



Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/031

Région de la capitale nationale

Méthodes et sources de données pour soutenir l'analyse de la population de l'anguille d'Amérique

David K. Cairns¹, Trevor S. Avery², José Benchetrit³, Virginie Bornarel⁴, John M. Casselman⁵, Martin Castonguay⁶, Shannan K. Crow⁷, Malte Dorow⁸, Hilaire Drouineau⁹, Jens Frankowski⁸, Heather S. Galbraith¹⁰, Alex Haro¹⁰, Simon D. Hoyle¹¹, D. Craig Knickle¹², Marten A. Koops¹³, Luke A. Poirier¹⁴, Merrill B. Rudd¹⁵, James T. Thorson¹⁶, Erika K. Williams¹⁷, John Young¹⁸, et Xinhua Zhu¹⁹

¹Pêches et Océans Canada, C.P. 1236, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), C1A 7M8, Canada.

²Département de biologie et Département de mathématiques et de statistiques, Université Acadia, Wolfville (Nouvelle-Écosse), B4P 2R6, Canada

³Pêches et Océans Canada, 200, rue Kent, Ottawa (Ontario), K1A 0E6, Canada

⁴Département de zoologie, Université de Colombie-Britannique, Vancouver (Colombie-Britannique) V6T 1Z4, Canada

⁵Département de biologie, Université Queens, 116, rue Barrie, Kingston (Ontario), K7L 3N6, Canada

⁶Pêches et Océans Canada, C.P. 1000, Mont-Joli (Québec), G5H 3Z4, Canada

⁷Institut national de recherche sur l'eau et l'atmosphère, 10 Kyle St., Riccarton, Christchurch, 8011, Nouvelle-Zélande

⁸Centre de recherche de Mecklenbourg-Poméranie-Occidentale pour l'agriculture et la pêche, Institut de la pêche, Fischerweg 408, 18069, Rostock, Allemagne

⁹Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA), 50, avenue de Verdun Gazinet, 33612 CESTAS, France.

¹⁰Service géologique des États-Unis, Centre des sciences Leetown, Direction de la recherche sur

les poissons anadromes S.O. Conte, Turners Falls, Massachusetts, 01376, États-Unis

¹¹Institut national de recherche sur l'eau et l'atmosphère, 217 Akersten Street, Port Nelson, Nouvelle-Zélande

¹²Confédération mi'kmaq de l'Île-du-Prince-Édouard, 199, rue Grafton, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), C1A 1L2, Canada

¹³Pêches et Océans Canada, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario), L7S 1A1

¹⁴Pêches et Océans Canada, C.P. 5030, Moncton (Nouveau-Brunswick), E1C 9B6, Canada

¹⁵Scaleability LLC, 4425 Letitia Avenue South, Seattle, Washington, 98118, États-Unis

¹⁶Centre des sciences halieutiques de l'Alaska, Service national des pêches maritimes, 7600 Sand Point Way N.E., Seattle, Washington, 98115, États-Unis

¹⁷Institut national de recherche sur l'eau et l'atmosphère, 301 Evans Bay Parade Hataitai, Wellington, 6021, Nouvelle-Zélande

¹⁸Service géologique des États-Unis, Centre des sciences Leetown, Direction de l'écologie aquatique, Kearneysville, Virginie-Occidentale, 25430, États-Unis

¹⁹Pêches et Océans Canada, 501, Université Crescent, Winnipeg (Manitoba), R3T 2N6, Canada

Auteur correspondant : David Cairns, david.cairns@dfo-mpo.gc.ca

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 de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272
ISBN 978- 0-660-38452-8 N° cat. Fs70- 5/2021-031F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Cairns, D.K., Avery, T.S., Benchetrit, J., Bornarel, V., Casselman, J.M., Castonguay, M., Crow, S.K., Dorow, M., Drouineau, H., Frankowski, J., Galbraith, H.S., Haro, A., Hoyle, S.D., Knickle, D.C., Koops, M.A., Poirier, L.A., Rudd, M.B., Thorson, J.T., Williams, E.K., Young, J., et Zhu, X. 2021. Méthodes et sources de données pour soutenir l'analyse de la population de l'anguille d'Amérique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2021/031. vii + 86 p.

Also available in English :

Cairns, D.K., Avery, T.S., Benchetrit, J., Bornarel, V., Casselman, J.M., Castonguay, M., Crow, S.K., Dorow, M., Drouineau, H., Frankowski, J., Galbraith, H.S., Haro, A., Hoyle, S.D., Knickle, D.C., Koops, M.A., Poirier, L.A., Rudd, M.B., Thorson, J.T., Williams, E.K., Young, J., and Zhu, X. 2021. Methods and data sources to support American eel population analysis. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/031. vi + 77 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	VII
INTRODUCTION	1
DÉFIS D'UNE ÉVALUATION DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE À L'ÉCHELLE DE L'AIRE DE RÉPARTITION.....	2
RÉPARTITION ET ABONDANCE	4
EXPLORATION DES REGISTRES SUR L'AIRE DE RÉPARTITION (CONTRIBUTEURS : DAVID CAIRNS, JOSÉ BENCHETRIT, LUKE POIRIER, ET TREVOR AVERY)	4
Type A. Accès à des bases de données sur la biodiversité tenues par des professionnels.	4
Type B. Assemblage de bases de données sollicitées auprès de chercheurs et d'organismes.....	5
Type C. Recherche d'enregistrements individuels et dispersés	6
Type D. Exploration des rapports historiques sur les débarquements.....	6
ABONDANCE SELON LES RELEVÉS PAR BATEAUX À FOND DE VERRE (CONTRIBUTEUR : DAVID CAIRNS).....	7
L'ABONDANCE À PARTIR DE LA PÊCHE À L'ÉLECTRICITÉ EN EMBARCATION (CONTRIBUTEUR : JOHN CASSELMAN)	9
L'ABONDANCE DANS DES ENCLOS DE FILET (CONTRIBUTEURS : MALTE DOROW ET JENS FRANKOWSKI).....	11
Évaluation de l'enclos	11
Résultats du suivi 2009-2018.....	12
Conclusion	12
RÉPARTITION ET ABONDANCE DE L'ADN ENVIRONNEMENTAL (CONTRIBUTEUR : CRAIG KNICKLE)	12
ABONDANCE DES RELEVÉS LARVAIRES (CONTRIBUTEUR : MARTIN CASTONGUAY)	14
RESSOURCES ET OUTILS D'ANALYSE	15
BASES DE DONNÉES ENVIRONNEMENTALES (CONTRIBUTEUR : DAVID CAIRNS)	15
FETCH COMME COVARIABLE D'ABONDANCE (CONTRIBUTEURS : DAVID CAIRNS ET DERYCK MILLS).....	16
COMPTABILISER LES EFFETS NETS DES PETITS BARRAGES (CONTRIBUTEUR : DAVID CAIRNS).....	18
Effets et nombres des barrages	18
Effets des barrages à l'Île-du-Prince-Édouard	19
Effets sur la science de la conservation liée aux barrages	20
DÉVELOPPEMENT D'UN MODÈLE PILOTE D'HABITAT FONDÉ SUR LE SIG (CONTRIBUTEURS : JOHN YOUNG, ALEX HARO ET HEATHER GALBRAITH)	21
MODÈLE SPATIO-TEMPOREL NÉO-ZÉLANDAIS (CONTRIBUTEURS : SIMON HOYLE, MERRILL RUDD, SHANNAN CROW, JAMES THORSON ET ERICA WILLIAMS)	22
Contexte.....	22
Méthodes	23
Perspectives.....	24

LE RECRUTEMENT DE CIVELLES COMME BASE D'ÉVALUATION (CONTRIBUTEURS : VIRGINIE BORNAREL ET HILAIRE DROUINEAU)	24
ESTIMATION DE LA STRUCTURE DES ÂGES À PARTIR DE LA STRUCTURE DES LONGUEURS (CONTRIBUTEUR : XINHUA ZHU).....	26
L'UTILISATION DES PARAMÈTRES DU CYCLE DE VIE PERMET DE COMBLER LES LACUNES DANS LES VALEURS D'ENTRÉE DE L'ÉVALUATION DES STOCKS (CONTRIBUTEUR : MARTEN KOOPS)	29
MODÉLISATION DU CYCLE DE VIE (CONTRIBUTEUR : MARTEN KOOPS)	31
DISCUSSION.....	32
RÉPARTITION ET ABONDANCE	32
RESSOURCES ET OUTILS D'ANALYSE.....	33
CONCLUSION	34
REMERCIEMENTS	35
RÉFÉRENCES CITÉES	35
TABLEAUX ET FIGURES.....	50

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Bases de données sélectionnées qui indiquent ou pourraient indiquer les emplacements où se trouve l'anguille d'Amérique.....	50
Tableau 2. Relevés marins qui peuvent échantillonner les anguilles d'Amérique, mais qui n'ont pas été rassemblés dans des bases de données multi-relevés.	51
Tableau 3. Densités et intervalles de confiance estimatifs de l'anguille d'Amérique à partir de relevés à bord de bateaux à fond de verre et de relevés de capture-marquage-recapture dans les eaux lenticules salées et douces du sud du golfe du Saint-Laurent. Données de Cairns et al. 2008; ICES 2009; et Hallett 2013.	54
Tableau 4. Sommaire statistique des densités estimées de l'anguille d'Amérique et des intervalles de confiance tels que présentés en Tableau 3.	57
Tableau 5. Prises quantitatives par pêche à l'électricité au lac Ontario, dans la région de Main Duck (îles Main Duck et Yorkshire) et dans le haut Saint-Laurent, battures de Mallorytown, de 1984 à 2015, indiquant le nombre d'anguilles pêchées à l'électricité par heure qui étaient d'origine naturelle, ainsi que les prises totales, y compris les anguillesensemencées	59
Tableau 6. Bases de données environnementales sélectionnées qui peuvent aider à progresser vers une évaluation du stock d'anguilles d'Amérique à l'échelle de l'aire de répartition.....	60
Tableau 7. Les longueurs moyennes, les âges moyens et les taux de croissance moyens entre le recrutement dans les eaux continentales et l'année d'échantillonnage des anguilles d'Amérique dans le bassin du Saint-Laurent.	63
Tableau 8.. Les longueurs moyennes, les âges moyens et les taux de croissance moyens entre le recrutement dans les eaux continentales et l'année d'échantillonnage des anguilles d'Amérique dans le bassin du Saint-Laurent.	67

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Lieux de pêche et aire de répartition continentale indigène plausible de l'anguille d'Amérique, indiqués en vert (région de l'Atlantique Nord), bleu et violet (région de l'Atlantique Ouest), brun et ambre (région du golfe du Mexique), et rouge et rose (région des Caraïbes). Les nuances de couleurs dans la région de l'Atlantique Ouest indiquent les zones d'évaluation du potentiel de rétablissement. L'aire de répartition continentale réelle de l'anguille d'Amérique est un sous-ensemble de l'aire de répartition cartographiée plausible. Le site de frai de l'anguille d'Amérique est tiré de Miller et al. (2015). 70
- Figure 2. Disponibilité géographique des données sur la longueur de l'anguillette d'Amérique, la croissance de l'anguille, la longueur de l'anguille argentée, l'âge de l'anguille argentée, le rapport des sexes, la fécondité, la mortalité naturelle et la densité par région, salinité et sexe. Fondé sur des compilations de Cairns (2020). 71
- Figure 3. Principales caractéristiques des méthodes et des sources de données traitées dans le présent document. 72
- Figure 4. Emplacements de 248 769 traits tirés de 26 relevés au chalut de fond et à la senne de plage sur la côte est de l'Amérique du Nord, dont 10 715 ont signalé des anguilles d'Amérique, selon la compilation de Cairns et al. (2017). Les emplacements approximatifs des relevés qui n'ont pas été compilés dans des bases de données multi-relevés sont également indiqués. Encart A : Taux de capture de l'anguille dans le relevé du PSEG au chalut de fond dans la rivière et la baie Delaware. Encadré B : Taux de capture de l'anguille dans les sennes de plage du Programme communautaire de surveillance aquatique à l'Île-du-Prince-Édouard. 73
- Figure 5. Taux de capture de l'anguille d'Amérique en fonction de la distance par rapport aux embouchures des estuaires de l'Hudson, du Delaware et de la rivière James, d'après les relevés compilés par Cairns et al. (2017). Les flèches noires indiquent la limite entre les estuaires salins et d'eau douce. 74
- Figure 6. Emplacement des relevés d'anguilles d'Amérique pour l'Amérique centrale tels que rassemblés par Benchetrit et McCleave (2016). 75
- Figure 7. Débarquements de produits de la pêche déclarés par espèce et par section de la côte dans le comté de Halifax, en Nouvelle-Écosse, 1876. Du supplément 4 au neuvième rapport annuel du ministre de la Marine et des Pêcheries, tiré de publications.gc.ca. 76
- Figure 9. Pêche à l'électricité quantitative de jour de l'anguille à A) l'île Main Duck, dans l'est du lac Ontario, et B) l'embouchure du Jones Creek dans le haut Saint-Laurent. 78
- Figure 10. Prise d'anguilles (N) par heure à la pêche à l'électricité en embarcation dans les relevés de l'est de l'Ontario. A) Est du lac Ontario aux îles Main Duck et Yorkshire de 1999 à 2013 en 36 transects de jour (symboles ouverts) et de nuit (symboles fermés) pour les anguilles naturelles et les anguillesensemencées, déterminés par nécropsie. Des numéros sont fournis, ainsi qu'un tableau (en encadré) décrivant l'origine des stocks. B) Haut Saint-Laurent dans la région de Mallorytown de 1994 à 2013 sur 23 transects de nuit; les symboles indiquent l'origine de l'anguille déterminée par nécropsie; limites de confiance à 95 % fournies. De Casselman et Marcogliese, inédit. 79
- Figure 11. Vue schématique du système d'enclos en filet. Le filet de délimitation externe entoure une superficie de 1 ha. Les anguilles sont capturées par des verveux placés dans les coins et en chaînes à l'intérieur (adapté de Ubl et Dorow 2015). 80
- Figure 12. Carte du fetch moyen ajusté au vent sur la côte est de l'Amérique du Nord, au contour de 500 m, fondée sur des cellules de 50 m x 50 m jusqu'à 5 km de la côte et des

cellules de 200 m x 200 m au-delà. Encart A : Rivières Seal, Vernon et Orwell, Île-du-Prince-Édouard. Encadré B : Salisbury, Massachusetts, montrant des cellules de Voroni de 50 m x 50 m, leurs centroïdes et les valeurs numériques du fetch. Encadré C : Baies de Chesapeake et du Delaware. De D.K Cairns et D.E. Mills, non publié.	81
Figure 13. Densités moyennes d'anguilles d'Amérique estimées par des relevés de capture-marquage-recapture à bord de bateau à fond de verre dans les baies et estuaires salins et les bassins de retenue d'eau douce adjacents de l'Île-du-Prince-Édouard.	82
Figure 14. Résumé de l'application du GEREM à l'anguille européenne. Le recrutement global est censé suivre une marche aléatoire et il est divisé en zones de recrutement dont les proportions par zone (pz) varient au fil des ans. Le recrutement zonal est ensuite réparti dans les bassins versants des rivières en fonction des répartitions normales marginales. Le poids (wc, z) de chaque bassin versant est calculé comme une fonction puissance de sa superficie pour refléter certains attributs du bassin versant tels que le débit de la rivière. Cette dernière hypothèse veut que 1) les recrutements dans les bassins versants d'une zone doivent suivre une tendance similaire (wc, z constant dans le temps), 2) les recrutements dans les bassins versants d'une zone doivent avoir des densités similaires, et 3) au moins une série chronologique ou une estimation ponctuelle du recrutement absolu est disponible par zone.	83
Figure 15. Un système pour mesurer et peser efficacement les anguilles. Une anguille provenant du bac d'admission basculant est versée dans l'auge de mesure, où sa longueur est mesurée par rapport à un mètre à mesurer encastré. Lorsque la trappe à ressort est ouverte, l'anguille tombe dans le bac où elle est pesée. Les pieds sont détachables de l'auge pour le transport et le stockage. L'encart montre comment le bac d'admission est monté sur des supports qui sont fixés aux pieds.	84
Figure 16. Longueur selon l'âge des anguilles d'Amérique prélevées à l'échelle de Saunders du barrage Moses-Saunders en 2018. Données gracieuseté de D. Stanley, Ontario Power Generation.	85
Figure 17. Comparaison de la structure des âges observée (barres noires) et prédite (barres grises) des anguilles d'Amérique remontant la passe à anguille de Saunders en 2006-2008. D'après Zhu et al. (2013).	85
Figure 18. Taux de croissance moyen des anguilles jaunes et argentées dans le bassin du Saint-Laurent entre le recrutement et l'année d'échantillonnage, par rapport à l'année de recrutement.	86

RÉSUMÉ

L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) occupe une vaste aire de distribution dans l'Atlantique Ouest et ses affluents. Même si l'on présume que l'espèce est panmictique, sa gestion est géographiquement fragmentée. De plus, même si de nombreux intervenants demandent la coordination internationale des efforts pour mener une évaluation du stock visant l'ensemble de l'aire de répartition, cet objectif fait face aux obstacles liés à l'importante hétérogénéité dans les principales caractéristiques du cycle vital et à la quasi-absence de telles données dans le nord, l'ouest et le sud de l'aire de répartition. Le présent rapport passe en revue des méthodes et sources des données, nouvelles et sous-utilisées, pour appuyer une éventuelle évaluation du stock visant l'ensemble de l'aire de répartition. Les méthodes pour obtenir l'information sur la distribution et l'abondance incluent l'extraction des données existantes et des relevés sur le terrain menés au moyen de bateaux à fond de verre, de bateaux de pêche à l'électricité, d'enclos en filet, de l'ADN environnemental (ADNe) et des traits des relevés larvaires dans l'océan. Les ressources et les outils analytiques incluent des bases de données environnementales, le fetch comme covariable de l'abondance, la prise en compte des effets nets sur les petits étangs, la modélisation de l'habitat basée sur le SIG, l'estimation de la structure des âges à partir de la structure des longueurs, l'emploi des clines dans les paramètres du cycle vital pour combler les lacunes dans les données d'entrée des évaluations du stock, et la modélisation du cycle vital. L'ADNe est une technique rentable qui pourrait permettre de préciser l'aire de répartition et l'abondance relative dans les vastes régions où les données sur l'espèce sont restreintes. La plupart des autres techniques examinées dans le présent rapport nécessitent des coûts substantiels, ce qui pourrait limiter leur application dans la partie méridionale de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique, où les ressources en sciences aquatiques sont souvent limitées.

INTRODUCTION

L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) occupe une vaste zone de l'ouest de l'océan Atlantique et des eaux adjacentes, avec une aire de répartition continentale qui s'étend du Groenland au nord de l'Amérique du Sud. L'anguille d'Amérique suscite l'intérêt du public en raison de son mystérieux cycle vital et revêt une grande importance culturelle pour les peuples autochtones. L'anguille d'Amérique fait l'objet d'une pêche commerciale dans certaines parties de son aire de répartition. Son stade de civelle contribue au stock de départ de l'industrie aquacole de l'anguille *Anguilla* de l'Asie orientale, qui se chiffre en milliards de dollars par année. L'anguille d'Amérique a été désignée menacée au Canada (COSEPAC 2012), décimée dans les eaux américaines entre le Maine et la Floride (ASMFC 2017), n'appartenant à aucune catégorie aux États-Unis (US Department of the Interior 2015) et en voie de disparition au niveau international (Jacoby *et al.* 2014).

L'échantillonnage génétique de l'anguille d'Amérique entre Terre-Neuve et la Floride atlantique et dans le nord-est du golfe du Mexique indique une absence de structure géographique dans les marqueurs génétiques neutres (Gagnaire *et al.* 2012; Côté *et al.* 2013; Bonvechio *et al.* 2018). Selon l'interprétation de ces résultats, l'anguille d'Amérique comprend un seul stock panmictique, bien que des analyses génétiques ne soient pas disponibles pour les parties nord, ouest et sud de l'aire de répartition de l'espèce. Pour l'anguille européenne étroitement apparentée (*Anguilla anguilla*), la présence de la panmixie a été confirmée par un programme d'échantillonnage mené sur les leptocéphales dans le site de frai de la mer des Sargasses (Als *et al.* 2011).

Malgré le statut panmictique présumé de l'anguille d'Amérique, sa gestion est géographiquement fragmentée. La gestion des pêches et la surveillance de la conservation, lorsqu'elles ont lieu, sont organisées au niveau national ou infranational. Les évaluations de la population sont menées dans des sous-ensembles de l'aire de répartition de l'espèce ou (dans la plupart des zones) ne sont pas menées du tout. La panmixie présumée est la principale raison d'être des appels répétés à la collaboration internationale en vue d'une évaluation des stocks à l'échelle de l'aire de répartition (Loftus 1982; Ritter *et al.* 1997; ICES 2001; MPO 2010; Velez-Espino et Koops 2010; ASMFC 2012; Limburg *et al.* 2012; MPO 2014).

Au Canada, le statut de l'anguille d'Amérique a fait l'objet de trois grands examens dans les années 2010 (MPO 2010; COSEPAC 2012; MPO 2014). Ce dernier exercice, mandaté en tant qu'évaluation du potentiel de rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), a permis d'examiner en détail les besoins en matière d'habitat de l'anguille, les menaces, les tendances des populations, et les perspectives d'inversion des déclin de la population (Cairns *et al.* 2014; Chaput *et al.* 2014; Pratt *et al.* 2014). Au Canada, il existe un besoin permanent d'avis solides sur la conservation de l'anguille, compte tenu des questions relatives à la détermination de la pêche durable, à la désignation au titre de la LEP, et aux évaluations dans le cadre de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). Ces pressions, associées à la nécessité d'examiner le statut de l'anguille d'Amérique dans une optique géographique plus large, ont conduit à la tenue de deux ateliers sous les auspices du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) de la Direction des sciences du MPO. Ces ateliers étaient conjointement intitulés « Cadre d'évaluation du stock d'anguille d'Amérique ». Le premier atelier (Partie 1 – Examen des données disponibles), qui s'est tenu les 15 et 16 mai 2019 à Ottawa, a compilé les données disponibles sur les débarquements et les séries de l'abondance et a examiné la méthodologie ainsi que les erreurs et les biais potentiels qui pourraient affecter la qualité des indicateurs de l'abondance (Cairns 2020). Un deuxième atelier, qui s'est tenu du 29 au 31 octobre 2019 à Halifax (Partie 2 – Examen des tendances et des méthodes d'évaluation) a

examiné les tendances de l'abondance et les méthodes d'évaluation. Le présent document est une contribution à ce deuxième atelier.

Pour contribuer au cadre de référence du deuxième atelier du SCCS, le présent document décrit des méthodes et des sources de données, nouvelles et sous-utilisées, qui pourraient aider à faire progresser une évaluation du stock d'anguille d'Amérique à l'échelle de l'aire de répartition. Il part du principe que la portée et la difficulté d'une évaluation à l'échelle de l'aire de répartition sont telles que de nouvelles manières de travailler sont nécessaires. Le document décrit le potentiel et les limites de ces idées, mais ne tente pas d'évaluer de manière définitive leur viabilité scientifique ou pratique. Il vise plutôt à encourager et à faciliter l'examen et l'essai de nouvelles méthodes. Il appartiendra à un futur chercheur de déterminer, le cas échéant, quelles méthodes présentées dans le document peuvent contribuer à une évaluation du stock d'anguille d'Amérique à l'échelle de l'aire de répartition.

DÉFIS D'UNE ÉVALUATION DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE À L'ÉCHELLE DE L'AIRE DE RÉPARTITION

La science de l'évaluation des stocks de poissons est une discipline établie de longue date qui s'appuie sur un vaste ensemble de connaissances biologiques et d'outils analytiques. La plupart des évaluations de stocks sont menées sur des stocks de poissons dont l'aire de répartition ne représente qu'une petite partie d'un océan entier, au sein duquel l'habitat, le cycle biologique et les caractéristiques démographiques sont globalement similaires. Pour la plupart des stocks évalués, tous les membres du stock sont exposés au risque d'exploitation pendant au moins une partie de leur cycle de vie, et l'exploitation est suffisamment intense pour avoir un effet sur la taille et la dynamique de la population. Si des données de surveillance appropriées sont disponibles, il est possible d'évaluer l'état de ces stocks à l'aide d'outils structurés par âge tels que l'analyse de la population virtuelle et les modèles statistiques des prises selon l'âge. Si moins d'une série complète de données de surveillance est disponible, le stock peut être évalué à l'aide de modèles de production excédentaire ou de l'une des listes sans cesse croissantes de techniques d'évaluation à données limitées (par exemple, Carruthers *et al.* 2016; Wiedenmann *et al.* 2019).

Contrairement aux stocks typiques évalués, l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique s'étend dans toute la partie occidentale de l'océan Atlantique Nord, des eaux subpolaires aux eaux tropicales, sur une distance nord-sud de 7 000 km (figure 1). Elle s'étend également sur environ 5 000 km sur l'axe est-ouest, des profondeurs de l'océan aux flancs des montagnes, sur une immense zone continentale en Amérique du Nord, en Amérique centrale et en Amérique du Sud. Dans cette aire de répartition, les caractéristiques de l'anguille d'Amérique présentent un degré élevé d'hétérogénéité géographique, un modèle que Dekker (2000) a appelé (pour l'anguille européenne) « géométrie fractale ». L'anguille d'Amérique connaît collectivement une très large gamme de températures, qui est à son tour liée à une grande variation dans de nombreuses fonctions biologiques (Jessop 2010; Velez-Espino et Koops 2010). L'anguille d'Amérique occupe à la fois l'eau douce et l'eau salée, présentant des différences de croissance marquées entre ces habitats (Cairns *et al.* 2009). Les anguilles mâles et femelles arrivent à maturité à des moments différents, ce qui entraîne des variations supplémentaires dans les caractéristiques démographiques (Jessop 2010). Le statut de l'anguille d'Amérique en tant que stock génétique unique dans l'est de l'Amérique du Nord (Gagnaire *et al.* 2012; Côté *et al.* 2013; Bonvechio *et al.* 2018), et le statut panmictique présumé pour l'ensemble de l'espèce, nécessitent que les indicateurs d'abondance de l'anguille suivent une tendance de population sous-jacente commune, ce qui permet une erreur d'échantillonnage et des variations attribuables à des effets locaux. Cependant, les tendances relatives à l'abondance mesurées varient considérablement d'un site d'échantillonnage à l'autre (Cairns 2020). L'anguille

d'Amérique est pêchée commercialement, mais contrairement à la plupart des stocks de poissons évalués, la pêche est concentrée dans des zones limitées (figure 1), laissant les anguilles dans la majorité de l'aire de répartition de l'espèce non exposées à l'exploitation.

Une autre complexité de la biologie des anguilles est que, malgré la panmixie présumée, les anguilles existent sous la forme de différents écotypes avec des taux de croissance, des tailles et des rapports de sexe différents selon le lieu de recrutement (Côté *et al.* 2015; Pavey *et al.* 2015; Drouineau *et al.* 2018). Pavey *et al.* (2015) ont constaté que les différences écotypes entre les anguilles occupant différents habitats ne sont pas uniquement attribuables à la plasticité phénotypique, mais peuvent également provenir de différences génétiques fonctionnelles découlant d'une sélection intragénérationnelle variant dans l'espace, d'un choix d'habitats écologiquement divergents en fonction du génotype, ou des deux. Un modèle d'optimisation fondé sur l'individu explore plus avant les rôles de la plasticité phénotypique adaptative et de la sélection d'habitat associé à la génétique (Mateo *et al.* 2017).

Toute évaluation de l'anguille d'Amérique à l'échelle de l'espèce entière doit tenir compte des tendances relatives à l'abondance qui varient dans l'espace. Le recrutement et l'abondance de l'anguille dans le haut Saint-Laurent et le lac Ontario (à la limite de l'aire de répartition) ont diminué d'environ deux ordres de grandeur au cours des 35 dernières années (Castonguay *et al.* 1994; Dekker et Casselman 2014). En revanche, les indices de l'anguille argentée du Saint-Laurent, qui reflètent l'état et la productivité de l'ensemble du bassin du Saint-Laurent, ont diminué d'environ les deux tiers. Ailleurs au Canada, aucun endroit n'affiche un déclin aussi marqué que celui du haut Saint-Laurent (Cairns 2020). Drouineau *et al.* (2018) ont soutenu que les barrages hydroélectriques et la pêche ont exercé une forte mortalité sélective sur les anguilles du fleuve Saint-Laurent pendant 30 ans ou plus (environ deux générations d'anguilles en eau douce), ce qui a réduit la prévalence des écotypes d'anguilles adaptés à ces habitats (plus longue migration, zones les plus éloignées du site de frai). Si elle est correcte, cette hypothèse pourrait expliquer pourquoi le recrutement dans le haut Saint-Laurent a diminué de façon importante, contrairement au reste de l'aire de répartition de l'espèce, malgré la présence présumée de panmixie.

Dans les stocks de poissons typiques évalués, les séries de surveillance qui sont maintenues au fil du temps et réparties sur l'ensemble du stock représentent de manière adéquate les principales caractéristiques du stock. Pour l'anguille d'Amérique, presque toutes les données biologiques et démographiques proviennent de la région de l'Atlantique Ouest (figures 1 à 3). En dehors de cette région, qui représente la majorité de l'aire de répartition de l'espèce, on ne dispose pas de données démographiques, et l'occupation de l'habitat et les limites de l'aire de répartition ne sont que sommairement connues; les exceptions locales comprennent le Texas (Hendrickson 2017), le Costa Rica (Mclarney 2017) et Porto Rico (Kwak *et al.* 2019). Cela signifie qu'aucun ensemble de données démographiques ne représente de manière fiable l'anguille d'Amérique dans toute son aire de répartition.

En raison de la grande variation géographique des caractéristiques démographiques et de la répartition inégale de la pression de pêche, l'anguille d'Amérique ne peut pas être facilement évaluée par les méthodes fondées sur la structure par âge et les méthodes à données limitées mentionnées ci-dessus, même si des données démographiques à l'échelle de l'aire de répartition étaient disponibles. Des méthodes d'évaluation qui tiennent compte des variations géographiques des caractéristiques démographiques ont été appliquées à deux espèces *Anguilla*. L'anguille européenne possède une large aire de répartition continentale en Europe, en Afrique du Nord et en Asie occidentale, dans laquelle les caractéristiques démographiques varient considérablement. L'Union européenne a mis au point une approche de gestion fondée sur des zones de gestion de l'anguille, qui sont suffisamment petites pour contenir des anguilles ayant des caractéristiques démographiques relativement similaires. Les évaluations visent à

déterminer la conformité avec l'objectif d'un taux d'échappement des anguilles argentées atteignant ou dépassant 40 % de celui qui serait atteint en l'absence d'effets anthropiques (EU 2007; ICES 2018). Une approche similaire a été appliquée au segment de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique qui se trouve dans la région des Maritimes, dans l'est du Canada (MPO 2019a). En Nouvelle-Zélande, des méthodes par SIG ont été appliquées à l'anguille endémique à longues nageoires (*Anguilla dieffenbachii*) afin de mettre au point des classifications d'habitats et des estimations d'abondance propres à l'habitat (Beentjes *et al.* 2016; Hoyle 2016).

L'anguille européenne a fait depuis longtemps l'objet d'efforts d'évaluation multinationaux (ICES 2019). L'anguille européenne est mieux étudiée que l'anguille d'Amérique : une recherche dans l'engin de recherche Web of Science pour 1955-2018 montre que les articles qui incluent « *Anguilla* » (N = 4 264) sont 5,7 fois plus nombreux que les articles qui incluent « *Anguilla rostrata* » (N = 751). Malgré la collaboration internationale et une base de renseignements plus importante, l'évaluation de l'anguille européenne ne couvre pas tout le stock. La couverture omet un type d'habitat important (zones de croissance côtières et estuariennes) et une zone géographique importante (côtes africaines et asiatiques de la mer Méditerranée) [ICES 2009; 2018]. En France, le travail d'évaluation est fondé sur un modèle appelé « analyse de la densité de l'anguille » (Anon. 2018, Briand *et al.* 2018). La production d'anguille argentée pour certaines zones non couvertes par l'analyse de la densité de l'anguille a été estimée par des méthodes rudimentaires qui ne sont précises qu'à un ordre de grandeur près. En fonction de ces chiffres, les estimations de l'analyse de la densité de l'anguille concernant la production d'anguille argentée ne représentent que 14 % de la production totale d'anguille argentée pour la France (production en nombre d'anguilles) [Anon. 2018].

L'obstacle le plus important à une évaluation de l'anguille d'Amérique à l'échelle de son aire de répartition est l'absence de données sur les caractéristiques démographiques, les tendances relatives à l'abondance et l'occupation de l'habitat sur la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce. Dans la zone de l'Atlantique Ouest, riche en données, l'ensemble de données sur l'anguille a été constitué par des décennies d'études sur l'anguille. Pour progresser vers une évaluation à l'échelle de l'aire de répartition, il faut des techniques plus efficaces pour obtenir des renseignements clés sur des zones géographiques plus vastes. Il faut également des techniques d'analyse qui peuvent produire des renseignements valables pour contrer les lacunes dans les données qui persisteront inévitablement.

RÉPARTITION ET ABONDANCE

EXPLORATION DES REGISTRES SUR L'AIRES DE RÉPARTITION (CONTRIBUTEURS : DAVID CAIRNS, JOSÉ BENCHETRIT, LUKE POIRIER, ET TREVOR AVERY)

L'exploration de données est le processus d'extraction de renseignements de sources d'information importantes ou largement distribuées. Quatre types d'exploration de données sur l'aire de répartition et l'abondance de l'anguille d'Amérique sont décrits ci-dessous.

Type A. Accès à des bases de données sur la biodiversité tenues par des professionnels

On observe une tendance croissante à rassembler de grandes masses de données sur les ressources naturelles provenant de diverses sources dans des bases de données de portée régionale, nationale ou mondiale (Ladeau *et al.* 2017; Isaak *et al.* 2017, 2018). Le tableau 1 énumère les bases de données qui illustrent ou pourraient illustrer des registres sur l'anguille d'Amérique. Les bases de données telles que la Global Biodiversity Information Facility (GBIF)

et l'Ocean Biogeographic Information System (OBIS) tirent leurs renseignements de sources scientifiques crédibles et peuvent contenir des métadonnées détaillées sur des enregistrements individuels. iNaturalist accepte les contributions d'amateurs, mais certains enregistrements sont sujets à vérification et sont considérés comme étant de qualité recherche. L'Aquatic eDNA Atlas, récemment élargi pour inclure l'est des États-Unis, est alimenté grâce à une externalisation ouverte par des contributeurs professionnels. Pour l'est des États-Unis, IchthyMaps (Frimpong *et al.* 2016) a compilé des données sur les poissons d'eau douce jusqu'au début des années 1990. Bien que la portée et la couverture de ces bases de données augmentent, la plupart des données d'enquête relatives à l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique ne figurent pas encore dans des bases de données accessibles au public. Cela inclut les bases de données sur la pêche à l'électricité gérées par des organismes fédéraux, provinciaux et étatiques. La plus grande partie de l'aire de répartition continentale de l'anguille d'Amérique n'est traitée par aucune base de données complète et actualisée sur les poissons d'eau douce.

Type B. Assemblage de bases de données sollicitées auprès de chercheurs et d'organismes

Si la base de données nécessaire n'existe pas, il est souvent possible d'en créer une simplement en demandant aux chercheurs et aux organismes leurs dossiers. Un exemple concernant l'eau douce est celui de Lapointe *et al.* (2016), qui ont rassemblé une base de données de 75 636 dossiers sur les poissons fournis par les organismes de pêche des États américains du centre du littoral atlantique pour un projet sur les voies de passage des poissons envahissants.

En eau salée (saumâtre et salée), les organismes de pêche utilisent couramment des relevés multi-espèces, à l'aide d'engins non sélectifs, pour surveiller l'aire de répartition, l'abondance et les caractéristiques biologiques du biote marin. Cairns *et al.* (2017) ont constitué une base de données à partir de 26 ensembles de données de relevés au chalut et à la senne de plage provenant de sources gouvernementales, universitaires et du secteur privé. La base de données couvre les eaux entre le détroit d'Hudson et la Floride et les années 1959 à 2013, et comprend 248 769 enregistrements. Les représentations graphiques de ces points constituent la première fois que l'aire de répartition de la phase de croissance marine de toute espèce *Anguilla* est cartographiée à l'échelle continentale (figure 4). Le tableau 2 et la figure 4 présentent 44 relevés supplémentaires, potentiellement capables d'indiquer l'aire de répartition de l'anguille, qui ne se trouvent dans aucune base de données multi-relevés. Certains de ces relevés ont été évalués pour servir d'indicateurs de l'abondance dans les travaux d'évaluation américains (ASMFC 2017), mais ont été rejetés en raison des faibles taux de rencontre d'anguilles. Toutefois, dans des études portant sur la répartition animale, la détermination de la limite de l'aire de répartition est toujours un objectif, de sorte qu'un relevé peut être utile même s'il présente des taux de rencontre faibles ou nuls.

