



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/064

Région de la capitale nationale

Cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation de poissons et de moules d'eau douce inscrits sur la liste de la LEP

Karl A. Lamothe, Todd J. Morris et D. Andrew R. Drake

Pêches et Océans Canada
867, chemin Lakeshore
Burlington (Ontario) L7S 1A1

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-46930-0 N° cat. Fs70-5/2022-064F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Lamothe, K.A., Morris, T.J., et Drake, D.A.R. 2023. Cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation de poissons et de moules d'eau douce inscrits sur la liste de la LEP. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/064. viii + 90 p.

Also available in English :

Lamothe, K.A., Morris, T.J., and Drake, D.A.R. 2023. Decision support framework for the conservation translocation of SARA-listed freshwater fishes and mussels. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/064. vii + 83 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	viii
INTRODUCTION	1
TERMINOLOGIE	2
CADRE DÉCISIONNEL POUR L'UTILISATION DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION POUR LES ESPÈCES DE POISSONS ET DE MOULES D'EAU DOUCE INSCRITES À LA LISTE DE LA LEP	5
1. DÉTERMINER LES OBJECTIFS DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION	7
1.1. Améliorer le recrutement de la population	8
1.2. Établir une population	11
1.3. Sauver des individus ou des populations en danger imminent de disparition.....	14
2. ÉVALUER LA PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS FONDAMENTAUX ET LES OBJECTIFS LIÉS AUX MOYENS.....	15
2.1. Estimer la probabilité que la réalisation de l'objectif lié aux moyens améliore la survie ou le rétablissement de l'espèce.....	15
2.2. Déterminer les facteurs qui peuvent influencer la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens.....	18
2.2.1. Considérations relatives à la population	18
2.2.2. Considérations relatives à l'habitat	20
2.2.3. Considérations relatives à la communauté	21
2.2.4. Considérations relatives aux menaces	25
2.3. Estimer la capacité à atteindre les objectifs liés aux moyens	26
3. ÉVALUER LES RISQUES ÉCOLOGIQUES LIÉS AUX TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION	31
3.1. Détermination des risques écologiques liés aux translocations aux fins de la conservation.....	31
3.1.1. Réduction de la persistance de la population source.....	31
3.1.2. Modification de la variation génétique de la population source.....	32
3.1.3. Modification de la variation génétique et de la persistance de la population réceptrice	33
3.1.4. Changement de la dynamique des communautés et des systèmes dans les écosystèmes sources.....	34
3.1.5. Changement de la dynamique des communautés et des écosystèmes dans les habitats sources et récepteurs	35
3.1.6. Transmission de maladies aux populations et aux écosystèmes récepteurs.....	36
3.2. Évaluation des risques liés aux translocations aux fins de la conservation	36
4. COMPILER ET SOUPESER LES ÉLÉMENTS DE PREUVE SCIENTIFIQUE POUR ÉCLAIRER LA DÉCISION CONCERNANT LA TRANSLOCATION AUX FINS DE LA CONSERVATION	41

5. METTRE EN ŒUVRE ET SURVEILLER LES EFFETS DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION.....	42
CONCLUSION	43
GLOSSAIRE	46
REMERCIEMENTS	48
RÉFÉRENCES CITÉES	48
ANNEXE A : RÉINTRODUCTION DU DARD DE SABLE (<i>AMMOCRYPTA PELLUCIDA</i> ; POPULATIONS DE L'ONTARIO) DANS LE RUISSEAU BIG OTTER, EN ONTARIO, AU CANADA, À L'AIDE DU CADRE DE TRANSLOCATION AUX FINS DE LA CONSERVATION 62	
INTRODUCTION.....	62
ÉTAPE 1 : DÉTERMINER LES OBJECTIFS DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION	62
ÉTAPE 2 : ÉVALUER LA PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS FONDAMENTAUX ET LES OBJECTIFS LIÉS AUX MOYENS	63
Probabilité que l'objectif lié aux moyens permette d'atteindre l'objectif fondamental	63
Considérations relatives à la population	64
Habitat.....	66
Considérations relatives à la communauté	67
Menaces.....	67
Évaluation des avantages potentiels d'une translocation aux fins de la conservation	69
ÉTAPE 3 : DÉTERMINER ET ÉVALUER LA PROBABILITÉ ET L'AMPLEUR DES CONSÉQUENCES IMPRÉVUES	72
Évaluation des risques liés aux translocations aux fins de la conservation	72
RÉFÉRENCES	75
ANNEXE B : RÉINTRODUCTION DE L'ÉPIOBLASME TRICORNE (<i>EPIOBLASMA TRIQUETRA</i>) DANS LA RIVIÈRE THAMES, EN ONTARIO, CANADA, À L'AIDE DU CADRE DE TRANSLOCATION AUX FINS DE LA CONSERVATION.....	77
INTRODUCTION.....	77
ÉTAPE 1 : DÉTERMINER LES OBJECTIFS DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION	77
ÉTAPE 2 : ÉVALUER LA PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS FONDAMENTAUX ET LES OBJECTIFS LIÉS AUX MOYENS	78
Probabilité que l'objectif lié aux moyens permette d'atteindre l'objectif fondamental	78
Population	78
Habitat.....	79
Communauté.....	80
Menaces.....	81
Évaluation des avantages potentiels d'une translocation aux fins de la conservation	82
ÉTAPE 3 : DÉTERMINER ET ÉVALUER LA PROBABILITÉ ET L'AMPLEUR DES CONSÉQUENCES IMPRÉVUES	85
Évaluation des risques liés aux translocations aux fins de la conservation	85
RÉFÉRENCES	88

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Moyens de réaliser une translocation aux fins de la conservation en fonction de l'objectif (objectif lié aux moyens; flèche en grisé, type) et de l'ampleur du déplacement prévu (aire de répartition de l'espèce; case grisée). 3
- Figure 2. L'interaction heuristique BAM. a) La répartition d'une espèce (G_0) résulte des interactions entre les facteurs biotiques (B), abiotiques (A) et de mouvement (M). G_i représente un habitat où les conditions abiotiques et biotiques peuvent convenir à l'espèce, mais où la répartition est limitée par la capacité de dispersion. b) La suppression de la contrainte de dispersion (M) permet l'établissement potentiel d'espèces dans un habitat précédemment inoccupé, mais approprié (G_i). Recréé à partir de Soberón et Peterson (2005) et Holloway et Miller (2017). 5
- Figure 3. Cadre décisionnel décrivant les considérations scientifiques pour l'utilisation de la translocation aux fins de la conservation comme outil pour améliorer la survie ou le rétablissement d'espèces de poissons ou de moules d'eau douce inscrites sur la liste de la Loi sur les espèces en péril (2002). Le cadre commence en haut à gauche..... 6
- Figure 4. Cadre décisionnel général pour l'examen initial des objectifs liés aux moyens. Les mesures de gestion sont indiquées dans les cases blanches et les questions pour l'utilisateur sont indiquées dans les cases grises. La colonisation assistée se trouve dans une case ombragée pour indiquer qu'il s'agit d'une option de dernier recours en raison du potentiel accru de risques écologiques. Il convient de noter que chaque cheminement dans le cadre décisionnel nécessite une prise en compte approfondie des avantages et des risques écologiques. 8
- Figure 5. Exemples de séries chronologiques démontrant comment l'ensemencement et la réintroduction pourraient être utilisés pour atteindre l'objectif hypothétique de rétablissement de la population (lignes noires en pointillés). a) Aucune mesure de translocation aux fins de la conservation n'est entreprise, et la trajectoire actuelle de la population est insuffisante pour atteindre l'objectif de rétablissement. b) Ensemencement jusqu'à une abondance inférieure à l'objectif de rétablissement de la population, avec trois scénarios de croissance potentiels par la suite (vert = croissance, bleu = neutre, rouge = négatif). La croissance de la population après l'ensemencement est le seul scénario qui atteint l'objectif d'abondance de la population à la fin de la série chronologique. c) Ensemencements multiples aboutissant à une abondance supérieure à l'objectif au niveau de la population. d) Réintroduction jusqu'à l'atteinte de l'abondance cible avec trois scénarios de croissance de la population par la suite. 9
- Figure 6. Évaluation conceptuelle de la capacité de l'objectif lié aux moyens à permettre l'atteinte de l'objectif fondamental, à savoir l'amélioration de la survie ou du rétablissement de l'espèce. Les paramètres d'évaluation de la viabilité sont mesurés avant et après la translocation pour les populations réceptrices, sources et autres (p. ex. de référence). Taille MVP = taille minimale viable de la population. Dans cet exemple, la réintroduction et l'ensemencement sont effectués pour deux populations réceptrices à partir de deux populations sources. 10
- Figure 7. Probabilités hypothétiques d'extinction d'une espèce (axe des y). Chaque graphique représente différentes structures de corrélation des probabilités de disparition du pays entre les populations, à savoir : a) aucune corrélation; b) corrélation = 0,5; c) corrélation spatiale (modèle autorégressif de premier ordre; AR1). Les probabilités de disparition du pays au niveau de la population sont représentées comme étant faibles ($P_{pop} = 0,05$), moyennes ($P_{pop} = 0,25$), élevées ($P_{pop} = 0,50$) et très élevées ($P_{pop} = 0,75$). La forme réelle de cette relation et de la structure de corrélation est généralement inconnue et varie selon l'espèce. 12

Figure 8. a) Cadre conceptuel pour l'évaluation de la probabilité de disparition de la population source par rapport à la réalisation de l'objectif lié aux moyens (probabilité de réussite). Les quadrants asymétriques représentent les avantages et les risques écologiques pondérés, où un résultat optimal est défini par une probabilité de réussite beaucoup plus élevée que la disparition de la population source. b) Probabilité simulée de disparition de la population source (échelle logarithmique) pour divers niveaux d'abondance de la population source (10 = 10 000, 20 = 20 000, 30 = 30 000, 50 = 50 000 individus) par rapport à la probabilité de réussite de la translocation. Les résultats présentés sont ceux obtenus lorsqu'on prélève des individus pendant cinq années consécutives avant la fraie dans une population source et qu'on les relâche immédiatement, où les populations sources et réceptrices présentent un taux de croissance de la population égal à 2,13. La probabilité de succès est définie comme le maintien d'une population adulte après réintroduction avec une taille de population moyenne géométrique supérieure à la taille minimale viable de la population (95 %) sur les 15 dernières années de la simulation. Les cases grises et les chiffres représentent les limites des résultats coûts-avantages, avec un résultat optimal de ≤ 1 % de probabilité de disparition pour une probabilité de succès de ≥ 90 % indiqué par le chiffre 4. Figure originale présentée dans Lamothe et al. (2021).	18
Figure 9. Un cadre de sélection de la population source pour la translocation aux fins de la conservation qui nécessite la connaissance des besoins abiotiques et biotiques de l'espèce envisagée pour la translocation.	19
Figure 10. Représentation conceptuelle du processus de modélisation de la répartition des espèces pour une espèce hypothétique en Ontario, au Canada. A) Les données sur la biodiversité, ici les données sur l'occurrence des espèces, sont recueillies en même temps que les covariables environnementales (température et précipitations) dont on suppose qu'elles affectent la répartition des espèces. B) Les données sont utilisées pour générer un modèle additif généralisé, qui prend en compte la relation entre les données de biodiversité et les covariables environnementales. C) Des prédictions basées sur des modèles de la répartition actuelle et future de l'espèce peuvent être faites et cartographiées. Figure modifiée, d'après Zurell (2020).	21
Figure 11. Exemple de courbes de réaction des espèces. La probabilité hypothétique d'occurrence de quatre espèces en fonction de la température est représentée graphiquement.	26
Figure 12. Cadre conceptuel décrivant la confiance à l'égard des données probantes pour prédire les effets potentiels des facteurs de risque lors de la réalisation de translocations aux fins de la conservation. La confiance augmente avec la qualité et la quantité des données probantes et la concordance entre celles-ci. Figure modifiée présentée initialement dans GIEC (2013) et adaptée ultérieurement dans Karasov-Olson et al. (2021).	30

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Éléments à considérer pour évaluer la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens en utilisant la translocation aux fins de la conservation. Pour chaque ligne, une probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens est attribuée (faible, moyenne, élevée, inconnue) et la force de la preuve (limitée, moyenne, solide), la concordance entre les sources de données probantes (faible, moyenne, élevée) et la confiance globale dans cette attribution de probabilité sont notées. La confiance est le résultat des classements de la force probante et de la concordance (figure 12).28

Tableau 2. Considérations sur les risques écologiques pour les taxons focaux et les autres composants de l'écosystème dans les habitats sources et récepteurs des translocations proposées aux fins de la conservation. Pour chaque ligne, la probabilité et l'ampleur du risque (faible, moyenne, élevée, inconnue), la force de la preuve (limitée, moyenne, solide), la concordance entre les sources de données probantes (faible, moyenne, élevée) et la confiance globale sont notées. Cible = taxon cible envisagé pour une translocation aux fins de la conservation. Autre = autres composants de l'écosystème.38

RÉSUMÉ

Les poissons et les moules d'eau douce inscrits en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) font l'objet d'un programme de rétablissement ou d'un plan de gestion fédéral qui définit les mesures de rétablissement pour atteindre au mieux les objectifs en matière de population et de répartition. La translocation aux fins de la conservation, surtout l'ensemencement ou la réintroduction, s'inscrit souvent dans les programmes de rétablissement et les plans de gestion des espèces de poissons et de moules d'eau douce inscrites à la liste de la LEP comme une approche possible pour améliorer la survie ou le rétablissement d'une espèce. Cependant, les progrès limités dans la translocation aux fins de la conservation sont principalement le résultat de lacunes dans l'information de base sur l'écologie des espèces, ainsi que de l'incertitude entourant la façon d'évaluer les avantages écologiques potentiels et les risques pour les espèces et les écosystèmes d'eau douce. Les objectifs du présent document de recherche sont les suivants : 1) déterminer et évaluer les risques et les avantages potentiels de la translocation aux fins de la conservation comme outil d'amélioration de la survie, du rétablissement ou de la gestion des espèces de poissons et de moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP; et 2) définir des considérations et des méthodes scientifiques pour déterminer à quel moment la translocation aux fins de la conservation devrait améliorer la survie, le rétablissement ou la gestion des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP. Les avantages et les risques des translocations aux fins de la conservation pour l'espèce cible et les composantes d'un écosystème élargi sont présentés, y compris un cadre décisionnel pour évaluer les risques et les avantages potentiels de la translocation aux fins de la conservation pour les poissons et les moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP. Le cadre décisionnel comprend cinq étapes : 1) déterminer les objectifs fondamentaux et les objectifs en fonction des moyens ou aux mécanismes choisis pour les translocations aux fins de la conservation; 2) évaluer la probabilité d'atteindre les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens; 3) déterminer et évaluer la probabilité et l'ampleur des conséquences imprévues de la translocation; 4) compiler et sopeser les éléments de preuve scientifique pour éclairer la décision concernant la translocation aux fins de la conservation; et 5) mettre en œuvre et surveiller la translocation aux fins de la conservation. L'utilisation du cadre décisionnel peut aider à déterminer si et quand les avantages écologiques des translocations aux fins de la conservation l'emportent sur les incertitudes et les risques écologiques lorsqu'on tente d'améliorer la survie et le rétablissement des poissons et des moules d'eau douce inscrites à la liste de la LEP. L'affinement futur du cadre décisionnel bénéficierait de plusieurs études de cas en plus de celles présentées dans les annexes.

INTRODUCTION

Les espèces inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) doivent faire l'objet d'un programme de rétablissement ou d'un plan de gestion fédéral qui définit les objectifs de rétablissement des espèces et les mesures de rétablissement connexes pour atteindre au mieux les objectifs en matière de population et de répartition. Dans les stratégies fédérales de rétablissement des espèces, le **rétablissement** est le « processus par lequel le déclin d'une espèce en voie de disparition, menacée ou disparue du pays est arrêté ou inversé et par lequel les menaces à sa survie sont éliminées ou réduites de façon à augmenter la probabilité de survie de l'espèce à l'état sauvage. Une espèce [au sens de la LEP] sera considérée comme rétablie lorsque sa survie à long terme à l'état sauvage aura été assurée » (Pêches et Océans Canada 2012). Deux outils couramment désignés pour améliorer la survie ou le rétablissement des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP sont la **réintroduction** et l'**ensemencement**. La réintroduction des espèces désigne le déplacement délibéré et la libération d'un organisme à l'intérieur de son aire de répartition indigène d'où il a disparu (UICN/CSE 2013). L'ensemencement est la libération délibérée d'individus d'une espèce cible dans une zone actuellement occupée par des congénères (Seddon *et al.* 2012). Ensemble, ces termes relèvent du terme générique de **translocations aux fins de la conservation**, qui décrit le déplacement intentionnel d'espèces dans le but d'améliorer leur survie ou leur rétablissement (UICN/SSC 2013), et représente une stratégie de restauration expérimentale à long terme pour les espèces menacées d'extinction.

En date de mars 2021, 75 espèces de poissons d'eau douce et 20 espèces de moules d'eau douce [ou unités désignables] étaient inscrites à l'annexe 1 de la LEP en tant qu'espèces disparues du pays, en voie de disparition, menacées ou préoccupantes. Pour 24 de ces espèces, la réintroduction ou l'ensemencement ont été déterminés comme des méthodes potentielles de rétablissement dans les stratégies de rétablissement, les plans d'action ou les plans de gestion fédéraux, y compris 13 unités désignables (UD) de poissons d'eau douce et 11 UD de moules d'eau douce. Cependant, les efforts de réintroduction ou d'ensemencement n'ont eu lieu que pour sept UD de poissons d'eau douce : le corégone de l'Atlantique (*Coregonus huntsmani*); le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*); l'esturgeon blanc (*Acipenser transmontanus*) (UD de la rivière Kootenay, UD de la rivière Nechako et UD du cours supérieur du fleuve Columbia); et la truite fardée versant de l'Ouest (*Oncorhynchus clarkii lewisi*) (UD de l'Alberta et UD du Pacifique) (Lamothe et Drake 2019). Aucun effort n'a été réalisé pour les moules d'eau douce. Les progrès limités de la translocation aux fins de la conservation sont le résultat de lacunes dans l'information de base sur l'écologie (p. ex. la répartition et l'abondance des espèces) étant donné que certaines espèces inscrites à la liste de la LEP n'ont fait l'objet que récemment d'une surveillance et de recherches précises (Castañeda *et al.* 2021; Drake *et al.* 2021), et de l'inquiétude que de telles lacunes puissent limiter le succès de la translocation ou causer un préjudice accru. Outre le manque de renseignements écologiques standards, les progrès limités sont également le résultat de l'incertitude entourant la façon d'évaluer les avantages écologiques potentiels et les risques que présentent les efforts de réintroduction ou d'ensemencement proposés. En l'absence d'avis clairs, les décisions relatives à la pertinence des translocations aux fins de la conservation seront prises de manière ponctuelle, au cas par cas. Une telle approche pourrait ne pas permettre de cerner les situations dans lesquelles la translocation aux fins de la conservation procurerait un avantage significatif aux espèces sauvages inscrites en vertu de la LEP, ou encore de déterminer les situations dans lesquelles il est peu probable qu'un avantage net soit obtenu pour l'espèce ciblée. À ce titre, deux objectifs principaux sont visés :

-
1. Déterminer et évaluer les avantages potentiels et les risques de la translocation aux fins de la conservation comme outil d'amélioration de la survie, du rétablissement ou de la gestion des espèces de poissons et de moules d'eau douce inscrites à la liste de la LEP.
 2. Définir des considérations et des méthodes scientifiques pour déterminer à quel moment la translocation aux fins de la conservation devrait améliorer la survie, le rétablissement ou la gestion des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP.

Ces objectifs visent à aider les personnes qui participent à la planification et à la mise en œuvre du rétablissement des espèces à prendre des décisions plus robustes et cohérentes concernant les situations dans lesquelles la translocation aux fins de la conservation devrait améliorer la survie ou le rétablissement des espèces inscrites en vertu de la LEP. Ainsi, les renseignements contenus dans le présent document seront utiles à plusieurs étapes de la planification du rétablissement, allant de la rédaction des stratégies de rétablissement jusqu'au choix des renseignements nécessaires à la mise en œuvre des translocations.

La terminologie est présentée dans la section suivante afin d'assurer la clarté du reste du document. Après cette introduction, un cadre décisionnel est présenté pour déterminer dans quelles situations la translocation aux fins de la conservation peut s'avérer une stratégie appropriée pour améliorer la survie ou le rétablissement des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP. Le cadre décisionnel prend en compte les avantages écologiques potentiels de quatre types différents de translocation aux fins de la conservation (ensemencement, réintroduction, **translocations aux fins d'atténuation** et **colonisation assistée**) et les risques de conséquences involontaires pour les espèces cibles et non cibles dans les écosystèmes sources et récepteurs. Ce n'est qu'une fois que les risques de conséquences écologiques involontaires sont considérés par rapport à la probabilité d'atteindre les objectifs de conservation de la translocation qu'une décision peut être prise sur la façon de procéder en considérant une analyse socioéconomique parallèle et des considérations en matière de gestion.

La description du cadre décisionnel en matière de translocation aux fins de la conservation est suivie de deux exemples, présentés en annexe, qui démontrent comment le cadre décisionnel peut être utilisé pour déterminer si la translocation aux fins de la conservation pourrait améliorer la survie ou le rétablissement des espèces inscrites à la liste de la LEP : annexe 1) la réintroduction du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) (population de l'Ontario; menacée) dans la rivière Big Otter, en Ontario; et, annexe 2) la réintroduction de l'épioblasme tricorne (en voie de disparition) dans la rivière Thames, en Ontario.

TERMINOLOGIE

Dans le reste du document, le terme « **espèce** » fait référence aux « **espèces sauvages** » évaluées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC 2019) et inscrites à la liste de la LEP (2002). On entend par espèce sauvage une espèce, une sous-espèce, une variété ou une population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans. Le terme **population** est utilisé pour décrire des groupes géographiquement ou autrement distincts de l'espèce taxonomique entre lesquels il y a peu d'échanges démographiques ou génétiques. Enfin, le terme **unité désignable (UD)** est uniquement utilisé pour désigner les espèces, sous-espèces, variétés ou populations géographiquement ou génétiquement distinctes telles que définies et évaluées par le COSEPAC.

La terminologie entourant la translocation aux fins de la conservation varie, mais suit le plus souvent les directives présentées dans le document de la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (2013). De manière générale, le déplacement intentionnel et la libération d'un organisme dont l'objectif principal est d'améliorer la survie ou le rétablissement de l'espèce décrit une translocation aux fins de la conservation. Il existe plusieurs approches pour effectuer des translocations aux fins de la conservation, leur utilisation dépendant des moyens ou des mécanismes choisis pour améliorer la survie ou le rétablissement de l'espèce (c.-à-d. les objectifs liés aux moyens; figure 1). Voici trois moyens courants pour obtenir une amélioration de la survie ou du rétablissement par la translocation aux fins de la conservation :

1. Améliorer le recrutement de la population;
2. Établir une population;
3. Sauver des individus ou des populations en danger imminent de disparition du pays (figure 1).

L'atteinte des objectifs en fonction des moyens choisis confèrera des avantages uniques qui diffèreront selon les espèces. Par conséquent, il convient de déterminer rapidement si l'espèce bénéficierait d'un recrutement accru de la population, d'une connexion nouvellement créée ou restaurée des populations ou d'un sauvetage de la population. Les facteurs qui sous-tendent la décision de choisir un moyen ou un mécanisme pour améliorer la survie ou le rétablissement sont décrits plus en détail dans les sections suivantes.

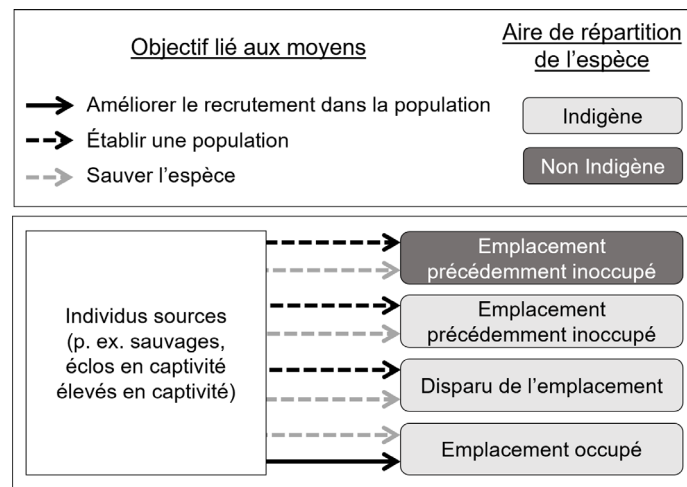


Figure 1. Moyens de réaliser une translocation aux fins de la conservation en fonction de l'objectif (objectif lié aux moyens; flèche en grisé, type) et de l'ampleur du déplacement prévu (aire de répartition de l'espèce; case grisée).

Pour toutes les interventions de translocation aux fins de la conservation, les individus sont retirés de la nature et sont soit déplacés vers un autre endroit dans la nature (c.-à-d. la **translocation**), soit recueillis et élevés par l'humain. Lorsqu'ils sont élevés par l'humain, des pratiques de **reproduction** ou d'**élevage en captivité** peuvent être utilisées (figure 1). La reproduction en captivité décrit l'acte de retirer des individus de la nature dans le but d'en faire la reproduction pour soutenir les efforts de réintroduction (Williams et Hoffman 2009). L'élevage en captivité décrit l'élevage d'individus sauvages capturés; il peut s'agir d'œufs et de jeunes jusqu'à l'âge adulte, avec l'intention de les relâcher dans la nature au cours d'une seule génération (c.-à-d. sans facilitation de la reproduction); (George *et al.* 2009). Lorsque les individus sauvages ne sont pas disponibles pour la translocation, l'élevage ou la reproduction

en captivité pourraient contribuer à améliorer la survie ou le recrutement de la population lorsqu'ils sont utilisés pour l'ensemencement et la translocation aux fins d'atténuation, et pourraient contribuer à établir des populations lorsqu'ils sont utilisés pour la réintroduction.

La couverture géographique des translocations aux fins de la conservation peut varier. En effet, les translocations aux fins de la conservation ont le plus souvent lieu dans l'**aire de répartition indigène** de l'espèce cible, ce qui inclut l'ensemencement d'aires occupées, la réintroduction dans des sites où l'espèce a disparu et l'établissement de populations dans des aires précédemment inoccupées (figure 1). Les termes « aire de répartition indigène » ou « répartition des espèces indigènes » sont utilisés ici pour caractériser les meilleures connaissances disponibles sur la **zone d'occurrence** historique totale de l'espèce cible avant la diminution de l'abondance ou la limitation de la répartition de la population causées par l'humain. La zone d'occurrence se définit par la superficie délimitée par un polygone sans angles concaves comprenant la répartition géographique de toutes les populations connues d'une espèce sauvage (COSEPAC 2019). La **zone d'occupation** est la superficie au sein de la zone d'occurrence qui est occupée par un taxon, à l'exclusion des cas de nomadisme. La mesure de la zone d'occupation reflète le fait que la zone d'occurrence peut contenir des habitats non convenables ou inoccupés (COSEPAC 2019). Les répartitions actuelles des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP sont souvent géographiquement discontinues dans la zone d'occurrence, ce qui peut refléter ou non, les répartitions d'avant la diminution de l'abondance ou la limitation de la répartition de la population causées par l'humain (Guiaşu et Labib 2021).

L'aire de répartition indigène d'une espèce reflète l'interaction entre la **niche écologique** d'une espèce et les contraintes potentielles de dispersion. La niche écologique d'une espèce représente un ensemble complexe de relations écologiques et évolutives qui favorisent sa persistance. Les efforts visant à quantifier la répartition des espèces intègrent généralement des facteurs abiotiques (c.-à-d. les tolérances physiologiques) et biotiques (c.-à-d. les interactions interspécifiques et intraspécifiques) qui peuvent influencer la persistance de l'espèce, ainsi que les contraintes potentielles de dispersion (Holt 2003; Sexton *et al.* 2009). La figure 2 présente l'interaction heuristique BAM (Soberón et Peterson 2005; Holloway et Miller 2017), qui peut être utilisée pour conceptualiser les déterminants de la répartition des espèces. La répartition d'une espèce (G_0) est représentée par l'interaction entre les facteurs biotiques (B), abiotiques (A) et de mouvement (M) (Soberón et Peterson 2005; figure 2a). Bien que G_i représente un habitat où les conditions abiotiques et biotiques peuvent convenir à l'espèce, l'incapacité à se disperser vers cet habitat limite l'occupation de l'espèce (figure 2a).

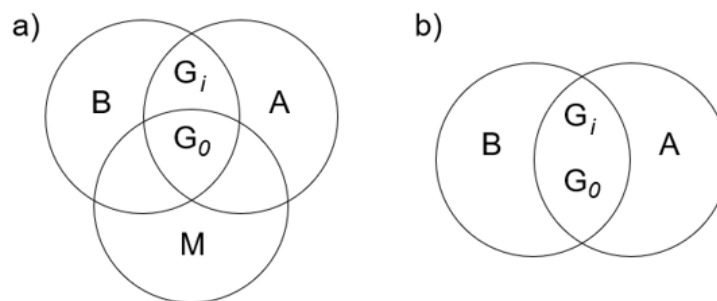


Figure 2. L'interaction heuristique BAM. a) La répartition d'une espèce (G_0) résulte des interactions entre les facteurs biotiques (B), abiotiques (A) et de mouvement (M). G_i représente un habitat où les conditions abiotiques et biotiques peuvent convenir à l'espèce, mais où la répartition est limitée par la capacité de dispersion. b) La suppression de la contrainte de dispersion (M) permet l'établissement potentiel d'espèces dans un habitat précédemment inoccupé, mais approprié (G_i). Recréé à partir de Soberón et Peterson (2005) et Holloway et Miller (2017).

Le concept de niche écologique est présenté parce que les translocations d'individus peuvent également se produire dans des zones présentant des caractéristiques abiotiques et biotiques favorables en dehors de l'aire de répartition indigène de l'espèce (figure 1). La colonisation assistée, également connue sous le nom de relocalisation planifiée (Richardson *et al.* 2009; Lawler et Olden 2011; Olden *et al.* 2011; Schwartz *et al.* 2012; Karasov-Olson *et al.* 2021), se définit comme la translocation d'une espèce dans un habitat favorable situé au-delà de son aire de répartition indigène afin de la protéger des menaces d'origine humaine (Ricciardi et Simberloff 2009). Le terme « colonisation assistée » a un sens plus large que le terme original « migration assistée », qui était propre au déplacement d'individus en dehors de l'aire de répartition indigène de l'espèce en réponse aux changements climatiques (McLachlan *et al.* 2007; Chauvenet *et al.* 2013). À terme, la translocation, la réintroduction et la colonisation assistée éliminent la contrainte de dispersion qui peut limiter la (re)colonisation naturelle, ce qui pourrait offrir des possibilités quant à la persistance des espèces (c.-à-d. $G_i + G_0$; figure 2b).

CADRE DÉCISIONNEL POUR L'UTILISATION DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION POUR LES ESPÈCES DE POISSONS ET DE MOULES D'EAU DOUCE INSCRITES À LA LISTE DE LA LEP

Lorsqu'on envisage la translocation aux fins de la conservation comme mesure de rétablissement, il est nécessaire de cerner les avantages écologiques potentiels pour les espèces et les écosystèmes, ainsi que les risques de conséquences écologiques négatives. Un cadre décisionnel est présenté ci-dessous pour déterminer si la translocation aux fins de la conservation est susceptible d'améliorer la survie ou le rétablissement des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP (figure 3). Chaque étape est examinée en détail afin de décrire le processus d'identification des espèces candidates appropriées, le processus d'évaluation des avantages et des risques écologiques potentiels ainsi que le processus de mise en œuvre des mesures de rétablissement.

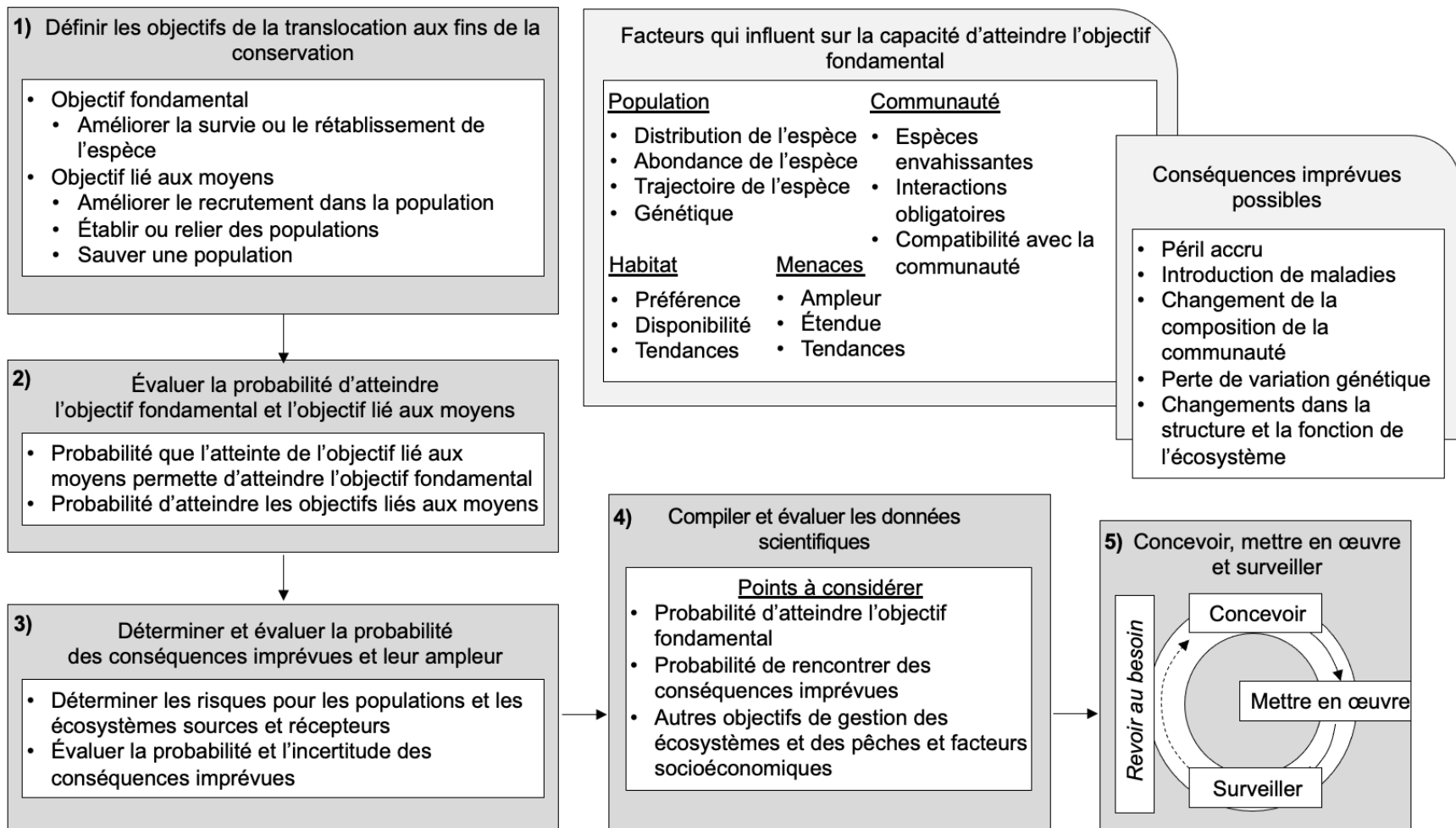


Figure 3. Cadre décisionnel décrivant les considérations scientifiques pour l'utilisation de la translocation aux fins de la conservation comme outil pour améliorer la survie ou le rétablissement d'espèces de poissons ou de moules d'eau douce inscrites sur la liste de la Loi sur les espèces en péril (2002). Le cadre commence en haut à gauche.

