



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2023/011

Région de l'Ontario et des Prairies

Mise à jour de l'évaluation du potentiel de rétablissement du sucet de lac (*Erimyzon sucetta*) au Canada

Simon R. Fung et Marten A. Koops

Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Pêches et Océans Canada
867 Lake Shore Rd.
Burlington ON L7S 1A1 Canada

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-46984-3 N° cat. Fs70-5/2023-011F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Fung, S.R. et Koops, M.A. 2023. Mise à jour de l'évaluation du potentiel de rétablissement du sucet de lac (*Erimyzon sucetta*) au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech 2023/011. iv + 27 p.

Also available in English :

Fung, S.R. and Koops, M.A. 2023. Updated Recovery Potential Modelling of Lake Chubsucker (*Erimyzon sucetta*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/011. iv + 25 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	1
SOURCES	1
CYCLE BIOLOGIQUE.....	2
Âge et croissance.....	2
Reproduction.....	3
Mortalité	3
LE MODÈLE.....	4
Dépendance à la densité	5
Stochasticité.....	6
INCIDENCE DES DOMMAGES.....	7
Élasticité de λ	8
Élasticité de N	8
Simulation	8
CIBLES DE RÉTABLISSEMENT	9
Abondance : Population minimale viable (PMV).....	9
Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV).....	10
TEMPS DE RÉTABLISSEMENT.....	11
RÉSULTATS.....	11
INCIDENCE DES DOMMAGES.....	11
Élasticité de λ	12
Élasticité de N	13
Simulation	14
CIBLES DE RÉTABLISSEMENT	16
Abondance : Population minimale viable (PMV).....	16
Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV).....	19
TEMPS DE RÉTABLISSEMENT.....	21
DISCUSSION.....	21
INCERTITUDES.....	23
Éléments	24
RÉFÉRENCES CITÉES	26

RÉSUMÉ

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné le sucet de lac (*Erimyzon sucetta*) comme étant une espèce en voie de disparition au Canada. La modélisation de la population est présentée pour évaluer les impacts des dommages et déterminer les objectifs de rétablissement de l'abondance et de l'habitat à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR). La présente analyse a démontré que le sucet de lac était plus sensible aux perturbations à la survie des adultes. L'analyse de viabilité de la population a été utilisée pour déterminer les cibles potentielles de rétablissement. La viabilité de la population (c.-à-d. une population autosuffisante à long terme) peut être atteinte avec une population de 33 600 individus d'un an et plus selon une fréquence de catastrophe de 15 % par génération et une probabilité de persistance souhaitée de 99 % sur 100 ans. Une telle population nécessiterait 0,41 km² d'habitat lacustre ou 0,12 km² d'habitat riverain.

INTRODUCTION

Le sucet de lac (*Erimyzon sucetta*) est un petit meunier que l'on retrouve dans le bassin des Grands Lacs. Ce poisson d'eau chaude atteint une longueur totale maximale de 280 mm en Ontario et préfère les eaux claires et peu profondes présentant une végétation aquatique abondante. Il fraie dans des marais au printemps entre avril et juin en Ontario. Le sucet de lac se trouve dans des populations fragmentées des milieux humides et des affluents des lacs Érié, Huron et Sainte-Claire. L'espèce compte seulement onze populations existantes, dont trois connaissent un déclin important. Les menaces qui pèsent sur le sucet de lac comprennent l'augmentation de la turbidité, de l'envasement et du drainage des milieux humides attribuable au développement agricole, industriel et urbain accru. Les espèces aquatiques envahissantes, et plus particulièrement le roseau commun (*Phragmites australis australis*), constituent également une menace grave pour cette espèce.

Le sucet de lac a été désigné espèce en voie de disparition en 2008, et une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) a été produite (MPO 2011). À l'appui du processus d'évaluation, un modèle de population a été créé et analysé dans Young et Koops (2011). Cette espèce a été réévaluée en 2021. Le présent rapport réexamine les données utilisées dans Young et Koops (2011), met à jour le modèle pour y intégrer les effets de la dépendance à la densité et applique de nouvelles techniques d'analyse du modèle.

La *Loi sur les espèces en péril* prévoit l'élaboration de stratégies pour la protection et le rétablissement d'espèces menacées d'extinction ou de disparition au Canada. En réponse, Pêches et Océans Canada (le MPO) a élaboré l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR; DFO 2007a, 2007b) comme moyen de fournir de l'information et des avis scientifiques. Chaque EPR comprend trois composantes : une évaluation de la situation de l'espèce, la portée du rétablissement, et les scénarios des mesures d'atténuation et des solutions de rechange. Le présent rapport contribue à l'EPR en utilisant la modélisation de la population pour évaluer les répercussions des dommages anthropiques sur les populations et déterminer les cibles de rétablissement de l'abondance et de l'habitat avec les incertitudes connexes. Ces travaux sont fondés sur une approche démographique élaborée par Vélez-Espino et Koops (2009, 2012) et Vélez-Espino *et al.* (2010).

MÉTHODES

Les renseignements sur les taux vitaux ont été compilés pour construire des matrices de projection qui intègrent la stochasticité environnementale et la densité-dépendance. L'incidence des dommages anthropiques sur les populations a été quantifiée au moyen d'analyses de l'élasticité et de simulation. On a estimé les objectifs en matière de rétablissement pour l'abondance et l'habitat avec l'estimation de la population minimale viable (PMV) et de la superficie minimale pour une population viable (SMPV).

SOURCES

Les estimations du cycle biologique du sucet de lac ont été fondées sur des données d'échantillonnage provenant de populations canadiennes entre 2002 et 2010. Les emplacements comprenaient : les marais du chenal Old Ausable, de la baie Long Point, du ruisseau Lyon's, du ruisseau Big, du lac L et de la pointe Turkey, et la réserve nationale de faune (RNF) de Sainte-Claire (Bouvier et Mandrak 2011). Les données utilisées pour estimer la fécondité ont été obtenues de Winter (1984).

Toutes les analyses et simulations ont été effectuées à partir du programme statistique R 3.6.3 (R Core Team 2020). Les valeurs des paramètres intégrées au modèle de population sont énumérées aux tableaux 1 et 2.

CYCLE BIOLOGIQUE

Âge et croissance

Selon les données de Young et Koops (2011), le sucet de lac arrive à maturité à l'âge de 2 ans et vit jusqu'à l'âge de 8 ans. Un nouveau modèle d'ajustement de croissance de Von Bertalanffy (VBGF) a été ajusté à leurs données (Figure 1, panneau gauche) avec une courbe fixée à une longueur d'éclosion de 6 mm (Scott et Crossman 1973), tandis que Young et Koops (2011) avaient fixé la longueur asymptotique (L_∞) à 268 mm. La longueur selon l'âge du sucet de lac, en mm, peut être décrite comme suit :

$$L_t = 209,3(1 - e^{-0,39(t+0,075)}) \quad (1)$$

Où t correspond à l'âge du poisson.

La relation entre la longueur et le poids du sucet de lac a été obtenue de Schneider *et al.* (2000) :

$$W = 10^{-5,24128} L^{3,19} \quad (2)$$

Où L est la longueur totale en mm et W le poids en grammes.

Tableau 1. Définitions et valeurs des paramètres utilisés dans le modèle de population décrivant les sucets de lac.

	Symbole	Description	Valeur du paramètre	Source
Âge	t_{max}	Longévité	8	Young et Koops (2011)
	t_{mat}	Taille à maturité	2	
	ζ	Durée d'une génération	4,18	Calculée
Croissance	L_∞	Longueur asymptotique (mm)	209,3	Ajustée
	k	Coefficient de croissance de von Bertalanffy	0,388	
	t_0	Âge à 0 mm de longueur	-0,075	
Frai	α_f	Interception allométrique de la fécondité	-4,14	Winter (1984)
	β_f	Pente allométrique de la fécondité	2,617	
	φ	Proportion de femelles à l'éclosion	0,5	Présumé
	T	Périodicité du frai	1	
Poids	α_w	Interception allométrique taille-poids	$5,74 \times 10^{-6}$	Schneider <i>et al.</i> 2000
	β_w	Exposant allométrique taille-poids	3,19	
Mortalité	$\sigma_{0,1}$	Taux de survie de l'œuf à l'âge 1 au $\lambda = 1$	0,00025	Calculée

	Symbole	Description	Valeur du paramètre	Source
	$\sigma_{0,max}$	Taux de survie de l'œuf à l'âge 1 au λ maximum	0,00128	
Dépendance à la densité	β_d	Paramètre de dépendance à la densité de Beverton-Holt	4,191	Calculée

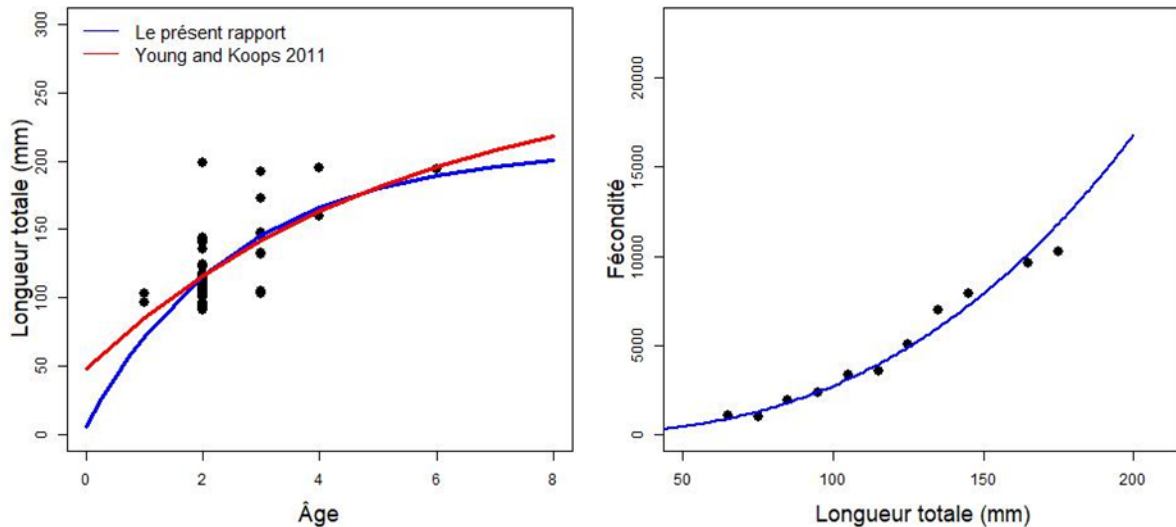


Figure 1. Le panneau de gauche montre les courbes de croissance de Von Bertalanffy ajustées pour le sucet de lac d'après les données du chenal Old Ausable. La courbe rouge est celle utilisée dans Young et Koops (2011) avec une longueur asymptotique fixe, et la courbe bleue est la courbe avec une longueur d'éclosion fixe dans le présent document. Le panneau de droite illustre la relation longueur-fécondité à partir des données du Nebraska tirées de Winter (1984).

