du programme dans le

registre public. Dans la mesure du possible, ces plans d'action devraient être élaborés en fonction des commentaires formulés par les équipes de rétablissement des bassins hydrographiques existantes. Dans le sud-ouest de l'Ontario, les ressources (financières et humaines) pour le rétablissement sont limitées. L'établissement de partenariats avec les autres équipes de rétablissement permettra d'éviter la répétition inutile d'activités et la mise en œuvre de mesures de rétablissement contradictoires pour les différentes espèces. C'est pourquoi Pêches et Océans Canada a élaboré, en partenariat avec l'équipe de rétablissement de la rivière Sydenham, un plan d'action plurispécifique et écosystémique pour la rivière Sydenham qui a été achevé en 2018; le plan d'action comprenait des mesures de rétablissement visant l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du Necture et la villeuse haricot.

3 RÉFÉRENCES

- Allan, J.D. et A.S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43: 32-43.
- Augspurger, T., A.E. Keller, M.C. Black, W.D. Cope, et F.J. Dwyer. 2003. Water quality guidance for protection of freshwater mussels (Unionidae) from ammonia exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 2569-2575.
- Baitz, A., M. Veliz, H. Brock, et S. Staton. 2008. Monitoring program to track the recovery of endangered freshwater mussels in the Ausable River, Ontario [Ébauche]. Préparé pour l'Équipe de rétablissement de la rivière Ausable, le Fonds interministériel pour le rétablissement et Pêches et Océans Canada. 26 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, K. 2005. Nine year study of the invasion of western Lake Erie by the Round Goby (*Neogobius melanostomus*): changes in goby and darter abundance. *Ohio Journal of Science* 105: A-31.
- 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.
- Balfour, D.L. et L.A. Smock. 1995. Distribution, age structure, and movements of the freshwater mussel *Elliptio complanata* (Mollusca: Unionidae) in a headwater stream. *Journal of Freshwater Ecology* 10: 255-268.
- Barnhart, M.C., W.R. Haag, et W.N. Roston. 2008. Adaptations to host infection and larval parasitism in Unionoida. *Journal of North American Benthological Society* 27: 370-394.
- Barnhart, M.C., F.A. Riusech, et A.D. Roberts. 1998. Host of Salamander Mussel (*Simpsonaias ambigua*) and Snuffbox (*Epioblasma triquetra*) from the Meramec River system, Missouri. *Triannual Unionid Report* 16: 34.
- Bauer, G. 2001. Factors affecting naiad occurrence and abundance. Pages 155-162 *dans* Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Publié sous la direction de G. Bauer et K. Wächtler. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Bogan, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): a search for causes. *American Zoologist* 33: 599-609.
- Bringolf, R.B., W.C. Cope, C.B. Eads, P.R. Lazaro, M.C. Barnhart, et D. Shea. 2007. Acute and chronic toxicity of freshwater mussels (Unionidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(10): 2086-2093.
- Buchanan, A.C. 1980. Mussels (naiades) of the Meramec River basin, Missouri. Aquatic Series No. 17, Missouri Department of Conservation, Jefferson City (MO). 68 p.

- Burky, A.J. 1983. Physiological ecology of freshwater bivalves. The Mollusca, Vol. 6. Ecology. Publié sous la direction de W.D. Russell-Hunter. Academic Press, Orlando (FL). p. 281-327.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2005. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (cuivre). Conseil canadien des ministres de l'environnement, Environnement et Changement climatique Canada. Ottawa (Ontario).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2011. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Chlorures. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Centre d'information sur le patrimoine naturel. 1997. Draft report on the conservation status of Ontario unionids. Centre d'information sur le patrimoine naturel, ministère des Richesses naturelles et des Forêts. Peterborough (Ontario).
- Clarke, A.H. 1981. Les Mollusques d'Eau Douce du Canada. Musées nationaux du Canada, Ottawa. 447 p.
- Clarke, A.H. 1985. The tribe Alasmidontini (Unionidae: Anodontinae), Part II: *Lasmigona* and *Simpsonaias*. Smithsonian Contributions to Zoology 399. 75 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.
- Cope, W.G., R.B. Bringolf, D.B. Buchwalter, T.J. Newton, C.G. Ingersoll, N. Wang, T. Augspurger, F.J. Dwyer, M.C. Barnhart, R.J. Neves, et E. Hammer. 2008. Differential exposure, duration, and sensitivity of unionoidean bivalve life stages to environmental contaminants. Journal of the North American Benthological Society 27: 451-462.
- COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le pleurobème écarlate (*Pleurobema sintoxia*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 35 p.
- 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.
- 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 + 45 p.
- COSEPAC. 2011a. 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.
- COSEPAC. 2011b. Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur la mulette du Necture (*Simpsonaias ambigua*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xvi p.

