



DISTINCTION ET SITUATION DE LA POPULATION D'ESTURGEONS À MUSEAU COURT (*ACIPENSER BREVIROSTRUM*) DE LA RIVIÈRE SAINT-JEAN

Contexte

Un avis scientifique sur la distinction génétique et la situation de la population d'esturgeons à museau court (*Acipenser brevirostrum*) de la rivière Saint-Jean a été demandé par la Gestion des ressources halieutiques de la région de la capitale nationale. Cette information pourrait être utilisée pour éclairer une éventuelle décision du gouvernement des États-Unis de retirer la population d'esturgeons à museau court de la rivière Saint-Jean de la *Endangered Species Act* des États-Unis, c.-à-d., au moyen de la reconnaissance de cette population comme un segment de population distinct et de l'accord avec l'inscription sur la liste de la *Loi canadienne sur les espèces en péril* (LEP) de l'esturgeon à museau court en tant qu'espèce préoccupante. Les questions suivantes ont notamment été posées :

- En se fondant sur les meilleurs renseignements disponibles, est-ce que la population d'esturgeons à museau court de la rivière Saint-Jean se distingue suffisamment du point de vue génétique de toutes les autres populations d'esturgeons à museau court pour répondre aux critères de reconnaissance en tant qu'unité désignable (Canada) et que segment de population distinct (États-Unis)?
- Quelles sont les connaissances disponibles sur la situation actuelle de la population d'esturgeons à museau court de la rivière Saint-Jean?

On a également demandé au Secteur des Sciences du MPO de fournir des recommandations sur les travaux à effectuer pour répondre à ces questions si elles ne peuvent pas être entièrement traitées avec les données disponibles.

Compte tenu des courts délais pour fournir une réponse, le processus de réponse des Sciences du MPO a été utilisé.

Le présent rapport de réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences du 18 août 2014 sur la Situation de la population d'esturgeons à museau court (*Acipenser brevirostrum*) du fleuve Saint-Jean.

Renseignements de base

L'esturgeon à museau court est une espèce de poissons anadromes à grande longévité (femelle la plus âgée capturée = 67 ans, mâle le plus âgé capturé = 32 ans) qui se trouve sur la côte est de l'Amérique du Nord, du Nouveau-Brunswick (Canada) à la Floride (États-Unis). La seule population d'esturgeons à museau court connue au Canada se trouve dans la rivière Saint-Jean, dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick (figure 1). En 1980, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué l'esturgeon à museau court comme espèce préoccupante. En 2005, l'espèce a de nouveau été évaluée comme espèce préoccupante. La raison de cette détermination était la suivante :

Il s'agit d'une espèce anadrome limitée au Canada à un seul réseau hydrographique où le poisson frayant nécessite un accès sans entraves à des zones de frai en eau douce; mais, depuis 1967, la population a possiblement été

séparée par le barrage Mactaquac. Ces grands poissons à croissance lente et à maturité tardive dépendent de la mise en place de mesures de conservation. La mortalité associée aux installations hydroélectriques, aux prises accessoires lors des pêches au gaspateau et à l'alose ainsi qu'au braconnage représente un risque à la survie de l'espèce. Cependant, il n'existe aucune menace immédiate susceptible d'entraîner l'élimination de la population sur une courte période de temps. (COSEPAC 2005)

L'esturgeon à museau court a été inscrit comme espèce préoccupante à l'annexe 1 de la *Loi canadienne sur les espèces en péril* en 2009. Un plan de gestion est en cours d'élaboration comme l'exige la Loi. L'esturgeon à museau court est inscrit au niveau de l'espèce (Canada-États-Unis) comme en voie de disparition en vertu de la *Endangered Species Act* des États-Unis. Néanmoins, le National Marine Fisheries Service reconnaît 19 segments de population distincts présents dans les provinces et États suivants : Nouveau-Brunswick au Canada (1), Maine (2), Massachusetts (1), Connecticut (1), New York (1), New Jersey/Delaware (1), Maryland/Virginie (1), Caroline du Nord (1), Caroline du Sud (4), Géorgie (4) et Floride (2) [NMFS 1998].

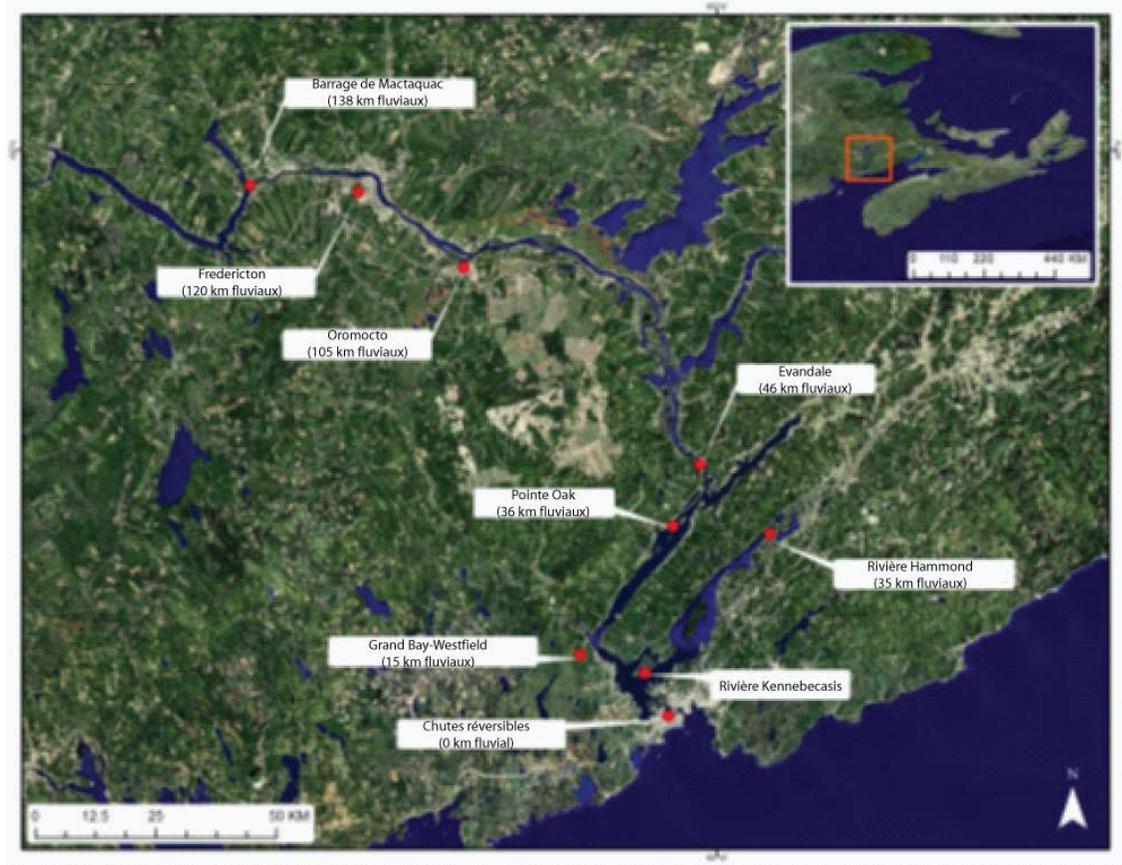


Figure 1. La rivière Saint-Jean, entre les chutes réversibles de l'embouchure et le barrage de Mactaquac. Les kilomètres fluviaux font référence à la distance en kilomètres d'un point à partir de l'embouchure de la rivière. Cette carte a été créée par la Division de la gestion côtière et des océans de Pêches et Océans Canada, d'après une carte du COSEPAC (2005).

Analyse et réponse

Distinction des populations

Critères pour la détermination de la distinction des populations

En vertu de la *Endangered Species Act* des États-Unis, la définition d'espèce s'étend non seulement aux espèces officiellement reconnues, mais aussi à tout *segment de population distinct* au sein d'une espèce de vertébrés. Une politique conjointe émise par le National Marine Fisheries Service et le US Fish and Wildlife Service (USFWS et NMFS 1996) utilise deux critères, *distinction* et *importance*, afin de déterminer si une population ou un groupe de populations mérite d'être reconnu comme un segment de population distinct. Les critères et les sortes de preuves utilisés pour les évaluer sont énumérés dans le tableau 1. En 2007, le NMFS a entamé un examen de la situation de l'esturgeon à museau court avec l'intention d'intégrer les dernières technologies et la disponibilité des données moléculaires afin de déterminer les segments de population distincts au sein de l'espèce (équipe de rétablissement de l'esturgeon à museau court 2010).

En vertu de la *Loi canadienne sur les espèces en péril*, les espèces sauvages protégées peuvent également comprendre des populations distinctes géographiquement et génétiquement. Le COSEPAC emploie le terme « unité désignable » pour définir les unités au sein des espèces qui méritent d'être reconnues comme des espèces sauvages. Les unités désignables sont définies à l'aide des principes de *distinction* et d'*importance* très proches de ceux utilisés pour reconnaître les segments de population distincts, avec des types similaires de preuves à l'appui (tableau 1).

Tableau 1. Critères et preuves à l'appui utilisés pour définir les segments de population distincts (États-Unis)^{1,2} et les unités désignables (Canada)³.

Critères	États-Unis (segment de population distinct)	Canada (unité désignable)
Caractère distinct	Preuves de la distinction génétique (p. ex. traits hérités, marqueurs génétiques neutres)	1. Preuves de la distinction génétique, comme, sans toutefois s'y limiter, des traits hérités (p. ex. morphologie, cycle vital, comportement) et/ou des marqueurs génétiques neutres (p. ex. alloenzymes, microsatellites d'ADN, polymorphismes de restriction [RFLP] de l'ADN, séquences d'ADN).
	Largement séparée d'autres populations du même taxon.	2. Disjonction naturelle entre des portions importantes de l'aire de répartition d'une espèce ayant grandement limité les mouvements des individus entre les régions pendant une période prolongée, rendant les mouvements peu probables dans un avenir proche et favorisant les adaptations locales.
	Délimitée par des frontières gouvernementales internationales.	3. Occupation de différentes régions écogéographiques qui sont pertinentes pour l'espèce et qui reflètent une différence historique ou génétique, qui peut être décrite sur une carte appropriée d'écozones ou de zones biogéographiques (figures 1 à 3). Il y peut y avoir une certaine dispersion entre les régions, mais elle n'est pas suffisante pour empêcher les

Critères	États-Unis (segment de population distinct)	Canada (unité désignable)
		adaptations locales.
Importance	Preuves que le segment de population distincte diffère largement des autres populations de l'espèce par rapport à ses caractéristiques génétiques.	1. Preuves que la population ou le groupe de populations distinctes diffèrent de façon marquée des autres en raison de caractéristiques génétiques témoignant d'une divergence phylogénétique intraspécifique relativement grande. De telles divergences se manifestent généralement par des différences génétiques qualitatives sur des marqueurs évoluant relativement lentement (p. ex. différences fixes dans les séquences d'ADN mitochondrial [ADNmt] ou nucléaire, ou différences fixes dans les allèles de locus nucléaires multiples). Les différences quantitatives (fréquence) des allèles communs, surtout pour les marqueurs évoluant rapidement, comme les microsatellites, ne sont généralement pas suffisantes pour satisfaire à ce critère.
	Persistance dans un milieu écologique inhabituel ou unique pour le taxon.	2. Persistance d'une population ou d'un groupe de populations distinctes dans un contexte écologique inhabituel ou unique à l'espèce ayant donné lieu à des adaptations locales connues ou probables.
	Preuves que le segment de populations distinctes représente la seule occurrence survivante naturelle d'un taxon qui est plus abondant ailleurs sous la forme d'une population introduite à l'extérieur de son aire de répartition historique.	3. Preuves que la population distincte ou le groupe de populations représente la seule occurrence naturelle d'une espèce ayant survécu qui est plus abondante ailleurs en tant que population introduite en dehors de son aire de répartition historique.
	Preuves que la perte du segment de populations distinctes entraînerait une vaste disjonction dans l'aire de répartition d'un taxon.	4. Preuves que la perte d'une population ou d'un groupe de populations distinctes entraînerait une vaste disjonction dans l'aire de répartition de l'espèce au Canada.
État	Si un segment de population est considéré comme une population distincte, son évaluation pour la situation d'espèce en voie de disparition ou menacée sera fondée sur les définitions de ces termes de la Loi.	

¹ U.S. Fish and Wildlife, National Marine Fisheries Service. 1996. Segment de population distinct (61 Fed. Reg. 4722, 7 février 1996.

² J.J. Fay, M. Nammack, 1996. Division des espèces en voie de disparition du Fish and Wildlife Service. USA Federal Register, Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Association, Commerce. Vol. 61, n° 26.

³ [COSEPAC](#) (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada), 2011. Remarque : Les lignes directrices sur les preuves sont intégralement tirées du site du COSEPAC

Études génétiques sur l'esturgeon à museau court qui s'appuie sur la situation de segment de population distinct ou d'unité désignable de la population de la rivière Saint-Jean

Wirgin *et al.* 2010

Cette étude avait pour objectif d'utiliser les données sur l'ADNmt afin d'évaluer la distinction génétique des populations d'esturgeon à museau court et d'« éclairer la délimitation des segments de population distincts ». Cette étude a combiné les données sur l'ADNmt issues des nouveaux échantillons avec des données publiées antérieurement (Grunwald *et al.* 2002; Waldman *et al.* 2002; Wirgin *et al.* 2005). Elle représente, par conséquent, l'étude la plus approfondie menée sur la variation de l'ADNmt chez l'esturgeon à museau court jusqu'à présent.

Des échantillons d'esturgeon à museau court provenant de 14 des 19 segments de population distincts recommandés par l'équipe de rétablissement de l'esturgeon à museau court (NMFS, 1998) [tableau 2]. Une séquence d'ADN de 1,1 kilobase englobant la région de contrôle de l'ADN mitochondrial a été amplifiée à l'aide d'amorces spécifiques d'esturgeon à museau court et a été mise en séquence. La région de contrôle de l'ADNmt a été ciblée, car cette portion du génome mitochondrial évolue relativement rapidement et elle devrait donc révéler des variations de séquence qui peuvent être utilisées pour évaluer la différenciation génétique des populations.