Reproduction

Les données sur la relation longueur-fécondité du sucet de lac ont été tirées de Winter (1984), et les mêmes données ont été utilisées dans Young et Koops (2011). Un lien entre la longueur et le nombre d'œufs a été ajusté comme modèle linéaire transformé en logarithmes (Figure 1, panneau de droite) et suit l'équation :

$$\log(f) = -4\,14 + 2\,617 * \log(TL) \quad (3)$$

On a supposé un rapport des sexes 50 % et une périodicité du frai de 1 an. On a supposé que l'âge à la maturité était de 2 ans d'après Young et Koops (2011).

Mortalité

La mortalité en fonction de la taille a été estimée en combinant un modèle de mortalité en fonction de la taille (Lorenzen 2000) et une analyse de la courbe des prises des données sur la fréquence d'âge (Ogle 2016). On a supposé que la mortalité diminuait proportionnellement avec les augmentations de la taille (Lorenzen 2000) de sorte que

$$M_t = \frac{m_0}{L_t} \quad (4)$$

Où M_t et L_t représentent la mortalité et la durée au temps t , et m_0 est la mortalité lorsque $L_t = 1$. Si L_t est décrite par le VBGF, le taux de survie moyen entre les âges t à $t+1$ (σ_t) peut être estimé à partir de (van der Lee et Koops 2016) :

$$\sigma_t = \left[\frac{L_t e^{-k}}{L_{t+1}} \right]^{m_0 / k L_\infty} \quad (5)$$

Où k et L_∞ sont les paramètres du VBGF. Le paramètre m_0 peut être estimé au moyen d'une analyse de la courbe des prises modifiée en fonction de la longueur où les fréquences consignées sont regroupées en fonction de l'équation 6.

$$\ln L_t + kt \quad (6)$$

La pente de cette régression de la courbe des prises (β) est m_0 divisée par les paramètres VBGF décrits à l'équation 7.

$$\beta = \frac{-m_0}{k L_\infty} \quad (7)$$

Les poissons non âgés ($n = 203$) ont été répartis aléatoirement selon leur longueur au moyen de la méthode Isermann-Knight (Ogle 2016) et en utilisant le VBGF ajusté comme clé d'âge. Cela a été répété 1000 fois pour obtenir une pente de régression de la courbe des prises moyenne (β) de -1,04 avec un écart-type de 0,17. Les taux de survie annuels ont été calculés en fonction de cette valeur et des équations 5 et 7.

Pour obtenir le taux de survie de l'œuf jusqu'à l'âge 1, un niveau souhaité de taux de croissance de la population (λ) a d'abord été déterminé puis résolu pour le taux de survie qui fournirait ce λ compte tenu de la matrice de population (voir ci-dessous). Des taux de survie nécessaires des jeunes de l'année pour une population stable ($\lambda = 1$) et pour une croissance démographique maximale théorique obtenue à partir de relations allométriques telles que présentées dans Randall et Minns (2000) ont été calculés. λ_{max} peut être calculé à partir du taux d'augmentation intrinsèque maximum (r_{max}) où $\lambda_{max} = e^{r_{max}}$, et r_{max} peut être estimé en fonction du rapport productivité/poids décrit dans Randall et Minns (2000) :

$$r_{max} = 2.64 W_{mat}^{-0.35} \quad (8)$$

Où W_{mat} est le poids à maturité en grammes. Cela donne $\lambda_{max} = 1,59$ pour le sucet de lac.

LE MODÈLE

Le cycle biologique du sucet de lac a été modélisé à partir d'un modèle matriciel de population de femelles seulement, dépendant de la densité, structuré en fonction du rythme des naissances, de la période qui suit la reproduction et de l'âge, avec des intervalles de projection annuels (Caswell, 2001, Figure 2).

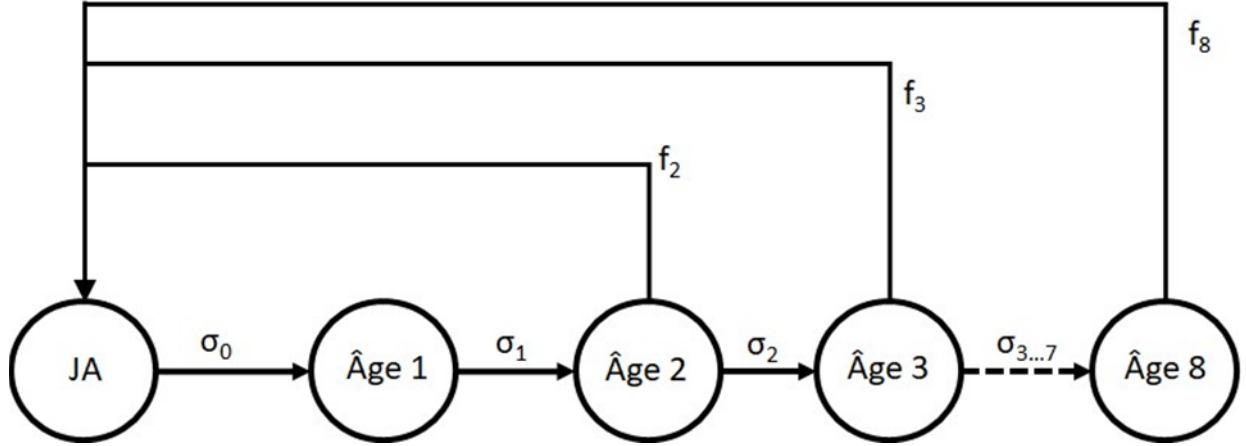


Figure 2. Cycle biologique généralisé utilisé pour modéliser la dynamique des populations de sucet de lac. f_i représente la fécondité annuelle par stade d'un individu de l'âge i , et σ_i représente la survie de l'âge i à $i+1$.

La matrice comprenait 9 stades (Figure 2) représentant le stade jeune de l'année à l'âge 8. La fécondité pour la classe d'âge 1 (F_2) est positive puisque les individus comptés comme étant âgés de 1 an dans un recensement dans le temps t arriveront à maturité à l'âge 2 et produiront des descendants qui seraient comptés dans un recensement à $t+1$. La matrice de projection \mathbf{A} est le produit de la matrice de transition \mathbf{B} , constituée des paramètres du cycle biologique, et de la matrice de dépendance par densité \mathbf{D} qui représente les effets de dépendant de la densité.

$$\mathbf{B} = \begin{bmatrix} 0 & F_2 & F_3 & \dots & F_8 & 0 \\ \sigma_0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & \sigma_1 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \sigma_2 & \dots & 0 & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & \dots & \sigma_7 & 0 \end{bmatrix} \quad (9)$$

et :

$$\mathbf{A} = \mathbf{B} \circ \mathbf{D}, \quad (10)$$

où le symbole \circ représente le produit d'Hadamard ou la multiplication élément par élément des matrices.

Le modèle matriciel fondé sur l'âge intégrait le paramètre de fécondité F_i et le taux de survie annuel σ_i , l'indice i représentant l'âge. La fécondité, F_i , est le produit de tous les paramètres de reproduction et, comme matrice de la période qui suit la reproduction, intègre également la probabilité de survie du parent femelle de l'âge $i-1$ à l'âge i (σ_{i-1}) :

$$F_i = f_i \varphi m_i \sigma_{i-1} / T \quad (11)$$

Où f_i représente la fécondité selon l'âge à l'âge i , φ représente le rapport des sexes, m_i représente la proportion de femelles matures à l'âge i , σ_{i-1} représente la survie d'une femelle de l'âge $i-1$ à l'âge i , et T représente la périodicité du frai qui était présumée être d'un an.

Dépendance à la densité

La dépendance à la densité était censée agir uniquement lors de la première année de vie. La dépendance à la densité a été incorporée en utilisant la fonction de Beverton-Holt (équation 12). La fonction a été adaptée à la matrice de dépendance à la densité \mathbf{D} qui, lorsqu'elle est

multipliée par le taux de survie $\sigma_{0,1}$ d'équilibre œuf à l'âge 1, produirait le taux d'équilibre lorsque la production d'œufs atteint sa capacité de charge et approcherait le taux de survie maximal $\sigma_{0,max}$ lorsque la production d'œufs se rapproche de 0 (équation 13).

$$R = \frac{\alpha N}{1 + \beta N} \quad (12)$$

$$d_0 = \frac{\sigma_{0,max}/\sigma_{0,1}}{1 + \beta d \frac{N_e}{K_e}} \quad (13)$$

Où $\sigma_{0,max}$ et $\sigma_{0,1}$ représentent le taux de survie maximal et à l'équilibre de l'œuf à l'âge 1 respectivement. β_d est le paramètre de dépendance à la densité ajusté à un seul individu et est équivalent à $\frac{\sigma_{0,max}}{\sigma_{0,1}} - 1$. N_e est la production annuelle actuelle d'œufs et K_e est la production d'œufs à la capacité de charge.

La matrice de dépendance à la densité **D** a été structurée comme illustré ci-dessous et est de la même taille que la matrice de transition **B**.

$$\mathbf{D} = \begin{bmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \\ d_0 & 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1 & 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \end{bmatrix} \quad (14)$$

Stochasticité

La fécondité et la survie propre à l'âge ont été modifiées chaque année pour simuler la stochasticité environnementale des taux vitaux. Les moyennes et les écarts-types des taux vitaux propres à l'âge sont énumérés au Tableau 2.

On a supposé que la survie propre à l'âge suivait une distribution log-normale. Le taux de survie variait en fonction de la mortalité instantanée ($\sigma_i = e^{-M_i}$). Nous avons supposé que M variait selon une distribution normale avec un CV de 0,1 pour le stade jeune de l'année. Les variances des taux de survie des âges plus avancés ont été approximées en traduisant l'erreur type de la pente de régression de la courbe des prises (β) en une erreur type pour m_0 , puis en appliquant la méthode delta (Oehlert 1992) à l'équation 5 pour estimer les variances. La stochasticité a ensuite été exécutée au moyen de la distribution bêta étirée pour éliminer les extrémités de la distribution normale, mais maintenir la moyenne et l'écart-type (Morris et Doak, 2002). Pour tenir compte des similitudes dans la mortalité des individus d'un âge semblable, il a été supposé que M était corrélé entre les âges à une structure de corrélation AR1 (la corrélation diminue à mesure que la différence entre les âges augmente) avec une valeur de corrélation de 0,5. Nous avons supposé que la survie des jeunes de l'année variait indépendamment des stades plus avancés (corrélation = 0).