- COSEPAC. 2014. Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur le pleurobème écarlate (*Pleurobema sintoxia*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxvii p.
- 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 (VA). 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.
- Dextrase, A.J., 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 de rétablissement n° 25. Rétablissement des espèces canadiennes en péril (RESCAPÉ). Ottawa (Ontario). 78 p.
- Dudgeon, D. et B. Morton. 1984. Site selection and attachment duration of *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea) glochidia on fish hosts. Journal of Zoology 204: 355-362.
- Edwards, A. et N.E. Mandrak. 2006. Fish assemblage surveys of the lower Thames River, Ontario, using multiple gear types: 2003-2004. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2772: vii + 94 p.
- Epp, J.M., T.J. Morris, and K.A. McNichols-O'Rourke. 2013. A preliminary search for *Epioblasma torulosa rangiana* (Northern Riffleshell) in the Maitland River watershed. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3025: v + 19 p.
- Équipe de rétablissement de la rivière Ausable. 2005. Recovery strategy for species at risk in the Ausable River: an ecosystem approach 2004-2009. Ébauche 5, juin 2005. xi + 128 p.
- Équipe de rétablissement de la rivière Thames. 2004. Recovery strategy for the Thames River Aquatic Ecosystem: 2005-2010. Décembre 2004 – ébauche. 146 p.
- Evans, M. et C. Frick. 2002. The effects of road salts on aquatic ecosystems. Environnement et Changement climatique Canada, Institut national de recherche sur les eaux (INRE), Burlington/Saskatoon, Collection de l'INRE n° 02-308.
- French, J.R.P. et D.J. Jude. 2001. Diets and diet overlap of nonindigenous gobies and small benthic native fishes co-inhabiting the St. Clair River, Michigan. Journal of Great Lakes Research 27(3): 300-311.
- Gagné, F., C. Blaise, et J. Hellou. 2004. Endocrine disruption and health effects of caged mussels, *Elliptio complanata*, placed downstream from a primary-treated municipal effluent plume for 1 year. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 138: 33-44.

- Gagné, F., B. Bouchard, C. André, E. Farcy, et M. Fournier. 2011. Evidence of feminization in wild *Elliptio complanata* mussels in the receiving water downstream of a municipal effluent outfall. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 153: 99-106.
- Gagnon, C., F. Gagné, P. Turcotte, I. Saulnier, C. Blaise, M. Salazar, et S. Salazar. 2006. Exposure of caged mussels to metals in a primary-treated municipal wastewater plume. *Chemosphere* 62: 998-1010.
- Galbraith, H.S. et C.C. Vaughn. 2009. Temperature and food interact to influence gamete development in freshwater mussels. *Hydrobiologia* 636: 35-47.
- Gendron, A.D. 1999. Rapport de situation sur la mulette du Necturus (*Necturus maculosus*) au Canada. Préparé pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. 86 p.
- Gillis, P.L. 2011. Assessing the toxicity of sodium chloride to the glochidia of freshwater mussels: Implications for salinization of surface waters. *Environmental Pollution* 159(6): 1702-1708.
- Gillis, P.L. 2012. Cumulative impacts of urban runoff and municipal wastewater effluents on wild freshwater mussels (*Lasmigona costata*). *Science of the Total Environment* 431(2012): 348-356.
- Gillis, P.L. et G.L. Mackie. 1994. Impact of the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*, on populations of Unionidae (Bivalvia) in Lake St. Clair. *Revue canadienne de zoologie* 72: 1260-1271.
- Gillis, P.L., R. McInnis, J. Salerno, S.R. de Solla, M.R. Servos, et E.M. Leonard. 2017. Freshwater mussels in an urban watershed: impacts of anthropogenic inputs and habitat alterations on populations. *Science of the Total Environment* 574(2017): 671-679.
- 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 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. *Biological Report* 89(15). U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington (DC). vii + 99 p.
- Haag, W.R., D.J. Berg, D.W. Garton, et J.L. Farris. 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.
- Hove, M.C. 1995. Host research on Round Pigtoe glochidia. *Triannual Unionid Report* (8): 8.
- Howard, A.D. 1951. A river mussel parasitic on a salamander. *Natural History Miscellanea* 77: 2-6.