1. DÉTERMINER LES OBJECTIFS DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION

Pour déterminer si une translocation aux fins de la conservation doit être envisagée pour une espèce, il faut comprendre les motivations sous-jacentes de la mesure dictée par la demande. L'élaboration d'un **énoncé de problème**, d'un **objectif fondamental** et d'un **ou plusieurs objectifs liés aux moyens** constitue la première étape de l'utilisation du cadre décisionnel (figure 3). L'énoncé du problème est une description concise de la question, qui définit le contexte du processus de prise de décisions. Il s'agit notamment d'identifier le taxon visé par la gestion (c.-à-d. l'espèce, la population ou l'UD) et l'échelle temporelle et spatiale des efforts de gestion. Les objectifs fondamentaux reflètent les objectifs les plus larges auxquels les décideurs et les intervenants accordent le plus de valeur (Robinson et Jennings 2012). Pour l'ensemble des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP, l'objectif fondamental des mesures de rétablissement en vertu de la LEP (2002) est d'améliorer la survie ou le rétablissement de l'espèce.

Il existe plusieurs mécanismes, ou moyens, permettant d'atteindre cet objectif fondamental grâce à la translocation aux fins de la conservation. Décrits comme les objectifs liés aux moyens les trois mécanismes permettant d'améliorer la survie ou le rétablissement des espèces (c.-à-d. d'atteindre l'objectif fondamental) par la translocation aux fins de la conservation sont les suivants :

1. Améliorer le recrutement des populations existantes.
2. Établir une population.
3. Sauver des individus ou des populations en danger imminent de disparition du pays.

La réalisation des objectifs liés aux moyens aura des avantages uniques pour les espèces inscrites à la liste de la LEP qui sont tributaires du contexte de l'espèce et de sa mise en péril. Une série de questions de haut niveau qui peuvent aider à décider quels moyens peuvent être pertinents pour l'espèce cible sont présentées à la figure 4. Par exemple, l'ensemencement serait envisagé lorsque les populations de l'espèce existent toujours, mais que leur abondance ou les trajectoires des effectifs sont inférieures aux objectifs de rétablissement (figure 4). La réintroduction est envisagée lorsque la population a disparu du pays et que les habitats précédemment occupés peuvent accueillir l'espèce (figure 4). Une revue de la littérature sur la translocation aux fins de la conservation est présentée ci-dessous afin de décrire comment les trois principaux mécanismes de translocation aux fins de la conservation sont utilisés pour améliorer la survie ou le rétablissement.

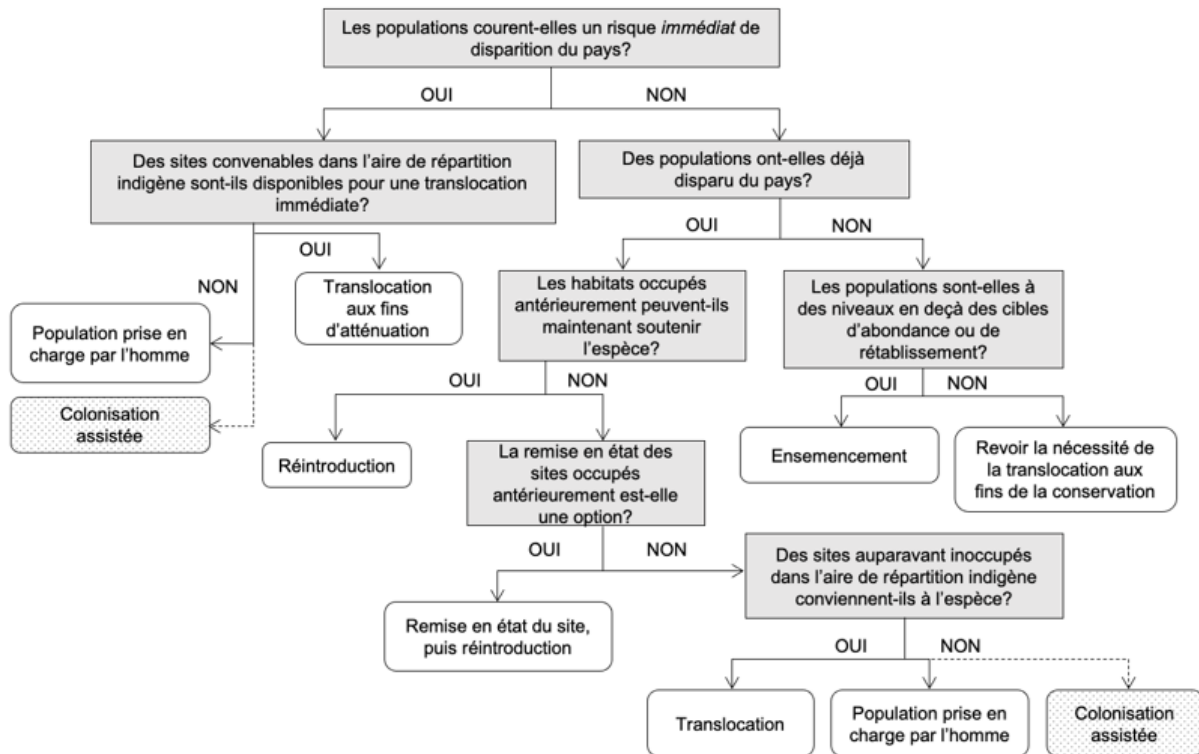


Figure 4. Cadre décisionnel général pour l'examen initial des objectifs liés aux moyens. Les mesures de gestion sont indiquées dans les cases blanches et les questions pour l'utilisateur sont indiquées dans les cases grises. La colonisation assistée se trouve dans une case ombragée pour indiquer qu'il s'agit d'une option de dernier recours en raison du potentiel accru de risques écologiques. Il convient de noter que chaque cheminement dans le cadre décisionnel nécessite une prise en compte approfondie des avantages et des risques écologiques.

1.1. Améliorer le recrutement de la population

Les translocations aux fins de la conservation sont entreprises pour créer des effets au niveau de la population (c.-à-d. une amélioration de leur abondance ou de la répartition de la population) qui profitent à l'espèce. L'augmentation du recrutement de la population est une façon d'améliorer la survie ou le rétablissement des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP. La taille de la population et les tendances relatives à la taille de la population dans le temps sont les meilleurs prédicteurs du risque d'extinction; les populations plus petites et les populations qui déclinent à des taux plus élevés sont plus exposées au risque de disparition (O'Grady *et al.* 2004). L'apport d'individus aux populations existantes est une approche permettant d'augmenter la taille des populations, de réduire la consanguinité au sein des populations réceptrices et d'inverser les trajectoires de déclin des populations (figure 5). Une mesure d'ensemencement augmente immédiatement l'abondance de la population locale (figure 5b, c) et la possibilité de s'accoupler, ce qui peut donner un élan démographique à l'espèce cible (Janowitz-Koch *et al.* 2018) et réduire les risques d'effondrement génétique et démographique locaux qui peuvent se produire lorsque les populations sont petites (Seddon 2010; Seddon *et al.* 2002). En définitive, les efforts d'ensemencement exigent la reproduction dans la nature pour obtenir une amélioration de la survie ou du rétablissement de l'espèce, ce qui ne peut être confirmé que par la surveillance génétique après la translocation (p. ex. Pêches et Océans Canada 2010).

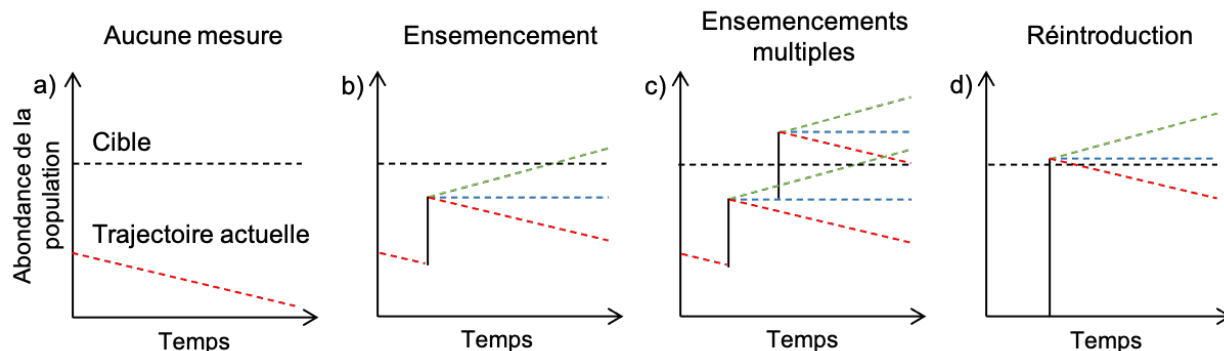


Figure 5. Exemples de séries chronologiques démontrant comment l'ensemencement et la réintroduction pourraient être utilisés pour atteindre l'objectif hypothétique de rétablissement de la population (lignes noires en pointillés). a) Aucune mesure de translocation aux fins de la conservation n'est entreprise, et la trajectoire actuelle de la population est insuffisante pour atteindre l'objectif de rétablissement. b) Ensemencement jusqu'à une abondance inférieure à l'objectif de rétablissement de la population, avec trois scénarios de croissance potentiels par la suite (vert = croissance, bleu = neutre, rouge = négatif). La croissance de la population après l'ensemencement est le seul scénario qui atteint l'objectif d'abondance de la population à la fin de la série chronologique. c) Ensemencements multiples aboutissant à une abondance supérieure à l'objectif au niveau de la population. d) Réintroduction jusqu'à l'atteinte de l'abondance cible avec trois scénarios de croissance de la population par la suite.

La fréquence et l'ampleur des introductions nécessaires pour atteindre les objectifs au niveau de la population dépendront du contexte (p. ex. figure 5b, c). Bien qu'il soit rarement couronné de succès, un seul événement d'ensemencement pourrait théoriquement donner une impulsion suffisamment importante au recrutement au niveau de la population pour que les ensemencements subséquents soient inutiles (c.-à-d. la croissance de la population après l'ensemencement; figure 5b). Il se peut aussi que des ensemencements multiples soient nécessaires pour atteindre les objectifs au niveau de la population (figure 5c). Il est également possible qu'un ensemencement effectué pour une population en déclin augmente l'abondance des animaux à court terme, mais ne permette pas d'améliorer le recrutement parmi les populations réceptrices, ce qui peut masquer le déclin de la population (Post *et al.* 2002; figure 5c). L'ensemencement est considéré comme une stratégie de gestion à relativement court terme, car le potentiel de conséquences involontaires augmente avec le temps (UICN/CSE 2013). Une dépendance potentielle à long terme à l'égard de l'ensemencement suggère que d'autres facteurs doivent être pris en compte (p. ex. les menaces).

Deux mécanismes de base peuvent être utilisés pour l'ensemencement de poissons et de moules d'eau douce : 1) la translocation d'individus de populations sauvages vers des populations sauvages, ou 2) la reproduction ou l'élevage en captivité d'individus et leur relâchement dans des populations sauvages (figure 1). La décision de recourir à la reproduction ou à l'élevage en captivité plutôt qu'à la translocation d'individus provenant de populations sauvages dépend des caractéristiques des populations sources et réceptrices (p. ex. l'abondance, la répartition, la génétique et l'état). Plus précisément, il faut décider s'il existe des populations sources adéquates qui peuvent supporter les prélèvements nécessaires pour améliorer le recrutement au niveau de la population au site récepteur et voir comment les populations réceptrices réagiront à l'ensemencement (p. ex. Pêches et Océans Canada 2018a; Lamothe *et al.* 2021). L'évaluation simultanée des deux facteurs est nécessaire pour démontrer une amélioration nette de la survie de l'espèce (figure 6). Dans les cas où l'abondance est faible au sein des populations sources potentielles, le retrait d'individus pour améliorer le recrutement dans l'habitat récepteur pourrait accroître le risque de disparition des populations sources. En fin de compte, le choix de la manière dont on procédera à l'ensemencement d'une population,

du moment où il se fera et à quelle fréquence il aura lieu doivent être considérés en fonction des avantages et des risques potentiels pour la survie ou le rétablissement de l'espèce (décrits plus en détails dans les étapes suivantes).

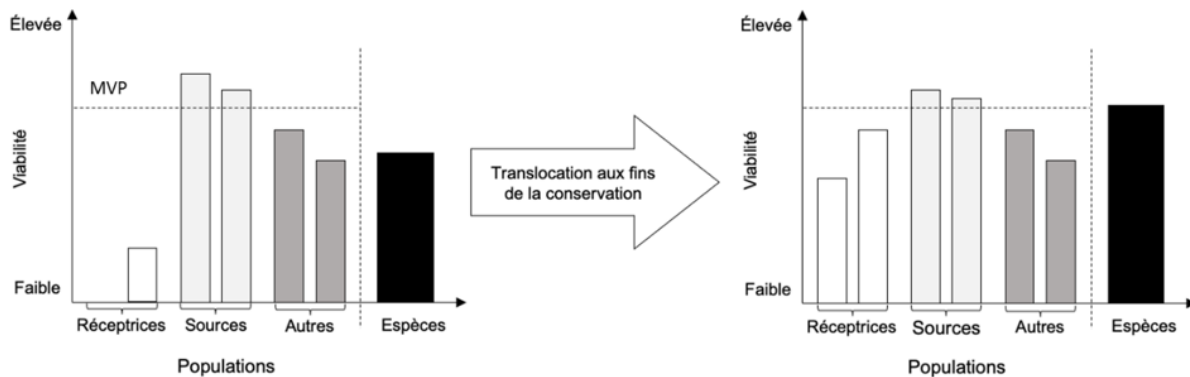


Figure 6. Évaluation conceptuelle de la capacité de l'objectif lié aux moyens à permettre l'atteinte de l'objectif fondamental, à savoir l'amélioration de la survie ou du rétablissement de l'espèce. Les paramètres d'évaluation de la viabilité sont mesurés avant et après la translocation pour les populations réceptrices, sources et autres (p. ex. de référence). Taille MVP = taille minimale viable de la population. Dans cet exemple, la réintroduction et l'ensemencement sont effectués pour deux populations réceptrices à partir de deux populations sources.

La reproduction en captivité est utilisée depuis de nombreuses décennies en Amérique du Nord pour la reproduction des poissons et des moules d'eau douce, la reproduction des espèces en voie de disparition ayant gagné en importance au cours des dernières décennies. Par exemple, des techniques de reproduction en captivité ont été mises au point pour le *Chrosomus cumberlandensis*, l'*Etheostoma wapiti*, le *Noturus baileyi*, le *Cyprinella monacha* et le *Noturus flavipinnis* au milieu des années 1980 et au début des années 1990 à des fins de réintroduction (Rakes *et al.* 1999; Shute *et al.* 2005). De même, la reproduction en captivité et le relâchement de l'*Epioblasma capsaeformis*, de l'*Epioblasma brevidens*, du *Cyprogenia stegaria*, de l'*Epioblasma florentina walkeri*, du *Villosa perpurpurea*, de l'épioblasme tricolore (*Epioblasma triquetra*), du *Dromus dromas*, du *Lemiox rimosus* et du *Hemistena lata* ont commencé à la fin des années 1990 (Neves 2004). Alors que la motivation initiale des éclosiers de poissons était plus souvent liée à la production d'espèces récréatives et commerciales (p. ex. Pister 2001), la reproduction et l'élevage en captivité pour les moules d'eau douce ont été utilisés pour le rétablissement des espèces après que la récolte commerciale ait décimé les populations (Haag 2012; Patterson *et al.* 2018). Cependant, la littérature sur l'efficacité de la reproduction en captivité pour le rétablissement des moules d'eau douce en péril reste rare (Eveleens et Febria 2021), et peu de secteurs de reproduction en captivité basés sur la conservation ont été évalués de manière rigoureuse pour les poissons d'eau douce (Rytwinski *et al.* 2021).

L'ensemencement des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP n'a pas encore été effectué au Canada. Trois espèces de poissons d'eau douce inscrits à la liste de la LEP ont été élevées par l'humain et relâchées pour compléter les populations au Canada : le chevalier cuivré, l'esturgeon blanc et la truite fardée versant de l'Ouest (Lamothe *et al.* 2019). Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP du Québec a entrepris des efforts de reproduction en captivité du chevalier cuivré en 2004 pour compléter le recrutement naturel, et a depuis relâché plus de trois millions de larves dans la rivière Richelieu (Pêches et Océans Canada 2012; Vachon et Sirois 2019; Vachon 2021). De même, l'esturgeon blanc est élevé par l'humain et relâché à des fins de conservation pour compléter les populations qui ne connaissent aucun recrutement (Pêches et Océans Canada 2014; Hildebrand *et al.* 2016). La

truite fardée versant de l'Ouest est élevée par l'humain et relâchée dans des étangs empoisonnés depuis des décennies, y compris au Canada, mais dans le but de maintenir une pêche récréative de capture et de récolte (c.-à-d. qu'il ne s'agit pas d'une translocation aux fins de la conservation).

Bien que le doré jaune (*Sander vitreus*) ne figure pas dans la liste de la LEP, le gouvernement du Québec a fourni des orientations sur l'ensemencement et la réintroduction de cette espèce à des fins de conservation (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs 2013), et plus généralement pour les poissons d'eau douce (MRNF 2008). De même, le gouvernement de l'Alberta a fourni des orientations sur les méthodes d'ensemencement et de réintroduction de la truite arc-en-ciel d'Athabasca (*Oncorhynchus mykiss*; Alberta Athabasca Rainbow Trout Recovery Team 2014). L'ensemencement a été utilisé dans le but de rétablir les populations de poissons des Grands Lacs, comme le touladi (*Salvelinus namaycush*; lac Ontario; Elrod *et al.* 1995; lac Érié : Cornelius *et al.* 1995). Bien que l'ensemencement soit utilisé pour relativement peu de poissons ou de moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP, les efforts d'ensemencement déployés jusqu'à présent pour d'autres espèces d'eau douce ont fourni une base importante d'information sur la manière dont la translocation aux fins de la conservation peut être utilisée pour améliorer la survie ou le rétablissement de taxons menacés.

1.2. Établir une population

L'établissement d'une population est une autre méthode qui permet d'améliorer la survie ou le rétablissement des espèces inscrites à la liste de la LEP (figure 1). Un plus grand nombre de populations offre une plus grande probabilité de survie de l'espèce face à des événements stochastiques et catastrophiques (figure 7). De plus, l'ajout d'une espèce à un écosystème, même en faible abondance (Downing *et al.* 2014), peut avoir des avantages écosystémiques plus vastes, comme des effets stabilisateurs sur les caractéristiques des communautés et des écosystèmes (Oliver *et al.* 2015), ce qui entraîne une redondance des caractères fonctionnels (Micheli et Halpern 2005) et, en fin de compte, fournit une assurance contre la diminution de l'approvisionnement en services de l'écosystème causée par les fluctuations environnementales (c.-à-d. hypothèse d'assurance quant à la biodiversité; Yachi et Loreau 2001).

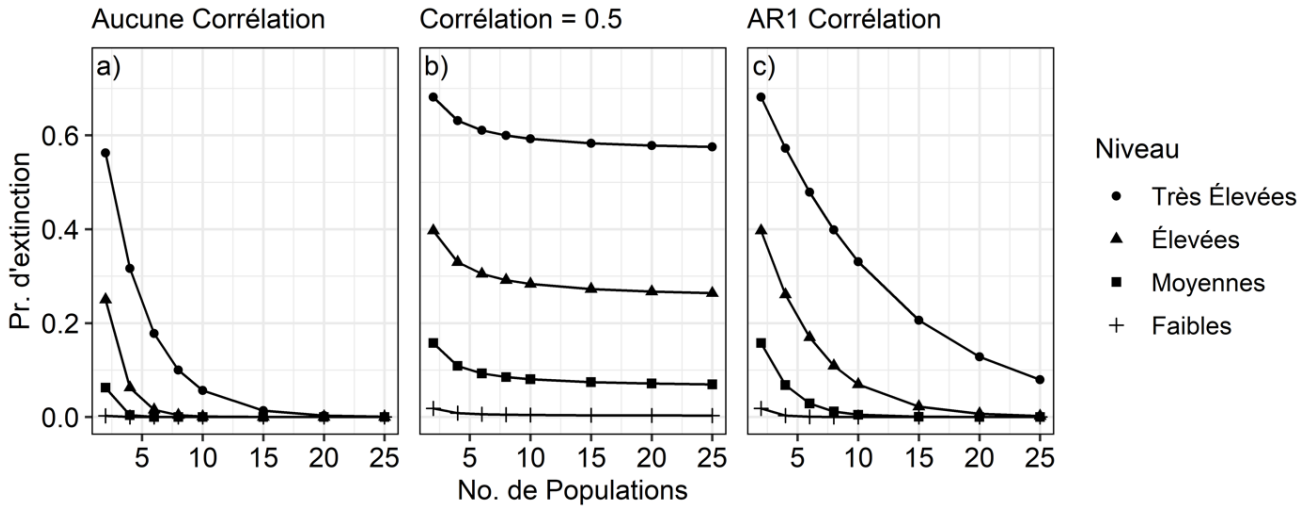


Figure 7. Probabilités hypothétiques d'extinction d'une espèce (axe des y). Chaque graphique représente différentes structures de corrélation des probabilités de disparition du pays entre les populations, à savoir : a) aucune corrélation; b) corrélation = 0,5; c) corrélation spatiale (modèle autorégressif de premier ordre; AR1). Les probabilités de disparition du pays au niveau de la population sont représentées comme étant faibles ($P_{pop} = 0,05$), moyennes ($P_{pop} = 0,25$), élevées ($P_{pop} = 0,50$) et très élevées ($P_{pop} = 0,75$). La forme réelle de cette relation et de la structure de corrélation est généralement inconnue et varie selon l'espèce.

L'établissement de populations peut se faire de différentes manières, notamment par le déplacement d'individus vers des aires autrefois occupées dans l'aire de répartition indigène d'une espèce (c.-à-d. des situations où l'espèce a disparu depuis), des aires autrefois inoccupées dans l'aire de répartition indigène d'une espèce (c.-à-d. des situations situées en dehors de la zone d'occupation connue) ou des zones situées en dehors de l'aire de répartition indigène de l'espèce (figure 1). Comme pour l'ensemencement, l'établissement de populations nécessite le prélèvement d'individus dans la nature pour servir de source, et peut nécessiter le recours à des efforts de reproduction ou d'élevage en captivité (figure 1). Le choix de retirer des individus de la nature ou d'utiliser la reproduction ou l'élevage en captivité pour faciliter les translocations est évalué en tenant compte des dommages potentiels causés par les prélèvements et de l'adéquation potentielle des populations élevées par l'humain.

La réintroduction d'une espèce consiste à lâcher intentionnellement des individus d'une espèce cible dans une zone historiquement occupée (c.-à-d. disparition locale) dans le but de rétablir une population. La réintroduction d'espèces est considérée comme moins complexe d'un point de vue écologique, et présente donc relativement moins de risques écologiques que l'établissement de populations dans des aires auparavant inoccupées ou en dehors de l'aire de répartition indigène. Ceci est basé sur l'hypothèse que les aires historiquement occupées fournissent des conditions abiotiques et biotiques appropriées pour soutenir les espèces cibles (figure 2), que les conditions dans l'aire occupée historiquement ont été rétablies à un état suffisant, ou qu'aucun changement écologique important depuis la disparition ne s'est produit, et qu'il y a une plus faible probabilité que l'espèce réintroduite entraîne une réduction de l'abondance des espèces concomitantes, de la répartition ou des processus écosystémiques souhaités dans un habitat autrefois occupé que s'ils étaient introduits dans un nouvel habitat à l'extérieur de l'aire de répartition indigène de l'espèce.

Il arrive souvent que les répartitions d'espèces aquatiques ne soient pas contiguës. Par conséquent, des translocations pourraient être proposées pour des habitats situés dans l'aire

de répartition indigène de l'espèce, mais pour des zones situées en dehors des zones d'occupation connues. Une telle situation peut se produire lorsqu'il n'y a pas suffisamment de données de surveillance historique pour confirmer l'occupation antérieure du site, ou si les sites historiquement occupés sont jugés moins susceptibles d'accueillir l'espèce que des sites relativement proches présentant des conditions d'habitat favorables. Si la cause initiale de la disparition continue de limiter la présence de l'espèce sur un site historiquement occupé, mais que les cours d'eau voisins sont moins affectés par le facteur de stress et ne peuvent être colonisés naturellement (figure 2b), il peut être justifié d'envisager des introductions dans l'aire de répartition indigène, mais en dehors des zones d'occupation.

Il peut également arriver que les habitats historiquement ou actuellement occupés dans l'aire de répartition indigène de l'espèce ne puissent plus assurer la persistance d'une population, ou que les changements environnementaux prévus (p. ex. les changements climatiques) dans les lieux historiquement ou actuellement occupés rendent les habitats de l'aire de répartition indigène inadaptés. Dans ces cas, la colonisation assistée au-delà de l'aire de répartition indigène peut offrir des possibilités d'établissement en l'absence de menaces d'origine humaine (p. ex. espèces non indigènes; Pêches et Océans Canada 2018a). Cependant, il existe peu d'exemples de colonisation assistée dans un habitat sauvage (p. ex. Dade *et al.* 2014; Mitchell *et al.* 2016), et son utilisation comme outil pour appuyer la persistance des espèces a fait l'objet d'un vif débat (Ricciardi et Simberloff 2009; Lawler et Olden 2011; Loss *et al.* 2011; Gallagher *et al.* 2015). La principale mise en garde concernant le recours à la colonisation assistée en tant que mesure de rétablissement est le risque de conséquences inattendues à court ou à long terme pour les espèces ou les écosystèmes, notamment des invasions biologiques, des changements structurels et de composition de la communauté et une hybridation entraînant une réduction de la diversité génétique des populations sauvages (Ricciardi et Simberloff 2009). Les chercheurs qui étudient les moules d'eau douce ont émis une mise en garde contre le recours à la colonisation assistée pour les moules d'eau douce en péril en raison de la documentation limitée sur le recours à une telle approche pour ce groupe par rapport à d'autres taxons pour lesquels cette méthode est envisagée (Strayer *et al.* 2019). Néanmoins, une évaluation complète des avantages et des risques écologiques qui prend en compte l'espèce cible et les composantes plus larges de l'écosystème, comme présenté dans la figure 3, est nécessaire pour élaborer une politique proactive afin d'étayer les décisions futures sur la colonisation assistée (Lawler et Olden 2011; Swan *et al.* 2018; Strayer *et al.* 2019; Karasov-Olson *et al.* 2021).

Les exemples de réintroduction ou de colonisation assistée sont rares pour les poissons ou les moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP. Des alevins de truite fardée du versant occidental ont fait l'objet d'une translocation dans des sections de cours d'eau inoccupées de leur aire de répartition indigène afin d'étendre leur habitat occupé et de soutenir une population plus grande, plus connectée et génétiquement pure. La colonisation assistée a été réalisée pour le corégone de l'Atlantique, une espèce de poisson endémique à la Nouvelle-Écosse (Bradford 2017; Pêches et Océans Canada 2018a). Alors qu'on pensait qu'il était historiquement réparti dans les rivières Tusket et Annis et dans la Petite Rivière, la répartition du corégone de l'Atlantique a été réduite à trois lacs semi-naturels interconnectés (lacs Milipsigate, Minamkeak et Hebb; Bradford *et al.* 2004). En 2000, la première reproduction réussie documentée du corégone de l'Atlantique a été enregistrée au Mersey Biodiversity Facility à Milton, en Nouvelle-Écosse (Bradford *et al.* 2015), et des introductions axées sur la conservation ont été effectuées par la suite. Plus précisément, des corégonnes de l'Atlantique élevés en captivité ont fait l'objet d'une translocation expérimentale dans des zones de la Petite Rivière en aval du barrage du lac Hebb (Bradford *et al.* 2015) et plus de 12 000 individus ont été relâchés dans le lac Anderson, un habitat anciennement inoccupé situé à environ 100 km au nord-est de la répartition connue de l'espèce (c.-à-d. une colonisation assistée; Bradford *et al.* 2015; Lamothe

et al. 2019). Les translocations du corégone de l'Atlantique ont été mises en œuvre pour réduire le surplus d'individus élevés en captivité, mais pas nécessairement pour atteindre une population autonome. Aucune des deux translocations de corégonos de l'Atlantique ne semble avoir donné lieu à un recrutement (Bradford 2017).

Bien que l'omble de fontaine aurora (*Salvelinus fontinalis timagamiensis*) ne figure plus sur la liste de la LEP, la reproduction en captivité, la réintroduction et la colonisation assistée ont été effectuées pour cette espèce, une variante de l'omble de fontaine (*S. fontinalis*), qui a disparu de deux petits lacs au nord-est de Sudbury, en Ontario, en raison de l'acidification des lacs (Snucins *et al.* 1995; COSEPAC 2011). La reproduction en captivité de l'omble de fontaine aurora a commencé en 1958, peu avant la disparition des deux populations indigènes. Après trois décennies de maintien d'un stock de géniteurs captifs, de réduction des émissions des fonderies et d'importants efforts de restauration de l'habitat (c.-à-d. le chaulage de tout le lac), une réintroduction de l'omble de fontaine aurora a été effectuée dans les lacs Whirligig et Whitepine, historiquement occupés (Snucins *et al.* 1995; COSEPAC 2011), ainsi que plusieurs colonisations assistées (COSEPAC 2011).

1.3. Sauver des individus ou des populations en danger imminent de disparition

Le sauvetage d'individus ou de populations en **danger imminent de disparition** est un mécanisme clair pour améliorer la survie ou la reconstitution d'une espèce. La disparition imminente du pays ou de la planète, telle que décrite par le COSEPAC (2019), implique une probabilité à 20 % ou plus de disparition du pays ou de la planète au cours des 20 prochaines années ou des cinq prochaines générations (jusqu'à un maximum de 100 ans), la plus longue de ces périodes étant retenue. Plusieurs termes ont été utilisés pour décrire le déplacement intentionnel d'animaux comme moyen de sauvetage. La translocation aux fins d'atténuation est le terme le plus utilisé dans la littérature sur les mollusques. Elle est définie comme le déplacement intentionnel d'individus d'une aire occupée, sous la supervision de l'humain, dans le but de réduire les effets inévitables d'un projet d'aménagement sur le biote local (Germano *et al.* 2015). Pour les poissons, les translocations aux fins d'atténuation sont souvent appelées opérations de sauvetage (p. ex. Higgins et Bradford 1996). Cependant, le terme « opération de sauvetage » ne fait pas la différence entre la capture et la relocalisation des poissons avant ou après une perturbation anthropique et n'est donc pas utilisé dans le présent document. En définitive, la translocation aux fins d'atténuation est effectuée lorsqu'il ne reste aucune autre option pour empêcher la perte imminente d'individus sur leur lieu de naissance.

Les translocations aux fins d'atténuation sont généralement de faible portée géographique, le déplacement des individus ne se faisant qu'à l'intérieur de l'écosystème cible (Cope et Waller 1995; Mackie *et al.* 2008; Bradley *et al.* 2020). Plutôt que de viser à améliorer la viabilité des populations réceptrices pour des avantages de conservation à long terme, les translocations aux fins d'atténuation sont généralement effectuées pour sauver des individus ou des populations d'une disparition imminente du pays (Bradley *et al.* 2020). Dans ces scénarios, le risque pour la survie et le rétablissement des poissons ou des moules d'eau douce sur le site existant est plus élevé que le risque de déplacer les individus hors du site, car les actions de développement sur le site existant sont inexorables. Il peut y avoir des situations où la translocation immédiate d'individus entre des habitats sauvages appropriés à l'intérieur de l'aire de répartition indigène de l'espèce n'est pas réalisable et où les individus doivent être déplacés vers des lieux sous surveillance humaine (figure 4), où des techniques d'élevage ou de reproduction en captivité pourraient être mises en œuvre. Bien qu'il puisse exister des situations dans lesquelles le sauvetage d'une espèce nécessite un déplacement en dehors de son aire de répartition indigène (figure 1). Cette forme de sauvetage est considérée comme une

« colonisation assistée » aux fins du présent document et constitue généralement une option de dernier recours (figure 4).

Des documents d'orientation ont été élaborés pour les translocations aux fins d'atténuation des moules d'eau douce au Canada, tant à l'échelle provinciale (p. ex. en Colombie-Britannique – FLNRORD 2018) que fédérale (Mackie *et al.* 2008). Pêches et Océans Canada a fourni des lignes directrices pour relocaliser les moules d'eau douce en prévision de projets de développement qui pourraient avoir un effet négatif sur la survie ou le rétablissement des moules (Mackie *et al.* 2008). Le document d'orientation souligne que le déplacement des moules ne doit avoir lieu que dans une seule aire de drainage, de préférence aussi près que possible du site de construction, afin d'éviter les conséquences imprévues sur les espèces cibles et les composants ou processus plus larges de l'écosystème (Mackie *et al.* 2008). De plus, des conseils ont été fournis sur l'application des translocations aux fins d'atténuation, faisant référence aux méthodes appropriées de collecte, de manipulation et de marquage des moules, au moment des relocalisations et à la surveillance après le relâchement (Mackie *et al.* 2008). Les conseils fournis dans Mackie *et al.* (2008) ont été utilisés pour plus de 20 relocalisations de moules au Canada (p. ex. le pont de la rue Argyle à Caledonia, en Ontario; Natural Resource Solutions Inc. 2021).

2. ÉVALUER LA PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS FONDAMENTAUX ET LES OBJECTIFS LIÉS AUX MOYENS

Après avoir décrit le contexte de la mise en péril et défini les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens ou aux mécanismes pour l'espèce cible, les prochaines étapes sont les suivantes : 1) évaluer la probabilité que la réalisation de l'objectif lié aux moyens choisis améliore la survie ou le rétablissement de l'espèce (c.-à-d. atteindre l'objectif fondamental); et 2) évaluer la probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens. Pour évaluer la probabilité que la réalisation de l'objectif en fonction des moyens choisis permette d'atteindre l'objectif fondamental, il faut déterminer comment les prélèvements modifieront la viabilité des populations sources, dans quelle mesure les individus ayant fait l'objet de la translocation amélioreront la viabilité de l'espèce à l'endroit où elle se trouve, et dans quelle mesure l'établissement d'une nouvelle population ou l'amélioration du recrutement d'une population existante améliorera la viabilité de l'espèce par rapport au changement de viabilité dû aux prélèvements des populations sources (figure 6).

On trouvera ci-dessous un résumé des approches générales permettant de prévoir les changements dans la viabilité des populations sources et réceptrices résultant des translocations aux fins de la conservation, qui conviennent à toutes les espèces et à tous les objectifs liés aux moyens. Après ce résumé, les facteurs susceptibles d'influencer la capacité à atteindre les objectifs liés aux moyens, et la manière de quantifier ces facteurs, sont examinés (figure 3). La dernière section fournit une approche pour évaluer la probabilité de facteurs confondants qui réduisent la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens. L'examen des approches quantitatives dans cette section n'a pas pour but d'être exhaustif, mais de permettre de comprendre les questions et les considérations qui sous-tendent cette façon de faire et leur utilisation lors de l'évaluation des avantages et des risques écologiques potentiels résultant des translocations aux fins de la conservation.