Les variances de la fécondité ont été obtenues au moyen de méthodes de bootstrap pour estimer les intervalles de confiance de 95 % autour des valeurs moyennes de fécondité à chaque âge. La stochasticité a été exécutée de façon similaire à la survie en supposant que la fécondité entre les classes d'âge est corrélée à une structure AR1 dont la valeur de corrélation est de 0,5.

Tableau 2. Moyenne et écarts-types pour les taux vitaux du sucet de lac. La survie (σ_i) est la probabilité de survie annuelle de i à $i+1$. La fécondité (f_i) est le nombre total d'œufs produits à l'âge i .

Âge	Longueur (mm)	Survie (σ_i)		Fécondité (f_i)	
		Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type
1	71	0,432	0,063	0	NA
2	116	0,551	0,057	4012	144
3	146	0,606	0,053	7346	375
4	166	0,637	0,050	10 351	719
5	180	0,655	0,048	12 762	1066
6	190	0,666	0,047	14 579	1345
7	196	0,674	0,046	15 898	1562
8	200	0	NA	16 833	1705

INCIDENCE DES DOMMAGES

Les répercussions des dommages anthropiques sur une population de sucets de lac ont été évaluées à l'aide de l'analyse de l'élasticité déterministe de la matrice de projection et des simulations stochastiques.

L'analyse de l'élasticité est une méthode permettant de quantifier l'incidence des changements dans les taux vitaux sur une population. L'élasticité de la valeur λ représente la variation proportionnelle du taux de croissance de la population (λ) d'une variation proportionnelle d'un taux vital. Par exemple, une élasticité d'une valeur λ de 0,1 pour la fécondité indiquerait qu'une augmentation de 10 % de la fécondité se traduirait par une augmentation de 1 % du taux de croissance de la population. L'élasticité de N fonctionne de la même façon, à l'exception du fait qu'elle agit sur des densités propres au stade; par exemple, une élasticité d'une valeur N pour une densité de la population adulte de 0,2 pour les perturbations de la capacité de charge des œufs (K_e) indiquerait qu'une diminution de 10 % de K_e entraînerait une diminution de 2 % de la densité des adultes à l'équilibre.

Les élasticités sont utiles, car elles permettent d'évaluer l'incidence des changements apportés aux taux vitaux et aux autres paramètres du modèle sur une population. Comme elles représentent des changements proportionnels, leurs valeurs sont directement comparables. Elles sont préférables aux analyses par simulation en raison de la vitesse à laquelle elles peuvent être estimées, ce qui permet d'examiner beaucoup plus de perturbations que les simulations. Les élasticités sont toutefois limitées, car elles représentent des changements permanents et supposent que tous les autres paramètres du modèle demeurent inchangés. Par conséquent, une analyse par simulation a été utilisée pour examiner les effets des dommages temporaires ou périodiques sur une population.

Élasticité de λ

Les élasticités de λ (ε_λ) sont calculées en prenant les dérivés partiels réduits de la valeur λ par rapport à l'indice vital (v , Caswell, 2001) :

$$\varepsilon_\lambda = \frac{v}{\lambda} \sum_{i,j} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} \frac{\partial a_{ij}}{\partial v}, \quad (15)$$

où a_{ij} est l'élément de la matrice de projection dans la rangée i et la colonne j .

L'élasticité des estimations λ est influencée par les conditions actuelles, et une analyse de l'élasticité a été effectuée pour quatre états de croissance démographique : déclin, stabilité, croissance et essor. Une population en déclin a été définie comme une population qui fait l'expérience d'une réduction de 30 % de la taille de la population sur trois générations. Cela donne $\lambda_{\min} = 0,972$ pour le sucet de lac. Une population stable est définie comme une population où $\lambda_1 = 1$. Une population en plein essor était une population dont le taux de croissance de la population était à la valeur maximale estimée à l'aide de l'équation 8, qui était $\lambda_{\max} = 1,59$. Enfin, une population croissante a été définie comme étant la moyenne géométrique de λ_1 et λ_{\max} et donc $\lambda_{\text{croissante}}$ est égale à 1,26.

Élasticité de N

Les élasticités de N (ε_N) sont calculées à partir des sensibilités de N ($\frac{d\hat{N}}{dv^T}$) où (Caswell, 2019) :

$$\frac{d\hat{N}}{dv^T} = \left(\mathbf{I}_i - \mathbf{A} - (\hat{\mathbf{N}}^T \otimes \mathbf{I}_i) \frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial \mathbf{N}^T} \right)^{-1} (\hat{\mathbf{N}}^T \otimes \mathbf{I}_i) \frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial v^T}, \quad (16)$$

et :

$$\varepsilon_N = \text{diag}(\hat{\mathbf{N}})^{-1} \frac{d\hat{N}}{dv^T} \text{diag}(v). \quad (17)$$

\mathbf{A} est la matrice de projection de la dimension $i \times i$, \mathbf{I}_i est une matrice identité de dimension $i \times i$, $\hat{\mathbf{N}}$ est un vecteur de densités d'équilibre, $\frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial \mathbf{N}^T}$ correspond aux dérivés partiels de la matrice \mathbf{A} en ce qui a trait aux densités de stade, $\frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial v^T}$ correspond aux dérivés partiels de la matrice \mathbf{A} en ce qui concerne les taux vitaux ou les paramètres d'intérêt du modèle, \mathbf{T} est l'exploitant transposé et \otimes représente le produit Kronecker. $\text{diag}(\hat{\mathbf{N}})$ et $\text{diag}(v)$ représentent des matrices diagonales avec les densités d'équilibre et les valeurs des paramètres sur la diagonale, respectivement, et les 0 sur les entrées hors diagonale. Voir Caswell (2019) pour obtenir des détails.

Des estimations de ε_N sont fournies en ce qui concerne les perturbations de la fécondité, le taux de survie selon le stade biologique et les paramètres de dépendance à la densité pour le modèle de Beverton-Holt.

Simulation

Des analyses par simulation ont été effectuées pour étudier l'incidence des dommages propres aux stades sur la densité de la population adulte. Les taux de survie propres aux stades ont été réduits d'un certain degré de dommages, allant de 0 à 99 %, à intervalles de 10 %. Ces dommages ont été appliqués à différentes fréquences (une fois tous les 1, 2, 5 et 10 ans), dans une simulation sur 100 ans. Une fréquence de 1 indique que le dommage est constant et qu'il est causé tous les ans, alors qu'une fréquence de 10 indique que le dommage est périodique et qu'il a lieu tous les 10 ans. Pour mesurer les dommages, la taille de la population moyenne au cours des 15 dernières années de simulation a été divisée par la capacité de charge initiale,

entraînant une proportion de K . En tant que modèle dépendant de la densité, on suppose que pour les simulations où les intervalles de dommage sont supérieurs à un an, la population est capable de se rétablir entre les applications du dommage à mesure que les conditions sont rétablies à l'état initial.

CIBLES DE RÉTABLISSEMENT

Abondance : Population minimale viable (PMV)

Le concept de viabilité démographique a été utilisé pour déterminer les cibles potentielles minimales de rétablissement du sucet de lac. La durabilité démographique est liée au concept d'une population minimale viable (PMV, Shaffer, 1981). Elle a été définie comme étant la taille minimale de la population d'adultes qui donne lieu à la probabilité souhaitée de persistance sur 100 ans, où les « adultes » correspondent aux femelles matures. La PMV a été estimée à l'aide d'une analyse de simulation, qui intégrait la stochasticité environnementale et la densité-dépendance.

Les éléments importants intégrés à l'analyse de viabilité de la population comprennent le choix de la période sur laquelle la persistance est déterminée, la gravité et la fréquence des événements catastrophiques et le seuil de quasi-extinction en dessous duquel une population est jugée non viable. Le choix de la période est arbitraire et sans justification biologique; toutefois, une période de 100 ans est probablement raisonnable pour la prise de décisions de gestion.

Le taux et la gravité des événements catastrophiques au sein des populations de sucet de lac sont inconnus. Selon une méta-analyse, Reed *et al.* (2003) ont déterminé que parmi les populations vertébrées, les décès catastrophiques qui ont entraîné une diminution de plus de 50 % de la taille de la population sur une année se sont produits à un taux moyen de 14 % par génération. Ce résultat a été utilisé pour orienter les simulations du PMV, et six niveaux de taux de catastrophe ont été utilisés pour tenir compte de l'incertitude et examiner les répercussions des taux de catastrophe variables sur la PMV. Les taux choisis étaient de 5 %, 10 %, 15 %, 20 %, 25 % et 30 % par génération. Ces taux correspondent aux probabilités annuelles de catastrophes de 1,2 %, 2,6 %, 4,1 %, 5,8 %, 7,7 % et 10 % respectivement.

L'incidence des catastrophes touche simultanément tous les stades biologiques et a été tirée de façon aléatoire d'une distribution bêta variant entre 0,5 et 1 avec des paramètres de forme de 0,762 et 1,5 (Reed *et al.* 2003; Figure 3), ce qui représente la probabilité d'une diminution de 50 % à 100 % de la taille de la population. Les catastrophes représentent toute perturbation temporaire et réversible à grande échelle de la population et peuvent provenir de causes naturelles ou anthropiques.

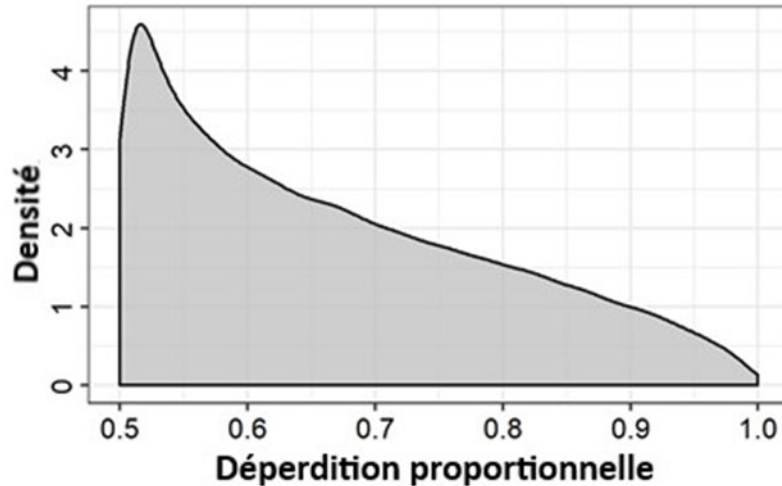


Figure 3. Distribution bêta (variant entre 0,5 et 1) utilisée dans les prélèvements stochastiques de répercussions catastrophiques. Cela représente la diminution proportionnelle de la taille de la population à la suite d'un événement catastrophique. Les paramètres de forme étaient 0,762 et 1,5 (Reed et al. 2003)

La quasi-extinction tient compte des effets conjugués des effets d'Allee, de la stochasticité démographique et de la dépression de consanguinité (Lande, 1988) menant une population à l'extinction une fois le seuil franchi. La valeur du seuil de quasi-extinction ne peut être mesurée empiriquement; par conséquent, 25 femelles adultes ont été utilisées comme approximation raisonnable (Morris et Doak, 2002).