L'analyse de Cairns *et al.* (2017) démontre les utilisations qui peuvent être faites d'une base de données multi-relevés. L'importance relative des habitats d'eau douce, d'eau saumâtre ou d'eau salée pour les anguilles est mal connue. Les études menées dans plusieurs axes fleuve-estuaire (par exemple Hudson, Delaware, James) permettent de reproduire les examens des modèles de variation de l'abondance des anguilles le long des gradients de salinité (figures 4 et 5; données de Kahnle et Hattala 2010; USFWS 2013; PSEG 2009 et 2013; Tuckey et Fabrizio 2009). Dans les estuaires, l'abondance relative a tendance à culminer près de la limite de pénétration du sel, et à diminuer dans l'eau salée des grandes baies.

La large couverture spatiale des 70 relevés compilés et non encore compilés mentionnés ci-dessus soulève la perspective d'un modèle d'habitat quantitatif géographiquement complet pour

l'anguille d'Amérique en phase de croissance sur la côte est de l'Amérique du Nord. La question clé dans une telle entreprise est la comparabilité entre les relevés. Cairns *et al.* (2017) ont converti les taux de prise au chalut et à la senne en nombre d'anguilles prises par unité de surface balayée. Cependant, la capturabilité de l'anguille pour les différents engins est inconnue et probablement faible, de sorte qu'il n'existe pas de « monnaie commune » pour l'interconversion de l'abondance relative entre les relevés.

Type C. Recherche d'enregistrements individuels et dispersés

Benchetrit et McCleave (2016) ont été les premiers (et sont toujours les seuls) chercheurs à examiner systématiquement la répartition de l'anguille d'Amérique dans la région des Caraïbes au sens large (par exemple, figure 6). En Amérique latine et dans les Caraïbes, les organismes de la pêche sont souvent d'origine récente et disposent de ressources limitées pour assurer une surveillance complète des biotes marins. Benchetrit et McCleave (2016) ont commencé leur travail en recherchant dans des bases de données internationales (GBIF, OBIS, FishBase) des enregistrements de spécimens d'anguille d'Amérique conservés. Ces enregistrements peuvent comprendre le lieu et la date de la collecte, le nom du collecteur et l'institution où le spécimen est conservé. Les grandes institutions (par exemple, le Musée américain d'histoire naturelle, le Musée canadien de la nature) disposent de bases de données en ligne qui donnent un accès direct aux données sur les spécimens. Dans les petits établissements (par exemple, le musée de zoologie de l'Université du Costa Rica), il a fallu contacter les conservateurs du musée pour obtenir des renseignements sur le nombre de spécimens par enregistrement, des détails sur l'endroit où ils ont été capturés et d'autres renseignements pertinents. Dans deux cas, l'un des auteurs a visité des collections (Ottawa, Mexico) de manière fortuite pour inspecter les registres d'anguilles d'Amérique. L'auteur a pu identifier visuellement l'un d'entre eux (à Mexico) comme étant celui d'une anguille non anguillidée désignée à tort comme étant une anguille d'Amérique.

Suivant les approches générales de Matamoros *et al.* (2015) et de Tedesco *et al.* (2017), Benchetrit et McCleave (2016) ont exploré la documentation spécialisée et grise, y compris des documents tels que des listes de contrôle des poissons historiques et récentes. Les enregistrements positifs ont été suivis par des communications avec des auteurs ou des organismes afin d'obtenir des renseignements supplémentaires et des précisions. Ces recherches ont également permis de documenter des sources où il n'y avait pas d'enregistrements sur les anguilles, ce qui est nécessaire pour établir des limites de répartition (Elith et Leathwick 2009). Une telle approche a permis aux auteurs de cartographier les limites méridionales probables de l'anguille d'Amérique dans le nord de l'Amérique du Sud.

Huang et Frimpong (2015) discutent des pièges courants de l'utilisation des archives des musées pour cartographier la répartition des poissons d'eau douce. Il s'agit notamment de lieux de capture peu fiables qui ont été recueillis avant l'ère du GPS et d'enregistrements d'occurrences en nombre insuffisant pour délimiter les bordures de l'aire de répartition. Benchetrit et McCleave (2016) ont traité ces questions en évaluant chaque document par rapport à des informations accessoires (par exemple, le lieu de capture, la date, la technique de collecte) qui permettent de porter un jugement de fiabilité. Indépendamment de ces préjugés et de ces défis, l'exploration de données telle qu'elle a été adoptée par Benchetrit et McCleave (2016) était la seule approche pratique pour élargir les connaissances sur l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique dans l'ensemble des Caraïbes.

Type D. Exploration des rapports historiques sur les débarquements

Les comptes rendus historiques des premiers usages américains mettent l'accent sur une abondance générale élevée (MacGregor *et al.* 2009), mais ne font pas systématiquement état d'indicateurs de présence ou d'abondance à petite échelle sur de vastes zones géographiques.

À partir de 1867, le ministère de la Marine et des Pêcheries du Canada a commencé à enregistrer les débarquements d'anguille d'Amérique (publications.gc.ca). Au cours des années suivantes, la déclaration des débarquements d'anguilles s'est étendue à toutes les administrations canadiennes et est devenue géographiquement propre au niveau du comté et de la collectivité au sein des comtés. Ces rapports ministériels fournissent également des récits détaillés des activités et des conditions de pêche, y compris celles de l'anguille d'Amérique. La figure 7 illustre les débarquements d'anguilles, collectivité par collectivité, pour le comté de Halifax, en Nouvelle-Écosse, pour 1876.

L'absence de débarquements ne prouve pas l'absence d'anguilles, mais la présence de débarquements, en particulier ceux faits au fil des années, prouve la présence d'anguilles. Ces documents historiques peuvent aider à définir l'aire de répartition minimale de l'anguille d'Amérique à la fin du 19^e siècle et au début du 20^e siècle le long des côtes canadiennes et des principales voies navigables (par exemple le fleuve Saint-Laurent). Aux États-Unis, les débarquements d'anguilles ont été signalés dans les rapports et bulletins annuels de la [Commission des pêches des États-Unis](#) [en anglais seulement] à partir de 1879. Certaines années et dans certaines régions, ces rapports ont également fourni des données géographiques précises, qui peuvent aider à définir la portée minimale.

ABONDANCE SELON LES RELEVÉS PAR BATEAUX À FOND DE VERRE (CONTRIBUTEUR : DAVID CAIRNS)

Les densités d'anguilles d'Amérique sont utiles, car elles peuvent être utilisées pour calculer la taille de la population si la superficie de l'habitat est également connue. Les estimations de la taille de la population ouvrent la porte à de nombreux types d'analyses et de modélisations. De nombreuses estimations de la densité de l'anguille d'Amérique ont été générées pour les cours d'eau douce par des relevés sur la pêche à l'électricité (Cairns *et al.* 2007; Cairns 2020). On dispose de beaucoup moins d'estimations de densité pour les habitats lenticques (non fluides) (voir la compilation dans Cairns 2020). La principale méthode traditionnelle d'estimation des densités d'anguilles dans les habitats lenticques est la capture-marquage-recapture.

Cairns *et al.* (2009) et Hallett (2013) ont mis au point une méthode pour estimer les densités de l'anguille d'Amérique à partir de relevés faits le soir à bord de bateaux à fond de verre. Un bateau en bois, équipé d'une fenêtre d'observation triangulaire en verre trempé de patinoire, était propulsé à la rame ou par un moteur de traîne à travers les étangs, les estuaires et autres eaux stagnantes (figure 8). L'éclairage provenait de lampes à DEL fixées sur une tablette montée sous l'eau à l'avant qui servait également à détourner l'eau turbulente chargée de bulles de la fenêtre d'observation. Un observateur en position couchée enregistrait le nombre d'anguilles et les caractéristiques de l'habitat dans des fichiers audio, qui ont ensuite été reliés à des enregistrements de localisation GPS. Les anguilles, toutes observées très près du fond, n'étaient comptées que si elles se trouvaient dans un transect défini par un cadre d'observation. Les densités ont été calculées en nombre d'anguilles/m² de transect, avec des limites de confiance déterminées par une procédure d'amorce (ICES 2009).

Les densités d'anguille d'Amérique ont été estimées à partir de 39 relevés par bateaux à fond de verre et de 14 relevés de capture-marquage-recapture dans les baies, les estuaires, les lacs, les barachois et les retenues d'eau douce du sud du golfe du Saint-Laurent (tableaux 3 et 4). Les estimations de la densité des relevés de capture-marquage-recapture et les limites de confiance ont été calculées par analyse bayésienne (Cairns *et al.* 2007). La différence moyenne en pourcentage des limites de confiance à 95 % par rapport à l'estimation de la densité était, pour les limites inférieures, de 53,3 % pour les relevés par bateaux à fond de verre et de 30,9 % pour les relevés de capture-marquage-recapture, et pour les limites supérieures, de 65,9 % pour les relevés par bateaux à fond de verre et de 71,1 % pour les relevés de capture-

marquage-recapture. La durée du travail sur place pour les relevés par bateaux à fond de verre était d'une nuit par relevé. La durée moyenne du travail sur place pour les relevés de capture-marquage-recapture était de 60,1 jours par relevé (écart-type : 22,5, plage : 22-101). Cependant, les parties sur place ont procédé à un échantillonnage pour un maximum de cinq relevés de capture-marquage-recapture simultanément, par rapport à un relevé à la fois pour les relevés par bateaux à fond de verre.

Les anguilles observées dans le cadre des relevés par bateaux à fond de verre et capturées dans les verveux utilisés pour l'échantillonnage dans les relevés de capture-marquage-recapture avaient des distributions de fréquences de longueur similaires, la plupart des anguilles mesurant ≥ 30 cm de longueur (Cairns *et al.* 2007; Hallett 2013).

La comparaison au tableaux 3 et 4 laisse entendre que la méthode de relevés par bateaux à fond de verre est plus efficace en matière de temps que la méthode de relevés de capture-marquage-recapture pour estimer les densités d'anguille d'Amérique. Les données des relevés par bateaux à fond de verre étaient légèrement supérieures aux données des relevés de capture-marquage-recapture en ce qui concerne les limites supérieures de confiance, mais nettement inférieures aux données des relevés de capture-marquage-recapture pour les limites inférieures. Les limites de confiance tirées des relevés par bateaux à fond seraient améliorées en réalisant des relevés sur des nuits consécutives et en combinant leurs résultats. D'autres considérations influent également sur les décisions concernant les méthodes de relevé. Les relevés par bateaux à fond exigent une visibilité jusqu'au fond. Dans les habitats lenticques du sud du golfe du Saint-Laurent, la fenêtre du bateau à fond permettait généralement de voir clairement les anguilles jusqu'à 2,5 m et parfois jusqu'à 4 m de profondeur en mai et juin. Dans ces limites de profondeur, des objets aussi petits qu'une mine de crayon peuvent être facilement vus sur le fond. Plus tard dans la saison, la croissance des plantes eutrophes obscurcissait souvent la visibilité. Les tannins des marais peuvent nuire à la visibilité. Les observations à partir du bateau à fond ne consignent pas les anguilles enfouies dans le substrat ou dissimulées dans les débris du fond. La perception typique qu'on a des anguilles comme étant actives la nuit/inactives le jour n'est qu'une approximation de leur cycle nyctéméral. La proportion de temps pendant la nuit où l'anguille d'Amérique reste cachée dans le substrat n'a pas été mesurée avec précision (Tomie *et al.* 2017).

Le succès de la méthode de capture-marquage-recapture dépend des recaptures. Dans les sites où l'anguille est peu abondante, le nombre de recaptures peut être insuffisant pour permettre une estimation de la population avec des limites de confiance acceptables. Cela signifie qu'une totalisation de la population régionale fondée sur une série de relevés de capture-marquage-recapture peut être faussée à la hausse en raison de la non-inclusion des estimations de population provenant de sites où l'anguille est peu abondante. La méthode de capture-marquage-recapture estime la population, et non la densité, mais la conversion en densité est possible si la superficie effective du site d'étude est connue. Dans un plan d'eau fermé où les sites d'échantillonnage sont répartis sur toute la superficie, la superficie du site d'étude est celle du plan d'eau. Si le site d'étude n'a pas de limites distinctes, comme une section d'un grand estuaire, la superficie du site d'étude peut être estimée à partir du domaine vital de l'anguille, ou de la distance que les anguilles sont susceptibles de parcourir à partir des sites de capture. Cependant, les études de marquage de l'anguille d'Amérique font état d'une variation extrême à la fois du domaine vital (0,1 à 65 ha) et du déplacement linéaire maximum (0,05 à 16 km) [Cairns *et al.* 2012]. Pour les sites d'étude des relevés de capture-marquage-recapture sans limites distinctes, l'incertitude sur la superficie du site d'étude diminuera la confiance dans la conversion des estimations de population en estimations de densité.

L'ABONDANCE À PARTIR DE LA PÊCHE À L'ÉLECTRICITÉ EN EMBARCATION (CONTRIBUTEUR : JOHN CASSELMAN)

Il est de plus en plus nécessaire d'acquérir des données sur l'abondance des anguilles, non seulement pour évaluer la présence et le statut, mais aussi pour documenter l'abondance et les associations d'habitats. Des méthodes plus raffinées sont nécessaires pour mesurer la densité au-delà des simples méthodes de piégeage qui capturent les poissons actifs. Il est difficile de capturer les anguilles de manière quantitative, d'autant plus qu'elles sont insaisissables, qu'elles sont surtout actives la nuit et qu'elles se cachent sous un abri (par exemple, des gravats de roche et des débris de bois) ou en s'enfouissant dans un substrat mou masqué par une végétation dense. La pêche à l'électricité est un outil bien établi pour capturer et évaluer l'abondance des poissons et les associations de communautés (Reynolds 1983; Casselman et Grant 1998). La pêche à l'électricité avec bloc portatif, utilisée par le personnel de terrain pour la pêche à gué, est largement utilisée pour quantifier l'abondance des anguilles dans des eaux confinées, grâce à des méthodes d'échantillonnage par points et par transect (Reid 2011). Les électropêcheurs à perche montée sur embarcation sont bien adaptés aux systèmes en eau libre (Casselman *et al.* 1990), en particulier parce que la méthode permet d'échantillonner les poissons à partir de leurs microhabitats particuliers.

La pêche à l'électricité en eau libre est utilisée comme outil de pêche commerciale dans l'extrémité est du lac Ontario depuis le début des années 1980 (Casselman 2003). Cette méthode a été adaptée pour échantillonner quantitativement les anguilles le long de transects, fournissant des séries de données comparables à long terme dans l'est du lac Ontario et le haut Saint-Laurent qui évaluent les densités numériques et de biomasse de l'anguille jaune (tableau 5; figure 9). Des méthodes de pêche à l'électricité par transect en eau libre ont également été utilisées pour évaluer un programme expérimental d'empoisonnement d'anguille dans le haut Saint-Laurent et dans l'est du lac Ontario (Pratt et Threader 2011). La pêche à l'électricité peut causer des dommages aux anguilles (Reynolds et Holliman 2004); cependant, si elle est pratiquée dans des conditions d'exploitation appropriées, en utilisant un courant continu pulsé et de faible intensité, la pêche à l'électricité des anguilles et d'autres espèces peut être pratiquée en toute sécurité (Casselman et Grant 1998; Casselman et Marcogliese 2014).

Les méthodes quantitatives utilisées par Casselman et Marcogliese (2014) comprennent des techniques de pêche à l'électricité en eau libre pour indexer la densité et l'abondance des anguilles, ainsi que les associations entre les communautés de poissons et les microhabitats. Il s'agit de relevés nocturnes et diurnes comprenant un échantillonnage répété de transects de 100 m par type d'habitat (23 transects dans le haut Saint-Laurent et 36 dans l'est du lac Ontario), qui fournissent des mesures statistiquement valables du nombre et de la biomasse sur une base géographique. La largeur du champ électrisé équivalent est mesurée pour s'assurer que la largeur du transect est connue et normalisée et comprend un champ équivalent qui n'attire ni ne repousse les poissons, mais les étourdit temporairement pour permettre la reconnaissance, la taille et la capture efficace à l'épuisette. Dans ces relevés, les anguilles manquées ou échappées sont incluses dans la capture si elles se tombent dans le transect. La pêche à l'électricité nocturne en eau calme est la plus efficace, en particulier si un éclairage par immersion à haute intensité est utilisé et si le champ équivalent est marqué par des bandes fluorescentes. L'informatique embarquée est utilisée, intégrée avec des horodateurs et des fichiers audio propres à l'équipage pour documenter les observations et l'activité. Les activités sont enregistrées dans des fichiers audio qui sont analysés pour confirmer les enregistrements informatisés sur le terrain. Les transects de pêche à l'électricité sont superposés aux enregistrements en temps réel du GPS Google Earth. Les points de cheminement GPS sont enregistrés pour toutes les anguilles capturées à la pêche à l'électricité, ce qui permet de

connaître avec précision la communauté de poissons et les associations de microhabitats. Les fichiers vidéo GoPro sont recueillis, capturant le champ équivalent de la pêche à l'électricité. Tout cela nécessite une transparence raisonnable de l'eau et une visibilité. Si la visibilité est limitée, ces données sont moins informatives. Les conditions idéales, qui existent dans le système du fleuve Saint-Laurent depuis l'invasion de la moule zébrée, comprennent une transparence qui permet de voir le fond jusqu'à environ 3,5 m d'eau, ce qui correspond à la profondeur maximale de la pêche à l'électricité efficace pour cette méthode de pêche à l'électricité en eau libre à l'aide d'une embarcation. On détecte environ trois à quatre fois plus d'anguilles la nuit que pendant la pêche à l'électricité le jour. La pêche à l'électricité pendant la période crépusculaire de la nuit au matin est la plus efficace parce qu'à ce moment-là, les anguilles sont généralement hors de leur cachette et sont plus facilement visibles, dimensionnées et, si elles sont échantillonnées pour des données biologiques, immergées dans des filets.

Comme la visibilité est un élément important de cette méthode de relevé, elle est comparable aux relevés visuels effectués avec un équipement de plongée ou un bateau à fond de verre (voir la section Abondance selon les relevés par bateaux à fond de verre); cependant, elle présente l'avantage supplémentaire de rendre les anguilles plus facilement détectables du fait de la réaction au champ électrique. La taille des anguilles peut être estimée visuellement, mais la pêche à l'électricité offre la possibilité de recueillir les anguilles pour acquérir des données biologiques précises en vue d'une libération ultérieure en toute sécurité ou d'un échantillonnage légal. La meilleure façon de pratiquer la pêche à l'électricité est de le faire dans une eau de conductivité moyenne à faible. La conductivité est généralement propre au site, et on peut recourir à la pêche à l'électricité d'essai pour normaliser les conditions de fonctionnement et mesurer et ajuster la largeur effective du champ électrostatique et la zone couverte en ajustant l'ampérage ou en modifiant la superficie de l'anode en ajustant la profondeur d'immersion. Ces techniques ont été utilisées pour baigner les anguilles dans les pêches commerciales historiques et mises au point pour semi-immobiliser les anguilles dans les relevés de recherche, ces derniers fournissant des indices cohérents et à long terme qui indiquent les changements d'abondance dans le haut Saint-Laurent et le lac Ontario (tableau 5; figure 10).

La pêche à l'électricité est une technique précise d'échantillonnage des anguilles et présente une variabilité d'échantillonnage d'observation beaucoup plus faible que les autres techniques, sauf en ce qui concerne la passe migratoire à anguilles (coefficients de variation comparables : échelle à anguilles, 16 à 18 %; pêche à l'électricité, 20 à 24 %; chalutage de fond, 95 à 118 %; filets-pièges, 110 à 250 %; verveux et cerceaux, 140 à 310 %; de Casselman et Marcogliese, données non publiées). Ainsi, si elle est correctement reproduite, la pêche à l'électricité peut détecter les changements d'abondance plus précisément que les autres techniques d'échantillonnage en eau libre. Comme la plupart des techniques d'échantillonnage des anguilles, la pêche à l'électricité est inefficace dans les eaux à courant rapide, car les poissons étourdis peuvent être rapidement emportés hors du champ électrique. La pêche à l'électricité en embarcation est plus efficace si la vitesse de déplacement est telle que les anguilles sont exposées au champ électrique pendant environ 3 à 6 secondes; le temps de récupération est directement relié et similaire. Une exposition moindre rend la reconnaissance et la capture difficiles; une exposition plus longue prolonge le temps de récupération et, si elle est extrême (≥ 10 secondes), elle peut blesser l'anguille et provoquer des dommages à la colonne vertébrale et une hémorragie connexe (Casselman, données non publiées).

Il serait utile de comparer la pêche à l'électricité quantitative en embarcation avec les méthodes de bateau à fond de verre et d'enclos de filet décrites ailleurs dans le présent document. La pêche à l'électricité en eau libre est une méthode d'échantillonnage qui pourrait être utilisée plus largement pour évaluer le statut et l'abondance des anguilles. Les équipements de pêche à

l'électricité actuellement disponibles ne sont efficaces que dans les eaux à faible conductivité. Cependant, des essais d'un prototype de système de pêche à l'électricité en embarcation ont montré l'efficacité de la pêche à l'électricité dans des eaux saumâtres, mais pas en eau très salée (Lieschke *et al.* 2019). La mise au point et la commercialisation de cette technologie pourraient ouvrir la possibilité d'utiliser la pêche à l'électricité en embarcation pour mesurer l'abondance de l'anguille d'Amérique dans des habitats salins.

L'ABONDANCE DANS DES ENCLOS DE FILET (CONTRIBUTEURS : MALTE DOROW ET JENS FRANKOWSKI)

Le concept de cette méthode dérive du fait que les anguilles jaunes *Anguilla* se cachent dans le substrat et à proximité du substrat, leur domaine vital relativement petit, et qu'elles sont actives essentiellement la nuit (Baras *et al.* 1998; Tesch 2003; Barry *et al.* 2016; Tomie *et al.* 2017). On sait également que les anguilles jaunes restent enfouies après avoir mangé (Moriarty 2003).

Dans ce contexte, une méthode d'enclos transportable (figure 11) a été mise au point pour estimer la densité de l'anguille jaune dans les eaux côtières sans marée de la mer Baltique (Ubl et Dorow 2015). Une zone de 1 ha est entourée d'un filet de 1,8 m de hauteur avec des verveux à chaque coin. Pour augmenter la probabilité de capturer des anguilles en milieu fermé, six chaînes de verveux sont déployées dans la zone fermée. La taille des mailles est de 10 mm pour le filet de délimitation et de 11 mm pour les entonnoirs des filets de coin et les chaînes de verveux. Les filets avec ces maillages devraient constituer une barrière complète au passage des anguilles de plus de 36 cm de longueur (Bevacqua *et al.* 2009). Les filets de délimitation et les verveux de coin sont transportés séparément jusqu'au lieu de pêche. Dans un premier temps, un verveux de coin avec des ailes latérales de 12 m de longueur est fixé à l'aide d'une ancre. Ensuite, un filet de délimitation est attaché à l'une des ailes latérales à l'aide de mousquetons. Comme cette fixation se fait sur le bateau, la longueur de l'aile latérale limite la profondeur de pêche à 12 m.

Les prises sont exprimées en anguilles jaunes capturées par hectare sur une durée d'immersion de 48 h, et sont utilisées pour la comparaison entre habitats ou entre périodes sur une échelle relative (Ubl et Dorow 2015). En général, trois personnes sont nécessaires pour monter et démonter l'enclos, deux travaillant dans un bateau et une restant à terre. Selon le lieu de pêche et la distance du rivage, il faut environ deux heures pour mettre en place ou démonter un système d'enclos. Un délai supplémentaire est nécessaire pour documenter la récolte. Le protocole de pêche standard actuel, qui comporte deux systèmes complets de compartiments, permet de surveiller quatre points d'échantillonnage (soit 4 hectares) par semaine (du lundi au vendredi).

Évaluation de l'enclos

À partir de 2008, des essais dans différents types d'habitats ont démontré l'applicabilité de l'approche pour la surveillance de l'anguille jaune dans le secteur allemand du sud de la mer Baltique. Sur la base de ces essais, huit zones de référence ont été définies, dans lesquelles six points choisis au hasard sont pêchés chaque année, pour un total de 48 points de pêche par an. Les données biologiques sont enregistrées pour les anguilles capturées, ce qui permet, par exemple, de calculer l'indice d'argenture de Durif *et al.* (2005).

En 2015 et 2016, des études ont été entreprises pour permettre la conversion des taux de capture bruts en densités d'anguilles. Les données de télémétrie (Dorow *et al.* 2019) ont montré que les anguilles de l'enclos se déplaçaient d'avant en arrière le long du filet de délimitation, entraînant une capture potentielle dans un verveux de coin, ou s'éloignaient du filet de délimitation, entraînant une capture potentielle dans la chaîne de verveux. Le filet de

délimitation constitue également un obstacle à l'entrée des anguilles dans l'enclos. La proportion d'anguilles dans l'enclos capturées après 48 heures a été estimée par une expérience de prélèvement en trois passes avec 10 répétitions (Dorow *et al.* 2020). L'enclos a été contrôlé pour des anguilles après 48, 72 et 96 heures. Une modélisation bayésienne hiérarchique a été utilisée pour analyser les données sur les prélèvements en tenant compte de la capturabilité inégale des anguilles individuelles et de la variation de l'effort entre les contrôles. En moyenne, 39 % des anguilles dans l'enclos de plus de 36 cm ont été capturées après 48 heures d'immersion. En conséquence, la densité de l'anguille jaune peut être estimée en appliquant un facteur de correction de 2,6 aux anguilles par hectare capturées dans le cadre d'un suivi normalisé.

La méthode d'enclos n'a été évaluée que dans les eaux côtières sans marée. Les courants des eaux de marée peuvent faire s'incliner les filets de barrage, ce qui a une incidence sur leur capacité de retenir les anguilles. Les modifications possibles de la technique comprennent des filets de délimitation plus élevés ou des temps d'immersion plus longs pour capturer une plus grande proportion d'anguilles dans l'enclos. Les facteurs permettant de convertir les captures brutes en enclos en densités d'anguilles devraient être mesurés en fonction des circonstances environnementales et des détails des engins.

Résultats du suivi 2009-2018

Au total, 2 958 anguilles ont été capturées à 427 points de surveillance dans huit zones de référence au cours de la période 2009-2018. Le taux de présence était de 76,3 % et des anguilles jaunes ont été détectées dans toutes les zones de référence. Les anguilles argentées étaient rares dans les captures (N = 115, 3,8 %; voir Ubl et Dorow 2015). Sur les 2 843 anguilles jaunes capturées, la plupart (81,3 %) ont été récoltées dans les chaînes de verveux et la plupart (80 %) dépassaient 36 cm de longueur.

Les taux de capture varient de 0 à 107 anguilles (>36 cm) par hectare. Les taux de capture de 20 par hectare ou plus étaient peu fréquents (N = 24; 5,6 %). Globalement, le taux moyen de capture pour la période 2009-2018 était de 5,3 (écart-type \pm 9,1) par hectare, ce qui donne une densité de population de 13,8 anguilles jaunes par hectare après application du facteur de correction de 2,6x. Compte tenu d'un poids moyen de 267 g pour les anguilles jaunes de plus de 36 cm (Ubl et Dorow 2015), la densité moyenne de la biomasse d'anguilles jaunes le long de la côte allemande du sud de la Baltique est de 3,7 kg/hectare (> 36 cm).

Conclusion

L'approche décrite ci-dessus permet d'estimer la variation temporelle et spatiale de l'abondance relative et des densités numériques et de biomasse, avec les données biologiques correspondantes. Ces renseignements peuvent être utilisés à de multiples fins dans la dynamique des populations d'anguilles, notamment pour estimer le recrutement des anguilles dans les eaux côtières et la production d'anguilles argentées. Cette approche est largement applicable pour soutenir les évaluations des stocks d'anguilles dans la mer Baltique et ailleurs.

RÉPARTITION ET ABONDANCE DE L'ADN ENVIRONNEMENTAL (CONTRIBUTEUR : CRAIG KNICKLE)

L'analyse de l'ADN environnemental (ADNe), la détection du matériel génétique que les organismes libèrent dans leur environnement, est devenue un outil puissant pour évaluer la biodiversité aquatique (Ruppert *et al.* 2019). La méthode implique la collecte sur le terrain d'échantillons d'eau qui sont analysés par réaction en chaîne de la polymérase quantitative (qPCR) pour amplifier et identifier le matériel génétique. L'ADNe s'est avéré particulièrement

utile dans la surveillance des espèces aquatiques envahissantes, insaisissables ou menacées (par exemple, Boothroyd *et al.* 2016; Nevers *et al.* 2018). L'utilisation de l'ADNe pour détecter la présence d'espèces est fermement établie, mais les relations positives entre les concentrations d'ADNe et l'abondance des organismes (par exemple, Lacousiere-Rousel *et al.* 2015; Doi *et al.* 2017; Baldigo *et al.* 2017) laissent entendre que l'ADNe pourrait devenir un indicateur quantitatif de l'abondance. Cependant, les concentrations d'ADNe ne dépendent pas seulement de l'abondance des organismes, mais aussi de facteurs tels que les cycles saisonniers de libération de l'ADNe, les taux de dégradation de l'ADNe après sa libération et la dispersion de l'ADNe par les courants marins.

L'ADNe a permis de mieux comprendre la répartition de l'anguille japonaise (*Anguilla japonica*) dans les eaux douces (Itakura *et al.* 2019) et océaniques (Takeuchi *et al.* 2019), et a mis en lumière l'utilisation ancienne par l'homme des anguilles néo-zélandaises à nageoires courtes (*A. australis*) [Seersholm *et al.* 2018]. Les récentes découvertes en matière d'ADNe n'ont pas permis d'étayer l'hypothèse selon laquelle le monstre du Loch Ness pourrait être un poisson-chat, un esturgeon, un requin ou un plésiosaure, et suggèrent plutôt que les observations interprétées comme un monstre pourraient être celles d'une [anguille européenne](#) [en anglais seulement].

Pour l'anguille d'Amérique, les faibles connaissances de la présence et de l'abondance relative sur la majeure partie de l'aire de répartition plausible de l'espèce (figure 2) sont un obstacle majeur à une évaluation et une conservation efficaces. L'ADNe ne nécessite que des échantillons d'eau comme intrants sur le terrain, contrairement à la pêche à l'électricité, au piégeage, à la pêche au filet et au chalut traditionnels, qui demandent beaucoup de main-d'œuvre. L'analyse de l'ADNe en laboratoire est devenue courante et relativement peu coûteuse, bien que les protocoles visant à réduire le risque de contamination croisée puissent augmenter le coût de traitement. La simplicité de l'ADNe sur le terrain et en laboratoire en fait la seule méthode disponible potentiellement capable de mesurer la répartition et l'abondance relative de l'anguille d'Amérique jusqu'aux limites ouest et sud de l'espèce, compte tenu des contraintes actuelles et prévisibles de la disponibilité des ressources.

Les projets d'ADNe peuvent être propres à une espèce, mais on utilise de plus en plus souvent des analyses multi-espèces. [L'Aquatic eDNA Atlas](#) [en anglais seulement] compile les données de l'ADNe des organismes aquatiques des États américains contigus (tableau 1). Avec l'expansion rapide de la technique de l'ADNe, on peut s'attendre à ce que la couverture des bases de données d'ADNe collaboratives s'étende bientôt sur une grande partie ou la plupart de l'aire de répartition plausible de l'anguille d'Amérique.

En collaboration avec Parcs Canada et le Helbing Lab de l'Université de Victoria, la Confédération mi'kmaq de l'Île-du-Prince-Édouard pilote un projet visant à évaluer la faisabilité de l'échantillonnage de l'ADNe comme outil pour estimer l'abondance relative de l'anguille d'Amérique dans les étangs d'eau douce du parc national de l'Île-du-Prince-Édouard. L'étude examinera la relation entre les dénombrements et les estimations de la biomasse provenant de la surveillance annuelle à l'aide de méthodes traditionnelles (filets-pièges) et les concentrations d'ADNe d'anguille à diverses échelles spatiales et temporelles. Un guide d'identification de l'ADNe de l'anguille d'Amérique a été mis au point. Les résultats devraient permettre aux chercheurs de déterminer l'efficacité de l'échantillonnage de l'ADNe comme outil d'estimation de l'abondance et de la répartition des anguilles, qui pourrait s'appliquer dans d'autres domaines. Un programme de mesure de l'ADNe de l'anguille d'Amérique dans les eaux québécoises est également en cours d'élaboration par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (Dalie Côté-Vaillancourt, MFFP, comm. pers.).

ABONDANCE DES RELEVÉS LARVAIRES (CONTRIBUTEUR : MARTIN CASTONGUAY)

De nombreuses séries d'abondance sont disponibles pour les stades civelle, jaune et argenté de l'anguille d'Amérique (ASMFC 2017; Cairns 2020), mais les trajectoires de ces séries sont hétérogènes, ce qui rend difficile l'établissement d'une tendance générale d'abondance pour l'espèce. La disponibilité de données quantitatives issues de relevés larvaires dans la mer des Sargasses offre la possibilité de suivre l'évolution de l'abondance au stade le plus précoce d'une cohorte, avant que l'abondance ne soit modifiée par une mortalité géographiquement différente ou par des changements dans l'importance relative des routes migratoires.

Hanel *et al.* (2014) ont signalé que l'abondance des leptocéphales de l'anguille d'Amérique et européenne (indiquées par les taux de capture, c'est-à-dire le nombre par 10^5 m³ d'eau filtrée à l'aide du chalut pélagique d'Isaacs-Kidd) dans la zone de frai de la mer des Sargasses a diminué d'environ un ordre de grandeur entre les années 1980 (deux relevés) et 2011. Les taux de capture (moyenne \pm écart-type) de l'anguille d'Amérique étaient de $19,6 \pm 10,7$, $7,9 \pm 14,4$, et $2,0 \pm 3,0$ en 1983, 1985 et 2011, respectivement. Les taux de capture de l'anguille européenne ont été respectivement de $27,5 \pm 15,3$, $7,8 \pm 10,3$ et $1,4 \pm 2,4$ au cours de ces trois années (Hanel *et al.* 2014). Les taux de capture étaient nettement plus faibles en 2011 qu'en 1983-1985 (tests t, $p < 0,001$).

Cependant, cette comparaison temporelle pourrait être potentiellement biaisée par des différences dans les engins d'échantillonnage (chalut pélagique d'Isaacs-Kidd avec ouverture de 8,7 m² en 1983-1985 contre 6,2 m² en 2011), et dans les caractéristiques océanographiques, qui pourraient avoir tendance à concentrer les larves dans les régions frontales où la plupart des échantillonnages ont lieu (les fronts étaient moins bien définis en 2011 que pendant la période précédente). Afin de vérifier ces biais potentiels, Hanel *et al.* (2014) ont comparé l'abondance d'autres leptocéphales anguilliformes qui ont été recueillis dans les mêmes stations d'échantillonnage afin de déterminer si l'abondance relative de leptocéphales d'*Anguilla* avait changé entre les deux périodes par rapport aux autres espèces de leptocéphales.

Hanel *et al.* (2014) ont constaté que même si l'assemblage de leptocéphales était le même dans les deux périodes, en 2011, *Anguilla* spp. (*rostrata*, N = 44; *anguilla*, N = 42; *rostrata-anguilla* hybride, N = 1) n'était plus le taxon leptocéphale le plus abondant, mais se classait au cinquième rang. Les captures des taxons plus abondants de leptocéphales anguilliformes (*Nemichthys scolopaceus* [N = 541], *Ariosoma balearicum* [N = 531], *Serrivomer lanceolatus* [N = 144] et *S. beanii* [N = 129]) n'étaient pas systématiquement inférieures en 2011 par rapport à 1983-1985 et n'étaient pas aussi faibles que celles des deux espèces *Anguilla* (Hanel *et al.* 2014). La seule exception est *N. scolopaceus*, qui a décliné aussi fortement que les deux espèces *Anguilla*. Dans l'ensemble, les données laissent entendre que l'abondance des larves de l'anguille d'Amérique et européenne dans la zone de frai a diminué d'environ un ordre de grandeur entre les années 1980 et les années 2010. Ce déclin comprend un déclin similaire de la biomasse reproductrice des deux espèces *Anguilla*.