2.1. Estimer la probabilité que la réalisation de l'objectif lié aux moyens améliore la survie ou le rétablissement de l'espèce

L'amélioration de la survie ou du rétablissement des espèces inscrites à la liste de la LEP avec l'aide de la translocation aux fins de la conservation peut être réalisée de plusieurs façons (c.-à-d. trois objectifs liés aux moyens), mais à terme, chaque approche peut être largement liée à la

nécessité d'atteindre la viabilité à long terme de l'espèce dans la nature (figure 6). Pour atteindre la viabilité à long terme, il faut un nombre suffisant de populations caractérisées par un nombre suffisant d'individus, où les taux de recrutement et de survie sont supérieurs ou égaux aux taux de mortalité. La connaissance du nombre adéquat de populations pour l'espèce et de l'abondance des individus au sein de ces populations peut aider à déterminer les méthodes de translocation aux fins de la conservation à utiliser pour atteindre l'objectif fondamental. Il est difficile de développer cette connaissance quantitative à l'égard des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP et des données sur les espèces et les habitats sont nécessaires; celles-ci peuvent provenir d'études en laboratoire ou sur le terrain, ainsi que de simulations et d'approches de modélisation.

Les simulations peuvent démontrer comment le nombre de populations et la persistance de ces populations influent sur la viabilité globale à long terme des espèces (figure 7). Par exemple, la probabilité d'extinction des espèces (P_{Sp}) peut être estimée en fonction du nombre total de populations (n), de la persistance de chaque population ($P_{pop,i}$, probabilité de disparition de la population i dans le pays) et de la matrice de corrélation entre la persistance des populations (ρ) : figure 7; van der Lee et Koops 2020).

$$P_{Sp} = \prod_{i=1}^n P_{pop,i}^{\rho^i}$$

Pour une espèce comptant 10 populations, où chaque population a une probabilité de disparition au pays de 5 % qui est indépendante des autres populations, la probabilité d'extinction de l'espèce est calculée comme le produit des 10 probabilités (c.-à-d. $0,05^{10}$; $9,77 \times 10^{-14}$); si le nombre de populations est réduit à deux, la probabilité d'extinction de l'espèce augmente radicalement (figure 7a). L'incorporation de la structure de corrélation dans la probabilité de disparition entre les populations augmente la probabilité d'extinction des espèces par rapport aux populations indépendantes (figure 7 b, c). Les populations partagent généralement des sensibilités à des menaces particulières (p. ex. les facteurs de stress pour l'habitat) ou peuvent être géographiquement proches. Par conséquent, si une menace devait entraîner la disparition d'une population du pays, une probabilité de disparition corrélée positivement indiquerait qu'une deuxième population est maintenant plus susceptible de disparaître du pays qu'elle ne le serait selon l'hypothèse d'indépendance. En outre, la structure de corrélation entre les populations peut modifier de manière significative les inférences sur la relation entre le nombre de populations et la probabilité d'extinction des espèces (figure 7). Des réductions relativement faibles de la probabilité d'extinction par population sont observées lorsque les populations ont une structure de corrélation stricte de 0,5 (figure 7b), alors que les avantages de l'ajout de populations sont plus importants suivant un modèle autorégressif de premier ordre (AR1; figure 7c). Une évaluation des menaces actuelles et futures, de la proximité géographique et de la stochasticité environnementale entre les populations peut aider à déterminer la structure de corrélation la plus appropriée pour l'espèce cible.

L'analyse de la viabilité des populations (AVP) est un outil qui peut être utilisé pour estimer les effets de l'ajout ou du retrait d'individus sur les populations réceptrices et sources. Décrivant de manière générale un large ensemble de modèles démographiques plus ou moins complexes, les AVP sont utilisés pour comprendre comment la structure des populations évolue dans le temps. Les modèles matriciels stochastiques de population sont le type d'AVP le plus utilisé. Ils intègrent des taux vitaux propres à une espèce ou à une population pour projeter des estimations d'abondance par âge ou par stade dans le temps. Basés sur des simulations répétées, les modèles matriciels stochastiques de population génèrent des estimations des taux de croissance de la population à long terme et de la probabilité d'extinction, et lorsqu'ils sont combinés avec une analyse de l'élasticité (Vélez-Espino *et al.* 2006), fournissent une évaluation de l'importance relative des âges ou des étapes de la vie sur la persistance de la population

(Fieberg et Ellner 2001). Les analyses de la viabilité des populations sont à la base des évaluations du potentiel de rétablissement des espèces de poissons d'eau douce inscrits à la liste de la LEP, car elles sont utilisées pour déterminer les objectifs de rétablissement des espèces, la taille minimale des populations viables et les estimations des dommages acceptables (Vélez-Espino et Koops 2009; van der Lee et Koops 2020; van der Lee *et al.* 2020), et peuvent en outre être utilisées pour éclairer le choix de la méthode de translocation aux fins de la conservation à utiliser pour l'espèce en question.

L'analyse de la viabilité des populations peut être utilisée pour évaluer la viabilité des populations sources et réceptrices résultant de translocations aux fins de la conservation et pour comparer des scénarios ayant des objectifs liés aux moyens différents. Une étude de Pêches et Océans Canada (Lamothe *et al.* 2021) a utilisé l'AVP pour évaluer quantitativement des scénarios de rétablissement d'une population de dards de sable en Ontario. Chaque scénario a été examiné en fonction de son risque de provoquer la disparition de la population source par rapport à la probabilité de succès (figure 8a), où le succès a été défini comme la persistance d'une population réintroduite avec une importance supérieure à la taille minimale viable estimée de la population au cours des 15 dernières années de la simulation. Par exemple, compte tenu du taux élevé de mortalité par translocation (70 %), du potentiel d'effets Allee et du taux de croissance de la population dans l'habitat récepteur de 2,13, on a estimé qu'il fallait procéder au prélèvement et la translocation d'environ 550 individus avant la fraie pendant cinq ans à partir d'une population source de 20 000 individus pour réussir la réintroduction avec une faible probabilité de disparition de la population source ($\leq 1\%$; figure 8 b). Si le taux de croissance de la population dans l'habitat récepteur était égal à 1,56, il faudrait prélever chaque année 863 individus et assurer leur translocation pendant cinq ans à partir d'une population source de près de 50 000 individus pour atteindre les seuils de probabilité $\geq 90\%$ de réussite de l'établissement et de probabilité $\leq 1\%$ de disparition (figure 8b).

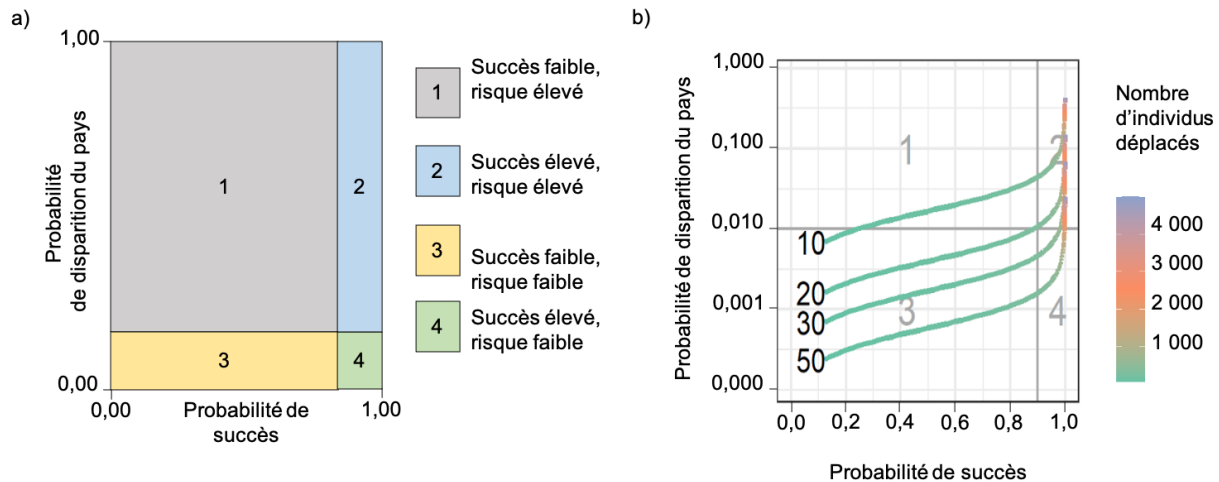


Figure 8. a) Cadre conceptuel pour l'évaluation de la probabilité de disparition de la population source par rapport à la réalisation de l'objectif lié aux moyens (probabilité de réussite). Les quadrants asymétriques représentent les avantages et les risques écologiques pondérés, où un résultat optimal est défini par une probabilité de réussite beaucoup plus élevée que la disparition de la population source. b) Probabilité simulée de disparition de la population source (échelle logarithmique) pour divers niveaux d'abondance de la population source (10 = 10 000, 20 = 20 000, 30 = 30 000, 50 = 50 000 individus) par rapport à la probabilité de réussite de la translocation. Les résultats présentés sont ceux obtenus lorsqu'on prélève des individus pendant cinq années consécutives avant la fraie dans une population source et qu'on les relâche immédiatement, où les populations sources et réceptrices présentent un taux de croissance de la population égal à 2,13. La probabilité de succès est définie comme le maintien d'une population adulte après réintroduction avec une taille de population moyenne géométrique supérieure à la taille minimale viable de la population (95 %) sur les 15 dernières années de la simulation. Les cases grises et les chiffres représentent les limites des résultats coûts-avantages, avec un résultat optimal de $\leq 1\%$ de probabilité de disparition pour une probabilité de succès de $\geq 90\%$ indiqué par le chiffre 4. Figure originale présentée dans Lamothe et al. (2021).

2.2. Déterminer les facteurs qui peuvent influencer la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens

De nombreux facteurs peuvent influencer la capacité à atteindre les objectifs en fonction des moyens choisis et, par conséquent, à atteindre l'objectif fondamental qui consiste en l'amélioration de la survie et du rétablissement de l'espèce. Ces facteurs peuvent être regroupés en quatre catégories : population, habitat, communauté et menaces. Vous trouverez ci-dessous un résumé de ces facteurs, y compris la manière dont chacun d'entre eux peut influencer la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens et les approches quantitatives pour évaluer leur influence. Après ce résumé, une approche de notation qualitative est présentée pour faciliter l'évaluation de la probabilité que ces facteurs influencent la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens.

2.2.1. Considérations relatives à la population

Les populations peuvent avoir des réactions uniques aux translocations aux fins de la conservation, ce qui peut donc affecter la capacité à atteindre les objectifs liés aux moyens. Dans certains cas, il y aura peu d'options, voire une seule, pour sélectionner les populations sources, alors que dans d'autres scénarios il y en aura plusieurs. Lorsque plusieurs populations sont disponibles, il faut prendre en considération les réactions potentiellement uniques que chacune d'elles peut avoir à la suite des translocations aux fins de la conservation (c.-à-d. les différences écologiques ou adaptatives).

Les théories écologiques et évolutionnistes constituent les fondements de la sélection des populations sources basée sur la conservation (Meffe 1995; Houde *et al.* 2015). Trois approches connexes de haut niveau ont été suggérées pour la sélection des populations sources; elles nécessitent une connaissance des besoins des espèces en matière d'habitat : l'**appariement d'ascendance**, l'**appariement environnemental** et l'utilisation du **potentiel adaptatif** (figure 9; Houde *et al.* 2015). L'appariement d'ascendance, qui est l'approche privilégiée, décrit la sélection de populations sources qui partagent une similarité génétique avec la population existante ou historiquement présente. Cela suppose que la variation génétique partagée confère une adaptation aux conditions environnementales sur le site récepteur des translocations. L'appariement environnemental décrit la sélection d'une ou de plusieurs populations sources sur la base de la similitude des conditions d'habitat entre les milieux d'accueil et les milieux sources, selon une logique similaire à celle de l'appariement d'ascendance. Enfin, l'approche du potentiel adaptatif vise à effectuer la translocation des individus issus de plusieurs populations afin de leur offrir le meilleur potentiel d'adaptation aux conditions du site récepteur (c.-à-d. la population expérimentale; Kreuger *et al.* 1981; figure 9).

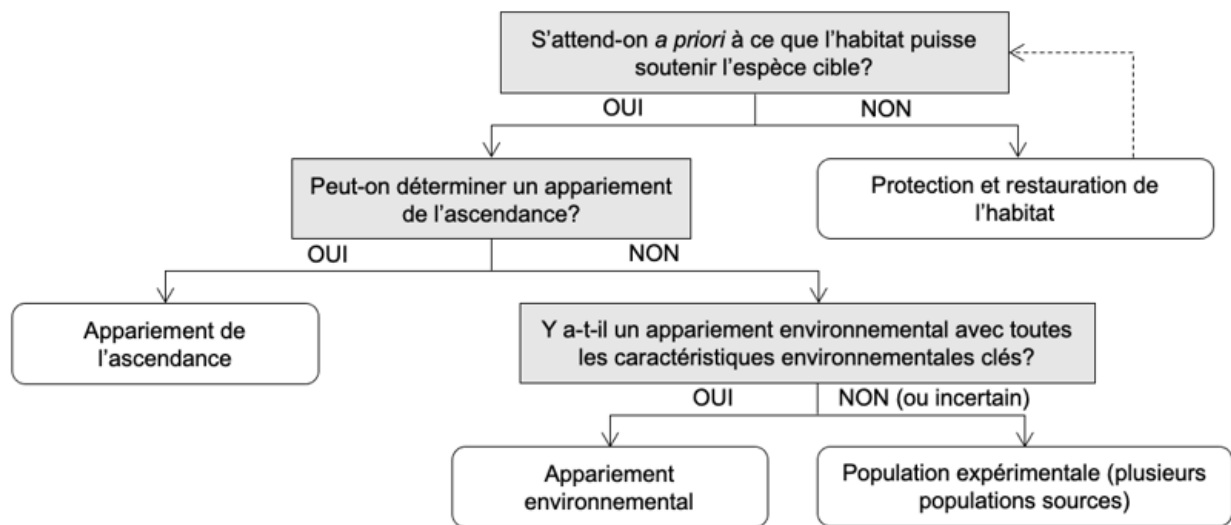


Figure 9. Un cadre de sélection de la population source pour la translocation aux fins de la conservation qui nécessite la connaissance des besoins abiotiques et biotiques de l'espèce envisagée pour la translocation.

En général, on considère que l'approche de l'appariement d'ascendance est la plus susceptible de réussir avec le moins d'incertitude, tandis que l'appariement environnemental et l'utilisation du potentiel adaptatif ne devraient être envisagés que lorsqu'il n'existe plus d'appariement ancestral (figure 9). Il peut arriver qu'une population ait disparu depuis un certain temps, ce qui empêche de déterminer la relation ancestrale entre la population disparue et les populations sources existantes. Plutôt que de choisir simplement une correspondance environnementale ou de recourir à une population expérimentale, la prise en compte des modèles biogéographiques de taxons non apparentés ayant des répartitions similaires peut fournir des indications sur la meilleure approche à adopter pour choisir la population source. Par exemple, la réintroduction du *Cyprinella monacha* a été envisagée pour Shoal Creek dans le bassin-versant central du fleuve Tennessee en Alabama et au Tennessee, aux États-Unis, en 2004 (George *et al.* 2009). Plusieurs options étaient disponibles pour les populations sources qui différaient par leur proximité géographique avec le site historique. Une population source potentielle provenait de la rivière Buffalo, un endroit relativement proche dans la même province physiographique du plateau bas intérieur (Highland Rim). Une autre source potentielle se trouvait plus en amont

dans une province physiographique différente (rivière Emory; plateau de Cumberland). En raison du manque de renseignements génétiques sur la population disparue du méné à taches, les gestionnaires ont évalué les modèles de biogéographie d'autres poissons (p. ex. *Etheostoma aquali*, *E. tennesseense*, *E. planasaxatile*) dans le fleuve Tennessee et ses affluents. Sur la base des relations génétiques entre ces espèces et d'autres, il a été déterminé que les populations et les espèces de Shoal Creek étaient plus étroitement liées à celles de la rivière Emory que les populations et les espèces de la rivière Buffalo, géographiquement proche. Par conséquent, la population de la rivière Emory a été choisie comme source pour la réintroduction du méné à taches (George *et al.* 2009).

Les programmes de surveillance des espèces peuvent faciliter la caractérisation des paramètres du cycle biologique propres à une population, qui peuvent être utilisés pour éclairer la sélection des individus visés par la translocation. Les caractéristiques du cycle biologique peuvent éclairer les décisions concernant la fréquence des introductions et le nombre d'individus nécessaires pour atteindre l'objectif en fonction des moyens choisis. Par exemple, les efforts de réintroduction d'espèces de poissons ayant une stratégie démographique périodique (c.-à-d. une maturation tardive, une grande taille corporelle et un vaste domaine vital) nécessitent probablement un plus grand nombre d'individus pour la translocation afin d'atteindre un objectif lié aux moyens que pour les espèces ayant une stratégie démographique opportuniste (c.-à-c. une maturation précoce, une petite taille corporelle, une courte durée de vie, un domaine vital étroit; Winemiller et Rose 1992; George *et al.* 2009). De plus, la compréhension des caractéristiques du cycle biologique local (c.-à-d. le taux de croissance de la population, la fertilité) peut clarifier la probabilité de disparition de la population source si les prélèvements sont trop extrêmes (p. ex. si le taux de croissance de la population est < 1 ou s'il existe relativement peu de reproducteurs), et être utile pour décider s'il faut effectuer la translocation des individus sauvages ou lancer des efforts de reproduction en captivité. Enfin, les translocations aux fins de la conservation impliquent intrinsèquement le déplacement de gènes et d'individus présentant des adaptations potentiellement uniques (Weeks *et al.* 2011; Keller *et al.* 2002). Le fait de ne pas tenir compte de la structure génétique des populations pourrait entraîner une réduction de la valeur adaptative des populations sources ou l'incapacité des individus ayant subi la translocation à survivre dans l'habitat d'accueil (p. ex. absence d'adaptation locale). Dans l'ensemble, une compréhension approfondie de l'abondance, de la répartition, de la structure génétique et des stratégies démographiques des espèces peut réduire l'incertitude et contribuer à éclairer les décisions de translocation aux fins de la conservation des espèces inscrites à la liste de la LEP, améliorant ainsi la probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens.

2.2.2. Considérations relatives à l'habitat

Un habitat productif suffisant pour une espèce est nécessaire lorsqu'on envisage des efforts de translocation aux fins de la conservation (Maitland et Lyle 1992; Galloway *et al.* 2016). Si la translocation des individus ne se fait pas vers des zones où l'habitat est optimal, la probabilité de survie des individus ayant subi la translocation sera réduite et, par conséquent, la probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens sera également plus faible. De plus, au sens de la LEP (2002) l'habitat d'une espèce aquatique comprend toutes les frayères, les aires d'alevinage, de croissance et d'alimentation et les routes migratoires dont sa survie dépend, directement ou indirectement, ou les aires où elle s'est déjà trouvée et où il est possible de la réintroduire. De plus, les microhabitats sont une considération importante pour les espèces de poissons et de moules d'eau douce inscrites à la liste de la LEP (Bolland *et al.* 2010), et pour leurs espèces hôtes obligatoires, qui peuvent dépendre de caractéristiques particulières du microhabitat (p. ex. types de substrat, bassins).

L'amélioration de la disponibilité des données et de la technologie informatique au cours des dernières décennies a conduit à la mise au point de nombreux outils permettant de prédire la répartition des espèces en fonction de multiples prédicteurs spatiaux et environnementaux mesurés et projetés (Elith et Leathwick 2009; Zurell *et al.* 2020). Généralement appelés « **modèles de répartition des espèces** », ces modèles utilisent les données relatives à l'occurrence des espèces et les variables environnementales recueillies dans un paysage spatial pour reconstituer l'aire de répartition indigène ou l'étendue actuelle de l'occurrence d'une espèce. La première étape de l'élaboration d'un modèle de répartition des espèces consiste à conceptualiser l'étude et à recueillir des données spatiales explicites sur la biodiversité (p. ex. la présence/absence) et sur l'environnement qui sont censées être importantes pour l'espèce (figure 10). Ensuite, les algorithmes du modèle sont choisis (Elith et Graham 2009) et ajustés aux données, puis leur performance est évaluée (Mouton *et al.* 2010). Enfin, les modèles sont utilisés pour faire des prédictions sur la répartition des espèces dans l'espace et le temps (Zurell *et al.* 2020; figure 10). La génération de telles prédictions peut donner un aperçu des sites potentiellement adaptés à la translocation, de la façon dont l'état des sites et la répartition pourraient changer au fil du temps, ou, potentiellement, des zones où la présence de l'espèce n'a pas encore été détectée.

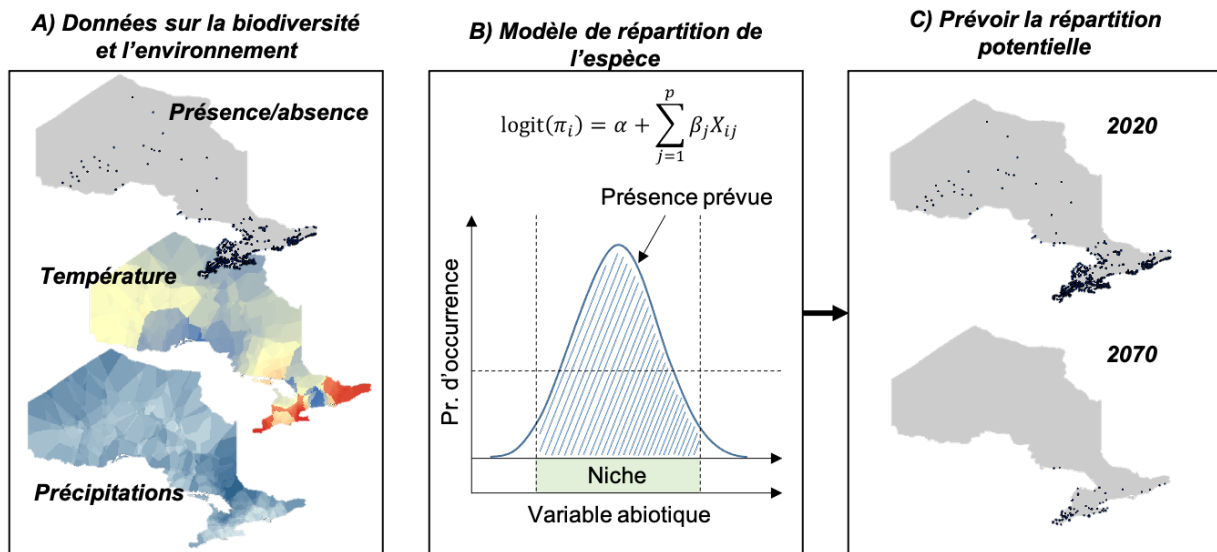


Figure 10. Représentation conceptuelle du processus de modélisation de la répartition des espèces pour une espèce hypothétique en Ontario, au Canada. A) Les données sur la biodiversité, ici les données sur l'occurrence des espèces, sont recueillies en même temps que les covariables environnementales (température et précipitations) dont on suppose qu'elles affectent la répartition des espèces. B) Les données sont utilisées pour générer un modèle additif généralisé, qui prend en compte la relation entre les données de biodiversité et les covariables environnementales. C) Des prédictions basées sur des modèles de la répartition actuelle et future de l'espèce peuvent être faites et cartographiées. Figure modifiée, d'après Zurell (2020).

2.2.3. Considérations relatives à la communauté

La composition biotique des écosystèmes récepteurs peut influencer la probabilité que les translocations aux fins de la conservation atteignent les résultats escomptés en termes d'amélioration de la survie ou du rétablissement (c.-à-d. figure 6). Le fait de comprendre les interactions biotiques significatives pour les espèces candidates peut aider à garantir que les sites récepteurs répondent aux attentes sur le plan biotique (Letty *et al.* 2007). Les interactions entre les espèces peuvent être décrites comme négatives, notamment le parasitisme, la compétition, la prédation, l'amensalisme ou l'hybridation, ou positives, notamment le

mutualisme ou le commensalisme. Chacun des types d'interaction est décrit ci-dessous en fonction de la manière dont il peut affecter la probabilité d'atteindre les objectifs liés aux moyens. Voici un bref résumé des méthodes permettant de quantifier les interactions biotiques.

2.2.3.1. Parasitisme

Le parasitisme décrit la situation dans laquelle l'espèce cible bénéficie de la présence d'une espèce cooccurrence, tout en nuisant à cette dernière. Les moules d'eau douce (ordre des Unionoïdes) sont uniques parce que les larves sont des parasites obligatoires des espèces hôtes (p. ex. les poissons d'eau douce; Haag et Stoeckel 2015), ce qui signifie que les moules d'eau douce sont incapables de compléter leur cycle de vie sans utiliser un poisson hôte. La disparition de l'alamidonte naine (*Alasmidonta heterodon*) au Nouveau-Brunswick, au Canada, en est un exemple. La disparition de l'alamidonte naine a été principalement causée par l'élimination de l'espèce hôte (l'aloise savoureuse, *Alosa sapidissima*) après la construction du pont-chaussée Moncton-Riverview en 1968 (Pêches et Océans Canada 2007). Sans la présence d'hôtes appropriés, les translocations des moules d'eau douce aux fins de la conservation n'atteindront pas les objectifs visés.

2.2.3.2. Compétition et prédation

Les espèces d'eau douce partagent souvent les mêmes besoins en matière d'habitat et de ressources, ce qui entraîne des interactions potentiellement négatives entre les individus (Larkin 1956). Les interactions compétitives décrivent la situation où les espèces se disputent des ressources semblables, ce qui peut comprendre la prédation par les concurrents les uns contre les autres ou la concurrence pour la survie dans des conditions environnementales qui ont des répercussions différentes sur les concurrents (Larkin 1956).

La prédation est communément désignée comme un mécanisme structurant les communautés d'eau douce et peut avoir un effet significatif sur le résultat des translocations aux fins de la conservation. Les moules d'eau douce vivent généralement dans des assemblages multiespèces agrégés, dont on a supposé qu'ils profitent aux moules individuelles en réduisant le risque de prédation par des effets de dilution ou de rencontre (Wilson *et al.* 2011). Les agrégations d'individus réduisent la probabilité de prédation sur une seule moule (c.-à-d. l'effet de dilution; Wrona et Dixon 1991) et réduisent également l'efficacité de l'attaque du prédateur après la rencontre en raison de la vigilance accrue que procure la vie en groupe par rapport à la vie solitaire (Wilson *et al.* 2011). Les prédateurs des moules d'eau douce comprennent certains poissons (p. ex. le malachigan *Aplodinotus grunniens*; le chevalier *Moxostoma* spp.) et des mammifères (p. ex. le rat musqué *Ondatra zibethicus*; le raton laveur *Procyon lotor*). Les cas de prédation de moules sont généralement sporadiques, localisés et rarement observés (Haag et Warren Jr. 1998). La présence de tertres le long de la rive du cours d'eau peut fournir des éléments de preuve indirecte de la prédation des mammifères sur les moules d'eau douce (p. ex. des marques de griffes caractéristiques sur les coquilles). En définitive, la compréhension de la dynamique actuelle des prédateurs dans les écosystèmes sources et récepteurs peut offrir des occasions de contrôler ou de réduire la probabilité d'événements de prédation affectant les sites récepteurs. Par exemple, des enclos dans les cours d'eau ont été construits pour effectuer des réintroductions de moules d'eau douce dans la rivière Pigeon, en Caroline du Nord, aux États-Unis, ce qui a permis aux chercheurs de surveiller plus facilement les individus ayant fait l'objet de la translocation, tout en limitant les effets de la prédation (Rooney 2010).

Il existe de la documentation sur les effets de l'introduction de prédateurs dans les écosystèmes d'eau douce, notamment l'introduction de poissons non indigènes (p. ex. l'achigan à petite bouche *Micropterus dolomieu*; Loppnow *et al.* 2013; des salmonidés; Krueger et May 1991; Eby *et al.* 2006). Ces effets comprennent une prédation accrue des poissons indigènes, une

concurrence accrue pour les ressources entre les espèces, des modifications environnementales touchant les substrats benthiques (p. ex. la construction de nids ou l'alimentation), l'introduction de parasites et de maladies, ainsi que des effets génétiques directs et indirects (Krueger et May 1991; Jackson *et al.* 2001). De plus, une abondance de prédateurs peut limiter le nombre de poissons de petite taille, modifier l'utilisation de l'habitat des espèces cooccurrentes et influencer le comportement alimentaire, ce qui peut forcer les espèces cooccurrentes à s'installer dans des endroits moins adaptés ou se placer dans des situations moins souhaitables (Jackson *et al.* 2001). Le principal facteur ayant contribué à l'échec des efforts de réintroduction de la truite fardée de Lahontan (*Oncorhynchus clarkii henshawi*) dans le lac Fallen Leaf, en Californie, aux États-Unis, a été attribué à la prédation par des salmonidés non indigènes. Les deux observations de la truite fardée de Lahontan ont été effectuées dans un refuge épilimnétique à proximité du rivage, un milieu moins souhaitable (Al-Chokhachy *et al.* 2009). De même, le poisson larvivoire mâle de l'ouest (*Gambusia affinis*) a été identifié comme un prédateur et un concurrent important pour le *Fundulus julisia*, espèce en voie de disparition, dans le Tennessee, aux États-Unis, ce qui limite le succès des efforts de réintroduction à long terme (Ennen *et al.* 2021). En définitive, des taux élevés de prédation des individus faisant l'objet de la translocation réduiront la probabilité d'atteindre les objectifs liés aux moyens.

2.2.3.3. Amensalisme

Lorsque la présence d'une espèce cooccurrente affecte négativement la persistance de l'espèce cible, mais que la présence de l'espèce cible n'a aucun effet net sur l'espèce cooccurrente, l'interaction est considérée comme de l'amensalisme. L'amensalisme peut entraîner un déplacement unidirectionnel de l'espèce cible et est le plus souvent reconnu dans le contexte des invasions d'espèces (p. ex. privation des ressources de l'espèce cible par l'envahisseur). La présence d'une espèce ayant une relation amensaliste avec l'espèce cible dont la conservation est préoccupante réduira considérablement la probabilité d'atteindre les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens.

2.2.3.4. Hybridation interspécifique et intraspécifique

L'hybridation décrit l'acte de reproduction entre des individus ou des espèces génétiquement distincts (Barton et Hewitt 1985). L'hybridation réduit les génotypes indigènes, peut altérer la variation génétique et décomposer les complexes génétiques coadaptés aux environnements locaux, et peut finalement conduire à la perte d'individus indigènes génétiquement purs (Simberloff 1996; Huxel 1999; Storfer 1999). La truite fardée du versant occidental (population de l'Alberta) illustre les défis de l'hybridation introgressive pour les espèces inscrites à la liste de la LEP, puisque la plus grande menace pour cette population est l'hybridation avec la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et la truite fardée de Yellowstone (*Oncorhynchus clarkii bouvieri*; Pêches et Océans Canada 2019). Comme d'autres menaces, l'hybridation limite la probabilité d'atteindre les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens pour les espèces de poissons ou de moules d'eau douce inscrites à la liste de la LEP lors des translocations aux fins de la conservation.

2.2.3.5. Interactions positives

Les interactions positives dans les écosystèmes d'eau douce sont moins souvent étudiées que les interactions négatives (Holomuzki *et al.* 2010; Silknetter *et al.* 2020); cependant, le fait de ne pas considérer ces relations pourrait nuire à l'atteindre les objectifs liés aux moyens. Une interaction mutualiste suggère que la présence d'une espèce profite à l'espèce cible, et inversement. Une interaction commensaliste indique que la présence d'une espèce cooccurrente profite à l'espèce cible, mais que la présence de l'espèce cible n'a pas d'effet net sur l'espèce cooccurrente. Par exemple, le méné long (*Clinostomus elongatus*; en voie de disparition) fraye dans des nids qui ne sont pas les siens, ce qui est une stratégie de

reproduction commune chez les petits poissons d'eau douce où l'espèce se reproduit dans des nids actifs construits par des espèces cooccurrentes. Bien que le méné long tire profit de la présence de l'espèce qui construit des nids, la construction de nids et la garde active des œufs par les espèces cooccurrentes se produiraient avec ou sans la présence d'œufs de méné long. En outre, les espèces qui construisent des nids peuvent bénéficier de la présence d'associés de nidification et de leurs œufs par des effets de dilution; en effet, les taux de prédation des œufs des constructeurs de nids sont ainsi réduits en raison de l'abondance accrue d'œufs d'espèces cooccurrentes (Silknetter *et al.* 2019).

Des manipulations expérimentales de l'abondance d'un cyprinidé cooccurrent (le *Notropis lutipinnis*) avec un associé de nidification (le *Nocomis leptcephalus*) en Caroline du Sud, aux États-Unis, indiquent que la relation d'association de nidification est hétérogène et dépend du contexte; une transition entre le mutualisme et le parasitisme a été observée entre le *Notropis lutipinnis* et le *Nocomis leptcephalus* alors que l'abondance du *Notropis lutipinnis* (c.-à-d. l'espèce qui construit les nids) diminuait avec un nombre constant de *Nocomis leptcephalus* (Silknetter *et al.* 2019). Que cette relation soit considérée comme mutualiste ou parasitaire, la présence d'espèces cooccurrentes et reproductrices est nécessaire à la persistance des associés de nidification si une translocation devait avoir lieu. Sans la présence de l'espèce cooccurrente, la probabilité que l'objectif lié aux moyens soit atteint est considérablement réduite.

2.2.3.6. Quantifier les interactions biotiques

La probabilité d'atteindre les objectifs liés aux moyens choisis doit être étayée des effets potentiels des interactions biotiques interspécifiques, en particulier lorsqu'on envisage une réintroduction, une translocation aux fins d'atténuation ou une colonisation assistée. L'exploration des relations de cooccurrence et d'abondance entre les espèces a pour but de rationaliser l'adéquation de la communauté biotique à la translocation d'individus. Il existe une probabilité accrue d'atteindre l'objectif lié aux moyens sur les sites récepteurs lorsque la composition des espèces reflète les attentes des populations existantes et favorables ou reflète la composition biotique présumée avant la réduction ou la disparition des espèces. Par ailleurs, une présence accrue d'espèces associées négativement, ou l'absence d'interactions obligatoires ou bénéfiques, peut restreindre la capacité à améliorer le recrutement, à établir une population ou à sauver l'espèce, limitant ainsi la capacité à atteindre l'objectif fondamental.

L'élaboration de méthodes de caractérisation des interactions biotiques est un domaine en pleine évolution, rendu difficile par les interactions simultanées de facteurs abiotiques et biotiques dans des environnements en constante évolution. Les données permettant d'évaluer les interactions biotiques entre les taxons d'eau douce sont le plus souvent d'ordre observationnel, car les expériences en laboratoire sont difficiles et les manipulations directes sur le terrain sont rares (Mittelbach *et al.* 1995). Bien qu'elles manquent de complexité par rapport au milieu sauvage, les expériences en laboratoire ont permis de mieux comprendre les relations prédateur-proie (Mills *et al.* 2004), les interactions compétitives (Hart *et al.* 2018) et les relations entre le parasite et l'hôte (Österling et Larsen 2013).