Des simulations stochastiques dépendantes de la densité ont été réalisées pour des populations de diverses densités initiales (la densité initiale représentait la capacité de charge des femelles adultes, K_a , où $\lambda = 1$). Les simulations ont été réalisées sur 100 ans. Les simulations indépendantes intégraient six taux de catastrophes. Chaque simulation a été reproduite 5 000 fois et le nombre de quasi-extinctions a été compté. La probabilité d'extinction ($P[ext.]$) a été modélisée sous forme de régression logistique, de manière à ce que :

$$P[ext.] = \frac{1}{1 + e^{-(b_{PMV} \log_{10}(N_a) + a_{PMV})}} \quad (18)$$

où a_{PMV} et b_{PMV} représentent le point d'intersection et la pente ajustés de la régression logistique. L'équation 18 peut être réorganisée pour estimer la taille de la population adulte nécessaire pour obtenir un niveau souhaité de persistance de la population (PMV) :

$$PMV = 10^{\frac{\log(1/P[ext.]^{-1}) + a_{PMV}}{b_{PMV}}} \quad (19)$$

Les estimations de la PMV sont présentées pour les probabilités de quasi-extinction de 5 % et 1 %).

Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV)

La superficie minimale pour une population viable (SMPV) est définie comme la superficie d'habitat nécessaire pour soutenir une population de taille PMV (Velez-Espino et al. 2010). La SMPV est estimée simplement sous forme de PMV divisé par la densité moyenne de population. Certaines estimations de la densité de la population de sucet de lac étaient tirées d'études antérieures et d'échantillons sur le terrain. Des relevés d'appauvrissement ont été menés en 2010 dans le ruisseau Lyons et le lac L. La densité moyenne de la population a été

estimée à 0,0105 (\pm 0,0156) individus/m² dans le ruisseau Lyons et à 0,0861 (\pm 0,1385) et 0,0119 (\pm 0,0181) individus/m² dans le lac L en juin et en août respectivement (données non publiées du ministère du Développement du Nord, des Mines, des Ressources naturelles et des Forêts [DNMRNF]). Une étude menée en 2021 sur la cellule est de la Réserve nationale de faune (RNF) de Sainte-Claire a permis d'estimer une abondance de population de 1375 individus sur une superficie de 60,93 hectares (MPO, 2021). Selon les estimations, 59 % de cette population étaient des jeunes de l'année, 21 % étaient âgés d'un an et 18 % étaient des adultes. En tenant compte uniquement des individus d'un an ou plus, la densité de population est estimée à 9,252 individus/ha.

Les relations allométriques ont également été utilisées pour fournir une estimation de la densité de population. Les équations décrivant la relation entre la densité et le poids moyen d'une communauté se trouvent au Tableau 2 de Randall *et al.* (1995) :

$$\log_{10} D = 4,48 - 1,01 * \log_{10} W \quad (20)$$

$$\log_{10} D = 4,90 - 0,94 * \log_{10} W \quad (21)$$

Où D est le nombre d'individus par hectare et W est le poids moyen du poisson en grammes. L'équation 20 décrit la densité de population des communautés dans les milieux lacustres, tandis que l'équation 21 décrit la densité des milieux riverains.

Pour obtenir la SMPV, le nombre de femmes adultes selon la PMV a d'abord été converti en une taille de population totale des deux sexes fondée sur des hypothèses de structure d'âge stable, le calendrier de maturité et le rapport des sexes. La population totale est ensuite divisée en classes d'âge selon une structure d'âge stable, et la longueur moyenne de chaque classe d'âge a été calculée en fonction de la moyenne géométrique des longueurs aux paramètres ultimes de chaque classe. Le poids moyen pour chaque catégorie d'âge a été calculé à partir des longueurs moyennes fondées sur les relations longueur-poids allométriques, et la densité pour chaque catégorie d'âge a été calculée à partir de l'équation 20 ou 21. La SMPV pour chaque catégorie d'âge a été obtenue en divisant le nombre d'individus par la densité et la somme de la SMPV pour toutes les catégories d'âge est la SMPV totale.

TEMPS DE RÉTABLISSEMENT

Nous avons estimé le temps de rétablissement à l'aide d'une analyse par simulation semblable aux simulations de la population minimale viable. Puisque l'abondance actuelle de la population de sucet de lac est inconnue, les simulations commençaient avec des tailles de population fixées à 10 % de la PMV. Elles intégraient la stochasticité, la densité-dépendance et les événements catastrophiques, de la même manière que les simulations de la population minimale viable. La population est considérée comme rétablie lorsqu'elle atteint la population minimale viable (qui a également été utilisée comme capacité de charge). Les simulations ont été répétées 5 000 fois. On peut considérer que la capacité de charge fixée à la PMV constitue la taille de la population minimale nécessaire à la persistance de la population. Cette hypothèse donnerait les temps de rétablissement les plus longs pour une population viable. Si la capacité de charge était supérieure à la population minimale viable, les temps de rétablissement seraient plus courts.

RÉSULTATS

INCIDENCE DES DOMMAGES

L'incidence des dommages sur les populations de sucet de lac a été analysée au moyen d'une analyse de l'élasticité déterministe sur le taux de croissance de la population (Figures 4 et 5) et

sur les densités du stade biologique (Figure 6), ainsi qu'au moyen de simulations démographiques (Figure 7).

Élasticité de λ

L'élasticité de λ aux perturbations des taux vitaux donne une indication de la façon dont la population peut réagir aux changements des taux vitaux; les valeurs positives indiquent que le taux de croissance de la population augmentera si le taux vital est augmenté.

La Figure 4 présente les estimations de l'élasticité pour la fécondité (F) et les taux de survie (σ) ventilés par classe d'âge. Compte tenu de cette ventilation, le taux de croissance est plus sensible aux changements au début du cycle biologique (p. ex. σ_0 et σ_1) et la sensibilité diminue à mesure que l'âge augmente. Toutefois, comme les effets sur les taux vitaux seront rarement limités à une seule catégorie d'âge, une ventilation des valeurs d'élasticité selon le stade du cycle biologique est présentée à la Figure 5, qui montre les estimations de l'élasticité combinées des taux de fécondité et de survie pour les jeunes de l'année (âge 0), les juvéniles (âge 1) et les adultes (âges 2 à 8). Étant donné que le stade adulte du cycle biologique comprend plus de catégories d'âge que les stades jeunes de l'année et juvéniles, l'estimation combinée de l'élasticité pour le stade adulte devient supérieure à celle des stades antérieurs du cycle biologique.

En outre, la sensibilité aux variations des indices vitaux dépend également du taux de croissance actuel de la population. Pour les indices vitaux des classes du stade précoce, la sensibilité augmente à mesure que le taux de croissance augmente, tandis que l'inverse est vrai pour les âges plus avancés. Il en résulte que la survie des adultes à l'effet le plus important sur λ lorsque le taux de croissance de la population est stable ou en déclin, tandis que les indices vitaux des jeunes de l'année et des juvéniles augmentent en importance lorsque la population est en croissance ou en plein essor. Les valeurs d'élasticité pour la fertilité, le taux de survie des jeunes de l'année et des juvéniles augmentent de $\sim 0,23$ à $\sim 0,33$ à mesure que λ augmente, tandis que l'élasticité pour la survie des adultes diminue de $\sim 0,53$ à $\sim 0,35$. Ces résultats indiquent qu'une population de sucets de lac serait plus sensible aux changements dans la survie des adultes. Par exemple, si la survie des adultes est réduite de 5 % alors que la population est stable ($\lambda = 1$, élasticité de $\sigma_{a,stable} = 0,52$), la population connaîtra un déclin annuel de 2,6 % ($1 - 0,05 \times 0,52$).

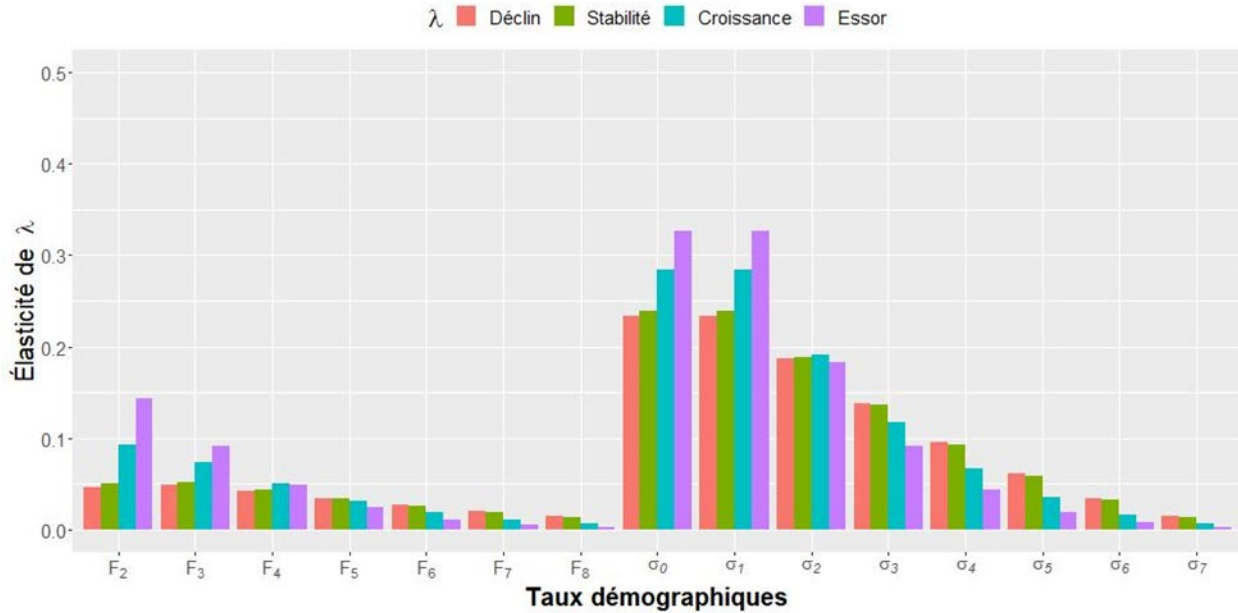


Figure 4. Analyse de l'élasticité de λ ventilée en fonction des quatre classes d'âge pour quatre états de croissance de la population : déclin, stabilité, croissance et essor. F représente la fécondité indiquant les effets des perturbations indépendantes sur tous les paramètres qui contribuent à la fécondité (équation 11) et σ représente la survie.