En utilisant des ensembles de données plus complets (avec un certain chevauchement avec Hanel *et al.* 2014), Westerberg *et al.* (2018) ont calculé que les abondances de leptocéphales de l'anguille européenne dans la zone de frai de la mer des Sargasses ont diminué de 70 à 80 % après 2007 par rapport aux années 1980 et avant. Ce déclin est du même ordre de grandeur que la diminution des débarquements commerciaux de l'anguille européenne. Westerberg *et al.* (2018) ont en outre calculé que le recrutement de civelles en Europe a diminué d'environ 95 %, et même plus dans le cas des indices de recrutement de la mer du Nord. Ils ont émis l'hypothèse que le déclin plus important du recrutement de civelles par

rapport au déclin des leptocéphales reflète une mortalité accrue en mer ou un déplacement des arrivées de civelles vers des régions non surveillées, telles que la mer Méditerranée. Il convient de noter que le déclin plus marqué du recrutement dans une partie nord de l'aire de répartition de l'anguille européenne (mer du Nord) est parallèle au déclin plus prononcé du recrutement de l'anguille d'Amérique dans le bassin du fleuve Saint-Laurent. Il est peu probable que la méthode comparative utilisée par Westerberg *et al.* (2018) puisse être utilisée avec l'anguille d'Amérique en raison de la rareté des séries de recrutement de civelles pour cette espèce.

La poursuite de la série sur l'abondance des larves de l'anguille d'Amérique dépend des futures croisières pour la recherche dans la mer des Sargasses. L'Institut Thunen en écologie des pêches (Hambourg, en Allemagne) a un [programme de recherche en cours](#) [en anglais seulement] sur l'anguille dans la mer des Sargasses; une croisière étant prévue pour le printemps 2020, suivie de nouvelles croisières à trois ans d'intervalle (R. Hanel, Institut Thunen, comm. pers.). Cette série a débuté en 2011, les croisières suivantes ayant lieu en 2014 et 2017. Il y a eu une croisière supplémentaire en 2015, dans le cadre d'un programme différent, avec un autre navire. La mission de mars et avril 2020 en mer des Sargasses sera donc la cinquième de ce type depuis 2011.

RESSOURCES ET OUTILS D'ANALYSE

BASES DE DONNÉES ENVIRONNEMENTALES (CONTRIBUTEUR : DAVID CAIRNS)

Le tableau 6 énumère une sélection de bases de données qui fournissent des données environnementales pertinentes pour l'utilisation et la répartition de l'habitat de l'anguille. Les classifications des habitats en fonction de multiples paramètres environnementaux sont fournies par McManamay *et al.* (2018), Millar *et al.* (2019) et Noseworthy *et al.* (2019). Les données sur l'hydrographie et les bassins versants sont fournies par le Réseau hydro national canadien et le National Boundary Dataset des États-Unis. Les données sur les obstacles sont fournies par les inventaires nationaux des barrages canadiens et américains et par les inventaires mondiaux assemblés par Global Dam Watch, Open Street Maps et la Commission internationale des grands barrages.

La portée et la profondeur croissantes de ces bases de données permettent de développer des modèles qui expliquent et prédisent la présence et l'abondance des poissons (Lassalle *et al.* 2009; Woods et McGarvey 2018). Ces approches peuvent potentiellement faire la lumière sur la biologie, la répartition et l'abondance des anguilles dans de vastes zones géographiques où des études de terrain propres aux anguilles sont rares ou inexistantes.

Cependant, une grande partie des données qui pourraient alimenter les progrès de la science de l'évaluation des anguilles ne sont pas encore dans des bases de données accessibles au public. Les données sur les anguilles d'eau douce ne sont pas encore assemblées de manière exhaustive dans des bases de données (voir la section Exploration des registres sur l'aire de répartition). La connectivité des rivières est essentielle pour que les anguilles puissent accéder à l'eau douce, mais la plupart des bases de données sur les obstacles ne couvrent que les grands et moyens barrages (tableaux 6 et 7). Les bases de données excluent des millions de petits barrages dans le monde (Liermann *et al.* 2012). Renwick *et al.* (2005) ont estimé à 2,6 millions le nombre de petits étangs aux États-Unis contigus à partir de cartes satellites de pixels de 30 m de taille, et à 9 millions le nombre de petits étangs à partir d'extrapolations de cartes qui montrent des caractéristiques de dimensions aussi petites que 5 m. La grande majorité de ces étangs sont artificiels (Renwick *et al.* 2005). En utilisant une méthodologie différente, Renwick (2017) a estimé qu'il y a environ 0,5 barrage de toutes tailles/km² dans les

États-Unis contigus, pour un total d'environ 4 à 4,5 millions de barrages. La base de données Open Street Maps comprend des barrages de toutes tailles, mais la couverture est incomplète. Le nombre de barrages tirés des cartes Open Street et des inventaires nationaux pour l'Île-du-Prince-Édouard, le Maine et Porto Rico est respectivement de 61 et 0, 616 et 584, et 7 et 32. La base de données Freshwater Network Barrier, qui exclut les barrages sur les cours d'eau trop petits pour être représentés sur les cartes topographiques de 1:100 000, répertorie 614 barrages au Maine. En revanche, des études locales montrent un nombre beaucoup plus élevé de barrages pour le Maine (1 356, y compris les barrages historiques, Hall *et al.* 2011) et pour Porto Rico (203; Cooney et Kwak 2013). Ces résultats laissent entendre que la plupart des barrages, en particulier les petits barrages, dans l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique ne sont répertoriés dans aucune base de données. Les bases de données sur les obstacles contiennent généralement peu, voire pas du tout, de renseignements sur la capacité de passer des anguilles ou d'autres poissons. Une autre limite de l'utilisation des bases de données dans les sciences de l'évaluation de l'anguille d'Amérique est leur faible couverture, souvent nulle, de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique en dehors du Canada et des États-Unis. Compte tenu du grand nombre et de la large distribution des barrages non cartographiés, la production participative est peut-être la seule voie viable pour documenter leur emplacement et leurs caractéristiques essentielles (amber.international/european-barrier-atlas/).

Dans les eaux marines ouvertes, la disponibilité de grandes bases de données environnementales a stimulé le développement de systèmes de classification des habitats qui couvrent de vastes zones géographiques (O'Boyle 2009; Harris et Baker 2020). La plupart des données d'entrée de ces projets proviennent de séries de relevés qui utilisent des navires de recherche océaniques pour recueillir des données scientifiques sur de grandes étendues d'océan selon des protocoles normalisés. En revanche, les études biologiques menées dans les estuaires et les baies abritées que les anguilles utilisent comme habitat de croissance ont tendance à être menées par des organismes locaux plutôt que nationaux (Cairns *et al.* 2017). Cela peut expliquer le manque relatif de développement de bases de données et de classifications des habitats dans les eaux des estuaires/baies par rapport aux eaux du large (Allee *et al.* 2010, Greenlaw *et al.* 2011). Dutil *et al.* (2012) ont utilisé une base de données détaillée (103 descripteurs) pour classer les eaux côtières et épipelagiques du golfe du Saint-Laurent. Cependant, la taille des cellules (6,25 km²) est trop grosse pour permettre une modélisation significative de l'habitat salin en phase de croissance de l'anguille d'Amérique.

FETCH COMME COVARIABLE D'ABONDANCE (CONTRIBUTEURS : DAVID CAIRNS ET DERYCK MILLS)

Une partie importante mais non quantifiée de l'anguille d'Amérique et européenne utilise l'eau salée (salée et saumâtre) comme habitat de croissance (ICES 2009). Les eaux salines produisent la plupart des anguilles d'Amérique actuellement pêchées au Canada et presque toutes les anguilles pêchées commercialement aux États-Unis (figure 1; Cairns, 2020). L'anguille d'Amérique utilise couramment les habitats des baies et des estuaires, mais il existe peu de connaissances précises sur les modes d'occupation et les limites de répartition vers la mer (Pratt *et al.* 2014). Cairns *et al.* (2017) ont compilé des enregistrements de l'anguille d'Amérique à partir de 26 relevés au chalut de fond et à la senne de plage dans les eaux nord-américaines, entre le Labrador et la Floride (voir la section Exploration des registres sur l'aire de répartition). Dans certaines zones, la couverture des relevés compilés est suffisante pour indiquer de larges profils d'abondance relative de l'anguille dans les eaux salines, mais dans d'autres zones, les informations sont trop rares pour confirmer les profils. D'autres sources de données suggérées dans le présent document peuvent améliorer nos connaissances de l'aire de répartition des anguilles dans les eaux salines, mais de vastes zones resteront inévitablement sans connaissances directes. Ce qu'il faut, c'est une approche dans laquelle

l'abondance relative (ou la densité) des anguilles dans des zones bien étudiées peut être liée à des facteurs physiques ou autres qui ont été mesurés dans de vastes zones. En disposant de telles relations, l'abondance relative de l'anguille peut être prédite ou modélisée dans les zones où des mesures directes ne sont pas disponibles.

Le fetch est la distance en ligne droite entre un point, en mer ou le long de la côte, jusqu'à une terre dans une direction donnée de la boussole. Le fetch moyen est la moyenne de ces mesures prises dans plusieurs directions de la boussole. Le fetch moyen sert d'approximation du degré d'exposition à la haute mer. Les vents soufflent généralement plus souvent de certaines directions. Afin de mieux refléter les conditions d'exposition, les calculs du fetch moyen sont souvent ajustés par la distribution de fréquences des directions du vent. Le fetch moyen explique généralement une fraction substantielle de la variation des communautés biologiques côtières (Callaghan *et al.* 2015; Longtin *et al.* 2016; Smale *et al.* 2016).

La cartographie à haute résolution du fetch moyen ajusté au vent dans les eaux de l'est de l'Amérique du Nord a récemment été achevée (D.K. Cairns et D.G. Mills, non publié; figure 12). Les fetchs moyens ont été calculés pour les centroïdes de cellules de 50 m x 50 m jusqu'à 5 km de la côte, et pour les cellules de 200 m x 200 m entre 5 km de la côte et la courbe bathymétrique de 500 m. Au cours de ce travail, on a découvert que la précision de la cartographie des fetchs chute fortement avec la faible taille des échantillons dans les eaux côtières et semi-fermées. Des études écologiques antérieures ont calculé le fetch moyen à partir de fetchs mesurés dans 16 à 48 directions de la boussole. Les cartes des fetchs moyens calculées avec cette gamme de tailles d'échantillon contiennent des profils de crêtes anormaux qui sont des artefacts de la méthode. Pour éviter ces artefacts, la nouvelle carte de fetchs a calculé les moyennes à partir de fetchs individuels mesurés dans les 360 directions de la boussole.

Cairns *et al.* (2017) ont constaté une relation généralement décroissante entre les captures d'anguilles normalisées par trait de chalut et la moyenne des captures, la moyenne des captures étant calculée dans 36 directions de la boussole. Cela correspond à des observations qualitatives de longue date selon lesquelles les anguilles en phase de croissance sont plus abondantes dans les eaux abritées. La relation entre l'abondance de l'anguille et la moyenne des captures peut être examinée plus en détail par une nouvelle analyse de l'ensemble de données de Cairns *et al.* (2017) en utilisant les moyennes des captures calculées à partir d'un plus grand nombre de directions de la boussole et d'autres sources de données indiquées dans le présent document. Si une relation cohérente entre l'abondance relative et le fetch moyen peut être établie, la disponibilité de la nouvelle carte des fetchs permettra de modéliser l'abondance relative de l'anguille le long de toute la côte est de l'Amérique du Nord. Cependant, le fetch n'est qu'un paramètre environnemental qui pourrait aider à prédire la répartition de l'anguille d'Amérique. Des modèles prédictifs plus précis nécessiteront le développement de bases de données qui englobent une série de variables environnementales pour les habitats des baies et des estuaires occupés par les anguilles (voir la section Bases de données environnementales).

Le fetch moyen est une approximation raisonnable de l'exposition à la haute mer, mais l'exposition à la mer peut être calculée plus précisément par des modèles physiques qui englobent également la dynamique des vagues et la bathymétrie (Callaghan *et al.* 2015). L'avantage du fetch est qu'il peut être calculé uniquement à partir d'une carte du littoral, sans avoir besoin d'études océanographiques propres au site. La précision de la cartographie de la pêche côtière dépend de la précision de la carte du littoral. La nouvelle carte des fetchs se fonde sur des cartes côtières à l'échelle 1:50 000 (Canada) et 1:5 000 à 20 000 (est des États-Unis) [Cairns *et al.* 2017]. Des cartes de base pour la côte américaine du golfe du Mexique devraient être disponibles à des échelles similaires à celles de l'est des États-Unis. La

disponibilité de cartes à haute résolution pour les côtes du Mexique et des Caraïbes n'a pas été explorée.

Il a également été démontré que la composition des communautés de poissons et d'autres biotes est liée à la quantité moyenne d'anguilles pêchées en eau douce (Chu *et al.* 2014; Nohner et Diana 2015; Cazenave *et al.* 2016), ce qui laisse entendre la possibilité d'utiliser la quantité d'anguilles pêchées pour aider à comprendre et à modéliser la répartition de l'anguille d'Amérique dans les lacs et les grandes rivières.

COMPTABILISER LES EFFETS NETS DES PETITS BARRAGES (CONTRIBUTEUR : DAVID CAIRNS)

Effets et nombres des barrages

Les barrages sont un thème majeur dans la science de la conservation des poissons d'eau douce, y compris les anguilles. L'attention est surtout portée sur la connectivité, un élément essentiel de l'écologie des eaux douces qui permet aux organismes de se déplacer sur les axes fluviaux pour satisfaire leurs besoins en matière de cycle biologique (Leibowitz *et al.* 2018). Les barrages peuvent entraver le passage des anguilles en amont et en aval (Haro *et al.* 2000; Cooney et Kwak 2013, Woods et McGarvey 2018). Les anguilles jaunes qui réussissent à remonter les barrages hydroélectriques risquent de mourir sous l'effet des turbines lorsqu'elles descendent vers la mer sous la forme d'anguilles argentées (Carr et Whoriskey 2008; Sweka *et al.* 2014). Les barrages peuvent nuire davantage aux communautés de poissons en altérant le débit, la température, les nutriments et les régimes de productivité des cours d'eau (Macnaughton *et al.* 2017).

La plupart des études sur les effets des barrages sur les anguilles ont été réalisées sur des barrages de moyenne et grande taille, dont la répartition et le nombre sont bien connus (tableau 7, Shin *et al.* 2019). Les inventaires nationaux recensent 1 157 grands barrages au Canada et 91 470 aux États-Unis (tableau 6). Les petits barrages sont beaucoup plus nombreux que les barrages moyens et grands (Liermann *et al.* 2012). Les plans d'eau lentiques (lacs et étangs, tant artificiels que naturels) aux États-Unis ont été estimés à plus de 2 millions, 2,6 millions, 4,5 millions, 6,6 millions et 9 millions, selon diverses méthodes et divers critères d'inclusion (tableau 7). La grande majorité de ces plans d'eau sont de petits étangs. La proportion de petits étangs aux États-Unis qui sont formés par des barrages n'a pas été mesurée avec précision. Smith *et al.* (2002) ont considéré que la plupart de ces étangs étaient formés par des barrages, et Renwick *et al.* (2005) ont déclaré que les petits étangs sont en grande majorité d'origine humaine. Renwick *et al.* (2005) ont en outre estimé que 21 % de la zone de drainage des États-Unis contigus s'écoule à travers de petits étangs. Ces résultats soutiennent l'idée que les petits étangs formés par les barrages peuvent être importants sur le plan écologique, et que seule une petite fraction d'entre eux est comprise dans les inventaires. La comparaison des bases de données nationales (tableau 6) et des dénombrements locaux pour le Wisconsin et l'Utah (Poff et Hart, 2002), le Maine (Hall *et al.* 2011) et Porto Rico (Cooney et Kwak 2013) laisse également entendre que les inventaires ne représentent qu'une petite fraction des barrages.

Constatant que les effets des petits barrages ne reflètent pas nécessairement ceux des grands barrages, Gangloff (2013) a passé en revue la littérature sur les effets écologiques des petits barrages et a constaté des effets tant positifs que négatifs (voir également Ebel et Lowe 2013 et Holcomb *et al.* 2016). Sur cette base, Gangloff (2013) a soutenu qu'une approche globale pour comprendre les effets des petits barrages implique d'évaluer à la fois les impacts positifs et négatifs. En revanche, Birnie-Gauvin *et al.* (2018) ont soutenu qu'une approche globale des barrages exige leur suppression chaque fois que cela est possible.

Effets des barrages à l'Île-du-Prince-Édouard

Cette étude utilise des données provenant de l'Île-du-Prince-Édouard, une île de 5 660 km² située sur la côte est du Canada, afin de déterminer si les petits barrages pourraient être importants pour la conservation des anguilles, dans un sens positif (avantages) et/ou négatif (inconvenients). Il prend notamment en considération un facteur qui n'avait pas été évoqué auparavant dans la littérature sur l'anguille, à savoir que la plupart des barrages élargissent les cours d'eau et les rivières en de larges retenues et réservoirs, augmentant ainsi l'habitat aquatique.

Les anguilles sont des généralistes de l'habitat qui peuvent utiliser à la fois des eaux stagnantes et non stagnantes (Pratt *et al.* 2014; Lloyst *et al.* 2015). Pour que les anguilles puissent bénéficier de l'augmentation de l'habitat aquatique causée par les barrages, il est nécessaire qu'elles soient capables de se déplacer en amont dans cet habitat, et de sortir en aval lors de leur migration vers la mer en tant qu'anguilles argentées. En outre, l'habitat créé par les barrages doit être adapté aux anguilles.

Cette étude utilise deux approches pour évaluer les déplacements des anguilles et leurs populations par rapport aux barrages de l'Île-du-Prince-Édouard. Les zones d'étude sont les baies et les estuaires ainsi que les affluents qui ont des barrages dans leur partie inférieure. Premièrement, les déplacements entre quatre bassins de retenue et leurs baies/estuaires récepteurs ont été déduits des rapports strontium-calcium des otolithes, qui reflètent les changements de la salinité de l'habitat ambiant au cours de la vie d'un poisson. Des études antérieures ont montré que les anguilles d'Amérique du nord-est de l'Amérique du Nord présentent couramment des déplacements bidirectionnels entre les eaux douces et les eaux salées (Jessop *et al.* 2008). L'étang McCallums se déverse dans la baie Brackley par un barrage en terre avec un déversoir à chute verticale de 2,2 m (Lamson *et al.* 2006). Il n'y a pas de passe migratoire. L'étang Cass, d'une hauteur de chute de 0,9 m, se déverse dans la baie de Covehead par un déversoir et une passe à poissons en béton. L'étang Marshalls, d'une hauteur de chute de 5,0 m, se déverse dans la baie de Covehead par un chenal de 303 m à fond rocheux et à pente de 1,7 %. L'étang Whitlocks s'écoule par un déversoir et un canal rocheux jusqu'à un cours d'eau de 2,5 km de longueur, puis un autre étang (Ross), qui s'écoule par un canal rocheux jusqu'à l'estuaire de la rivière Boughton (Cairns *et al.* 2004).

Les rapports Sr:Ca indiquent que les anguilles ont couramment transité dans les deux sens entre les étangs Cass et Marshalls et la baie de réception (Lamson *et al.* 2006). Dans les étangs McCallums et Whitlock, les rapports Sr:Ca indiquaient que les anguilles échantillonnées entraient en eau douce au cours de leur année de civelle et ne transitaient pas ensuite entre les eaux douces et salées (Cairns *et al.* 2004; Lamson *et al.* 2006).

Les déplacements et les populations par rapport aux barrages ont également été évalués en utilisant des estimations de densité dans les bassins de retenue, les baies et les estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard, tirées des relevés par bateaux à fond de verre et des expériences de capture-marquage-recapture (voir la section sur les bateaux à fond de verre). Les densités moyennes étaient de 188,1 anguilles/hectare (ET = 198,0; N = 18) pour les baies et les estuaires et de 142,5 anguilles/hectare (ET = 159,7; N = 4) pour les retenues (analyse de la variance F = 0,18; P = 0,68) [tableaux 3 et 4]. Quatre endroits ont fait l'objet d'estimations de densité pour les bassins de retenue et les baies/estuaires du même système. La densité moyenne (anguilles/hectare) dans les baies/estuaires (130,2; ET = 96,0; N = 4) ne diffère pas significativement de celle des retenues (143,3; ET = 159,6; N = 4) [test t apparié, P = 0,820] [figure 13].

Les barrages à l'Île-du-Prince-Édouard sont nombreuses et elles ont augmenté de façon considérable la quantité de l'habitat intérieur de l'eau douce. Les mouvements entre les zones

de salinité déduits de la microchimie des otolithes et les comparaisons des estimations de densité laissent entendre qu'à deux endroits, les anguilles accèdent facilement aux bassins de retenue et les occupent à des densités à peu près similaires à celles des baies et des estuaires. À ces endroits, les barrages peuvent procurer un avantage net aux anguilles. À deux autres endroits, les données de microchimie des otolithes laissent entendre que les barrages forment un obstacle propre à l'âge, limitant l'accès en amont aux anguilles au cours de leur première année continentale. Une telle constatation peut être attribuable à la capacité des anguilles de moins de 10 cm de longueur, mais pas plus, de monter dans des surfaces verticales rugueuses (Legault 1988). D'autres réserves s'appliquent à ces conclusions. Les mesures de densité des bassins de retenue sont peu nombreuses (N = 4), et ni les densités ni les données microchimiques sur les otolithes ne sont disponibles pour les tronçons d'amont des cours d'eau de l'Île-du-Prince-Édouard.

Effets sur la science de la conservation liée aux barrages

On estime que la densité des barrages aux États-Unis est 0,5 barrage/km² de terres (Renwick 2017). Le National Wetlands Inventory (NWI) des États-Unis cartographie 21 777 km² d'habitat aquatique d'eau douce sans végétation émergée dans les bassins hydrographiques de la côte atlantique des États-Unis, y compris la Voie maritime du Saint-Laurent (Cowardin *et al.* 1979 et Dahl *et al.* 2009; données compilées par Cairns *et al.* 2014). Sur ce total, 1 129 km² (5,2 %) sont classés comme riverains à marée, 2 728 km² (12,5 %) sont classés comme riverains, 14 590 km² (67,0 %) sont classés comme lacustres (lacs), et 3 330 km² (15,3 %) sont classés comme palustres (étangs). Ensemble, ces données laissent entendre qu'il y a plus d'habitats lenticques (lacs et étangs) que lotiques (riverains) dans l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique dans les États américains de l'Atlantique, et qu'il y a plus d'habitats d'étangs que d'habitats riverains sans marée.

Il existe beaucoup de données scientifiques qui documentent les effets négatifs des barrages sur les poissons (par exemple Leibowitz *et al.* 2018) et il existe des campagnes actives pour supprimer les barrages (par exemple damremoval.eu). En même temps, il existe des données scientifiques qui traitent de la création et de la gestion de petits bassins de retenue à des fins de conservation, y compris l'amélioration des populations de poissons (Eades et Lang 2012; Neal et Willis 2012; Schramm et Willis 2012). Il semble y avoir peu d'échanges entre la littérature sur les effets négatifs des barrages sur les poissons et la littérature sur la construction et la gestion des barrages au profit des poissons.

La grande quantité d'habitats lenticques dans l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique dans l'est des États-Unis (et peut-être ailleurs) indique que ces habitats peuvent jouer un rôle important dans la production globale en eau douce. L'effet des augmentations de l'habitat aquatique induites par les barrages n'a pas encore été pris en compte dans la littérature sur l'anguille. Les données examinées dans la présente section laissent entendre que les effets des petits barrages de l'Île-du-Prince-Édouard peuvent être à la fois positifs (en créant un habitat supplémentaire que les anguilles peuvent utiliser et utilisent effectivement) et négatifs (en limitant le passage en amont). La disponibilité d'éléments probants des avantages et des inconvénients des petits barrages pour les anguilles soutient l'affirmation de Gangoff (2013) selon laquelle une évaluation globale des effets des petits barrages devrait être ouverte aux effets tant positifs que négatifs. Une approche globale s'appuierait sur les conclusions et les enseignements tirés de la littérature sur les barrages construits à des fins de conservation (Neal et Willis 2012) ainsi que de la littérature sur les effets négatifs des barrages sur les poissons (Leibowitz *et al.* 2018).

Les évaluations des stocks d'anguilles spatialement explicites nécessitent une compréhension de la dynamique des déplacements en amont et de l'utilisation de l'habitat. Le déplacement en

amont peut être modélisé comme un processus diffusif (Smogor *et al.* 1995; Ibbotson *et al.* 2002; Lambert *et al.* 2011). Ce modèle produit des densités qui diminuent avec la distance par rapport à la mer, bien qu'il ne soit pas certain que la densité elle-même soit le moteur des déplacements en amont (Ibbotson *et al.* 2002). Les densités d'anguilles plus faibles au-dessus des barrages sont généralement interprétées comme la conséquence d'un passage restreint en amont du barrage (Cooney et Kwak 2013). Les facteurs examinés dans la présente section laissent entendre un éventail plus large de possibilités à prendre en considération :

- a) Les barrages peuvent entraver le passage en amont complètement, partiellement ou pas du tout, et l'entrave au passage peut dépendre de la taille.
- b) La fonction de puissance qui prédit la largeur du cours d'eau à partir de la zone amont du bassin versant a été utilisée pour estimer l'habitat de l'anguille (Thornton *et al.* 2007; Lambert *et al.* 2011). Comme les barrages élargissent généralement les cours d'eau et augmentent la superficie mouillée, cette fonction ne fournira pas d'estimations fiables de l'habitat mouillé en amont des barrages.
- c) Les anguilles qui entrent dans un bassin de retenue rencontrent généralement un habitat plus étendu que le cours d'eau d'origine. Ce plus grand habitat fera baisser leur densité. Si la pression pour remonter le cours d'eau est influencée par la densité, le nombre d'anguilles remontant un barrage sera inférieur au nombre d'anguilles remontant le cours d'eau avant la construction du barrage. Par conséquent, une diminution de la densité des cours d'eau en amont, par rapport aux densités du système initial non endigué, n'indique pas nécessairement que le barrage réduit la capacité des anguilles d'accéder aux eaux en amont.

Lambert *et al.* (2011) ont développé un modèle appelé Obstacle Mitigation Model for Eel in Rivers (OMMER), qu'ils ont testé dans la rivière Rimouski, au Québec. Le modèle OMMER a divisé le réseau de cours d'eau en 1 376 compartiments et a modélisé les déplacements selon une fonction de diffusion. La déficience de passage aux obstacles a été estimée principalement à partir de la hauteur des obstacles. Les auteurs ont fait remarquer que la présence de lacs dans le système (dont la superficie était 6 fois plus grande que la zone riveraine) diminuait la densité des anguilles. Cependant, les zones de lacs et de bassins de retenue n'ont pas été traitées dans le modèle. Modèles développés pour les anguilles européennes en France (Anon. 2018; Briand 2018) et pour les anguilles à longues nageoires de Nouvelle-Zélande (Beentjes *et al.* 2016; Hoyle 2016) n'intègrent pas non plus les zones de lacs et de bassins de retenue.

L'évaluation des anguilles en eau douce repose généralement sur le dénombrement des anguilles aux passes migratoires et sur la pêche à l'électricité avec bloc portatif, qui est limitée aux cours d'eau accessibles à gué. Les efforts d'évaluation qui tiennent pleinement compte des effets des barrages nécessiteront une meilleure compréhension de l'utilisation des eaux lenticules par les anguilles. Les outils de terrain et d'analyse dont il est question dans le présent document peuvent aider.

DÉVELOPPEMENT D'UN MODÈLE PILOTE D'HABITAT FONDÉ SUR LE SIG (CONTRIBUTEURS : JOHN YOUNG, ALEX HARO ET HEATHER GALBRAITH)

La Commission des pêches maritimes des États de l'Atlantique (ASMFC) procède à des évaluations des stocks d'anguille d'Amérique en appui à ses responsabilités en matière de gestion des pêches pour les États côtiers de l'Atlantique. L'évaluation la plus récente a été réalisée en 2012, avec une mise à jour en 2017 (ASMFC 2012, 2017). Toutefois, une commission d'examen n'a pas accepté l'approche de modélisation utilisée (analyse de la réduction des stocks fondée sur l'épuisement) pour la gestion. Par la suite, l'ASMFC a demandé au Service géologique des États-Unis – Centre des sciences Leetown (USGS-LSC) d'examiner

si et comment les évaluations d'habitat fondées sur un système d'information géographique (SIG) pourraient aider les activités d'évaluation des stocks, et en particulier si les renseignements sur l'habitat pourraient contribuer aux estimations de la taille de la population d'anguilles, aux rapports des sexes ou à la biomasse. Un exercice d'établissement de la portée des incidences a inclus des examens d'études antérieures sur les besoins en habitat, la modélisation des congénères de l'anguille dans d'autres parties du monde, et des exemples d'autres études qui ont fondé les estimations de la biomasse et de la capacité de charge sur des évaluations de l'habitat fondées sur le SIG. L'USGS-LSC a proposé une approche progressive qui comporterait un inventaire et une compilation des données, des études pilotes ciblées dans les zones où les données sont suffisantes et (en fin de compte) une évaluation à grande échelle.

Au présent stade de projet pilote, le projet vise à construire un cadre de modélisation qui permettra de recenser et de suivre les principales caractéristiques du statut et de la dynamique des anguilles d'Amérique en phase continentale dans la région générale des baies du Delaware et de Chesapeake. Les ensembles de données pour l'entrée des modèles d'eau douce comprennent celles du National Hydrography Dataset, du StreamCat, du projet d'évaluation de la connectivité aquatique du Nord-Est, du National Wetlands Inventory et des collections de données sur la pêche à l'électricité dans les États. Pour les eaux salines, les apports comprendront la bathymétrie d'un nouveau modèle topobathymétrique d'élévation homogène, des ensembles de données de chalutage de recherche et une base de données de recherche à haute résolution (voir la section Fetch comme covariable de l'abondance). Les modèles, écrits en R, s'appuieront sur l'expérience de modélisation européenne et néo-zélandaise. Les outils d'analyse potentiels comprennent la modélisation linéaire généralisée, la modélisation additive généralisée, les arbres de régression accélérée et les méthodes de type forêts aléatoires. Le SIG fournira une plateforme d'analyse spatialement explicite qui reconnaît, par exemple, la variabilité du rapport des sexes avec la position dans la zone du bassin versant. L'objectif à long terme est de construire un cadre de modélisation qui peut être largement étendu à l'aire de répartition continentale de l'anguille d'Amérique.

MODÈLE SPATIO-TEMPOREL NÉO-ZÉLANDAIS (CONTRIBUTEURS : SIMON HOYLE, MERRILL RUDD, SHANNAN CROW, JAMES THORSON ET ERICA WILLIAMS)

Contexte

L'anguille à nageoires de Nouvelle-Zélande (*Anguilla dieffenbachii*), espèce endémique, soutient une importante pêche commerciale, coutumière (autochtone) et récréative en Nouvelle-Zélande, et est une espèce clé des écosystèmes d'eau douce. Les stocks d'anguilles à longues nageoires ont été touchés par les prélèvements de la pêche, les campagnes de destruction des anguilles des sociétés d'acclimatation historiques qui visaient à établir des populations de truites et de saumons, la destruction et la modification de l'habitat, les obstacles au passage des poissons en amont et la mortalité directe attribuable aux turbines hydroélectriques, aux programmes de lutte contre les inondations et aux activités de déblaiement des drains.

Une étude internationale de 2013 sur les renseignements relatifs aux tendances et à l'état des stocks de palangriers a souligné la nécessité de connaître la taille des stocks et les processus structurant les populations à longues nageoires (Haro *et al.* 2015). Le comité d'examen a recommandé l'élaboration d'une évaluation complète de la population d'anguilles à longues nageoires en Nouvelle-Zélande, qui pourrait ensuite être utilisée pour aider à gérer ce stock de manière durable.

Les modèles d'évaluation de la population d'anguilles à longues nageoires ne peuvent pas être facilement développés à l'aide de méthodes conventionnelles, car les anguilles ont un modèle de cycle de vie et une structure de stock complexes (Dunn *et al.* 2009). Les stocks d'anguilles sont répartis de manière fractale pendant leur phase d'eau douce, avec des taux de croissance, des rapports de sexe et des agencements de longueur et d'âge variés à de nombreuses échelles spatiales, et de faibles taux de déplacement entre les zones. La gestion se fait généralement au moyen de règles d'accès et de capture spatiales, ce qui nécessite de connaître l'aire de répartition des géniteurs potentiels et leur accès à la mer, afin de maintenir une échappée de géniteurs suffisante. Un examen des méthodes d'évaluation des stocks d'anguilles à longues nageoires (Hoyle 2016) a recommandé l'élaboration d'une approche de modélisation spatialement distribuée pour intégrer les renseignements provenant de sources multiples et prédire la biomasse reproductrice des anguilles à longues nageoires. Cela nécessite des données sur la pêche et des données indépendantes sur la pêche. Les zones de pêche sont susceptibles d'avoir des structures de population différentes de celles des zones non exploitées, la majorité de la biomasse des femelles reproductrices étant soutenue par les zones non exploitées (Hoyle et Jellyman 2002).

L'objectif du présent projet est d'élaborer un cadre de modélisation qui peut être utilisé pour estimer la structure de la population à longues nageoires en Nouvelle-Zélande.

Méthodes

Le cadre de modélisation comprend des composantes d'estimation et de prédiction, la plupart des progrès réalisés jusqu'à présent portant sur la composante d'estimation.

La préparation des modèles d'estimation nécessite quatre grandes étapes : 1) élaborer le cadre spatial; 2) préparer toutes les données pertinentes sur la population; 3) élaborer et ajuster le modèle d'estimation; et 4) déterminer les objectifs de gestion et les règles de contrôle associés aux résultats de l'étape 3.

La base de données du réseau REC (New Zealand River Environment Classification) [version 2.4] est utilisée comme cadre spatial. Le REC se fonde sur un réseau de bassin hydrographique numérique qui a été dérivé d'un modèle d'élévation numérique (Snelder et Biggs 2002). Le réseau numérique représente les rivières de Nouvelle-Zélande sous la forme d'environ 600 000 segments (délimités par des confluent en amont et en aval) et leurs bassins versants correspondants.

Le réseau REC est alimenté par les informations pertinentes disponibles, y compris les informations sur la rencontre/non-rencontre de la base de données des poissons d'eau douce de Nouvelle-Zélande, l'abondance, les conditions environnementales et la caractérisation de l'habitat.

Les modèles d'estimation utilisent une approche de modélisation spatio-temporelle fondée sur le programme VAST (Vector Autoregressive Spatio-Temporal) [Thorson et Barnett 2017]. VAST est un paquet R pour mettre en œuvre un modèle mixte linéaire généralisé delta spatial (delta-GLMM) avec de nombreuses caractéristiques telles que des covariables de densité, des covariables de capturabilité et des catégories multiples (par exemple, espèces, taille ou classes d'âge). Il est conçu pour estimer la variation spatiale des réponses en utilisant des données de rencontre, de dénombrement ou de biomasse à référence spatiale, dans le but d'estimer la densité dans l'espace et sur une ou plusieurs années en modélisant les probabilités d'occurrence et les taux de capture positifs comme les deux composantes d'un [modèle delta sous-jacent](#) [en anglais seulement].