*Tableau 2. Emplacements des échantillons, nombre de spécimens, haplotypes d'ADNmt décelés, indice de la diversité des haplotypes et nombre moyen de différences par paire avec la collecte d'esturgeons à museau court (tiré de Wirgin *et al.* 2010).*

Cours d'eau	Nombre du spécimens	Nombre d'haplotypes	Diversité des haplotypes	Nombre moyen de différences par paire
Saint John	42	8	0,696	1,830
Penobscot	44	8	0,853	4,846
Kennebec	54	8	0,781	4,870
Androscoggin	48	8	0,812	4,836
Connecticut	46	4	0,660	3,109
Hudson	56	9	0,777	4,523
Delaware	57	8	0,672	2,783
Chesapeake	39	6	0,719	3,101
Cape Fear	5	5	1,000	3,800
Winyah	46	13	0,853	3,033
Santee	4	2	0,500	3,000
Marion	41	5	0,672	2,532
Cooper	62	6	0,783	3,099
Savannah	25	7	0,800	2,110
Ogeechee	53	11	0,857	3,186
Altamaha	69	10	0,862	3,280

Parmi 691 esturgeons à museau court analysés, un total de 35 sites nucléotidiques polymorphiques ont été observés, se traduisant par 38 haplotypes ou variantes de séquences (tableau 3). Les haplotypes étaient généralement présents dans plusieurs rivières, mais on a souvent constaté des différences de fréquence importantes entre les rivières. Les populations du nord, définies comme celles du système Kennebec au nord de la rivière Saint-Jean, comptaient 12 haplotypes, desquels huit étaient limités à cette portion de l'aire de répartition de

l'espèce. À l'exception des haplotypes C et M, tous les haplotypes dans les régions du sud étaient propres à cette région (tableau 3). Par conséquent, le schéma général était l'une des répartitions d'haplotypes vraiment différentes aux échelles régionales.

Tableau 3. Fréquences des haplotypes de la région de contrôle de l'ADNmt dans les collectes d'esturgeons à museau court analysées dans cette étude (tiré de Wirgin et al. 2010).

Haplotype	Saint John	Penobscot	Kennebec	Androscoggin	Connecticut	Hudson	Delaware	Chesapeake	Cape Fear	Winyah	Santee	Marion	Cooper	Savannah	Ogeechee	Altamaha	Total
A						1	30	19									50
B					19	1	11	7									38
C							8	4	1	15	1	3	13	3	14	8	70
D							1										1
E							1	4									5
F						22	1	2									25
G									1					6	2	2	11
H										1		5	4		1	15	26
I	1	3	2	3													9
J						1											1
K	1																1
L	1	7	5	6		12	4	3									38
M						8	1		1	4				1	5	14	34
N										1				1	5	2	9
O										4		12	10	4	9	6	45
P		12	21	15	18												66
Q									1	3	3	20	20		3	11	61
R										7			14	9	10	8	48
S	16	3	1	2													22
T	1	6	8														15
U	1				8	6											15
V						2											2
W															1	2	3
X	4	5	11	7													27
Y						3											3
Z	17	7	5	12	1												42
AA												1	1				2
BB									1							1	2
CC		1		1													2
DD				2													2
EE										5					1		6
FF										1							1
GG										1							1
HH										1							1
II										2							2
JJ			1														1
M/R														1			1
KK										1					2		3
N	42	44	54	48	46	56	57	39	5	46	4	41	62	25	53	69	691

Au sein du groupe des rivières du nord, on a constaté dans la population de la rivière Saint-Jean de grandes différences en matière de fréquences des haplotypes par rapport à celles dans les trois autres rivières (Penobscot, Kennebec et Androscoggin), qui étaient génétiquement toutes similaires (tableau 3). Les haplotypes dominants dans la rivière Saint-Jean, « S » et « Z », étaient présents à des fréquences de 38 % et 40 % respectivement. Les fréquences moyennes de ces deux haplotypes dans les trois autres rivières au nord étaient de 4% et 16 % respectivement. À l'inverse, l'haplotype modal dans les trois rivières du Maine était « P », présent à une fréquence moyenne de 33 %, n'a pas été observé dans la rivière Saint-Jean. Sans surprise, les différences des fréquences des haplotypes entre la rivière Saint-Jean et les populations du Maine se sont avérées très importantes (test du chi carré basé à Monte-Carlo; $P = 0.0000$; tableau 4). En revanche, les fréquences des haplotypes dans les rivières Penobscot, Kennebec et Androscoggin ne différaient pas beaucoup des unes des autres. Dans le reste de l'aire de répartition de l'espèce, les fréquences des haplotypes étaient généralement, mais pas invariablement, différentes entre les rivières proches géographiquement (tableau 4).

Tableau 4. Les comparaisons chi carré d'importance des différences des fréquences des haplotypes dans la région de contrôle de l'ADNmt parmi les collectes d'esturgeons à museau court (valeurs p non corrigées entre parenthèses; signification statistique après la correction de Bonferroni = 0,0005 [tiré de Wirgin et al. 2010]).

	Penobscot	Kennebec	Androscoggin	Connecticut	Hudson	Delaware	Chesapeake	Winyah	Marion	Cooper	Savannah	Ogeechee	Altamaha
Saint John	37,22 (0,0000)	54,85 (0,0000)	37,91 (0,0000)	80,65 (0,0000)	90,73 (0,0000)	95,72 (0,0000)	78,00 (0,0000)	88,00 (0,0000)	83,00 (0,0000)	104,00 (0,0000)	67,00 (0,0000)	95,00 (0,0000)	111,00 (0,0000)
Penobscot		7,92 (0,4524)	10,10 (0,2571)	90,00 (0,0000)	82,06 (0,0000)	90,65 (0,0000)	35,60 (0,0000)	90,00 (0,0000)	85,00 (0,0000)	106,00 (0,0000)	32,96 (0,0000)	97,00 (0,0000)	113,00 (0,0000)
Kennebec			17,10 (0,0240)	57,63 (0,0000)	95,88 (0,0000)	102,10 (0,0000)	85,30 (0,0000)	100,00 (0,0000)	95,00 (0,0000)	116,00 (0,0000)	79,00 (0,0000)	107,00 (0,0000)	123,00 (0,0000)
Androscoggin				57,56 (0,0000)	87,90 (0,0000)	95,33 (0,0000)	78,91 (0,0000)	94,00 (0,0000)	85,28 (0,0000)	110,00 (0,0000)	73,00 (0,0000)	101,00 (0,0000)	117,00 (0,0000)
Connecticut					84,32 (0,0000)	74,81 (0,0000)	64,40 (0,0000)	92,00 (0,0000)	87,00 (0,0000)	108,00 (0,0000)	71,00 (0,0000)	99,00 (0,0000)	115,00 (0,0000)
Hudson						86,08 (0,0000)	69,96 (0,0000)	91,64 (0,0000)	97,00 (0,0000)	118,00 (0,0000)	76,83 (0,0000)	95,69 (0,0000)	104,41 (0,0000)
Delaware							5,80 (0,6039)	78,65 (0,0000)	89,03 (0,0000)	99,16 (0,0000)	69,35 (0,0000)	86,27 (0,0000)	106,09 (0,0000)
Chesapeake								72,28 (0,0000)	73,14 (0,0000)	88,10 (0,0000)	56,80 (0,0000)	79,26 (0,0000)	96,44 (0,0000)
Winyah									51,11 (0,0000)	34,81 (0,0001)	28,32 (0,0024)	15,85 (0,2992)	38,24 (0,0000)
Marion										16,97 (0,0023)	46,88 (0,0000)	49,05 (0,0000)	37,17 (0,0000)
Cooper											34,39 (0,0001)	31,61 (0,0000)	34,53 (0,0000)
Savannah												17,65 (0,0575)	32,96 (0,0000)
Ogeechee													27,54 (0,0008)

La population de la rivière Saint-Jean s'est avérée avoir le plus faible nombre moyen de différences nucléotidiques par paire entre les individus, (1,83) par rapport aux valeurs dans les trois rivières du Maine de 4,85 à 4,87 (tableau 2). Le plus haut niveau de diversité génétique dans

les rivières du Maine sous-entend des tailles plus grandes de populations efficaces à long terme dans cette région.

Les valeurs Φ_{ST} par paire, une mesure de distinction génétique intégrant les différences de fréquence des haplotypes et l'étendue de la divergence des séquences entre les haplotypes, étaient proches de zéro dans les comparaisons entre les rivières Penobscot, Kennebec et Androscoggin (tableau 5). En revanche, la valeur Φ_{ST} entre les rivières Penobscot et Saint-Jean était de 0,213, une valeur plutôt élevée, compte tenu du fait que la valeur Φ_{ST} globale entre toutes les rivières était de 0,331. À l'aide des données liées aux haplotypes et de deux différentes méthodes, une basée directement sur la valeur Φ_{ST} et l'autre sur une approche coalescente, Wirgin *et al.* (2010) ont donné des estimations du flux des gènes attribuables aux femelles entre les rivières Penobscot et Saint-Jean de migrants efficaces par génération de 1,9 et 2,1, respectivement. L'estimation basée sur la valeur Φ_{ST} est sujette aux hypothèses que les populations en question demeurent à un équilibre génétique à long terme, et que le modèle de migration correspond au modèle de l'île de Wright, mais il est peu probable qu'elles se maintiennent. Toutefois, la similarité des deux estimations laisse penser qu'elles sont raisonnablement solides. Les estimations sont néanmoins liées à la migration à long terme, non pas aux taux de migration contemporaine ou même récente. De plus, la migration déduite pourrait au moins refléter en partie les modèles de colonisation historiques d'un refuge glaciaire partagé (Waldman *et al.* 2002).

Tableau 5. Valeurs Φ_{ST} par paire (au-dessus de la diagonale) et les estimations du flux des gènes attribuables aux femelles (en dessous de la diagonale) [tiré de Wirgin *et al.* 2010].

Endroit	Saint John	Penobscot	Kennebec	Androscoggin	Connecticut	Hudson	Delaware	Chesapeake	Winyah	Marion	Cooper	Savannas	Ogeechee	Altamaha
Saint John		0,213	0,291	0,243	0,377	0,235	0,446	0,418	0,278	0,551	0,412	0,505	0,345	0,326
Penobscot	2,85		-0,0001	-0,0008	0,063	0,189	0,224	0,194	0,316	0,492	0,421	0,426	0,361	0,365
Kennebec	1,22	####		0,003	0,068	0,241	0,236	0,212	0,365	0,521	0,461	0,463	0,407	0,412
Androscoggin	1,56	####	####		0,064	0,210	0,227	0,199	0,345	0,507	0,442	0,447	0,387	0,391
Connecticut	0,827	7,42	6,90	7,31		0,254	0,271	0,236	0,416	0,587	0,502	0,535	0,450	0,449
Hudson	1,63	2,14	1,58	1,89	1,47		0,322	0,266	0,221	0,328	0,262	0,314	0,238	0,236
Delaware	0,622	1,73	1,323	1,70	1,35	1,05		-0,011	0,437	0,614	0,535	0,585	0,489	0,480
Chesapeake	0,697	2,07	1,529	2,02	1,62	1,38	####		0,412	0,586	0,506	0,564	0,463	0,453
Winyah	1,30	1,08	0,798	0,950	0,701	1,77	0,644	0,715		0,284	0,120	0,172	0,038	0,044
Marion	0,407	0,515	0,438	0,487	0,351	1,03	0,314	0,353	1,26		0,054	0,292	0,197	0,148
Cooper	0,787	0,687	0,561	0,631	0,497	1,41	0,435	0,489	3,67	8,70		0,116	0,052	0,029
Savannah	0,490	0,673	0,551	0,618	0,435	1,09	0,355	0,387	2,41	1,21	3,83		0,038	0,086
Ogeechee	0,948	0,855	0,696	0,793	0,610	1,60	0,523	0,580	12,5	2,03	9,10	12,8		0,014
Altamaha	1,04	0,869	0,683	0,780	0,614	1,62	0,542	0,604	10,9	2,88	16,8	5,33	35,8	

Les estimations du flux des gènes attribuables aux femelles, $N_e M_f = ((1/\Phi_{ST}-1)/2)$, sont illustrées en dessous de la diagonale. Les signes de numéro indiquent les valeurs de l'infini.

Un arbre de la méthode des moyennes par paire non pondérée (UPGMA) fondé sur les distances génétiques de Nei, calculées à partir des données liées aux haplotypes, a indiqué des regroupements régionaux des populations d'esturgeon à museau court qui concordent largement avec les provinces acadienne, carolinienne et virginienne (figure 2). Le regroupement des rivières

Saint-Jean et d'Hudson constituait une exception que les auteurs considéraient comme une anomalie, comme le sous-entendent le faible chevauchement des identités d'haplotypes et les différences très importantes des fréquences d'haplotypes entre les deux collectes. On a estimé que le regroupement des rivières Saint-Jean et Hudson était dû à la similarité de la séquence entre les haplotypes « F » et « L » prédominants dans la rivière Hudson et les haplotypes « S » et « Z » dans la rivière Saint-Jean. Les auteurs ont également formulé l'hypothèse que l'incapacité du dendrogramme à distinguer ces deux rivières peut être due à des données insuffisantes sur la séquence se traduisant par une faible résolution ainsi que des niveaux élevés d'homoplasmie (mutations parallèles ou convergentes dans la région de contrôle active de mutation). En particulier, le soutien d'amorce pour le groupe des rivières Hudson et Saint-Jean était faible (< 50 %).