- Jacques Whitford Environment Ltd. 2001. Sydenham River recovery project: synthesis and analysis of background data. Rapport présenté à l'équipe de rétablissement de la rivière Sydenham.
- Janssen, J. et D.J. Jude. 2001. Recruitment failure of Mottled Sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced Round Goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research* 27: 319-328.
- Kat, P.W. 1984. Parasitism and the Unionacea (Bivalvia). *Biological Reviews* 59: 189-207.
- Kidd, K.A., P.J. Blanchfield, K.H. Mills, V.P. Palace, R.E. Evans, J.M. Lazorchak, et R.W. Flick. 2007. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Science* 104: 8897-8901.
- Lefevre, G. et W.C. Curtis. 1910. Reproduction and parasitism in the Unionidae. *Journal of Experimental Zoology* 9: 79-115.
- Lydeard, C., R.H. Cowie, W.F. Ponder, A.E. Bogan, P. Bouchet, S.A. Clark, K.S. Cummings, T.J. Frest, O. Gargominy, D.G. Herbert, R. Hershler, K.E. Perez, B. Roth, M. Seddon, E.E. Strong, et F.G. Thompson. 2004. The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54: 321-330.
- Mackie, G.L. et J.M. Topping. 1988. Historical changes in the unionid fauna of the Sydenham River watershed and downstream changes in shell morphometrics of three common species. *Canadian Field-Naturalist* 102: 617-626.
- Mandrak, N.E., J. Barnucz, et D. Marson. 2006a. Targeted sampling of fish species at risk in the Grand River watershed, 2003. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2778: v + 27 p.
- Mandrak, N.E., J. Barnucz, G.J. Velema, et D. Marson. 2006b. Survey of the status of Black Redhorse (*Moxostoma duquesnei*) and Spotted Gar (*Lepisosteus oculatus*) in Canada, 2002. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2776: v + 39 p.
- McDaniel, T. et P. Martin. 2003. Status of the Mudpuppy (*Necturus maculosus*) populations in the Sydenham River. Rapport final du Fonds interministériel pour le rétablissement. 17 p.
- McMahon, R.F. 1991. Mollusca: Bivalvia. Pages 315-399 *dans* Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Publié sous la direction de J.H. Thorp et A.P. Covich. Academic Press, San Diego (CA).
- McNichols, K.A. 2007. Implementing recovery strategies for mussel species at risk in Ontario. Thèse de maîtrise en sciences, Université de Guelph. 171 p.
- McNichols, K.A. et G.L. Mackie. 2002. Fish host determination of endangered freshwater mussels in the Sydenham River Ontario, Canada. FRECP 2002/2003, rapport final. 22 p.
- McNichols, K. et G.L. Mackie. 2004. Fish host determination of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario, Canada. FRECP 2003/2004, rapport final. 26 p.

- McNichols, K.A., G.L. Mackie, et J.D. Ackerman. 2011. Host fish quality may explain the status of endangered *Epioblasma torulosa rangiana* and *Lampsilis fasciola* (Bivalvia: Unionidae) in Canada. *Journal of North American Benthological Society* 30: 60-70.
- McNichols-O'Rourke, K.A., A. Robinson, et T.J. Morris. 2012. Summary of freshwater mussel timed search surveys in southwestern Ontario in 2010 and 2011. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3009: vi + 42 p.
- MEO (ministère de l'Environnement). 1994. Provincial water quality objectives (Ontario). (en anglais seulement) [consulté en avril 2012].
- MEO (ministère de l'Environnement). 2011. Loi sur la protection des Grands Lacs. (consulté en septembre 2011).
- Metcalf-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.
- Metcalf-Smith, J., A. MacKenzie, I. Carmichael, et D. McGoldrick. 2005. Photo Field Guide to the Freshwater Mussels of Ontario. St. Thomas Field Naturalist Club Incorporated, St. Thomas (Ontario). 60 p.
- Metcalf-Smith, J.L., G.L. Mackie, J. Di Maio, et S. 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.
- Metcalf-Smith, J.L., D.J. McGoldrick, M. Williams, D.W. Schloesser, J. Biberhofer, G.L. Mackie, M.T. Arts, D.T. Zanatta, K. Johnson, P. Marangelo, et T.D. Spencer. 2004. Status of a refuge for native freshwater mussels (Unionidae) from the impacts of the exotic Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in the delta area of Lake St. Clair. Environnement et Changement climatique Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario). Note technique n° AEI-TN-04-001.
- Metcalf-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. Préparé pour l'équipe de rétablissement de la rivière Sydenham, le Fonds interministériel pour le rétablissement et Pêches et Océans Canada. 61 p.
- Metcalf-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. Environnement et Changement climatique Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario). Collection de l'INRE n° 99-058.
- Metcalf-Smith, J.L., S.K. Staton, G.L. Mackie, et E.L. West. 1998. Assessment of the current status of rare species of freshwater mussels in southern Ontario. Environnement et Changement climatique Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario). Collection de l'INRE n° 98-019.
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie. 1965. Sydenham valley conservation report, Toronto (Ontario).