Les caractéristiques des réseaux de cours d'eau sont fortement corrélées dans l'espace et le temps. Cependant, deux points du réseau ne sont pas nécessairement liés en fonction de leur distance euclidienne, mais de leur connectivité au réseau. Par conséquent, l'approche standard VAST consistant à utiliser un maillage triangulé pour relier les observations en fonction de la distance euclidienne ne permettrait pas de modéliser correctement les populations le long d'un réseau de cours d'eau. Les données sur les cours d'eau ont des nœuds naturels où se joignent des segments qui peuvent être utilisés pour définir les nœuds du réseau par rapport aux observations. Pour tirer parti des nombreuses fonctionnalités déjà mises en œuvre dans VAST (par exemple, covariables, modèles multivariés), nous avons ajouté à VAST un modèle spatial supplémentaire qui s'appuie sur le processus Ornstein-Uhlenbeck (OU) pour décrire l'autocorrélation en fonction des distances le long des réseaux de cours d'eau. Hocking *et al.* (2018) ont récemment mis en œuvre l'algorithme OU dans un modèle spatio-temporel hiérarchique personnalisé des densités d'omble de fontaine en Pennsylvanie. Lors de l'élaboration du cadre, nous l'avons appliqué aux données sur le taux de rencontre des anguilles à longues nageoires dans deux bassins hydrographiques en tant qu'études de cas : le Waitaki et le Waikato, ainsi qu'une autre étude de cas sur le saumon coho riverain de l'Oregon à l'aide d'un modèle multivarié mettant en relation les densités de géniteurs et de juvéniles. Ces études sont en cours de rédaction.

Perspectives

L'objectif à long terme est d'estimer une approximation de la biomasse reproductrice des femelles en utilisant les modèles spatio-temporels pour prédire à la fois la densité et la proportion de la population qui est femelle et susceptible d'arriver à maturité dans une période définie. Les modèles VAST utilisant des données de rencontre/non-rencontre estiment une probabilité d'occurrence qui peut être utilisée comme une approximation de la densité spatio-temporelle. Les rapports des sexes des anguilles à longues nageoires sont disponibles pour certaines régions de Nouvelle-Zélande. Lorsqu'elles ne sont pas disponibles, nous utiliserons des valeurs supposées fondées sur l'avis d'experts, ou sur les hypothèses implicites des approches de modélisation actuelles. VAST a également été utilisé pour ajuster les données de présence/absence, de dénombrement et d'échantillonnage de la biomasse (Grüss et Thorson 2019). Nous allons donc également inventorier les données disponibles en utilisant soit des dénombrements d'anguilles soit des échantillons de biomasse pour les combiner avec les données disponibles de rencontre/non-rencontre.

Les objectifs intermédiaires du projet sont de cerner les besoins en données d'échantillonnage des anguilles pour différentes approches d'estimation et niveaux d'incertitude. Lorsque les estimations ne sont pas disponibles ou réalisables, nous utiliserons des valeurs supposées fondées sur l'avis d'experts, ou sur les hypothèses implicites des approches de modélisation actuelles.

LE RECRUTEMENT DE CIVELLES COMME BASE D'ÉVALUATION (CONTRIBUTEURS : VIRGINIE BORNAREL ET HILAIRE DROUINEAU)

Pêches et Océans Canada évalue la situation de l'anguille d'Amérique et fixe des objectifs d'abondance en fonction d'une analyse des tendances des indices d'abondance (MPO 2014). Des indices composites ont été développés pour une combinaison de zones d'évaluation des stades de vie, des habitats et du potentiel de rétablissement, mais pas pour l'est du Canada dans son ensemble, car les poids zonaux nécessaires pour calculer un tel indice sont inconnus. Aux États-Unis, la Commission des pêches marines des États de l'Atlantique (ASMFC) génère des indices d'abondance pour les jeunes de l'année et les anguilles jaunes d'Amérique sur l'ensemble de la côte atlantique en combinant des indices individuels normalisés en un indice

pour l'ensemble de la côte. Toutefois, les tendances des indices d'abondance varient au sein des sites et entre eux (ASMFC, < 2017), et les différences de type d'engin et de placement et les emplacements des sites d'étude peuvent entraîner des capturabilités différentes avec des effets conséquents sur la comparabilité des données entre les sites (ASMFC 2012). Pour ces raisons, les indices côtiers peuvent ne pas refléter de manière fiable les changements d'abondance pour cette partie de la population.

En Europe, les tendances de recrutement font partie des indicateurs utilisés par le groupe de travail sur les anguilles (WGEEL) pour évaluer l'état du stock d'anguilles européennes. Cependant, le WGEEL est confronté aux mêmes défis dans l'élaboration d'un indice d'abondance à l'échelle de l'aire de répartition que ceux rencontrés pour l'anguille d'Amérique. En réponse, Drouineau *et al.* (2016) et Bornarel *et al.* (2018) ont développé et mis en œuvre un modèle, appelé Glass Eel Recruitment Estimation Model (GEREM) [figure 14]. Le modèle GEREM utilise des techniques bayésiennes pour estimer le recrutement annuel absolu à trois échelles spatiales imbriquées : au niveau du bassin versant de la rivière, à une échelle spatiale intermédiaire (c'est-à-dire une zone) et à une échelle plus large sur l'ensemble de la zone d'étude. Cela permet de déduire le recrutement à plus grande échelle à partir d'observations effectuées au niveau du bassin versant. Une zone est composée d'un nombre précis de bassins versants. Le modèle GEREM utilise les estimations du recrutement absolu disponibles à l'échelle du bassin versant pour extrapoler les abondances à tous les autres bassins versants de la zone. Un facteur de pondération est calculé pour chaque bassin versant en tant que fonction puissance de sa superficie, en supposant que l'attractivité du bassin versant est liée au débit (Burgers *et al.* 2014). Le modèle GEREM peut utiliser des séries chronologiques de recrutement relatif, provenant de sources dépendantes et indépendantes de la pêche, ainsi que des estimations de recrutement absolu ou des observations permettant de déduire le recrutement absolu. Les séries temporelles de l'abondance relative sont utilisées pour éclairer la tendance temporelle dans la zone. Les recrutements par zone sont ensuite additionnés pour obtenir le recrutement global sur la zone d'étude. Trois critères doivent être remplis : 1) le recrutement dans le bassin versant d'une zone doit suivre une tendance similaire; 2) le recrutement dans le bassin versant d'une zone doit suivre une règle similaire de « poids du bassin versant par rapport à la superficie du bassin versant » (c'est-à-dire des densités similaires de civelles dans une zone); et 3) au moins une série chronologique ou une estimation ponctuelle du recrutement absolu est requise par zone.

Le modèle GEREM a été appliqué à une grande partie de l'aire de répartition de l'anguille européenne afin d'obtenir un indice de recrutement unique pour cette zone (Bornarel *et al.* 2018). Le modèle GEREM a également été mis en œuvre dans le sud-ouest du Japon (Yokouchi *et al.* non publié) et est actuellement utilisé dans des projets en Espagne, en France, au Portugal et en Grande-Bretagne. Un projet à venir vise à coupler le modèle GEREM avec l'analyse de la densité de l'anguille, qui est orientée vers l'abondance de l'anguille jaune, afin de mieux relier le recrutement et le stock actuel et de permettre des prévisions sur l'abondance de l'anguille jaune et l'échappement de l'anguille argentée dans le sud-ouest de l'Europe.

Depuis 2000, l'ASMFC exige des États de l'Atlantique qu'ils effectuent des relevés annuels sur les jeunes de l'année (ASMFC 2000). Des indices supplémentaires qui ne sont pas imposés par l'ASMFC sont également utilisés dans l'évaluation des stocks américains (ASMFC 2017). La plupart des relevés sont normalisés par le modèle linéaire généralisé pour tenir compte des changements dans la capturabilité de l'anguille. Cela produit des indices d'abondance relative valables qui pourraient être utilisés pour une application potentielle du modèle GEREM à l'anguille d'Amérique. Cependant, aucune série ou estimation d'abondance absolue n'est disponible. Au Canada, le recrutement de civelles a été mesuré à East River Chester, près de Halifax, en Nouvelle-Écosse, pour la période de 1996 à 2002 et celle de 2008 à aujourd'hui. Les

dénombrements sont considérés comme des dénombrements complets de civelles entrant dans la rivière. Ces dénombrements, associés aux données de l'effort de pêche commerciale et de la récolte dans l'estuaire voisin, donnent des estimations de la montaison totale de civelles vers la rivière (MPO 2014). East River Chester fournit la seule série d'abondance de civelles en cours au Canada. Dans le golfe du Saint-Laurent, les tentatives exploratoires pour mettre en place des programmes de surveillance de la civelle ont généralement produit des dénombrements très faibles, avec des taux de capture souvent nuls ou proches de zéro (Dutil *et al.* 2009; D. Cairns, données non publiées). Les estimations et les séries de recrutement de la civelle ne sont pas disponibles pour le golfe du Mexique et le bassin des Caraïbes. Certaines données sur les débarquements commerciaux des Caraïbes sont disponibles (Cairns 2020), mais ces séries sont courtes, d'une fiabilité incertaine, et n'ont pas de relation connue avec l'abondance de civelles.

L'application de la modélisation de l'évaluation fondée sur le recrutement de civelles à la côte atlantique de l'Amérique du Nord nécessitera l'élaboration de séries absolues de civelles aux États-Unis, et de séries d'abondance avec une couverture géographique plus large au Canada. L'approche utilisée par Bru *et al.* (2009) peut être utile pour générer des estimations d'abondance absolue à partir de mesures d'abondance relative.

L'extension d'une approche fondée sur le recrutement de la civelle à toute l'aire de répartition de l'espèce nécessitera des séries d'abondance dans le golfe du Mexique et le bassin des Caraïbes, où l'anguille d'Amérique est largement répartie (Benchetrit et McCleave 2016). L'élaboration de ces séries exigera des efforts considérables et devra au minimum couvrir les endroits où l'anguille d'Amérique semble être la plus abondante.

Étant donné que les anguilles d'Amérique au stade continental sont fragmentées en petites unités présentant des conditions environnementales, des caractéristiques de cycle de vie et des pressions anthropiques contrastées, il reste difficile d'évaluer les stades de l'anguille jaune et de l'anguille argentée à une plus grande échelle. Le recrutement des civelles dans les bassins versants peut être surveillé en un seul point à l'embouchure d'une rivière, et le modèle GEREM fournit un outil cohérent d'analyse sur de larges échelles géographiques. Pour ces raisons, la surveillance au stade de la civelle peut être une option réalisable pour établir les séries d'abondance qui seront nécessaires pour une éventuelle évaluation de l'anguille d'Amérique à l'échelle de son aire de répartition.

ESTIMATION DE LA STRUCTURE DES ÂGES À PARTIR DE LA STRUCTURE DES LONGUEURS (CONTRIBUTEUR : XINHUA ZHU)

La composition selon l'âge est une source d'information essentielle pour comprendre les processus biologiques de croissance, de mortalité, de recrutement et de migration, ainsi que pour estimer les paramètres des populations de poissons en fonction du sexe (Weatherley et Gill 1987; Quinn et Deriso 1999). De nombreuses espèces de poissons peuvent être vieilles par des anneaux déposés sur leurs écailles, qui peuvent être prélevés sans nuire à l'animal et qui peuvent être lus avec une préparation et un équipement simples. Les écailles de l'anguille d'Amérique ont déposé des anneaux chaque année, mais les écailles apparaissent pour la première fois lorsque les anguilles ont plusieurs années, ce qui empêche leur utilisation comme outil de vieillissement fiable (Smith et Saunders 1955). Cela signifie que les anguilles doivent être vieilles à partir de leurs otolithes, ce qui nécessite un échantillonnage légal ainsi qu'une expertise et un équipement spécialisés pour préparer et lire les spécimens (ICES 2011).

En revanche, les longueurs d'anguille d'Amérique peuvent être obtenues rapidement sur le terrain sans nuire à l'animal. Cairns *et al.* (2007) ont décrit un système portable permettant de mesurer et de peser efficacement les anguilles sans anesthésie (figure 15). Cependant, les taux

de croissance varient considérablement d'une anguille à l'autre et les courbes de longueur en fonction de l'âge forment un large nuage (figure 16). Par conséquent, les graphiques de fréquence de la longueur des anguilles ne montrent pas les modes évidents qui correspondent aux cohortes d'âges.

L'analyse de la fréquence des longueurs est une technique d'analyse qui décompose les distributions de fréquence des longueurs en distributions selon l'âge (Hasselblad 1966; MacDonald et Pitcher 1979; MacDonald 1987). L'analyse de la fréquence des longueurs, dont l'origine se trouve dans la théorie des distributions de mélange, est fondée sur la notion selon laquelle une série séquentielle de modes dans un ensemble de données de fréquence de longueur peut refléter l'afflux annuel de nouvelles recrues dans la population (Weatherley et Gill 1987). L'analyse de la fréquence des longueurs nécessite un ensemble de données de formation des âges et des longueurs, qui est utilisé pour dériver une fonction qui peut estimer la structure des âges à partir d'échantillons dans lesquels seule la longueur a été mesurée.

Dans l'analyse de la fréquence des longueurs, on a supposé qu'une observation de fréquence de longueur consistait en un nombre fixe (k) de groupes d'âge. Pour chaque groupe d'âge $i = 1, 2, \dots, k$, une variable aléatoire de longueur (x) a une fonction de densité de probabilité définissable (pdf) de $f_i(x)$. Par conséquent, la fréquence de longueur observée est une distribution de mélange $g(x)$ de k Θ composants de $f_i(x)$ avec des poids de mélange π_i qui peuvent être exprimés comme :

$$g(x) = \pi_1 f_1(x|\theta_1) + \dots + \pi_k f_k(x|\theta_k),$$

$$\sum_{i=1}^k \pi_i = 1;$$

où $1, \dots, \pi_k$ sont des poids ou proportions de mélange ($0 \leq \pi_i \leq 1$ et $\sum_{i=1}^k \pi_i = 1$); Θ et θ sont des vecteurs de paramètres pour la distribution du mélange et celle des composants, respectivement.

L'analyse de la fréquence des longueurs peut être réalisée avec le [paquet RMIX](#) [en anglais seulement] [MacDonald 1987, 2008; Du 2002), qui utilise les approches de maximisation des attentes et de Newton-Raphson pour calculer l'estimation du maximum de vraisemblance. RMIX s'adapte également à un éventail de distributions (binomiale, poisson, binomiale négative) et offre des options flexibles sur les contraintes des paramètres des distributions.

Zhu *et al.* (2013) ont appliqué la méthode d'analyse de la fréquence des longueurs à des mesures d'anguilles remontant l'échelle de Saunders sur le barrage de Moses-Saunders. Les anguilles qui ont été mesurées et vieilles en 2006-2008 ont servi de données de formation. Des ensembles de données de longue durée étaient disponibles pour des années remontant à 1975. Un indice de passage moyen sur 31 jours a été utilisé pour augmenter les estimations de la composition selon l'âge afin de recruter en fonction de l'âge. Parmi les 27 modèles candidats, les six premiers modèles classés selon les valeurs de poids QAICc ont été sélectionnés pour produire des moyennes multimodales avec une somme de valeurs de poids de 0,96 pour les observations de fréquence de longueur de la période de validation du modèle. L'analyse de la statistique G a indiqué que l'approche d'inférence des modèles multiples pour les modèles sélectionnés a permis de prédire avec succès la structure des âges observée des anguilles d'Amérique ($G_6 = 4,01$, $p > 0,50$) [figure 17]. Pour la période de 1975 à 2008, l'analyse de la fréquence des longueurs a révélé des poissons de 7 ans avec le plus grand nombre de recrues (au moins 35 % de plus que tout autre groupe d'âge), suivi par les poissons de 8 ans. Pendant les années de fort recrutement (1982-1983), environ 71 % des recrues étaient âgées de 5 à 8 ans. Les cohortes de la fin des années 1960 à la fin des années 1970 ont été relativement plus fortes que le reste des séries chronologiques, affichant un déclin exponentiel depuis la fin

des années 1970. Cependant, il semble que la tendance soit à l'amélioration pour les cohortes de 1998 à 2004, par rapport à celles du début des années 1990.

Les longueurs des anguilles d'Amérique selon l'âge étaient asymétriques, ressemblant à des courbes lognormales ou gamma (Limpert *et al.* 2001), ce qui laisse entendre que quelques individus de chaque groupe d'âge peuvent probablement grandir beaucoup plus vite et atteindre des tailles beaucoup plus grandes que les autres anguilles (Zhu *et al.* 2013). Une telle croissance relativement rapide pour un petit nombre d'anguilles individuelles peut fausser la distribution de la longueur selon l'âge vers la droite (longue queue du côté droit), ce qui amplifie la grande variance de la longueur selon l'âge communément observée pour l'espèce. Le rejet des modèles à configuration moyenne fixe pour la plupart des années d'étude laisse entendre que la longueur moyenne à chaque âge varie d'année en année, mais suit la fonction de croissance de von Bertalanffy pendant quelques années. Cependant, la variance de la distribution peut être soit fixe, soit modélisée par une fonction de la moyenne.

Une hypothèse clé de l'analyse de la fréquence des longueurs est que la formation et les ensembles de données sur la longueur seulement ont des régimes de croissance similaires et des structures sous-jacentes de longueur selon l'âge similaires. Le taux de croissance de l'anguille d'Amérique augmente avec la température et diminue avec la latitude (Jessop 2010; Cairns *et al.* 2014). Dans le nord-est de l'Amérique du Nord, les anguilles élevées en eau salée et saumâtre avaient des taux de croissance plus de deux fois supérieurs à ceux des anguilles élevées en eau douce adjacente (Cairns *et al.* 2009; Lamson *et al.* 2009). Pour l'anguille européenne, Daverat *et al.* (2012) ont constaté que la croissance variait en fonction de la température, de la distance par rapport à la mer, de la profondeur et de la salinité. La densité des anguilles a une incidence sur le rapport des sexes (Bevacqua *et al.* 2019), qui à son tour a une incidence sur la croissance, car les anguilles mâles et femelles ont des calendriers de croissance différents (Jessop 2010). Malgré des preuves solides indiquant que les anguilles d'Amérique des bassins versants de l'Atlantique d'Amérique du Nord forment un stock génétique unique, les génotypes des anguilles varient en fonction de l'habitat dans lequel elles ont été recrutées (Pavey *et al.* 2015). Ces différences génétiques peuvent produire des différences substantielles dans le taux de croissance (Côté *et al.* 2015).

La croissance des anguilles est influencée par de nombreux facteurs environnementaux, à la fois directement et indirectement par des effets génétiques. Il semble donc plus sûr d'appliquer l'analyse de la fréquence des longueurs à des zones uniques, où les facteurs environnementaux devraient s'appliquer uniformément entre les ensembles de données sur la formation et la longueur seulement. Une compilation des taux de croissance moyens de l'anguille d'Amérique dans le bassin du Saint-Laurent entre l'année de recrutement dans les eaux continentales et l'année d'échantillonnage montre une stabilité approximative des taux de croissance des anguilles avec les recrutements continentaux entre les années 1960 et le début des années 2000 (tableau 8; figure 18). À partir du milieu de la première décennie des années 2000, années de recrutement, les taux de croissance ont nettement augmenté. L'ensemble de formation utilisé par Zhu *et al.* (2013) a été échantillonné en 2006-2008. Avec un âge moyen d'environ 6 ans, ces anguilles auraient recruté dans les eaux continentales en 2000-2002, avant le début de l'augmentation du taux de croissance. Cela signifie que, pour l'étude de Zhu *et al.* (2013), l'hypothèse de similitude du taux de croissance entre les ensembles de données sur la formation et la longueur uniquement semble être satisfaite. Cependant, l'application de l'ensemble de données sur la formation aux années suivantes, où les taux de croissance sont plus élevés, conduirait probablement à des estimations erronées de la structure des âges.

La récente augmentation des taux de croissance de l'anguille d'Amérique dans le bassin du Saint-Laurent pourrait être un effet dépendant de la densité, car les premières cohortes présentant des taux de croissance plus élevés auraient eu leur croissance précoce peu après la

quasi-disparition des anguilles dans la partie supérieure du système du Saint-Laurent, comme l'indique la recherche sur les prises de pêche par unité d'effort dans les eaux situées au-dessus du barrage de Moses-Saunders (Cairns 2020). Cependant, la relation entre la densité des anguilles et leur taux de croissance n'est pas clairement établie (Boulenger *et al.* 2016).

Patey *et al.* (2018) ont donné un exemple supplémentaire de changements majeurs dans les taux de croissance des anguilles en un seul endroit, en notant que les longueurs médianes des anguilles européennes de 1 à 5 dans l'estuaire de la Gironde, en France, estimées à partir du rétrocalcul des otolithes, ont doublé au cours de la décennie entre le début des années 2000 et le début des années 2010.

Ces résultats laissent entendre que l'analyse de la fréquence des longueurs pourrait tirer des conclusions erronées dans les cas où la formation et les ensembles de données sur la longueur seulement ont été obtenus dans des environnements différents. Les applications dans lesquelles les deux ensembles de données proviennent du même endroit doivent également tenir compte de la possibilité que des changements temporels des taux de croissance puissent introduire des erreurs dans les structures des âges générées par l'analyse de la fréquence des longueurs.

L'UTILISATION DES PARAMÈTRES DU CYCLE DE VIE PERMET DE COMBLER LES LACUNES DANS LES VALEURS D'ENTRÉE DE L'ÉVALUATION DES STOCKS (CONTRIBUTEUR : MARTEN KOOPS)

Compte tenu de la variation observée dans le cycle biologique de l'anguille d'Amérique, toute évaluation à l'échelle de l'aire de répartition sera mise au défi de combler les lacunes des données et d'estimer les paramètres du cycle biologique. Si une meilleure compréhension du cycle de vie de l'anguille d'Amérique est nécessaire pour élaborer des modèles de population robustes, la large répartition géographique de l'anguille d'Amérique se prête à la possibilité de combler les lacunes des données par des relations fonctionnelles reliant les traits du cycle de vie à des facteurs environnementaux ou géographiques (Jessop 2010; Vélez-Espino et Koops 2010). Vélez-Espino et Koops (2010) ont examiné la variation du cycle biologique de l'anguille d'Amérique, démontrant qu'une grande partie de la variabilité du cycle biologique observée peut être expliquée par : 1) les gradients de productivité en latitude; 2) la sélection de l'habitat de répartition libre idéale (RLI); 3) les stratégies évolutives stables (SES) conditionnelles; 4) la taille à l'arrivée dans les zones côtières; et 5) la variance de la température et les effets des degrés-jours annuels sur la croissance somatique. Cela laisse entendre que la théorie du cycle de vie et les relations entre les traits du cycle de vie et la latitude (clins latitudinaux) pourraient être utilisées pour combler les lacunes d'information en vue d'une évaluation à l'échelle de l'aire de répartition. Plus précisément, Vélez-Espino et Koops (2010) ont laissé entendre que les modèles suivants pourraient faire l'objet d'une évaluation plus approfondie en fonction des modèles observés et de la théorie du cycle de vie :

- Des durées de génération plus courtes et une croissance somatique plus rapide aux latitudes sud qu'aux latitudes nord.
- Des durées de génération plus courtes et une croissance somatique plus rapide dans les systèmes côtiers-estuariens que dans les systèmes d'eau douce (> 50 km à l'intérieur des terres) aux latitudes nord, avec un profil inverse aux latitudes sud.
- La taille et l'âge plus importants des leptocéphales à leur arrivée sur la côte aux extrémités de leur aire de répartition géographique (c'est-à-dire à distance des zones de frai) permettront des migrations intérieures plus longues et une plus grande proportion de la sous-population d'anguilles pourra résider en eau douce.

-
- Une augmentation de la taille, de la longévité et une diminution de la mortalité du sud au nord.
 - Des taux de croissance accrus du nord au sud.
 - Le rapport des sexes est biaisé en faveur des mâles dans les habitats productifs où la variance de température est plus faible et la croissance somatique plus élevée au début de la vie.
 - La fécondité en fonction de la taille du corps, en tenant compte éventuellement de la distance par rapport aux frayères.

Jessop (2010) a également proposé que la variabilité latitudinale soit examinée par rapport aux stratégies et à la théorie du cycle de vie. Jessop (2010) a montré ce qui suit, selon les données compilées pour la longueur, l'âge à la maturité et les taux de croissance somatique annuelle :

- Une augmentation de la longueur lors de la métamorphose des anguilles argentées femelles en fonction de la latitude et de la distance par rapport aux zones de frai.
- Aucun effet de taille pour les anguilles mâles, mais l'âge moyen au moment de la métamorphose augmente avec la latitude et la distance par rapport aux zones de frai.
- Le taux de croissance somatique annuel diminue avec la latitude et la distance des frayères, tant pour les mâles que pour les femelles. En outre, les taux de croissance somatique ont montré une relation non linéaire ou par morceaux avec la latitude.
- L'ajustement des taux annuels de croissance somatique en fonction du temps passé à des températures appropriées (degrés-jours ≥ 10 °C) fournit une relation non linéaire avec la latitude, où la croissance par degré-jour a augmenté aux latitudes au nord de 44,13 °N.

Jessop (2018) a ensuite compilé des données sur la fécondité et la maturation des ovaires dans une partie nord de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique (du fleuve Saint-Laurent à la baie de Chesapeake). Avec ces données, Jessop (2018) a observé une relation globale significative entre la fécondité et la taille du corps (soit la longueur ou le poids). La géographie a eu un effet significatif mais plus faible, le résultat étant que la fécondité augmentait à la fois avec la longueur et la distance des frayères au nord du Maine.

Enfin, Cairns (2020) a également fait état de relations significatives entre les taux de croissance somatique et la longueur de la civelle avec la latitude, et la longueur et l'âge de l'anguille argentée avec la distance par rapport aux zones de frai. On a également observé l'existence de données qui peuvent servir de base à l'exploration de clins latitudinaux supplémentaires si l'on peut trouver davantage de données pour rendre ces analyses réalisables.

Bien qu'il soit possible d'explorer d'autres clins latitudinaux pour répondre aux besoins de combler les données pour une évaluation à l'échelle de l'aire de répartition, ces quelques publications laissent supposer le potentiel de cette approche pour estimer les paramètres nécessaires lorsque les données sont limitées. L'utilisation de la théorie du cycle biologique et des clins latitudinaux pour combler les lacunes des données et déduire les traits du cycle biologique sera associée à une plus grande incertitude. Une source supplémentaire d'incertitude provient de la possibilité de variation temporelle des paramètres du cycle de vie en un seul endroit (valeur de qualité augmentant les taux de croissance des anguilles du bassin du Saint-Laurent; figure 18). Une telle incertitude devrait être reconnue dans toute évaluation et pourrait être traitée par des analyses de sensibilité, des techniques d'amorce et des simulations de Monte-Carlo (De Leo *et al.* 2009; Vélez-Espino et Koops 2010; Young et Koops 2014).

MODÉLISATION DU CYCLE DE VIE (CONTRIBUTEUR : MARTEN KOOPS)

La nature panmictique présumée de l'anguille d'Amérique a conduit à des demandes de modèles à l'échelle de l'aire de répartition (ou mondiale) [par exemple, De Leo *et al.* 2009; Vélez-Espino et Koops 2010]. De tels modèles seraient utiles pour fournir des recommandations de stratégies de rétablissement et de gestion durable de l'anguille d'Amérique dans toute son aire de répartition, étant donné les conséquences éventuelles des actions (ou de l'inaction) dans une zone pour les objectifs de conservation dans une autre. Même si un modèle à l'échelle de l'aire de répartition ne peut être paramétré et calibré suffisamment pour fixer des objectifs (ou des quotas), le modèle pourrait être utile comme cadre de synthèse pour une meilleure compréhension de la dynamique de la population de l'anguille d'Amérique. Vélez-Espino et Koops (2010) ont proposé un cadre de modélisation qui pourrait servir à cette fin.

À ce jour, aucun modèle couvrant toute l'aire de répartition n'a été construit. Young et Koops (2014) ont produit un modèle de méta-population des populations d'anguilles d'Amérique dans les sept zones ciblées par l'évaluation du potentiel de rétablissement entre Terre-Neuve et le sud de la côte atlantique des États-Unis (figure 1) [exclut l'Atlantique Nord, le golfe du Mexique et la partie caraïbe de l'aire de répartition de l'espèce]. Young et Koops (2014) ont utilisé une approche matricielle pour modéliser le cycle de vie d'une population panmictique (comme proposé par Vélez-Espino et Koops 2010) avec un modèle à deux sexes pour tenir compte des différences du cycle biologique selon le sexe. Étant donné le peu de preuves à l'appui de toute hypothèse de répartition larvaire proposée, le modèle a été mis au point pour permettre une gamme d'effets maternels sur la répartition larvaire. Les hypothèses de répartition larvaire suivantes ont été explorées et comparées :

- A. Effet maternel complet – les larves se répartissent exclusivement dans la zone maternelle.
- B. Attraction totale de l'eau – les larves se répartissent en proportion dans la zone du bassin versant sans effet maternel.
- C. Effet maternel hybride et attraction de l'eau – un effet maternel fort (0,95) avec une faible attraction de l'eau.
- D. Effet maternel hybride et le plus proche voisin – un effet maternel fort (0,95) avec un faible vagabondage vers les zones voisines.

Ce modèle n'a pas été calibré sur des données, il s'agit donc entièrement d'une comparaison des dynamiques possibles fondées sur le cycle biologique et la structure du modèle, mais il donne un aperçu de la dynamique de la population associée à ces autres hypothèses. Young et Koops (2014) ont constaté que les tendances générales des élasticités (une mesure de la réponse de la population aux perturbations de l'indice vital), de la dynamique à long terme et des trajectoires simulées résistaient généralement à l'incertitude de la valeur des paramètres. Cependant, les résultats du modèle étaient très sensibles aux hypothèses structurelles telles que la répartition des larves. Selon l'hypothèse de la répartition larvaire, la dynamique transitoire et le dynamisme de la population ont été affectés et pourraient produire des dynamiques contre-intuitives telles que la croissance observée dans certaines zones alors que les taux sous-jacents laisseraient entendre autrement une stabilité ou un déclin. Ces résultats laissent entendre qu'il est essentiel de mieux comprendre les mécanismes par lesquels l'anguille d'Amérique se répartit dans les zones continentales, et que les futures évaluations à l'échelle de l'aire de répartition doivent tenir compte de la structure de la population, de la dynamique transitoire et de l'élan démographique.

DISCUSSION

RÉPARTITION ET ABONDANCE

Dans la région de l'Atlantique Ouest, riche en données, les limites de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique sont raisonnablement bien connues. Toutefois, la création de bases de données complètes et accessibles au public sur la pêche à l'électricité et d'autres relevés permettrait d'affiner ces limites et d'accélérer le développement de modèles de population et d'habitat.

Dans la région de l'Atlantique Nord et dans le golfe du Mexique, l'extraction des données existantes permettrait d'accroître la précision des limites des aires de répartition, comme cela a été fait au Texas (fishesoftexas.org). Cependant, dans les bassins versants du golfe du Mexique aux États-Unis, la pénétration de l'anguille peut être limitée par la grande longueur des rivières. La pénétration maximale est probablement le fruit du hasard, de sorte que les limites de l'aire de répartition peuvent être mal définies et variables, même si de bonnes données de terrain sont disponibles.

Au Mexique et dans le bassin des Caraïbes (à l'exception de Porto Rico; Kwak *et al.* 2019), les programmes de surveillance aquatique ne sont généralement pas bien élaborés, de sorte qu'une meilleure définition des limites des aires de répartition nécessite de nouveaux travaux de terrain, ou peut-être des efforts renouvelés d'exploration des données à l'instar de Benchetrit et McCleave (2016).

Le présent rapport examine trois méthodes d'étude des anguilles dans les eaux lenticques (non stagnantes), qui indiquent toutes au moins l'abondance relative, et la densité absolue si certaines hypothèses sont remplies. Comme les relevés par bateaux à fond de verre et les relevés par bateaux de pêche à l'électricité se font la nuit, ces deux méthodes ne sont pas adaptées aux conditions de vent pour des raisons de sécurité. Dans la pêche à l'électricité en bateau, les rides causées par le vent à la surface de l'eau réduisent la capacité de voir dans la colonne d'eau, ce qui est nécessaire pour prendre les anguilles à l'épuisette. Le bateau à fond de verre n'est pas soumis à la réduction de visibilité due aux rides causées par le vent, car les observateurs regardent par une fenêtre qui aplatit l'eau. La pêche à l'électricité produit des courants électriques qui stimulent les anguilles, y compris (vraisemblablement) celles qui sont cachées dans le substrat. Les relevés des bateaux à fond de verre sont entièrement visuels, de sorte que toute anguille cachée dans le substrat ou les débris du fond ne serait pas détectée. En raison de la capturabilité incomplète dans la méthode de l'enclos en filet, la densité absolue est estimée à partir des taux de capture en utilisant des facteurs de correction qui ont été calculés à partir d'expériences de prélèvement (Dorow *et al.* 2019).

Contrairement aux relevés de pêche dans des bateaux à fond de verre et aux relevés de pêche à l'électricité en embarcation, les opérations sur le terrain de la méthode de l'enclos en filet se déroulent de jour, ce qui évite les risques de sécurité inhérents aux relevés de nuit.

Les méthodes de pêche dans des bateaux à fond de verre et de pêche à l'électricité requièrent toutes deux une eau raisonnablement transparente, mais la méthode de l'enclos en filet n'a aucune exigence quant à la clarté de l'eau. Les méthodes de pêche dans des bateaux à fond de verre et de l'enclos en filet peuvent fonctionner dans n'importe quelle salinité, mais la pêche à l'électricité, avec l'équipement actuellement disponible, nécessite de l'eau douce. La méthode de l'enclos en filet a été testée dans la mer Baltique sans marée. Dans les zones à fort courant de marée, il est possible que le filet ait tendance à attraper des débris à la dérive, ce qui le fait s'incliner et modifie sa capacité de retenir les anguilles. Cela n'a toutefois pas été mis à l'essai.

La méthode du bateau à fond de verre se compare favorablement aux relevés traditionnels de capture-marquage-recapture pour obtenir des estimations de densité avec des limites de confiance acceptables. La méthode de capture-marquage-recapture présente un inconvénient supplémentaire en ce sens que les sites à faible abondance peuvent produire des recaptures insuffisantes pour donner des estimations valables.

Ces trois méthodes ont le potentiel d'augmenter le nombre d'estimations disponibles de la densité des anguilles, ce qui sera utile pour l'évaluation des stocks. Cependant, toutes ces méthodes ont un coût en capital et en main-d'œuvre important. Ce facteur de coût limitera probablement leur application à grande échelle dans les parties nord, ouest et sud de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique.

En raison de son coût relativement faible, l'ADNe semble être la seule méthode envisagée dans le présent article qui a une chance pratique d'accroître substantiellement les connaissances sur l'aire de répartition de l'anguille dans la vaste aire de répartition de l'espèce au nord, à l'ouest et au sud. L'ADNe détecte la présence de l'espèce, mais des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer dans quelle mesure, le cas échéant, elle a la capacité de déterminer l'abondance relative ou absolue. Les relevés par bateaux à fond de verre, par bateaux de pêche à l'électricité et par méthode de l'enclos en filet peuvent aider à tester la capacité de l'ADNe de mesurer l'abondance des anguilles. Les études sur l'ADNe peuvent être propres à une espèce ou être génériques, en testant et en consignnant l'ADNe de toutes les espèces. C'est ce dernier type de travail qui sera utile au travail scientifique sur l'anguille, car il ne dispose pas des ressources nécessaires pour effectuer des travaux sur l'ADNe sur de vastes zones géographiques. Ces études seront d'autant plus utiles dans le cas des anguilles, et pour les sciences aquatiques en général, si leurs résultats sont publiés dans des bases de données publiques d'ADNe, telles que l'Aquatic eDNA Atlas (tableau 1).

RESSOURCES ET OUTILS D'ANALYSE

Les bases de données environnementales sont essentielles pour de nombreux types de modélisation de l'habitat des poissons d'eau douce. Cependant, il existe des lacunes importantes dans la couverture des bases de données sur les relevés de pêche à l'électricité, les petits barrages et la capacité de franchir les barrages. Le grand nombre de petits barrages non inventoriés dans l'aire de répartition de l'anguille pourrait avoir des effets importants sur la conservation, en limitant l'accès en amont ou, dans certains cas, en augmentant l'habitat et en permettant l'accès à cet habitat.

Dans le domaine de l'environnement marin, la base de données sur le fetch récemment achevée est la première à offrir des données environnementales à haute résolution concernant les anguilles sur une très vaste zone géographique. Cependant, la modélisation de l'habitat de l'anguille nécessite de multiples variables d'entrée. La profondeur de l'eau est une variable clé, mais les énormes banques de données des mesures de profondeur que possèdent les organismes hydrographiques ne sont généralement pas disponibles sous une forme prête ou normalisée. Aux États-Unis, ces données sont désormais accessibles par l'entremise du programme CoNED, qui génère des cartes bathymétriques qui sont parfaitement intégrées aux cartes topographiques (tableau 6). Dans certains des habitats abrités préférés des anguilles, les cartes hydrographiques officielles peuvent être dépassées en raison des mouvements de sédiments. Novaczek *et al.* (2019) ont utilisé des données de mesure de profondeur obtenues par externalisation ouverte des flottes de pêche pour cartographier la bathymétrie des Grands Bancs de Terre-Neuve avec une résolution plus élevée que les cartes officielles. L'application de cette approche pourrait conduire à une bathymétrie numérique à jour et à haute résolution qui pourrait servir de matière première pour les modèles sur les anguilles.