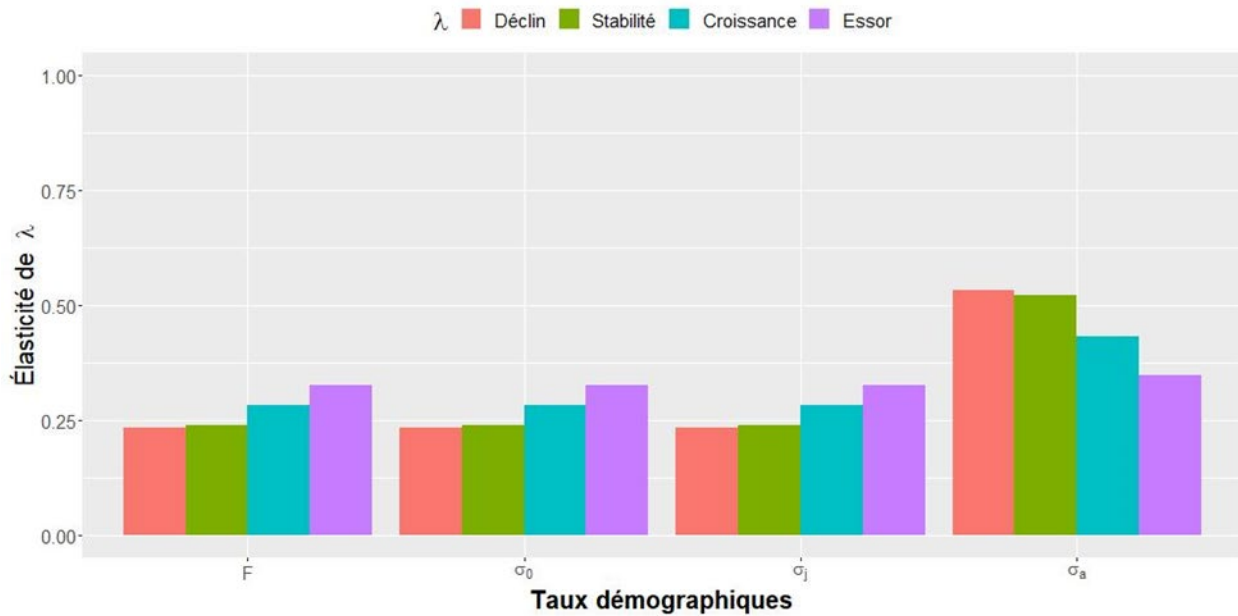


Figure 5. Analyse de l'élasticité de λ avec les élasticités regroupées par étapes du cycle biologique pour quatre états de population : déclin, stabilité, croissance et essor. F représente la fécondité totale dans tous les stades et σ représente la survie aux stades jeune de l'année (0), juvénile (j) et adulte (a).

Élasticité de N

L'analyse ci-dessus des élasticités de λ suppose la densité-indépendance, mais si la dépendance à la densité agit sur les populations, les résultats pourraient ne pas être maintenus. Par conséquent, une analyse de l'élasticité de la densité propre au stade biologique (N_s) aux

variations des indices vitaux a été effectuée pour enquêter sur les répercussions de la densité-dépendance sur le stade jeune de l'année du cycle biologique. Les valeurs d'élasticité positives indiquent que la densité de population augmentera en réponse à une augmentation de cet indice vital.

Pour le sucet de lac, les perturbations des paramètres de dépendance à la densité ont des répercussions similaires sur la densité à tous les stades du cycle biologique. L'augmentation de la capacité de charge (K_e), la survie à l'équilibre des jeunes de l'année ($\sigma_{0,1}$) et la survie maximale des jeunes de l'année ($\sigma_{0,max}$) entraînent une augmentation de la densité.

Les perturbations de la fertilité (F) ont également un effet positif semblable sur la densité à tous les stades du cycle biologique, tandis que les perturbations des taux de survie présentent une certaine variation. Les taux de survie des adultes (σ_a) et des juvéniles (σ_j) ont des valeurs d'élasticité positives, mais les densités sont plus sensibles aux taux de survie des adultes comparativement aux taux des juvéniles. Les densités d'adultes sont également plus sensibles que les densités de juvéniles aux perturbations du taux de survie. Ces résultats concordent avec ceux de l'élasticité de l'analyse λ .

Par exemple, les valeurs d'élasticité découlant des changements dans la survie des adultes étaient de 1,88 pour la densité de la population adulte et de 0,52 pour la densité des juvéniles. Par conséquent, une augmentation de 10 % de la survie des adultes entraînerait une augmentation de 18,8 % du nombre d'adultes et de 5,2 % du nombre de juvéniles dans la population.

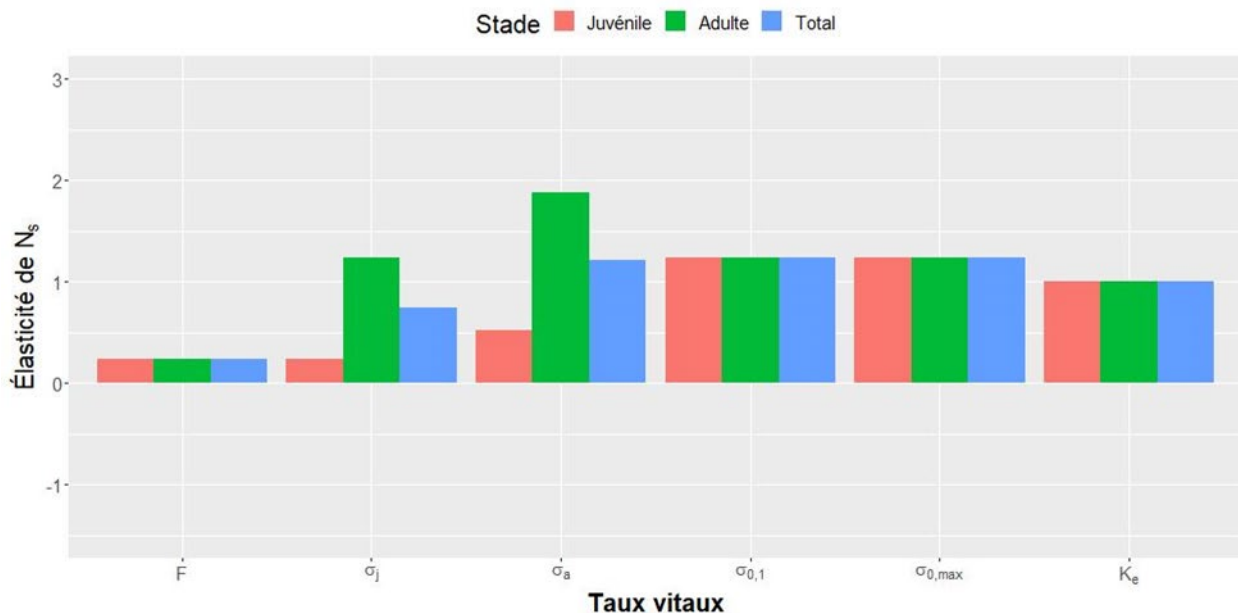


Figure 6. Élasticité des résultats de l'analyse N_s pour le sucet de lac. L'axe des x représente le paramètre du modèle qui est perturbé; l'axe des y représente la variation proportionnelle résultante de la densité propre au stade biologique. F représente la fécondité totale, σ_s représente la survie propre au stade biologique et K_e représente la capacité de charge des œufs.

Simulation

Les analyses d'élasticité ci-dessus supposent que tout changement à un taux vital est permanent. Par conséquent, une analyse par simulation a été utilisée pour examiner comment la taille de la population adulte peut réagir aux perturbations périodiques survenant annuellement (aux fins de comparaison avec l'analyse de l'élasticité), tous les deux, cinq et

dix ans. Les dommages ont été appliqués au stade jeune de l'année, au stade juvénile, au stade adulte ou à tous les stades.

La Figure 7 illustre l'incidence des dommages sur une population de sucet de lac, et les résultats concordent avec les analyses d'élasticité où le stade adulte est plus sensible à la perturbation. Lorsque des dommages sont appliqués aux adultes, les trajectoires de la population présentent des pentes négatives plus élevées et atteignent un niveau de population inférieur à celui des jeunes de l'année ou des juvéniles.