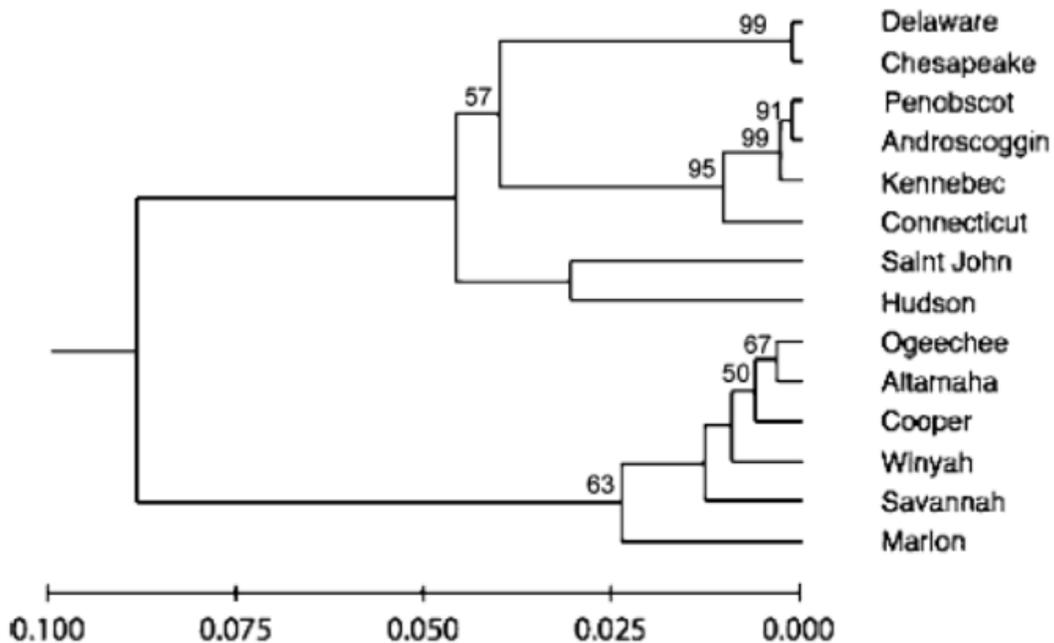


Figure 2. Arbre de la méthode UPGMA des distances génétiques des populations pour les données de séquence de la région de contrôle de l'ADNmt des esturgeons à museau court des 13 rivières et estuaires de la côte de l'Atlantique. Les nœuds sans valeurs d'amorce indiquent des valeurs inférieures à 50 (tiré de Wirgin et al. 2010).

Wirgin et al. (2010) ont mené des analyses de la variance moléculaire (AMOVA) pour enquêter sur les proportions de la variation génétique expliquée par le regroupement des populations d'esturgeon à museau court de différentes manières (tableau 6). Lorsque les populations étaient regroupées en trois unités correspondant aux provinces biogéographiques (acadienne, virginienne, carolinienne), le pourcentage de variation génétique expliqué par les différences entre les groupes et entre les populations au sein des groupes était de 27,8 % et de 10,8 %, respectivement. Par ailleurs, les auteurs ont envisagé plusieurs scénarios dans lesquels les populations étaient regroupées en 6, 9 ou 10 groupes. Notamment, tous ces derniers modèles de regroupement sont précisés dans la rivière Saint-Jean comme un groupe séparé. Le pourcentage de variation génétique expliqué par les différences entre les groupes était similaire pour tous les scénarios de regroupement, 33,6 % et 34,4 %. La variation génétique parmi les populations au sein des groupes avait tendance à baisser à mesure le nombre de groupes augmentait, et était à un minimum (0,25 %) pour un scénario impliquant 10 groupes de populations. Cela est à prévoir, puisque l'étude de Wirgin et al. a également indiqué que la variation de l'ADNmt chez l'esturgeon à museau court suit un modèle d'isolement à cause de la distance, dans lequel la distance

génétique entre les populations est liée à la distance géographique entre elles. Néanmoins, le fait que le scénario le plus conservateur (moins de groupes) qui comprenait la rivière Saint-Jean comme un groupe distinct (pour un total de six groupes) s'est traduit par la valeur maximale pour la variation entre les groupes (34,4 %) laisse entendre une division plus profonde et plus fondamentale dans le groupe du nord/acadien qui peut seulement être expliquée par l'isolement à cause de la distance. Malheureusement, les auteurs n'ont pas évalué un scénario de quatre groupes dans lequel la province acadienne était divisée en parties canadienne et américaine (rivière Saint-Jean, rivières du Maine, virginienne, carolinienne).

Tableau 6. Structure hiérarchique de la variation de la séquence de la région de contrôle de l'ADNmt parmi les collectes d'esturgeon à museau court à l'aide de l'AMOVA (tiré de Wirgin et al. 2010).

Modèle	Source de variation de la variation	Pourcentage	p
3 groupes (provinces acadienne, virginienne, carolinienne)	Entre les groupes	27,8	0,001
	Entre les pop. sein de groupes	10,8	0,000
	Au sein des pop.	61,4	0,000
6 groupes (Saint-Jean, Penobscot-Kennebec, Connecticut, Hudson, Delaware-Chesapeake, Winyah-Marion-Cooper-Savannah-Ogeechee-Altamaha)	Entre les groupes	34,4	0,000
	Entre les pop. sein de groupes	3,53	0,000
	Au sein des pop.	62,1	0,000
9 groupes (Saint-Jean, Penobscot-Kennebec, Connecticut, Hudson, Delaware-Chesapeake, Winyah, Marion-Cooper, Savannah, Ogeechee-Altamaha)	Entre les groupes	34,0	0,000
	Entre les pop. sein de groupes	0,77	0,125
	Au sein des pop.	65,3	0,000
9 groupes (Saint-Jean, Penobscot-Kennebec, Connecticut, Hudson, Delaware-Chesapeake, Winyah, Marion-Cooper, Savannah-Ogeechee, Altamaha)	Entre les groupes	33,6	0,000
	Entre les pop. sein de groupes	0,91	0,079
	Au sein des pop.	65,5	0,000
10 groupes (Saint-Jean, Penobscot-Kennebec, Connecticut, Hudson, Delaware-Chesapeake, Winyah, Marion-Cooper, Savannah, Ogeechee, Altamaha)	Entre les groupes	33,6	0,000
	Entre les pop. sein de groupes	0,76	0,171
	Au sein des pop.	65,7	0,000
10 groupes (Saint-Jean, Penobscot-Kennebec, Connecticut, Hudson, Delaware-Chesapeake, Winyah, Marion, Cooper, Savannah, Ogeechee-Altamaha)	Entre les groupes	34,2	0,000
	Entre les pop. sein de groupes	0,25	0,419
	Au sein des pop.	65,5	0,000

Les niveaux d'importance sont basés sur 1 000 permutations.

King et al. 2014 (et King et al. 2013)

Cette étude est la première à examiner la génétique des populations d'esturgeon à museau court à l'aide de marqueurs d'ADN nucléaire. La raison pour laquelle les études précédentes avaient exclusivement ciblé le génome mitochondrial, haploïde maternel est probablement due au fait que l'esturgeon à museau court est hexaploïde. Cette réalité complique l'interprétation des données génétiques nucléaires et rend difficile, voire impossible, l'application des méthodes statistiques les plus utilisées pour l'analyse génétique des populations. King et al. (2014) ont surmonté ces difficultés en appliquant une méthode déjà validée sur une autre espèce d'esturgeon polyploïde (Rodzen et May 2002) dans laquelle les allèles microsatellites étaient traités comme des marqueurs pseudo-dominants. En pratique, cela signifiait qu'ils traitaient l'occurrence d'allèles microsatellites chez les individus comme des données binaires de présence ou d'absence. Ils n'ont pas tenté d'en déduire les niveaux d'hétérozygoté impliquant des allèles particuliers ou des locus microsatellites individuels, bien qu'ils aient estimé les niveaux globaux de l'hétérozygoté dans

tous les locus. À l'aide de cette approche, ils ont analysé les données de 11 locus microsatellites pour 561 esturgeons à museau court provenant de 17 populations, y compris 25 poissons de la rivière Saint-Jean (tableau 7).

King *et al.* (2014) ont utilisé deux approches pour déterminer les groupes génétiques d'individus et de populations. Dans une approche, une analyse en coordonnées principales a été menée à l'aide des mesures de distances calculées pour toutes les paires d'individus, basées sur le nombre de différences dans leurs profils allélotypes. La deuxième approche comprenait le regroupement bayésien à l'aide de la structure du programme. Cette méthode regroupe les individus par groupe génétique k , peu importe l'endroit où les poissons ont été prélevés. Les différentes valeurs de k sont évaluées, et la valeur la plus probable de k est choisie en fonction de plusieurs critères.

Les deux méthodes de regroupement ont abouti à des visions concordantes des modèles à large échelle de la distinction génétique de l'esturgeon à museau court, dans lesquels trois groupes de populations très distinctes ont été identifiés : sud-est, centratlantique et nord-est (figure 3). Le groupe du nord-est comprenait (du sud au nord) les rivières Merrimack, Androscoggin, Kennebec, Penobscot et Saint-Jean. De plus, l'analyse en coordonnées principales a mis en évidence la divergence relativement plus importante des rivières Saint-Jean et Merrimack par rapport aux trois autres rivières, qui étaient toutes génétiquement très similaires. La relation étroite entre les rivières Saint-Jean et Merrimack impliquée par l'analyse en coordonnées principales est quelque peu trompeuse, puisque les deux populations s'avèrent distinctes dans une autre analyse en coordonnées principales menée seulement sur les populations du nord-est (figure 4).

Les auteurs ont ensuite effectué à nouveau l'analyse de la structure, mais séparément sur chacun des trois groupes génétiques identifiés dans la première analyse de la structure. Cette approche est souvent utilisée lorsqu'on estime que la structure génétique des populations est hiérarchique par nature, comme c'est le cas pour l'esturgeon à museau court. La première phase de l'analyse de la structure détermine la structure génétique la plus profonde, puis les phases suivantes déterminent les divisions génétiques moins profondes, mais néanmoins importantes. Dans ce cas-ci, la deuxième phase de l'analyse de la structure a clairement déterminé trois (sous) groupes au sein du grand groupe centratlantique : Connecticut, Hudson, et Delaware-Chesapeake. Ces groupes étaient également très évidents dans une analyse en coordonnées principales sur les populations centratlantiques (figure 4). En revanche, la deuxième de l'analyse de la structure ou une analyse en coordonnées principales menées sur les populations du sud-est n'ont pas permis de déterminer des regroupements de populations clairs. Toutefois, elles ont identifié trois groupes dans le nord-est : Merrimack, Androscoggin-Kennebec-Penobscot, Saint-Jean, bien que les divisions entre ces groupes génétiques de « deuxième niveau » n'étaient pas aussi marquées que celles de la région centratlantique (figure 4).

King *et al.* (2014) ont calculé deux mesures de différence par paire entre chaque population, la distance métrique de Jaccard et la valeur Φ_{PT} , un analogue de F_{ST} , pour les données microsatellites polyploïdes (tableau 8). Les tests statistiques menés sur les valeurs des distances de Jaccard ont indiqué que les différences étaient importantes pour la majorité des comparaisons par paire, y compris toutes les comparaisons incluant la rivière Saint-Jean ($P = 0,000$ dans tous les cas). Les distances de Jaccard et les valeurs Φ_{PT} étaient très liées (test de Mantel; $r = 0,98$, $P < 0,0001$). De plus, les auteurs ont estimé le nombre efficace de migrants pour toutes les paires de populations, selon les valeurs Φ_{PT} par paire. Les résultats ont appuyé par toutes les analyses antérieures, dans la mesure où les taux de migration déduits plus faibles étaient évidents dans les trois principaux groupes de populations, par rapport aux taux de migration des groupes qu'ils comprennent (tableau 8).

Un dendrogramme basé sur les valeurs Φ_{PT} à l'aide d'une méthode Neighbor Joining a appuyé les résultats obtenus des données de l'ADN nucléaire au moyen d'autres méthodes. Il a révélé les trois mêmes groupes de populations les mieux définis, celui du sud-est étant le plus divergent des

trois groupes, et a indiqué la distinction relative des rivières Saint-Jean et Merrimack dans le groupe du nord-est (figure 5). Faisant écho aux résultats de l'analyse en coordonnées principales à l'échelle de l'aire de répartition, l'arbre issu de la collaboration a regroupé les rivières Saint-Jean et Merrimack ensemble. La plupart des regroupements dans le dendogramme, y compris le groupe des rivières Saint-Jean et Merrimack, ont été appuyés par les valeurs d'amorce élevées. En ce qui concerne le regroupement irrégulier des rivières Saint-Jean et Merrimack, il convient de noter que pour les données sur les microsatellites très polymorphiques, un N sur 21 est faible de manière non optimale. La possibilité que l'échantillon de la rivière Merrimack ne constitue pas une représentation appropriée de la diversité génétique dans cette population est renforcée par le fait qu'il comprenait 21 esturgeons mâles pêchés au même endroit au même moment.

Les auteurs ont utilisé les AMOVA pour évaluer 11 modèles différents de structure de populations d'esturgeon à museau court, dans lesquels les populations étaient regroupées de différentes manières. Une variété de modèles de regroupement qui ont soit complètement exclu la rivière Saint-Jean, soit l'ont inclus comme un groupe distinct, se sont traduits par une variance légèrement plus génétique entre les groupes (17 %) que les modèles qui ont soit utilisé moins de cinq groupes, soit inclus la rivière Saint-Jean dans un groupe plus large. Ce dernier ensemble de modèles a trouvé 16 % de variance génétique entre les groupes (tableau 9).

Enfin, King *et al.* (2014) ont mené un test d'importance pratique particulière : ils ont testé la capacité des données relatives aux génotypes pour les 11 marqueurs microsatellites afin d'affecter correctement les esturgeons à museau court à leurs populations sources. Les résultats ont révélé des taux variables d'affectation correcte (tableau 10). Plus particulièrement pour ce rapport, le taux d'affectation correcte pour les esturgeons de la rivière Saint-Jean était de 80 %. Les 20 % restants (cinq poissons) ont été affectés aux populations dans le Maine. Sur les 86 esturgeons prélevés dans les rivières du Maine, un (environ 1 %) a été affecté à la population de la rivière Saint-Jean.

Tableau 7. Dénombrements des allèles microsatellites (locus pseudo-dominants), pourcentage de locus (allèles) polymorphiques, nombre d'allèles privés, et nombre d'allèles communs dans tous les locus pour toutes les populations d'esturgeon à museau court (*Acipenser brevirostrum*) dans l'aire de répartition de l'Amérique du Nord. Les analyses ont été menées sur la matrice à caractère binaire. ¹Nombre de fragments différents. ²Nombre de bandes uniques à une seule population. ³Nombre d'allèles communs avec une fréquence inférieure ou égale à 25 % (tiré de King et al. 2014).