Ce rapport explore les approches de modélisation qui mettent l'accent sur le recrutement de la civelle, le cycle de vie de l'anguille et les techniques axées sur le SIG. Toutes ces approches ont des exigences importantes en matière de données. Comme la longueur des anguilles est facile à mesurer, mais que l'âge des anguilles est difficile à déterminer, des gains d'efficacité seraient réalisés si la structure des âges pouvait être calculée à partir de la structure des longueurs. Cette méthode semble bien fonctionner tant que l'hypothèse d'un régime de croissance immuable est satisfaite. Un exemple de changement de taux de croissance dans la même zone a été relevé pour l'anguille d'Amérique. On ne sait pas à quelle fréquence cette hypothèse est contredite.

Le rapport s'est également penché sur la manière de combler les lacunes des données relatives aux paramètres démographiques de l'anguille en tirant parti des clins environnementaux de ces variables. Cette approche semble avoir un certain degré d'applicabilité sur la côte atlantique de l'Amérique du Nord. Comblir les lacunes par interpolation semble raisonnablement sûr. On n'a pas vérifié si les absences de données au-delà de la côte atlantique de l'Amérique du Nord peuvent être comblées de manière fiable par extrapolation.

CONCLUSION

L'évaluation des stocks de pêche consiste essentiellement à réunir des données du monde réel et des outils d'analyse pour obtenir un aperçu de l'état des stocks. Le présent document passe en revue les méthodes et approches nouvelles et sous-utilisées pour obtenir des données du monde réel, ainsi que les outils permettant de les analyser. En raison de cette orientation, le document ne traite pas des outils classiques de collecte de données et d'analyse, tels que l'analyse des changements d'abondance par des dénombrements à l'échelle ou des captures par unité d'effort de pêche, et la modélisation de la production actuelle par rapport à la production de géniteurs vierges telle qu'elle est utilisée dans l'évaluation du stock de l'anguille européenne. La progression vers une évaluation des stocks à l'échelle de l'aire de répartition n'implique pas l'abandon des outils traditionnels, mais plutôt la mise à disposition de nouvelles options pour la collecte et l'analyse des données.

Le présent document a pour but de trouver et d'examiner des idées qui pourraient aider à progresser vers une évaluation de l'anguille d'Amérique à l'échelle de l'aire de répartition. La réalisation d'une telle évaluation doit comprendre une combinaison de moyens efficaces pour obtenir des données dans la partie pauvre en données de l'aire de répartition des espèces, et de moyens innovants pour tirer des enseignements de collectes de données qui seront inévitablement incomplètes. Ce rapport n'a révélé aucun moyen magique de le faire. La technique de l'ADNe, dont le protocole de collecte sur le terrain est facile et qui est précise au moins comme indicateur de présence, est celle qui s'en rapproche le plus. Il y a de bonnes chances que l'utilisation de l'ADNe se répande suffisamment pour que ses conclusions clarifient la répartition des anguilles dans de vastes zones de l'intérieur des États-Unis, et peut-être même dans l'ensemble du bassin des Caraïbes. Ce serait une étape précieuse vers une évaluation à l'échelle de l'aire de répartition.

La plupart des autres méthodes et sources de données examinées dans le présent document sont plus adaptées aux parties riches en données de l'aire de répartition de l'anguille, car ces zones sont également riches en ressources nécessaires à la conduite des sciences aquatiques. Ces méthodes et sources de données sont moins bien adaptées aux zones pauvres en données, car ces zones disposent généralement de ressources scientifiques limitées. Des obstacles formidables subsistent dans la poursuite d'une évaluation solide de l'anguille d'Amérique à l'échelle de son aire de répartition.

REMERCIEMENTS

Nous remercions les participants à l'atelier du SCCS intitulé « Cadre d'évaluation de l'anguille d'Amérique à l'échelle du stock : Partie 2 – Examen des tendances et approches en matière d'évaluation » qui s'est tenu à Halifax du 29 au 31 octobre 2019, de leurs commentaires et corrections. Nous remercions Dave Stanley, de l'Ontario Power Generation, d'avoir fourni des données sur la longueur et l'âge des anguilles d'Amérique.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Allee, R.J., M. Dethier, D. Brown, L. Deegan, R.G. Ford, T.F. Hourigan, J. Maragos, C. Schoch, K. Sealey, R. Twilley, M.P. Weinstein, and M. Yoklavich. 2010. Marine and estuarine ecosystem and habitat classification. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SP0-43.
- Als, T.D., M.M. Hansen, G.E. Maes, M. Castonguay, L. Riemann, K. Aarestrup, P. Munk, H. Sparholt, R. Hanel, and L. Bernatchez. 2011. All roads lead to home: panmixia of European eel in the Sargasso Sea. *Molec. Ecol.* 20:1333-1346.
- Anon. 2018. Plan de gestion anguille de la France - rapport de mise en oeuvre - juin 2018. Government of France. 200 pp. [Eel management plan for France - implementation report - June 2018].
- ASMFC. 2000. [Interstate fishery management plan for American eel \(*Anguilla rostrata*\)](#). Atlantic States Marine Fisheries Commission, Washington.
- ASMFC. 2012. [American eel benchmark stock assessment](#). Atlantic States Marine Fisheries Commission, Washington.
- ASMFC. 2013a. [Research priorities and recommendations to support interjurisdictional fisheries management](#). Special Report #89. Atlantic States Marine Fisheries Commission, Arlington, VA. 58 pp.
- ASMFC. 2013b. Atlantic States Marine Fisheries Commission Atlantic Menhaden TC and SAS Meeting draft agenda.
- ASMFC. 2017. 2017 [American eel stock assessment update](#). Atlantic States Marine Fisheries Commission.
- Baldigo B.P., L.A. Sporn, S. George, and J.A. Ball. 2017. Efficacy of environmental DNA to detect and quantify brook trout populations in headwater streams of the Adirondack Mountains, New York. *Transactions of the American Fisheries Society* 146:99-111.
- Baras, E., D. Jeandrain, B. Serouge, and J.C. Philippart. 1998. Seasonal variations in time and space utilization by radio-tagged yellow eels *Anguilla anguilla* (L.) in a small stream. *Hydrobiologia* 371:187-198.
- Barry, J., M. Newton, J.A. Dodd, O.E. Hooker, P. Boylan, M.C. Lucas, and C.E. Adams. 2016. Foraging specialisms influence space use and movement patterns of the European eel *Anguilla anguilla*. *Hydrobiologia* 766:333-348.
- Beentjes, M.P., J. Sykes, and S. Crow. 2016. GIS mapping of the longfin eel commercial fishery throughout New Zealand, and estimates of longfin habitat and proportion fished. New Zealand Fisheries Assessment Report 2016/32.
- Benchetrit, J. and J.D. McCleave. 2016. Current and historical distribution of the American eel *Anguilla rostrata* in the countries and territories of the Wider Caribbean, *ICES Journal of Marine Science* 73:122-134.

-
- Bevacqua, D., G.A. De Leo, M. Gatto, and P. Meliá. 2009. Size selectivity of fyke nets for European eel *Anguilla anguilla*. *Journal of Fish Biology* 74:2178-2186.
- Bevacqua, D., P. Melia, M. Schiavina, A.J. Crivelli, G.A. De Leo, and M. Gatto. 2019. A demographic model for the conservation and management of the European eel: an application to a Mediterranean coastal lagoon. *ICES J. Mar. Sci.* doi:10.1093/icesjms/fsz118.
- Birnie-Gauvin, K., P. Franklin, M. Wilkes, and K. Aarestrup. 2018. Moving beyond fitting fish into equations: progressing the fish passage debate in the Anthropocene. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 29:1095–1105.
- Bonvechio, K.I., B. Barthel, and J. Carroll. 2018. Health and genetic structure of the American eel in Florida. *Southeastern Naturalist* 17:438-455.
- Boothroyd M., N.E. Mandrak, M. Fox, and C. Wilson. 2016. Environmental DNA (eDNA) detection and habitat occupancy of threatened spotted gar (*Lepisosteus oculatus*). *Aquatic Conservation* 26:1107-1119.
- Bornarel, V., P. Lambert, C. Briand, C. Antunes, C. Belpaire, E. Ciccotti, E. Diaz, O. Diserud, D. Doherty, K. Domingos, D. Evans, M. de Graaf, C. O'Leary, M. Petersen, R. Poole, A. Walker, H. Wickstrom, L. Beaulaton, and H. Drouineau. 2018. Modeling the recruitment of European eel (*Anguilla anguilla*) throughout its European range. *ICES J. Mar. Sci.* 75:541-552.
- Boulenger, C., A.J. Crivelli, F. Charrier, J.M. Roussel, E. Feunteun, and A. Acou. 2016. Difference in factors explaining growth rate variability in European eel subpopulations: the possible role of habitat carrying capacity. *Ecology of Freshwater Fish* 25:281-294.
- Briand, C., P.-M. Chapon, L. Beaulaton, H. Drouineau, and P. Lambert. 2018. Eel density analysis (EDA 2.2.1). Escapement of silver eels (*Anguilla anguilla*) from French rivers. Government of France.
- Bru, N., P. Prouzet, and M. Lejeune. 2009. Daily and seasonal estimates of the recruitment and biomass of glass eels runs (*Anguilla anguilla*) and exploitation rates in the Adour open estuary (Southwestern France). *Aquat. Living Resour.* 22: 509-523.
- Burgers, H.E.R., A.M. Schipper, and A.J. Hendricks. 2014. Size relationships of water discharge in rivers: scaling of discharge with catchment area, main-stem length and precipitation. *Hydrol. Process.* 28: 5769-5775.
- Cairns, D.K. 2020. [Landings, abundance indicators, and biological data for a potential range-wide American eel stock assessment](#). Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1311. 180 pp.
- Cairns, D.K., G. Chaput, L.A. Poirier, T.S. Avery, M. Castonguay, A. Mathers, J.M. Casselman, R.G. Bradford, T. Pratt, G. Verreault, K. Clarke, G. Veinnot, and L. Bernatchez. 2014. [Recovery potential assessment for the American eel \(*Anguilla rostrata*\) for eastern Canada: life history, distribution, reported landings, status indicators, and demographic parameters](#). Can. Sci. Advis. Secretariat Res. Doc. 2013/134. 157 pp.
- Cairns, D.K., J.-D. Dutil, S. Proulx, J.D. Mailhiot, M.-C. Bédard, A. Kervella, L.G. Godfrey, E.M. O'Brien, S.C. Daley, E. Fournier, J.P.N. Tomie, and S.C. Courtenay. 2012. [An atlas and classification of aquatic habitat on the east coast of Canada, with an evaluation of usage by the American eel](#). Canadian Technical Reports of Fisheries and Aquatic Science No. 2986. 103 pp.
-

-
- Cairns, D.K., and R.E. MacFarlane. 2015. [The status of Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) on Prince Edward Island \(SFA 17\) in 2013](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/019. iv + 25 p.
- Cairns, D.K., D.L. Omilusik, P.H. Leblanc, E.G. Atkinson, D.S. Moore, and N. McDonald. 2007. [American eel abundance indicators in the southern Gulf of St. Lawrence](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1192. 119 pp.
- Cairns, D.K., L.A. Poirier, M. Murtojarvi, L. Bernatchez, and T.S. Avery. 2017. American eel distribution in tidal waters of the east coast of North America, as indicated by 26 trawl and beach seine surveys between Labrador and Florida. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science No. 3221.
- Cairns, D.K., D.A. Secor, W.E. Morrison and J.A. Hallett. 2009. Salinity linked growth in anguillid eels and the paradox of temperate zone catadromy. J. Fish Biol. 74:2094- 2114.
- Cairns, D.K., J.C. Shiao, Y. Iizuka, W.N. Tzeng, and C.D. MacPherson. 2004. Movement patterns of American eels in an impounded watercourse, as indicated by otolith microchemistry. North Am. J. Fish. Manage. 24:452-458.
- Cairns, D.K., V. Tremblay, F. Caron, J.M. Casselman, G. Verreault, B.M. Jessop, Y. de Lafontaine, R.G. Bradford, R. Verdon, P. Dumont, Y. Mailhot, J. Zhu, A. Mathers, K. Oliveira, K. Benhalima, J. Dietrich, J.A. Hallett, and M. Lagacé. 2008. [American eel abundance indicators in Canada](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1207.
- Callaghan, D.P., J.X. Leon, and M.I. Saunders. 2015. Wave modeling as a proxy for seagrass ecological modeling: comparing fetch and process-based predictions for a bay and reef lagoon. Estuarine Coastal Shelf Sci. 153:108-120.
- Canadian Dam Association 2019. [Inventory of large dams in Canada](#). Canadian Dam Association.
- Carr, J.W., and F.G. Whoriskey. 2008. Migration of silver American eels past a hydroelectric dam and through a coastal zone. Fisheries Manage. Ecol. 15:393-400.
- Carruthers, T.R., L.T. Kell, D.D.S. Butterworth, M.N. Maunder, H.F. Geromont, C. Walters, M.K. McAllister, R. Hillary, P. Levontin, T. Kitakado, and C.R. Davies. 2016. Performance review of simple management procedures. ICES J. Mar. Sci. 73:464-482.
- Casselman, J.M. 2003. Dynamics of resources of the American eel, *Anguilla rostrata*: declining abundance in the 1990s. Pages 255-274 in K. Aida, K. Tsukamoto, K. Yamauchi (eds.). Eel Biology. Springer-Verlag, Tokyo.
- Casselman, J.M., and R.E. Grant. 1998. Number, biomass, and distribution of fish species in the littoral zone of the upper St. Lawrence River-quantitative electrofishing, Johnston Bay, June to October 1995: an assessment by type of habitat. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2455.
- Castonguay, M., P.V. Hodson, C.M. Couillard, M.J. Eckersley, J.-D. Dutil and G. Verreault. 1994. Why is recruitment of the American eel, *Anguilla rostrata*, declining in the St. Lawrence River and Gulf? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51:479-488.
- Casselman, J.M., and L.A. Marcogliese. 2014. Wild and stocked eel abundance in the upper St. Lawrence River and eastern Lake Ontario – index quantitative electrofishing, 2013. Conducted for Ontario Ministry of Natural Resources by AFishESci Inc., Mallorytown, Ontario. Research report, January 2014.

-
- Casselman, J.M., L.A. Marcogliese, T. Stewart, and P.V. Hodson. 1997. Status of the upper St. Lawrence and Lake Ontario American eel stock 1996. Pp. 106 -20 in R.H. Peterson (ed.). The American eel in eastern Canada: stock status and management strategies. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2196.
- Casselman, J.M., T. Penczak, L. Carl, R.H.K. Mann, J. Holcik, and W.A. Wojtowich. 1990. An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. *Polskie Archiwum Hydrobiologia* 37:521-551.
- Cazenave, K.R., and D.T. Zanatta. 2016. Environmental drivers of shell shape in a freshwater gastropod from small and large lakes. *Freshwater Sci.* 35:948-957.
- Chaput, G., D.K. Cairns, S. Bastien-Daigle, C. LeBlanc, L. Robichaud, J. Turple, and C. Girard. 2014. [Recovery potential assessment for the American eel \(*Anguilla rostrata*\) for eastern Canada: mitigation options](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/133.
- Chu, C., M.A. Koops, R.G. Randall, D. Kraus, and S.E. Doka. 2014. Linking the land and the lake: a fish habitat classification for the nearshore zone of Lake Ontario. *Freshwater Sci.* 33:1159-1173.
- Cooney, P.B., and T.J. Kwak. 2013. Spatial extent and dynamics of dam impacts on tropical island freshwater fish. *Bioscience* 63:176-190.
- COSEWIC. 2012. [COSEWIC assessment and status report on the American eel *Anguilla rostrata* in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa.
- Côté, C.L., P.-A. Gagnaire, V. Bourret, G. Verreault, M. Castonguay, and L. Bernatchez. 2013. Population genetics of the American eel (*Anguilla rostrata*): FST = 0 and North Atlantic Oscillation effects on demographic fluctuations of a panmictic species. *Molecular Ecol.* 22:1763-1776. doi: 10.1111/mec.12142.
- Cote, C.L., S.A. Pavey, J.A. Stacey, T.C. Pratt, M. Castonguay, C. Audet, and L. Bernatchez. 2015. Growth, female size, and sex ratio variability in American eel of different origins in both controlled conditions and the wild: implications for stocking programs. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 144:246-257. DOI: 10.1080/00028487.2014.975841.
- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., and LaRoe, E.T. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service FWS/OBS 79/31.
- Dahl, T.E., Dick, J., Swords, J., and Wilen, B.O. 2009. Data collection requirements and procedures for mapping wetland, deepwater and related habitats of the United States.
- Danielson, J.J., S.K. Poppenga, J.C. Brock, G.A. Evans, D.J. Tyler, D.B. Gesch, C.A. Thatcher, and J.A. Barras. 2016. Topobathymetric elevation model development using a new methodology: Coastal National Elevation Database. *Journal of Coastal Research*, Special Issue, No. 76, pp. 75-89.
- Daverat, F. L. Beaulaton, R. Poole, P. Lambert, H. Wickstrom, J. Andersson, M. Aprahamian, B. Hizem, P. Elie, S. Yalcin Ozdilek, and A. Gumus. 2012. One century of eel growth: changes and implications. *Ecol. Freshwater Fish* 21:325-336.
- Dekker, W. 2000. The fractal geometry of the European eel stock. *ICES J. Mar. Sci.* 57:109-121.
- Dekker, W., and J.M. Casselman. 2014. The 2003 Québec declaration of concern about eel declines—11 years later: are eels climbing back up the slippery slope? *Fisheries* 39:613-614.

-
- De Leo, G.A., P. Melia, M. Gatto, and A.J. Crivelli. 2009. Eel population modeling and its application to conservation management. In: J.M. Casselman and D.K. Cairns (eds.) Eels at the edge: science, status, and conservation concerns. Proceedings of the 2003 international eel symposium. American Fisheries Society symposium publication 58, Bethesda, MD. pp. 327-345.
- Doi, H., R. Inui, Y. Akamatsu, K. Kanno, H. Yamanaka, T. Takahara, and T. Minamoto. 2017. [Environmental DNA analysis for estimating the abundance and biomass of stream fish](#). *Freshwater Biology* 62:30-39.
- Dorow, M., F. Jünger, J. Frankowski, and C. Ubl. 2020. [Application of a 3-pass removal experiment to assess the yellow eel specific capture efficiency of a 1-ha enclosure](#). *Fisheries Research* 221.
- Dorow, M., S. Schulz, J. Frankowski, and C. Ubl. 2019. Using a telemetry study to assess the boundary net efficiency of an enclosure system used for yellow eel density monitoring. *Fisheries Management and Ecology* 26:70-75.
- Downing, J.A., Y.T. Prairie, J.J. Cole, C.M. Duarte, L.J. Tranvik, R.G. Striegl, W.H. McDowell, P. Kortelainen, N.F. Caracao, J.M. Melak, and J.J. Middelburg. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography* 51:2388-2397.
- Drouineau, H., C. Briand, P. Lambert, and L. Beaulaton. 2016. GEREM (Glass Eel Recruitment Estimation Model): A model to estimate glass eel recruitment at different spatial scales. *Fish. Res.* 174:68-80.
- Drouineau, H., C. Durif, M. Castonguay, M. Mateo, E. Rochard, G. Verreault, K. Yokouchi, and P. Lambert. 2018. Freshwater eels: a symbol of the effects of global change. *Fish and Fisheries* 19:903-930.
- Du, J. 2002. Combined algorithms for constrained estimation of finite mixture distributions with grouped data and conditioned data. McMaster University.
- Dunn A., M.P. Beentjes, and E. Graynoth. 2009. [Preliminary investigations into the feasibility of assessment models for New Zealand longfin eels \(*Anguilla dieffenbachii*\)](#). New Zealand Fisheries Assessment Report, 2009/30:42.
- Durif, C., S. Dufour, and P. Elie. 2005. The silvering process of the European eel *Anguilla anguilla*: a new classification from the yellow resident stage to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* 66: 1025-1043.
- Dutil, J.-D., P. Dumont, D.K. Cairns, P.S. Galbraith, G. Verreault, M. Castonguay, and S. Proulx. 2009. *Anguilla rostrata* glass eel migration and recruitment in the estuary and Gulf of St Lawrence. *J. Fish Biol.* 74: 1970-1984.
- Dutil, J.-D., S. Proulx, P.S. Galbraith, J. Chassé, N. Lambert and C. Laurian. 2012. Coastal and epipelagic habitats of the estuary and Gulf of St. Lawrence. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No. 3009.
- Eades, R.T., and T.J. Lang. 2012. Community fishing ponds. Pp. 351-372 in Neal, J.W., and D.S. Willis (eds.). Small impoundment management in North America. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Ebel, J.D., and W.H. Lowe. 2013. Constructed ponds and small stream habitats: hypothesized interactions and methods to minimize impacts. *Journal of Water Resource and Protection* 5:723-731.

-
- Elith, J., and J.R. Leathwick. 2009. [Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time](#). Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 40.
- EU. 2007. [Council regulation No 1100/2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel](#). Official Journal of the European Union L248, 17-23.
- Fleming, J.P., and T.J. Stubbs. 2012. Pond resources of the continental USA. Pp. 5-7 in Neal, J.W., and D.S. Willis (eds.). Small impoundment management in North America. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Frimpong, E.A., J. Huang, and Y. Liang. 2016. IchthyMaps: a database of historical distributions of freshwater fishes of the United States. Fisheries 41:590-599 doi: 10.1080/03632415.2016.1219948.
- Gagnaire, P.-A., E. Normandeau, C. Cote, M.M. Hansen, and L. Bernatchez. 2012. The genetic consequences of spatially varying selection in the panmictic American eel (*Anguilla rostrata*). Genetics 190:725-736.
- Gangloff, M.M. 2013. Taxonomic and ecological tradeoffs associated with small dam removals. Aquat. Conserv: Mar. Freshw. Ecosystems 23:475-480.
- Georgia Department of Natural Resources. 2008. Management plan: Penaeid shrimp. Georgia Department of Natural Resources, Coastal Resources Division. 11 pp.
- Graf, W.L. 1993. Landscapes, commodities, and ecosystems: the relationship between policy and science for American rivers. Pp. 11-42 in National Research Council. Sustaining Our Water Resources. Washington, DC, The National Academies Press.
- Graf, W.L. 1999. Dam nation: a geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts. Water Res. J. 35:1305-1311.
- Greenlaw, M.E., J.C. Roff, A.M. Redden, and K.A. Allard. 2011. Coastal zone planning: a geophysical classification of inlets to define ecological representation. Aquatic. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 21:448-461.
- Grüss, A., and J.T. Thorson. 2019. Developing spatio-temporal models using multiple data types for evaluating population trends and habitat usage. ICES Journal of Marine Science. doi:10.1093/icesjms/fsz075.
- Hall, C.J., A. Jordaan, and M.G. Frisk. 2011. The historic influence of dams on diadromous fish habitat with a focus on river herring and hydrologic longitudinal connectivity. Landscape Ecol. 26:95-107.
- Hallett, J.A. 2013. Densities, populations, and exploitation rates of American eels in the southern Gulf of St. Lawrence, from glass bottom boat surveys. MSc thesis, University of New Brunswick, Fredericton. 50 pp.
- Hanel, R., D. Stepputtis, S. Bonhommeau, M. Castonguay, M. Schaber, K. Wysujack, M. Vobach, and M.J. Miller. 2014. Low larval abundance in the Sargasso Sea: new evidence about reduced recruitment of the Atlantic eels. Naturwissenschaften DOI 10.1007/s00114-014-1243-6.
- Haro, A., T. Castro-Santos, and J. Boubée. 2000. Behavior and passage of silver-phase American eels, *Anguilla rostrata* (LeSueur), at a small hydroelectric facility. Dana 12:33-42.
- Haro A., W. Dekker, and N. Bentley. 2015. 2013 [Independent review of the information available for monitoring trends and assessing the status of New Zealand freshwater eels](#). New Zealand Fisheries Science Review 2015/2. June 2015. 39 pp.
-

-
- Harris, P.T., and E. Baker. 2020. Seafloor geomorphology as benthic habitat. Second Edition. Elsevier.
- Hasselblad, V. 1966. Estimation of parameters for a mixture of normal distributions. *Technometrics* 8:431-444.
- Hendrickson, D.A. 2017. [Utility of mining historic and current data sources for insights into distribution and ecology of American eels in the Gulf of Mexico](#). Abstract 25949 of the Annual meeting of the Southern Division of the American Fisheries Society, Oklahoma City.
- Hill, R.A., M.H. Weber, S.G. Leibowitz, A.R. Olsen, and D.J. Thornbrugh. 2016. The Stream-Catchment (StreamCat) Dataset: a database of watershed metrics for the conterminous United States. *J. Amer. Water Res. Assoc.* 52:120-128.
- Hocking, D.J., J.T. Thorson, K. O'Neil, and B.H. Letcher. 2018. A geostatistical state-space model of animal densities for stream networks. *Ecol. Appl.* 28:1782-1796.
- Holcomb, J.M., R.B. Nichols, and M.M. Gangloff. 2016. Effects of small dam condition and drainage on stream fish community structure. *Ecol. Freshw. Fish* 25:553-564.
- Hoyle, S.D. 2016. Feasibility of longfin eel stock assessment. New Zealand Fisheries Assessment Report 2016/29, June 2016.
- Hoyle, S.D., and D.J. Jellyman. 2002. Longfin eels need reserves: modelling the effects of commercial harvest on stocks of New Zealand eels. *Mar. Freshwater Res.* 53:887-895.
- Huang J., and E.A. Frimpong. 2015. [Using historical atlas data to develop high-resolution distribution models of freshwater fishes](#). *PLoS ONE* 10(6): e0129995.
- Hunt, H.L., R.A. Wahle, J. Tremblay, M. Comeau, A. Silva, and R. Rochette. 2017. Spatial patterns of richness and abundance of benthic decapod crustaceans and fishes in the North-west Atlantic as measured by cobble-filled bio-collectors. *Marine Biology Research*, 13:7, 707-725, DOI: 10.1080/17451000.2017.1296161.
- Ibbotson, A., J. Smith, P. Scarlett, and M. Aprahamian. 2002. Colonization of freshwater habitats by the European eel *Anguilla anguilla*. *Freshwater Biol.* 47:1696-1706.
- ICES. 2001. [Report of the EIFAC/ICES Working Group on eels. St. Andrews, N.B.](#), Canada 28 August - 1 September 2000. ICES CM 2001/ACFM:03.
- ICES. 2009. [Report of the ICES Study Group on anguillid eels in saline waters \(SGAESAW\)](#). ICES CM/DFC:06.
- ICES. 2011. [Manual for the aging of the Atlantic eel: otolith preparation methodologies, age interpretation and image storage](#). International Council for the Exploration of the Sea. Copenhagen, Denmark.
- ICES. 2018. [Report of the Workshop for the Review of Eel Management Plan Progress Reports \(WKEMP\), 17–19 July and 13–16 November 2018, Copenhagen, Denmark](#). ICES CM 2018/ACOM:46. 100 pp.
- ICES. 2019. European eel (*Anguilla anguilla*) throughout its natural range. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. ICES, Copenhagen.
- Isaak, D.J., J.M. Ver Hoef, E.E. Peterson, D.L. Horan, and D.E. Nagel. 2017. Scalable fish population estimates using spatial-stream-network (SSN) models, fish density surveys, and national geospatial database frameworks for streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74:147-156.

-
- Isaak, D.J., M.K. Young, C. McConnell, B.B. Roper, E.K. Archer, B. Staab, C. Hirsch, D.E. Nagel, M.K. Schwartz, and G.L. Chandler. 2018. Crowd-sourced databases as essential elements for Forest Service partnerships and aquatic resource conservation. *Fisheries* 43:423-430.
- Itakura, H., R. Wakiya, S. Yamamoto, K. Kaifu, T. Sato, and T. Minamoto. 2019. Environmental DNA analysis reveals the spatial distribution, abundance, and biomass of Japanese eels at the river-basin scale. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 2019:1-13.
- Jacoby, D., J. Casselman, M. DeLucia, G.A. Hammerson, and M. Gollock. 2014. [Anguilla rostrata](#). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3.
- Jessop, B.M. 2010. Geographic effects on American eel (*Anguilla rostrata*) life history characteristics and strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67:326-346.
- Jessop, B.M. 2018. American eel fecundity and ovary maturation in relation to body size and geographic distribution. *Mar. Coastal Fish.* 10: 169-189.
- Jessop, B.M., D.K. Cairns, I. Thibault, and W.N. Tzeng. 2008. Life history of American eel *Anguilla rostrata*: new insights from otolith microchemistry. *Aquat. Biol.* 1:205-216.
- Kahnle, A., and K. Hattala. 2010. [Hudson River American shad: an ecosystem-based plan for recovery](#). New York State Dept. Environmental Conservation.
- Kwak, T.J., A.E. Engman, and C.G. Lilyestrom. 2019. Ecology and conservation of the American eel in the Caribbean region. *Fisheries Management and Ecology* 26:424-452.
- Lacoursière-Roussel, A., G. Côté, V. Leclerc, and L. Bernatchez. 2015. [Quantifying relative fish abundance with eDNA: a promising tool for fisheries management](#). *Journal of Applied Ecology* 53:1148-1157.
- LaDeau, S.L., B.A. Han, E.J. Rosi-Marshall, and K.C. Weathers. 2017. The next decade of big data in ecosystem science. *Ecosystems* 20:274-283.
- Lambert, P., G. Verreault, B. Lévesque, V. Tremblay, J.-D. Dutil, and P. Dumont. 2011. [Détermination de l'impact des barrages sur l'accès de l'anguille d'Amérique \(*Anguilla rostrata*\) aux habitats d'eau douce et établissement de priorités pour des gains en habitat](#). *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 2921 : x +43 p.
- Lamson, H.M., D.K. Cairns, J. C. Shiao, Y. Iizuka, and W. N. Tzeng. 2009. American eel, *Anguilla rostrata*, growth in fresh and salt water: implications for conservation and aquaculture. *Fish. Manage. Ecol.* 16:306-314.
- Lamson, H.M., J.C. Shiao, Y. Iizuka, W.N. Tzeng, and D.K. Cairns. 2006. Movement patterns of American eels (*Anguilla rostrata*) between salt- and freshwater in a coastal watershed, based on otolith microchemistry. *Mar. Biol.* 149:1567-1576, 1587-1588.
- Lapointe, N.W.R., P.L. Fuller, M. Neilson, B.R. Murphy, and P.L. Angermeier. 2016. Pathways of fish invasions in the Mid-Atlantic region of the United States. *Management of Biological Invasions* 7:221-233.
- Larouche, M., G. Beaulieu, and J. Bergeron. 1974. Quelques données sur la croissance de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) de l'estuaire du Saint Laurent. *Rapp. ann. 1973, Dir. Gén. Pêches marit., Québec. Dir. Rech.* 109-116.
- Lassalle, G., P. Crouzet, and E. Rochard. 2009. Modelling the current distribution of European diadromous fishes: an approach integrating regional anthropogenic pressures. *Freshwater Biol.* 54:587-606.
-

-
- Legault, A. 1988. Le franchissement des barrages par l'escalade de l'anguille: étude en Sèvre Niortaise. Bull. Fr. Pêche Piscic. 308:1-10.
- Lehner, B., and G. Grill. 2013. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. Hydrological Processes 27:2171–2186.
- Lehner, B., C. Reidy Liermann, C. Revenga, C. Vörösmarty, B. Fekete, P. Crouzet, P. Döll, M. Endejan, K. Frenken, J. Magome, C. Nilsson, J.C. Robertson, R. Rodel, N. Sindorf, and D. Wisser. 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. Frontiers in Ecology and the Environment 9:494-502.
- Leibowitz, S.G., P.J. Wigington, K.A. Schofield, L.C. Alexander, M.K. Vanderhoof, and H.E. Golden. 2018. Connectivity of streams and wetlands to downstream waters: an integrated systems framework. J. American Water Resources Association 54:298-322.
- Liermann, C.R., C. Nilsson, J. Robertson, and R.Y. Ng. 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. Bioscience 62:539-548.
- Lieschke, J.A., J.C. Dean, and A. Pickworth. 2019. Extending the effectiveness of electrofishing to estuarine habitats: laboratory and field assessments. Transactions of the American Fisheries Society 148:584-591.
- Liew, P. 1976. Age and length composition of young American eel (*Anguilla rostrata*) collected in the fishway at the Moses Saunders dam Cornwall, Ontario 1975. Report to the Ontario Ministry of Natural Resources.
- Limburg, K., K. Oliveira, J. Wiedenmann, and B. O'Boyle. 2012. Terms of reference and advisory report of the American eel stock assessment peer review panel. Stock Status Report no. 12-01 of the Atlantic States Marine Fisheries Commission. 34 pp.
- Limpert, E., W.A. Stahel, and M. Abbt. 2001. Log-normal distributions: across the sciences: keys and clues. Bioscience 51: 341-352.
- Lloyst, M.H.M., T.C. Pratt, S.M. Reid, and M.G. Fox. 2015. Nearshore habitat associations of stocked American eel, *Anguilla rostrata*, in Lake Ontario and the upper St. Lawrence River. J. Great Lakes Res. 41:881-889.
- Loftus, K.H. 1982. Proceedings of the 1980 North American eel conference. Ont. Fish. Tech. Rep. Ser. No. 4. 97 pp.
- Longtin, C.M., and G.W. Saunders. 2016. The relative contribution of *Saccharina nigripes* (Phaeophyceae) to the Bay of Fundy Laminariaceae: spatial and temporal variability. Marine Ecology Progress Series 543:153-162.
- MacDonald, P.D.M. 1987. Analysis of length-frequency distributions. Pp 371-384 in R.C. Summerfelt and E.H. Gordon, editors. The Age and Growth of Fish. Iowa State University Press, Ames.
- MacDonald, P.D.M. 2008. [The Mixdist package](#).
- MacDonald, P.D.M., and T.J. Pitcher. 1979. Age-groups from size-frequency data: a versatile and efficient method of analyzing distribution mixture. Journal of Fisheries Research Board of Canada 36: 987-1001.