Plutôt que des interactions directes entre les espèces, les analyses basées sur des données d'observation décrivent généralement des schémas de cooccurrence des espèces (c.-à-d. des associations d'espèces) qui peuvent être directs ou non, et peuvent être positifs, négatifs ou indépendants. Il existe des méthodes statistiques permettant de quantifier les associations à l'aide de données d'observation, comme l'incorporation des interactions en tant que prédicteurs de l'occurrence des espèces dans des modèles linéaires (Hein *et al.* 2013), l'application d'une approche probabiliste pour déterminer les modèles significatifs de cooccurrence par paires (Veech 2013), la réalisation d'ordinations multivariées avec des données sur les communautés

pour cerner les relations positives, négatives ou neutres entre les espèces (Hinch *et al.* 1991), et la construction de modèles multiespèces hiérarchiques conjoints qui évaluent la réaction simultanée d'espèces cooccurrentes à des facteurs environnementaux (Pollock *et al.* 2014; Dormann *et al.* 2018; Rodríguez *et al.* 2021). Le recours à ces approches a pour but d'évaluer l'adéquation de la communauté biotique réceptrice pour la translocation de l'espèce cible, en indiquant s'il est probable que la composition de la communauté influence la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens.

2.2.4. Considérations relatives aux menaces

La raison la plus fréquemment citée pour expliquer l'échec des translocations aux fins de la conservation est l'incapacité à réduire ou à éliminer la cause initiale de la réduction ou de la disparition de l'espèce (Armstrong et Seddon 2008; Bolland *et al.* 2010; Thomas *et al.* 2010; Cochran-Biederman *et al.* 2014; McMurray et Roe 2017; Bubac *et al.* 2019). Il est nécessaire d'évaluer la façon dont les menaces actuelles et futures pourraient influencer la viabilité des individus sources et ayant fait l'objet d'une translocation, et donc de voir comment les menaces peuvent affecter la probabilité d'atteindre les objectifs liés aux moyens pour l'espèce (figure 6). Les menaces à la survie et au rétablissement des poissons et des moules d'eau douce au Canada ont été bien décrites et comprennent, entre autres, la dégradation et la destruction de l'habitat, les modifications du débit, les espèces envahissantes et la pollution (Dextrase et Mandrak 2006; Dudgeon *et al.* 2006; McCune *et al.* 2013; Reid et Parna 2017; Reid *et al.* 2019). Les résumés des menaces dans les stratégies de rétablissement des espèces, les évaluations du potentiel de rétablissement, les plans de gestion et les rapports du COSEPAC peuvent fournir des renseignements à propos de l'influence relative des menaces sur les populations et les espèces.

Les individus, les populations et les espèces peuvent présenter des réactions uniques aux conditions abiotiques (p. ex. la température) qui peuvent limiter l'abondance et la répartition des espèces. Les courbes de réponse des espèces décrivent la relation entre les variables de l'état de la population (axe des y) et les gradients environnementaux ou les facteurs de stress (axe des x; figure 11). Les variables d'état de la population comprennent la probabilité d'occurrence, souvent étayée par des données d'observation, ou la probabilité de survie, souvent étayée par des données expérimentales. La connaissance de la forme des courbes de réaction des espèces peut aider à déterminer si les sites récepteurs potentiels des translocations aux fins de la conservation présentent des conditions suffisantes pour permettre la translocation d'individus.

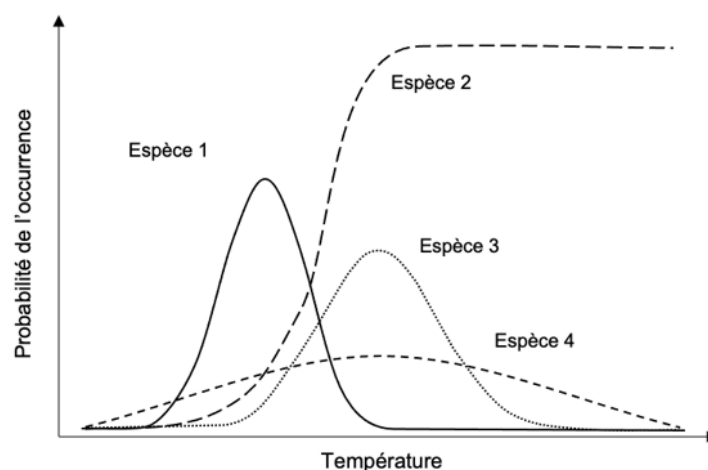


Figure 11. Exemple de courbes de réaction des espèces. La probabilité hypothétique d'occurrence de quatre espèces en fonction de la température est représentée graphiquement.

L'élaboration de courbes de réaction des espèces à partir de données de terrain peut s'avérer difficile, mais les approches expérimentales sont prometteuses. Par exemple, des courbes de réaction des espèces à la salinité, au pH et à la température ont été élaborées pour le corégone de l'Atlantique et utilisées pour faire des recommandations sur la sélection des sites pour les translocations aux fins de la conservation (Cook *et al.* 2010). De même, les effets de l'hypoxie sur la température maximale critique (c.-à-d. la température à laquelle un poisson perd son équilibre en réaction à un stress thermique aigu) dans un gradient thermique ont été mesurés pour le méné camus (*Notropis anogenus*; menacé; Potts *et al.* 2021). Des expériences avec des ménés longs sauvages ont démontré des tolérances thermiques propres à la population dans toute l'aire de répartition de l'espèce (Leclair *et al.* 2020; Turko *et al.* 2020), ce qui suggère la nécessité de comprendre le lien entre les conditions environnementales du milieu source et du milieu récepteur dans les futurs efforts de réintroduction (Turko *et al.* 2021). En utilisant des données d'observation et des essais expérimentaux, Douda (2010) a démontré les réactions uniques des espèces de moules d'eau douce aux concentrations d'azote nitrique (N-NO_3^-) dans la rivière Lužnice, en République tchèque. Bien qu'elles soient utiles pour prédire le succès des translocations aux fins de la conservation, il n'existe que peu d'exemples de courbes de réaction expérimentales pour les espèces d'eau douce inscrites à la liste de la LEP.

2.3. Estimer la capacité à atteindre les objectifs liés aux moyens

Au cours de cette étape, l'influence potentielle des facteurs confondants sur la probabilité d'atteindre les objectifs liés aux moyens est évaluée sur la base des meilleures données et connaissances disponibles (c.-à-d. des données probantes). Les sources de données probantes comprennent les observations issues des programmes de surveillance, des expériences sur le terrain et en laboratoire, la littérature scientifique, les documents de gestion et de rétablissement, les évaluations existantes et les avis d'experts (Karasov-Olson *et al.* 2021).

Le tableau 1 fournit une série de considérations auxquelles on peut attribuer une probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens. Compte tenu des limites générales des données sur les poissons et les moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP, une approche qualitative pour noter l'influence (ou la probabilité) des facteurs sur l'atteinte de l'objectif lié aux moyens est présentée et tient compte de l'incertitude associée à un facteur en fonction des données

probantes disponibles (Galloway *et al.* 2016; Karasov-Olson *et al.* 2021). La probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens peut être classée comme faible, moyenne, élevée ou inconnue pour chaque ligne du tableau 1. Les définitions de chaque niveau dépendent du facteur considéré. Par exemple, la probabilité d'atteindre l'objectif de moyen en considérant la ligne 1, « *l'abondance de la population source est appropriée pour atteindre l'objectif lié aux moyens* », pourrait être caractérisée comme suit :

- **Faible** : Il y a peu d'adultes reproducteurs dans la population source. Étant donné le petit nombre d'individus, le retrait d'individus pourrait menacer la persistance de la population source et ne pas permettre d'atteindre l'objectif lié aux moyens dans le milieu récepteur;
- **Moyenne** : L'abondance de la population source est décrite grossièrement, mais suggère que suffisamment de prélèvements peuvent être effectués pour atteindre l'objectif lié aux moyens dans l'habitat récepteur;
- **Élevée** : L'abondance de la population source est bien décrite avec un nombre suffisant d'individus reproducteurs et est capable de supporter les prélèvements pour les translocations;
- **Inconnue** : Les renseignements sur l'abondance de la population source sont insuffisants pour étayer les estimations de probabilité.

Tableau 1. *Éléments à considérer pour évaluer la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens en utilisant la translocation aux fins de la conservation. Pour chaque ligne, une probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens est attribuée (faible, moyenne, élevée, inconnue) et la force de la preuve (limitée, moyenne, solide), la concordance entre les sources de données probantes (faible, moyenne, élevée) et la confiance globale dans cette attribution de probabilité sont notées. La confiance est le résultat des classements de la force probante et de la concordance (figure 12).*

Espèces cibles :

Énoncé du problème :

Objectif fondamental :

Objectif lié aux moyens :

Catégorie	Facteurs	Probabilité	Force de la preuve	Concordance	Confiance	Références	Autres points à considérer
Considérations relatives à la population	L'abondance de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La structure d'âge de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La diversité et la variation génétiques de la population source permettent d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La diversité et la variation génétiques de la population réceptrice permettent d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La stratégie démographique de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	Des techniques de reproduction ou d'élevage en captivité sont disponibles pour atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
Habitat	L'habitat du site récepteur correspond aux préférences des espèces (p. ex. clarté de l'eau, vitesse de l'eau, profondeur, végétation, substrat).	-	-	-	-	-	-
	Le milieu récepteur contient une quantité suffisante d'habitats pour soutenir toutes les étapes du cycle de vie.	-	-	-	-	-	-
	L'habitat récepteur présente une connectivité suffisante pour soutenir toutes les étapes du cycle de vie.	-	-	-	-	-	-
Considérations relatives à la communauté	Les dépendances obligatoires, facultatives ou parasitaires entre les espèces limitent la capacité d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	Des menaces pertinentes limitent la capacité d'atteindre l'objectif lié aux moyens, notamment :	-	-	-	-	-	-
Menaces	Espèces envahissantes	-	-	-	-	-	-
	Développement résidentiel et commercial	-	-	-	-	-	-
	Agriculture et aquaculture	-	-	-	-	-	-
	Production d'énergie et exploitation minière	-	-	-	-	-	-

<i>Catégorie</i>	<i>Facteurs</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Force de la preuve</i>	<i>Concordance</i>	<i>Confiance</i>	<i>Références</i>	<i>Autres points à considérer</i>
Menaces (suite)	Utilisation des ressources biologiques	-	-	-	-	-	-
	Corridors de transport et de service	-	-	-	-	-	-
	Intrusions et perturbations humaines	-	-	-	-	-	-
	Modification des systèmes naturels	-	-	-	-	-	-
	Pollution	-	-	-	-	-	-
	Phénomènes géologiques	-	-	-	-	-	-
	Parasites ou transmission de maladies	-	-	-	-	-	-
	Modification ou dégradation futures de l'habitat	-	-	-	-	-	-
	Changements climatiques	-	-	-	-	-	-
	Autres facteurs	-	-	-	-	-	-

La confiance à l'égard des effets anticipés des facteurs de chaque ligne du tableau 1 repose sur le type, la qualité et la quantité de sources de données et sur la concordance entre les sources (figure 12). Les données probantes peuvent être décrites comme limitées, moyennes ou solides, les sources d'information présentant une concordance faible, moyenne ou élevée (figure 12). La confiance à l'égard de l'influence d'un facteur sur la réalisation de l'objectif lié aux moyens augmente avec la qualité et la quantité de données probantes et la concordance entre les sources de données probantes (figure 12).

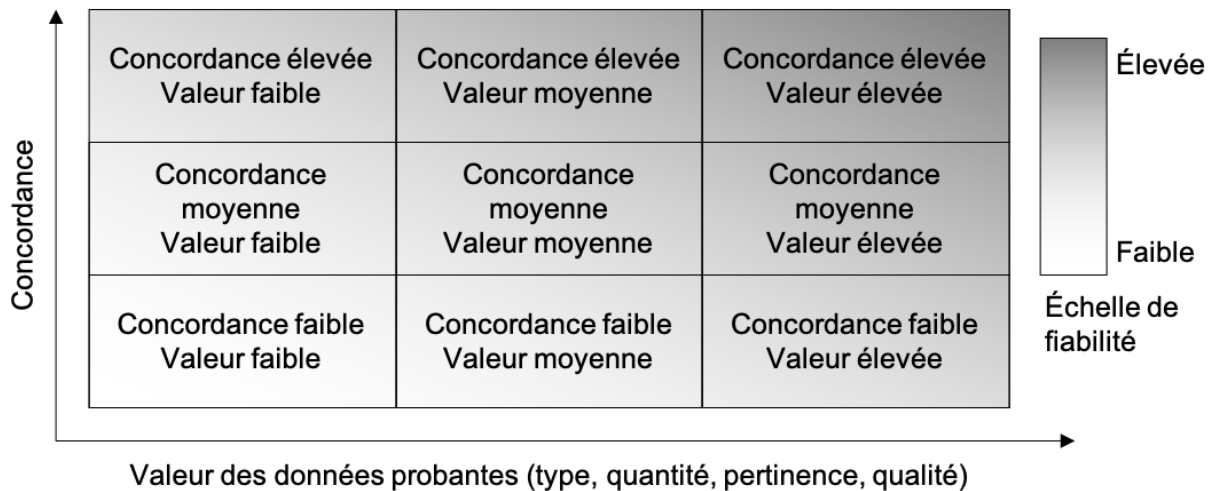


Figure 12. Cadre conceptuel décrivant la confiance à l'égard des données probantes pour prédire les effets potentiels des facteurs de risque lors de la réalisation de translocations aux fins de la conservation. La confiance augmente avec la qualité et la quantité des données probantes et la concordance entre celles-ci. Figure modifiée présentée initialement dans GIEC (2013) et adaptée ultérieurement dans Karasov-Olson et al. (2021).

Toujours selon cet exemple, les données probantes qui permettent de déterminer « l'abondance de la population source favorisant l'atteinte de l'objectif lié aux moyens » pourraient être décrites comme suit :

- **Limitées** : Pas d'ouvrage de référence primaire ni de donnée provenant du suivi local de l'abondance de la population;
- **Moyennes** : Quelques données disponibles sur l'abondance de la population provenant de la surveillance locale ou d'expériences. Les données pourraient être périmées;
- **Solides** : Des données chronologiques, y compris des données récentes, provenant des efforts de surveillance et de plusieurs articles scientifiques dans les ouvrages de référence primaires et la littérature grise.

La concordance des sources d'information peut alors être caractérisée comme suit :

- **Faible** : Les sources décrivent des résultats contradictoires;
- **Moyenne** : Les sources décrivent des résultats similaires mais avec des effets d'amplieurs différentes;
- **Élevée** : Les sources sont cohérentes avec les résultats.

Pour chaque ligne du tableau 1, les données probantes sont compilées, examinées, évaluées et une vraisemblance est attribuée. En définitive, le tableau 1 devrait être utilisé pour qualifier l'amélioration potentielle de la survie ou de la récupération d'une population d'une espèce

donnée lors de la réalisation de translocations aux fins de la conservation. Cette compréhension de la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens sera utilisée à l'étape 4 pour prendre une décision, où les avantages potentiels de la réalisation des objectifs liés aux moyens et les objectifs fondamentaux sont évalués en regard des risques écologiques potentiels.

3. ÉVALUER LES RISQUES ÉCOLOGIQUES LIÉS AUX TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION

Bien que la translocation aux fins de la conservation soit destinée à profiter aux poissons et aux moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP, la translocation pourrait avoir des conséquences négatives (c.-à-d. des risques écologiques) sur l'espèce cible ou d'autres composantes de l'écosystème (Bradford 2017). Les risques écologiques potentiels de conséquences négatives lors de la réalisation de translocations aux fins de la conservation sont examinés ci-dessous. Après cet examen, un cadre est fourni pour évaluer les risques écologiques relatifs de la translocation.

3.1. Détermination des risques écologiques liés aux translocations aux fins de la conservation

La translocation aux fins de la conservation présente des risques sur le plan écologique. L'échelle des conséquences potentielles peut varier; il peut s'agir de conséquences à court terme, ayant une incidence mineure sur le système ou entraînant une transformation du système, et ces conséquences peuvent se produire à l'intérieur ou à l'extérieur du site de translocation. En outre, les conséquences négatives des translocations aux fins de la conservation pourraient être ressenties par d'autres composantes de l'écosystème (p. ex. les espèces non visées par la LEP) même si l'objectif fondamental qu'est l'amélioration de la survie ou du rétablissement des espèces visées par la LEP est atteint. Les risques écologiques des translocations aux fins de la conservation sont présentés ci-dessous, organisés comme suit : réduction potentielle de la persistance de la population source, modification de la variation génétique de la population source, modification de la variation génétique et de la persistance de la population réceptrice, modification de la dynamique des communautés et des écosystèmes à court et à long terme dans les écosystèmes sources et récepteurs, et transmission de maladies à la population et à l'écosystème récepteur.

3.1.1. Réduction de la persistance de la population source

Le pire résultat possible d'une translocation aux fins de la conservation pour la population d'origine est la disparition du pays. Par conséquent, avant de lancer des efforts de translocation, il est essentiel de comprendre comment le nombre d'individus retirés des populations sources et la fréquence à laquelle cela se produit affecteront la persistance de la population. Conformément à l'avis concernant les dommages aux espèces qui sont acceptables (Pêches et Océans Canada 2004; Vélez-Espino et Koops 2009), le prélèvement d'individus pour compléter les populations ne doit pas compromettre la survie ou le rétablissement des espèces inscrites à la liste de la LEP et, par conséquent, ne doit se faire qu'à partir de populations robustes (c.-à-d. en croissance ou de grande taille). Le retrait d'un trop grand nombre d'individus d'une population source pourrait immédiatement menacer la persistance à long terme de la population source. De plus, une petite taille de population résultant de prélèvements excessifs pour permettre des translocations, augmente le potentiel d'effets génétiques, ce qui risque vraisemblablement de réduire le potentiel adaptatif des populations sauvages sources (ce point est expliqué dans la section suivante). Cependant, le retrait d'un nombre trop faible d'individus d'une population source pourrait conduire à l'échec des translocations dans l'habitat récepteur tout en imposant des dommages inutiles à la population source et, par extension, à l'espèce. Si l'on s'attend à ce que des prélèvements importants

nuisent à la population source, la reproduction ou l'élevage en captivité peuvent être envisagés pour réduire les effets des prélèvements sur les populations sources.

3.1.2. Modification de la variation génétique de la population source

Le maintien ou l'amélioration de la diversité et de la qualité génétiques locales est une priorité pour les efforts de translocation aux fins de la conservation (Minckley 1995; Neff *et al.* 2011; Weeks *et al.* 2011; Malone *et al.* 2018). Le prélèvement d'individus dans la nature pour les translocations aux fins de la conservation risque d'entraîner la perte de la variation génétique source, en particulier lorsque des individus reproducteurs importants ou un grand nombre d'individus sont retirés de populations relativement petites (une préoccupation pour la plupart des espèces inscrites à la liste de la LEP). Les taux d'accouplement entre individus étroitement apparentés peuvent devenir élevés si un trop grand nombre d'individus sont retirés de la nature, menaçant de **dépression de consanguinité** les individus restant dans l'habitat source, et réduisant éventuellement le potentiel adaptatif à long terme. La dépression de consanguinité décrit la réduction de la valeur adaptative de la progéniture résultant de l'accouplement d'individus étroitement apparentés par rapport à celle d'individus accouplés au hasard (Hedrick et Kalinowski 2000). La consanguinité peut augmenter la probabilité que des mutations potentiellement délétères soient présentes ensemble au sein des populations, ce qui entraîne une diminution de la valeur adaptative. Il existe de la documentation sur les effets de la consanguinité et les moyens de les éviter (p. ex. Ryman et Laikre 1991; Wang *et al.* 2002; Neff *et al.* 2011; Rollinson *et al.* 2014). Cette documentation est particulièrement pertinente lorsque l'on considère l'utilisation de la reproduction en captivité pour les translocations aux fins de la conservation (Fraser 2008). Dans l'ensemble, il est peu probable que les prélèvements d'individus dans la population source entraînent une consanguinité, à moins que l'abondance ou la variation génétique de la population source ne soit très faible, ce qui souligne la nécessité d'évaluer l'abondance et la diversité génétique de la population avant les prélèvements.

L'évaluation et la surveillance génétiques des populations sont devenues de plus en plus courantes, y compris pour les espèces inscrites à la liste de la LEP. La quantification de la diversité génétique de la population source et de la taille effective de la population peut contribuer à éclairer les décisions concernant les populations les plus adaptées à la réintroduction et le nombre d'individus nécessaires pour maintenir une variation génétique suffisante en captivité (p. ex. Malone *et al.* 2018; VanTassel *et al.* 2021). Par exemple, on recommande jusqu'à 50 individus et aussi peu que 7 femelles comme nombre minimum nécessaire pour maintenir efficacement 95 % de la variation génétique des espèces en voie de disparition ou en danger critique d'extinction (Weeks *et al.* 2011; VanTassel *et al.* 2021). De même, les ratios de la taille effective de la population et de la taille adulte recensée ont été utilisés pour estimer le nombre minimum de poissons d'eau douce nécessaires à la translocation aux fins de la conservation dans le temps tout en maintenant des niveaux comparables de diversité génétique par rapport à la population source (Frankham 1995; Waples 2005; Palstra et Ruzzante 2008; Palstra et Fraser 2012; Frankham *et al.* 2014; Malone *et al.* 2018).

Les techniques de génomique et de transcriptomique deviennent plus accessibles pour éclairer la sélection des populations sources (He *et al.* 2016). La génomique désigne l'étude de l'ensemble du génome, c'est-à-dire de l'ensemble de l'ADN d'un organisme. La transcriptomique décrit l'étude de l'ARN produit à la suite de l'expression des gènes (c.-à-d. la transcription). L'expression différentielle des gènes en réponse aux facteurs de stress environnementaux peut être directement quantifiée et comparée entre les populations sources potentielles à l'aide de microréseaux d'oligonucléotides personnalisés (He *et al.* 2015). Par exemple, des microréseaux ont été mis au point pour évaluer l'expression différentielle des gènes entre deux souches de saumon atlantique (*Salmo salar*) ayant fait l'objet d'une

translocation dans le lac Ontario et pour prédire le succès relatif de la translocation pour les deux souches (He *et al.* 2015). De même, le séquençage de l'ARN a été utilisé pour étudier les effets de différents contaminants sur l'expression génétique de la moule perlière d'eau douce (*Margaritifera margaritifera*) dans le but de mesurer les effets potentiels des déversements illégaux sur les réactions au stress de l'espèce (Bertucci *et al.* 2017). L'accès à des renseignements sur la structure génétique des populations et l'expression différentielle des gènes résultant de l'exposition à des facteurs de stress environnementaux peut éclairer les efforts de gestion des translocations aux fins de la conservation et, par conséquent, réduire la probabilité de conséquences génétiques négatives.

3.1.3. Modification de la variation génétique et de la persistance de la population réceptrice

Les préoccupations génétiques des populations réceptrices sont principalement liées aux problèmes d'une petite population fondatrice lors de la réintroduction ou de la colonisation assistée, au mélange de groupes génétiques précédemment déconnectés lors de l'ensemencement ou à une situation où les individus introduits se dispersent du site d'introduction. L'**effet fondateur** décrit la réduction de la variation génétique résultant du rétablissement d'une population avec un petit nombre d'individus non représentatifs du groupe d'espèces. Cet effet est couramment décrit pour les espèces envahissantes (Chen *et al.* 2012) et les programmes de reproduction en captivité (Saavedra et Guerra 1996), et peut s'avérer préoccupant pour les translocations aux fins de la conservation (Hoftyzer *et al.* 2008; 2010). De multiples petites translocations d'individus non apparentés, sélectionnés au hasard (ou par sélection aléatoire stratifiée) et présentant une diversité génétique suffisante entre le milieu source et le milieu récepteur peuvent réduire la probabilité d'effets fondateurs (Le Gouar *et al.* 2008; Alcaide *et al.* 2010).

La **dépression consécutive à des croisements distants**, définie comme la réduction de la valeur adaptative des individus causée par le croisement d'individus provenant de deux populations génétiquement distinctes, est une conséquence potentielle de l'ensemencement de populations. La dépression consécutive à des croisements distants peut résulter de la rupture de complexes génétiques coadaptés ou de la perturbation d'interactions bénéfiques entre les gènes et l'environnement (Templeton 1986; Edmands et Timmerman 2003). Les effets négatifs de la dépression consécutive à des croisements distants peuvent être observés sous la forme d'un envahissement démographique et génétique. L'**envahissement démographique** décrit la situation où l'hybridation est répandue, mais où la valeur adaptative des individus hybrides est inférieure au taux de remplacement nécessaire au maintien de la population (Todesco *et al.* 2016). L'**envahissement génétique** décrit la situation où les taux de croissance de la population d'individus hybrides dépassent ceux de la population réceptrice, ce qui peut conduire à la perte des génomes parentaux purs (Todesco *et al.* 2016).

La probabilité de subir une dépression consécutive à des croisements distants augmente avec la divergence des populations parentales (Todesco *et al.* 2016) et lorsque les individus font l'objet d'une translocation dans des environnements dont les conditions sont dissemblables de l'habitat d'origine. Compte tenu du temps de génération des espèces et de l'histoire glaciaire du Canada, il est peu probable qu'une dépression consécutive à des croisements distants se produise lors de la translocation de poissons ou de moules sauvages d'eau douce (contrairement à certains poissons anadromes), mais elle est particulièrement préoccupante lorsque des individus sauvages s'accouplent avec des individus élevés par l'homme. La **sélection due à la domestication** est un problème commun et particulièrement difficile à résoudre lorsque l'on élève des animaux dans des environnements contrôlés non indigènes (Huntingford 2004; Hagen *et al.* 2019), les populations ensemencées démontrant souvent des réductions de la taille effective de la population en raison d'une variété de mécanismes (Lennox

et al. 2021; Milla *et al.* 2021). Bien que la diversité génétique puisse souvent être maintenue pour les espèces élevées par l'humain (Pêches et Océans Canada 2018b; Vachon *et al.* 2019; Wacker *et al.* 2019; VanTassel *et al.* 2021), la variation phénotypique peut conduire à des différences observées entre les individus sauvages et ceux élevés en captivité en matière de reproduction et de survie après la translocation (Kostow 2004). Ces différences observées soulignent l'urgence de conserver les populations sauvages afin d'éviter de devoir recourir à la reproduction en captivité et au relâchement.

Le croisement expérimental d'individus provenant de populations géographiquement ou génétiquement éloignées (c.-à-d. les expériences en jardins communs) peut étayer la probabilité de réduction de la valeur adaptative résultant du mélange de populations potentiellement divergentes (Weeks *et al.* 2011), mais peut être difficile à observer dans des environnements artificiels. Dans les situations où les expériences ne peuvent pas avoir lieu, des inférences peuvent être faites sur le potentiel de dépression consécutive à des croisements distants sur la base de renseignements provenant de la résolution taxonomique, des différences chromosomiques entre les populations, des taux de flux génétiques historiques et des différences dans les caractéristiques environnementales des habitats occupés (Frankham *et al.* 2011; Weeks *et al.* 2011). De même, ces renseignements peuvent étayer la possibilité que l'espèce cible de la translocation aux fins de la conservation puisse surmonter les barrières reproductives interspécifiques et s'hybrider avec des espèces cooccurrentes. La probabilité que l'hybridation interspécifique se produise est accrue lorsque l'espèce est introduite dans des écosystèmes comportant des espèces sœurs. De manière analogue aux effets du croisement de populations divergentes, l'hybridation introgressive interspécifique peut entraîner des modifications des deux génomes parentaux purs et une réduction potentielle de la valeur adaptative pour chaque espèce. Dans l'ensemble, la prise en compte des effets génétiques des translocations aux fins de la conservation est nécessaire pour maximiser la probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens et réduire le risque d'effets génétiques et d'adaptation négatifs.

3.1.4. Changement de la dynamique des communautés et des systèmes dans les écosystèmes sources

Toutes les espèces jouent un rôle fonctionnel dans les conditions de l'écosystème local, et le retrait d'individus pourrait conduire à un état écologique modifié avec de nouvelles dynamiques de communautés et d'écosystèmes. Par exemple, les effets de l'élimination des prédateurs d'un écosystème sont bien documentés, y compris les changements dans l'espèce dominante (Stantial *et al.* 2021) et les changements dans les réseaux alimentaires (Sieben *et al.* 2011). L'élimination expérimentale de l'achigan à petite bouche d'un lac de taille moyenne (271 ha) dans l'État de New York, aux États-Unis, a entraîné une augmentation immédiate et soutenue de l'abondance des espèces de poissons indigènes du littoral pendant la durée de l'étude de six ans (Weidel *et al.* 2007). Des prélèvements importants de moules d'eau douce pourraient également entraîner des changements au niveau de l'écosystème. Par exemple, le retrait des moules d'eau douce et leur remplacement par des coquilles vides a entraîné une réduction de la matière organique et de la biodiversité des invertébrés par rapport à la présence de moules vivantes dans les expériences sur le terrain (Spooner et Vaughn 2006).

Quelle que soit l'espèce, le retrait d'individus d'un habitat source permettra à d'autres individus ou espèces d'utiliser les ressources. Si trop d'individus de l'espèce cible sont retirés d'une population, il y a un risque que d'autres espèces capitalisent sur les ressources disponibles et deviennent plus dominantes dans l'habitat de la population source, conduisant à un changement potentiellement transformateur au-delà de ce à quoi l'on s'attend d'un retrait seulement. La quantification des tendances de cooccurrence des espèces et de la dynamique des communautés, ainsi que les simulations de mesures de gestion et les avis d'experts,

peuvent étayer la probabilité d'altérations significatives de la dynamique des communautés résultant des retraits, et le risque en cascade d'altération des structures et des fonctions des écosystèmes dans les habitats sources. Bien que les effets écologiques dans les communautés sources puissent être faibles si les espèces inscrites à la liste de la LEP représentent une faible proportion de l'abondance totale ou ont un rôle fonctionnel perçu comme faible, il est prudent d'identifier la probabilité potentielle des effets des retraits sur les écosystèmes sources.

3.1.5. Changement de la dynamique des communautés et des écosystèmes dans les habitats sources et récepteurs

La translocation aux fins de la conservation de poissons ou de moules d'eau douce pourrait entraîner des changements dans la composition biotique, la structure ou la fonction des écosystèmes récepteurs, notamment pour d'autres espèces non cibles inscrites à la liste de la LEP. De nombreuses études ont documenté les effets de l'introduction de poissons d'eau douce à des fins récréatives ou commerciales dans des zones auparavant inoccupées (Gozlan *et al.* 2010; Sandlund *et al.* 2013) qui ont tendance à être des prédateurs supérieurs (p. ex. Cowx et Gerdeaux 2004; Eby *et al.* 2006). Par exemple, l'introduction de la truite fardée du versant occidental à des fins récréatives dans des lacs sans poissons des Rocheuses canadiennes a modifié les communautés d'invertébrés benthiques pour les rendre plus semblables à ceux des lacs où vivent des salmonidés non indigènes (Banting *et al.* 2021). Réalisée à l'origine pour améliorer l'approvisionnement en nourriture pour le touladi, important sur le plan récréatif (Fry 1939; Matuszek *et al.* 1990), l'introduction du cisco de lac (*Coregonus artedii*) dans le lac Opeongo, en Ontario, a entraîné une transformation de la communauté de diatomées et de zooplancton (St. Jacques *et al.* 2005) et la réduction de l'abondance des espèces de poissons cooccurrentes (p. ex. la perchaude, *Perca flavescens*; Martin et Fry 1972).

L'incidence et l'ampleur des effets indirects sur les espèces cooccurrentes et les fonctions de l'écosystème ont été évaluées moins fréquemment lors des translocations aux fins de la conservation. Des réintroductions expérimentales d'écrevisses à pinces bleues (*Oronectes virilis*) dans un lac en voie de rétablissement, à la suite d'une acidification dans la région des lacs expérimentaux en Ontario (lac 302S), ont entraîné une suppression de la biomasse du périphyton, une réduction des grands odonates prédateurs et des changements dans la composition taxonomique de la communauté algale (Phillips *et al.* 2009). La réintroduction de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dans la rivière Susquehanna et ses affluents à certains endroits de la Pennsylvanie et du Maryland, aux États-Unis, a entraîné une augmentation de l'elliptio de l'Est (*Elliptio complanata*), espèce indigène commune, en raison de la relation parasitaire entre les espèces (Galbraith *et al.* 2018).

Dans les cas où l'espèce ayant fait l'objet d'une translocation atteint une abondance élevée dans le site récepteur, des changements dans la structure et la fonction de l'écosystème pourraient se produire, potentiellement bien au-delà du site initial de translocation. Dans l'éventualité où ces changements sont graves, ce scénario imite les conséquences des invasions d'espèces. La plupart des espèces inscrites à la liste de la LEP n'ont pas eu l'occasion de se répandre dans des zones situées en dehors de leur aire de répartition historique en raison de contraintes abiotiques ou biotiques, de limitations physiques ou de la petite taille des populations qui ne favorise pas la dispersion (figure 2). De plus, la plupart des espèces d'eau douce inscrites à la liste de la LEP ne possèdent pas les traits caractéristiques des envahisseurs communs (Olden *et al.* 2011; Karasov-Olson *et al.* 2021). Plus précisément, la plupart des espèces inscrites à la liste de la LEP ont des répartitions restreintes, où l'espèce est souvent en faible abondance, avec une faible tolérance aux facteurs de stress, des formes spécialisées de reproduction et des taux de dispersion relativement faibles. Néanmoins, il est possible que la translocation d'espèces inscrites à la liste de la LEP ait des répercussions écologiques sur les communautés réceptrices.

Les études de modélisation et de postdiction des invasions d'espèces d'eau douce peuvent aider à comprendre le risque de graves changements dans les communautés. Par exemple, des modèles conjoints d'invasibilité environnementale avec pression des propagules ont été utilisés pour prédire les modèles de distribution à long terme de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) après son introduction (Leung et Mandrak 2007). De même, des modèles de répartition des espèces ont été mis au point pour estimer l'abondance et la répartition de la carpe commune (*Cyprinus carpio*) dans le Minnesota, aux États-Unis, puis utilisés pour prédire la dispersion future (Kulhanek *et al.* 2011). Des études expérimentales laissent supposer que les espèces sont plus susceptibles d'envahir des environnements dont les conditions correspondent à leur habitat d'origine (Iacarella *et al.* 2015), ce qui est préoccupant considérant l'objectif d'identifier des milieux récepteurs pour la translocation aux fins de la conservation qui correspondent aux conditions des milieux sources (c.-à-d. l'appariement environnemental), ou aux anciennes aires d'occurrence. Dans le contexte de l'évaluation du risque, il est justifié de comprendre ce qui limite la dispersion des espèces inscrites à la liste de la LEP dans leur répartition actuelle et de savoir si les conditions sur le site d'introduction élimineront cette contrainte. Des outils d'évaluation quantitative des risques biologiques ont été mis au point par Pêches et Océans Canada (Mandrak *et al.* 2012; Moore *et al.* 2012) pour quantifier les effets potentiels des espèces envahissantes à chaque étape du processus d'invasion (c.-à-d. l'arrivée, la survie, l'établissement et la propagation; Blackburn *et al.* 2002). Étant donné la similitude des processus d'invasion et de translocation aux fins de la conservation, les techniques analytiques utilisées pour modéliser les répartitions d'espèces, l'invasibilité et le risque peuvent être utilisées de manière similaire pour prédire les effets potentiels des translocations aux fins de la conservation sur les écosystèmes récepteurs.