Population	Saint John	Penobscot	Androscoggin	Kennebec	Merrimack	Connecticut	Hudson	Delaware	Baie de Chesapeake	Cape Fear	Winyah Bay	Santee-Cooper	Lac Marion	Edisto	Savannah	Ogeechee	Altamaha
Taille de l'échantillon (n)	25	39	23	24	22	47	45	39	34	3	47	42	33	33	34	35	36
¹ Nombre d'allèles (locus)	118	131	126	130	105	121	152	134	127	55	119	111	95	112	113	112	107
Polymorphisme (%)	65,2	72,4	69,1	70,7	58,0	66,9	84	74,0	70,2	22,7	65,2	60,8	51,9	61,9	61,9	60,8	59,1
² Nombre d'allèles privés	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
³ Nombre d'allèles communs (< = 25 %)	11	16	13	16	6	12	24	12	11	0	7	3	4	4	5	6	2

Tableau 8. Valeur Φ_{PT} par paire entre les populations présumées d'esturgeon à museau court (au-dessus de la diagonale) et estimations du nombre efficace de migrants par génération, $N_e m$ (sous la diagonale), pour 17 collectes d'esturgeons à museau court étudiés à 11 locus de microsatellites polysémiques d'ADN. Les valeurs de probabilité Φ_{PT} non significatives ($H_0 =$ aucune différence génétique entre les populations; $\Phi_{PT} = 0$) basées sur 10 000 valeurs de permutations sont en italique gras. L'échantillon de la rivière Cape Fear n'est pas inclus en raison d'une taille d'échantillon inappropriée (tiré de King et al. 2014).

Collecte	Saint John	Penobscot	Androscoggin	Kennebec	Merrimack	Connecticut	Hudson	Delaware	Baie de Chesapeake	Winyah Bay	Santee-Cooper	Lac Marion	Edisto	Savannah	Ogeechee	Altamaha
Saint John		0,068	0,077	0,068	0,100	0,191	0,162	0,175	0,155	0,253	0,289	0,269	0,269	0,278	0,280	0,277
Penobscot	3,43		<i>0,015</i>	<i>0,003</i>	0,065	0,116	0,094	0,107	0,095	0,189	0,219	0,207	0,189	0,201	0,205	0,203
Androscoggin	3,00	16,42		<i>0,013</i>	0,087	0,113	0,091	0,099	0,093	0,200	0,248	0,226	0,209	0,210	0,227	0,226
Kennebec	3,43	83,08	18,98		0,058	0,114	0,073	0,096	0,088	0,186	0,222	0,205	0,188	0,201	0,207	0,204
Merrimack	2,25	3,60	2,62	4,06		0,201	0,153	0,184	0,167	0,268	0,307	0,297	0,279	0,295	0,293	0,296
Connecticut	1,06	1,91	1,96	1,94	0,99		0,086	0,100	0,118	0,239	0,272	0,263	0,256	0,261	0,273	0,273
Hudson	1,29	2,41	2,50	3,17	1,38	2,66		0,067	0,075	0,179	0,217	0,208	0,188	0,196	0,210	0,201
Delaware	1,18	2,09	2,28	2,35	1,11	2,25	3,48		0,018	0,188	0,228	0,217	0,200	0,206	0,216	0,212
Baie de Chesapeake	1,36	2,38	2,44	2,59	1,25	1,87	3,08	13,64		0,183	0,234	0,210	0,200	0,213	0,216	0,206
Winyah Bay	0,74	1,07	1,00	1,09	0,68	0,80	1,15	1,08	1,12		0,049	0,034	0,037	0,046	0,031	0,032
Santee-Cooper	0,62	0,89	0,76	0,88	0,56	0,67	0,90	0,85	0,82	4,85		0,044	0,043	0,043	0,046	0,069

Tableau 9. La structuration hiérarchique de la variation génétique a été mesurée pour de nombreuses combinaisons de collectes d'esturgeons à museau court à l'aide de l'analyse de la variance moléculaire (AMOVA). Les niveaux d'importance des composantes de la variance étaient basés sur 1 000 permutations (tiré de King et al. 2014).

Modèle	Source de variance	Pourcentage de Écart	Statistique des tests	Valeur	Probabilité
17 populations individuelles	Entre les pop. au sein de regroupements	16 %	Φ_{PT}	0,164	0,001
	Au sein des pop.	84 %			
1) 17 populations comme 3 regroupements (NE; centratlantique; SE)	Entre les regroupements	16 %	Φ_{RT}	0,158	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	5 %	Φ_{PR}	0,057	0,001
	Au sein des pop.	79 %	Φ_{PT}	0,206	0,001
2) 16 populations comme 3 regroupements (N° 2 avec omission de SJ)	Entre les regroupements	16 %	Φ_{RT}	0,158	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	4 %	Φ_{PR}	0,054	0,001
	Au sein des pop.	80 %	Φ_{PT}	0,203	0,001
3) 17 populations comme 5 regroupements (NE, CT, Hudson, DE/BC, SE)	Entre les regroupements	16 %	Φ_{RT}	0,164	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	4 %	Φ_{PR}	0,042	0,001
	Au sein des pop.	80 %	Φ_{PT}	0,199	0,001
4) 16 populations comme 5 regroupements (N° 3 avec omission de SJ)	Entre les regroupements	17 %	Φ_{RT}	0,166	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	3 %	Φ_{PR}	0,037	0,001
	Au sein des pop.	80 %	Φ_{PT}	0,196	0,001
5) 17 populations comme 6 regroupements (N° 4 avec SJ comme regroupement)	Entre les regroupements	17 %	Φ_{RT}	0,167	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	3 %	Φ_{PR}	0,036	0,001
	Au sein des pop.	80 %	Φ_{PT}	0,197	0,001

Modèle	Source de variance	Pourcentage de Écart	Statistique des tests	Valeur	Probabilité
6) 16 populations comme 6 regroupements (N° 4 avec omission de SJ et Merrimack comme regroupement)	Entre les regroupements	17 %	Φ_{RT}	0,169	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	3 %	Φ_{PR}	0,031	0,001
	Au sein des pop.	80 %	Φ_{PT}	0,195	0,001
7) 17 populations comme 7 regroupements (N° 3 avec SJ et Merrimack comme regroupements)	Entre les regroupements	17 %	Φ_{RT}	0,170	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	3 %	Φ_{PR}	0,031	0,001
	Au sein des pop.	80 %	Φ_{PT}	0,196	0,001
8) 17 populations comme 6 regroupements (N° 3 avec Altamaha comme regroupement)	Entre les regroupements	15 %	Φ_{RT}	0,154	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	4 %	Φ_{PR}	0,042	0,001
	Au sein des pop.	81 %	Φ_{PT}	0,190	0,001
9) 17 populations comme 8 regroupements (NE; CT; Hudson; DE/BC; CF/WB ; S-C/LM; E-S-O; Alt)	Entre les regroupements	15 %	Φ_{RT}	0,145	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	3 %	Φ_{PR}	0,034	0,001
	Au sein des pop.	83 %	Φ_{PT}	0,175	0,001
10) 17 populations comme 9 regroupements (N° 9 avec SJ comme regroupement)	Entre les regroupements	15 %	Φ_{RT}	0,152	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	2 %	Φ_{PR}	0,025	0,001
	Au sein des pop.	83 %	Φ_{PT}	0,173	0,001
11) 16 populations comme 8 regroupements (N° 10 avec omission de SJ)	Entre les regroupements	15 %	Φ_{RT}	0,148	0,001
	Entre les pop. au sein de regroupements	2 %	Φ_{PR}	0,025	0,001
	Au sein des pop.	83 %	Φ_{PT}	0,169	0,001

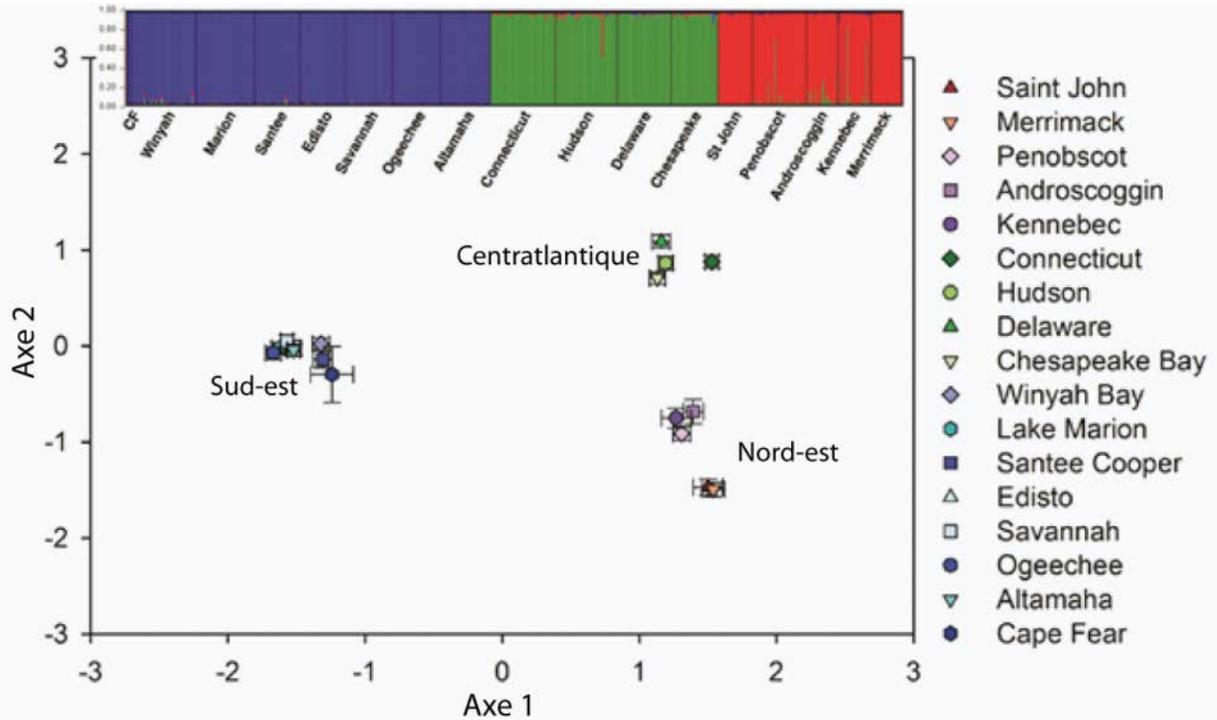


Figure 3. Analyses en coordonnées principales (diagramme de dispersion) et de la STRUCTURE (diagramme à barres dans la partie supérieure) de 561 esturgeons à museau court provenant de 17 endroits, étudiés à 11 locus de microsatellites polysémiques d'ADN. Dans le diagramme de la STRUCTURE, divisé en segments colorés k , chaque individu est représenté par une barre verticale dont la longueur est proportionnelle à la fraction des membres dans chacun des groupes k . Les lignes noires divisent les échantillons des rivières. (Tiré de King et al. 2014)

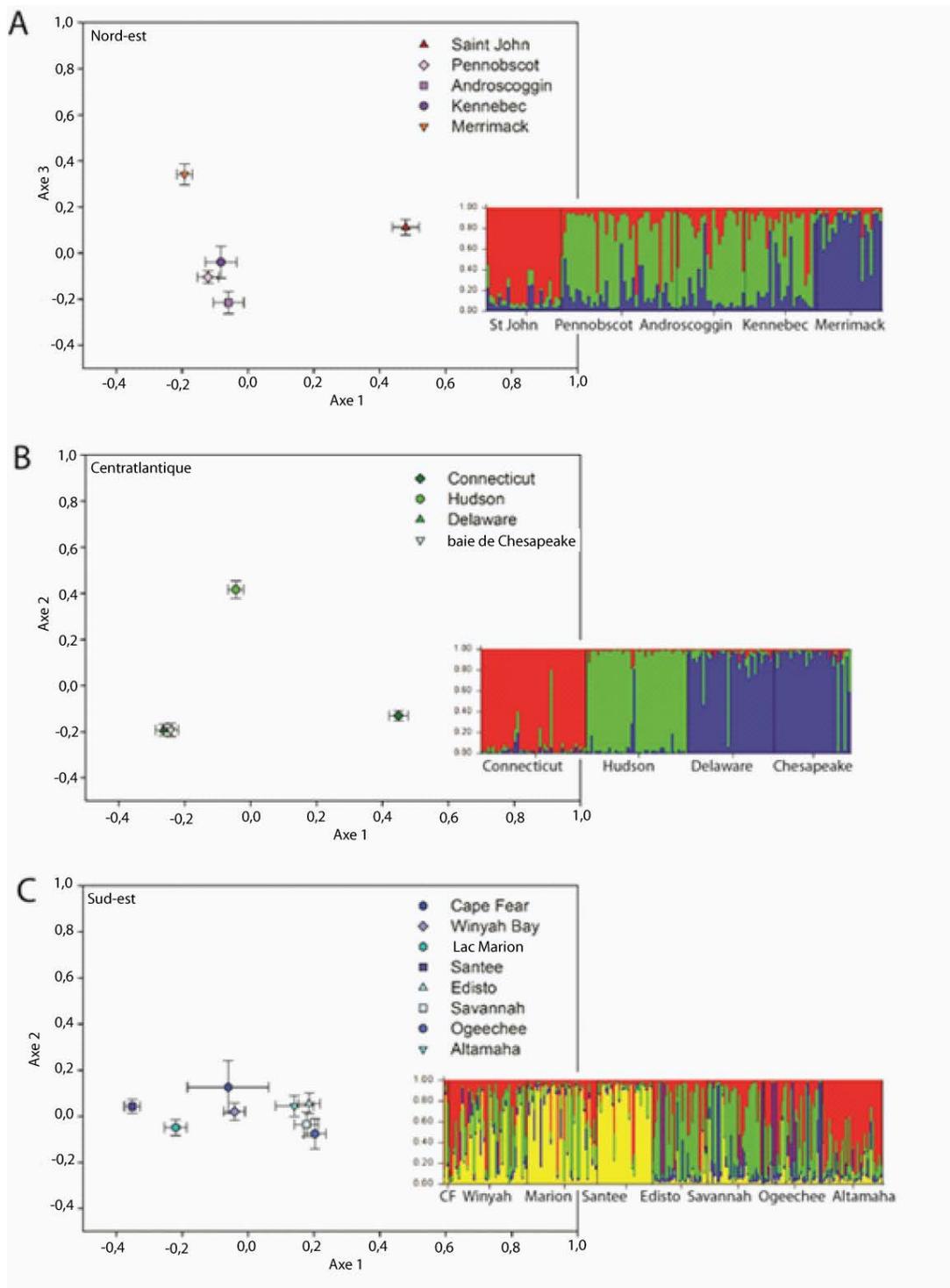


Figure 4. Analyses en coordonnées principales séquentielles (diagrammes de dispersion) et de la STRUCTURE (diagrammes à barres) de 561 esturgeons à museau court, étudiés à 11 locus de microsatellites polysémiques d'ADN. Dans l'histogramme de la STRUCTURE, divisé en segments colorés k , chaque individu est représenté par une barre verticale dont la longueur est proportionnelle à la fraction des membres dans chacun des groupes k . Les lignes noires divisent les échantillons des rivières. A) Collectes de la région du nord-est; B) Collectes de la région centratlantique; C) Collectes de la région du sud-est. (Tiré de King et al. 2014)