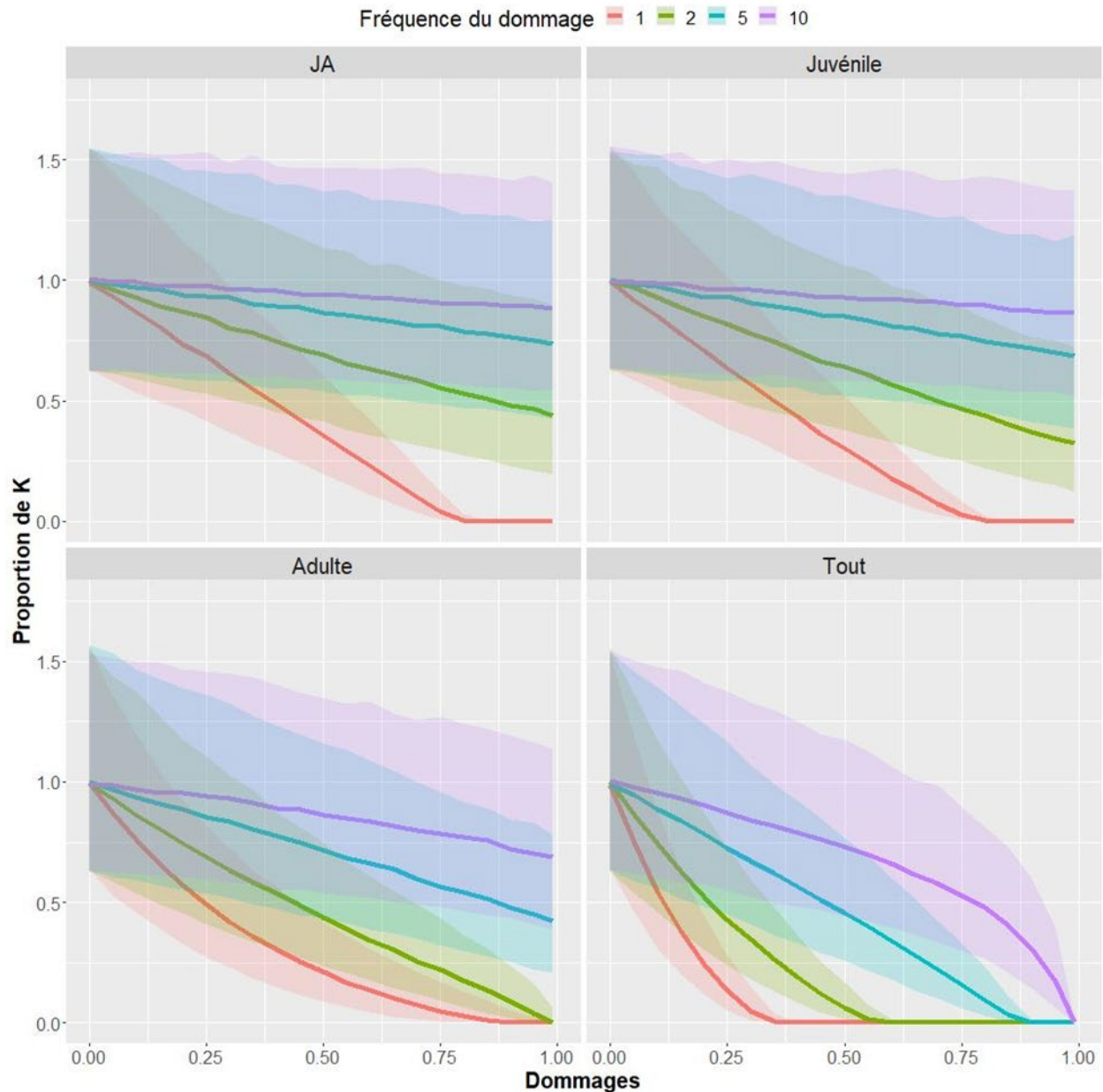


Figure 7. Résultats de l'analyse par simulation des dommages lorsque les dommages sont appliqués à des fréquences différentes à un stade biologique ou plus pour le sucet de lac. L'axe des x représente le dommage proportionnel (p. ex. mortalité annuelle) appliqué à l'étape du cycle biologique, et l'axe des y représente la diminution proportionnelle de l'abondance de la population adulte dans les 15 dernières années d'une simulation de 100 ans. Les lignes pleines représentent l'impact moyen et les polygones qui les entourent représentent les intervalles de confiance de 95 %.

CIBLES DE RÉTABLISSEMENT

Abondance : Population minimale viable (PMV)

La durabilité démographique a été évaluée au moyen de simulations stochastiques de population dépendantes de la densité. Les extraits de simulation (la proportion des simulations atteignant le seuil des quasi-extinctions) ont été ajustés au moyen d'une régression logistique (équation 18; Tableau 3; Figure 8).

Les abondances cibles de rétablissement qui fournissent une probabilité de quasi-extinction de 5 % et de 1 % sur 100 ans sont présentées (Tableau 4). Les extraits de simulation s'appliquent uniquement aux femelles adultes de la population et devraient être doublés pour obtenir les estimations de la population adulte totale (mâles et femelles).

Tableau 3. Valeurs des paramètres tirées de la régression logistique de la probabilité d'extinction et de la taille de la population de femelles adultes pour la population de sucet de lac.

Paramètres de régression	Taux de catastrophe par génération					
	5 %	10 %	15 %	20 %	25 %	30 %
a_{PMV}	6,431	6,867	6,930	7,151	6,686	6,473
b_{PMV}	-3,378	-3,181	-2,932	-2,777	-2,421	-2,152

Le nombre de femelles adultes nécessaires pour une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans est d'environ 1 800 pour un taux de catastrophe générationnelle de 5 %, d'environ 4 000 pour un taux de 10 % et d'environ 8 500 pour le taux de 15 %.

Le chiffre de la PMV pour les adultes pourrait être obtenu en doublant le nombre de femelles. En supposant une structure d'âge stable et en fonction du calendrier de maturité, le nombre de femelles adultes peut également être converti en une taille de population composée des deux sexes et de tous les individus d'un an et plus. Sous une probabilité de persistance de 99 %, la PMV des sucets de lac adultes et juvéniles est d'environ 7 200 pour un taux de catastrophe générationnelle de 5 %, d'environ 15 800 pour un taux de 10 % et d'environ 33 600 pour un taux de 15 %. Toutes les valeurs de la PMV se trouvent au Tableau 4.

La fréquence des catastrophes a une forte incidence sur la taille de la population nécessaire pour assurer la durabilité. La PMV nécessaire pour une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans augmente de façon exponentielle selon l'équation :

$$PMV = 4257 * e^{48.42 * P_{cat a}} \quad (22)$$

Où $P_{cat a}$ est le taux de catastrophe annuel. Ce rapport est illustré à la Figure 9.

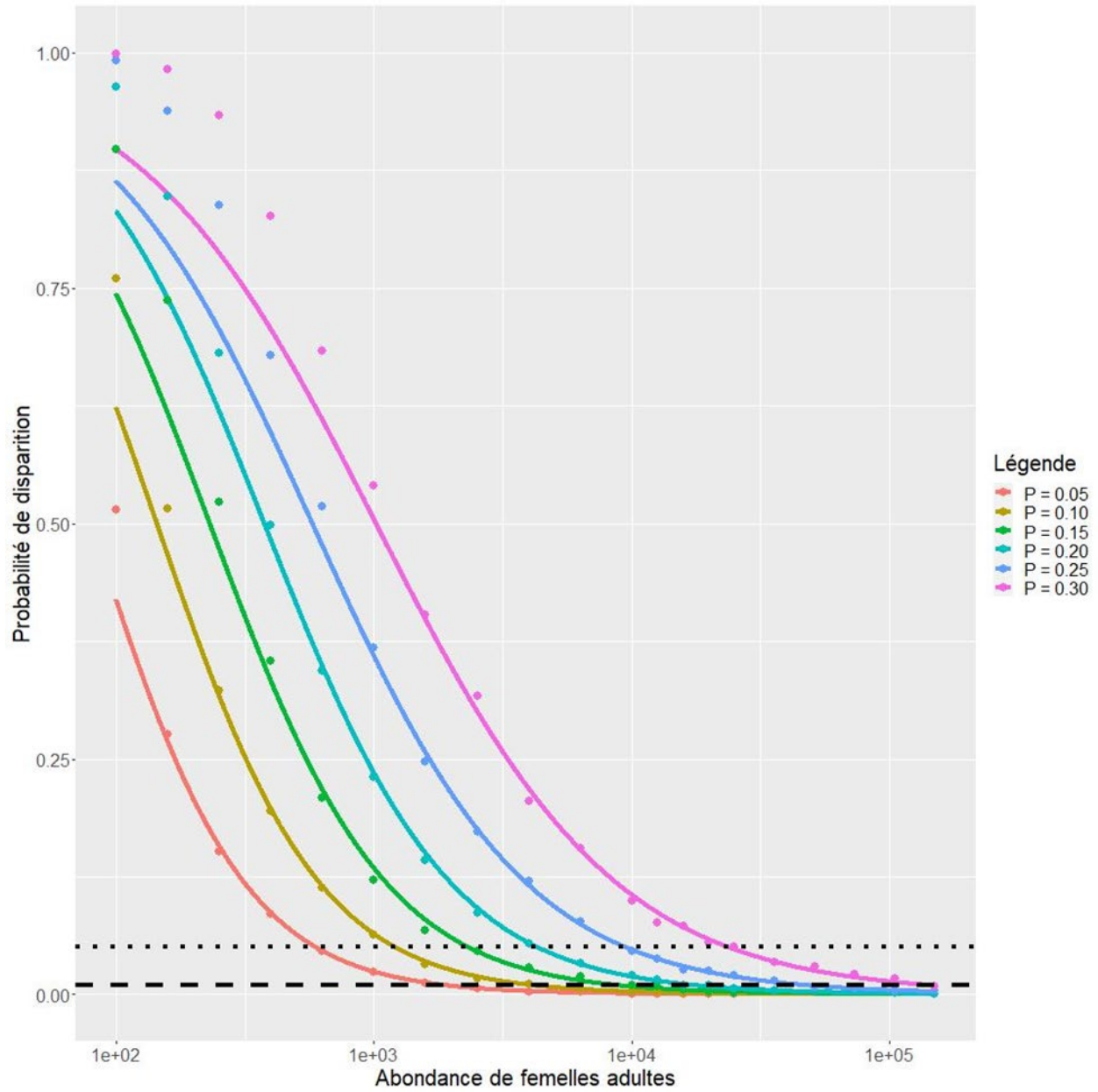


Figure 8. La probabilité de quasi-extinction à diverses abondances de femelles adultes allant de 5 % à 30 % selon le taux de catastrophe de la génération à des intervalles de 5 %. Les points représentent les valeurs de simulation moyennes et les lignes représentent les régressions logistiques ajustées. Les lignes horizontales pointillées et tiretées représentent respectivement le seuil de 5 % et de 1 % de quasi-extinction. Courbes produites au moyen d'une régression logistique (équation 18) avec des valeurs de paramètre conformément au Tableau 3.

Tableau 4. La population minimale viable (PMV) et la superficie minimale pour une population viable (SMPV) selon six taux de catastrophes et pour deux probabilités de quasi-extinction.