La probabilité de changements dans la communauté réceptrice sera, en partie, influencée par la naïveté écologique de la communauté source par rapport aux espèces ayant fait l'objet de la translocation. Le plus grand potentiel de changements dans les communautés se produira dans les sites qui n'ont jamais abrité l'espèce visée par la LEP; des changements potentiellement moins importants pourraient se produire dans les sites où l'espèce a récemment disparu et dans les sites où l'espèce existe déjà.

3.1.6. Transmission de maladies aux populations et aux écosystèmes récepteurs

Les sites récepteurs des translocations aux fins de la conservation peuvent être exposés au risque d'introduction accidentelle de parasites et d'agents pathogènes non indigènes. Étant donné que les maladies infectieuses sont répandues dans de nombreuses populations sauvages, le gouvernement du Canada (2017) dispose d'un Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques qui établit un « *cadre décisionnel objectif, de même qu'un processus national uniforme d'évaluation et de gestion des risques de maladies et des risques génétiques et écologiques potentiels associés aux déplacements délibérés d'organismes aquatiques vivants dans les bassins-versants, dans les installations d'élevage du Canada ou entre ceux-ci* » et exige une évaluation des risques de transmission de maladies. En outre, des cadres qualitatifs et quantitatifs permettant de réaliser des évaluations du risque de maladie sont bien documentés (Sainsbury et Vaughan-Higgins 2011). En règle générale, les évaluations des risques doivent commencer tôt et être revues périodiquement (UICN/CSE 2013). Compte tenu des directives et des processus d'évaluation existants, le potentiel de transmission de maladies n'est pas examiné ici en détail.

3.2. Évaluation des risques liés aux translocations aux fins de la conservation

À ce stade-ci de l'utilisation du cadre décisionnel, le contexte de mise en péril de l'espèce cible a été décrit, y compris les populations et écosystèmes sources et récepteurs potentiels envisagés pour la translocation aux fins de la conservation. De plus, les objectifs fondamentaux

et les objectifs liés aux moyens ont été définis, l'amélioration prévue de la survie ou du rétablissement de l'espèce résultant de la translocation aux fins de la conservation a été estimée, les avantages prévus et les facteurs confondants associés à la réalisation de l'objectif lié aux moyens ont été décrits, et les risques de conséquences négatives ont été examinés. Au cours de cette étape, les risques que posent des translocations aux fins de la conservation pour les espèces cibles et non cibles et les écosystèmes sont évalués et notés en fonction de la probabilité et de l'ampleur des effets attendus dans l'habitat source et l'habitat récepteur. Comme pour l'évaluation de la probabilité des facteurs influençant la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens (c.-à-d. le tableau 1), une approche qualitative est recommandée dans les situations où les données sont limitées pour évaluer la probabilité et l'ampleur du risque pour les populations et les écosystèmes sources et récepteurs. Une telle approche peut, par défaut, intégrer des données probantes qualitatives ou être entièrement quantitative lorsque des renseignements appropriés sont disponibles. Le tableau 2 donne une vue d'ensemble des risques qui doivent être évalués pour une translocation aux fins de la conservation donnée, en fonction de la probabilité et de l'ampleur des effets attendus dans les habitats source et récepteur (*sensu* Karasov-Olson *et al.* 2021).

Tableau 2. Considérations sur les risques écologiques pour les taxons focaux et les autres composants de l'écosystème dans les habitats sources et récepteurs des translocations proposées aux fins de la conservation. Pour chaque ligne, la probabilité et l'ampleur du risque (faible, moyenne, élevée, inconnue), la force de la preuve (limitée, moyenne, solide), la concordance entre les sources de données probantes (faible, moyenne, élevée) et la confiance globale sont notées. Cible = taxon cible envisagé pour une translocation aux fins de la conservation. Autre = autres composants de l'écosystème.

Spécimen	Emplacement	Catégorie de risques	Résultat du risque	Probabilité du risque	Ampleur du risque	Force de la preuve	Concordance	Confiance	Références	Autres points à considérer
Cible	Source	Persistance de la population	Réduction ou modification de l'abondance de la population	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Source	Variation génétique	Modification de la variation génétique	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Source	Variation génétique	Dépression de consanguinité	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Persistance de la population	Mortalité individuelle	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Effet fondateur	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Dépression consécutive à des croisements distants	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Hybridation	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Augmentation des interactions négatives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Réduction des interactions positives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Diminution de l'habitat disponible	-	-	-	-	-	-	-

<i>Spécimen</i>	<i>Emplacement</i>	<i>Catégorie de risques</i>	<i>Résultat du risque</i>	<i>Probabilité du risque</i>	<i>Ampleur du risque</i>	<i>Force de la preuve</i>	<i>Concordance</i>	<i>Confiance</i>	<i>Références</i>	<i>Autres points à considérer</i>
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Modification des processus écosystémiques	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Amélioration des interactions négatives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Réduction des interactions positives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Changements transformateurs sur le site d'introduction	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Changements transformateurs au-delà du site d'introduction	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Diminution de l'habitat disponible	-	-	-	-	-	-	-
Tous	Les deux	Transmission de maladies	Mortalité individuelle/ diminution de la valeur adaptative	-	-	-	-	-	-	-

La probabilité et l'ampleur du risque peuvent être classées comme faibles, moyennes, élevées ou inconnues, les définitions étant basées sur le facteur de risque considéré (tableau 2). Par exemple, la probabilité associée à une « *abondance réduite de la population* » pour la population source pourrait être caractérisée comme suit :

- **Faible** : Faible probabilité de réduire l'abondance de la population source. Aucun risque de disparition de la population source;
- **Moyenne** : Probabilité moyenne de réduire l'abondance de la population source. Faible probabilité de disparition de la population source;
- **Élevée** : Forte probabilité de réduire l'abondance de la population source. Probabilité modérée de disparition de la population source;
- **Inconnue** : Aucune information disponible sur le potentiel de réduction de l'abondance de la population source.

De même, l'ampleur associée à la « *réduction de l'abondance de la population* » pour la population source pourrait être caractérisée comme suit :

- **Faible** : Faible réduction de l'abondance. Aucun risque de disparition de la population source;
- **Moyenne** : Réduction moyenne de l'abondance. Faible augmentation de la probabilité de disparition de la population source;
- **Élevée** : Forte réduction de l'abondance. Augmentation modérée de la probabilité de disparition de la population source;
- **Inconnue** : Aucune information disponible sur l'ampleur potentielle de la réduction de l'abondance de la population source.

Toujours selon cet exemple, la preuve de la probabilité et de l'ampleur de la « *réduction de l'abondance de la population* » pour la population source pourrait être caractérisée comme suit :

- **Limitée** : Pas d'ouvrage de référence primaire ni de donnée provenant du suivi local. Preuve disponible obtenue pour les espèces apparentées et tirée d'avis d'experts;
- **Moyenne** : Quelques articles scientifiques corrélatifs dans les ouvrages de référence primaires relativement à l'espèce. Données limitées disponibles à partir de la surveillance ou des expériences locales;
- **Solide** : Plusieurs articles scientifiques dans les ouvrages de référence primaires ainsi qu'une littérature grise exhaustive. Des données provenant de programmes de surveillance et d'expériences locales sont disponibles.

La concordance des sources d'information peut alors être caractérisée comme suit :

- **Faible** : Les sources décrivent des résultats contradictoires;
- **Moyenne** : Les sources décrivent des résultats similaires, mais avec des effets d'ampleurs différentes;
- **Élevée** : Les sources sont cohérentes avec les résultats.

Enfin, la confiance peut être évaluée pour chaque résultat en matière de risque écologique (figure 12). Enfin, pour chaque ligne du tableau des risques, les données probantes sont compilées, examinées et évaluées, et des niveaux de risque sont attribués. Cependant, une dernière étape consiste à considérer l'amélioration attendue de la survie ou du rétablissement

de l'espèce par rapport aux risques, aux autres objectifs de gestion de la pêche et de l'écosystème, et à une évaluation socioéconomique parallèle, qui est décrite à l'étape 4.

4. COMPILER ET SOUPESER LES ÉLÉMENTS DE PREUVE SCIENTIFIQUE POUR ÉCLAIRER LA DÉCISION CONCERNANT LA TRANSLOCATION AUX FINS DE LA CONSERVATION

À l'étape 4, les données probantes compilées sont utilisées pour déterminer si l'amélioration anticipée de la survie ou du rétablissement de l'espèce de poisson ou de moule d'eau douce inscrite à la liste de la LEP résultant de la translocation aux fins de la conservation (figure 3; tableau 1) l'emporte sur les risques écologiques pour l'espèce cible et les autres composantes de l'écosystème (tableau 2). Pour prendre cette décision, il est recommandé de suivre un processus en trois étapes qui prend en compte de manière séquentielle les risques pour 1) l'espèce cible, 2) les autres composantes de l'écosystème, 3) et les autres objectifs de gestion.

Tout d'abord, il faut déterminer si les avantages de la translocation aux fins de la conservation, qui sont évalués en fonction de la probabilité que l'objectif lié aux moyens permette d'atteindre l'objectif fondamental et de la probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens choisis, l'emportent sur les risques pour les espèces de poissons ou de moules d'eau douce inscrites à la liste de la LEP (tableau 2). Certains risques influencent directement la capacité à améliorer la survie et le rétablissement de l'espèce cible, et peuvent donc être évalués en termes de résultat net attendu pour l'espèce. Par exemple, le fait de retirer des individus en vue de leur translocation aux fins de la conservation peut entraîner une réduction immédiate de la viabilité de la population source que certaines espèces ne seront pas en mesure de supporter; une évaluation quantitative peut être faite lorsque des renseignements suffisants existent (Lamothe *et al.* 2021). D'autres facteurs, comme les considérations génétiques, peuvent être plus difficiles à évaluer en ce qui concerne leur rôle dans l'obtention d'un avantage net à court ou à long terme pour l'espèce. Dans d'autres cas, les changements prévus dans la structure ou la fonction de l'écosystème peuvent avoir des liens indirects avec l'espèce cible, et peuvent ou non affecter la viabilité à long terme (p. ex. une modification des processus écosystémiques; tableau 2). Ce n'est qu'une fois qu'il a été reconnu que les avantages anticipés de la translocation aux fins de la conservation l'emportent sur les risques pour l'espèce cible que les risques pour les autres composantes de l'écosystème doivent être pris en considération (tableau 2). L'achèvement des tableaux 1 et 2 fournira des renseignements sommaires importants qui permettront de faciliter l'évaluation des avantages nets pour les espèces inscrites à la liste de la LEP.

La quantification des risques pour les autres composantes et processus de l'écosystème, et l'évaluation de ces risques en regard de l'amélioration anticipée de la survie ou du rétablissement de l'espèce cible, nécessitent une évaluation minutieuse des autres objectifs de gestion qui sont potentiellement influencés par la translocation aux fins de la conservation et l'importance perçue de ces objectifs de gestion par rapport à l'objectif d'amélioration de la survie ou du rétablissement de l'espèce inscrite à la liste de la LEP. Par exemple, l'amélioration de la survie ou du rétablissement de l'espèce inscrite à la liste de la LEP peut entraîner une réduction des espèces autrefois abondantes ou la perte d'une espèce numériquement rare dans l'habitat récepteur, ou d'autres changements dans la structure ou la fonction de l'écosystème. Ces changements potentiels de l'écosystème doivent être clairement liés à la capacité d'atteindre d'autres objectifs de gestion. Il se peut que l'amélioration de la survie ou du rétablissement des espèces inscrites à la liste de la LEP ait peu d'influence sur les autres objectifs de gestion, ce qui donne lieu à des résultats écologiques relativement clairs et à des décisions de gestion simples. Par ailleurs, l'amélioration de la survie ou du rétablissement des espèces inscrites à la liste de la LEP peut réduire la capacité d'atteindre d'autres objectifs de gestion, ce qui signifie qu'il faut pondérer tous les objectifs de gestion pertinents et les résultats

potentiels (liés à la LEP ou non) avant de prendre une décision sur la translocation aux fins de la conservation. Dans de tels cas, les approches décisionnelles structurées peuvent aider à cerner l'importance de chaque objectif, les incertitudes pertinentes et, lorsqu'il existe des objectifs concurrents, offrir des possibilités plus claires pour la prise de décision.

En définitive, la compréhension 1) de la question de savoir si l'atteinte de l'objectif lié aux moyens permettra d'atteindre l'objectif fondamental 2) de la probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens (tableau 1) et 3) de la probabilité de conséquences négatives (tableau 2), associée à des approches plus larges d'évaluation d'objectifs de gestion multiples (c.-à-d. la prise de décisions structurées), peut éclairer la décision d'aller de l'avant avec la translocation aux fins de la conservation comme stratégie de rétablissement des poissons ou des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP.

5. METTRE EN ŒUVRE ET SURVEILLER LES EFFETS DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION

S'il est décidé de procéder à des translocations aux fins de la conservation, des protocoles doivent être établis sur la manière dont elles seront mises en œuvre et sur les programmes de surveillance visant à documenter les changements survenus chez les espèces cibles, les espèces non cibles et les autres composantes de l'écosystème (figure 3). Compte tenu de la définition précoce des objectifs liés aux moyens, de la sélection de la population source, et du nombre et de la fréquence des translocations nécessaires pour améliorer la survie ou le rétablissement estimés à l'étape 2, les protocoles peuvent être confirmés comme étant faisables et mis en œuvre (ou non), tout en tenant compte des contraintes logistiques qui peuvent devoir être prises en compte.

Les complications et les contraintes logistiques sont inévitables lors de la mise en œuvre de mesures de restauration ou de gestion sur le terrain (Fiumera *et al.* 2004). Cela est particulièrement vrai pour les translocations aux fins de la conservation, qui représentent des études expérimentales à long terme et l'engagement connexe en matière de surveillance. Les contraintes logistiques peuvent aller de la capacité à acquérir suffisamment d'individus pour mettre en œuvre la translocation (Fetherman *et al.* 2015; Malone *et al.* 2018) jusqu'aux méthodes disponibles pour transporter les individus entre les milieux source et récepteur (Vachon 2021). Dans certains cas, comme lorsque les populations sources sont très petites, des approches de reproduction ou d'élevage en captivité seront nécessaires afin de fournir un nombre adéquat d'individus pour la translocation, ce qui nécessite un investissement important en infrastructure (Patterson *et al.* 2018). Par exemple, il n'y a que quelques installations au Canada qui peuvent soutenir la propagation et l'élevage de poissons ou de moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP. De plus, la reproduction en captivité nécessite une expertise importante sur les stratégies de reproduction et l'élevage des espèces. D'autres avis scientifiques seront nécessaires sur les considérations scientifiques clés pour la mise en œuvre propre aux espèces et la conception expérimentale des translocations aux fins de la conservation (p. ex. le calendrier de relâchement, les variables d'état pour la surveillance, les points d'arrêt pour les translocations).

Les translocations aux fins de la conservation d'espèces de poissons et de moules d'eau douce inscrites à la liste de la LEP consistent en des expériences de restauration d'écosystèmes à long terme qui doivent être soigneusement conçues, documentées et surveillées.

L'expérimentation décrit le processus d'utilisation de la méthode scientifique pour tester des hypothèses et tirer des enseignements des résultats. L'adoption d'une approche adaptative de la mise en œuvre des translocations aux fins de la conservation peut être bénéfique, car elle nécessite une évaluation récurrente (p. ex. annuelle) des protocoles de translocation et permet de revoir la conception expérimentale, ou d'y mettre fin, lorsque la mise en œuvre ne produit

pas les résultats escomptés. Le choix du moment où arrêter les efforts de translocation est une décision importante lors de la planification des translocations aux fins de la conservation, car le risque de conséquences involontaires augmente avec le temps (UICN/CSE 2013). Bien que la surveillance des effets des translocations aux fins de la conservation doive se poursuivre sur de longues périodes (c.-à-d. de nombreuses années, voire des décennies, selon le temps de génération de l'espèce et d'autres facteurs), l'ensemencement ou la réintroduction d'espèces sauvages doivent être considérés comme une action à relativement court terme.

Pour toute mesure de rétablissement des espèces, le suivi des résultats (souhaités et non souhaités) et la documentation des décisions liées à la mise en œuvre sont essentiels. Des programmes de surveillance bien conçus pour mesurer les effets des translocations aux fins de la conservation doivent garantir un nombre adéquat de sites d'échantillonnage et une fréquence d'échantillonnage suffisante dans les milieux sources et récepteurs afin que les conclusions tirées soient significatives sur le plan statistique. De nombreux attributs des translocations aux fins de la conservation peuvent être mesurés pour définir leur succès, mais tous doivent être liés aux objectifs liés aux moyens prévus et à l'objectif fondamental qu'est l'amélioration de la survie ou du rétablissement. Les paramètres courants d'évaluation des effets des translocations aux fins de la conservation comprennent les changements dans l'abondance de la population et la variation génétique, les changements dans les paramètres de structure en taille ou les paramètres physiologiques, ou l'augmentation des taux de survie, de fraie ou de recrutement sur le site récepteur (Vachon 2010, 2021; Cochran-Biederman *et al.* 2014; Tarszisz *et al.* 2014; Sard *et al.* 2016; Rytwinski *et al.* 2021). Ces paramètres sont mesurés au niveau du site et évalués à l'échelle de la population, où les avantages pour la population sont déduits des avantages pour l'espèce dans son ensemble (figure 6). L'utilisation des paramètres et des méthodes d'évaluation susmentionnés s'aligne sur les indicateurs utilisés pour les évaluations de situation réalisées par le COSEPAC, dans le cadre desquelles des mesures de rétablissement sont recommandées pour inverser les trajectoires de déclin et augmenter la taille et la répartition des populations. À terme, les paramètres d'évaluation des mesures de translocation aux fins de la conservation doivent prendre en compte les résultats d'une telle translocation dans le temps pour la population réceptrice, la population source et l'ensemble de l'espèce (figure 6) par rapport à certains renseignements historiques (c.-à-d. avant-après), à un emplacement de référence (c.-à-d. contrôle-effets) ou, idéalement, aux deux (c.-à-d. avant-après contrôle-effet).

CONCLUSION

Ce document fournit un cadre décisionnel pour définir et évaluer les risques et les avantages écologiques potentiels de la réalisation de translocations aux fins de la conservation et pour déterminer les considérations et les méthodes scientifiques qui sous-tendent la décision de savoir si et quand la translocation aux fins de la conservation pourrait améliorer la survie ou le rétablissement des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP (figure 3). Le cadre décisionnel suit cinq étapes générales :

1. Déterminer les objectifs des translocations aux fins de la conservation;
2. Évaluer la probabilité d'atteindre les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens;
3. Déterminer et évaluer la probabilité et l'ampleur des conséquences négatives;
4. Compiler et soupeser les preuves scientifiques pour éclairer la décision concernant la translocation;
5. Mettre en œuvre et surveiller la translocation aux fins de la conservation.

Les objectifs fondamentaux décrivent l'objectif le plus général de l'exécution de la mesure de gestion qui, pour la translocation aux fins de la conservation des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP, consiste à améliorer la survie ou le rétablissement de l'espèce. Les objectifs liés aux moyens décrivent comment les objectifs fondamentaux seront atteints. Il existe trois principaux objectifs liés aux moyens dans le contexte des translocations aux fins de la conservation :

1. Améliorer le recrutement des populations existantes;
2. Établir une population;
3. Sauver des individus ou des populations en danger imminent de disparition du pays (figure 1).

Une fois que les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens ont été examinés (étape 1), il faut déterminer si la réalisation de l'objectif lié aux moyens dans les habitats récepteurs améliorera la survie ou le rétablissement et, notamment évaluer la possibilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens (étape 2). Pour déterminer si la réalisation de l'objectif lié aux moyens améliorera la survie ou le rétablissement, il faut identifier les populations et les écosystèmes sources et récepteurs potentiels, et utiliser des modèles et des simulations de population pour faire des prédictions sur la viabilité de la population après une translocation aux fins de la conservation. De nombreux facteurs susceptibles d'empêcher la réalisation de l'objectif lié aux moyens doivent être pris en compte. Ces facteurs ont été classés dans les catégories suivantes : population, habitat, communauté et menaces. Une approche qualitative a été fournie pour évaluer les effets des facteurs confondants sur la probabilité d'atteindre l'objectif lié aux moyens (tableau 1), mais des données quantitatives doivent être utilisées lorsqu'elles sont disponibles.

Après avoir évalué les facteurs susceptibles d'empêcher la réalisation de l'objectif lié aux moyens, il faut déterminer et évaluer l'ampleur et la probabilité des risques pour les populations et les écosystèmes sources et récepteurs (étape 3). Les risques de conséquences négatives lors d'une translocation aux fins de la conservation comprennent des changements dans la persistance des populations et la variation génétique, des changements à court et à long terme dans la structure et la fonction des écosystèmes, ainsi que la transmission potentielle de maladies. L'évaluation du potentiel de ces risques (tableau 2) est nécessaire pour déterminer si une amélioration nette de la survie ou du rétablissement de l'espèce est probable.

L'étape suivante (étape 4) consiste à prendre les données compilées sur les avantages et les risques écologiques et à déterminer si l'acte de translocation aux fins de la conservation est une approche écologiquement réfléchi pour parvenir au rétablissement des espèces. Pour prendre cette décision, il faut comprendre la probabilité d'atteindre les objectifs liés aux moyens et les objectifs fondamentaux, prendre en compte les risques pour les espèces cibles et les composantes plus larges de l'écosystème, et prêter attention aux objectifs de gestion potentiellement conflictuels. Les renseignements inscrits dans le tableau 1 et le tableau 2 aideront à guider ce processus de prise de décision, tout en cernant les lacunes dans les données nécessaires pour prendre la décision de procéder à la translocation. Si une telle décision est prise, des protocoles de mise en œuvre et de suivi doivent être conçus (étape 5).

Le cadre décisionnel présenté ici fournit une approche scientifique structurée pour déterminer si et quand une translocation aux fins de la conservation peut améliorer la survie ou le rétablissement des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP. Comme la plupart des mesures de rétablissement, les translocations aux fins de la conservation sont des expériences qui s'accompagnent de risques et d'incertitudes, qui doivent être évalués par rapport aux avantages potentiels. Le risque lié à l'inaction fait partie de cette réflexion. Dans

certain cas, l'objectif fondamental pour les poissons ou des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP peut ne jamais être atteint sans le recours à la translocation aux fins de la conservation (p. ex. la réintroduction). Dans d'autres cas, cependant, d'autres stratégies peuvent être justifiées. Par exemple, la restauration de l'habitat ou le retrait des espèces non indigènes peuvent s'avérer des mesures de rétablissement appropriées pour améliorer la survie ou le rétablissement de l'espèce cible, et présenter moins de risques que les translocations aux fins de la conservation de même qu'une plus grande probabilité de succès. En plus de guider les décisions sur la translocation aux fins de la conservation, les étapes 1 à 5 du cadre décisionnel pourraient être modifiées afin d'évaluer les avantages et les risques écologiques des autres mesures de rétablissement. À terme, le cadre décisionnel présenté ici peut aider à déterminer si et quand les avantages écologiques des mesures de rétablissement l'emportent sur les incertitudes et les risques de conséquences involontaires lorsqu'on tente d'améliorer la survie et le rétablissement des poissons et des moules d'eau douce inscrits à la liste de la LEP. L'affinement futur du cadre décisionnel bénéficierait d'études de cas en plus de celles présentées ci-après dans les annexes.

GLOSSAIRE

Approche du potentiel adaptatif : Approche de sélection de la population source où les populations sont sélectionnées pour la translocation en fonction de leur potentiel d'adaptation aux caractéristiques environnementales clés de l'habitat récepteur.

Approche de l'appariement d'ascendance : Approche de sélection de la population source où les populations sont choisies pour la translocation en fonction de leur similarité génétique avec la population existante ou historiquement présente (Houde *et al.* 2015).

Zone d'occupation : Superficie au sein de la **zone d'occurrence** qui est occupée par un taxon, à l'exclusion des cas de nomadisme. Cette mesure reflète le fait que la zone d'occurrence peut contenir des habitats inadaptés ou inoccupés, et que les habitats occupés sont souvent isolés dans les systèmes d'eau douce. Dans certains cas (c.-à-d. sites irremplaçables de nidification en colonies, sites d'alimentation cruciaux pour taxons migrateurs), la zone d'occupation est la plus petite superficie cruciale à un stade ou l'autre de la survie de l'espèce sauvage/l'unité désignable considérée (COSEPAC 2019).

Colonisation assistée : Translocation d'une espèce dans un habitat favorable situé au-delà de son aire de répartition indigène afin de la protéger des menaces d'origine humaine comme les changements climatiques (Ricciardi et Simberloff 2009).

Reproduction en captivité : Action de propager intentionnellement des plantes ou des animaux dans des environnements contrôlés (p. ex. écloséries, zoos) en vue d'une éventuelle introduction dans la nature.

Élevage en captivité : Acte d'élever des individus sauvages capturés, à partir d'œufs ou de jeunes jusqu'à l'âge adulte, avec l'intention de les relâcher dans la nature (c.-à-d. sans faciliter la reproduction).

Translocation aux fins de la conservation : Mouvement et relâchement intentionnels d'un organisme dont l'objectif principal est un avantage pour la conservation (UICN/SSC 2013). Pour les espèces inscrites à la liste de la LEP au Canada, l'avantage pour la conservation est une amélioration de la survie ou du rétablissement de l'espèce cible.

Envahissement démographique : Situation où l'hybridation est répandue, mais où la valeur adaptative des individus hybrides (c.-à-d. population réceptrice x individus de la population existante) est inférieure aux taux de remplacement nécessaires au maintien de la population (Todesco *et al.* 2016).

Sélection due à la domestication : Sélection naturelle des traits qui affectent la survie et la reproduction dans un environnement contrôlé par l'humain (domestique) (Doyle 1983).

Niche écologique : Les limites écologiques définies dans lesquelles un organisme peut effectuer ses processus de cycle biologique. La niche réalisée par un organisme est limitée par l'environnement physique et les interactions avec d'autres espèces.

Approche de l'appariement environnemental : Approche de sélection de la population source où une population est sélectionnée pour la translocation en fonction de la similarité environnementale entre les milieux sources et récepteurs (Houde *et al.* 2015).

Zone d'occurrence : Superficie délimitée par un polygone sans angles concaves comprenant la répartition géographique de toutes les populations connues d'une espèce sauvage (COSEPAC 2019).

Effet fondateur : Perte de variation génétique résultant de l'établissement d'une nouvelle population à partir d'un nombre relativement faible d'individus fondateurs.

Objectif fondamental : Motivation sous-jacente pour laquelle une méthode de gestion particulière est envisagée.

Envahissement génétique : Situation où les taux de croissance de la population d'individus hybrides dépassent ceux de la population réceptrice, conduisant à la perte des génomes parentaux purs (Todesco *et al.* 2016).

Disparition imminente du pays ou de la planète : Probabilité de 20 % ou plus d'extinction ou de disparition dans les 20 ans ou les 5 générations (jusqu'à un maximum de 100 ans), selon la période la plus longue (COSEPAC 2019).

Dépression de consanguinité : Réduction de la valeur adaptative de la progéniture résultant de l'accouplement d'individus étroitement apparentés par rapport à celle d'individus accouplés au hasard (Hedrick et Kalinowski 2000).

Aire de répartition indigène : Distribution connue ou déduite à partir d'enregistrements historiques (écrits ou verbaux) ou d'une preuve physique de la présence de l'espèce. Lorsque les données probantes directes sont inadéquates pour confirmer une occupation antérieure, l'existence d'un habitat convenable à proximité de l'aire de répartition démontrée peut être considérée comme une preuve suffisante d'une présence antérieure (UICN/CSE 2013).

Objectif lié aux moyens : Manière d'atteindre un point final ou un **objectif fondamental**.

Translocation aux fins d'atténuation : Translocation initiée pour réduire les décès immédiats d'animaux résultant d'activités de développement (Germano *et al.* 2015).

Dépression consécutive à des croisements distants : Réduction de la valeur adaptative des individus causée par le croisement de populations génétiquement distinctes.

Énoncé du problème : Description concise du problème de conservation à traiter.

Rétablissement : Processus visant à arrêter ou inverser le déclin d'une espèce ainsi qu'à éliminer ou réduire les menaces auxquelles elle est exposée, de façon à augmenter ses chances de survie à l'état sauvage. Une espèce est considérée comme rétablie lorsque sa survie à long terme en milieu sauvage est assurée.

Réintroduction : Déplacement délibéré et la libération d'un organisme à l'intérieur de son aire de répartition indigène d'où il a disparu (UICN/CSE 2013).

Risque : Probabilité et ampleur d'événements négatifs ou indésirables.

Espèce : Voir **espèce sauvage**.

Modèle de répartition des espèces : Outil numérique qui combine les observations de l'occurrence ou de l'abondance des espèces avec des variables environnementales afin de reconstruire la zone d'occurrence, ou de projeter les changements de cette zone, pour une espèce (Elith et Leathwick 2009).

Ensemencement : Relâchement délibéré d'individus d'une espèce cible dans une zone actuellement occupée par des congénères à l'intérieur de l'aire de répartition indigène de l'espèce (Seddon *et al.* 2012).

Translocation : Déplacement par l'humain d'organismes vivants d'une zone à une autre (UICN/CSE 2013).

Espèce sauvage : Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animaux, de végétaux ou d'autres organismes d'origine sauvage, sauf une bactérie ou un virus, qui, selon le cas : est indigène du Canada; s'est propagée au

Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans (LEP 2002).

REMERCIEMENTS

Nous remercions Julia Colm d'avoir créé les cartes utilisées dans la figure 10 et d'avoir révisé la version finale de ce document, et Isabel Thibeault d'avoir fourni la documentation sur la conservation, la translocation et l'ensemencement des poissons d'eau douce au Québec. Les auteurs tiennent à remercier Jeremy Broome, Anna George, Nathalie Vachon, Doug Watkinson, Chris Wilson, Brendan Wringe et les autres participants à la réunion du SCAS d'avoir examiné et fourni de précieux commentaires sur ce document de recherche. Le financement de cette recherche a été assuré par le Programme des espèces en péril de Pêches et Océans Canada.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Alberta Athabasca Rainbow Trout Recovery Team. 2014. Alberta Athabasca Rainbow Trout recovery plan, 2014-2019. Alberta Environment and Sustainable Resource Development, Alberta Species at Risk Recovery Plan No. 36. Edmonton, AB. 111 pp.
- Alcaide, M., Negro, J.J., Serrano, D., Antolín, J.L., Casado, S., and Pomarol, M. 2010. Captive breeding and reintroduction of the lesser kestrel *Falco naumanni*: a genetic analysis using microsatellites. *Conservation Genetics* 11: 331-338.
- Al-Chokhachy, R., Peacock, M., Heki, L.G., and Thiede, G. 2009. Evaluating the reintroduction potential of Lahontan Cutthroat Trout in Fallen Leaf Lake, California. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 1296-1313.
- Armstrong, D.P., and Seddon, P.J. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution* 23(1): 20-25.
- Banting, A.L.K., Taylor, M.K., Vinebrooke, R.D., Carli, C.M., and Poesch, M.S. 2021. Assisted colonization of a regionally native predator impacts benthic invertebrates in fishless mountain lakes. *Conservation Science and Practice* 3: e344. doi: 10.1111/csp2.344.
- Barton, N.H., and Hewitt, G.M. 1985. Analysis of hybrid zones. *Annual Review in Ecology and Systematics* 16: 113-148.
- Bertucci, A., Pierron, F., Thébault, Klopp, C., Bellec, J., Gonzalez, P., and Baudrimont, M. 2017. Transcriptomic responses of the endangered freshwater mussel *Margaritifera* to trace metal contamination in the Dronne River, France. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 27145-27159.
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., and Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 333-339.
- Bolland, J.D., Bracken, L.J., Martin, R., and Lucas, M.S. 2010. A protocol for stocking hatchery reared freshwater pearl mussel *Margaritifera*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 695-704.
- Bradford, R.G. 2017. Supplementation options to aid recovery of the Endangered Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3124: vi +29p.
- Bradford, R.G., Longard, D.A., and Longue, P. 2004. Status, trend, and recovery considerations in support of an allowable harm assessment for Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*). *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2004/109: iv + 38p.

-
- Bradford, R.G., Themelis, D., LeBlanc, P., Campbell, D.M., O'Neil, S.F., and Whitelaw, J. 2015. Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) Stocking in Anderson Lake, Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3142: vi + 45p.
- Bradley, H.S., Tomlinson, S., Craig, M.D., Cross, A.T., and Bateman, P.W. 2020. Mitigation translocation as a management tool. Conservation Biology. doi: 10.1111/cobi.13667.
- Bubac, C.M., Johnson, A.C., Fox, J.A., and Cullingham, C.I. 2019. Conservation translocations and post-release monitoring: Identifying trends in failures, biases, and challenges from around the world. Biological Conservation 238: 108239. doi: 10.1016/j.biocon.2019.108239.
- Castañeda, R.A., Ackerman, J.D., Chapman, L.J., Cooke, S.J., Cuddington, K., Dextrase, A.J., Jackson, D.A., Koops, M.A., Krkošek, M., Loftus, K.K., Mandrak, N.E., Martel, A.L., Molnár, P.K., Morris, T.J., Pitcher, T.E., Poesch, M.S., Power, M., Pratt, T.C., Reid, S.M., Rodríguez, M.A., Rosenfeld, J., Wilson, C.C., Zanatta, D.T., & Drake, D.A.R. 2021. Approaches and research needs for advancing the protection and recovery of imperilled freshwater fishes and mussels in Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 78: 1356-1370.
- Chauvenet, A.L.M., Ewen, J.G., Armstrong, D.P., Blackburn, T.M., and Petteorelli, N. 2013. Maximizing the success of assisted colonization. Animal Conservation 16: 161-169.
- Chen, Q., Wang, C., Lu, G., Zhao, J., Chapman, D.C., Zsigmond, J., and Li, S. 2012. Microsatellite genetic diversity and differentiation of native and introduced grass carp populations in three continents. Genetica 140: 115-123.
- Cochran-Biederman, J.L., Wyman, K.E., French, W.E., and Lopnow, G.L. 2014. Identifying correlates of success and failure of native freshwater fish reintroductions. Conservation Biology 29(1): 175-186.
- Cook, A.M., Bradford, R.G., Hubley, B., and Bentzen, P. 2010. Effects of pH, Temperature and Salinity on Age 0+ Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) with Implications for Recovery Potential. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/055.
- Cope, W.G., and Waller, D.L. 1995. Evaluation of freshwater mussel relocation as a conservation and management strategy. Regulated Rivers: Research & Management 11: 147-155.
- Cornelius, F.C., Muth, K.M., and Kenyon, R. 1995. Lake Trout rehabilitation in Lake Erie: A case history. Journal of Great Lakes Research 21(Suppl. 1): 65-82.
- COSEWIC. 2011. COSEWIC report on the eligibility for the Aurora Trout *Salvelinus fontinalis timagamiensis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. x + 27 pp.
- COSEWIC. 2019. [COSEWIC definitions and definitions and abbreviations](#). Accessed: 2021-07-29.
- Cowx, I.G., and Gerdeaux, D. 2004. The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems. Fisheries Management and Ecology 11: 145-151.
- Dade, M.C., Pauli, N., and Mitchell, N.J. 2014. Mapping a new future: using spatial multiple criteria analysis to identify novel habitats for assisted colonisation of endangered species. Animal Conservation 17: 4-17.
- Dextrase, A.J., and Mandrak, N.E. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. Biological Invasions 8: 13-24.