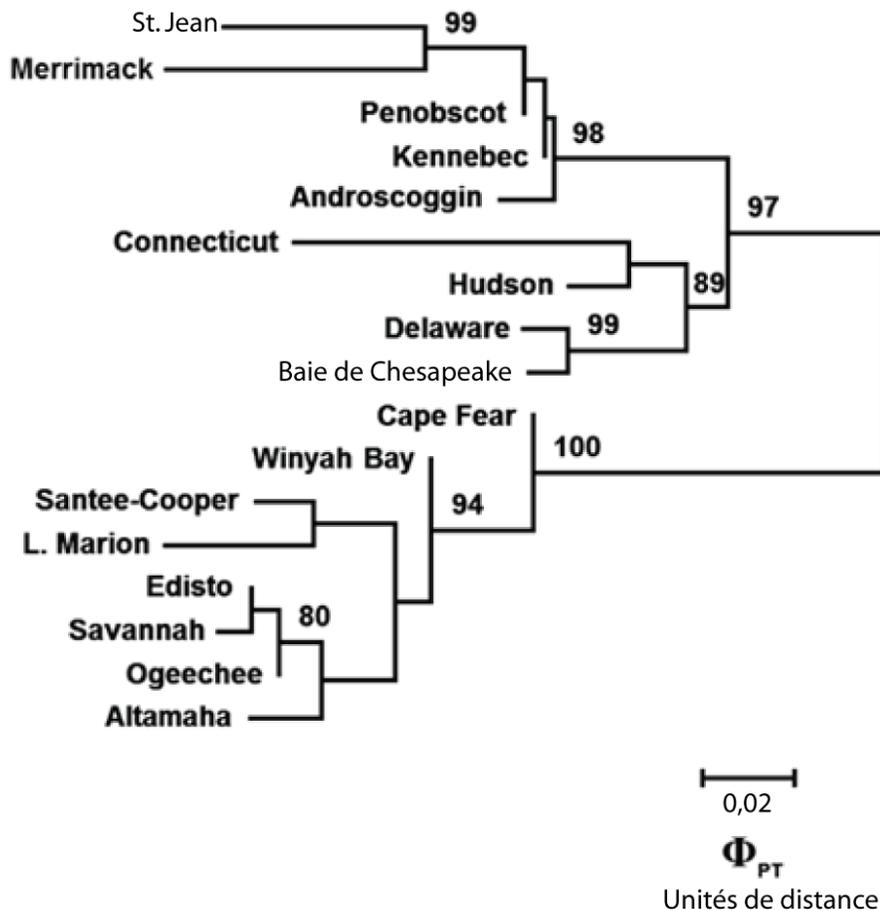


Figure 5. Dendrogramme basé sur la matrice des distances de valeurs Φ_{PT} pour 17 collectes d'esturgeons à museau court, étudiés à 11 locus de microsatellites polysémiques d'ADN et calculées à l'aide de la méthode Neighbor Joining. (Tiré de King et al. 2014)

Comparaison des résultats de l'ADNmt et des microsatellites

King et al. (2014) et l'équipe de rétablissement de l'esturgeon à museau court (2010) ont comparé les résultats des études sur l'ADNmt et les microsatellites (l'équipe de rétablissement de l'esturgeon à museau court de 2010 a utilisé une version des analyses sur les microsatellites de King et al. qui à l'époque n'avait pas été publiée). Dans l'ensemble, le niveau de concordance entre les résultats des analyses effectuées sur les deux types de marqueurs génétiques était très élevé. King et al. (2014) ont déterminé que les valeurs Φ_{PT} nucléaires et les valeurs Φ_{ST} mitochondriales étaient étroitement liées ($r = 0,84$, $P < 0,0001$). De plus, les analyses parallèles en coordonnées principales effectuées par King et al. (2014) sur les deux ensembles de données ont indiqué des modèles qualitativement similaires de regroupement de populations, dans lesquels trois principaux groupes étaient clairement évidents : sud-est, centratlantique et nord-est (figure 6). Toutefois, indépendamment de la similarité globale des deux analyses en coordonnées principales, des différences importantes ont été relevées. Notamment, la plus grande séparation relative du groupe de population du sud-est des deux autres groupes de population dans l'analyse en coordonnées principales basées sur les marqueurs nucléaires, et la plus grande dispersion relative des populations (distances moyennes parmi les populations) dans l'analyse basée sur l'ADNmt. De telles différences sont attribuables à une variété de facteurs qui distinguent les données sur l'ADNmt et les

microsatellites, comme les différents mécanismes d'héritage (maternels et biparentaux), les nombres différents de marqueurs génétiques indépendants (1 et 11), et les niveaux probables d'homoplasmie (faibles et élevés). En revanche, la séparation plutôt grande entre les populations de la rivière Saint-Jean et les autres populations dans le groupe du nord-est constituait une similarité notable entre les deux analyses en coordonnées principales.

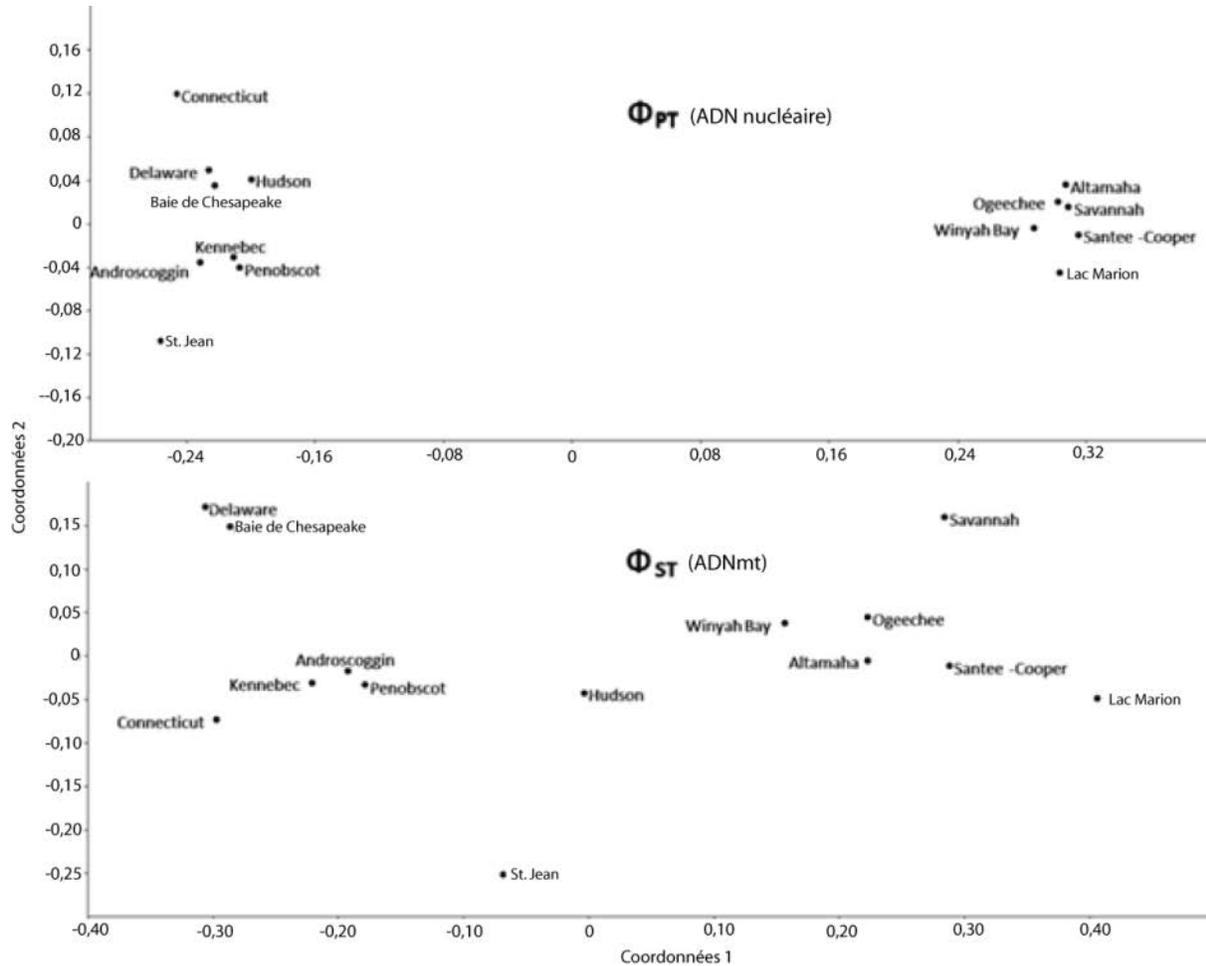


Figure 6. Résultats des analyses d'échelle multidimensionnelles indépendantes des matrices par paire a) Φ_{PT} (microsatellites d'ADN nucléaire) et b) Φ_{ST} (ADNmt; Wirgin et al. 2010) pour 14 collectes d'*Acipenser brevirostrum* qui sont en commun entre les deux études. (Tiré de King et al. 2014)

Conclusions : Preuves liées à la *distinction* et à l'*importance*

Comme indiqué précédemment, l'approche utilisée aux États-Unis et au Canada en vue de déterminer les unités de diversité biologique intraspécifique qui méritent d'être reconnues pour une protection juridique potentielle est d'appliquer un test en deux parties qui évalue d'abord la *distinction*, puis l'*importance*. La *distinction* est généralement évaluée à l'aide de marqueurs génétiques neutres : si les populations indiquent des différences importantes sur le plan statistique en matière de fréquence des marqueurs génétiques neutres, elles sont alors *distinctes*. Les données sur l'ADNmt et les microsatellites fournissent des preuves solides de *distinction* pour la population d'esturgeon à museau court, puisque les fréquences des haplotypes d'ADNmt et des génotypes des microsatellites nucléaires diffèrent grandement entre la rivière Saint-Jean et les populations les plus proches du sud dans le Maine.

L'importance constitue souvent un critère plus difficile à déterminer, ce qui est vrai pour l'esturgeon à museau court. Les trois types possibles de preuves qui pourraient appuyer l'importance qu'impliquent les enjeux écologiques et de répartition (voir le tableau 1) sont en dehors de la portée du présent rapport. Le quatrième type de preuve repose sur les données génétiques. Ici, les lignes directrices canadiennes sont plus explicites et, par conséquent, potentiellement plus restrictives que celles des États-Unis. Les lignes directrices américaines exigent seulement que le segment de population distinct diffère de façon marquée des autres populations, tandis que les instructions canadiennes font référence à la « divergence phylogénétique intraspécifique relativement grande » et aux « différences fixes » et indiquent que « les différences quantitatives (fréquence) pour les marqueurs évoluant rapidement, comme les microsatellites, ne sont généralement pas suffisantes... ». En revanche, le COSEPAC utilise délibérément le terme « lignes directrices » pour l'interprétation des données puisse être flexible. De plus, la pratique récente du COSEPAC en matière de reconnaissance des unités désignables, notamment chez les poissons anadromes et marins, a démontré une telle flexibilité (p. ex. COSEPAC, 2010a,b). Une autre source de preuves qui pourrait appuyer l'importance, bien que les lignes directrices du COSEPAC n'y fassent pas explicitement référence, serait les données génétiques qui fournissent des preuves d'adaptations locales. De telles données sont actuellement rares ou non existantes pour la plupart des espèces, mais devraient rapidement devenir largement disponibles grâce aux progrès continus des technologies du séquençage de l'ADN.

Le plan de rétablissement final de l'esturgeon à museau court a reconnu 19 segments de population distincts, dont l'un était la rivière Saint-Jean (NMFS 1998). Toutefois, le présent rapport a précédé la publication de toute donnée génétique pertinente. Depuis, trois rapports publiés ont présenté des opinions sur le nombre de segments de population distincts d'esturgeon à museau court qui sont appuyés par les données génétiques. Le rapport de l'équipe de rétablissement de l'esturgeon à museau court (équipe de rétablissement de l'esturgeon à museau court 2010) a pondéré les données sur l'ADNmt et les données sur les microsatellites et a conclu que les divisions relativement grandes entre les trois principaux groupes de populations appuyées par les données sur l'ADNmt et les données sur l'ADN nucléaire délimitent probablement la distinction importante sur le plan évolutionnaire et le potentiel d'adaptation de cette espèce. Par ailleurs, les auteurs ont décidé que les zones étroites de discontinuité génétique observées dans la région centratlantique (p. ex. dans la deuxième phase des analyses de la structure) avaient aussi probablement une importance biologique pour l'espèce. Par conséquent, ils ont conclu qu'il y a cinq groupes de populations régionaux de l'esturgeon à museau court aux États-Unis. Ils comprennent aux États-Unis le golfe du Maine, les fleuves Connecticut et Housatonic, la rivière d'Hudson, le fleuve Delaware, la baie Chesapeake et le sud-est) *ainsi que le groupe de populations de la rivière Saint-Jean au Nouveau-Brunswick, Canada*. La formulation est un peu ambiguë, mais elle implique que la rivière Saint-Jean aurait été reconnue comme un groupe de population régionale si elle se trouvait aux États-Unis.