- Morris, T.J. et A. Edwards. 2007. Freshwater mussel communities of the Thames River, Ontario: 2004-2005. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2810: v + 30 p.
- MPO. 2010. Évaluation du potentiel de rétablissement de la lamspile fasciolée (*Lampsilis fasciola*) au Canada. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 2010/045.
- MPO. 2011a. Évaluation des méthodes de désignation de l'habitat essentiel des moules d'eau douce. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 2011/047.
- MPO. 2011b. Évaluation du potentiel de rétablissement de la ligumie pointue (*Ligumia nasuta*), de la tronçille pied-de-faon (*Truncilla donaciformis*), de la mulette feuille d'érable (*Quadrula quadrula*) et de la villeuse irisée (*Villosa iris*) au Canada. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 2010/073.
- MPO. 2012. Rapport sur les progrès de la mise en œuvre du programme de rétablissement de la lamspile fasciolée, l'épioblasme ventru, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du Necturus et la villeuse haricot au Canada de 2006 à 2011. Série de rapports sur les programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. iv + 40 pages.
- MPO. 2018a. Plan d'action pour la rivière Sydenham au Canada : Une approche écosystémique. Série de plans d'action de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vi + 41 p.
- MPO. 2018b. Plan d'action pour la rivière Ausable du Canada : Une approche écosystémique. Série de Plans d'action de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. v + 54 p.
- Nalepa, T.F. 1994. Decline of native unionid bivalves in Lake St. Clair after infestation by the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*. *Revue canadienne de zoologie* 51: 2227-2233.
- 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. 2015. NatureServe explorer: an online encyclopedia of life. Version 7.1. NatureServe, Arlington (VA). (en anglais seulement) [consulté octobre 2016].
- 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. Rapport final préparé pour l'Équipe de rétablissement de la rivière Ausable. Septembre 2003. 92 p.
- Neves, R.J. et M.C. Odom. 1989. Muskrat predation on endangered freshwater mussels in Virginia. *Journal of Wildlife Management* 53(4): 934-941.
- Newton, T.J. et M.R. Bartsch. 2007. Lethal and sublethal effects of ammonia to juvenile *Lampsilis* mussels (Unionidae) in sediment and water-only exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26: 2057-2065.

- Nichols, S.J., H. Silverman, T.H. Dietz, J.W. Lynn, et D.L. Garling. 2005. Pathways of food uptake in native (Unionidae) and introduced (Corbiculidae and Dreissenidae) freshwater bivalves. *Journal of Great Lakes Research* 31: 87-96.
- Ortmann, A.E. 1919. A monograph of the naiads of Pennsylvania. Part III. Systematic account of the genera and species. *Memoirs of the Carnegie Museum* 8(1). Carnegie Institute, Pittsburgh (PA). 384 p.
- Parmalee, P.W. et A.E. Bogan. 1998. *The Freshwater Mussels of Tennessee*. The University of Tennessee Press, Knoxville. 328 p.
- Pip, E. 1995. Cadmium, lead and copper in freshwater mussels from the Assiniboine River, Manitoba, Canada. *Journal of Molluscan Studies* 61: 295-302.
- Poos, M.A., 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: 1269-1284.
- Portt, C., G. Coker, et K. Barrett. 2003. Recovery strategy for fish species at risk in the Grand River, Ontario. Ébauche préparée pour l'Équipe de rétablissement de la rivière Grand, 31 mars 2003.
- Ricciardi, A., F.G. Whoriskey, et J.B. Rasmussen. 1995. Predicting the intensity and impact of *Dreissena* infestation on native unionid bivalves from *Dreissena* field density. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 52: 1449-1461.
- 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: 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.
- 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.
- Schwalb, A.N. et M. Pusch. 2007. Horizontal and vertical movements of unionid mussels in a lowland river. *Journal of North American Benthological Society* 26: 261-272.
- SCRCA (St. Clair Region Conservation Authority). 2008. Watershed report card 2008. (en anglais seulement) [consulté en août 2011].