-
- Dormann, C.F., Bobrowski, M., Dehling, D.M., Harris, D.J., Hartig, F., Lischke, H., Moretti, M.D., Pagel, J., Pinkert, S., Schleuning, M., Schmidt, S.I., Sheppard, C.S., Steinbauer, M.J., Zeuss, D., and Kraan, C. 2018. Biotic interactions in species distribution modelling: 10 questions to guide interpretation and avoid false conclusions. *Global Ecology and Biogeography* 27(9): 1004-1016.
- Douda, K. 2010. Effects of nitrate nitrogen pollution on Central European unionid bivalves revealed by distributional data and acute toxicity testing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 189-197.
- Downing, A.L., Brown, B.L., and Leibold, M.A. 2014. Multiple diversity-stability mechanisms enhance population and community stability in aquatic food webs. *Ecology* 95(1): 173-184.
- Doyle, R.W. 1983. An approach to the quantitative analysis of domestication selection in aquaculture. *Aquaculture* 33(1-4): 167-185.
- Drake, D.A.R., Lamothe, K.A., Thiessen, K.E., Morris, T.J., Koops, M.A., Pratt, T.C., Reid, S.M., and Mandrak, N.E. 2021. Fifteen years of Canada's Species at Risk Act: Evaluating research progress for aquatic species in the Great Lakes-St. Lawrence River basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 78(9): 1205-1218.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., and Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81(2): 163-182.
- Eby, L.A., Roach, W.J., Crowder, L.B., and Stanford, J.A. 2006. Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in Ecology & Evolution* 21(10): 576-584.
- Edmands, S., and Timmerman, C.C. 2003. Modeling factors affecting the severity of outbreeding depression. *Conservation Biology* 17(3): 883-892.
- Elith, J., and Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32(1): 66-77.
- Elith, J., and Leathwick, J.R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Reviews in Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697.
- Elrod, J.H., O'Gorman, R., Schneider, C.P., Eckert, T.H., Schaner, T., Bowlby J.N., and Schleen, L.P. 1995. Lake Trout rehabilitation in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 21(Suppl. 1): 83-107.
- Ennen, J.R., Kuhadja, B.R., Fix, S., Sweat, S.C., Zuber, B., Watts, A.V., Mattingly, H.T., and Cecala, K.K. 2021. Assessing the success of conservation efforts for a North American topminnow at risk of extinction from spatially variable mosquitofish invasions. *Freshwater Biology* 66(3): 458-467.
- Eveleens, R.A., and Febria, C.M. 2021. A systematic review of the global freshwater mussel restoration toolbox. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. doi: 10.1002/aqc.3750.
- Fetherman, E.R., Winkelman, D.L., Bailey, L.L., Schisler, G.J., and Davies, K. 2015. Brown Trout removal effects on short-term survival and movement of *Myxobolus cerebralis*-Resistant Rainbow Trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 144: 610-626.
- Fieberg, J., and Ellner, S.P. 2001. Stochastic matrix models for conservation and management: a comparative review of methods. *Ecology Letters* 4(3): 244-266.

-
- Fisheries and Oceans Canada. 2004. Allowable Harm Assessment for Atlantic Whitefish. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Stock Status Rep. 2004/052.
- Fiumera, A.C., Porter, B.A., Looney, G., Asmussen, M.A., and Avise, J.C. 2004. Maximizing offspring production while maintaining genetic diversity in supplemental breeding programs of highly fecund managed species. *Conservation Biology* 18(1): 94-101.
- FLNRORD. British Columbia Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations and Rural Development. 2018. Guidance for Freshwater Mussels in the Okanagan. Thompson Okanagan Region. ii - 19 p.
- Frankham, R. 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: A review. *Genetics Research* 66(2): 95-107.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Eldridge, M.D.B., Lacy, R.C., Ralls, K., Dudash, M.R., and Fenseter, C.B. 2011. Predicting the probability of outbreeding depression. *Conservation Biology* 25(3): 465-475.
- Frankham, R., Bradshaw, C.J.A., and Brook, B.W. 2014. Genetics in conservation management: Revise recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation* 170: 56-63.
- Fraser, D.J. 2008. How well can captive breeding programs conserve biodiversity? A review of salmonids. *Evolutionary Applications* 1: 535-586.
- Fry, F.E.J. 1939. A comparative study of lake trout fisheries in Algonquin Park, Ontario. University of Toronto Studies, Biological Series 46. (Publication of the Ontario Fisheries Research Laboratory 58.)
- Galbraith, H.S., Devers, J.L., Blakeslee, C.J., Cole, J.C., St. John White, B., Minkinen, S., and Lellis, W.A. 2018. Reestablishing a host-affiliate relationship: migratory fish reintroduction increases native mussel recruitment. *Ecological Applications* 28(7): 1841-1852.
- Gallagher, R.V., Makinson, R.O., Hogbin, P.M., and Hancock, N. 2015. Assisted colonization as a climate change adaptation tool. *Austral Ecology* 40(1): 12-20.
- Galloway, B.T., Muhlfeld, C.C., Guy, C.S., Downs, C.C., Fredenberg, W.A. 2016. A framework for assessing the feasibility of native fish conservation translocations: applications to threatened Bull Trout. *North American Journal of Fisheries Management* 36: 754-768.
- George, A.L., Kuhajda, B.R., Williams, J.R., Cantrell, M.A., Rakes, P.L., and Shute, J.R. 2009. Guidelines for the propagation and translocation for freshwater fish conservation. *Fisheries* 34(11): 529-545.
- Germano, J.M., Field, K.J., Griffiths, R.A., Clulow, S., Foster, J., Harding, G., and Swaisgood, R.R. 2015. Mitigation-driven translocations: are we moving wildlife in the right direction? *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(2): 100-105.
- Government of Canada. 2017. [National code on introductions and transfers of aquatic organisms. Fisheries and Oceans Canada](#). Accessed: 2021-09-01.
- Gozlan, R.E., Britton, J.R., and Copp, G.H. 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* 76: 751-786.
- Guiaşu, R.C., and Labib, M. 2021. The unreliable concept of native range as applied to the distribution of the rusty crayfish (*Faxonius rusticus*) in North America. *Hydrobiologia* 848: 1177-1205.

-
- Haag, W.R. 2012. North American freshwater mussels: natural history, ecology, and conservation. Cambridge University Press. New York, NY.
- Haag, W.R., and Stoeckel, J.A. 2015. The role of host abundance in regulating populations of freshwater mussels with parasitic larvae. *Oecologia* 178: 1159-1168.
- Haag, W.R., and Warren Jr., M.L. 1998. Role of ecological factors and reproductive strategies in structuring freshwater mussel communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 297-306.
- Hagen, I.J., Jensen, A.J., Bolstad, G.H., Diserud, O.H., Hindar, K., Lo, H., and Karlsson, S. 2019. Supplementary stocking selects for domesticated genotypes. *Nature Communications* 10(199). doi: 10.1038/s41467-018-08021-z.
- Hart, S.P., Freckleton, R.P., and Levine, J.M. 2018. How to quantify competitive ability. *Journal of Ecology* 106(5): 1902-1909.
- He, X., Johansson, M.L., and Heath, D.D. 2016. Role of genomics and transcriptomics in selection of reintroduction source populations. *Conservation Biology* 30(5): 1010-1018.
- He, X., Wilson, C.C., Wellband, K.W., House, A.L.S., Neff, B.D., and Heath, D.D. 2015. Transcriptional profiling of two Atlantic salmon strains: implications for reintroduction into Lake Ontario. *Conservation Genetics* 16: 277-287.
- Hein, C.L., Öhlund, G., and Englund, G. 2013. Fish introductions reveal the temperature dependence of species interactions. *Proceedings of the Royal Society B* 281: 20132641.
- Hedrick, P.W., and Kalinowski, S.T. 2000. Inbreeding depression in conservation biology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 139-162.
- Higgins, P.S., and Bradford, M.J. 1996. Evaluation of a large-scale fish salvage to reduce the impacts of controlled flow reduction in a regulated river. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 666-673.
- Hildebrand, L.R., Schreier, A.D., Lepla, K., McAdam, S.O., McLellan, J., Parsley, M.J., Paragamian, V.L., and Young, S.P. 2016. Status of White Sturgeon (*Acipenser transmontanus* Richardson, 1863) throughout the species range, threats to survival, and prognosis for the future. *Journal of Applied Ichthyology* 32(Suppl. 1): 261-312.
- Hinch, S.G., Collins, N.C., and Harvey, H.H. 1991. Relative abundance of littoral zone fishes: biotic interactions, abiotic factors, and postglacial colonization. *Ecology* 72(4): 1314-1324.
- Hoftyzer, E., Ackerman, J.D., Morris, T.J., and Mackie, G.L. 2008. Genetic and environmental implications of reintroduction laboratory-reared unionid mussels to the wild. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 1217-1229.
- Holloway, P., and Miller, J.A. 2017. A quantitative synthesis of the movement concepts used within species distribution modelling. *Ecological Modelling* 356: 91-103.
- Holomuzki, J.R., Feminella, J.W., and Power, M.E. 2010. Biotic interactions in freshwater benthic habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 220-244.
- Holt, R.D. 2003. On the evolutionary ecology of species' ranges. *Evolutionary Ecology Research* 5: 159-178.
- Houde, A.L.S., Garner, S.R., and Neff, B.D. 2015. Restoring species through reintroductions: strategies for source population selection. *Restoration Ecology* 23(6): 746-753.
- Huntingford, F.A. 2004. Implications of domestication and rearing conditions for the behaviour of cultivated fishes. *Journal of Fish Biology* 65(Suppl. A): 122-142.
-

-
- Huxel, G.R. 1999. Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biological Conservation* 89(2): 143-152.
- Iacarella, J.C., Dick, J.T.A., Alexander, M.E., and Ricciardi, A. 2015. Ecological impacts of invasive alien species along temperature gradients: testing the role of environmental matching. *Ecological Applications* 25(3): 706-716.
- International Panel on Climate Change [IPCC]. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1535 pp.
- IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0*. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 pp.
- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R., and Olden, J.D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 157-170.
- Jamieson, I.G. 2010. Founder effects, inbreeding, and loss of genetic diversity in four avian reintroduction programs. *Conservation Biology* 25(1): 115-123.
- Janowitz-Koch, I., Rabe, C., Kinzer, R., Nelson, D., Hess, M.A., and Narum, S.R. 2019. Long-term evaluation of fitness and demographic effects of a Chinook Salmon supplementation program. *Evolutionary Applications* 12: 456-469.
- Karasov-Olson, A., Schwartz, M.W., Olden, J.D., Skikne, S., Hellmann, J.J., Allen, S., Brigham, C., Buttke, D., Lawrence, D.J., Miller-Rushing, A.J., Morissette, J.T., Schuurman, G.W., Trammell, M., and Hawkins Hoffman, C. 2021. Ecological risk assessment of managed relocation as a climate change adaptation strategy. *Natural Resource Report NPS/NRSS/CCRP/NRR—2021/2241*. National Park Service, Fort Collins, Colorado. doi: 10.36967/nrr-2284919.
- Keller, L.F., Biebach, I., Ewing, S.R., and Hoeck, P.E.A. 2012. The genetics of reintroductions: inbreeding and genetic drift. In *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. Edited by J.G. Owen, D.P. Armstrong, K.A. Parkerand, and P.J. Seddon. Wiley-Blackwell. Chichester. pp. 360–394.
- Kostow, K.E. 2004. Differences in juvenile phenotypes and survival between hatchery stocks and a natural population provide evidence for modified selection due to captive breeding. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 577-589.
- Krueger, C.C., and May, B. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(Suppl. 1): 66-77.
- Kulhanek, S.A., Leung, B., and Ricciardi, A. 2011. Using ecological niche models to predict the abundance and impact of invasive species: application to the common carp. *Ecological Applications* 21(1): 203-213.
- Lamothe, K.A., and Drake, D.A.R. 2019. Moving repatriation efforts forward for imperilled Canadian freshwater fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76(10): 1914-1921.

-
- Lamothe, K.A., Drake, D.A.R., Pitcher, T.E., Broome, J.E., Dextrase, A.J., Gillespie, A., Mandrak, N.E., Poesch, M.S., Reid, S.M., and Vachon, N. 2019. Reintroduction of freshwater fishes in Canada: a review of research progress for SARA-listed species. *Environmental Reviews* 27(4): 575-599.
- Lamothe, K.A., van der Lee, A.S., Drake, D.A.R., and Koops, M.A. 2021. The translocation trade-off for eastern sand darter (*Ammocrypta pellucida*): balancing harm to source populations with the goal of re-establishment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 78(9): 1321-1331.
- Larkin, P.A. 1956. Interspecific competition and population control in freshwater fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 13(3): 327-342.
- Lawler, J.J., and Olden, J.D. 2011. Reframing the debate over assisted colonization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(10): 569-574.
- Le Gouar, P., Rigal, F., Boisselier-Dubayle, M.C., Sarrazin, F., Arthur, C., Choisy, J.P., Hatzofe, O., Henriquet, S., Lécuyer, P., Tessier, C., Susic, G., and Samadi, S. 2008. Genetic variation in a network of natural and reintroduction populations of Griffon vulture (*Gyps fulvus*) in Europe. *Conservation Genetics* 9: 349-359.
- Leclair, A.T.A., Drake, D.A.R., Pratt, T.C., and Mandrak, N.E. 2020. Seasonal variation in thermal tolerance of reidside dace *Clinostomus elongatus*. *Conservation Physiology* 8(1): coaa081.
- Lennox, R.J., Alexandre, C.M., Almeida, P.R., Bailey, K.M., Barlaup, B.T., Bøe, K., Breukelaar, A., Erkinaro, J., Forseth, T., Gabrielsen, S.-E., Halfyard, E., Hanssen, E.M., Karlsson, S., Koch, S., Koed, A., Langåker, R.M., Lo, H., Lucas, M.C., Mahlum, S., Perrier, C., Pulg, U., Sheehan, T., Skoglund, H., Svenning, M., Thorstad, E.B., Velle, G., Whoriskey, F.G., and Wiik Vollset, K. 2021. The quest for successful Atlantic salmon restoration: perspectives, priorities, and maxims. *ICES Journal of Marine Science*. fsab201. doi: 10.1093/icesjms/fsab201.
- Letty, J., Marchandeu, S., and Aubineau, J. 2007. Problems encountered by individuals in animal translocations: Lessons from field studies. *Ecoscience* 14(4): 420-431.
- Leung, B., and Mandrak, N.E. 2007. The risk of establishment of aquatic invasive species: joining invasibility and propagule pressure. *Proceedings of the Royal Society B* 274(1625): 2603-2609.
- Loppnow, G.L., Vascotto, K., and Venturelli, P.A. 2013. Invasive smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*): history, impacts, and control. *Management of Biological Invasions* 4(3): 191-206.
- Loss, S.R., Terwilliger, L.A., and Peterson, A.C. 2011. Assisted colonization: Integrating conservation strategies in the face of climate change. *Biological Conservation* 144(1): 92-100.
- Mackie, G., Morris, T.J., and Ming, D. 2008. Protocol for the detection and relocation of freshwater mussel species at risk in Ontario-Great Lakes Area (OGLA). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2790: vi +50 p.
- Maitland, P.S., and Lyle, A.A. 1992. Conservation of freshwater fish in the British Isles: proposals for management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2: 165-183.

-
- Malone, E.W., Perkin, J.S., Leckie, B.M., Kulp, M.A., Hurt, C.R., and Walker, D.M. 2018. Which species, how many, and from where: Integrating habitat suitability, population genomics, and abundance estimates into species reintroduction planning. *Global Change Biology* 24: 3729-3748.
- Mandrak, N.E., Cudmore, B., and Chapman, P.M. 2012. National Detailed-Level Risk Assessment Guidelines: Assessing the Biological Risk of Aquatic Invasive Species in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/092. vi + 17 p.
- Martin, N.V., and Fry, F.E.J. 1972. Lake Opeongo: effects of exploitation and introductions on the salmonid community. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29: 795-805.
- Matuszek, J.E., Shuter, B.J., and Casselman, J.M. 1990. Changes in Lake Trout growth and abundance after introduction of Cisco into Lake Opeongo, Ontario. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 718-729.
- McCune, J.L., Harrower, W.L., Avery-Gomm, S., Brogan, J.M., Csergő, A.M., Davidson, L.N.K., Garani, A., Halpin, L.R., Lipsen, L.P.J., Lee, C., Nelson, J.C., Prugh, L.R., Stinson, C.M., Whitney, C.K., and Whitton, J. 2013. Threats to Canadian species at risk: An analysis of finalized recovery strategies. *Biological Conservation* 166: 254-265.
- McLachlan, J.S., Hellmann, J.J., and Schwartz, M.W. 2007. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology* 21:297-302.
- McMurray, S.E., and Roe, K.J. 2017. Perspectives on the controlled propagation, augmentation, and reintroduction of freshwater mussels (Mollusca: Bivalvia: Unionoidea). *Freshwater Mollusk Biology and Conservation* 20: 1-12.
- Meffe, G.K. 1995. Genetic and ecological guidelines for species reintroduction programs: application to Great Lakes fishes. *Journal of Great Lakes Research* 21(Suppl. 1): 3-9.
- Micheli, F., and Halpern, B.S. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters* 8(4): 391-400.
- Milla, S., Pasquet, A., El Mohajer, L., and Fontaine, P. 2021. How domestication alters fish phenotypes. *Reviews in Aquaculture* 13: 388-405.
- Mills, M.D., Rader, R.B., and Belk, M.C. 2004. Complex interactions between native and invasive fish: the simultaneous effects of multiple negative interactions. *Oecologia* 141: 713-721.
- Minckley, W.L. 1995. Translocation as a tool for conserving imperiled fishes: experiences in western United States. *Biological Conservation* 72: 297-309.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. 2013. Outil d'aide à l'ensemencement des plans d'eau – Doré jaune (*Sander vitreus*). Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec 12 pages.
- Ministère des Pêches et des Océans. 2007. Programme de rétablissement pour l'alasmidonte naine (*Alasmidonta heterodon*) au Canada. Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vi + 11 p.
- Ministère des Pêches et des Océans. 2010. Programme de rétablissement du saumon atlantique (*Salmo salar*), populations de l'intérieur de la baie de Fundy [finale] 2010. *Dans* Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Ottawa: Pêches et Océans Canada. xiii + 58 pp. + Appendices.

-
- Ministère des Pêches et des Océans. 2012. Programme de rétablissement du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) au Canada [PROPOSÉ], Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Ottawa, xi + 64 p.
- Ministère des Pêches et des Océans. 2014. Programme de rétablissement de l'esturgeon blanc (*Acipenser transmontanus*) au Canada [Version finale] Série des programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Ottawa : Pêches et Océans Canada. 288 pp.
- Ministère des Pêches et des Océans. 2019. Programme de rétablissement et plan d'action pour la truite fardée versant de l'ouest (*Oncorhynchus clarkii lewisi*), populations de l'Alberta (également appelées populations de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson) au Canada. Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. viii + 61 p. + Partie 2
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune [MRNF]. 2008. Lignes directrices sur les ensemencements de poissons. Secteur Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. Québec. 41 p.
- Mitchell, N., Rodriguez, N., Kuchling, G., Arnall, S., and Kearney, M.R. 2016. Reptile embryos and climate change: modelling limits of viability to inform translocation decisions. *Biological Conservation* 204: 134-147.
- Mittelbach, G.G., Turner, A.M., Hall, D.J., Rettig, J.E., and Osenberg, C.W. 1995. Perturbation and resilience: a long-term whole-lake study of predator extinction and reintroduction. *Ecology* 76(8): 2347-2360.
- Moore, J.E., Koops, M.A., and Cudmore, B. 2006. Quantitative Biological Risk Assessment Tool, v2. Fisheries and Oceans Canada, Burlington, ON.
- Mouton, A.M., De Baets, B., and Goethals, P.L.M. 2010. Ecological relevance of performance criteria for species distribution models. *Ecological Modelling* 221(16): 1995-2002.
- MPO. 2018a. Stratégie d'établissement d'une ou de plusieurs populations autosuffisantes de corégones de l'Atlantique et création d'un cadre pour l'évaluation d'habitats lacustres propices Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/045.
- MPO. 2018b. Examen de la science associée à la banque de gènes vivants du saumon de l'intérieur de la baie de Fundy et aux programmes d'ensemencement. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/041.
- Natural Resource Solutions Inc. 2021. Argyle Street Bridge, Grand River, Caledonia: Mussel Species at Risk Summary Report. Permitting Report MTO Contract 3019-C-0668.
- Neff, B.D., Garner, S.R., and Pitcher, T.E. 2011. Conservation and enhancement of wild fish populations: preserving genetic quality versus genetic diversity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 1139-1154.
- Neves, R. 2004. Propagation of endangered freshwater mussels in North America. *Journal of Conchology Special Publication* 3: 69-80.
- O'Grady, J.J., Reed, D.H., Brook, B.W., and Frankham, R. 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118(4): 513-520.
- Olden, J.D., Kennard, M.J., Lawler, J.J., and Poff, N.L. 2011. Challenges and opportunities in implementing managed relocation for conservation of freshwater species. *Conservation Biology* 25(1): 40-47.

-
- Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J.B., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O.L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K.B., Mace, G.M., Martín-López, B., Woodcock, B.A., and Bullock, J.M. 2015. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution* 30(11): 673-684.
- Österling, M.E., and Larsen, B.M. 2013. Impact of origin and condition of host fish (*Salmo trutta*) on parasitic larvae of *Margaritifera margaritifera*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23(4): 564-570.
- Palstra, F.P., and Fraser, D.J. 2012. Effective/census population size ratio estimation: A compendium and appraisal. *Ecology and Evolution*, 2(9): 2357–2365.
- Palstra, F.P., and Ruzzante, D.E. 2008. Genetic estimates of contemporary effective population size: What can they tell us about the importance of genetic stochasticity for wild population persistence? *Molecular Ecology* 17(15): 3428-3447.
- Patterson, M.A., Mair, R.A., Eckert, N.L., Gatenby, C.M., Brady, T., Jones, J.W., Simmons, B.R., and Devers, J.L. 2018. *Freshwater Mussel Propagation for Restoration*. Cambridge University Press. New York, New York.
- Phillips, I.D., Vinebrooke, R.D., and Turner, M.A. 2009. Experimental reintroduction of the crayfish species *Oronectes virilis* into formerly acidified Lake 302S (Experimental Lakes Area, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 1982-1902.
- Pister, E.P. 2001. Wilderness fish stocking: history and perspective. *Ecosystems* 4: 279-286.
- Pollock, L.J., Tingley, R., Morris, W.K., Golding, N., O'Hara, R.B., Parris, K.M., Vesk, P.A., and McCarthy, M.M. 2014. Understanding co-occurrence by modelling species simultaneously with a Joint Species Distribution Model (JSDM). *Methods in Ecology and Evolution* 5: 397-406.
- Post, J.R., Sullivan, M., Coz, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A., Paul, A.J., Jackson, L., and Shuter, B.J. 2002. Canada's recreational fisheries: the invisible collapse? *Fisheries* 27(1): 6-17.
- Potts, L.B., Mandrak, N.E., and Chapman, L.J. 2021. Coping with climate change: Phenotypic plasticity in an imperilled freshwater fish in response to elevated water temperature. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. doi: 10.1002/aqc.3620.
- Rakes, P.L., Shute, J.R., and Shute, P.W. 1999. Reproductive behavior, captive breeding, and restoration ecology of endangered fishes. *Environmental Biology of Fishes* 55: 31-42.
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D., and Cooke, S.J. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94(3): 849-873.
- Reid, S.M., and Parna, S. 2017. Urbanization, long-term stream flow variability, and Redside Dace status in Greater Toronto Area streams. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3118: iv + 20 p.
- Ricciardi, A., and Simberloff, D. 2009. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution* 24(5): 248-253.

-
- Richardson, D.M., Hellmann, J.J., McLachlan, J.S., Sax, D.F., Schwartz, M.W., Gonzalez, P., Brennan, E.J., Camacho, A., Root, T.L., Sala, O.E., Schneider, S.H., Ashe, D.M., Rappaport Clark, J., Early, R., Etterson, J.R., Fielder, E.D., Gill, J.L., Minter, B.A., Polasky, S., Safford, H.D., Thompson, A.R., and Vellend, M. 2009. Multidimensional evaluation of managed relocation. *PNAS* 106(24): 9721-9724.
- Robinson, K.F., and Jennings, C.A. 2012. Maximizing Age-0 spot export from a South Carolina estuary: an evaluation of coastal impoundment management alternatives via structured decision making. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 4: 156-172.
- Rodríguez, M.A., Marselli, G., and Mandrak, N.E. 2021. Responses of vulnerable fishes to environmental stressors in the Canadian Great Lakes basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 78: 1278-1292.
- Rollinson, N., Keith, D.M., Houde, A.L.S., Debes, P.V., McBride, M.C., and Hutchings, J.A. 2014. Risk assessment of inbreeding and outbreeding depression in a captive-breeding program. *Conservation Biology* 28(2): 529-540.
- Rooney, C.E. 2010. In-situ feasibility study of freshwater mussel reintroduction: survival and growth of the Wavy-rayed Lampmussel (*Lampsilis fasciola*) in the Pigeon River, NC. M.Sc. Thesis. Western Carolina University, North Carolina, USA. 48 pp.
- Ryman, N., and Laikre, L. 1991. Efforts of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology* 5(3): 325-329.
- Rytwinski, T., Kelly, L.A., Donaldson, L.A., Taylor, J.J., Smith, A., Drake, D.A.R., Martel, A., Geist, J., Morris, T.J., George, A.L., Dextrase, A.J., Bennett, J.R., and Cooke, S.J. 2021. What evidence exists for evaluating the effectiveness of conservation-oriented captive breeding and release programs for imperilled freshwater mussels and fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 78(9): 1332-1346.
- Saavedra, C., and Guerra, A. 1996. Allozyme heterozygosity, founder effect and fitness traits in a cultivated population of the European oyster, *Ostrea edulis*. *Aquaculture* 139: 203-224.
- Sainsbury, A.W., and Vaughan-Higgins, R.J. 2011. Analyzing disease risks associated with translocations. *Conservation Biology* 26(3): 442-452.
- Sard, N.M., Johnson, M.A., Jacobson, D.P., Hogansen, M.J., O'Malley, K.G., and Banks, M.A. 2016. Genetic monitoring guides adaptive management of a migratory fish reintroduction program. *Animal Conservation* 19(6): 570-577.
- Schwartz, M.W., Hellman, J.J., McLachlan, J.M., Sax, D.F., Borevitz, J.O., Brennan, J., Camacho, A.E., Ceballos, G., Clark, J.R., Doremus, H., Early, R., Etterson, J.R., Fielder, D., Gill, J.L., Gonzalez, P., Green, N., Hannah, L., Jamieson, D.W., Javeline, D., Minter, B.A., Odenbaugh, J., Polasky, S., Richardson, D.M., Root, T.L., Safford, H.D., Sala, O., Schneider, S.H., Thompson, A.R., Williams, J.W., Vellend, M.W., Vitt, P., and Zellmer, S. 2012. Managed relocation: integrating the scientific, regulatory, and ethical challenges. *BioScience* 62(8): 732-743.
- Seddon, P.J. 2010. From reintroduction to assisted colonization: moving along the conservation translocation spectrum. *Restoration Ecology* 18(6): 796-802.
- Seddon, P.J., Strauss, W.M., and Innes, J. 2012. Animal translocations: what are they and why do we do them? In: *Reintroduction Biology: Integrating Sciences and Management*. First edition. J.G. Ewen, D.P. Armstrong, K.A. Parker, and P.J. Seddon (eds). Blackwell Publishing Ltd. pg. 1-32.
-

-
- Sexton, J.P., McIntyre, P.J., Angert, A.L., and Rice, K.J. 2009. Evolution and ecology of species range limits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 415-436.
- Shute, J.R., Rakes, P.L., and Shute, P.W. 2005. Reintroduction of four imperiled fishes in Abrams Creek, Tennessee. *Southeastern Naturalist* 4(1): 93-110.
- Sieben, K., Rippen, A.D., and Klemens Eriksson, B. 2011. Cascading effects from predator removal depend on resource availability in a benthic food web. *Marine Biology* 158: 391-400.
- Silknetter, S., Creed, R.P., Brown, B.L., Frimpong, E.A., Skelton, J., and Peoples, B.K. 2020. Positive biotic interactions in freshwaters: A review and research directive. *Freshwater Biology* 65: 811-832.
- Silknetter, S., Kanno, Y., Kanapeckas Métris, K.L., Cushman, E., Darden, T.L., and Peoples, B.K. 2019. Mutualism of parasitism: Partner abundance affects host fitness in a fish reproductive interaction. *Freshwater Biology* 64: 175-182.
- Simberloff, D. 1995. Hybridization between native and introduced wildlife species: importance for conservation. *Wildlife Biology* 2(3): 143-150.
- Snucins, E.J., Gunn, J.M., and Keller, W. 1995. Restoration of the Aurora Trout to its acid-damaged native habitat. *Conservation Biology* 9(5): 1307-1311.
- Soberón, J., and Peterson, A.T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Species at Risk Act [SARA]. 2002. [Species at Risk Act S.C. 2002, c. 29](#). Accessed: 10/22/2021.
- Spooner, D.E., and Vaughn, C.C. 2006. Context-dependent effects of freshwater mussels on stream benthic communities. *Freshwater Biology* 51: 1016-1024.
- St. Jacques, J.-M., Douglas, M.S.V., Price, N., Drakulic, N., and Gubala, C.P. 2005. The effect of fish introductions on the diatom and cladoceran communities of Lake Opeongo, Ontario, Canada. *Hydrobiologia* 549: 99-113.
- Stantial, M.L., Cohen, J.B., Darrah, A.J., Farrell, S.L., and Maslo, B. 2021. The effect of top predator removal on the distribution of a mesocarnivore and nest survival of an endangered shorebird. *Avian Conservation & Ecology* 16(1): 8. doi: 10.5751/ACE-01806-160108.
- Storfer, A. 1999. Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. *Biological Conservation* 87(2): 173-180.
- Strayer, D.L., Geist, J., Haag, W.R., Jackson, J.K., and Newbold, J.D. 2019. Essay: Making the most of recent advances in freshwater mussel propagation and restoration. *Conservation Science and Practice* 1:e53. doi: 10.1111/csp2.53
- Sundland, O.T., Hesthagen, T., and Brabrand, Å. 2013. Coregonid introductions in Norway: well-intended and successful, but destructive. *Advances in Limnology* 64: 345-362.
- Swan, K.D., Lloyd, N.A., and Moehrensclager, A. 2018. Projecting further increases in conservation translocations: A Canadian case study. *Biological Conservation* 228: 175-182.
- Tarszisz, E., Dickman, C.R., and Munn, A.J. 2014. Physiology in conservation translocations. *Conservation Physiology* 2: cou054.
- Templeton, A.R. 1986. Coadaptation and outbreeding depression. Pages 105–166 in M. Soulé, editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
-

-
- Thomas, G.R., Taylor, J., and Garcia de Leaniz, C. 2010. Captive breeding of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Endangered Species Research* 12:1-9.
- Todesco, M., Pascual, M.A., Owens, G.L., Ostevik, K.L., Moyers, B.T., Hübner, S., Heredia, S.M., Hahn, M.A., Caseys, C., Bock, D.G., and Rieseberg, L.H. 2016. Hybridization and extinction. *Evolutionary Applications* 9(7): 892-908.
- Turko, A.J., Leclair, A.T.A., Mandrak, N.E., Drake, D.A.R., Scott, G.R., and Pitcher, T.E. 2021. Choosing source populations for conservation reintroductions: lessons from variation in thermal tolerance among populations of the imperilled redbide dace. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 78(9): 1347-1355.
- Turko, A.J., Nolan, C.B., Balshine, S., Scott, G.R., and Pitcher, T.E. 2020. Thermal tolerance depends on season, age and body condition in imperilled redbide dace *Clinostomus elongatus*. *Conservation Physiology* 8(1): coaa062.
- Vachon, N. 2010. Reproduction artificielle, ensemencements et suivi du recrutement du chevalier cuivré en 2009, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Unité de gestion des ressources naturelles et de la faune de Montréal-Montérégie, Longueuil, Rapp. tech.16-44, vii + 28 p. + 5 annexes.
- Vachon, N. 2021. Reproduction artificielle, ensemencements et suivi de la population du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) en 2018. Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, Secteur des opérations régionales, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Rapport technique 16-57, viii + 43 p.
- Vachon, N., et Sirois, C. 2019. Reproduction artificielle, ensemencements et suivi de la population du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) en 2014, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, Rapport technique 16-54, 18 p.
- Vachon, N., Velásquez-Medina, S., et Grondin, P. 2019. Motilité des spermatozoïdes du chevalier cuivré dans les différents traitements de cryopréservation en 2013. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, Secteur de la faune, Rapport technique 16-47, 24 p.
- van der Lee, A.S., and Koops, M.A. 2020. Recovery Potential Modelling of Westslope Cutthroat Trout (*Oncorhynchus clarkii lewisi*) in Canada (Saskatchewan-Nelson River populations). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/046. v + 26 p.
- van der Lee, A.S., Poesch, M.S., Drake, D.A.R., and Koops, M.A. 2020. Recovery Potential Modelling of Redside Dace (*Clinostomus elongatus*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/034. v + 40 p.
- VanTassel, N.M., Morris, T.J., Wilson, C.G., and Zanatta, D.T. 2021. Genetic diversity maintained in comparison of captive-propagated and wild populations of *Lampsilis fasciola* and *Ptychobranchnus fasciolaris* (Bivalvia: Unionidae). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 78(9): 1312-1320.
- Vaughn, C.C., Nichols, S.J., and Spooner, D.E. 2008. Community and foodweb ecology of freshwater mussels. *Freshwater Science* 27(2): 409-423.
- Veech, J.A. 2013. A probabilistic model for analysing species co-occurrence. *Global Ecology and Biogeography* 22: 252-260.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009. Recovery potential assessment for Lake Sturgeon in Canadian Designatable Units. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 1065-1090.
-

-
- Vélez-Espino, L.A., Fox, M.H., and McLaughlin, R.L. 2006. Characterization of elasticity patterns of North American freshwater fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2050-2066.
- Wacker, S., Mejdell Larsen, B., Jakobsen, P., and Karlsson, S. 2019. Multiple paternity promotes genetic diversity in captive breeding of a freshwater mussel. *Global Ecology and Conservation* 17: e00564. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00564.
- Wang, S., Hard, J.J., and Utter, F. 2002. Salmonid inbreeding: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 30-319.
- Waples, R.S. 2005. Genetic estimates of contemporary effective population size: To what time periods do the estimates apply? *Molecular Ecology* 14(11): 3335-3352.
- Weeks, A.R., Sgro, C.M., Young, A.G., Frankham, R., Mitchell, N.J., Miller, K.A., Byrne, M., Coates, D.J., Eldridge, M.D.B., Sunnucks, P., Breed, M.F., James, E.A., and Hoffman, A.A. 2011. Assessing the benefits and risks of translocations in changing environments: a genetic perspective. *Evolutionary Applications* 4: 709-725.
- Weidel, B.C., Josephson, D.C., and Kraft, C.E. 2007. Littoral fish community response to smallmouth bass removal from an Adirondack lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 136: 778-789.
- Williams, S.E., and Hoffman, E.A. 2009. Minimizing genetic adaptation in captive breeding programs: A review. *Biological Conservation* 142(11): 2388-2400.
- Wilson, C.D., Arnott, G., and Elwood, R.W. 2012. Freshwater pearl mussels show plasticity of responses to different predation risks but also show consistent individual differences in responsiveness. *Behavioural Processes* 89: 299-303.
- Winemiller, K.O., and Rose, K.A. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(10): 2196-2218.
- Wrona, F.J., and Dixon, R.W.J. 1991. Group size and predation risk: a field analysis of encounter and dilution effects. *The American Naturalist* 137(2): 186-201.
- Yachi, S., and Loreau, M. 2001. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 96: 1463-1468.
- Zurell, D. 2020. [Introduction to species distribution modelling \(SDM\) in R](#). Personal website. Accessed: 2021-06-09.
- Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P.J., Dormann, C.F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillera-Aroita, G., Guisan, A., Lahoz-Monfort, J.J., Leitão, P.J., Park, D.S., Peterson, A.T., Rapacciuolo, G., Schmatz, D.R., Schröder, B., Serra-Diaz, J.M., Thuiller, W., Yates, K.L., Zimmermann, N.E., and Merow, C. 2020. A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography* 43(9): 1261-1277.