Wirgin *et al.* (2010) ont conclu selon leurs données sur l'ADNmt qu'il n'y avait pas moins de neuf populations d'esturgeon à museau court génétiquement distinctes à cette époque. En tirant cette conclusion, ils ont regroupé les rivières Penobscot et Kennebec (y compris l'affluent Androscoggin), ainsi que le fleuve Delaware et la baie Chesapeake, les rivières Cooper et Santee, les rivières Ogeechee et Savannah, mais ont séparé toutes les autres rivières. Dans cette interprétation, la population de la rivière Saint-Jean est considérée comme étant génétiquement distincte.

Enfin, King *et al.* (2014) ont évalué les ensembles de données sur l'ADNmt et les microsatellites et ont décidé que le nombre de lignées distinctes sur le plan géographique et importantes sur le plan évolutionnaire était fort probablement sept, selon leur évaluation de leurs données sur les

microsatellites nucléaires et les données sur l'ADNmt de Wirgin *et al.* 2010. Ces sept groupes comptaient les combinaisons suivantes : (i) sud-est (toutes les rivières au sud de la baie Chesapeake); (ii) Delaware-Chesapeake; (iii) Hudson; (iv) Connecticut; v) Merrimack; (vi) Androscoggin, Kennebec, Penobscot; et (vii) la rivière Saint-Jean.

Par conséquent, trois ensembles d'auteurs, certains se chevauchant entre les rapports (T. King et M. Kieffer sont tous deux des auteurs de l'équipe de rétablissement de l'esturgeon à museau court [2010] et des publications de King *et al.* [2014]) ont tiré des conclusions quelque peu différentes concernant le nombre de populations d'esturgeon à museau court « génétiquement distinctes » ou « importantes sur le plan évolutif », mais tous reconnaissent la distinction génétique de la population d'esturgeon à museau court de la rivière Saint-Jean.

Étant donné qu'il n'existe pas de définition biologique ou quantitative ferme de ce qui constitue un segment de population distinct, il y aura inévitablement des polémiques concernant la situation du segment de population distinct de la rivière Saint-Jean. Néanmoins, d'après les résultats susmentionnés, on peut soutenir que la population d'esturgeons à museau court de la rivière Saint-Jean mérite d'être reconnue comme un segment distinct de population. De la même manière, et notamment en tenant compte des précédents récents établis par le COSEPAC (2010a,b), la population de la rivière Saint-Jean serait probablement considérée comme une unité désignable conformément aux lignes directrices du COSEPAC et de sa pratique récente.

État de la population

L'esturgeon à museau court se trouve sur la côte est de l'Amérique du Nord, du Nouveau-Brunswick (Canada) à la Floride (États-Unis). La seule population d'esturgeons à museau court connue au Canada se trouve dans la rivière Saint-Jean, dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick (figure 1). La présence de l'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean a été répertoriée pour la première fois en 1957 (Leim et Day 1959). Auparavant, il n'était probablement pas différencié de l'esturgeon noir, qui appuie une pêche commerciale. Il n'existe aucune donnée sur la situation de l'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean avant la construction du barrage de Mactaquac, qui a été construit au milieu des années 1960, environ 15 km en amont de Fredericton, et a été ouvert en 1968. Il n'y a eu qu'un seul recensement complet de la population d'esturgeons à museau court dans la rivière Saint-Jean sous le barrage de Mactaquac, qui a été effectué dans les années 1970 (Dadswell 1979).

En 1980, le COSEPAC a évalué l'esturgeon à museau court comme espèce préoccupante. En 2005, l'espèce a de nouveau été évaluée comme espèce préoccupante. D'après le COSEPAC, l'esturgeon à museau court a répondu au critère pour les espèces menacées selon le critère D2 (c.-à-d., la population canadienne avec un indice de zone d'occupation ou un nombre d'endroits très limité, basé sur la présence dans une seule rivière), mais a été désigné comme espèce préoccupante, car on a jugé que la population n'était exposée à aucune menace immédiate. Le COSEPAC évaluera de nouveau l'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean en avril 2015. Les menaces pesant sur l'esturgeon à museau court ne sont pas connues et ont augmenté depuis l'évaluation de 2005 du COSEPAC.

Abondance et répartition de l'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean

Dadswell 1979

Une étude exhaustive de marquage-recapture d'esturgeons à museau court dans la rivière Saint-Jean a été menée entre juin 1973 et juin 1977 par Dadswell (1979). Les esturgeons à museau court ont été principalement capturés avec des filets maillants (bien que certains aient été capturés accidentellement dans des trappes en filet à saumons). L'échantillonnage était effectué une fois par semaine, sauf de juillet 1976 à juin 1977. De 1973 à 1976, des étiquettes

Carlin étaient appliquées de façon externe aux spécimens sains (adultes et juvéniles). Une enquête à l'aide de filets maillants des modèles de répartition estivale et hivernale dans l'estuaire a été menée en 1973 et au début de l'année 1974. Le placement des filets maillants dans chaque échancrure a été effectué selon un plan de grille aléatoire. Au cours de juillet et d'août 1975, des ensembles ont été établis dans tout l'estuaire en fonction d'un plan de grille aléatoire. Durant la dernière semaine de juin 1976 et de juin 1977, des efforts intensifs de recapture ont été déployés dans la baie Grand, un endroit où les esturgeons à museau court étaient concentrés à l'époque. Le marquage de poissons non marqués au cours des deux efforts finaux a été effectué par l'ablation de la nageoire caudale. À chaque hiver de la période d'étude, des filets maillants étaient pêchés sous la glace dans le lac Grand, le lac Washademoak, la baie Belleisle, la baie Kennebecasis et le passage Long. Les petits nombres d'esturgeons à museau court qui étaient capturés dans des trappes en filet à saumons à Westfield entre 1973 et 1976 ont également été examinés et marqués. Au total, 4 178 esturgeons ont été capturés : 2 453 ont été étiquetés, puis remis à l'eau, 330 ont été recapturés et 1 153 ont été remis à l'eau sans étiquetés.

Les estimations des populations d'adultes moyennes allaient de 6 200 à 18 500, passant de valeurs plus faibles au début de l'étude à des valeurs plus élevées ($18\,500 \pm 4\,600$, $17\,700 \pm 5\,900$ et $17\,700 \pm 6\,200$) au cours des trois derniers cycles de recapture. Les estimations initiales ont été jugées faibles, car l'échantillonnage répété aux mêmes endroits en 1974 s'est traduit par des taux de recapture plus élevés et a fait baisser les estimations des populations. Les trois dernières estimations, basées sur un échantillonnage plus étendu et plus aléatoire, ont été jugées comme étant probablement les plus proches du niveau réel des populations d'adultes à l'époque. Dans les rapports suivants, Dadswell (1984) décrit la population d'esturgeon à museau court comme étant $18\,000 \pm 30\%$, avec une population canadienne totale de 100 000 issue de l'extrapolation de la relation avec la mortalité.

Cette étude a déterminé des emplacements d'hivernage au sein des grands lacs profonds du bassin versant inférieur de la rivière Saint-Jean et des parties d'eau salée profondes de la rivière et de l'estuaire inférieur (c.-à-d., lac Grand, lac Washademoak, baie Belleisle, baie Kennebecasis, et passage Long), ainsi que dans les eaux de la baie de Fundy, adjacentes à la rivière Saint-Jean. De plus, elle a décrit les déplacements saisonniers de l'esturgeon à museau court, y compris les migrations en amont des esturgeons adultes au printemps. Le frai a été déduit dans la région de la rivière entre le barrage de Mactaquac et Fredericton (Dadswell 1984). Les emplacements d'hivernage sont également décrits dans Dadswell *et al.* (1984).

Litvak (1998-2004)

Des études de marquage et de recapture ont été menées sur des poissons fournis par des participants dans les tournois de pêche à la ligne récréative d'esturgeons qui ont eu lieu en octobre dans la rivière Kennebecasis de 1998 à 2004. L'abondance annuelle moyenne a été estimée à 2 068 poissons (801-11 277) à l'aide d'une technique d'estimation de la population ouverte de Jolly-Seber (COSEPAC 2005). La variabilité interannuelle élevée de la taille de la population recensée a été attribuée à une immigration et à une émigration variables d'autres affluents de la rivière Saint-Jean. On estime que les données reflètent une population persistante (compte tenu des prises annuelles à long terme durant le tournoi de pêche d'esturgeons), mais qu'elles ne sont pas assez précises pour en déduire des changements de l'abondance globale dans le temps (référence).

Li *et al.* 2007

Cette étude avait pour objectifs de localiser un site d'hivernage de l'esturgeon à museau court, de découvrir comment l'esturgeon à museau court utilise son habitat en hiver et d'estimer la taille de sa population.

Dans cette étude, on a chirurgicalement implanté des émetteurs acoustiques (VEMCO) dans trois esturgeons à museau court pêchés dans la rivière Kennebecasis (septembre 2004) pour les suivre jusqu'à leur emplacement d'hivernage au confluent de la rivière Kennebecasis et la rivière Hammond (figure 7) à l'aide d'un hydrophone directionnel (septembre à octobre 2004). De janvier à mars 2005, lorsque les conditions sur glace étaient sécuritaires, l'utilisation de l'habitat d'hivernage dans cette région a été étudiée au moyen d'un système de caméra vidéo sous-marine et d'une approche de modélisation de l'habitat. Des trous (187) ont été percés dans la glace, dans lesquels on a fait passer une vidéo caméra. Les dénombrements d'esturgeons à museau court ont été consignés à chaque trou ainsi que le type d'habitat.

Au total, on a compté 234 esturgeons à museau court. Il s'est avéré qu'ils utilisaient la partie la plus profonde du substrat sablonneux et qu'ils ne bougeaient pas trop au cours de la période d'échantillonnage. L'estimation de l'abondance totale issue de cette étude était $4\,836 \pm 69$ poissons à l'aide la méthode ordinaire de krigeage pour faire une interpolation de la densité des esturgeons à des sites non échantillonnés. On a jugé que cette estimation représentait une portion inconnue de la population totale, car elle représente seulement un des emplacements d'hivernage historiques connus (voir Dadswell 1979, 1984).

Fait intéressant, le site d'hivernage de Kennebecasis découvert par Li *et al.* (2007) n'avait pas été déterminé par Dadswell (1979, 1984). Les poissons dotés d'émetteurs acoustiques (y compris ces trois esturgeons et d'autres poissons non mentionnés dans ce document) ne se sont pas déplacés jusqu'aux sites identifiés par Dadswell (1979, 1984). Il en était de même pour le site de Murphy Cove déterminé par Dadswell vérifié par une vidéo lorsqu'il a fait l'objet d'un relevé en 2007. Toutefois, compte tenu de la petite taille potentielle des sites d'hivernage, d'où la difficulté de les repérer, cela ne signifie pas nécessairement que les sites dans ces régions ne sont pas actuellement utilisés par l'esturgeon à museau court pour l'hivernage.

Usvyatsov *et al.* 2012

D'après les travaux de Li *et al.* (2007), les densités et les abondances globales d'hivernage de l'esturgeon à museau court ont été estimées à l'aide d'une vidéo sous-marine dans le site d'hivernage de la rivière Kennebecasis en 2009 et en 2011. Cette étude avait pour objectif de caractériser la variabilité du nombre d'esturgeons à museau court se regroupant sur le site année après année, l'exactitude et la précision des mesures relevées à l'aide d'un système de caméra laser sous-marine, et la répartition des longueurs d'hivernage de l'esturgeon à museau court. L'échantillonnage a été effectué de février à mars 2009 (huit jours) et en février 2011 (cinq jours) à peu près au même endroit où Li *et al.* (2007) ont effectué un échantillonnage.

Au total, 362 et 222 esturgeons à museau court ont été répertoriés dans 186 et 144 trous (superficie de $0,02 \text{ km}^2$) en 2009 et en 2011, respectivement. La majorité des esturgeons à museau court ont été observés sur du substrat sablonneux, tout comme les observations de Li *et al.* (2007). Les estimations des longueurs à la fourche des 83 esturgeons à museau court échantillonnés à l'aide d'un système de caméra laser allaient de 54 à 119 cm ($76,6 \pm 13,7$ cm), ce qui laisse entendre que les poissons ont entre 11 et 57 ans (adultes). Elles ont été comparées aux longueurs à la fourche de 44 esturgeons à museau court capturés en octobre 2008 au tournoi de pêche d'esturgeons dans la rivière Kennebecasis ($79,8 \pm 10,3$ cm), dont l'âge a été estimé entre 14 et 33 ans.

Trois différents modèles de densité spatiale des poissons ont estimé un total de 3 852 à 5 222 esturgeons à museau court adultes en 2009 et 2011. Pour les résultats de 2009, des modèles exponentiels, sphériques et gaussiens ont donné les estimations suivantes : $4\,083,3 \pm 50,5$, $4\,769,2 \pm 48,7$, et $4\,450,3 \pm 48,1$ esturgeons à museau court, respectivement. Pour les résultats de 2011, des modèles exponentiels, sphériques et gaussiens ont donné les estimations suivantes : $3\,852,1 \pm 92,9$, $5\,163,8 \pm 90,8$ et $5\,222,4 \pm 90,3$, respectivement. Aucun esturgeon juvénile n'a été observé à ce site, ce qui indique qu'ils hivernaient ailleurs.

Tout comme pour l'étude de Li *et al.* (2007), l'objectif de cette étude était principalement de déterminer ce site comme un habitat d'eau douce important pour l'esturgeon à museau court. L'objectif n'était pas d'établir une estimation de la population. Usvyatsov (Litvak, comm. pers.) a tenté de trouver des esturgeons à museau court en hivernage à la baie South (12 km fluviaux), au lac Washdemoak (65 km fluviaux) et à Gagetown (72 km fluviaux) à l'aide de poissons étiquetés avec un système à ultrasons au cours de l'hiver 2011 et en introduisant des caméras à ces endroits. Des esturgeons à museau court ont été suivis jusqu'à une zone dans la rivière Saint-Jean près de Gagetown, à 5 km en amont d'un site déterminé par Dadswell (1979). On a observé qu'ils s'y regroupaient en petites densités (Litvak, comm. pers.).