Risque de disparition	Taux de catastrophe par génération	PMV			SMPV (ha)	
		Femelles adultes	Tous les adultes	1 an et plus	Lacustre	Riveraine
5 %	5 %	597	1 194	2 349	2,9	0,8
	10 %	1 214	2 428	4 777	5,9	1,7
	15 %	2 334	4 668	9 184	11	3,2
	20 %	4 324	8 648	17 015	21	6
	25 %	9 505	19 010	37 402	46	13
	30 %	23 817	47 634	93 720	115	33
1 %	5 %	1 837	3 674	7 229	8,9	2,6
	10 %	4 009	8 018	15 775	19	5,6
	15 %	8 532	17 064	33 573	41	12
	20 %	16 995	33 990	66 875	82	24
	25 %	45 681	91 362	179 755	221	64
	30 %	139 329	278 658	548 260	674	194

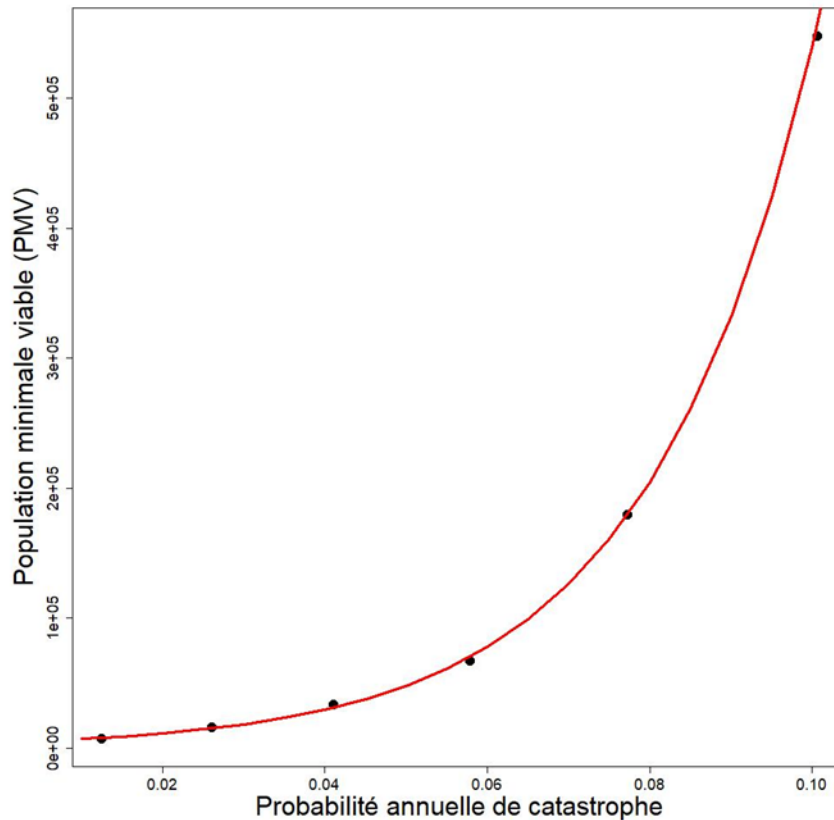


Figure 9. La population minimum viable (PMV) comme fonction exponentielle de la probabilité annuelle de catastrophe. Les points représentent les valeurs de la PMV pour les taux de catastrophe de la génération allant de 5 % à 30 % à des intervalles de 5 %, exprimés sous forme de probabilités annuelles.

Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV)

La répartition stable par âge du sucet de lac est de 99,95 % de jeunes de l'année, de 0,025 % de juvéniles (âge 1) et de 0,025 % d'adultes (âges 2 à 8). Avec un taux de catastrophe générationnel de 15 % et un risque d'extinction de 1 %, la PMV cible est d'environ 33 600 individus âgés d'un an et plus.

La SMPV calculée en utilisant les estimations de densité du DNMRNF de 0,0861, 0,0119 et 0,0105 individus/m² donne des estimations de la SMPV de 0,39, 2,82 et 3,2 km² respectivement. Avec une densité estimée de 0,0009252 individus/m² de la RNF de Sainte-Claire (cellule est), la SMPV est estimée à 36,3 km². Les valeurs de la SMPV sont sensibles aux estimations de densité utilisées dans leurs calculs. L'estimation de la densité de la RNF de Sainte-Claire est beaucoup plus faible que les densités des autres emplacements et pourrait refléter une population épuisée vivant dans un habitat dégradé et non représentative de la densité naturelle du sucet de lac. L'utilisation de cette estimation de la densité pour calculer la SMPV pourrait mener à une estimation excessivement élevée.

Lorsque la densité de population est estimée à l'aide des équations allométriques 20 et 21, la SMPV nécessaire pour cette population est d'environ 0,41 km² pour les milieux lacustres et d'environ 0,12 km² pour les milieux riverains. Les valeurs de la SMPV pour d'autres objectifs de PMV se trouvent au Tableau 4. Le Tableau 5 présente une comparaison de la SMPV avec la quantité de milieux disponibles pour diverses populations de sucets de lac. La taille des milieux

a été estimée grossièrement dans Staton *et al.* (2010) suivant une approche fondée sur la région d'occupation, modifiée lorsque des données supplémentaires le permettent; ces estimations ont été mises à jour pour tenir compte de la façon dont les régions sont actuellement différenciées et ont été élargies pour inclure des détections récentes (c.-à-d. depuis 2010). Ces approximations sont fondées sur un habitat convenable à une échelle approximative et ne comprennent pas nécessairement tous les milieux qui contribuent aux processus du cycle biologique. De plus, les besoins en matière d'habitat propres à la population sont mal compris et ne sont donc pas pris en compte dans ces estimations. Une estimation de la taille de l'habitat du lac Sainte-Claire n'est pas possible pour le moment, car les registres de cette région sont sporadiques, et certaines localités de cette région n'ont qu'un registre, ce qui rend difficile l'attribution des limites. Plusieurs milieux déterminés comme étant lacustres au Tableau 5 pourraient aussi être identifiés comme étant des milieux humides. On s'attendrait à ce que ces milieux aient une densité de poisson plus élevée, et donc une SMPV plus faible, comparativement aux milieux lacustres en eau libre. Toutefois, comme les relations allométriques pour les milieux humides ne sont pas disponibles, l'estimation de la SMPV lacustre pourrait plutôt servir de cible prudente pour ces milieux humides.

Tableau 5. La quantité de milieux disponibles (km²) pour chaque population de sucets de lac et s'il répond à la demande pour la superficie minimale pour une population viable (SMPV).

Population	Habitat disponible (km²)	Type d'habitat	SMPV atteinte (O/N)?
Chenal Old Ausable	0,61	Lacustre	Oui
Lac L	0,136	Lacustre	Non
Lac Sainte-Claire	S.O.	Lacustre	-
Marais endigués de l'île Walpole	S.O.	Lacustre	-
RNF de Sainte-Claire (cellules est et ouest)	3,52	Lacustre	Oui
Parc national de la Pointe-Pelée (étangs Redhead, Girardin et Lake)	1,44	Lacustre	Oui
Baie Rondeau	9,43	Lacustre	Oui
Baie Long Point	59,62	Lacustre	Oui
RNF de Long Point	81,34	Lacustre	Oui
RNF du Ruisseau-Big	0,53	Lacustre	Oui
Ruisseau Lyons	0,418	Riverain	Oui

TEMPS DE RÉTABLISSEMENT

Comme l'abondance du sucet de lac n'était pas connue, des simulations ont été utilisées pour estimer la durée de rétablissement en supposant une faible abondance actuelle. La PMV a été établie comme capacité de charge et utilisée comme cible de rétablissement. La population initiale a été fixée à 10 % de la PMV. Ces simulations reflètent une situation dans laquelle il y a un habitat disponible suffisant ou un retrait des menaces ou des concurrents de sorte que les taux vitaux reviennent à un état qui permet à l'effectif de la population d'augmenter pour se rapprocher de la capacité de charge.

Les simulations de rétablissement ont donné lieu à une distribution des temps de rétablissement comme l'illustre la Figure 10. Le délai médian avant le rétablissement est de 15 ans, et 95 % des populations ont atteint le rétablissement en 39 ans ou moins.

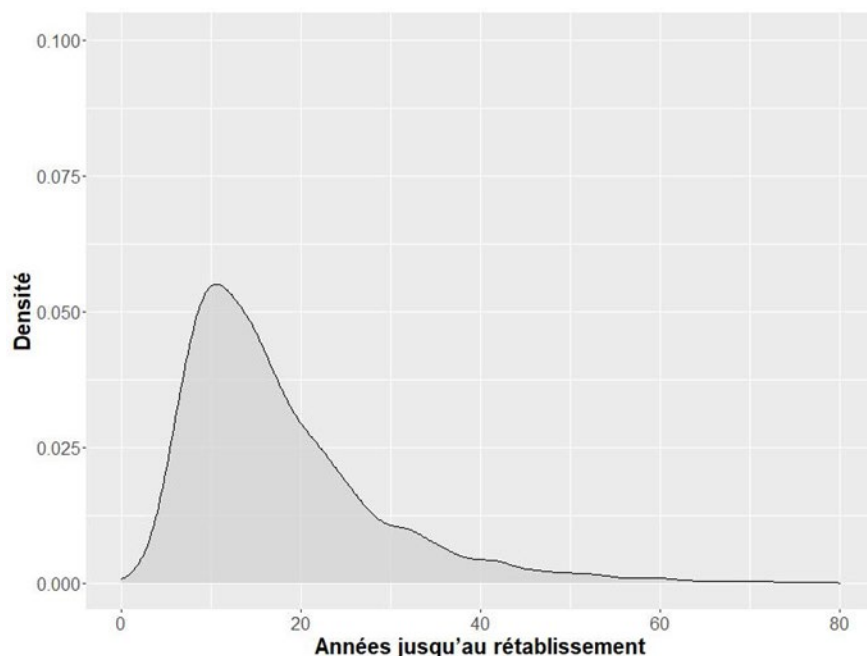


Figure 10. Répartition des délais de rétablissement pour toutes les simulations pour le sucet de lac pour un objectif de rétablissement à la PMV et une population initiale de 10 % de la PMV.

DISCUSSION

Un modèle de population du sucet de lac de Young et Koops (2011) a été mis à jour pour prédire comment la population peut réagir aux dommages anthropiques et estimer les cibles de rétablissement pour l'abondance et l'habitat. Des renseignements limités sur les caractéristiques du cycle biologique du sucet de lac ont été publiés. L'information disponible a été compilée, et des paramètres supplémentaires ont été estimés à partir des données d'enquête du MPO et du DNMRNF.

Il existe plusieurs différences entre les constatations du présent rapport et celles de Young et Koops (2011). Ces différences sont principalement attribuables à l'inclusion de la dépendance à la densité dans le modèle actuel, à l'allocation de catastrophes pour réduire une population de plus de 50 %, à l'utilisation d'une courbe de croissance différente de von Bertalanffy pour estimer les taux vitaux et à la décision d'utiliser un plus grand nombre d'individus comme seuil de disparition.