- Spooner, D., M. Xenopoulos, C. Schneider, et D. Woolnough. 2011. Coextirpation of host-affiliate relationships in rivers: the role of climate change, water withdrawal, and host-specificity. *Global Change Biology* 17(4): 1720-1732.
- Stanfield, L. et R. Kuyvenhoven. 2005. Protocol for applications used in the Aquatic Landscape Inventory Software application for delineating, characterizing and classifying valley segments within the Great Lakes basin. Rapport du ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, 27 juillet 2005.
- Stansbery, D.H. 1967. Growth and longevity of Naiads from Fishery Bay in western Lake Erie. *American Malacological Union Annual Reports* 1967: 10-11.
- Staton, S.K., A. Dextrase, J.L. Metcalfe-Smith, J. Di Miao, M. Nelson, J. Parish, B. Kilgour, et E. Holm. 2003. Status and trends of Ontario's Sydenham River in relation to aquatic species at risk. *Environmental Monitoring and Assessment* 88: 283-310.
- Strayer, D.L., J.A. Downing, W.R. Haag, T.L. King, J.B. Layzer, T.J. Newton, et S.J. Nichols. 2004. Changing perspectives on pearly mussels, North America's most imperilled animals. *BioScience* 54(5): 429-439.
- 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 planches.
- Tetreault, G.R., C.J. Bennett, K. Shires, B. Knight, M.R. Servos, et M.E. McMaster. 2011. Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges. *Aquatic Toxicology* 104: 278-290.
- Tetzloff, J. 2001. Survival rates of unionid species following a low oxygen event in Big Darby Creek, Ohio. *Ellipsaria* 3: 18-19.
- Thomas, M.V. et R.C. Haas. 2004. Status of Lake St. Clair fish community and sport fish, 1996-2004. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Division. Fisheries Research Report 2067. 26 p.
- TNC (The Nature Conservancy). 1987. Element stewardship abstract for Rayed Bean (*Villosa fabalis*). Arlington, Virginia. 5 p.
- TNC (The Nature Conservancy). 1996. Invertebrate characterization abstract (global): *Villosa fabalis*. The Nature Conservancy. Document non publié. Arlington (VA). 3 p.
- TNC (The Nature Conservancy). 1999. Element global ranking form as of November 18, 1999 for *Simpsonaias ambigua*. The Nature Conservancy. Document non publié.
- TNC (The Nature Conservancy). 2000. Element global ranking form for *Epioblasma triquetra*, January 24, 2000. The Nature Conservancy. Document non publié. Arlington (VA).
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 1994. Clubshell (*Pleurobema clava*) and Northern Riffleshell (*Epioblasma torulosa rangiana*) recovery plan. Hadley (MA). 68 p.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 2012a. Snuffbox (*Epioblasma triquetra*). (en anglais seulement) [consulté en avril 2012].

- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 2012b. Rayed Bean (*Villosa fabalis*). (en anglais seulement) [consulté en avril 2012].
- UTRCA (Upper Thames River Conservation Authority). 2004. UTRCA water report. (en anglais seulement) [consulté en août 2011].
- UTRCA (Upper Thames River Conservation Authority). 2011. Invasive non-native species. (en anglais seulement) [consulté en septembre 2011].
- 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. University of Michigan Press, Ann Arbor, Michigan. 83 p. + planches i-xii.
- Vaughn, C.C., K.B. Gido, et D.E. Spooner. 2004. Ecosystem processes performed by unionid mussels in stream mesocosms: species roles and effects of abundance. *Hydrobiologia* 527: 35-47.
- Vaughn, C.C. et C.C. Hakenkamp. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 46: 1431-1446.
- Vaughn, C.C., S.J. Nichols, et D.E. Spooner. 2008. Community and food web ecology of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 409-423.
- Veliz, M. 2003. Ausable River water quality report: a background report to the Ausable River recovery plan. Ausable Bayfield Conservation Authority, Exeter (Ontario).
- Villella, R.F., D.R. Smith, et D.P. Lemarie. 2004. Estimating survival and recruitment in a freshwater mussel population using mark-recapture techniques. *American Midland Naturalist* 151: 114-133.
- Wächtler, K., M.C. Dreher-Mansur, et T. Richter. 2001. Larval types and early post larval biology in Naiads (Unionoida). Pages 93-125 *dans* Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionida. Publié sous la direction de G. Bauer et K. Wächtler. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Walpole Island Heritage Centre. 2002. Bulletin du Walpole Island First Nation Heritage Centre. Édition spéciale. Été/automne 2002. Publié par le Walpole Island Heritage Centre, R.R. 3 (Walpole Island), Wallaceburg (Ontario), Canada, N8A 4K9. 16 p.
- Wang, N., C.G. Ingersoll, I.E. Greer, D.K. Hardesty, C.D. Ivey, J.L. Kunz, W.G. Brumbaugh, F.J. Dwyer, A.D. Roberts, T. Augspurger, C.M. Kane, R.J. Neves, et M.C. Barnhart. 2007. Chronic toxicity of copper and ammonia to juvenile freshwater mussels (Unionidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(10): 2048-2056.
- Watson, E.T., J.L. Metcalfe-Smith, et J. Di Maio. 2000a. Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario). 57 p.
- Watson, E.T., J.L. Metcalfe-Smith, et J. Di Maio. 2000b. Rapport de situation du COSEPAC sur la muette du Necturus (*Simpsonaias ambigua*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario). 54 p.

- Watters, G.T., M.A. Hoggarth, et D.H. Stansbury. 2009. *The Freshwater Mussels of Ohio*. Ohio State University Press, Columbus. 421 p.
- Watters, G.T., T. Menker, S. Thomas, et K. Kuehnl. 2005. Host identification or confirmations. *Ellipsaria* 7: 11-12.
- Watters, G.T. et S.H. O'Dee. 1999. Glochidia of the freshwater mussel *Lampsilis* overwintering on fish hosts. *Journal of Molluscan Studies* 65: 453-459.
- Welker, M. et N. Walz. 1998. Can mussels control the plankton in rivers? A Planktological approach applying a Lagrangian sampling strategy. *Limnology and Oceanography* 43: 753-762.
- 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. Life history of endangered freshwater mussels of the Sydenham River, southwestern Ontario, Canada. Thèse de maîtrise en sciences. Université de Guelph, Guelph (Ontario), Canada. 128 p.
- Woolnough, D.A. et G.L. Mackie. 2001. Endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario, Canada. Rapport final présenté au Fonds de rétablissement des espèces en péril. Université de Guelph, Guelph (Ontario).
- 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. 2009. [Rayed Bean freshwater mussel display](#). Vidéo (en anglais seulement) [consulté en août 2011].
- 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.

ANNEXE 1 : EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LES AUTRES ESPÈCES

Tous les documents de planification du rétablissement sont soumis à une évaluation environnementale stratégique (EES) conformément à la *Directive du Cabinet sur l'évaluation environnementale des projets de politiques, de plans et de programmes*. Ce type d'évaluation vise à intégrer des considérations environnementales dans l'élaboration de politiques publiques, de plans et de propositions de programme afin de soutenir la prise de décisions éclairées en matière d'environnement.

La planification du rétablissement profitera aux espèces en péril et à la biodiversité en général. Il est toutefois reconnu que des programmes peuvent produire fortuitement des effets environnementaux négatifs qui l'emportent sur les avantages prévus. Le processus de planification fondé sur des lignes directrices nationales tient directement compte de tous les effets environnementaux, en mettant particulièrement l'accent sur les répercussions possibles sur les espèces ou les habitats non ciblés. Les résultats de l'EES sont directement intégrés au programme, mais ils sont également résumés ci-après dans le présent énoncé.

Le présent programme de rétablissement aura des effets manifestement bénéfiques sur l'environnement et favorisera le rétablissement de l'épioblasme ventrue, de l'épioblasme tricorne, du pleurobème écarlate, de la mulette du necture et de la villeuse haricot. La possibilité que le programme ait des effets négatifs non voulus sur d'autres espèces a été prise en considération. L'EES a permis de conclure que le programme aura un effet clairement bénéfique sur l'environnement et n'entraînera pas d'effets négatifs considérables. S'il y a lieu, se reporter en particulier aux parties suivantes du document : Description des besoins des espèces – besoins biologiques, rôle écologique et facteurs limitatifs; Effets sur les autres espèces; Approches recommandées pour le rétablissement.