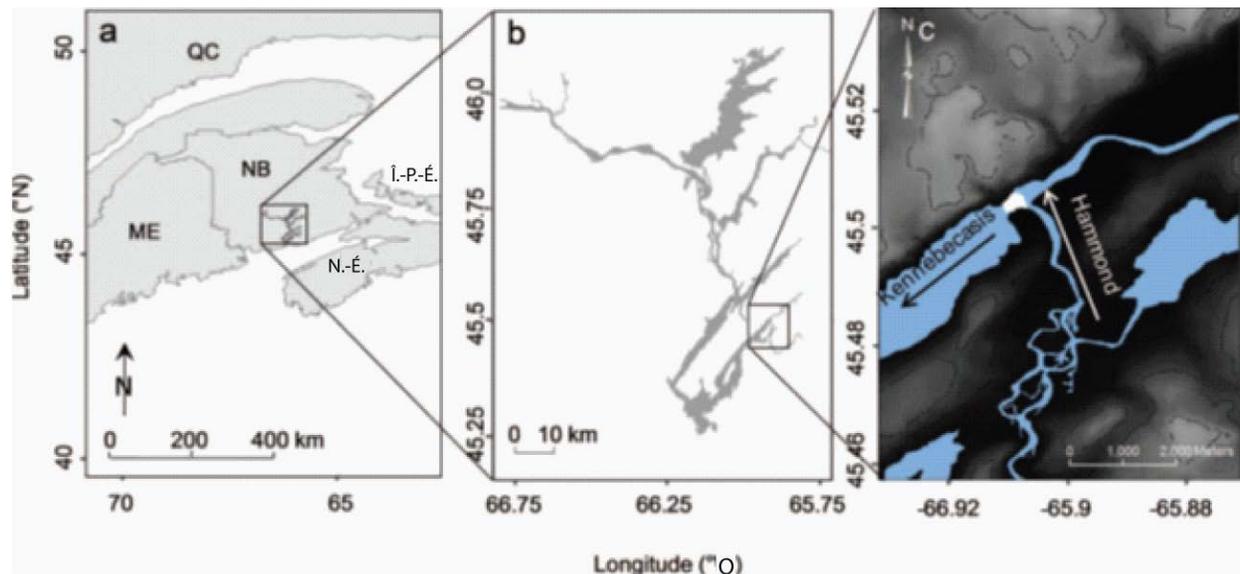


Figure 7. (a) La côte de l'Atlantique, avec les provinces maritimes du Canada (N.-B. = Nouveau-Brunswick; N.-É. = Nouvelle-Écosse; Î.-P.-É. = Île-du-Prince-Édouard), ainsi que le Québec (Qc) et le Maine (ME); (b) le cours inférieur de la rivière Saint-Jean et la rivière Kennebecasis (le rectangle indique le site d'échantillonnage); et (c) le confluent des rivières Kennebecasis et Hammond, où l'esturgeon à museau court en hivernage a été échantillonné (flèches = direction du débit de la rivière; polygone blanc = site d'échantillonnage). (Tiré de Usvyatsov *et al.* 2012)

Répartition par taille et taux de croissance de l'esturgeon à museau court

Les tendances relatives à la répartition par taille (âge) et aux taux de croissance peuvent être utilisées pour éclairer la situation des populations, avec des changements (p. ex. troncature des âges supérieurs) potentiellement liés aux changements de l'environnement ou aux répercussions d'origine humaine (p. ex. prélèvements).

Dadswell *et al.* (1984) ont fourni une représentation graphique de la répartition par taille pour les esturgeons à museau court capturés à l'aide de filets maillants dans la rivière Saint-Jean en 1974 et en 1975 (figure 8). Ils ont également fourni une représentation graphique de la

répartition selon l'âge correspondante (figure 9). Ces graphiques indiquent que la grande gamme de tailles échantillonnées reflétait un large éventail d'âges, avec des classes d'âge jusqu'à au moins 40 ans bien représentées.

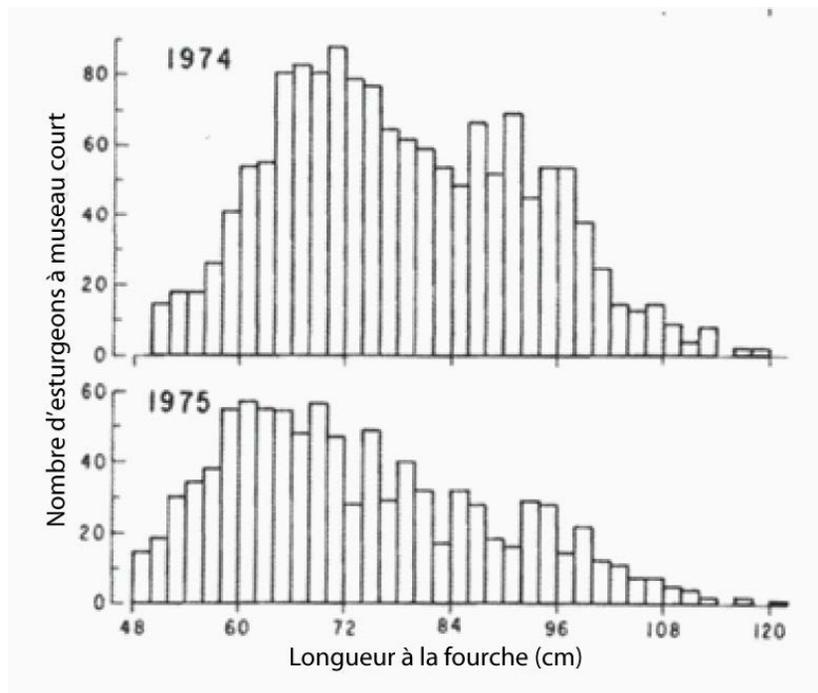


Figure 8. Composition par taille des longueurs à la fourche des prises par filets maillants d'esturgeons à museau court dans la rivière Saint-Jean en 1974 et en 1975 (les données de 1973 sont également fournies dans le rapport, mais elles ne sont pas illustrées ici) [Dadswell et al. 1984].

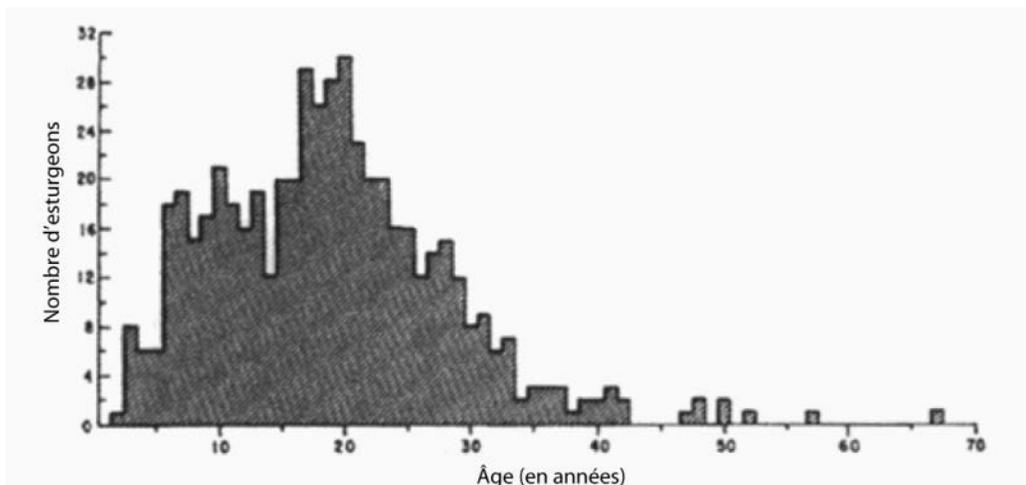


Figure 9. Composition par âge de l'esturgeon à museau court échantillonné dans la rivière Saint-Jean. La prédominance de poissons d'environ 20 ans est un artefact de la sélectivité des filets maillants pour cette taille d'esturgeon. Le nombre moins élevé d'esturgeons plus jeune reflète le peu d'effort déployé avec les filets pour la sélection de cette taille et la répartition différentielle des juvéniles et des adultes (Dadswell et al. 1984).

Litvak (COSEPAC 2005) a fourni une représentation graphique de la répartition par taille pour les esturgeons à museau court capturés à l'aide de filets maillants dans la rivière Saint-Jean

de 1998 à 2002 (figure 10). Elle montre une large répartition par taille similaire à la représentation graphique des années 1970. Alors qu'il n'y a pas de représentation graphique de la répartition selon l'âge correspondante, on suppose que ce large éventail de taille reflète également une large répartition des âges.

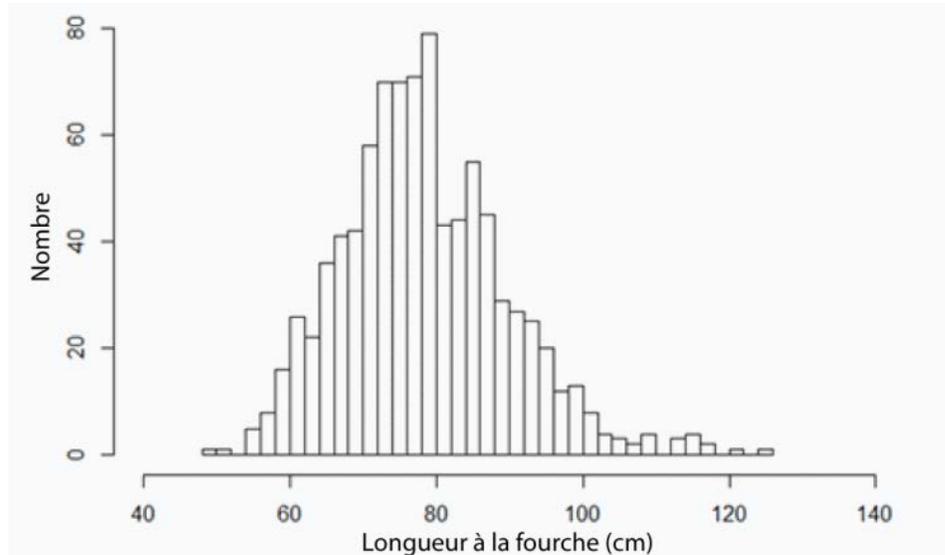


Figure 10. Répartition de la fréquence des longueurs à la fourche des esturgeons à museau court pêchés dans la rivière Saint-Jean à l'aide d'un filet maillant élastique de 12,5 cm (1998-2002). La limite de taille actuelle pour la conservation des prises pour la pêche récréative est tout poisson d'une longueur à la fourche d'au moins 120 cm.

Dadswell (1979) a estimé des taux de croissance à partir de 106 poissons étiquetés recapturés entre 1973 et 1978. Au cours de cette période, on a constaté que les esturgeons à museau court prenaient, en moyenne, environ 490 grammes par an (1,32 g/jour). L'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean (1998-2002) avait une prise de poids moyen annuelle de 540 g (prenant 1,48 g par jour \pm ET de 1,2) ou un taux de croissance spécifique (selon Ricker 1975) de 0,017 % \pm 0,067 par jour (COSEPAC 2005).

Taille de la population viable minimum et capacité biotique

En 2014, Stokesbury *et al.* (2014) ont étudié l'utilisation potentielle de l'indice de la capacité des espèces à éviter l'extinction (SAFE) pour évaluer la situation de l'esturgeon à museau court sur la côte est de l'Amérique du Nord (le sujet central du document était l'esturgeon noir).

Dans ce document, l'estimation de la population adulte de l'esturgeon à museau court pour la côte est de l'Amérique du Nord était 96 775. La majorité de cette estimation de la population provenait de la rivière d'Hudson. (Bain *et al.* [2007] ont fourni une estimation d'environ 57 000 adultes basée sur les données recueillies entre 1994 et 1997), suivie par la rivière Saint-Jean (à l'aide de l'estimation de 1979 de 18 000 adultes, que l'on supposait être à capacité biotique).

On a émis l'hypothèse que le seuil de population viable minimum (PVM) pour l'esturgeon à museau court sur la côte est de l'Amérique du Nord était de 5 000 esturgeons, selon Traill *et al.* (2010). Cette valeur était basée sur une analyse documentaire d'une variété d'espèces de vertébrés (mammifères), dont quelques-unes étaient des poissons.

L'indice SAFE (Clements *et al.* 2011) a été calculé de la manière suivante :

$$\text{IndiceSAFE} = \log_{10} N - \log_{10} PVM_t$$

quand N était égal à l'estimation de la population totale de l'espèce dans toute son aire de répartition (toutes les populations combinées) et PVM_t était le seuil de population viable minimum supposé. Ce calcul a donné une estimation de l'indice SAFE pour l'esturgeon à museau court de 1,29, ce qui a été jugé au-dessus de la valeur prévue pour une espèce menacée (0 ou inférieure à 0 pour une PVM de 5 000 adultes).

Dans ce rapport, la capacité biotique de la rivière a également été estimée. On a estimé que la superficie estuarienne de la rivière Saint-Jean en dessous du barrage de Mactaquac était de 9 180 hectares (de la limite de marée jusqu'à environ 25 USP), ce qui, en supposant que l'estimation de la population de 1979 de 18 000 adultes était à capacité biotique (une hypothèse qui n'a pas été testée), donne une capacité biotique propre à la rivière de 0,51 adulte par hectare. Cette estimation de la rivière Saint-Jean était similaire à l'estimation du fleuve Delaware (0,64), mais moins de la moitié de la rivière d'Hudson (1,29).

Sommaire

Un examen récent de Stokesbury *et al.* (2014) sous-entend qu'une taille de population viable minimum de 5 000 adultes est appropriée pour les esturgeons à museau court sur la côte est de l'Amérique du Nord, compte tenu des caractéristiques de leur cycle biologique et de leur faible mortalité présumée (naturelle et liée aux pêches). Toutefois, ces conclusions sont basées sur des comparaisons avec des espèces autres que les poissons.

Une étude menée dans les années 1970 a estimé une taille de la population de $18\ 000 \pm 30\ %$ esturgeons à museau court adultes dans la rivière Saint-Jean, avec une estimation de la taille de la population totale d'environ 100 000 individus avec une répartition par taille et selon l'âge importante. À cette époque, l'hivernage de l'esturgeon à museau court a été signalé dans cinq lacs et estuaires d'eau douce, dans deux endroits de l'estuaire maritime de la rivière Saint-Jean (passage Long, et juste avant les chutes réversibles) et dans les eaux de la baie de Fundy adjacentes à la rivière Saint-Jean. Cette population d'esturgeons à museau court a été considérée comme importante (la plus importante connue à l'époque).