ANNEXE A : RÉINTRODUCTION DU DARD DE SABLE (*AMMOCRYPTA PELLUCIDA*; POPULATIONS DE L'ONTARIO) DANS LE RUISSEAU BIG OTTER, EN ONTARIO, AU CANADA, À L'AIDE DU CADRE DE TRANSLOCATION AUX FINS DE LA CONSERVATION

INTRODUCTION

Le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) est une petite espèce de poisson d'eau douce (< 8 cm) répartie dans le centre de l'Amérique du Nord, y compris en Ontario et au Québec. Les populations de l'Ontario et du Québec sont toutes deux inscrites à la liste des espèces menacées de la *Loi sur les espèces en péril* en tant qu'unités désignables (UD) distinctes (Pêches et Océans Canada 2012, 2014). Des disparitions de populations se sont produites dans l'ensemble de son aire de répartition au Canada, notamment dans la rivière Ausable, le ruisseau Catfish et le ruisseau Big Otter en Ontario (Pêches et Océans Canada 2012), et dans les rivières Châteauguay, Yamaska et Saint-François au Québec (Pêches et Océans Canada 2014). La réintroduction a été déterminée comme une stratégie potentielle de rétablissement de l'UD de l'Ontario mais n'a pas encore été amorcée.

Un exemple d'utilisation du cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation est présenté ci-dessous pour le dard de sable du ruisseau Big Otter, en Ontario. Plus précisément, des exemples concrets des étapes 1 à 3 sont fournis pour illustrer l'utilisation des données disponibles pour éclairer la prise de décisions (figure A1). Bien qu'il ne soit pas destiné à être utilisé directement pour la gestion du dard de sable dans le ruisseau Big Otter, cet exemple jette les bases de futures évaluations propres aux espèces.

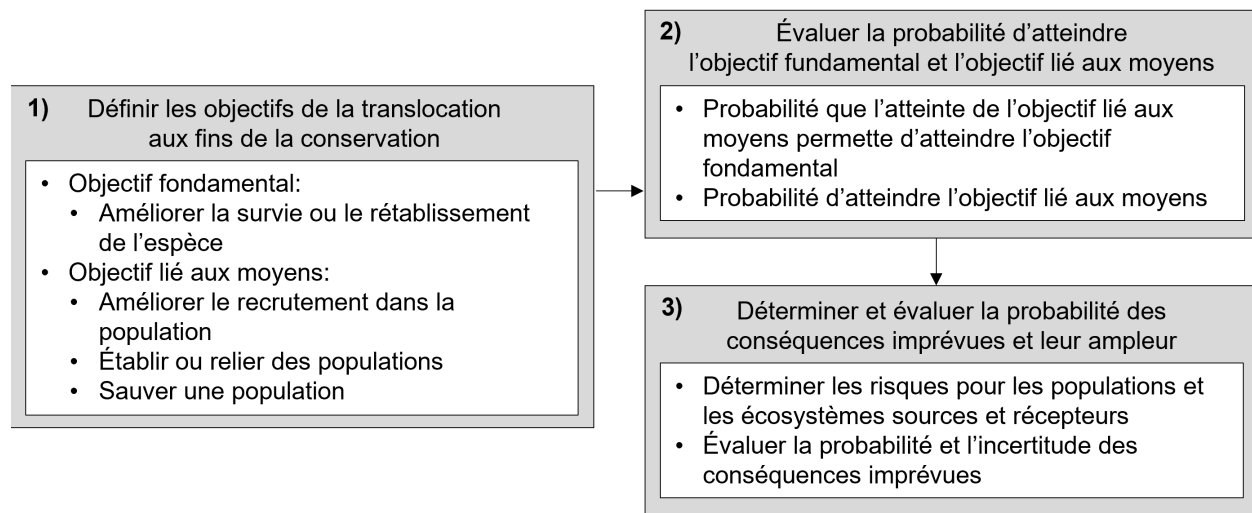


Figure A1. Les trois premières étapes du cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation sont examinées dans les annexes d'exemples.

ÉTAPE 1 : DÉTERMINER LES OBJECTIFS DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION

Au moment d'envisager des translocations aux fins de la conservation, la première étape consiste à définir les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens. Ici, l'objectif fondamental est d'améliorer la survie ou le rétablissement du dard de sable (population de l'Ontario). L'objectif lié aux moyens permettant d'atteindre l'objectif fondamental est de rétablir une population dans le ruisseau Big Otter, en Ontario (c.-à-d. une réintroduction). Il est justifié de procéder à la réintroduction plutôt qu'à l'ensemencement, car l'échantillonnage à long terme

n'a pas permis de détecter le dard de sable dans le ruisseau Big Otter, qui était auparavant occupé (p. ex. Barnucz *et al.* 2020).

ÉTAPE 2 : ÉVALUER LA PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS FONDAMENTAUX ET LES OBJECTIFS LIÉS AUX MOYENS

L'étape suivante du cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation consiste à évaluer la probabilité que l'objectif lié aux moyens soit atteint et la probabilité qu'il améliore la survie ou le rétablissement de l'espèce. Il est notamment nécessaire de recueillir des renseignements sur les facteurs qui influenceront la capacité à atteindre les objectifs liés aux moyens et les objectifs fondamentaux et de noter la probabilité et l'ampleur de leur influence. Nous décrivons ici les efforts déployés pour estimer la probabilité que l'objectif lié aux moyens permette l'atteinte de l'objectif fondamental pour le dard de sable, ainsi que les facteurs potentiels qui peuvent influencer la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens. Cependant, la notation de l'influence des facteurs individuels sur la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens n'a pas été réalisée étant donné que le but de cette annexe est de servir de guide fonctionnel pour l'utilisation du cadre décisionnel, et non pour l'utilisation de mesures de gestion propres au contexte.

Probabilité que l'objectif lié aux moyens permette d'atteindre l'objectif fondamental

Des simulations de base laissent entendre que l'augmentation du nombre de populations d'une espèce diminue la probabilité de son extinction, augmentant ainsi la viabilité à long terme de l'espèce (figure 7). Étant donné les faibles effets sur les populations existantes lors de l'approvisionnement en vue d'une réintroduction, l'établissement d'une population autosuffisante dans le ruisseau Big Otter augmenterait la persistance à long terme de l'UD de l'Ontario. Des modèles de population utilisant les taux vitaux mesurés ont été élaborés pour le dard de sable afin d'évaluer le potentiel de rétablissement de l'espèce (Finch *et al.* 2011, 2018; Pêches et Océans Canada 2011), notamment pour évaluer le potentiel de rétablissement d'une population par réintroduction d'espèces (Lamothe *et al.* 2021). Lamothe *et al.* (2021) ont utilisé des modèles de population pour comprendre :

1. la façon dont la probabilité d'établissement des populations réintroduites est affectée par les caractéristiques du cycle biologique et le nombre d'individus relâchés;
2. la conséquence du retrait d'individus des populations sources selon diverses fréquences et amplitudes compte tenu des différentes caractéristiques du cycle biologique;
3. le compromis optimal entre les prélèvements dans les populations sources et la probabilité d'un rétablissement réussi.

Divers scénarios ont été modélisés dans Lamothe *et al.* (2021) en raison de l'incertitude concernant le cycle biologique du dard de sable, les caractéristiques de la population et la réaction des individus à la translocation. L'incertitude a été incorporée dans les modèles pour les taux de croissance de la population, les effets Allee et la mortalité pendant le transport, ainsi que les effets potentiels de la stochasticité environnementale et démographique. En outre, les modèles ont été exécutés pour différentes tailles de population source et diverses stratégies de gestion (c.-à-d. la fréquence et l'ampleur des prélèvements). Chaque scénario a été examiné en fonction de la probabilité de succès du rétablissement par rapport à la probabilité de disparition de la population source, où le succès a été défini comme la persistance d'une population ayant fait l'objet d'une translocation dont l'abondance est supérieure à la taille minimale viable estimée de la population au cours des 15 dernières années de la simulation. Par exemple, si l'on considère un taux élevé de mortalité par translocation (70 %) et la présence d'effets d'Allee,

il faut procéder à la translocation d'environ 105 individus par an à partir d'une population source d'au moins 10 759 individus pendant une décennie pour réussir la translocation, si le taux de croissance de la population des individus introduits = 2,69, où la probabilité de réussite est $\geq 90\%$ et le risque de disparition de la population source est $\leq 1\%$ (figure A2). Toutefois, si le taux de croissance de la population = 1,56, il faudrait une population source d'environ 46 817 individus avec plus du double d'individus ($n = 235$) prélevés chaque année pendant une décennie pour obtenir une probabilité $\geq 90\%$ d'établissement réussi avec une faible probabilité de disparition (c.-à-d. $\leq 1\%$; figure A2; Lamothe *et al.* 2021). Dans l'ensemble, les résultats de Lamothe *et al.* (2021) indiquent que le risque de disparition d'une population est relativement faible, sauf si un très grand nombre d'individus sont retirés d'une population source relativement petite.

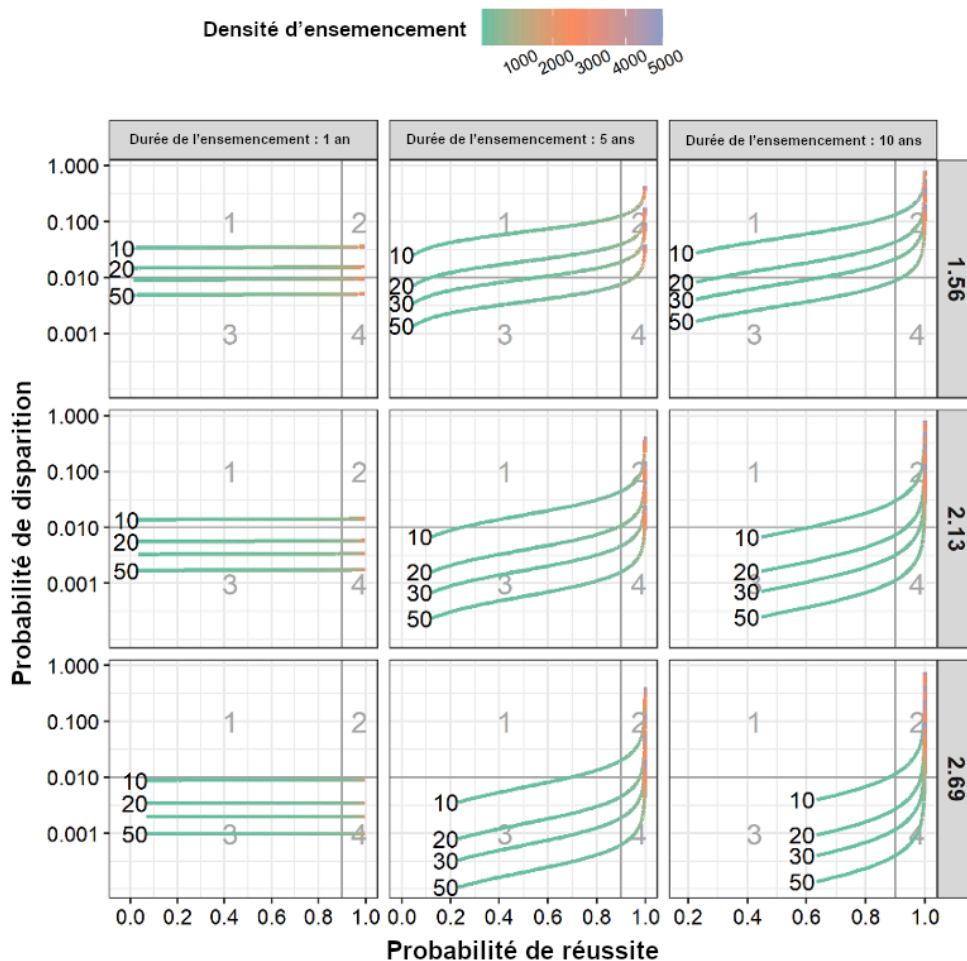


Figure A2. Probabilité simulée de disparition de la population source (échelle logarithmique) pour différentes capacités de charge (10 = 10 000, 20 = 20 000, 30 = 30 000, 50 = 50 000 individus) en fonction de la probabilité de réussite de la translocation. Les résultats présentés sont ceux obtenus lorsqu'on prélève des individus pendant une, cinq ou dix années consécutives avant le fraie dans une population source et qu'on les relâche immédiatement, où les populations présentent des taux de croissance de la population différents ($\lambda = 1,56; 2,13; 2,69$). La probabilité de succès est définie comme le maintien d'une population adulte après réintroduction avec une taille de population moyenne géométrique supérieure à la taille minimale viable de la population (95 %) sur les 15 dernières années de la simulation. Les cases grises et les chiffres représentent les limites des résultats coûts-avantages, avec un résultat optimal de $\leq 1\%$ de probabilité de disparition pour une probabilité de succès de $\geq 90\%$ indiqué par le chiffre 4. Figure originale présentée dans Lamothe *et al.* (2021).

Considérations relatives à la population

La répartition du dard de sable de l'UD de l'Ontario est bien décrite (tableau A1; figure A3), avec huit populations considérées comme existantes et trois populations disparues connues. Les populations de l'Ontario sont géographiquement déconnectées les unes des autres, et éloignées des populations du Québec ou des États-Unis. La dispersion naturelle pour recoloniser les sites historiquement occupés est peu probable étant donné les limitations physiques de l'espèce et la distance géographique entre les sites. L'abondance du dard de sable de l'Ontario est généralement inconnue dans les réseaux fluviaux, mais on considère que les rivières Grand et Thames contiennent les populations les plus importantes et les plus stables (tableau A1). Le nombre de populations et l'abondance des individus dans le sud de l'Ontario laissent supposer que l'espèce n'est pas en danger imminent d'extinction.

Tableau A1. Indice d'abondance relative, trajectoire et état de la population pour chaque population de dard de sable en Ontario, classée par bassin versant. Les chiffres entre parenthèses indiquent le degré de certitude, selon les catégories suivantes : 1 = analyses quantitatives, 2 = captures par unité d'effort ou échantillonnage normalisé, ou 3 = opinion d'expert. Adapté de Bouvier et Mandrak (2010).

Population	Indice d'abondance relative	Trajectoire de la population	État de la population
Lac Huron			
<i>Rivière Ausable</i>	Disparue du pays (2)	Sans objet	Disparue
Lac Sainte-Clair			
<i>Lac Sainte-Clair</i>	Faible (2)	En déclin (3)	Mauvais
<i>Rivière Thames</i>	Élevé (1)	Stable (1)	Bon
<i>Rivière Sydenham</i>	Faible (2)	Inconnu (3)	Mauvais
Lac Érié			
<i>Île Pelée</i>	Inconnu (3)	Inconnu (3)	Inconnue
<i>Baie Rondeau</i>	Inconnu (3)	Inconnu (3)	Inconnue
<i>Baie Long Point</i>	Faible (2)	En déclin (2)	Mauvais
<i>Ruisseau Catfish</i>	Disparue du pays (3)	Sans objet	Disparue
<i>Ruisseau Big Otter</i>	Disparue du pays (3)	Sans objet	Disparue
<i>Ruisseau Big</i>	Faible (3)	Inconnu (3)	Mauvais
<i>Rivière Grand</i>	Élevé (2)	Stable (2)	Bon

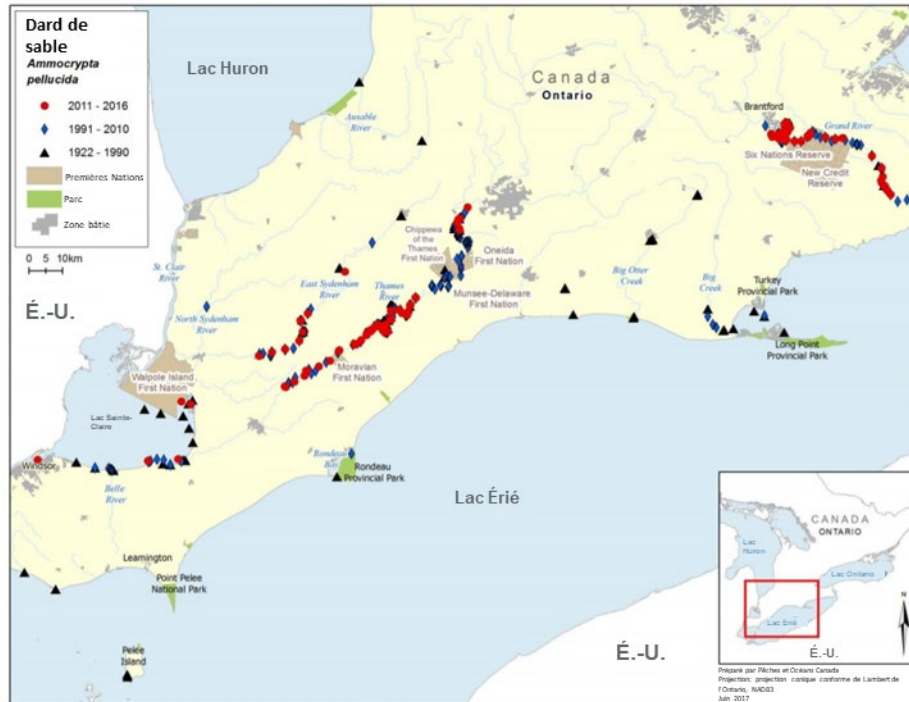


Figure A3. Répartition historique et détections récentes du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario. Publication originale de Pêches et Océans Canada (2018). Le lac Ouest n'est pas représenté sur la photo.

La structure génétique du dard de sable a été résolue et reflète généralement la propagation de l'espèce vers le nord après la période glaciaire du Wisconsin (Ginson *et al.* 2015). Sur la base de ces renseignements, et compte tenu de l'emplacement du ruisseau Big Otter, les individus provenant du bassin-versant du lac Érié dans l'UD de l'Ontario devraient être considérés comme une source pour la réintroduction. Dans le bassin-versant du lac Érié, seule la rivière Grand est considérée comme abritant une population relativement forte (tableau A1), et constitue donc le candidat le plus probable pour l'approvisionnement en individus pour les translocations aux fins de la conservation. Cependant, l'abondance de la population de dard de sable dans la rivière Grand est inconnue.

Considérations relatives à l'habitat L'habitat d'une espèce aquatique comprend les frayères, les aires d'alevinage, de croissance et d'alimentation et les routes migratoires dont sa survie dépend, directement ou indirectement, ou les aires où elle s'est déjà trouvée et où il est possible de la réintroduire. On connaît bien les exigences en matière d'habitat du dard de sable (Scott et Crossman 1973; Trautman 1981; Daniels 1993; COSEPAC 2009; Dextrase 2013; Dextrase *et al.* 2014). Il s'agit d'une espèce d'eau douce, non migratrice, qui a besoin d'un substrat de sable et de gravier relativement fin exempt de limon dans des eaux relativement claires. L'espèce se trouve typiquement dans les coudes de dépôts sableux des rivières où un courant modéré favorise le maintien du substrat relativement propre (Daniels 1993; Trautman 1981). La fraie a lieu dans les substrats de sable et de gravier fin à la fin du printemps et en été, lorsque la température de l'eau varie entre 14,4 °C et 25,5 °C (Williams 1975; Johnston 1989; Simon et Wallus 2006; Pêches et Océans Canada 2014). L'espèce est insectivore, son régime alimentaire étant composé principalement de larves de moucheron (*Chironomidae*) et de mouches noires (*Simuliidae*; Scott et Crossman 1973; COSEPAC 2009; Pêches et Océans Canada 2014). Un résumé plus complet des exigences en matière d'habitat du dard de sable en Ontario est fourni par le COSEPAC (2009) et Pêches et Océans Canada (2012, 2014).

Les barres de sable et de gravier fin sans limon du ruisseau Big Otter ont été restaurées au fil du temps après que des changements ont été apportés aux pratiques agricoles historiques. Comme indiqué ci-dessus, l'échantillonnage actuel dans le ruisseau Big Otter suggère que des sites composés principalement de substrats de sable sont disponibles, mais il est possible que la turbidité demeure problématique (tableau A1). Des activités de recherche sont en cours pour mieux comprendre la similitude des caractéristiques du microhabitat (c.-à-d. le substrat) entre le ruisseau Big Otter et les sources potentielles (p. ex. la rivière Grand).

Considérations relatives à la communauté

Le dard de sable est une espèce benthique de petite taille. On suppose que le dard de sable est vulnérable à la prédation par des poissons à ouverture de la bouche non restreinte. La compétition entre les autres espèces benthiques pour les ressources est également probable. Une association positive a été démontrée entre le méné-miroir et le dard de sable, ce qui est probablement une fonction de l'adéquation de l'habitat plutôt que des interactions biotiques (Lamothe *et al.* 2019a). Le dard de sable n'a pas d'interactions biotiques obligatoires connues. De nombreuses espèces envahissantes ont été introduites en Ontario depuis la disparition du dard de sable du ruisseau Big Otter. Par exemple, le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) a été documenté aussi loin au nord que Tillsonburg, en Ontario, dans le ruisseau Big Otter (Barnucz *et al.* 2020). Aucune analyse de la composition de la communauté dans le ruisseau Big Otter par rapport à d'autres populations n'a été faite, mais elle pourrait être réalisée avec les données disponibles.

Considérations relatives aux menaces Les menaces pesant sur l'UD du dard de sable ont été décrites (tableau A2; Pêches et Océans Canada 2014), et les menaces pesant sur l'habitat essentiel du dard de sable sont décrites dans Pêches et Océans Canada (2018). Les menaces identifiées pour les populations de dard de sable sont la turbidité et la charge sédimentaire, les contaminants et les substances toxiques, la charge en nutriments, les obstacles aux déplacements, les régimes d'écoulement modifiés, les modifications du littoral, les espèces exotiques et les maladies. L'ampleur des effets varie selon le lieu (tableau A2).

Tableau A2. Résumé des menaces pesant sur les populations de dard de sable en Ontario. Évaluation du niveau de menace pour les populations de dard de sable de l'UD 1 en Ontario, résultant d'une analyse de la probabilité et des effets de la menace. Le chiffre entre parenthèses correspond au niveau de certitude attribué à chaque état de menace, qui reflète le plus faible niveau de certitude associé à l'un ou l'autre des paramètres initiaux (probabilité de la menace ou des effets de la menace). La certitude a été classée comme suit : 1 = études causales; 2 = études corrélatives; 3 = opinion d'experts. Les cellules grises indiquent que la menace ne s'applique pas à la population en raison de la nature du réseau aquatique dans lequel se trouve la population. Adapté de Bouvier et Mandrak (2010).

-	Lac Huron	Lac Sainte-Clair	Lac Sainte-Clair	Lac Sainte-Clair	Lac Érié	Lac Érié	Lac Érié	Lac Érié	Lac Érié	Lac Érié	Lac Érié
Menaces	Rivière Ausable	Lac Sainte-Clair	Rivière Thames	Rivière Sydenham	Île Pelée	Baie Rondeau	Baie Long Point	Ruisseau Catfish	Ruisseau Big Otter	Ruisseau Big	Rivière Grand
Turbidité et charge sédimentaire	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Moyen (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)
Contaminants et substances toxiques	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	-	Élevé (3)	-	-	-	-	Moyen (3)
Charges en nutriments	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Faible (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)
Obstacles aux déplacements	-	-	-	Élevé (3)	-	-	-	-	Moyen (3)	Faible (3)	Moyen (3)
Régime d'écoulement modifié	Élevé (3)	-	Élevé (3)	Élevé (3)	-	-	-	Élevé (3)	Moyen (3)	Élevé (3)	Élevé (3)
Modification du littoral	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Élevé (3)	Faible (3)	Moyen (3)	À déterminer	À déterminer	Élevé (3)
Espèces exotiques et maladies	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)
Prises accessoires	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (3)

La turbidité et la charge sédimentaire, ainsi que les espèces exotiques sont les menaces les plus préoccupantes pour le dard de sable dans toute son aire de répartition, y compris dans le ruisseau Big Otter. Le ruisseau Big Otter se trouve dans ce que l'on appelait anciennement la ceinture de tabac dans le sud-ouest de l'Ontario. Les pratiques agricoles de l'époque pour la culture du tabac ont fait en sorte que les écosystèmes d'eau douce ont subi les effets des charges en sédiments, de la turbidité excessive et des changements dans la chimie de l'eau. Les changements dans les pratiques agricoles ont amélioré les conditions de qualité de l'eau dans ces zones par rapport aux périodes où l'espèce a disparu. L'échantillonnage actuel dans le ruisseau Big Otter laisse supposer que les sites historiquement occupés sont maintenant composés principalement de substrats de sable. Cependant, la turbidité reste relativement élevée par rapport à la rivière Ausable (Barnucz *et al.* 2020), un autre système fluvial anciennement occupé (tableau A1).

L'échantillonnage des poissons dans les sites historiquement occupés du ruisseau Big Otter a été réalisé en 2018 (Barnucz *et al.* 2020). Le gobie à taches noires, une espèce envahissante, était parmi les espèces envahissantes les plus abondantes et les plus fréquemment rencontrées dans le système (Barnucz *et al.* 2020). Un échantillonnage récent dans le ruisseau Big Otter suggère que le gobie à taches noires occupe des habitats aussi loin au nord que Tillsonburg (c.-à-d. l'aire de répartition historique complète du dard de sable dans ce système; Barnucz *et al.* 2020). Étant donné la menace perçue du gobie à taches noires pour le dard de sable (Pêches et Océans Canada 2011; Raab *et al.* 2018), l'abondance du gobie à taches noires dans le ruisseau Big Otter pourrait réduire la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens visant le rétablissement d'une population. Au cours des dix dernières années, le gobie à taches noires et le dard de sable ont commencé à occuper ensemble des endroits considérés comme étant en « bon » état (c.-à-d. les rivières Grand et Thames; tableau A2), mais les résultats à long terme de cette cooccurrence sont encore incertains. On peut trouver plus d'information sur les menaces qui pourraient potentiellement affecter la capacité d'atteindre l'objectif lié aux moyens dans Pêches et Océans Canada (2014) et Pêches et Océans Canada (2018).

Évaluation des avantages potentiels d'une translocation aux fins de la conservation

Compte tenu des facteurs décrits ci-dessus et de la modélisation effectuée pour estimer la probabilité d'une réintroduction réussie, l'influence potentielle des considérations relatives à la population, à l'habitat, à la communauté et aux menaces sur la réalisation de l'objectif lié aux moyens doit être notée. Étant donné la nécessité d'obtenir la contribution d'autres experts du dard de sable, le tableau A3 n'a pas été rempli.

Tableau A3. Considérations pour l'évaluation de la capacité de rétablir une population disparue de dard de sable dans le ruisseau Big Otter, en Ontario.

Espèce cible : Dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) population de l'Ontario – MENACÉE

Énoncé du problème : Dard de sable – Les individus de l'UD de l'Ontario sont inscrits à la liste des espèces menacées de la LEP. Des populations ont disparu dans toutes les aires de répartition au Canada, y compris dans le ruisseau Big Otter, en Ontario. La réintroduction a été désignée comme un programme de rétablissement possible, mais n'a pas encore été amorcée. La population de la rivière Grand est considérée comme la meilleure source de réintroduction du ruisseau Big Otter.

Objectif fondamental : Améliorer la survie ou le rétablissement du dard de sable au Canada.

Objectif lié aux moyens : Rétablir une population de dard de sable dans le ruisseau Big Otter, en Ontario.

Catégorie	Facteurs	Probabilité	Force de la preuve	Concordance	Confiance	Références	Autres points à considérer
Considérations relatives à la population	L'abondance de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La structure d'âge de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La diversité et la variation génétiques de la population source permettent d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La diversité et la variation génétiques de la population réceptrice permettent d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La stratégie démographique de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	Des techniques de reproduction ou d'élevage en captivité sont disponibles pour atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
Habitat	L'habitat du site récepteur correspond aux préférences des espèces (p. ex. clarté de l'eau, vitesse de l'eau, profondeur, végétation, substrat).	-	-	-	-	-	-
	Le milieu récepteur contient une quantité suffisante d'habitats pour soutenir toutes les étapes du cycle de vie.	-	-	-	-	-	-
	L'habitat récepteur présente une connectivité suffisante pour soutenir toutes les étapes du cycle de vie.	-	-	-	-	-	-
Considérations relatives à la communauté	Les dépendances obligatoires, facultatives ou parasitaires entre les espèces limitent la capacité d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
Menaces	Des menaces pertinentes limitent la capacité d'atteindre l'objectif lié aux moyens, notamment :	-	-	-	-	-	-
	Espèces envahissantes	-	-	-	-	-	-
	Développement résidentiel et commercial	-	-	-	-	-	-
	Agriculture et aquaculture	-	-	-	-	-	-

<i>Catégorie</i>	<i>Facteurs</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Force de la preuve</i>	<i>Concordance</i>	<i>Confiance</i>	<i>Références</i>	<i>Autres points à considérer</i>
Menaces (suite)	Production d'énergie et exploitation minière	-	-	-	-	-	-
	Utilisation des ressources biologiques	-	-	-	-	-	-
	Corridors de transport et de service	-	-	-	-	-	-
	Intrusions et perturbations humaines	-	-	-	-	-	-
	Modification des systèmes naturels	-	-	-	-	-	-
	Pollution	-	-	-	-	-	-
	Phénomènes géologiques	-	-	-	-	-	-
	Parasites ou transmission de maladies	-	-	-	-	-	-
	Modification ou dégradation futures de l'habitat	-	-	-	-	-	-
	Changements climatiques	-	-	-	-	-	-
Autres facteurs	-	-	-	-	-	-	

ÉTAPE 3 : DÉTERMINER ET ÉVALUER LA PROBABILITÉ ET L'AMPLEUR DES CONSÉQUENCES IMPRÉVUES

L'étape suivante du cadre décisionnel consiste à déterminer et à évaluer la probabilité et l'ampleur des conséquences négatives de la réintroduction sur les populations et les écosystèmes sources et récepteurs. Dans le contexte de la réintroduction du dard de sable dans le ruisseau Big Otter, cela comprend les changements dans la persistance et la variation génétique de la population source, les changements dans la dynamique des communautés et des écosystèmes à court et à long terme dans les écosystèmes sources et récepteurs, et la transmission de maladies aux individus de l'écosystème récepteur.

Comme décrit ci-dessus, des modèles de population ont été mis au point pour estimer la probabilité de réduire la persistance de la population source en fonction des prélèvements directs (Lamothe *et al.* 2021). Les résultats indiquent une faible probabilité de disparition de la population source causée par la fréquence et l'ampleur des prélèvements nécessaires au rétablissement d'une population. Toutefois, étant donné l'incertitude quant à l'abondance et à la trajectoire du dard de sable dans la rivière Grand (tableau A1), la probabilité et l'ampleur du risque ne peuvent être établies de façon définitive. Les recherches sur la structure génétique des populations de dard de sable indiquent une faible variation génétique au sein d'un même cours d'eau (Ginson *et al.* 2015), ce qui peut sous-entendre un risque relativement faible d'altérer la structure génétique de la population source lors des prélèvements. Il n'y a aucune preuve d'hybridation entre le dard de sable et les espèces cooccurrentes au Canada. Le risque de transmission de maladies lors des translocations aux fins de la conservation pour le dard de sable n'a pas encore été évalué.

Évaluation des risques liés aux translocations aux fins de la conservation

L'étape suivante consiste à évaluer la probabilité et l'ampleur des risques quant à la capacité à atteindre les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens. Comme pour le tableau A3, le tableau A4 n'a pas été rempli compte tenu de la portée de ce document et de la nécessité d'obtenir la contribution d'experts en espèces.

Tableau A4. Considérations sur les risques pour les populations de dard de sable et d'autres composants de l'écosystème dans les habitats sources et récepteurs des translocations proposées aux fins de la conservation.

Spécimen	Emplacement	Catégorie de risques	Résultat du risque	Probabilité du risque	Ampleur du risque	Force de la preuve	Concordance	Confiance	Références	Autres points à considérer
Cible	Source	Persistance de la population	Réduction ou modification de l'abondance de la population	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Source	Variation génétique	Modification de la variation génétique	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Source	Variation génétique	Dépression de consanguinité	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Persistance de la population	Mortalité individuelle	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Effet fondateur	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Dépression consécutive à des croisements distants	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Hybridation	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Augmentation des interactions négatives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Réduction des interactions positives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Diminution de l'habitat disponible	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés	Modification des processus écosystémiques	-	-	-	-	-	-	-

<i>Spécimen</i>	<i>Emplacement</i>	<i>Catégorie de risques</i>	<i>Résultat du risque</i>	<i>Probabilité du risque</i>	<i>Ampleur du risque</i>	<i>Force de la preuve</i>	<i>Concordance</i>	<i>Confiance</i>	<i>Références</i>	<i>Autres points à considérer</i>
		et des écosystèmes								
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Amélioration des interactions négatives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Réduction des interactions positives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Changements transformateurs sur le site d'introduction	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Changements transformateurs au-delà du site d'introduction	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Diminution de l'habitat disponible	-	-	-	-	-	-	-
Tous	Les deux	Transmission de maladies	Mortalité individuelle/diminution de la valeur adaptative	-	-	-	-	-	-	-

RÉFÉRENCES

- Barnucz, J., Reid, S.M., and Drake, D.A.R. 2020. Targeted surveys for Eastern Sand Darter in the upper Ausable River and Big Otter Creek, 2018. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1312: vi + 26 p.
- Bouvier, L.D., and N.E. Mandrak. 2010. Information in support of a recovery potential assessment of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Ontario. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/093. vi + 43pp.
- COSEWIC. 2009. COSEWIC assessment and status report on the Eastern Sand Darter *Ammocrypta pellucida*, Ontario populations and Quebec populations, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. vii + 49 pp.
- Daniels, R.A. 1993. Habitat of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida*. Journal of Freshwater Ecology 8(4): 287-295.
- Dextrase, A.J. 2013. Modelling occupancy and abundance of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) while accounting for imperfect detection. PhD dissertation, Trent University, Peterborough, Ontario.
- Dextrase, A.J., Mandrak, N.E., and Schaeffer, J.A. 2014. Modelling occupancy of an imperilled stream fish at multiple scales while accounting for imperfect detection: implications for conservation. Freshwater Biology 59: 1799-1815.
- Finch, M., Vélez-Espino, L.A., Doka, S.E., Power, M. and Koops, M.A. 2011. Recovery potential modelling of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/020. vi + 34 p.
- Finch, M., Koops, M.A., Doka, S.E., and Power, M. 2018. Population viability and perturbation analyses to support recovery of imperilled Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*). Ecology of Freshwater Fish 27(1): 378-388.
- Fisheries and Oceans Canada. 2011. Recovery potential assessment of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2011/020.
- Fisheries and Oceans Canada. 2012. Recovery strategy for the Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada: Ontario Populations. Species at Risk Act Recovery Strategy Series, Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. vii + 56 pp.
- Fisheries and Oceans Canada. 2014. Recovery strategy for the Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada: Quebec Populations. Species at Risk Act Recovery Strategy Series, Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. vii + 47 pp.
- Fisheries and Oceans Canada. 2018. Report on the Progress of Recovery Strategy Implementation for the Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada (Ontario Populations) for the Period 2012 – 2017. *Species at Risk Act* Recovery Strategy Report Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. v + 33 p.
- Ginson, R., Walter, R.P., Mandrak, N.E., Beneteau, C.L., and Heath, D.D. 2015. Hierarchical analysis of genetic structure in the habitat-specialist Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*). Ecology and Evolution 5: 695-708.
- Johnston, C.E. 1989. Spawning in the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida* (Pisces: Percidae), with comments on the phylogeny of *Ammocrypta* and related taxa. Transactions of the Illinois Academy of Sciences 82(3-4): 163-168.