-
- MacGregor, R., J.M. Casselman, W.A. Allen, T. Haxton, J.M. Dettmers, A. Mathers, S. Lapan, T.C. Pratt, P. Thompson, M. Stanfield, L. Marcogliese, and J.-D. Dutil. 2009. Natural heritage, anthropogenic impacts, and biopolitical issues related to the status and sustainable management of American eel: a retrospective analysis and management perspective at the population level. *Am. Fish. Soc. Symp.* 69:713-739.
- Macnaughton, C.J., F. Mclaughlin, G. Bourque, C. Senay, G. Lanthier, S. Harvey-Lavoie, P. Legendre, M. Lapointe, and D. Boisclair. 2015. The effects of regional hydrological alteration on fish community structure in regulated rivers. *River Research and Applications* 33:249–257.
- Martin, E.H., and J. Levine. 2017. Northeast Aquatic Connectivity Assessment Project? Version 2.0: Assessing the ecological impact of barriers on Northeastern rivers. The Nature Conservancy, Brunswick, Maine.
- Matamoros, W.A., C.D. McMahan, P. Chakrabarty, J.S. Albert, and J.F. Schaefer. 2015. Derivation of the freshwater fish fauna of Central America revisited: Myers's hypothesis in the 21st century. *Cladistics* 31:177-188.
- Mateo, M., P. Lambert, S. Tetard, M. Castonguay, B. Ernande, and H. Drouineau. 2017. Cause or consequence? Exploring the role of phenotypic plasticity and genetic polymorphism in the emergence of phenotypic spatial patterns of the European eel. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74:987-999.
- Mclarney, W.O. 2017. [American eel \(*Anguilla rostrata*\) in rivers of the Caribbean mainland drainages: observations from the watersheds of the La Amistad World Heritage Site \(Costa Rica/Panama\)](#). Abstract 25848 of the Annual meeting of the Southern Division of the American Fisheries Society, Oklahoma City.
- McManamay, R.A., M.J. Troia, C.R. DeRolph, A. Olivero-Sheldon, A.R. Barnett, S.C. Kao, and M.G. Anderson. 2018. A stream classification system to explore the physical habitat diversity and anthropogenic impacts in riverscapes of the eastern United States. *Plos ONE* 13(6): e0198439.
- Millar, W., A. Olivero-Sheldon, P. Nussey, and J. Noseworthy. 2019. [A stream classification for the Northern Appalachian - Acadian Region of Canada](#). Version 2. Nature Conservancy of Canada, Fredericton, New Brunswick.
- Miller, M.J., S. Bonhommeau, P. Munk, M. Castonguay, R. Hanel, and J.D. McCleave. 2015. A century of research on the larval distributions of the Atlantic eels: a re-examination of the data. *Biol. Rev.* 90:1035-1064.
- Monk, M.H., J.E. Powers, and E.N. Brooks. 2015. Spatial patterns in species assemblages associated with the northwestern Gulf of Mexico shrimp trawl fishery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 519:1-12.
- Moriarty, C., 2003. The yellow eel. Pp. 89-105 in K. Aida, K. Tsukamoto, and K. Yamauchi (eds.). *Eel biology*. Springer, Tokyo.
- MPO. 2010. [État de l'anguille d'Amérique et progrès relatifs aux objectifs de gestion](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/062.
- MPO. 2014. [Évaluation du potentiel de rétablissement de l'anguille d'Amérique \(*Anguilla rostrata*\) dans l'est du Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/078.
- MPO. 2019a. [Évaluation des pêches à l'anguille d'Amérique et à la civelle dans la région des Maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2019/054.
-

-
- MPO. 2019b. [L'état de la pêche et des stocks de pétoncle géant \(*Placopecten magellanicus*\) du sud du golfe du Saint-Laurent jusqu'en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/006.
- Neal, J.W., and D.S. Willis. 2012. Small impoundment management in North America. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 451 pp.
- Nevers, M.B., M.N. Byappanahalli, C.C. Morris, D. Shively, K. Przybyla-Kelly, and A.M. Spoljaric. 2018. [Environmental DNA \(eDNA\): a tool for quantifying the abundant but elusive round goby \(*Neogobius melanostomus*\)](#). PLoS ONE 13(1): e0191720.
- NHN (National Hydrographic Network). 2012. [Index Description](#). Government of Canada, Department of Natural Resources.
- Nohner, J.K., and J.S. Diana. 2015. Muskellunge spawning site selection in northern Wisconsin lakes and a GIS-based predictive habitat model. North American Journal of Fisheries Management 35:141-157.
- Noseworthy, J.W. Millar, and P. Nussey. 2019. [An aquatic connectivity tool for the Northern Appalachian - Acadian Region of Canada](#). Nature Conservancy of Canada, Fredericton, New Brunswick. 79 pp.
- Novaczek E., R. Devillers, and E. Edinger. 2019. [Generating higher resolution regional seafloor maps from crowd-sourced bathymetry](#). PLoS ONE 14(6): e0216792.
- O'Boyle, R. 2009. [Review of selected biogeographic classification systems with relevance to the Canadian marine environment](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/066. vi + 81 p.
- O'Connor, S.E. 2008. Relationships between juvenile fish assemblages and the physical features of bays along the Atlantic coast of mainland Nova Scotia, with implications for coastal marine protected areas. MSc thesis, Acadia University, Wolfville, Nova Scotia.
- Patey, G, C.M. Couillard, H. Drouineau, G. Verreault, F. Pierron, P. Lambert, M. Baudrimont, and P. Couture. 2018. Early back calculated size at age of Atlantic yellow eels sampled along ecological gradients in the Gironde and St. Lawrence hydrographical systems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75:1270 1279.
- Pavey, S.A., J. Gaudin, E. Normandeau, M. Dionne, M. Castonguay, C. Audet, and L. Bernatchez. 2015. RAD sequencing highlights polygenic discrimination of habitat ecotypes in the panmictic American eel. Current Biol. 25:1 6.
- Pincin, J., M.J. Wilberg, L. Harris, and A. Willey. 2014. Trends in abundance indices of fishes in Maryland's coastal bays during 1972–2009. Estuaries and Coasts 37:791-800.
- Poff, N.L., and D.D. Hart. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. Bioscience 52:659-668.
- Pratt, T.C., R.G. Bradford, D.K. Cairns, M. Castonguay, G. Chaput, K.D. Clarke, and A. Mathers. 2014. [Recovery potential assessment for the American eel \(*Anguilla rostrata*\) in eastern Canada: functional description of habitat](#). Can. Sci. Advis. Secretariat Res. Doc. 2013/132. 49 pp.
- Pratt, T.C. and R. W. Threader. 2011. Preliminary evaluation of a large-scale American eel conservation stocking experiment. North American Journal of Fisheries Management 31:619–628.
- PSEG Nuclear, LLC. 2009. [Applicant's environmental report - operating license renewal stage Salem Nuclear Generating Station](#).
-

-
- PSEG. 2013. Baywide bottom trawl. Public Service Enterprise Group, Newark NJ.
- Quinn, T.J. and R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, New York.
- Rago, P.J., C.D. Stephan, and H.M. Austin. 1995. [Report of the juvenile abundance indices workshop](#). Atlantic Marine States Fisheries Commission Special Report no. 48..
- Reid, R.N., F.P. Almeida, and C.A. Zetlin. 1999. Fishery-independent surveys, data sources, and methods. NOAA Tech. Memorandum NMFS_NE-122.
- Reid, S.M. 2011. Comparison of point and transect-based electrofishing to sample American eel (*Anguilla rostrata*) in wadeable riverine habitats. Aquatic Living Resources. 24:79–83.
- Renwick, W.H. 2017. Dams. In D. Richardson, R. Castree, M.F. Goodchild, A. Kobayashi, W. Liu, and R.A. Marston (eds). The International Encyclopedia of Geography, John Wiley and Sons. DOI: 10.1002/9781118786352.wbieg0634.
- Renwick, W.H., S.V. Smith, J.D. Bartley, and R.W. Buddemeier. 2005. The role of impoundments in the sediment budget of the conterminous United States. Geomorphology 71: 99–111.
- Rester, J.K. S. Madsen, and E.O. Serrano. 2014. Annual report of the Southeast Area Monitoring and Assessment Program (SEAMAP). Gulf States Marine Fisheries Commission. Ocean Springs, MS.
- Reynolds, J.B. 1983. Electrofishing. In Fisheries Techniques. Edited by L.A. Nielsen and D.L. Johnson. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pages 147–163.
- Reynolds, J.B., and E.M. Holliman. 2004. Injury of American eels captured by electrofishing and trap-netting. North American Journal of Fisheries Management 24:686-689.
- Ritter, J.A., M. Stanfield, and R.H. Peterson. 1997. Final discussion. Pp. 170-174 in Peterson, R.H. ed.). 1997. [The American eel in eastern Canada: stock status and management strategies](#). Proceedings of eel workshop, January 13-14, 1997, Quebec City, QC. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2196. 174 pp.
- Ruppert, K.M., R.J. Kline, and M.S. Rahman. 2019. Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. Global Ecology and Conservation 17:e00547.
- Schramm, H.L., and D.W. Willis. 2012. Assessment and harvest of largemouth bass-bluegill ponds. Pp. 181-213 in Neal, J.W., and D.S. Willis (eds.). Small impoundment management in North America. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Seersholm, F.V, T.L. Cole, A. Grealy, N.J. Rawlence, K. Greig, M. Knapp, M. Stat, A.J. Hansen, L.J. Easton, L. Shepherd, A.J.D. Tennyson, R.P. Scofield, R. Walter, and M. Bunce. 2018. [Subsistence practices, past biodiversity, and anthropogenic impacts revealed by New Zealand-wide ancient DNA survey](#). PNAS.
- Shin, S. Y. Pokhrel, and G. Miguez-Macho. 2019. High-resolution modeling of reservoir release and storage dynamics at the continental scale. Water Resources Research 10.1029/2018WR023025.
- Smale, D.A., M.T. Burrows, A.J. Evans, N. King, M.D.J. Sayer, A.L.E. Yunnice, and P.J. Moore. 2016. Linking environmental variables with regional-scale variability in ecological structure and standing stock of carbon within UK kelp forests. Marine Ecology Progress Series 542:79-95.
-

-
- Smith, M.W., and J.W. Saunders. 1955. The American eel in certain fresh waters of the Maritime Provinces of Canada. *J. Fish. Res. Board Can.* 12:238-269.
- Smith, S.V., W.H. Renwick, J.D. Bartley, and R.W. Buddenmeier. 2002. Distribution and significance of small, artificial water bodies across the United States landscape. *Science of the Total Environment* 299:21-36.
- Smogor, R.A., P.L. Angermeier, and C.K. Gaylord. 1995. Distribution and abundance of American eels in Virginia streams: tests of null models across spatial scales. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124:789-803.
- Snelder, T.H., and B.J. Biggs. 2002. Multiscale river environment classification for water resources management. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 38:1225-1239.
- Stacey, J.A., T.C. Pratt, G. Verreault, and M.G. Fox. 2015. A caution for conservation stocking as an approach for recovering Atlantic eels. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25:569-580.
- Sweka, J.A., S. Eyler, and M.J. Millard. 2014. An egg-per-recruit model to evaluate the effects of upstream transport and downstream passage of American eel in the Susquehanna River. *N. Am. J. Fish. Manage.* 34:764-773.
- Swingle, H.S. 1970. A history of warmwater pond culture in the United States. Pp. 95-105 in N.G. Benson (ed.). *A century of fisheries in North America*. American Fisheries Society Special Publication no. 7. Bethesda, Maryland.
- Takeuchi, A., S. Watanabe, S. Yamamoto, M.J. Miller, T. Fukuba, T. Miwa, T. Okino, T. Minamoto, and K. Tsukamoto. 2019. First use of oceanic environmental DNA to study the spawning ecology of the Japanese eel *Anguilla japonica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 609:187-196.
- Tedesco, P.A., O. Beauchard, R. Bigorne, S. Blanchet, L. Buisson, L. Conti, J.-F. Cornu, M.S. Dias, G. Grenouillet, B. Huguenay, C. Jezequel, F. Leprieur, S. Brosse, and T. Oberdorff. 2017. A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Scientific Data* DOI:10.1038/sdata.2017.141.
- Tesch, F. W., 2003. *The eel*. 5th ed. Blackwell Publications, Oxford.
- Thornton, E., M. Neave, and S. Rayburg. 2007. Hydraulic geometry in river channel networks as a method for the assessment of river condition. Pp. 401-406 in A.L. Wilson, R.L. Dehaan, R.J. Watts, K.J. Page, K.H. Bowmer, and A. Curtis (eds.). *Australian rivers: making a difference*. Proceedings of the 5th Australian Stream Management Conference. Charles Stuart University, Thuroona, Australia.
- Thorson, J.T., and L.A. Barnett. 2017. Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. *ICES Journal of Marine Science* 74:1311-1321.
- Tomie, J.P.N., D.K. Cairns, R.S. Hobbs, M. Desjardins, G.L. Fletcher, and S.C. Courtenay. 2017. American eel (*Anguilla rostrata*) substrate selection for daytime refuge and winter thermal sanctuary. *Mar. Freshwater Res.* 68:95-105. <http://dx.doi.org/10.1071/MF15102>.
- Tremblay, V. 2009. Reproductive strategy of female American eels among five subpopulations in the St. Lawrence River watershed. Pp. 85-102 in J. M. Casselman and D.K. Cairns (eds.). *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*. *Amer. Fish. Soc. Symp.* no 58.
-

-
- Tuckey, T.D., and M.C. Fabrizio. 2009. [Estimating relative juvenile abundance of ecologically important finfish in the Virginia portion of Chesapeake Bay](#). Report to Virginia Marine Resources Commission. 83 pp.
- Ubl, C., and M. Dorow. 2015. A novel enclosure approach to assessing yellow eel (*Anguilla anguilla*) density in non-tidal coastal waters. *Fisheries Research* 161: 57-63.
- US ACE (Army Corps of Engineers). 2018. [National Inventory of Dams](#).
- US Department of the Interior. 2015. [Endangered and threatened wildlife and plants: 12-month findings on petitions to list 19 species as endangered or threatened species](#). Federal Register 80(195):60834-60850.
- US Fish and Wildlife Service (USFWS). 2013. [Endangered Species Act Section 7 consultation biological opinion](#). US Fish and Wildlife Service. 345 pp.
- US Geological Survey and US Department of Agriculture. 2013. [Federal standards and procedures for the National Watershed Boundary Dataset \(WBD\): techniques and methods 11-A3](#). Fourth Ed. 63 pages.
- Valentine, J.F., K.D. Kirsch, and D.C. Blackmon. 2006. An analysis of the long term Fisheries Assessment and Monitoring Program data set collected by the Marine Resources Division of the Alabama Department of Conservation and Natural Resources. Report to the Mobile Bay National Estuary Program.
- Vélez-Espino, L.A., and M.A. Koops. 2010. A synthesis of the ecological processes influencing variation in life history and movement patterns of American eel: towards a global assessment. *Rev. Fish Biol. Fisheries* 20:163-186.
- Verreault, G., and J. Dussureault. 2018a. Estimation de l'abondance et des caractéristiques des anguilles d'Amérique provenant des ensemencements dans la pêcherie de l'estuaire du Saint Laurent en 2017. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Bas Saint Laurent.
- Verreault, G., and J. Dussureault. 2018b. Estimation de l'abondance et des caractéristiques des anguilles d'Amérique provenant des ensemencements dans la pêcherie de l'estuaire du Saint-Laurent en 2018. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Bas-Saint-Laurent.
- Verreault, G., and R. Tardif. 2006. Structure en âge des anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) en montaison au barrage hydroélectrique de Beauharnois en 2004. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas Saint Laurent.
- Verreault, G., R. Tardif, and M. Tremblay. 2014. Structure en âge des anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) en montaison aux passes migratoires de Beauharnois et de Chambly en 2009, 2011 et 2013. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.
- Weatherley, A.H., and H.S. Gill. 1987. The biology of fish growth. Academic Press, London.
- Westerberg, H., M.J. Miller, K. Wysujack, L. Marohn, M. Freese, J.D. Pohlman, S. Watanabe, K. Tsukamoto, and R. Hanel. 2018. Larval abundance across the European eel spawning area: an analysis of recent and historic data. *Fish and Fisheries* 19:890-902.
- Wiedenmann, J., C.M. Free, and O.P. Jensen. 2019. Evaluating the performance of data-limited methods for setting catch targets through application to data-rich stocks: A case study using Northeast U.S. fish stocks. *Fisheries Research* 209:129-142.

-
- Woods, T., and D.J. McGarvey. 2018. Assessing the relative influences of abiotic and biotic factors on American eel *Anguilla rostrata* distribution using hydrologic, physical habitat, and functional trait data. *Ecography* 41:2067-2079.
- Young, J.A.M., and M.A. Koops. 2014. [Recovery potential assessment for the American eel \(*Anguilla rostrata*\) for eastern Canada: recovery potential assessment population modeling.](#) *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2013/131. vi + 65 pp.
- Zhu, X., Y. Zhao, A. Mathers and L.D. Corkum. 2013. Length frequency age estimations of American eel recruiting to the Upper St. Lawrence River and Lake Ontario. *Trans. Am. Fish. Soc.* 142:333-344.

TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1. Bases de données sélectionnées qui indiquent ou pourraient indiquer les emplacements où se trouve l'anguille d'Amérique.

Sal. ^a	Emplacement 1	Emplacement 2	Base de données	Commentaires	Source
D, S	Mondial	–	Système mondial d'information sur la biodiversité	De sources professionnelles. Il comprend également les dossiers iNaturalist qui sont considérés comme étant de qualité recherche. Comprend 7 413 enregistrements de l'anguille d'Amérique.	gbif.org
D, S	É.-U.	–	Biodiversity Information Serving our Nation	Contient 11 350 enregistrements géoréférencés provenant de sources professionnelles. Comprend les enregistrements du GBIF.	bison.usgs.gov
D, S	Océan Atlantique, eaux continentales	–	Système d'information biogéographique des océans	De sources professionnelles. Comprend 10 746 enregistrements de l'anguille d'Amérique, dont 5 118 proviennent de relevés océaniques.	obis.org
D	É.-U.	États contigus	IchthyMaps	Compilé à partir d'atlas de poissons. Comprend 3 241 enregistrements de l'anguille d'Amérique.	Frimpong <i>et al.</i> (2016)
D, S	Mondial	–	iNaturalist	À partir de données scientifiques de citoyens. Comprend 503 enregistrements de l'anguille d'Amérique.	inaturalist.org
D	É.-U.	États contigus	Aquatic eDNA Atlas	De la part de contributeurs professionnels, par externalisation ouverte. Il n'y a pas de registres de l'anguille d'Amérique, mais le projet est en pleine expansion.	www.fs.fed.us/rm/boise/AWAE/projects/eDNAAtlas/the-edna-atlas-results.html
D	É.-U.	TX	Fishes of Texas	D'après les registres d'occurrence fondée sur des spécimens. Comprend 370 enregistrements de l'anguille d'Amérique.	fishesoftexas.org

^a Salinité : D, douce; S : saumâtre ou salée

Tableau 2. Relevés marins qui peuvent échantillonner les anguilles d'Amérique, mais qui n'ont pas été rassemblés dans des bases de données multi-relevés.

Prov./ État	Relevé	Références
T.-N.-L., N.-É., N.-B., Î.-P.-É., ME, MA, RI	Relevé sur les biocollecteurs remplis de cailloux	Hunt <i>et al.</i> (2017)
N.-B. et N.-É. Î.-P.-É.	Relevé à la drague à pétoncles de la baie des Chaleurs et du détroit de Northumberland	MPO (2019 b)
N.-B. et N.-É. Î.-P.-É.	Relevé sur les bateaux à fond de verre dans le sud du golfe du Saint-Laurent	Cairns <i>et al.</i> 2009; Hallett 2013
N.-É.	Relevé à la senne de plage sur les côtes de l'Atlantique et de Fundy de la partie continentale de la N.-É.	O'Connor (2008)
ME	Relevé à la senne de plage sur les aloses et les bars rayés juvéniles des rivières Kennebec et Penobscot	US Fish & Wildlife Service (2013)
NH	Relevé à la senne de plage sur les poissons juvéniles en milieu estuarien au New Hampshire	US Fish & Wildlife Service (2013)
Man.	Relevé à la senne de plage sur la plie rouge du Massachusetts	US Fish & Wildlife Service (2013)
RI	Relevé au chalut pour l'évaluation de la pêche saisonnière au Rhode Island (baie de Narragansett, détroit du Rhode Island, détroit de Block Island)	US Fish & Wildlife Service (2013)
RI	Relevé à la senne de plage sur l'échancrure et l'étang côtier du Rhode Island	US Fish & Wildlife Service (2013)
RI	Relevé à la senne de plage de la baie de Narragansett et de la rivière Sakonnet	US Fish & Wildlife Service (2013)
CT	Relevé à la senne de plage sur la plie rouge et le petit poisson fourrage du Connecticut	US Fish & Wildlife Service (2013)
CT	Relevé à la senne de plage sur le hareng des rivières Connecticut et Thames	US Fish & Wildlife Service (2013)
NY	Relevé au casier de la passe Long Island	US Fish & Wildlife Service (2013)
NY	Relevé à la senne de plage sur le bar rayé juvénile de l'estuaire de l'Hudson	US Fish & Wildlife Service (2013)
NY	Relevé au chalut sur le bar rayé juvénile de l'estuaire de l'Hudson	Rago <i>et al.</i> (1995)

Prov./ État	Relevé	Références
NY, NJ	Relevé au chalut du cours inférieur de l'Hudson et de l'estuaire du Raritan	Reid et al. (1999)
NJ	Relevé au chalut dans la grande baie de Rutgers	ASMFC (2013a)
NJ	Relevé à la senne de plage de la baie du Delaware par PSEG	PSEG (2009)
NJ, PA, DE	Relevé à la senne de plage sur le bar rayé juvénile du fleuve Delaware	US Fish & Wildlife Service (2013)
DE	Relevé au chalut de 9,1 m dans la baie du Delaware	US Fish & Wildlife Service (2013)
DE	Relevé au chalut de la rivière Indian et de la baie de Rehoboth	US Fish & Wildlife Service (2013)
MD	Relevé au chalut dans les baies de la côte de l'Atlantique du Maryland	Pincin et al. (2014)
MD	Relevé à la senne de plage dans les baies de la côte de l'Atlantique du Maryland	US Fish & Wildlife Service (2013)
MD	Relevé à la senne de plage sur les jeunes aloses des fleuves Patuxent et Choptank et du ruisseau Marshyhope	US Fish & Wildlife Service (2013)
MD	Relevé au verveux du fleuve Choptank	US Fish & Wildlife Service (2013)
MD	Relevé au chalut d'hiver dans la partie supérieure de la baie de Chesapeake	US Fish & Wildlife Service (2013)
MD	Relevé à la senne de plage sur les jeunes aloses de la rivière Chester	US Fish & Wildlife Service (2013)
MD	Relevé au chalut sur les jeunes aloses de la rivière Chester	US Fish & Wildlife Service (2013)
MD	Relevé à la senne de plage sur le bar rayé de la baie de Chesapeake, au Maryland	US Fish & Wildlife Service (2013)
MD	Relevé au chalut de 4,9 m dans la baie Chesapeake, au Maryland	US Fish & Wildlife Service (2013)
VA	Relevé sur la pêche à l'électricité en embarcation sur les rivières à marées dans la zone douce-oligohaline de Virginie	US Fish & Wildlife Service (2013)
VA	Relevé sur la pêche à l'électricité du poisson-chat en embarcation sur les rivières à marées dans la zone douce-oligohaline de Virginie	US Fish & Wildlife Service (2013)
VA	Relevé sur la pêche à l'électricité du poisson-serpent en embarcation sur les tributaires du Potomac en Virginie	US Fish & Wildlife Service (2013)
VA	Relevé à la senne de plage sur le bar rayé juvénile dans la partie inférieure de la baie de Chesapeake en Virginie	US Fish & Wildlife Service (2013)
VA	Relevé au chalut pour la surveillance et l'évaluation multi-espèces dans la baie de Chesapeake	US Fish & Wildlife Service (2013)

Prov./ État	Relevé	Références
DC	Relevé à la senne de plage dans le District de Columbia	US Fish & Wildlife Service (2013)
DC	Relevé nocturne au pousseux dans le District de Columbia	US Fish & Wildlife Service (2013)
DC	Relevé au casier dans le District de Columbia	US Fish & Wildlife Service (2013)
NC	Relevé au chalut sur les jeunes bars rayés du détroit d'Albermarle	Rago et al. (1995)
NC	Relevé à la senne sur les aloses en Caroline du Nord	ASMFC (2013a)
SC	Relevé sur la pêche à l'électricité en embarcation en milieu estuarien en Caroline du Sud	ASMFC (2013 b)
GA	Relevé au chalut sur les juvéniles en Géorgie	Département des ressources naturelles de Géorgie (2008)
GA	Relevé à la senne de plage des détroits St. Simons et St. Andrew en Géorgie	Département des ressources naturelles de Géorgie (2008)
FL à TX	Relevé au chalut en été et en automne de la crevette et du poisson de fond du golfe du Mexique dans le cadre de SEAMAP	Rester et al. 2014; Monk et al. 2015
AL	Relevé au chalut dans le cadre du Programme d'évaluation et de surveillance des pêches de l'Alabama	Valentine et al. (2006)
AL	Relevé à la senne de plage dans le cadre du Programme d'évaluation et de surveillance des pêches de l'Alabama	Valentine et al. (2006)

Tableau 3. Densités et intervalles de confiance estimatifs de l'anguille d'Amérique à partir de relevés à bord de bateaux à fond de verre et de relevés de capture-marquage-recapture dans les eaux lentiques salées et douces du sud du golfe du Saint-Laurent. Données de Cairns et al. 2008; ICES 2009; et Hallett 2013.

Prov	Site	Habitat ^a	Méthode ^b	Date	Durée (j)	Densité (anguilles/ha)			95% IC % dif. de l'estimée	
						Estimé	IC de 95 % inf.	IC de 95 % sup.	Inférieur	Supérieur
N-B	Estuaire de Pokemouche	BE	GBB	9 juin 2008	1	50.5	31.0	72.1	38.6	42.9
N-B	Baie de Tracadie	BE	GBB	7 juin 2008	1	62.3	37.7	88.9	39.5	42.7
N-B	Estuaire Tabusintac	BE	GBB	5 juin 2008	1	22.0	9.8	37.1	55.4	68.6
N-B	Baie-Sainte-Anne	BE	GBB	4 juin 2008	1	31.1	18.1	47.1	42.0	51.2
N-B	Estuaire de Kouchibouguac	BE	GBB	10 juil 2007	1	39.2	10.2	73.1	74.0	86.8
N-B	Branche NO de l'estuaire de Richibucto	BE	GBB	30 mai 2008	1	34.2	16.9	54.3	50.6	58.5
N-B	Rivière Saint-Nicolas, Richibucto	BE	GBB	11 juil 2007	1	58.3	21.9	101.7	62.4	74.4
N-B	Baie du Village, Richibucto	BE	GBB	29 mai 2008	1	31.7	16.8	48.9	47.0	54.4
N-B	Estuaire de la Cocagne	BE	GBB	24 mai 2008	1	17.1	4.7	35.2	72.5	106.2
N-B	Baie de Shediac	BE	GBB	16 mai 2008	1	10.3	0.0	26.1	100.0	153.4
N-B	Estuaire de la Kinnear	BE	GBB	17 mai 2008	1	19.4	7.7	33.6	60.2	73.7
N-É	Port de Pictou	BE	GBB	12 juin 2008	1	18.5	4.5	37.5	75.6	103.0
N-É	Little Harbour, comté de Pictou	BE	GBB	14 juin 2008	1	47.8	26.9	72.0	43.8	50.5
N-É	Merigomish Harbour	BE	GBB	11 juin 2008	1	41.4	26.1	58.1	36.9	40.3
N-É	Pomquet Harbour	BE	GBB	4 juil 2008	1	55.0	36.7	75.2	33.2	36.8
N-É	Port de Tracadie	BE	GBB	2 juil 2008	1	14.5	2.9	28.8	79.9	99.0
N-É	Estuaire de la Margaree	BE	GBB	19 juil 2007	1	67.2	45.8	90.6	31.9	34.8
N-É	Lac Ainslie	L	GBB	18 juil 2007	1	38.1	9.3	78.2	75.7	105.4
N-É	Lac Ainslie	L	GBB	1 août 2007	1	41.5	17.6	70.7	57.6	70.4
N-É	Lac Ainslie	L	GBB	5 août 2007	1	28.3	15.0	43.2	46.8	52.7
N-É	Lac Ainslie	L	GBB	6 août 2007	1	6.9	0.0	17.2	100.0	151.2

Prov	Site	Habitat ^a	Méthode ^b	Date	Durée (j)	Densité (anguilles/ha)			95% IC % dif. de l'estimée	
						Estimé	IC de 95 % inf.	IC de 95 % sup.	Inférieur	Supérieur
						ÎPE	Estuaire de la rivière Mill	BE	GBB	14 juin 2007
ÎPÉ	Estuaire de la rivière Trout, Roxbury	BE	GBB	7 juin 2007	1	74.9	34.2	122.1	54.4	63.2
ÎPÉ	Estuaire de la rivière Grand	BE	GBB	13 mai 2007	1	49.0	25.7	76.6	47.6	56.3
ÎPÉ	Baie New London	BE	GBB	9 juin 2007	1	54.5	23.5	90.1	56.9	65.2
ÎPÉ	Estuaire de la rivière Hope	BE	GBB	15 mai 2007	1	260.5	159.3	373.1	38.9	43.2
ÎPÉ	Étang Murphys, Millvale	FP	GBB	29 mai 2007	1	0.0	-	-	-	-
ÎPÉ	Étang Clarkes	BP	MR	12 mai-15 juin, 14 juil-29 août 2000	82	24.0	22.1	26.3	7.8	9.6
ÎPÉ	Étang Clarkes	BP	MR	13 juin-7 août 2001	56	18.6	11.2	35.7	39.7	92.3
ÎPÉ	Lac-aux-Miroirs	BP	MR	1 juin-13 août 2000	74	20.1	13.6	32.2	32.1	60.2
ÎPÉ	Étang Rollings	BP	MR	12 mai-15 juin, 14 juil-29 août 2000	82	251.3	224.1	284.7	10.8	13.3
ÎPÉ	Étang Rollings	BP	MR	28 mai-7 août 2001	72	132.3	69.8	299.0	47.2	126.0
ÎPÉ	Estuaire de la rivière Hunter, Rusticoville	BE	GBB	26 mai 2007	1	246.5	158.4	343.4	35.7	39.3
ÎPÉ	Bells (Campbells) Pond, Hunter River	FP	GBB	6 juin 2007	1	370.6	254.9	496.0	31.2	33.8
ÎPÉ	Estuaire de la rivière Wheatley, Cymbria	BE	GBB	25 mai 2007	1	124.2	75.1	179.0	39.5	44.2
ÎPÉ	Baie Covehead	BE	GBB	27 juillet 2006	1	20.3	0.0	52.1	100.0	156.3
ÎPÉ	Baie Covehead	BE	GBB	27 mai 2007	1	76.5	37.9	120.9	50.4	58.0
ÎPÉ	Étang Cass	FP	GBB	17 mai 2006	1	115.0	67.2	168.4	41.6	46.4
ÎPÉ	Étang Long, Dalvay	BP	MR	30 mai-14 août 2000	77	104.9	95.2	116.3	9.2	10.9
ÎPÉ	Étang Long, Dalvay	BP	MR	24 juin-2 oct 2003	101	138.1	115.3	168.1	16.5	21.7
ÎPÉ	Étang Campbells, Dalvay	BP	MR	30 mai-14 août 2000	77	30.0	24.3	38.1	19.0	27.0
ÎPÉ	Étang Campbells, Dalvay	BP	MR	22 août-18 sept 2001	28	15.8	11.8	22.4	25.5	41.1
ÎPÉ	Étang Schooner	BP	MR	26 juin-8 juil, 20-28 août 2000	22	28.1	15.9	59.0	43.4	109.6
ÎPÉ	Estuaire de la rivière Morell	BE	GBB	30 mai 2006	1	276.5	193.1	367.5	30.2	32.9
ÎPÉ	Estuaire de la rivière Morell	BE	GBB	1 juin 2006	1	243.4	150.6	344.2	38.1	41.4

Prov	Site	Habitat ^a	Méthode ^b	Date	Durée (j)	Densité (anguilles/ha)			95% IC % dif. de l'estimée	
						Estimé	IC de 95 % inf.	IC de 95 % sup.	Inférieur	Supérieur
ÎPE	Estuaire de la rivière Morell	BE	GBB	14 mai 2007	1	701.2	528.6	890.1	24.6	27.0
ÎPÉ	Basin Head	BE	GBB	9 août 2005	1	90.0	52.3	132.9	42.0	47.6
ÎPÉ	Basin Head	BE	GBB	15 août 2005	1	91.0	48.3	140.1	46.9	53.9
ÎPÉ	Basin Head	BE	GBB	23 mai 2006	1	29.5	9.9	52.2	66.6	76.7
ÎPÉ	Estuaire de la rivière Flat	BE	MR	5 juil-25 août 2002	52	28.3	14.8	64.8	47.7	129.2
ÎPÉ	Estuaire de la South Pinette	BE	MR	29 juil-14 oct 2000	78	655.8	356.8	1,400.8	45.6	113.6
ÎPÉ	Estuaire de la North Pinette	BE	MR	9 août-4 oct 2000	57	171.2	115.4	272.7	32.6	59.3
ÎPÉ	Étang North Pinette	FP	MR	13 sep-22 oct 2000	40	84.4	38.2	245.2	54.7	190.5

^aBE : baies et estuaires d'eau saumâtre et salée; L : lacs d'eau douce; BP : étangs côtiers de barachois, d'eau douce mais avec parfois intrusion d'eau salée; FP : étangs d'eau douce formés par des barrages

^bGBB : relevés à partir de bateaux à fond de verre, MR : relevés de marquage-recapture

Tableau 4. Sommaire statistique des densités estimées de l'anguille d'Amérique et des intervalles de confiance tels que présentés en Tableau 3.

Habitats et méthodes	Paramètre	Durée (j)	Densité (anguilles/ha)			95% IC % dif. de l'estimée	
			Estimé	IC de 95 % inf.	IC de 95 % sup.	Inférieur	Supérieur
Baies et estuaires	Moyenne	6.3	114.5	68.1	180.5	51.4	67.1
Baies et estuaires	Écart-type	17.7	160.2	108.3	270.4	18.3	32.8
Baies et estuaires	Min	1	10.3	0.0	26.1	24.6	27.0
Baies et estuaires	Max	78	701.2	528.6	1,400.8	100.0	156.3
Baies et estuaires	N	35	35	35	35	35	35
Lacs de l'eau douce, étangs barachois, et étangs formés par des barrages	Moyenne	39.9	80.4	55.9	122.2	36.6	64.6
Lacs de l'eau douce, étangs barachois, et étangs formés par des barrages	Écart-type	37.2	96.8	74.6	132.7	25.5	54.0
Lacs de l'eau douce, étangs barachois, et étangs formés par des barrages	Min	1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Lacs de l'eau douce, étangs barachois, et étangs formés par des barrages	Max	101	370.6	254.9	496.0	100.0	190.5
Lacs de l'eau douce, étangs barachois, et étangs formés par des barrages	N	18	18	17	17	17	17
Étangs de l'eau douce formés par des barrages	Moyenne	10.8	142.5	90.1	227.4	31.9	67.7
Étangs de l'eau douce formés par des barrages	Écart-type	19.5	159.6	113.3	206.3	23.3	84.2
Étangs de l'eau douce formés par des barrages	Min	1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Étangs de l'eau douce formés par des barrages	Max	40	370.6	254.9	496.0	54.7	190.5
Étangs de l'eau douce formés par des barrages	N	4	4	4	4	4	4
Relevés à partir de bateaux à fond de verre	Moyenne	1.0	96.2	59.5	143.5	53.3	65.9
Relevés à partir de bateaux à fond de verre	Écart-type	0.0	132.2	98.1	171.7	19.7	33.2
Relevés à partir de bateaux à fond de verre	Min	1	0.0	0.0	17.2	24.6	27.0
Relevés à partir de bateaux à fond de verre	Max	1	701.2	528.6	890.1	100.0	156.3
D'après les relevés de marquage-recapture	Moyenne	64.1	121.6	80.6	218.9	30.9	71.7
D'après les relevés de marquage-recapture	Écart-type	22.5	169.7	100.2	356.3	16.1	55.9

Habitats et méthodes	Paramètre	Durée (j)	Densité (anguilles/ha)			95% IC % dif. de l'estimée	
			Estimé	IC de 95 % inf.	IC de 95 % sup.	Inférieur	Supérieur
D'après les relevés de marquage-recapture	Min	22	15.8	11.2	22.4	7.8	9.6
D'après les relevés de marquage-recapture	Max	101	655.8	356.8	1,400.8	54.7	190.5
D'après les relevés de marquage-recapture	N	14	14	14	14	14	14
Toutes les données	Moyenne	17.7	102.9	65.2	163.8	47.3	67.5
Toutes les données	Écart-type	30.3	141.8	98.1	234.3	21.2	40.1
Toutes les données	Min	1	0.0	0.0	17.2	7.8	9.6
Toutes les données	Max	101	701.2	528.6	1,400.8	100.0	190.5
Toutes les données	N	53	53	52	52	52	52

Tableau 5. Prises quantitatives par pêche à l'électricité au lac Ontario, dans la région de Main Duck (îles Main Duck et Yorkshire) et dans le haut Saint-Laurent, battures de Mallorytown, de 1984 à 2015, indiquant le nombre d'anguilles pêchées à l'électricité par heure qui étaient d'origine naturelle, ainsi que les prises totales, y compris les anguillesensemencées. Les anguillesensemencées sont apparues pour la première fois dans ces relevés dans le haut Saint-Laurent en 2009 et dans l'est du lac Ontario en 2010. La longueur totale moyenne des prises est fournie de 2005 à 2012 pour le lac Ontario et de 2005 à 2015 pour le haut Saint-Laurent. Les prises sont fournies pour les relevés de pêche à l'électricité de nuit, sauf pour l'est du lac Ontario où les relevés de 1984 à 1996 ont été effectués de jour. Les résultats des relevés de jour et de nuit sont considérés comme comparables et reflètent l'utilisation et l'activité nycthémerales de l'habitat de l'anguille, qui ont été affectées par l'invasion et l'établissement des dreissenidés de 1991 à 1994. De Casselman et Marcogliese (2014).