Aucun relevé exhaustif de la population d'esturgeons à museau court n'a été effectué depuis les années 1970. De plus, il n'y a eu aucune tentative d'évaluation de la présence de l'esturgeon à museau court dans la région de la rivière Saint-Jean au-dessus du barrage de Mactaquac depuis que ce dernier est devenu opérationnel en 1968. Des études d'un seul site d'hivernage (le confluent entre les rivières Kennebecasis et Hammond; non déterminé comme un site d'hivernage par Dadswell en 1979), ont produit les estimations suivantes : $4\ 836 \pm 69$ (2005), et 3 852 à 5 222 (2009, 2011) adultes. Alors que ces estimations partielles sont instructives, elles ne sont pas vraiment comparables avec les estimations historiques à cause des différences en matière d'endroit, de méthodologie, et des périodes de relevés, ce qui rend le suivi des changements liés aux populations difficile. Toutefois, ces études indiquent l'utilisation persistante interannuelle de la région de Kennebecasis pour l'hivernage par un grand nombre (entre 3 852 et 5 222) d'esturgeons à museau court. Les tentatives limitées pour trouver des esturgeons à museau court dans d'autres sites d'hivernage déterminés par Dadswell (1979) n'ont pas porté des fruits, sauf pour la confirmation d'un regroupement de faible densité à Gagetown. Toutefois, compte tenu de la petite taille potentielle des sites d'hivernage, d'où la difficulté de les repérer, cela ne signifie pas nécessairement que les sites dans ces régions ne sont pas actuellement utilisés par l'esturgeon à museau court pour l'hivernage.

D'après l'échantillonnage effectué entre 1998 et 2002, la répartition par taille de l'esturgeon à museau court reste similaire à celle des années 1970 et les taux de croissance de l'esturgeon à museau court de la rivière Saint-Jean sont semblables ou ont augmenté.

En résumé, tandis que les renseignements sur la taille et la répartition de la population actuelle dans la rivière Saint-Jean n'ont pas été mis à jour, raison pour laquelle la tendance liée à la

taille et à la répartition de la population depuis 1979 n'est pas connue, il n'y a pas d'indication que la situation générale de l'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean a changé depuis les années 1970. L'esturgeon à museau court a été évalué comme espèce préoccupante par le COSEPAC (2005) en raison de sa répartition limitée à une seule rivière au Canada et au manque de menaces immédiates pesant sur la population.

Conclusions

Étant donné qu'il n'existe pas de définition biologique ou quantitative ferme de ce qui constitue un segment de population distinct, il y aura inévitablement des polémiques concernant la situation du segment de population distinct de la rivière Saint-Jean. Néanmoins, d'après les résultats susmentionnés, on peut soutenir que la population d'esturgeons à museau court de la rivière Saint-Jean mérite d'être reconnue comme un segment distinct de population.

Une étude menée dans les années 1970 a estimé une taille de la population de $18\,000 \pm 30\%$ d'esturgeons à museau court adultes dans la rivière Saint-Jean. Des études subséquentes à un site d'hivernage unique ont produit les estimations suivantes : $4\,836 \pm 69$ (2005), et $3\,852$ à $5\,222$ (2009, 2011) adultes. Alors que ces estimations partielles sont instructives, elles ne sont pas vraiment comparables avec les estimations historiques à cause des différences en matière d'endroit, de méthodologie et des périodes de relevés. Toutefois, ces études indiquent l'utilisation persistante de la région de Kennebecasis pour l'hivernage par un grand nombre (entre $3\,852$ et $5\,222$) d'esturgeons à museau court adultes. Par ailleurs, la répartition par taille et les taux de croissance de l'esturgeon à museau court échantillonné dans la rivière Saint-Jean entre 1998 et 2002 s'avèrent être semblables à ceux observés en 1979. Par conséquent, tandis que les renseignements sur la taille et la répartition de la population actuelle dans la rivière Saint-Jean n'ont pas été mis à jour, raison pour laquelle la tendance liée à la taille et à la répartition de la population depuis 1979 n'est pas connue, il n'y a pas d'indication que la situation générale de l'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean a changé depuis les années 1970. L'esturgeon à museau court a été évalué comme espèce préoccupante par le COSEPAC (2005) en raison de sa répartition limitée à une seule rivière au Canada et de la reconnaissance qu'il n'y a pas de menaces immédiates pesant sur la population.

Recommandations de recherche

Un recensement de population mis à jour pour l'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean fournirait des renseignements sur la tendance de l'abondance et de la répartition de la population depuis les années 1970. Cette mise à jour pourrait être effectuée en déployant des efforts supplémentaires pour localiser et caractériser les sites d'hivernage pour l'esturgeon à museau court dans la rivière Saint-Jean; par exemple, par un suivi à ultrasons de l'esturgeon à museau court dans le système de la rivière Saint-Jean à la fin de l'automne pour localiser les sites de regroupement hivernal et la surveillance de ces sites en hiver. Dans le cas où l'esturgeon à museau court ne serait pas détecté au-dessus du barrage de Mactaquac, la quantité de perte d'habitat à la suite de la construction du barrage pourrait également être estimée.

La collecte et l'analyse d'un nouveau matériel génétique de l'esturgeon à museau court pourraient être utilisées pour calculer la taille efficace de la population (la base de la diversité génétique de la population). La taille efficace de la population, ou plus précisément le rapport entre l'abondance de la population et la taille efficace de la population, pourrait s'avérer essentielle pour déterminer la situation de conservation. Toutefois, il convient de noter que l'analyse génétique de l'esturgeon à museau court est compliquée du fait que l'espèce est hexaploïde (c.-à-d., contient six ensembles homologues de chromosomes) et à grande longévité. Il sera difficile de comparer des poissons issus de différentes générations.

Une recherche dirigée de l'esturgeon à museau court au-dessus du barrage Mactaquac pourrait aider à mieux définir l'aire de répartition, la situation et l'utilisation de la rivière par l'espèce ainsi qu'à acquérir une meilleure compréhension des répercussions potentielles de la présence et du régime d'exploitation du barrage sur la dynamique des populations d'esturgeons.

Des recommandations de recherche supplémentaires liées à l'esturgeon à museau court seront incluses dans le plan canadien de gestion de l'esturgeon à museau court.

Collaborateurs

Paul Bentzen	Université Dalhousie
Tana Worcester	MPO, Sciences (Maritimes)
Rod Bradford	MPO, Sciences (Maritimes)
Simon Nadeau	MPO, Sciences (Maritimes)
Ljubica Vuckovic	Pêches internationales au MPO (ACN)
Kim Robichaud-Leblanc	Gestion des espèces en péril du MPO
Greg Stevens	Gestion des ressources du MPO
Jeff Cline	Gestion des ressources du MPO
Marc Johnston	Nouveau-Brunswick, MAPA
Mary Sabine	Nouveau-Brunswick, MRN
Kathryn Collet	Nouveau-Brunswick, MRN
Steve Gordon	Nouveau-Brunswick, MRN
Jessica Pruden	NOAA
Matthew Litvak	Université Mount Allison
John Waldman	Queen's College (É.-U.)
Mike Dadswell	Université Acadia

Approuvé par :

Alain Vézina
Directeur régional des Sciences, Région des Maritimes
Pêches et Océans Canada
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Tél. : 902-426-3490
DATE : 26 Août 2014

Sources de renseignements

- Bain, M.B., Haley, N., Peterson, D.L., Arend, K.K., Mills, K.E., and Sullivan, P.J. 2007. Recovery of an US endangered fish. PLOS, 2:e168 doi: 101371/journal.pone.0000168 2007.
- COSEPAC. 2005. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon à museau court (*Acipenser brevirostrum*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 35 p.
- COSEPAC. 2010a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la morue franche (*Gadus morhua*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 121 p.
- COSEPAC. 2010b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) (Population du Nunavik, Population du Labrador, Population du nord-est de Terre-Neuve, Population du sud de Terre-Neuve, Population du sud-ouest de Terre-Neuve, Population du nord-ouest de Terre-Neuve, Population de l'est de la Côte-Nord du Québec, Population de l'ouest de la Côte-Nord du Québec, Population de l'île d'Anticosti, Population de l'intérieur du Saint-Laurent, Population du lac Ontario, Population de la

- Gaspésie-sud du golfe Saint-Laurent, Population de l'est du Cap-Breton, Population des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse, Population de l'intérieur de la baie de Fundy, Population de l'extérieur de la baie de Fundy) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xvii + 162 p.
- Clements, G.R., Bradshaw, C.J.A., Brooks, B.W., and Laurance, W.F. 2011. The SAFE index: Using a threshold population target to measure relative species threat. *Fron. Ecol. Environ.* 9:521-525.
- Dadswell, M.J. 1979. Biology and population characteristics of the shortnose sturgeon, 1359 *Acipenser brevirostrum*, LeSueur 1818 (*Osteichthyes: Acipenseridae*), in the Saint John River Estuary, New Brunswick, Canada. *Can. J. Zool.* 57: 2186-2210.
- Dadswell, M.J. 1984. Status of the shortnose sturgeon, *Acipenser brevirostrum*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 98: 75-79.
- Dadswell, M.J., Taubert, B.D., Squiers, T.S., Marchette, D., and Buckley, J. 1984. Synopsis of biological data on shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*, LeSueur 1818). NOAA Technical Report NMFS 14. iv + 45 p.
- Fay, J.J., and Nammack, M. 1996. Fish and Wildlife Service's Division of Endangered Species. USA Federal Register, Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Association, Commerce. Vol. 61, No. 26.
- Grunwald, C., Stabile, J., Waldman, J.R., and Wirgin, I.I. 2002. Population genetics of shortnose sturgeon *Acipenser brevirostrum* based on mitochondrial DNA control region sequences. *Mol. Ecol.* 11:1885–1898. doi:10.1046/j.1365-294X.2002.01575.x
- King, T.L., Henderson, A.P., Kynard, B.E., Kieffer, M.C., and Peterson, D.L. 2013. A nuclear DNA perspective on delineating fundamental units of management and evolutionary (sic) significant lineages in the endangered shortnose sturgeon. Final Report to the National Capital Region. U.S. National Park Service and Eastern Region. USGS. 67 p.
- King, T.L., A.P. Henderson, B.E. Kynard, M.C. Kieffer, D.L. Peterson, A.W. Aunins, and B.L. Brown. 2014. A nuclear DNA perspective on delineating evolutionarily significant lineages in polyploids: The case of the endangered Shortnose Sturgeon (*Acipenser brevirostrum*). *PLoS ONE* 9(8): e102784. doi:10.1371/journal.pone.0102784 2014
- Li, X.H., Litvak, M.K., and Hughes Clarke, J.E. 2007. Overwintering habitat use of shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*): defining critical habitat using a novel underwater video survey and modeling approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64(9): 1248-1257.
- Leim, A.H., and Day, L.R. 1959. Records of uncommon and unusual fishes from eastern Canadian waters, 1950-1958. *J. Fish. Res. Board Can.* 16: 503-514.
- [NMFS] National Marine Fisheries Service. 1998. Recovery plan for the shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*). Prepared by the Shortnose Sturgeon Recovery Team for the National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland. 104 p.
- Rodzen, J.A., and May, B. 2002. Inheritance of microsatellite loci in the white sturgeon (*Acipenser transmontanus*). *Genome* 45:1064-1076.
- Stokesbury, K.D.E., Stokesbury, M.J.W., Balazik, M.T., and Dadswell, M.J. 2014. Use of the SAFE Index to Evaluate the Status of a Summer Aggregation of Atlantic Sturgeon in Minas Basin, Canada, and the Implication of the Index for the USA Endangered Species Designation of Atlantic and Shortnose Sturgeons. *Reviews in Fisheries, Science and Aquaculture* 22(3): 193-206.
- [SSSRT] Shortnose sturgeon status review team. 2010. A biological assessment of shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*). Report to National Fisheries Service, Northeast Regional Office. November 1, 2010. 417 p.

- Trill, L.W., Brook, B.W., Frankham, R.R., and Bradshaw, C.J.A. 2010. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biol. Conserv.* 143: 28-34.
- [USFWS and NMFS] US Fish and Wildlife Service and National Marine Fisheries Service. 1996. Policy regarding the recognition of distinct vertebrate population segments under the *Endangered Species Act*. *Federal Register* 61: 4722.
- Usvyatsov, S., Watmough, J., and Litvak, M.K. 2012. Age and population size estimates of overwintering shortnose sturgeon in the Saint John River, New Brunswick, Canada. *Trans. Am. Fish. Soc.* 141(4): 1126-1136.
- Waldman, J.R., Grunwald, C., Stabile, J., and Wirgin, I. 2002. Impacts of life history and biogeography on genetic stock structure in Atlantic Sturgeon, *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*, Gulf sturgeon *Acipenser oxyrinchus desotoi*, and shortnose sturgeon, *A. brevirostrum*. *J. Appl. Ichthyol.* 18: 509–518. doi:10.1046/j.1439-0426.2002.00361.x
- Wirgin, I., Grunwald, C., Stabile, J., and Waldman, J.R. 2010. Delineation of discrete population segments of shortnose sturgeon *Acipenser brevirostrum* based on mitochondrial DNA control region sequence analysis. *Conserv. Genet.* 11: 689-708.
- Wirgin, I., C. Grunwald, E. Carlson, J. Stabile, D.L. Peterson, and J.R. Waldman. 2005. Range-wide population structure of shortnose sturgeon *Acipenser brevirostrum* based on sequence analysis of the mitochondrial DNA control region. *Estuaries* 28:406-421. doi:10.1007/BF02693923.

Ce rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région des Maritimes
Pêches et Océans Canada
C.P. 1006, 1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Canada B2Y 4A2

Téléphone : 902-426-7070
Télécopieur : 902-426-5435
Courriel : XMARMRAP@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2014. Distinction et situation de la population d'esturgeons à museau court (*Acipenser brevirostrum*) de la rivière Saint-Jean. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci.* 2014/043.

Also available in English :

DFO. 2014. *Distinctiveness and Status of the Saint John River Population of Shortnose Sturgeon (Acipenser brevirostrum)*. *DFO. Can. Sci. Adv. Sec. Sci. Resp.* 2014/043.