-
- Lamothe, K.A., Dextrase, A.J., and Drake, D.A.R. 2019a. Aggregation of two imperfectly detected imperilled freshwater fishes: Understanding community structure and co-occurrence for multispecies conservation. *Endangered Species Research* 40: 123-132.
- Lamothe, K.A., Dextrase, A.J., and Drake, D.A.R. 2019b. Characterizing species co-occurrence patterns of imperfectly detected stream fishes to inform species reintroduction efforts. *Conservation Biology* 33(6): 1392-1403.
- Lamothe, K.A., van der Lee, A.S., Drake, D.A.R., and Koops, M.A. 2021. The translocation trade-off for eastern sand darter (*Ammocrypta pellucida*): balancing harm to source populations with the goal of re-establishment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. doi: 10.1139/cjfas-2020-0288.
- Raab, D., Mandrak, N.E., and Ricciardi, A. 2018. Low-head dams facilitate Round Goby *Neogobius melanostomus* invasion. *Biological Invasions* 20: 757-776.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. *Freshwater Fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 184. Ottawa, Canada.
- Simon, T.P., and Wallus, R. 2006. Reproductive biology and early life history of fishes in the Ohio River: Percidae – perch, pikeperch and darters, Volume 4. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Trautman, M.B. 1981. *The Fishes of Ohio with Illustrated Keys: Revised Edition*. Ohio State University Press. Ohio, United States.
- Williams, J.D. 1975. Systematics of the percid fishes of the subgenus *Ammocrypta*, genus *Ammocrypta*, with descriptions of two new species. *Bulletin of the Alabama Museum of Natural History* 1: 1-56.

ANNEXE B : RÉINTRODUCTION DE L'ÉPIOBLASME TRICORNE (*EPIOBLASMA TRIQUETRA*) DANS LA RIVIÈRE THAMES, EN ONTARIO, CANADA, À L'AIDE DU CADRE DE TRANSLOCATION AUX FINS DE LA CONSERVATION

INTRODUCTION

L'épioblasme tricorne (*Epioblasma triquetra*; Rafinesque 1820) est une moule d'eau douce relativement petite et sexuellement dimorphe qui est inscrite à la liste des espèces en voie de disparition de la LEP (COSEPAC 2011; Pêches et Océans Canada 2019). En 2011, on comptait 31 observations historiques de l'épioblasme tricorne dans le sud de l'Ontario, notamment dans le lac Érié, le lac Sainte-Claire et les rivières Ausable, Sydenham, Thames, Grand et Niagara. Toutefois, on ne trouve actuellement l'épioblasme tricorne que dans un tronçon de 93 km de la rivière East Sydenham et à cinq endroits dans un tronçon de 91 km de la rivière Ausable (figure A4; Pêches et Océans Canada 2019). La translocation aux fins de la conservation a été désignée comme une stratégie potentielle de rétablissement de l'espèce, mais n'a pas encore eu lieu.

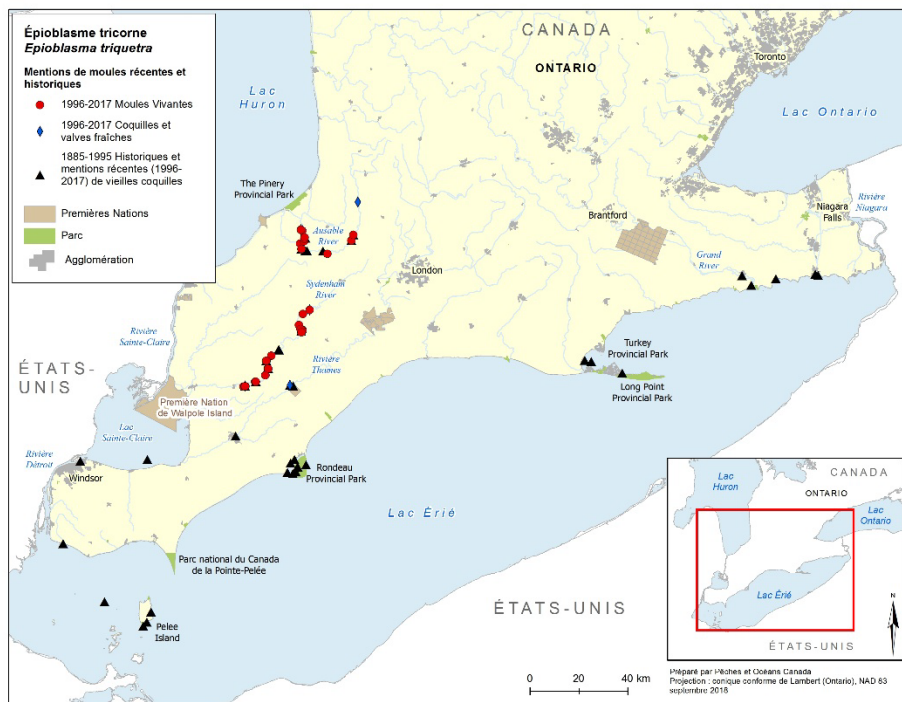


Figure A4. Répartition historique et détections récentes de l'épioblasme tricorne dans le sud-ouest de l'Ontario. Publication originale de Pêches et Océans Canada (2019).

Un exemple d'utilisation du cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation est présenté ci-dessous pour l'épioblasme tricorne dans la rivière Thames, en Ontario. Plus précisément, les étapes 1 à 3 sont présentées, afin de comprendre le niveau d'information disponible pour éclairer la prise de décision (figure A1). Bien qu'elle ne soit pas destinée à être utilisée directement pour la gestion de l'épioblasme tricorne, cette démonstration fournit une base pour les discussions futures.

ÉTAPE 1 : DÉTERMINER LES OBJECTIFS DES TRANSLOCATIONS AUX FINS DE LA CONSERVATION

Au moment d'envisager des translocations aux fins de la conservation, la première étape consiste à définir les objectifs fondamentaux et les objectifs liés aux moyens. Ici, l'objectif fondamental consiste à améliorer la survie ou le rétablissement de l'épioblasme tricolore au Canada. La méthode privilégiée pour atteindre l'objectif fondamental est la réintroduction dans la rivière Thames, en Ontario, entre Chatham et Moraviantown.

ÉTAPE 2 : ÉVALUER LA PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS FONDAMENTAUX ET LES OBJECTIFS LIÉS AUX MOYENS

L'étape suivante du cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation consiste à évaluer la probabilité que l'objectif lié aux moyens soit atteint et la probabilité qu'il améliore la survie ou le rétablissement de l'espèce. Il est notamment nécessaire de recueillir des renseignements sur les facteurs qui influenceront la capacité à atteindre les objectifs liés aux moyens et aux objectifs fondamentaux, et de noter la probabilité et l'ampleur de leur influence. Nous décrivons ici les efforts déployés pour estimer la probabilité que l'objectif lié aux moyens permette l'atteinte de l'objectif fondamental pour l'épioblasme tricolore, ainsi que les facteurs potentiels qui peuvent influencer la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens. Cependant, la notation de l'influence des facteurs individuels sur la capacité à atteindre l'objectif lié aux moyens n'est pas effectuée. L'annexe est destinée à servir de guide fonctionnel pour l'utilisation du cadre décisionnel et nécessiterait des contributions supplémentaires de la part des experts en espèces pour l'achèvement de la notation.

Probabilité que l'objectif lié aux moyens permette d'atteindre l'objectif fondamental

Des travaux de modélisation et de simulation visant à déterminer comment la réintroduction de l'espèce pourrait favoriser la survie ou le rétablissement de l'épioblasme tricolore au Canada n'ont pas encore été réalisés. La théorie et les simulations de base qui ne tiennent pas compte du cycle biologique et de l'information sur les espèces suggèrent que la probabilité de disparition d'une espèce est intrinsèquement liée au nombre de populations existantes (c.-à-d. figure 7); l'épioblasme tricolore en compte deux. Le rétablissement des populations d'épioblasme tricolore peut donc avoir des avantages immédiats pour l'espèce.

Young et Koops (2011) ont mis au point un modèle matriciel général de population pour les moules unionidées afin d'évaluer la sensibilité de la croissance de la population aux changements dans une gamme de paramètres du cycle biologique. Leurs résultats ont indiqué que le taux de croissance de la population de moules d'eau douce ayant une fécondité relativement faible et un âge avancé de maturité était le plus sensible à la survie des adultes et quelque peu sensible à la survie des juvéniles. L'âge de maturité de l'épioblasme tricolore est généralement inconnu, mais il est estimé à 5-10 ans (Dennis 1987; Yeager et Saylor 1995; Pêches et Océans Canada 2019); quant aux taux de survie et à la fécondité, ils demeurent inconnus (Butler 2007). Contrairement aux modèles présentés dans Young et Koops (2011), l'épioblasme tricolore peut démontrer un rapport des sexes favorisant les mâles dans la nature (Butler 2007), ce qui pourrait accroître le risque de disparition locale si les retraits d'individus sources sont trop importants.

Considérations relatives à la population La répartition de l'épioblasme tricolore a été bien décrite (Butler 2007; Pêches et Océans Canada 2019; figure A4; tableau A5). On estime qu'il reste moins de 50 populations autosuffisantes d'épioblasme tricolore en Amérique du Nord, dont seulement deux populations connues au Canada (Pêches et Océans Canada 2019;

tableau A5). Les deux populations d'épioblasme tricorne de l'Ontario sont géographiquement déconnectées l'une de l'autre, le rétablissement naturel des sites disparus étant peu probable étant donné la dispersion relativement faible du fouille-roche zébré (*Percina caprodes*), l'espèce hôte obligatoire (McNichols 2007; Schwalb *et al.* 2011). La structure génétique des populations d'épioblasme tricorne a été bien décrite (Zanatta et Murphy 2008; Zanatta et Wilson 2011; Galbraith *et al.* 2015; Beaver *et al.* 2019). Dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, les données probantes sur la différenciation des populations correspondent aux attentes basées sur les voies de colonisation post-glaciaire (Beaver *et al.* 2019) et les populations présentent une plus grande différenciation entre les populations qu'au sein des populations (Galbraith *et al.* 2015).

Tableau A5. Indice d'abondance relative, trajectoire et état de la population pour chaque population d'épioblasme tricorne en Ontario. Les classements de certitude sont faits selon les catégories suivantes : 2 = captures par unité d'effort ou échantillonnage normalisé, ou 3 = opinion d'expert.

Population	Indice d'abondance relative	Trajectoire de la population	État de la population
Lac Huron			
<i>Rivière Ausable</i>	Faible (2)	Stable (2)	Mauvais
Lac Sainte-Clair			
<i>Rivière Thames</i>	Disparue du pays (2)	Sans objet	Disparue
<i>Rivière East Sydenham</i>	Moyen (2)	Stable (2)	Moyen
Lac Érié			
<i>Rivière Grand</i>	Disparue du pays (2)	Sans objet	Disparue
<i>Rivière Niagara</i>	Disparue du pays (3)	Sans objet	Disparue

L'épioblasme tricorne tend à se trouver en densités extrêmement faibles au sein de diverses agrégations de moules d'eau douce. Des études précédentes (Baitz *et al.* 2008) dans la rivière Ausable donnent à penser que l'épioblasme tricorne est présent selon une densité d'environ 0,09 individu/m² (aire de répartition : 0,01/0,25). Compte tenu de la faible abondance suspectée, le prélèvement d'individus dans la nature pour servir directement de stock source présenterait probablement un risque accru de déclin de la population source. Aux États-Unis, la reproduction de l'épioblasme tricorne a été faite par l'humain et les individus relâchés à des fins de conservation (Barnhart 2002).

Considérations relatives à l'habitat L'épioblasme tricorne occupe un habitat de rapides peu profond dans les rivières et les ruisseaux de taille petite à moyenne où la grosseur du substrat varie du sable aux rochers (Clarke 1981; Buchanan 1990; Metcalfe-Smith *et al.* 2003, 2007; Baitz *et al.* 2008; Pêches et Océans Canada 2019). En Ontario, l'espèce a été détectée dans des zones des rivières Ausable et East Sydenham où les profondeurs variaient de 12 à 21 cm avec un débit sur le site de 0,03 à 0,38 m/s. Le plus souvent, l'espèce est enfouie dans le substrat. Le fouille-roche zébré, l'espèce hôte de l'épioblasme tricorne, peut occuper une grande variété d'habitats, y compris les lacs et les cours d'eau à débit lent ou rapide (Scott et

Crossman 1973; Robinson et Buchanan 1988; Holm *et al.* 2009). Le fouille-roche zébré préfère les substrats rocheux mais on peut le trouver dans des zones présentant une variété de substrats et de végétation (Scott et Crossman 1973; Holm *et al.* 2009).

Considérations relatives à la communauté Les moules inscrites à la liste de la LEP ont tendance à se trouver dans des communautés de moules et de macroinvertébrés benthiques diversifiées (Eveleens 2021). La rivière Thames est composée d'un assemblage de moules d'eau douce relativement diversifié, avec au moins 28 espèces cooccurrentes (tableau A6).

Tableau A6. Espèces de moules d'eau douce capturées précédemment dans la rivière Thames (2004-2018).

Genre	Espèce	Nom commun
<i>Alasmidonta</i>	<i>marginata</i>	alasmidonte rugueuse
<i>Alasmidonta</i>	<i>viridis</i>	alasmidonte verdâtre
<i>Amblema</i>	<i>plicata</i>	amblème à trois côtes
<i>Anodontoides</i>	<i>ferussacianus</i>	anodonte cylindrique
<i>Cambarunio</i>	<i>iris</i>	villeuse irisée
<i>Cyclonaias</i>	<i>pustulosa</i>	mulette pustulée
<i>Cyclonaias</i>	<i>tuberculata</i>	mulette verruqueuse
<i>Eurynia</i>	<i>dilatata</i>	elliptio pointu
<i>Fusconaia</i>	<i>flava</i>	fusconaia jaune
<i>Lampsilis</i>	<i>cardium</i>	lampsile cordiforme
<i>Lampsilis</i>	<i>fasciola</i>	lampsile fasciolée
<i>Lampsilis</i>	<i>siliquoidea</i>	lampsile siliquoïde
<i>Lasmigona</i>	<i>complanata</i>	lasmigone blanche
<i>Lasmigona</i>	<i>compressa</i>	lasmigone des ruisseaux
<i>Lasmigona</i>	<i>costata</i>	lasmigone cannelée
<i>Ligumia</i>	<i>recta</i>	ligumie noire
<i>Obliquaria</i>	<i>réflexe</i>	obliquaire à trois cornes
<i>Ortmanniana</i>	<i>ligamentina</i>	mulette ligamentine
<i>Paetulunio</i>	<i>fabalis</i>	villeuse haricot
<i>Pleurobema</i>	<i>sintoxia</i>	pleurobème ronde
<i>Potamilus</i>	<i>alatus</i>	potamile ailé
<i>Potamilus</i>	<i>fragilis</i>	leptodée fragile
<i>Pyganodon</i>	<i>grandis</i>	grande anodonte
<i>Quadrula</i>	<i>quadrula</i>	mulette feuille-d'érable
<i>Strophitus</i>	<i>undulatus</i>	strophite ondulé
<i>Truncilla</i>	<i>donaciformis</i>	troncille pied-de-faon
<i>Truncilla</i>	<i>truncata</i>	troncille doigt-de-cerf
<i>Utterbackia</i>	<i>imbecillis</i>	anodonte papyracée

Le fouille-roche zébré, l'espèce hôte de l'épioblasme tricorne, est souvent caractérisée comme une espèce d'abondance relativement faible, ce qui peut être dû à sa capacité d'éviter une senne en occupant des eaux plus profondes que 1 m (Scott et Crossman 1973). Néanmoins, le fouille-roche zébré a été échantillonné dans la rivière Thames en abondance relativement élevée (Lamothe *et al.* 2020). Il n'y a pas de preuve d'autres associations biotiques pour le fouille-roche zébré en dehors de la relation parasitaire avec l'épioblasme tricorne. Étant donné sa taille, le fouille-roche zébré peut avoir pour prédateurs des poissons à ouverture de la bouche suffisante.

Considérations relatives aux menaces La rivière Thames est considérée comme modérément affectée par plusieurs menaces. La probabilité et l'ampleur des effets des contaminants et des substances toxiques, des espèces envahissantes et de la suppression et de la modification de l'habitat dans la rivière Thames sont considérées comme relativement élevées, les effets de la charge en nutriments et de la charge sédimentaire étant considérés comme moyens

(tableau A7). De façon plus générale, les menaces pesant sur l'épioblasme tricorne dans toute l'aire de répartition de l'espèce ont été examinées (Butler 2007).

*Tableau A7. Résumé des menaces pesant sur les populations d'épioblasme tricorne en Ontario. État de la menace pour toutes les populations résultant d'une analyse de la probabilité et des effets de la menace effectuée à l'origine pour l'obliquaire à trois cornes (*Obliquaria reflexa*; rivière Sydenham, rivière Thames, rivière Grand; Pêches et Océans Canada 2014) et la villeuse irisée (*Villosa iris*; rivière Ausable; Pêches et Océans Canada 2018), considérés comme des espèces adéquates pour évaluer les effets de la menace. Le nombre entre parenthèses correspond au niveau de certitude attribué à chaque état de menace, qui reflète le plus faible niveau de certitude associé à l'un ou l'autre des paramètres initiaux (probabilité de la menace ou effets de la menace). La certitude a été classée comme suit : 2 = études corrélatives; 3 = opinion d'experts.*

Menaces	Rivière Sydenham	Rivière Thames	Rivière Grand	Rivière Ausable
Contaminants et substances toxiques	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)
Charges en nutriments	Moyen (3)	Moyen (3)	Élevé (3)	Élevé (3)
Turbidité	Moyen (3)	Inconnu (3)	Inconnu (3)	Élevé (3)
Charge sédimentaire	Moyen (3)	Moyen (3)	Moyen (3)	Élevé (3)
Espèces envahissantes	Faible (2)	Élevé (2)	Élevé (2)	Moyen (2)
Destruction et modification de l'habitat	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	Moyen (3)
Régime d'écoulement modifié	Faible (3)	Faible (3)	Moyen (3)	Moyen (3)
Poisson-hôte (espèce envahissante)	Inconnu (3)	Inconnu (3)	Inconnu (3)	Moyen (3)

Les menaces pesant sur l'espèce hôte doivent également être prises en compte lors de la translocation aux fins de la conservation des moules d'eau douce. Le fouille-roche zébré est considéré comme une espèce relativement rustique (Robinson et Buchanan 1988; Argent et Kimmel 2011). Les menaces à la persistance du fouille-roche zébré incluent l'envasement et la turbidité, ainsi que les espèces envahissantes (Robinson et Buchanan 1988; Holm *et al.* 2009). Le gobie à taches noires occupe une niche écologique similaire à celle de fouille-roche zébré, avec une préférence commune pour l'habitat (Raab *et al.* 2018) et un régime alimentaire similaire à toutes les étapes du cycle de vie (Burkett et Jude 2015). Des essais expérimentaux ont démontré la capacité compétitive supérieure du gobie à taches noires par rapport au fouille-roche zébré (Balshine *et al.* 2005; Leino et Mensinger 2017). Cependant, une réduction significative des populations de fouille-roche zébré n'a pas été observée dans les zones envahies par le gobie à taches noires, ce qui peut être lié à la meilleure capacité du fouille-roche zébré à occuper des habitats plus profonds à fond mou (Burkett et Jude 2015; Leino et Mensinger 2017), à la stratégie de reproduction consistant à enterrer les œufs dans le substrat, ce qui permet un recrutement continu (Page 1983), ou à un échantillonnage insuffisant et un manque de recherche.

Évaluation des avantages potentiels d'une translocation aux fins de la conservation

Sur la base des facteurs décrits ci-dessus, l'influence attendue des facteurs sur la capacité à réussir une réintroduction doit être notée. Le tableau A8 n'a pas été rempli étant donné la nécessité d'une contribution supplémentaire des experts en espèces.

Tableau A8. Facteurs pouvant influencer la capacité de rétablir une population disparue d'épioblasme tricorne.

Espèce cible : *Epioblasme tricorne* (*Epioblasma triquetra*) – EN VOIE DE DISPARITION

Énoncé du problème : L'*épioblasme tricorne* est inscrit comme espèce en voie de disparition en vertu de la LEP. La réintroduction a été désignée comme un programme de rétablissement potentiel pour l'espèce dans la rivière Thames, en Ontario, mais des efforts dans ce sens n'ont pas encore été déployés. La population de départ des translocations aux fins de la conservation n'a pas été déterminée.

Objectif fondamental : Améliorer la survie ou le rétablissement de l'*épioblasme tricorne* au Canada.

Objectif lié aux moyens : Rétablir une population d'*épioblasmes tricornes* dans la rivière Thames, en Ontario, entre Chatham et Moraviantown.

Catégorie	Facteurs	Probabilité	Force de la preuve	Concordance	Confiance	Références	Autres points à considérer
Considérations relatives à la population	L'abondance de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La structure d'âge de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La diversité et la variation génétiques de la population source permettent d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La diversité et la variation génétiques de la population réceptrice permettent d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	La stratégie démographique de la population source permet d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
	Des techniques de reproduction ou d'élevage en captivité sont disponibles pour atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
Habitat	L'habitat du site récepteur correspond aux préférences des espèces (p. ex. clarté de l'eau, vitesse de l'eau, profondeur, végétation, substrat).	-	-	-	-	-	-
	Le milieu récepteur contient une quantité suffisante d'habitats pour soutenir toutes les étapes du cycle de vie.	-	-	-	-	-	-
	L'habitat récepteur présente une connectivité suffisante pour soutenir toutes les étapes du cycle de vie.	-	-	-	-	-	-
Considérations relatives à la communauté	Les dépendances obligatoires, facultatives ou parasitaires entre les espèces limitent la capacité d'atteindre l'objectif lié aux moyens.	-	-	-	-	-	-
Menaces	Des menaces pertinentes limitent la capacité d'atteindre l'objectif lié aux moyens, notamment :	-	-	-	-	-	-
	Espèces envahissantes	-	-	-	-	-	-
	Développement résidentiel et commercial	-	-	-	-	-	-
	Agriculture et aquaculture	-	-	-	-	-	-
	Production d'énergie et exploitation minière	-	-	-	-	-	-
	Utilisation des ressources biologiques	-	-	-	-	-	-

<i>Catégorie</i>	<i>Facteurs</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Force de la preuve</i>	<i>Concordance</i>	<i>Confiance</i>	<i>Références</i>	<i>Autres points à considérer</i>
Menaces (suite)	Corridors de transport et de service	-	-	-	-	-	-
	Intrusions et perturbations humaines	-	-	-	-	-	-
	Modification des systèmes naturels	-	-	-	-	-	-
	Pollution	-	-	-	-	-	-
	Phénomènes géologiques	-	-	-	-	-	-
	Parasites ou transmission de maladies	-	-	-	-	-	-
	Modification ou dégradation futures de l'habitat	-	-	-	-	-	-
	Changements climatiques	-	-	-	-	-	-
Autres facteurs	-	-	-	-	-	-	

ÉTAPE 3 : DÉTERMINER ET ÉVALUER LA PROBABILITÉ ET L'AMPLEUR DES CONSÉQUENCES IMPRÉVUES

L'étape suivante du cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation consiste à déterminer et à évaluer la probabilité et l'ampleur des conséquences imprévues de la réintroduction sur la population source ainsi que sur les écosystèmes sources et récepteurs. Dans le contexte de la réintroduction de l'épioblasme tricorne, cela comprend les changements dans la persistance et la variation génétique de la population source, les changements dans la dynamique des communautés et des écosystèmes à court et à long terme dans les écosystèmes source et récepteur, et la transmission de maladies aux individus de l'écosystème récepteur.

Le retrait d'individus d'une population pour effectuer une translocation peut avoir des effets négatifs immédiats, en particulier lorsque les populations sont petites ou lorsqu'il y a peu d'individus reproducteurs. Selon les meilleures connaissances disponibles, l'abondance des deux populations restantes au Canada pourrait limiter le nombre d'individus disponibles pour les translocations. L'élevage en captivité peut être une option, car l'élevage de l'épioblasme tricorne a été expérimenté au Canada (Wilson *et al.* 2021) et la reproduction et le relâchement d'individus ont été faits avec succès aux États-Unis (Barnhart 2002). Si l'élevage en captivité est considéré comme une approche possible, les recherches sur d'autres unionidés inscrits à la liste de la LEP indiquent que moins de 15 femelles gravides sont nécessaires pour conserver les niveaux naturels de variation génétique (VanTassel *et al.* 2021). Il est peu probable que la réintroduction de l'épioblasme tricorne ait des effets négatifs mesurables sur les unionidés cooccurrents dans l'habitat récepteur. Une évaluation du risque de transmission potentiel de maladies n'a pas encore été réalisée pour les translocations de l'épioblasme tricorne.

Évaluation des risques liés aux translocations aux fins de la conservation

L'étape suivante consiste à évaluer la probabilité et l'ampleur des risques quant à la capacité à atteindre les objectifs liés aux moyens et les objectifs fondamentaux. Comme pour le tableau A8, le tableau A9 n'a pas été rempli, car des contributions supplémentaires des experts en espèces sont nécessaires.

Tableau A9. Considérations sur les risques pour les populations d'épioblasme tricorne et d'autres composants de l'écosystème dans les habitats sources et récepteurs des translocations proposées aux fins de la conservation.

Spécimen	Emplacement	Catégorie de risques	Résultat du risque	Probabilité du risque	Ampleur du risque	Force de la preuve	Concordance	Confiance	Références	Autres points à considérer
Cible	Source	Persistance de la population	Réduction ou modification de l'abondance de la population	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Source	Variation génétique	Modification de la variation génétique	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Source	Variation génétique	Dépression de consanguinité	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Persistance de la population	Mortalité individuelle	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Effet fondateur	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Dépression consécutive à des croisements distants	-	-	-	-	-	-	-
Cible	Récepteur	Variation génétique	Hybridation	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Augmentation des interactions négatives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Réduction des interactions positives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Diminution de l'habitat disponible	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Source	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Modification des processus écosystémiques	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Amélioration des interactions négatives	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Réduction des interactions positives	-	-	-	-	-	-	-

<i>Spécimen</i>	<i>Emplacement</i>	<i>Catégorie de risques</i>	<i>Résultat du risque</i>	<i>Probabilité du risque</i>	<i>Ampleur du risque</i>	<i>Force de la preuve</i>	<i>Concordance</i>	<i>Confiance</i>	<i>Références</i>	<i>Autres points à considérer</i>
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Changements transformateurs sur le site d'introduction	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Changements transformateurs au-delà du site d'introduction	-	-	-	-	-	-	-
Autre	Récepteur	Dynamique des communautés et des écosystèmes	Diminution de l'habitat disponible	-	-	-	-	-	-	-
Tous	Les deux	Transmission de maladies	Mortalité individuelle/diminution de la valeur adaptative	-	-	-	-	-	-	-

RÉFÉRENCES

- Argent, D.G., and Kimmel, W.G. 2011. Influence of navigational lock and dam structures on adjacent fish communities in a major river system. *River Research and Applications* 27: 1325-1333.
- Baitz, A., M. Veliz, H. Brock, and Staton, S. 2008. Monitoring program to track the recovery of endangered freshwater mussels in the Ausable River, Ontario [DRAFT]. Prepared for the Ausable River Recovery Team, the Interdepartmental Recovery Fund and Fisheries and Oceans Canada. 26 p.
- Balshine, S., Verma, A., Chant, V., and Theysmeyer, T. 2005. Competitive interactions between Round Gobies and Logperch. *Journal of Great Lakes Research* 31: 68-77.
- Barnhart, M.C. 2002. Propagation and culture of mussel species of concern annual report for 2002. Springfield: Southwest Missouri State University. Prepared for the Missouri Department of Conservation and U.S. Fish and Wildlife Service. iii + 37 pp.
- Beaver, C.E., Woolnough, D.A., and Zanatta, D.T. 2019. Assessment of genetic diversity among populations of *Epioblasma triquetra* in the Laurentian Great Lakes drainage. *Freshwater Science* 38(3): 527-542.
- 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.
- Burkett, E.M., and Jude, D.J. 2015. Long-term impacts of invasive round goby *Neogobius malanostomus* on fish community diversity and diets in the St. Clair River, Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 41(3): 862-872.
- Butler, R.S. 2007. Status assessment report for the snuffbox, *Epioblasma triquetra*, a freshwater mussel occurring in the Mississippi River and Great Lakes Basins. Report for the Ohio River Valley Ecosystem Team Mollusk Subgroup. Asheville, North Carolina, USA. 211 pp.
- Clarke, A.H. 1981. The Freshwater Molluscs of Canada. National Museums of Canada, Ottawa. 446 p.
- COSEWIC. 2011. COSEWIC assessment and status report on the Snuffbox *Epioblasma triquetra* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 50 pp.
- 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.
- DFO. 2014. Recovery potential assessment of Threehorn Wartyback (*Obliquaria reflexa*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2014/014.
- Eveleens, R.A. 2021. Does it take a community to save a species? Examining the use of community interactions to restore unionid species at risk. M.Sc. Thesis. University of Windsor. Windsor, Ontario, Canada. 173 pp.
- Fisheries and Oceans Canada. 2018. Recovery strategy and action plan for the Rainbow (*Villosa iris*) in Canada [Proposed]. In *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. v + 63 pp.
- Fisheries and Oceans Canada. 2019. Recovery Strategy for Northern Riffleshell, Snuffbox, Round Pigtoe, Salamander Mussel, and Rayed Bean in Canada. In *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*. Ottawa: Fisheries and Oceans Canada. ix + 96 p.

-
- Galbraith, H.S., Zanatta, D.T., and Wilson, C.C. 2015. Comparative analysis of riverscape genetic structure in rare, threatened and common freshwater mussels. *Conservation Genetics* 16: 845-857.
- Holm, E., Mandrak, N.E., and Burrige, M.E. 2009. *The ROM Field Guide to Freshwater Fishes of Ontario*. Friesens Printers, Altona, Manitoba, Canada.
- Lamothe, K.A., Ziegler, J.P., Gáspárdy, R., Barnucz, J., and Drake, D.A.R. 2020. Abiotic and biotic associations between the round goby *Neogobius melanostomus* and tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* with the endangered northern madtom *Noturus stigmosus* in Canada. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30: 691-700.
- Leino, J.R., and Mensinger, A.F. 2017. Interspecific competition between the round goby, *Neogobius melanostomus*, and the logperch, *Percina caprodes*, in the Duluth-Superior Harbour. *Ecology of Freshwater Fish* 26: 34-41.
- McNichols, K.A. 2007. Host fish and population dynamics of Species at Risk freshwater mussels in Ontario. M.Sc. Thesis. The University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada. 167 pp.
- Metcalfe-Smith, J.L., Di Maio, J., Staton, S.K., and de Solla, S.R. 2003. Status of the freshwater mussel communities of the Sydenham River, Ontario, Canada. *The American Midland Naturalist* 150(1): 37-50.
- Metcalfe-Smith, J.L., McGoldrick, D.J., Zanatta, D.T., and Grapentine, L.C. 2007. Development of a monitoring program for tracking the recovery of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario. Prepared for the Sydenham River Recovery Team, the Interdepartmental Recovery Fund and Fisheries and Oceans Canada. 61 p.
- Page, L. 1983. *Handbook of Darters*. T.F.H. Publications, Inc. United States. 271 p.
- Raab, D., Mandrak, N.E., and Ricciardi, A. 2018. Low-head dams facilitate Round Goby *Neogobius melanostomus* invasion. *Biological Invasions* 20: 757-776.
- Robinson, H.W., and Buchanan, T.M. 1988. *Fishes of Arkansas*. The University of Arkansas Press. Fayetteville, Arkansas, United States
- Schwalb, A.N., Poos, M.S., and Ackerman, J.D. 2011. Movement of logperch—the obligate host fish for endangered snuffbox mussels: implications for mussel dispersal. *Aquatic Sciences* 73: 223-231.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. *Freshwater Fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 184. Ottawa, Canada.
- VanTassel, N.M., Morris, T.J., Wilson, C.G., and Zanatta, D.T. 2021. Genetic diversity maintained in comparison of captive-propagated and wild populations of *Lampsilis fasciola* and *Ptychobranchnus fasciolaris* (Bivalvia: Unionidae). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 78(9).
- Wilson, C., McNichols-O'Rourke, K., Pierman, J., and Johnson, P. 2021. Pond rearing of *Lampsilis fasciola*, *Ptychobranchnus fasciolaris* and *Epioblasma triquetra* to investigate feasibility of broodstock development in Morris, T.J., McNichols-O'Rourke, K.A., Goguen, M.N., and Reid, S.M. (Editors). In review. *Proceedings of the 2021 Canadian Freshwater Mollusc Research Meeting: December 7-8, 2021, Burlington, Ontario*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. XXXX: vi + 37 p.
- Yeager, B.L., and Saylor, C.F. 1995. Fish hosts for four species of freshwater mussels (Pelecypoda: Unionidae) in the Upper Tennessee River Drainage. *American Midland Naturalist* 133: 1-6.

Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2011. Recovery potential modelling of Eastern Pondmussel (*Ligumia nasuta*), Fawnsfoot (*Truncilla donaciformis*), Mapleleaf (*Quadrula quadrula*), and Rainbow (*Villosa iris*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/119. iv + 10 p.

Zanatta, D.T., and Murphy, R.W. 2008. The phylogeographic and management implications of genetic population structure in the imperiled snuffbox mussel, *Epioblasma triquetra* (Bivalvia: Unionidae). Biological Journal of the Linnean Society 93: 371-384.

Zanatta, D.T., and Wilson, C.C. 2011. Testing congruency of geographic and genetic population structure for a freshwater mussel (Bivalvia: Unionoida) and its host fish. Biological Journal of the Linnean Society 102: 669-685.