Année	Lac Ontario, Main Duck			Fleuve Saint-Laurent, Mallorytown		
	Naturel N·h ⁻¹	Total N·h ⁻¹	Total LT moy. (mm)	Naturel N·h ⁻¹	Total N·h ⁻¹	Total LT moy. (mm)
1984	85.600	85.600	-	-	-	-
1985	63.100	63.100	-	-	-	-
1986	82.900	82.900	-	-	-	-
1987	89.000	89.000	-	-	-	-
1988	68.800	68.800	-	-	-	-
1989	93.000	93.000	-	-	-	-
1990	64.100	64.100	-	-	-	-
1991	38.500	38.500	-	-	-	-
1992	44.400	44.400	-	-	-	-
1993	22.700	22.700	-	-	-	-
1994	30.000	30.000	-	22.250	22.250	-
1995	10.500	10.500	-	-	-	-
1996	14.900	14.900	-	14.300	14.300	-
1997	7.300	7.300	-	-	-	-
1998	12.900	12.900	-	11.030	11.030	-
1999	21.600	21.600	-	14.220	14.220	-
2000	9.370	9.370	-	7.380	7.380	-
2001	6.820	6.820	-	4.730	4.730	-
2002	3.360	3.360	-	2.910	2.910	-
2003	0.650	0.650	-	2.180	2.180	-
2004	0.520	0.520	-	2.010	2.010	-
2005	1.230	1.230	517.3	2.097	2.097	589.0
2006	0.492	0.492	501.3	0.699	0.699	502.4
2007	0.208	0.208	517.4	0.297	0.297	420.2
2008	0.148	0.148	517.4	0 ^a	0 ^a	-
2009	0.192	0.192	536.1	0.184	0.966	421.1
2010	0.000	0.321	521.1	0.000	5.684	425.3
2011	0.000	0.536	514.2	0.000	11.596	422.1
2012	0.000	0.483	540.3	0.000	20.932	423.3
2013	0.277	1.000	-	0.000	14.781	510.0
2014	-	-	-	0.000	12.444	604.0
2015	-	-	-	0.000	6.110	661.6

^a Les anguilles n'ont pas été pêchées à l'électricité dans le relevé de nuit, mais dans celui de jour.

Tableau 6. Bases de données environnementales sélectionnées qui peuvent aider à progresser vers une évaluation du stock d'anguilles d'Amérique à l'échelle de l'aire de répartition.

Thème	Sal. ^a	Emplacement 1	Emplacement 2	Base de données	Commentaires	Source
Habitat	D	Canada, É.-U.	N.-É., N.-B., Î.-P.-É., parties du Qc, ME, NH, VT, NY	Classification des cours d'eau appalachiens-acadiens	Rivières et cours d'eau (mais pas les lacs et les étangs), classés par taille, gradient, température, alcalinité et influence des marées.	Millar <i>et al.</i> (2019)
Habitat	D	É.-U.	–	StreamCat, LakeCat	Des mesures pour 2,6 millions de segments de cours d'eau et 378 000 lacs, y compris les relations de débit et les caractéristiques environnementales.	Hill <i>et al.</i> (2016), www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/streamcat
Habitat	D	É.-U.	États de l'Est	Système de classification des cours d'eau	Classification de 92 % des tronçons de cours d'eau de l'est des États-Unis en fonction de l'hydrologie, de la température, de la taille, du gradient, du confinement de la vallée et du substrat. Comprend une base de données de ~ 900 000 enregistrements de poissons, de moules et d'écrevisses.	McManamay <i>et al.</i> (2018)
Habitat	D, S	É.-U.	États contigus	Inventaire américain des terres humides	Cartes SIG haute résolution des habitats mouillés dans un système de classification à plusieurs niveaux.	Cowardin <i>et al.</i> 1979; Dahl <i>et al.</i> 2009
Habitat	D	É.-U.	États de l'Ouest	Bases de données du Service des forêts des États-Unis	Des bases de données spatialement explicites sur la température, les conditions de l'habitat fluviale, la présence de poissons, l'ADNe et d'autres paramètres.	(Isaak <i>et al.</i> 2017)
Hydrographie	D	Mondial	–	Hydrosheds	Base de données SIG des bassins versants, des réseaux fluviaux et des directions de drainage.	Lehner et Grill (2013), hydrosheds.org
Hydrographie	D	Canada	–	Réseau hydro national du Canada	Base de données SIG des caractéristiques des eaux intérieures.	RHN 2012, https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977

Thème	Sal. ^a	Emplacement 1	Emplacement 2	Base de données	Commentaires	Source
Hydrographie	D	É.-U.	–	National Watershed Boundary Dataset des États-Unis	Base de données SIG hiérarchique des limites des bassins versants.	USGS et DoA. 2013, nhd.usgs.gov/wbd.html
Hydrographie	D, S	É.-U.	Terres et eaux côtières de MA à NC, ouest de FL, et AL à est du TX	Coastal National Elevation Database (CoNED)	Cartes topographiques-bathymétriques à haute résolution au format geotiff.	Danielson <i>et al.</i> (2016), https://topotools.cr.usgs.gov/topobathy_viewer/
Hydrographie	D, S	Canada	–	Bathymétrie non marine du Service hydrographique du Canada	Résolution d'environ 100 m	https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/d3881c4c-650d-4070-bf9b-1e00aabf0a1d
Obstacles	D	Mondial	–	Bases de données de Global Dam Watch	Super barrages, grands barrages, 6 862 enregistrements; BON, barrages moyens et grands, d'après les enregistrements de Google Earth, 38 660 enregistrements.	Lehner <i>et al.</i> (2011), globaldamwatch.org
Obstacles	D	Mondial	–	Base de données ouverte des barrages OpenStreetMap	Couche SIG présentant 54 308 caractéristiques OSM qui sont étiquetées comme des barrages. Comprend les barrages de toutes les tailles.	https://goo.gl/forms/jMeV5hvsAiGZsqOI3
Obstacles	D	Mondial	–	Commission internationale des grands barrages	> 55 000 enregistrements. Accessible moyennant un droit de 230 euros.	www.icold-cigb.org

Thème	Sal. ^a	Emplacement 1	Emplacement 2	Base de données	Commentaires	Source
Obstacles	D	Canada	–	Inventaire des grands barrages au Canada	1 157 enregistrements de barrages, généralement > 15 m de hauteur ou de retenue > 3 millions m ³ d'eau.	Association canadienne des barrages 2019
Obstacles	D	Canada	Québec	Inventaire des barrages du Centre d'expertise hydrique du Québec	Enregistrements de 8 398 barrages de 1 m ou plus de hauteur, avec des descriptions détaillées.	https://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages
Obstacles	D	É.-U.	–	Inventaire national des barrages des États-Unis	91 470 enregistrements de barrages, généralement > 7,6 m de hauteur ou de retenue > 61 674 m ³ d'eau. Une base de données dérivée (National Anthropogenic Barrier Dataset) est liée au National Hydrography Dataset des États-Unis.	Graf 1999; US ACE 2018.
Obstacles	D	Canada, É.-U.	N.-É., N.-B., Î.-P.-É., parties du Qc, ME, NH, VT, NY	Outil de connectivité aquatique appalachien-acadien	Obstacles de cours d'eau et obstacles potentiels (barrages, n = 4 901; chutes d'eau, n = 490; franchissements routiers, n = 114 797) et enregistrements de poissons (n = 87 855); également une base de données sur les bassins versants pour le Canada, fondée sur les mêmes méthodes que le National Watershed Boundary Dataset des États-Unis.	Noseworthy et al. (2019)
Obstacles	D	É.-U.	États de l'Atlantique, ME à WV	Base de données Freshwater Network Barrier	13 889 enregistrements de barrages et 181 680 autres franchissements de cours d'eau. Certains barrages ont des paramètres écologiques détaillés. Les obstacles sur les petits cours d'eau qui ne sont représentés qu'à des échelles inférieures à 1:100 000 ne sont pas inclus.	Martin et Levine (2017), https://maps.freshwaternetwork.org/northeast/#

Tableau 7. Les longueurs moyennes, les âges moyens et les taux de croissance moyens entre le recrutement dans les eaux continentales et l'année d'échantillonnage des anguilles d'Amérique dans le bassin du Saint-Laurent.

Nom de l'inventaire	Région	Nombre de barrages	Plans d'eau			Proportion qui sont formés par des barrages	Critères d'inclusion	Méthode	Source	Commentaires
			Nombre	Superficie (km ²)	Type					
National Inventory of Dams	Tous les États-Unis	91 468	–	–	–	–	Généralement des barrages ≥ 7,6 m de hauteur ou de retenue ≥ 61 674 m ³ d'eau	Sources multiples, y compris des documents officiels et l'interprétation des photos aériennes	Graf 1999; US ACE 2018; https://nid.sec.usace.army.mil/ords/f?p=105:1:::	–
Base de données Freshwater Network Barrier	États américains, ME à WV	13 889	–	–	–	–	Barrages sur les cours d'eau qui sont représentés aux échelles cartographiques 1:100 000 et plus	–	Martin et Levine (2017), https://maps.freshwaternetwork.org/north-east/#	–
–	Tous les États-Unis	2 000 000	–	–	–	–	Barrages retenant < 61 674 m ³ d'eau	–	US ACE, non publié; cité par Graf (1993)	–
–	Tous les États-Unis	–	6 570 000	–	Lacs, réservoirs et étangs	Estimation 2/3	–	D'après le National Hydrography Dataset des États-Unis	Renwick (2017)	–
–	Tous les États-Unis	–	4 000 000 à 4 500 000	–	Plans d'eau formés par des barrages	100 %	–	D'après le National Hydrography Dataset des États-Unis	Renwick (2017)	–
–	Tous les États-Unis	–	9 000 000	–	Plans d'eau non fluviaux	La plupart	>0,0025 ha	Extrapolation à partir de cartes à l'échelle 1:24 000	Smith <i>et al.</i> (2002)	–
–	Tous les États-Unis	–	2 600 000	21 000	Plans d'eau non fluviaux	La plupart	0,06 ha à 1 ha	À partir d'images satellites de taille de pixels de 30 m	Smith <i>et al.</i> (2002)	–
–	Tous les États-Unis en 1934	–	20 000	–	Étangs	–	–	–	Swingle (1970)	–
–	Tous les États-Unis en 1965	–	> 2 000 000	–	Étangs	–	–	–	Swingle (1970)	–
–	Tous les États-Unis	–	–	21 600	Petits étangs	–	–	–	Downing <i>et al.</i> (2006)	–

Nom de l'inventaire	Région	Nombre de barrages	Plans d'eau			Proportion qui sont formés par des barrages	Critères d'inclusion	Méthode	Source	Commentaires
			Nombre	Superficie (km ²)	Type					
-	Les États-Unis contigus	-	2 600 000	-	Petits étangs	Essentiellement d'origine humaine	Voir Méthode	À partir d'images satellites de taille de pixels de 30 m	Renwick <i>et al.</i> (2005)	-
-	Les États-Unis contigus	-	9 000 000	-	Petits étangs	Essentiellement d'origine humaine	Voir Méthode	D'après une extrapolation des dénombrements effectués sur les cartes topographiques de l'USGS à échelle de 1:24 000, qui détectent des éléments de 5 m de largeur.	Renwick <i>et al.</i> (2005)	On estime que 21 % du bassin versant des États-Unis contigus passe par ces étangs.
-	Les États-Unis contigus	-	4 540 284	30 267	Petits étangs	-	Étangs entre 0,5 et 40 ha	D'après le National Hydrography Dataset des États-Unis, échelle de la carte 1:24 000	Fleming et Stubbs (2012)	-
-	États de l'Atlantique entre ME et FL	-	720 207	6 650	Petits étangs	-	Étangs entre 0,5 et 40 ha	D'après le National Hydrography Dataset des États-Unis, échelle de la carte 1:24 000	Fleming et Stubbs (2012)	Données également fournies par État
National Wetlands Inventory (NWI) ^a	Bassin américain du Saint-Laurent	-	-	501	Fluvial sans marée	-	-	Interp de photos aériennes	Données de la NWI (Cowardin et al. 1979; Dahl et al. 2009) telles que compilées par Cairns et al. (2014)	Cairns et al. (2014) donnent également des données par État
NWI	Bassin américain du Saint-Laurent	-	-	2 773	Lacustres	-	-	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Bassin américain du Saint-Laurent	-	-	214	Palustre	-	-	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Écosse-Fundy américain (bassin du	-	-	96	Fluvial sans marée	-	-	Interp de photos aériennes	Idem	Idem

Nom de l'inventaire	Région	Nombre de barrages	Plans d'eau			Proportion qui sont formés par des barrages	Critères d'inclusion	Méthode	Source	Commentaires
			Nombre	Superficie (km ²)	Type					
	fleuve Saint-Jean)									
NWI	Écosse-Fundy américain (bassin du fleuve Saint-Jean)	–	–	391	Lacustres	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Écosse-Fundy américain (bassin du fleuve Saint-Jean)	–	–	39	Palustre	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain N	–	–	175	Marée fluviale	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain N	–	–	598	Fluvial sans marée	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain N	–	–	5 499	Lacustres	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain N	–	–	796	Palustre	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain central	–	–	543	Marée fluviale	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain central	–	–	753	Fluvial sans marée	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain central	–	–	939	Lacustres	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain central	–	–	623	Palustre	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem

Nom de l'inventaire	Région	Nombre de barrages	Plans d'eau			Proportion qui sont formés par des barrages	Critères d'inclusion	Méthode	Source	Commentaires
			Nombre	Superficie (km ²)	Type					
NWI	Littoral atl. américain S	–	–	411	Marée fluviale	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain S	–	–	781	Fluvial sans marée	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain S	–	–	4 988	Lacustres	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Littoral atl. américain S	–	–	1 660	Palustre	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Tous bassins vers. américains St-Laur. et atl.	–	–	1 129	Marée fluviale	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Tous bassins vers. américains St-Laur. et atl.	–	–	2 728	Fluvial sans marée	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Tous bassins vers. américains St-Laur. et atl.	–	–	14 590	Lacustres	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Tous bassins vers. américains St-Laur. et atl.	–	–	3 330	Palustre	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem
NWI	Tous bassins vers. américains St-Laur. et atl.	–	–	21 777	Tous les habitats d'eau douce	–	–	Interp de photos aériennes	Idem	Idem

^a Toutes les données de la NWI présentées dans ce tableau concernent les habitats aquatiques d'eau douce non émergés. L'habitat aquatique non émergé est un habitat dépourvu de plantes enracinées dont les tiges et les feuilles s'étendent au-dessus de la surface de l'eau.

Tableau 8.. Les longueurs moyennes, les âges moyens et les taux de croissance moyens entre le recrutement dans les eaux continentales et l'année d'échantillonnage des anguilles d'Amérique dans le bassin du Saint-Laurent.

Année d'échantillonnage	Emplacement de l'échantillonnage	Étape	Origine	Longueur (mm)			Âge			Année de recrutement	Croissance Moyenne (mm/an)	Source
				Moyenne	Écart-type	N	Moyenne	Écart-type	N			
1970	Estuaire du Saint-Laurent entre Nicolet et Cacouna	Argent	Naturel	792,0	–	3 841	16,8	–	–	1953	43,3	Larouche <i>et al.</i> (1974)
1975	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	332,0	–	533	6,0	1,7	533	1969	44,8	Liew (1976)
1993	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	493,0	–	65	11,9	–	–	1981	36,1	Casselman <i>et al.</i> 1997; Casselman (2003)
Années 1990	Haut Saint-Laurent/lac Ontario	Jaune	Naturel	838,0	24,0	–	17,8	0,9	–	1977	43,5	Casselman <i>et al.</i> 1997; Casselman (2003)
Années 1990	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	493,0	17,0	–	11,9	1,1	–	1983	36,1	Casselman (2003)
2001	Kamouraska, estuaire du Saint-Laurent	Argent	Naturel	837,0	69,0	30	20,1	4,0	30	1981	38,5	Tremblay (2009)
2002	Haut-Saint-Laurent, près du barrage Iroquois	Argent	Naturel	1 001,0	66	30	21,0	4,0	30	1981	44,7	Tremblay (2009)
2004	Échelle de Beauharnois	Jaune	Naturel	420,2	129,0	88	6,3	2,2	82	1998	56,8	Verreault et Tardif (2006)
2006	Échelles de Saunders et de Moses	Jaune	Naturel	354,0	52,0	44	6,6	1,6	44	1999	44,0	K.Oliveira, non publié dans Cairns <i>et al.</i> (2008)
2008	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	367,6	74,0	102	5,5	1,5	88	2003	55,8	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2009	Échelles de Beauharnois	Jaune	Naturel	322,9	63,3	3 858	4,1	1,8	76	2005	63,3	Verreault <i>et al.</i> (2014)
2010	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	360,2	67,3	111	4,9	1,5	113	2005	60,4	Stacey <i>et al.</i> (2015)

Année d'échantillonnage	Emplacement de l'échantillonnage	Étape	Origine	Longueur (mm)			Âge			Année de recrutement	Croissance Moyenne (mm/an)	Source
				Moyenne	Écart-type	N	Moyenne	Écart-type	N			
2011	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	371,9	57,5	95	4,6	1,5	99	2006	66,7	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2011	Échelles de Beauharnois	Jaune	Naturel ^b	344,6	70,1	5 185	4,4	1,6	78	2007	63,9	Verreault <i>et al.</i> (2014)
2012	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	340,9	40,9	50	4,2	1,3	50	2008	65,8	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2013	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	360,8	63,0		6,0	2,1	49	2007	49,3	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2013	Échelles de Beauharnois	Jaune	Naturel ^c	369,1	72,6	4 909	4,8	1,3	73	2008	63,7	Verreault <i>et al.</i> (2014)
2014	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	362,6	46,4	29	6,5	1,9	29	2007	45,9	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2015	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	405,8	67,1	101	5,3	1,2	101	2010	64,4	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2016	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	391,1	60,3	102	5,2	1,6	92	2011	63,0	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2017	Estuaire du Saint-Laurent près de Kamouraska	Argent	Ensemencée	792,8	113,4	56	9,9	1,4	56	2007	73,7	Verreault et Dussureault (2018a)
2017	Estuaire du Saint-Laurent près de Kamouraska	Argent	Naturel	904,1	84,4	111	12,5	2,6	106	2004	67,3	Verreault et Dussureault (2018a)
2018	Estuaire du Saint-Laurent près de Kamouraska	Argent	Ensemencée	809,7	116,7	95	10,9	1,2	95	2007	68,5	Verreault et Dussureault (2018 b)
2018	Estuaire du Saint-Laurent près de Kamouraska	Argent	Naturel	905,3	87,9	219	13,6	3,2	219	2004	61,9	Verreault et Dussureault (2018 b)

Année d'échantillonnage	Emplacement de l'échantillonnage	Étape	Origine	Longueur (mm)			Âge			Année de recrutement	Croissance Moyenne (mm/an)	Source
				Moyenne	Écart-type	N	Moyenne	Écart-type	N			
2017	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	427,0	78,7	104	5,2	1,5	104	2012	70,1	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2018	Échelle de Saunders	Jaune	Naturel	398,6	69,9	1 071	6,2	1,3	1 066	2012	54,1	D. Stanley, Ontario Power Generation, non publié.
2011-2012	Lac Saint-François	Jaune	Naturel	439,0	–	26	5		5	2007	75,1	Patey et al. (2018)
2011-2012	Lac St-Pierre	Jaune	Naturel	457,0	–	21	5		5	2007	78,7	Patey et al. (2018)

^a Le taux de croissance est calculé en utilisant une longueur au recrutement de 63,3 mm, qui est la moyenne de la longueur moyenne des échantillons d'anguillettes de la rivière Blanche (60,0, 67,1; compilation de Jessop 2010) et de la Grande Rivière Blanche (62,9, compilation de Côté et al., 2013).

^b L'échantillon d'anguilles âgées comprend 2 anguilles, âgées de 5 et 6 ans, qui ont été identifiées comme étantensemencées par la présence de marques d'otolithes d'oxytétracycline.

^c L'échantillon d'anguilles âgées comprend 1 anguille de 3 ans, qui a été identifiée comme étantensemencée par la présence de marques d'otolithes d'oxytétracycline



Figure 1. Lieux de pêche et aire de répartition continentale indigène plausible de l'anguille d'Amérique, indiqués en vert (région de l'Atlantique Nord), bleu et violet (région de l'Atlantique Ouest), brun et ambre (région du golfe du Mexique), et rouge et rose (région des Caraïbes). Les nuances de couleurs dans la région de l'Atlantique Ouest indiquent les zones d'évaluation du potentiel de rétablissement. L'aire de répartition continentale réelle de l'anguille d'Amérique est un sous-ensemble de l'aire de répartition cartographiée plausible. Le site de fraie de l'anguille d'Amérique est tiré de Miller et al. (2015).

Paramètre	Disponibilité des données dans : ^a												
	Is- lande	Groen- land	Lab- rador	T-N, du Golfe du St. Laur.	N. Bassin St. Laur.	S. du Golfe du St. Laur.	Rég- ion Mari- times	ÉU Nord	ÉU littoral Central	Atlantique Sud	ÉU Golfe du Mex.	Mex- ique	Car- aibes
Longueur civelle													
Taux de croissance	Douce femelle												
	Douce mâle												
	Salée femelle												
	Salée mâle												
Longueur argentée	Douce femelle												
	Douce mâle												
	Salée femelle												
	Salée mâle												
Âge argentée	Douce femelle												
	Douce mâle												
	Salée femelle												
	Salée mâle												
Sexe-ratio	Douce												
	Salée												
Fécondité	Douce												
	Salée												
Mortalité naturelle	Douce												
	Salée												
Densité	Douce												
	Salée												
Génotype ^b													

^a  Données non-disponibles
Données disponibles des régressions significatives des clines dans les paramètres de l'histoire vitale.
Données disponibles des mesures locales

Figure 2. Disponibilité géographique des données sur la longueur de l'anguillette d'Amérique, la croissance de l'anguille, la longueur de l'anguille argentée, l'âge de l'anguille argentée, le rapport des sexes, la fécondité, la mortalité naturelle et la densité par région, salinité et sexe. Fondé sur des compilations de Cairns (2020).

Approche	Application de l'approche à cette région est : ^a												
	Groen-land	Labrador	T-N, N. du St. Laur.	Bassin St. Laur.	S. du Golfe du St. Laur.	Région Maritimes	ÉU littoral Atlantique			ÉU Golfe du Mex.	Mexique	Car-aibes	Océan ouvert
Distribution et abondance													
Exploration des registres sur l'aire de distribution	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
Abondance à partir des relevés bateau fond de verre	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
Abondance à partir de la pêche électrique par bateau	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
Abondance des enclos de filet	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
Distribution et abondance du ADN	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
Abondance des relevés larvaires													F
Ressources analytiques et outils													
Les bases de données environnementales	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A
Fetch comme co-variable de l'abondance	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A	E,F,A
Comptabiliser l'effet net des petits barrages	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A	F,A
Développement d'un modèle pilote de l'habitat SIG	F,A	F,A	A	A	A	A	A	A	A	F,A	F,A	F,A	F,A
Modèle néo-zélandais spatio-temporel	F,A	F,A	A	A	A	A	A	A	A	F,A	F,A	F,A	F,A
Recrutement des civelles comme fondation de l'évaluation du stock	F	F	F		F	E	E	E	E	F	F	F	F
Estimation de la structure d'âge à partir de la structure de longueur	F	F	E	E	E	E	E	E	E	F	F	F	F
Usage des clinés en paramètres d'histoire vitale pour combler les lacunes dans les valeurs d'entrée dans l'évaluation du stock	F	F	E	E	E	E	E	E	E	F	F	F	F
Modélisation du cycle vital	F	F	E	E	E	E	E	E	E	F	F	F	F

^aClé : L'application est :

- Non faisable
- Faisable mais pas encore appliquée
- Faisable, a été appliquée à un certain point
- Faisable, a été appliquée à un point substantiel

Données pour développement futur : E - Existantes, F - Exigent du nouveau travail sur le terrain, A - Exigent des nouvelles analyses

Figure 3. Principales caractéristiques des méthodes et des sources de données traitées dans le présent document.

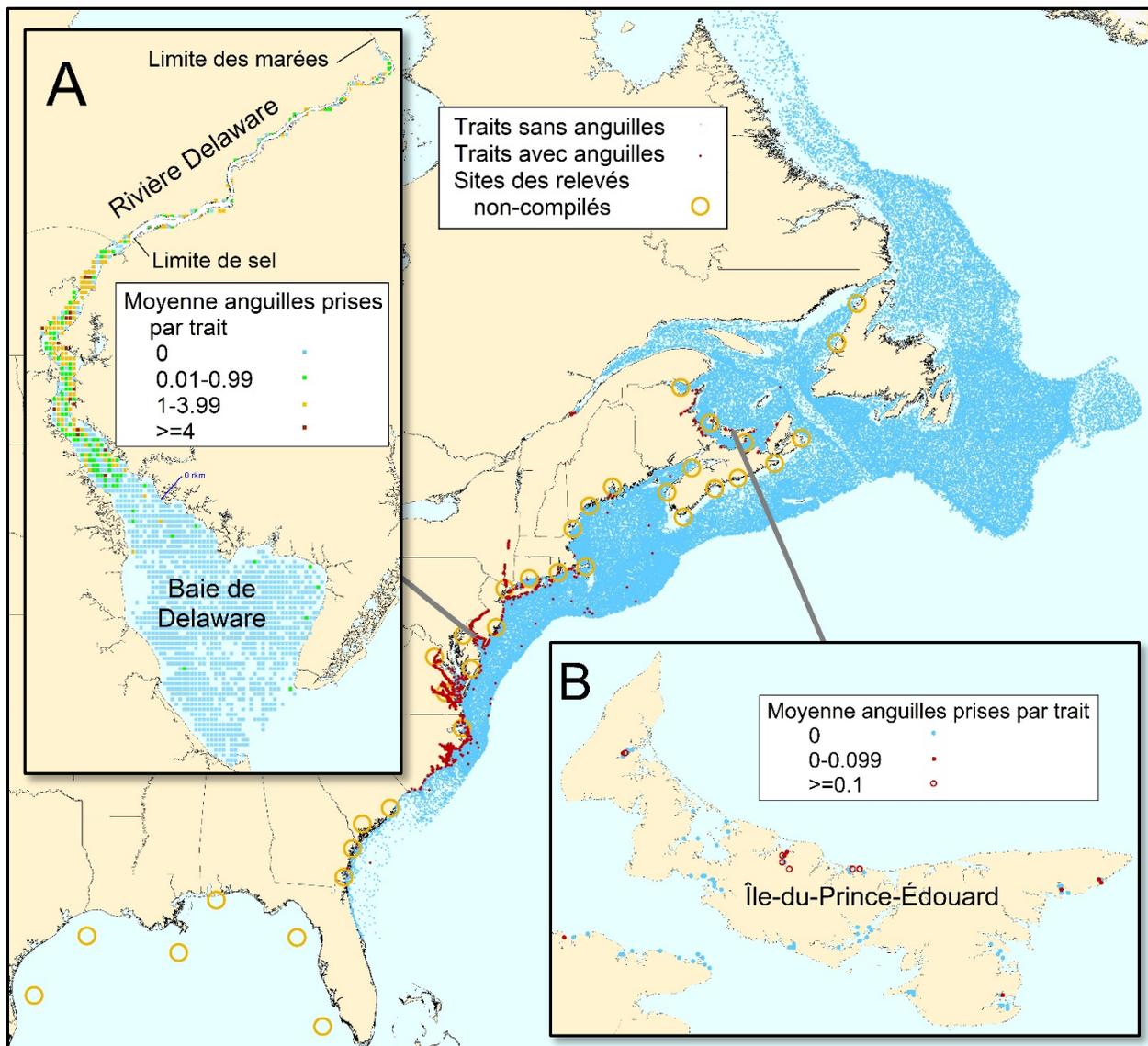


Figure 4. Emplacements de 248 769 traits tirés de 26 relevés au chalut de fond et à la senne de plage sur la côte est de l'Amérique du Nord, dont 10 715 ont signalé des anguilles d'Amérique, selon la compilation de Cairns et al. (2017). Les emplacements approximatifs des relevés qui n'ont pas été compilés dans des bases de données multi-relevés sont également indiqués. Encart A : Taux de capture de l'anguille dans le relevé du PSEG au chalut de fond dans la rivière et la baie Delaware. Encadré B : Taux de capture de l'anguille dans les sennes de plage du Programme communautaire de surveillance aquatique à l'Île-du-Prince-Édouard.

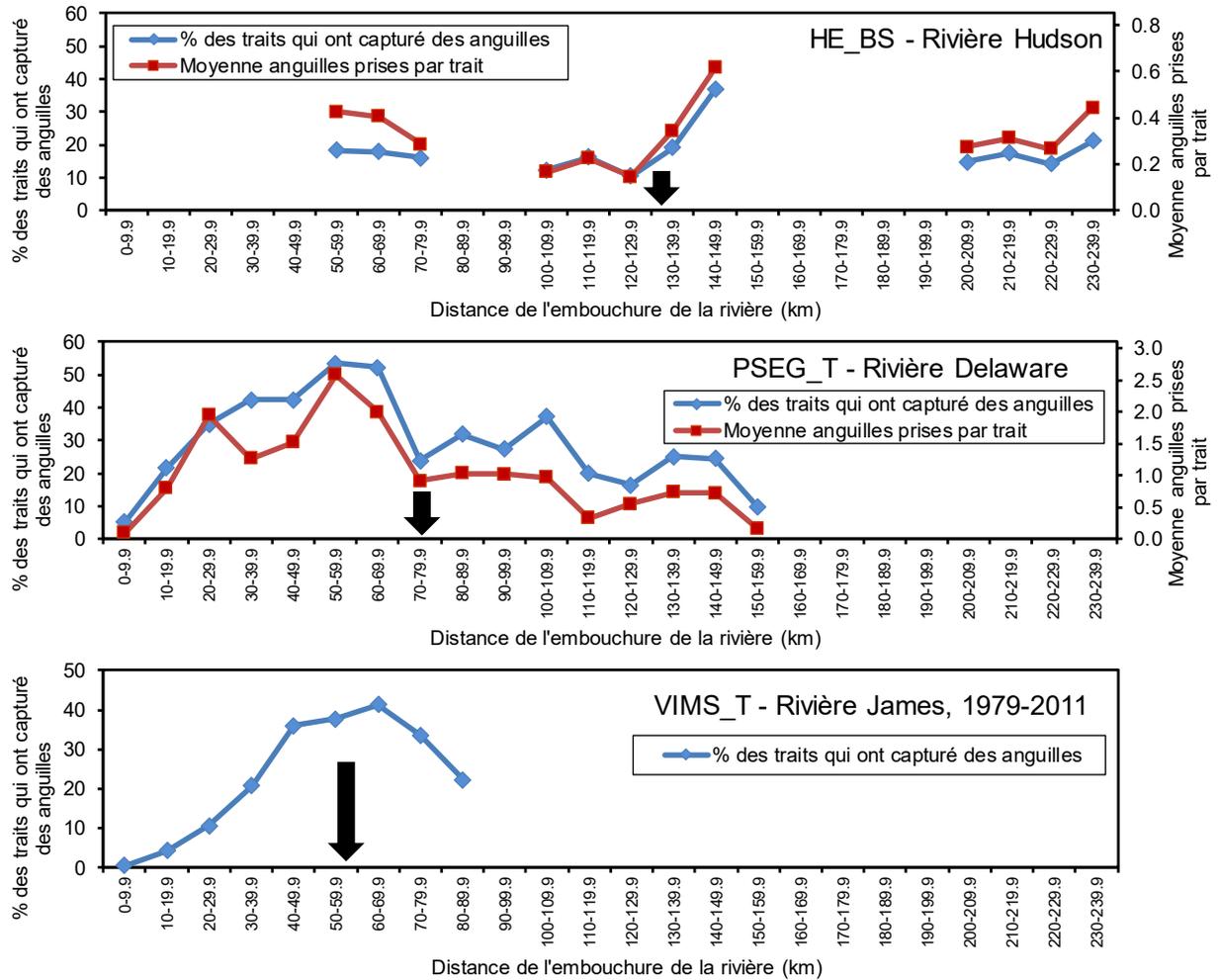


Figure 5. Taux de capture de l'anguille d'Amérique en fonction de la distance par rapport aux embouchures des estuaires de l'Hudson, du Delaware et de la rivière James, d'après les relevés compilés par Cairns et al. (2017). Les flèches noires indiquent la limite entre les estuaires salins et d'eau douce.

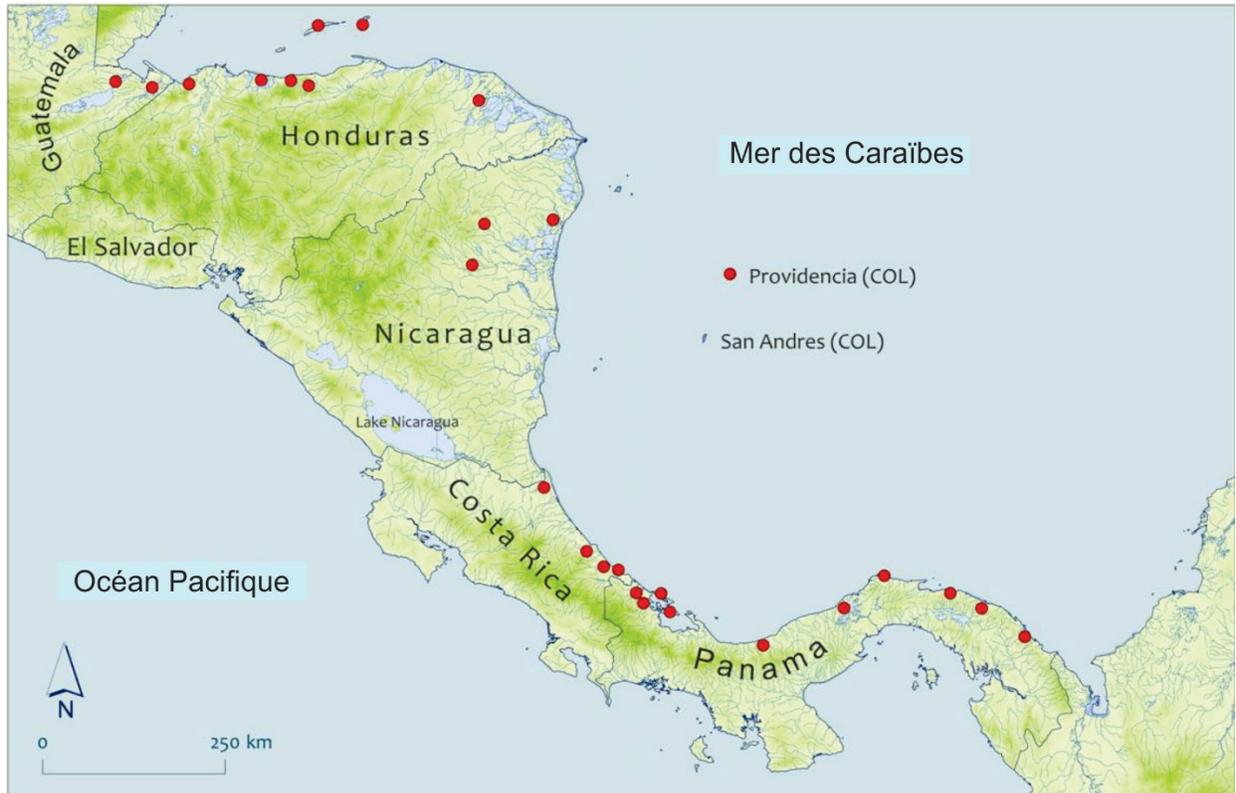


Figure 6. Emplacement des relevés d'anguilles d'Amérique pour l'Amérique centrale tels que rassemblés par Benchetrit et McCleave (2016).

RETURN showing the Number, Tonnage and Value of Vessels and Boats engaged in the Fisheries: Quantity and Value of Fishing Material; Kinds and Quantities of Fish, and the Total Number of Men employed, &c., in the Province of Nova Scotia, for the Year 1876.

COUNTIES.	KINDS OF FISH.													VALUE.	WHERE MARKED.				
	Alewives, barrels.	Cod, cwt.	Cod Tongues and Sounds, barrels.	Pollack, cwt.	Hake, cwt.	Haddock, lbs.	Halibut, lbs.	Shad, barrels.	Bas, lbs.	Trout, lbs.	Smelt, lbs.	Eels, barrels.	Oysters, barrels.			Lobsters, cans, lbs.	Fish Oil, gallons.	Fish Guano, tons.	Fish used as manure, barrels.
<i>Halifax.</i>																			
1 North Shore.....	50	1000	5												300			32,555 00	Halifax.
2 French Village.....		2640	13			200000						30			792			80,625 80	do
3 Peggy's Cove.....		300	2			300000						20		500000	90			20,627 50	do
4 Dover.....	30	1500	8			300000	5000					50			450			69,528 50	do
5 Prospect.....		2500	13		100	10000							10000		730			54,028 50	do
6 Terrence Bay.....		1300	7		100	15000									300			30,052 50	do
7 Pennant.....	100	800	4												240			8,284 00	do
8 Sambro.....		3450	17		100	20000	5000							100000	1020			38,882 00	do
9 Ketch Harbour.....	30	4000	20			10000	35000								1200			25,525 00	do
10 Portuguese Cove.....		300	2		100	18000									90			7,702 50	do
11 Herring Cove.....		4000	20		260	45000	100000								1200			38,170 00	do
12 Ferguson's Cove.....		1500	8		50		50000								450			24,323 50	do
																		20,000 00	do
13 Ecum Secum to Beaver Har- bour.....		1805			13	46032			1280	700	25	272184		892		50		57,686 62	do
14 Sober Island to Murhaboon.....	42	695				43456			1450	1100	1	114000		347		60		32,330 41	do
15 Spry Bay to Pope's Harbour.....		4198	4		38	17136			1050	20100	35				2740			61,074 66	
16 Tangier to Ship Harbour.....	103	2298			50	39872	1600		750	540	6			1336				22,595 63	
17 West side of Ship Harbour to Clam Bay.....	11	1529			5	2016	500		950	1100	3	72000		773		45		34,560 91	
18 East and West Jeddore.....	40	5031	3	4		84272			1050	2500	20	38688		2680				41,675 12	
19 Musquodoboit to East side of Chezzetcook.....	110	3371				32032			5000	2800	110	102048		1824				42,716 92	

Figure 7. Débarquements de produits de la pêche déclarés par espèce et par section de la côte dans le comté de Halifax, en Nouvelle-Écosse, 1876. Du supplément 4 au neuvième rapport annuel du ministre de la Marine et des Pêcheries, tiré de publications.gc.ca.

121

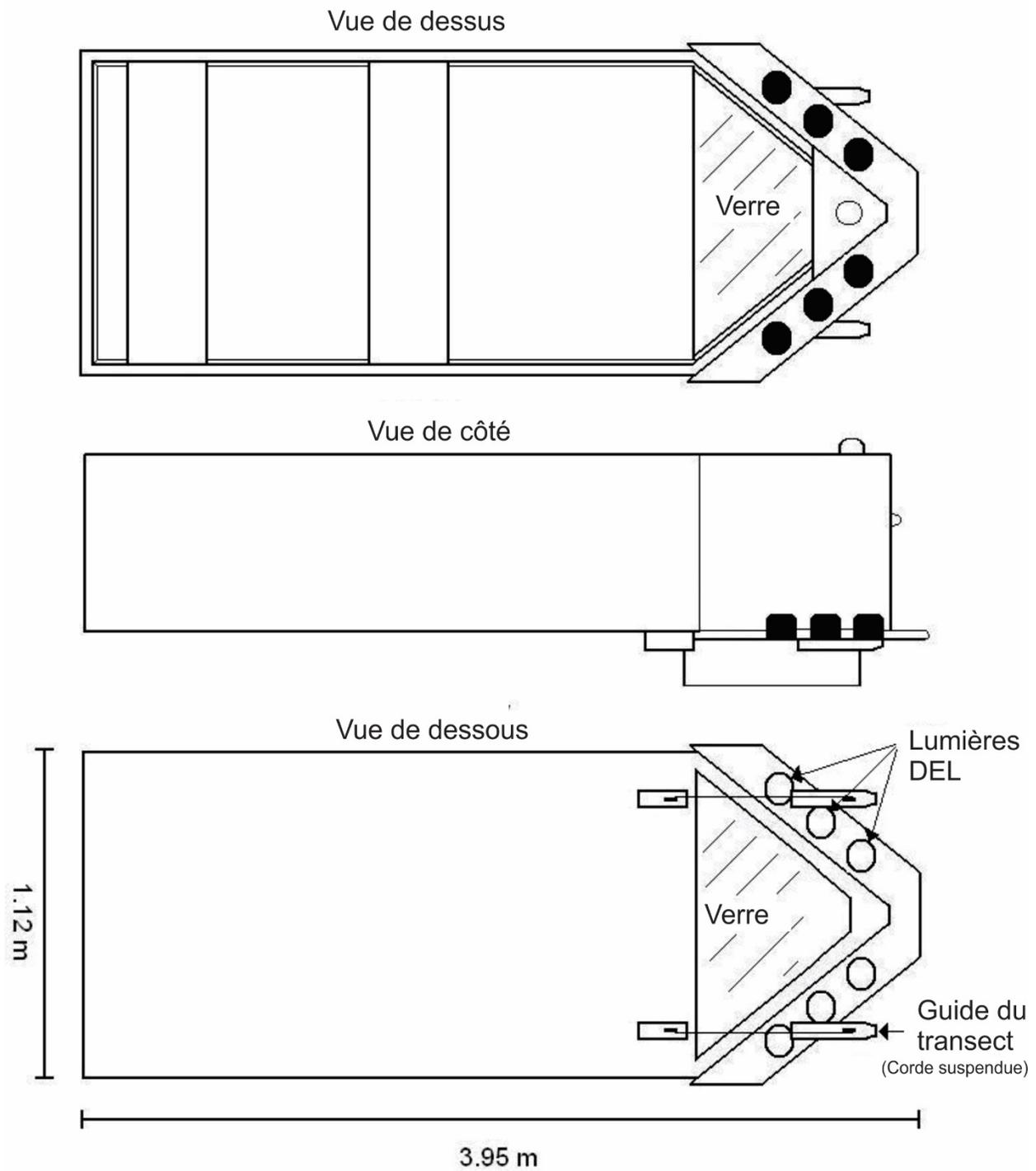
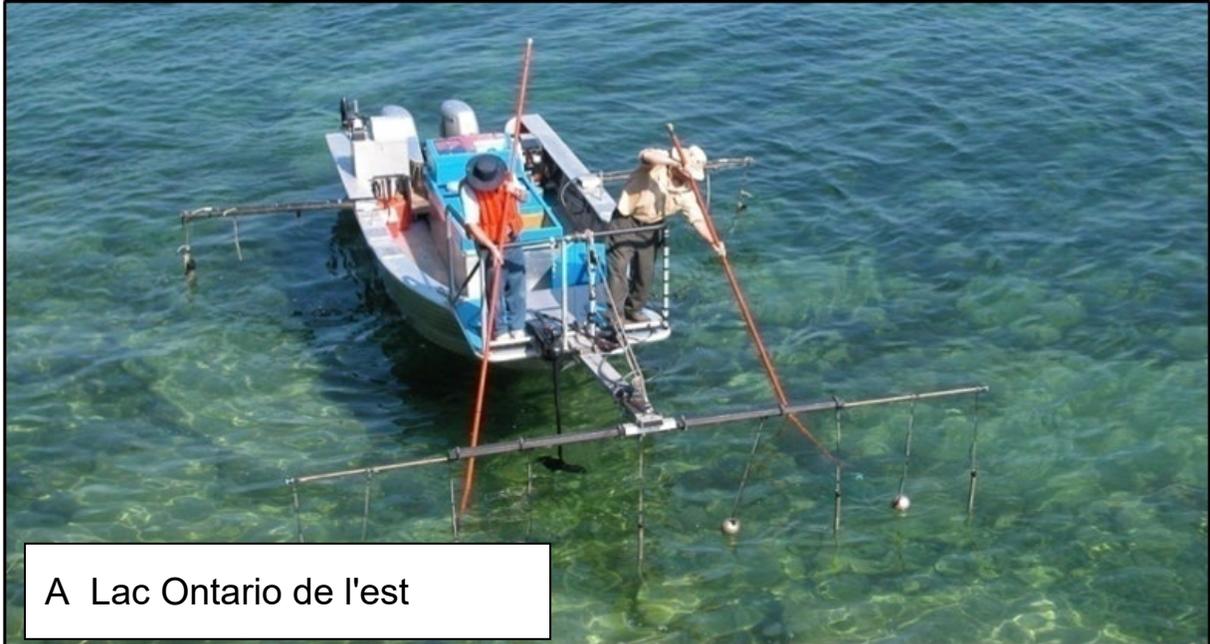


Figure 8. Schéma du bateau à fond de verre utilisé par Cairns et al. (2009) et Hallett (2013).



A Lac Ontario de l'est



B Haut Fleuve Saint-Laurent

Figure 9. Pêche à l'électricité quantitative de jour de l'anguille à A) l'île Main Duck, dans l'est du lac Ontario, et B) l'embouchure du Jones Creek dans le haut Saint-Laurent.

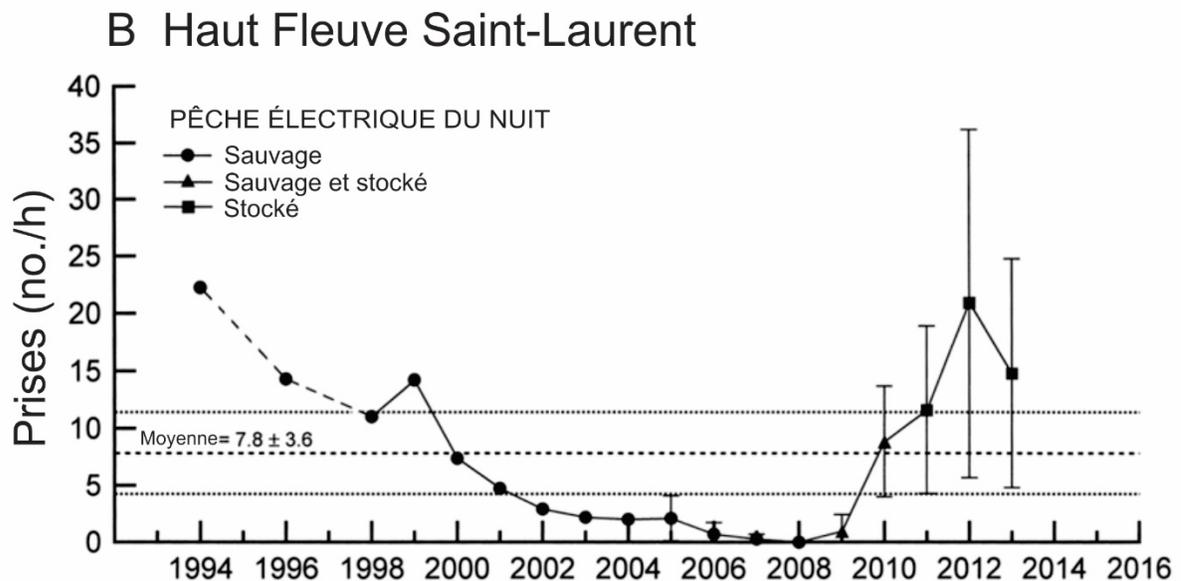
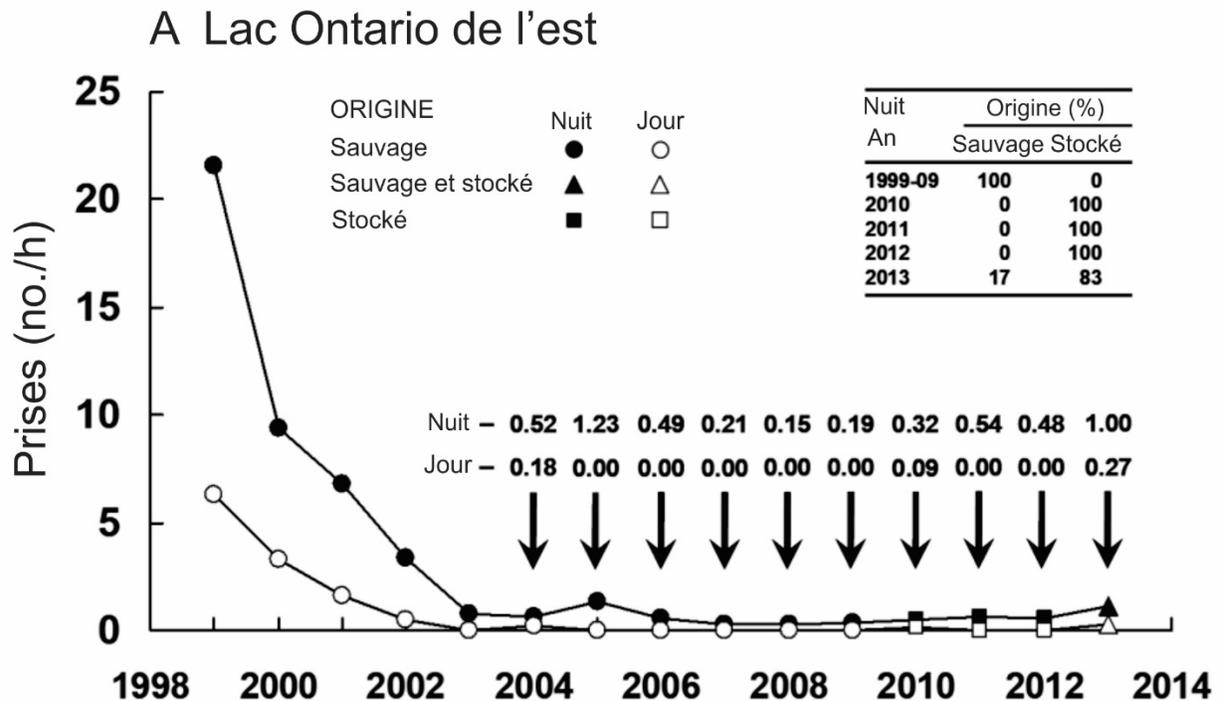


Figure 10. Prise d'anguilles (N) par heure à la pêche à l'électricité en embarcation dans les relevés de l'est de l'Ontario. A) Est du lac Ontario aux îles Main Duck et Yorkshire de 1999 à 2013 en 36 transects de jour (symboles ouverts) et de nuit (symboles fermés) pour les anguilles naturelles et les anguillesensemencées, déterminés par nécropsie. Des numéros sont fournis, ainsi qu'un tableau (en encadré) décrivant l'origine des stocks. B) Haut Saint-Laurent dans la région de Mallorytown de 1994 à 2013 sur 23 transects de nuit; les symboles indiquent l'origine de l'anguille déterminée par nécropsie; limites de confiance à 95 % fournies. De Casselman et Marcogliese, inédit.

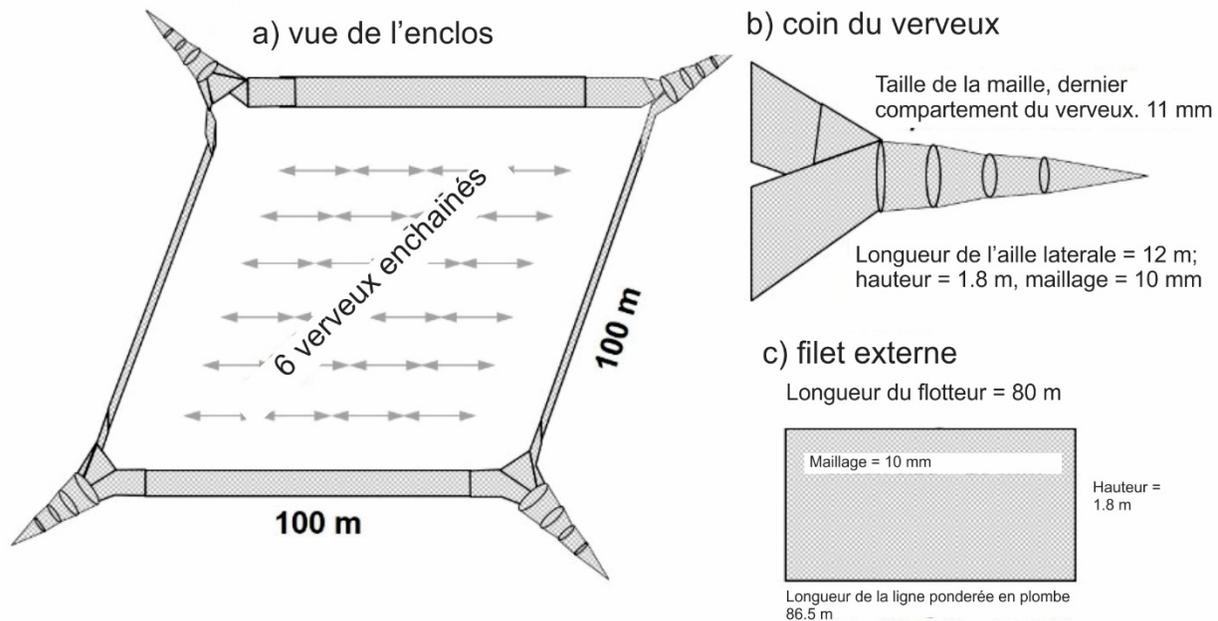


Figure 11. Vue schématique du système d'enclos en filet. Le filet de délimitation externe entoure une superficie de 1 ha. Les anguilles sont capturées par des verveux placés dans les coins et en chaînes à l'intérieur (adapté de Ubl et Dorow 2015).

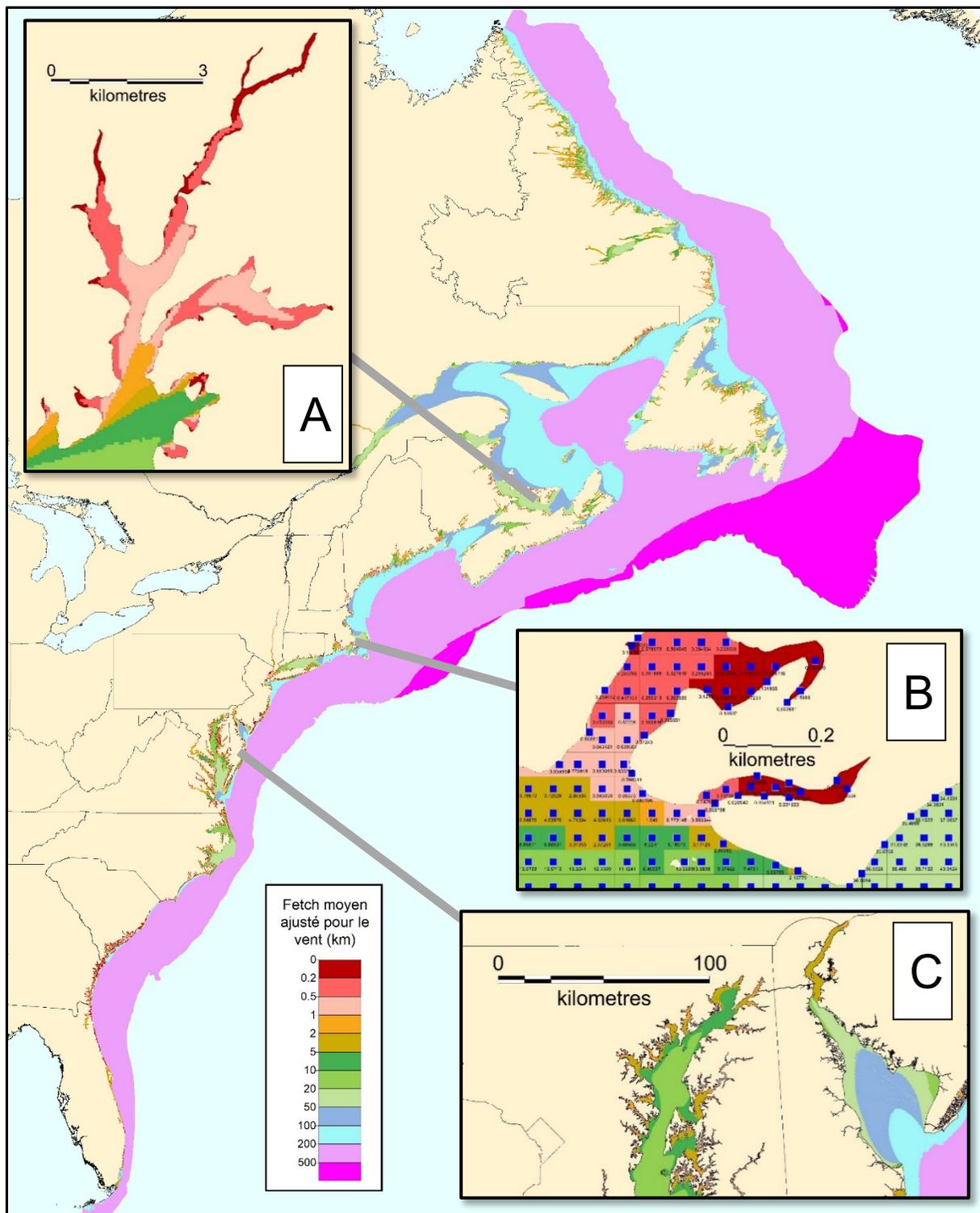


Figure 12. Carte du fetch moyen ajusté au vent sur la côte est de l'Amérique du Nord, au contour de 500 m, fondée sur des cellules de 50 m x 50 m jusqu'à 5 km de la côte et des cellules de 200 m x 200 m au-delà. Encart A : Rivières Seal, Vernon et Orwell, Île-du-Prince-Édouard. Encadré B : Salisbury, Massachusetts, montrant des cellules de Voroni de 50 m x 50 m, leurs centroïdes et les valeurs numériques du fetch. Encadré C : Baies de Chesapeake et du Delaware. De D.K Cairns et D.E. Mills, non publié.

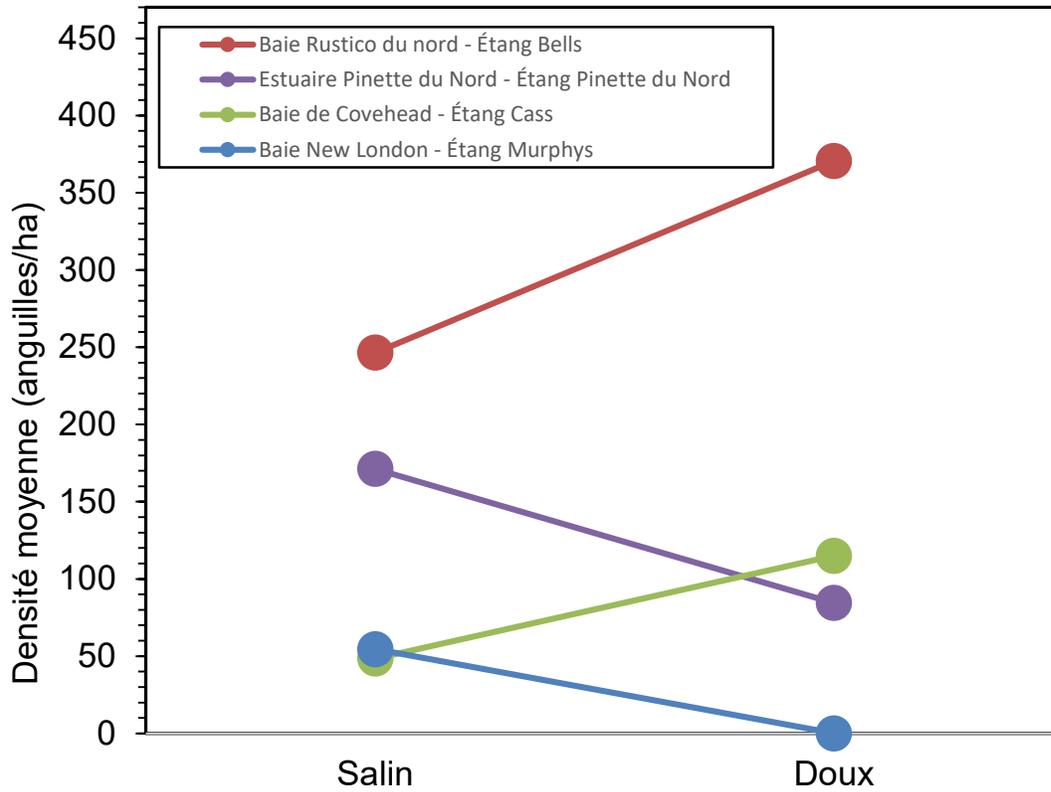


Figure 13. Densités moyennes d'anguilles d'Amérique estimées par des relevés de capture-marquage-recapture à bord de bateau à fond de verre dans les baies et estuaires salins et les bassins de retenue d'eau douce adjacents de l'Île-du-Prince-Édouard.

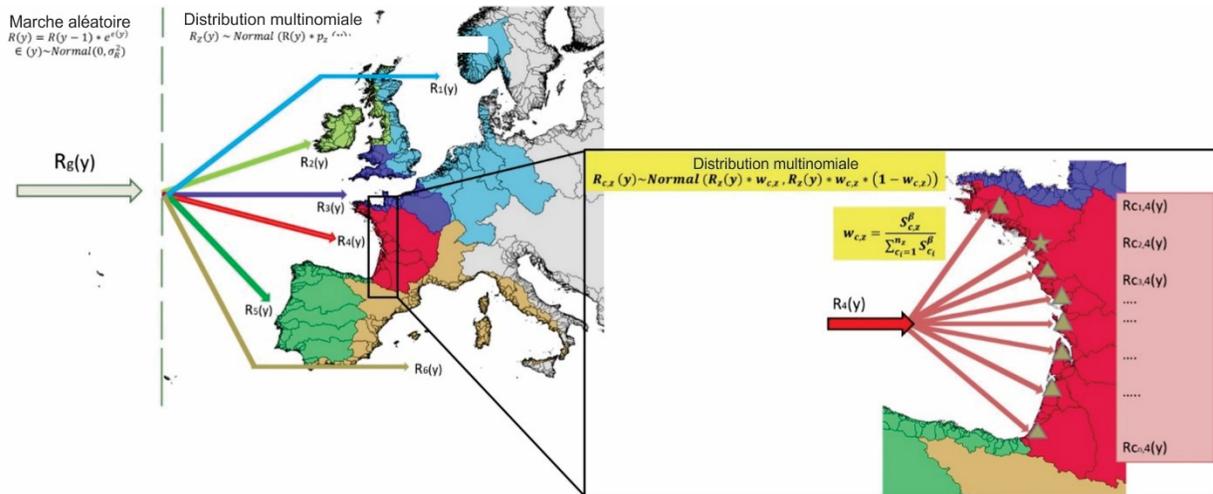


Figure 14. Résumé de l'application du GEREM à l'anguille européenne. Le recrutement global est censé suivre une marche aléatoire et il est divisé en zones de recrutement dont les proportions par zone (p_z) varient au fil des ans. Le recrutement zonal est ensuite réparti dans les bassins versants des rivières en fonction des répartitions normales marginales. Le poids ($w_{c,z}$) de chaque bassin versant est calculé comme une fonction puissance de sa superficie pour refléter certains attributs du bassin versant tels que le débit de la rivière. Cette dernière hypothèse veut que 1) les recrutements dans les bassins versants d'une zone doivent suivre une tendance similaire ($w_{c,z}$, z constant dans le temps), 2) les recrutements dans les bassins versants d'une zone doivent avoir des densités similaires, et 3) au moins une série chronologique ou une estimation ponctuelle du recrutement absolu est disponible par zone.



Figure 15. Un système pour mesurer et peser efficacement les anguilles. Une anguille provenant du bac d'admission basculant est versée dans l'auge de mesure, où sa longueur est mesurée par rapport à un mètre à mesurer encastré. Lorsque la trappe à ressort est ouverte, l'anguille tombe dans le bac où elle est pesée. Les pieds sont détachables de l'auge pour le transport et le stockage. L'encart montre comment le bac d'admission est monté sur des supports qui sont fixés aux pieds.

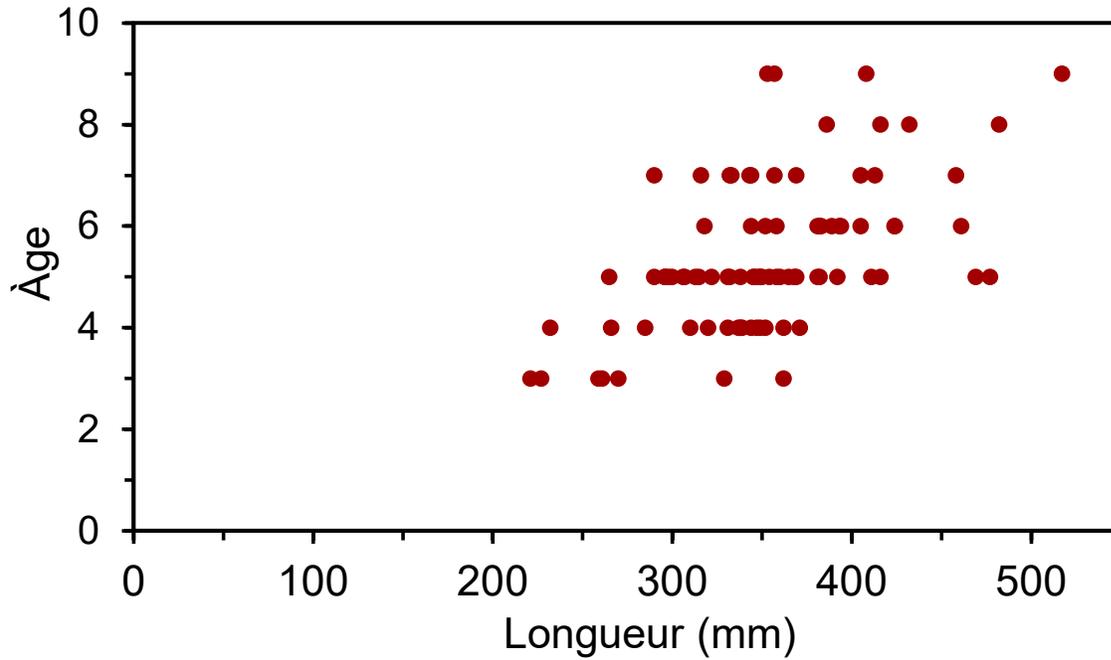


Figure 16. Longueur selon l'âge des anguilles d'Amérique prélevées à l'échelle de Saunders du barrage Moses-Saunders en 2018. Données gracieuseté de D. Stanley, Ontario Power Generation.

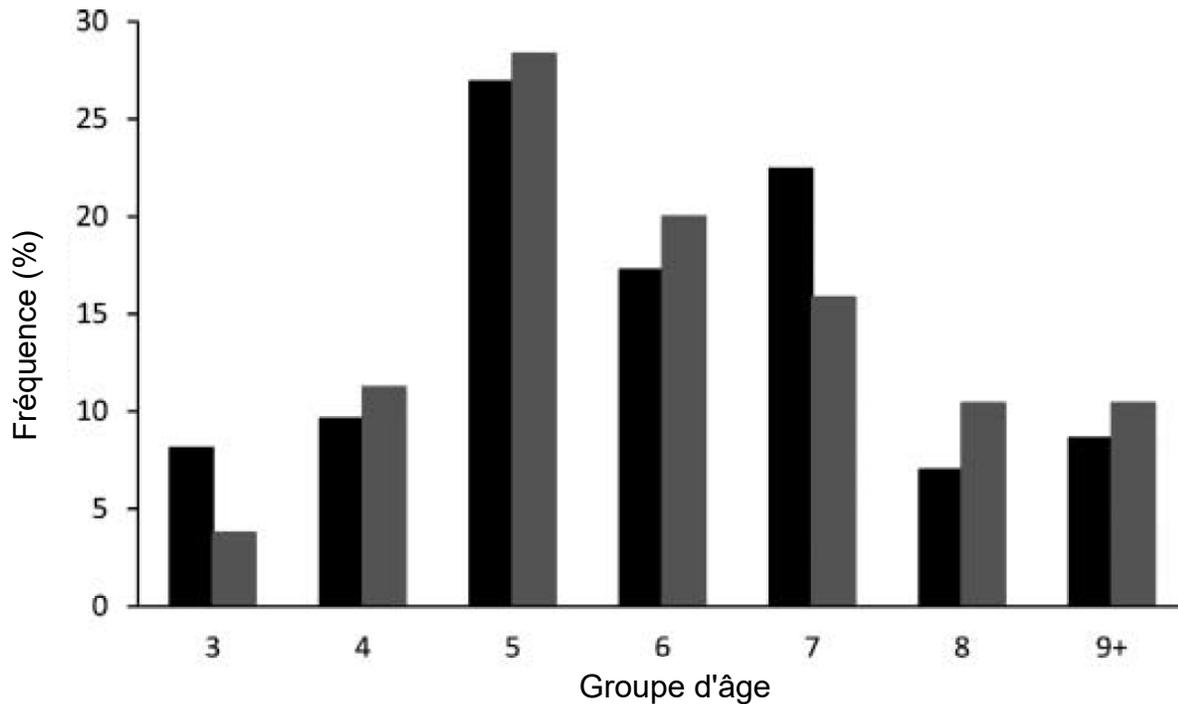


Figure 17. Comparaison de la structure des âges observée (barres noires) et prédite (barres grises) des anguilles d'Amérique remontant la passe à anguille de Saunders en 2006-2008. D'après Zhu et al. (2013).

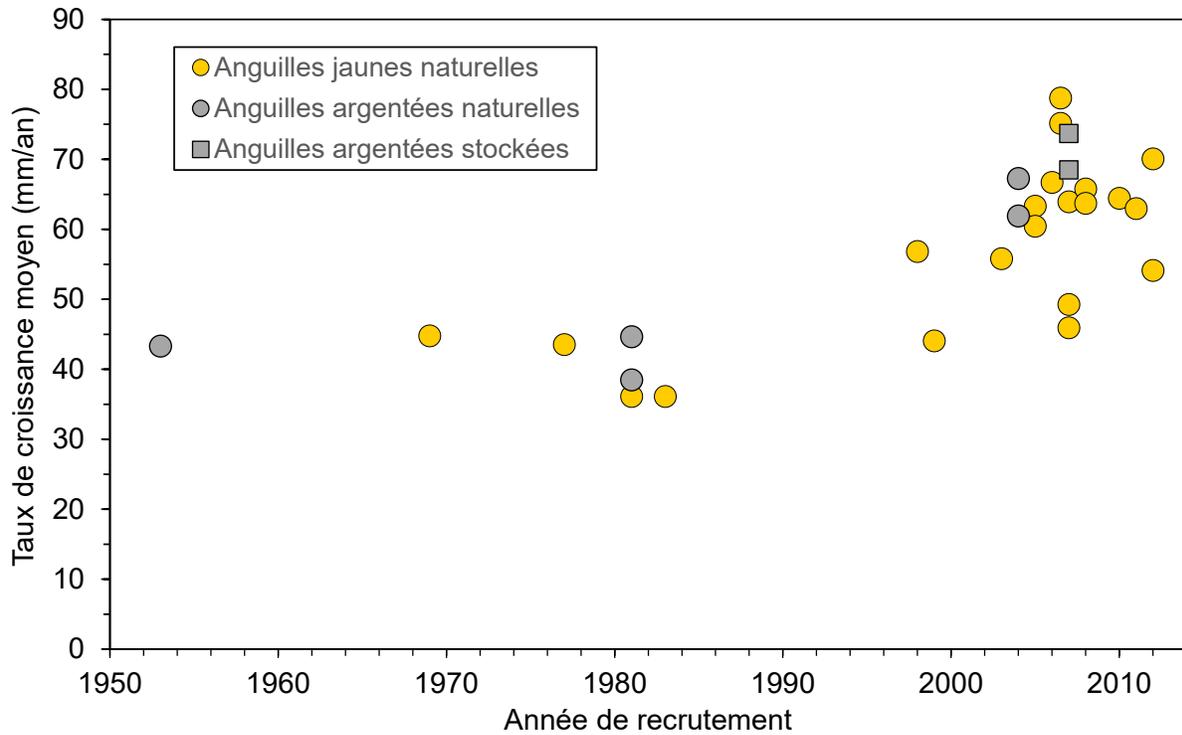


Figure 18. Taux de croissance moyen des anguilles jaunes et argentées dans le bassin du Saint-Laurent entre le recrutement et l'année d'échantillonnage, par rapport à l'année de recrutement.