De multiples méthodes ont été utilisées pour évaluer les répercussions des dommages sur les populations de sucets de lac. Toutes les méthodes montrent que le sucet de lac est plus sensible aux changements dans la survie des adultes. Ce résultat est vrai pour tous les taux de croissance de la population (λ), mais à mesure que λ augmente, les autres taux vitaux augmentent en importance jusqu'à ce qu'ils soient presque égaux sous le maximum λ . Cela contredit la conclusion de Young et Koops (2011) selon laquelle les taux vitaux des juvéniles et au stade précoce de l'existence étaient les plus importants. Leur conclusion était fondée sur une analyse de l'élasticité avec une ventilation par classe d'âge semblable à la Figure 4 du présent rapport. Toutefois, il semble peu probable qu'une perturbation ne touche qu'une seule classe d'âge, de sorte qu'une analyse avec ventilation selon le stade du cycle biologique (Figure 5) serait plus appropriée. Lorsqu'on l'analyse de cette façon, il devient évident que le stade adulte est plus sensible aux impacts parce qu'il contient plus de classes d'âge que les premiers stades biologiques.

L'analyse de l'élasticité de N (Figure 6) indique l'incidence des changements dans les taux vitaux sur les densités de population par stade en intégrant les répercussions de la densité-dépendance. Une réduction d'environ 13 % du taux de survie des adultes entraînerait une diminution de 25 % de la population adulte par rapport à sa capacité de charge initiale. Cela est semblable aux résultats des simulations comportant un dommage annuel (Figure 7) où des dommages d'environ 12 % à la survie des adultes feraient baisser l'abondance des adultes de 25 %. L'abondance des adultes est moins sensible à la survie des jeunes de l'année et des juvéniles, où un taux d'environ 20 % entraînerait une baisse de 25 %.

Les estimations des cibles de rétablissement pour l'abondance ont été faites à l'aide d'une analyse par simulation pour déterminer la taille de la population nécessaire pour assurer la stabilité démographique au moyen d'estimations de la taille de la population minimale viable (PMV). Les résultats dépendent de la probabilité de persistance et du taux de catastrophe. Selon un taux de catastrophe de 15 % par génération et une probabilité de persistance de 99 %, le sucet de lac nécessite environ 8 500 femmes adultes, ce qui se traduit par environ 17 000 adultes des deux sexes ou environ 33 600 individus âgés d'un an et plus.

Les objectifs de PMV pour les autres taux de catastrophe ont également été estimés et ajustés à une fonction exponentielle de la probabilité annuelle de catastrophes. Un taux de catastrophe de 15 % par génération a été considéré comme le plus probable, et l'objectif de PMV associé à ce taux a été utilisé pour des analyses plus approfondies. D'autres cibles de PMV pourraient être utilisées si de nouveaux renseignements sur les taux de catastrophe deviennent disponibles.

Cet objectif de PMV est beaucoup plus élevé que celui d'environ 2 700 adultes recommandé initialement dans Young et Koops (2011). La principale raison de cette différence est que le rapport précédent utilisait 1 femme adulte comme seuil de disparition, tandis qu'un seuil de quasi-extinction de 25 femmes adultes était utilisé dans le présent rapport. L'estimation de la PMV de leur rapport d'environ 45 000 adultes sous un seuil de quasi-extinction de 50 adultes (soit 25 mâles et 25 femelles) serait une comparaison plus en nature. L'inclusion des effets de dépendance à la densité dans le nouveau modèle est la raison probable pour laquelle la nouvelle estimation de la PMV d'environ 17 000 adultes représente moins de la moitié de cette estimation précédente.

Les estimations de la PMV ont été converties en besoins en matière d'habitat en divisant la PMV par les estimations moyennes de la densité. D'après les estimations de densité tirées de l'échantillonnage sur le terrain du DNMRNF, la SMPV pour ~ 17 000 adultes (ou ~ 33 600 individus âgés d'un an et plus) est de 0,39, 2,82 ou 3,2 km². Selon l'estimation de la densité de la RNF de Sainte-Claire, la SMPV est correspond à 36,3 km². Selon les relations de

taille corporelle et de densité de population que l'on retrouve dans Randall *et al.* (1995), la SMPV est de 0,41 km² pour les milieux lacustres et de 0,12 km² pour les milieux riverains. Les deux estimations de la SMPV à partir des équations allométriques sont comparables aux plus petites estimations de la SMPV à partir des densités de l'échantillonnage sur le terrain et plus petites que toutes les autres. Les deux estimations sont également plus petites que la SMPV recommandée de 1 km² sur la base d'environ 2 700 adultes selon Young et Koops (2011).

INCERTITUDES

Les caractéristiques du cycle biologique du sucet de lac n'étaient pas bien décrites dans la documentation. Par conséquent, le paramétrage du modèle de population comporte un degré d'incertitude. La croissance somatique a été ajustée à un petit ensemble de données (n = 66) avec une période limitée. La croissance maximale de la population a été calculée au moyen de relations allométriques générales. Il existe également une incertitude quant à savoir si l'âge de la maturité est à 2 ans ou à 3 ans.

Les données utilisées pour estimer les paramètres du cycle biologique ont été recueillies il y a des décennies et pourraient ne pas refléter la dynamique actuelle des populations de sucets de lac. Les menaces qui ont agi sur la population pendant cette période auraient pu modifier les paramètres du cycle biologique. Les données sur la fécondité proviennent d'une étude expérimentale sur l'ensemencement menée au Nebraska et pourraient ne pas refléter avec exactitude la fécondité des populations sauvages canadiennes.

Initialement, une grande partie des données utilisées pour estimer la mortalité ne reflétaient pas l'âge. Une clé d'âge tirée de la courbe de croissance de von Bertalanffy a été utilisée pour estimer l'âge du poisson, ajoutant ainsi une erreur potentielle aux estimations de la mortalité. Les données sur les poissons n'ont pas non plus été mesurées individuellement, mais plutôt enregistrées comme le nombre de poissons pêchés à un certain endroit et à un certain moment, le plus grand et le plus petit étant d'une longueur particulière. En raison de l'incertitude entourant la répartition des longueurs à l'intérieur de cet intervalle, seuls les poissons les plus grands et les plus petits ont été utilisés pour une analyse plus approfondie. Cela pourrait introduire un biais dans l'estimation de la mortalité.

La densité de sucet de lac est peu connue. Les estimations de la densité utilisées pour calculer la SMPV ont été calculées à partir d'études isolées d'échantillonnage sur le terrain à court terme ou de relations allométriques générales. Lorsque des relations allométriques ont été utilisées, l'estimation de la superficie par individu (SPI) par Young et Koops (2011) est plus élevée que celle du présent rapport, même si les deux proviennent de Randall *et al.* (1995). L'équation pour la SPI (équation 10 dans Young et Koops 2011) n'a pas pu être recalculée pour ce rapport. La vaste gamme de valeurs de la SMPV tirées des diverses estimations de la densité est une source importante d'incertitude. La relation allométrique pour les densités des milieux humides est inconnue, et les estimations des milieux lacustres ont été utilisées comme substitut.

Enfin, la fréquence des événements catastrophiques pour le sucet de lac était inconnue et a eu des répercussions importantes sur les estimations de la PMV. Les résultats sont présentés pour divers taux de catastrophes, mais ce qui convient le mieux n'est pas clair. Les pratiques exemplaires pourraient consister à utiliser l'estimation de 15 % par génération, car elle se rapproche de la moyenne transversale des vertébrés (Reed *et al.* 2003).

Éléments

Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du sucet de lac.

Les meilleures données disponibles ont été rassemblées pour fournir les paramètres du cycle biologique du sucet de lac. La valeur de chaque paramètre du cycle biologique utilisée dans la modélisation est présentée dans les tableaux 1 et 2.

Élément 12 : Proposer des objectifs de rétablissement concernant l'abondance et l'aire de répartition

Les objectifs d'abondance ont été estimés à l'aide d'une analyse de viabilité de la population et d'estimations de la population minimale viable (PMV). Les simulations intégraient la dépendance à la densité, la stochasticité de l'environnement et les catastrophes aléatoires. Les cibles variaient selon le modèle utilisé, la probabilité de persistance souhaitée et le taux de catastrophe (Tableau 4). Selon un taux de catastrophe générationnel de 15 % avec probabilité de persistance de 99 %, la cible de la PMV est de 33 600 individus âgés d'un an et plus des deux sexes. Ces cibles d'abondance de simulation se rapportent à des populations isolées uniques. Comme il y a 11 populations existantes au Canada, la persistance de l'espèce dans son ensemble serait plus élevée.

Élément 13 : Projeter les trajectoires attendues des populations sur une période raisonnable (minimum de 10 ans) sur le plan scientifique et des trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des objectifs de rétablissement potentiels, en fonction des paramètres actuels de la dynamique des populations de sucet de lac.

Les estimations de population du sucet de lac sont très limitées. La seule estimation disponible provient de la RNF de Sainte-Claire, qui a estimé une très faible abondance de 1 375 individus. Aucune trajectoire de population n'était disponible.

Élément 14 : Présenter un avis sur la mesure dans laquelle l'offre d'habitat approprié répond aux besoins de l'espèce, tant actuellement que lorsque les objectifs de rétablissement de l'espèce proposés dans l'élément 12 sont atteints.

La quantité de milieux nécessaires pour soutenir une PMV de sucet de lac avec une probabilité d'extinction de 1 % et un taux de catastrophe de 15 % par génération est estimée à environ 0,41 km² de milieux lacustres ou à environ 0,12 km² de milieux riverains. L'offre d'habitats à la disposition de diverses populations de sucet de lac et la mesure dans laquelle ces zones répondent à la demande de SMPV figurent au Tableau 5. Certains des milieux énumérés au Tableau 5 pourraient être considérés comme des milieux humides plutôt que lacustres, mais en raison du manque de connaissances sur les densités des communautés de poissons dans les milieux humides, la valeur de la SMPV lacustre a été utilisée pour produire une estimation prudente. Les valeurs de l'offre d'habitat supposent également que l'ensemble de la zone convient et peut être utilisé par le sucet de lac. Il est peu probable que cela soit vrai et l'offre réelle d'habitat serait inférieure à celle indiquée dans le tableau.

Élément 15 : Évaluer la probabilité que les objectifs possibles de rétablissement puissent être atteints selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité (en particulier selon des valeurs plus faibles) et de productivité (en particulier selon des valeurs plus élevées).

Des analyses de l'élasticité pourraient servir à déterminer la meilleure façon de modifier les taux vitaux pour atteindre un taux de croissance démographique permettant d'atteindre les objectifs de rétablissement. Toutefois, le manque d'information à jour sur la dynamique de la population

empêche cette analyse plus poussée. Des estimations limitées de la densité de la population de sucet de lac sont disponibles à partir de sites comme la RNF de Sainte-Claire, mais elles ne comprennent pas les trajectoires de la population.

Élément 19 : Estimer la diminution attendue du taux de mortalité découlant de chaque mesure d'atténuation et activité de rechange énumérée dans l'élément 16, ainsi que l'augmentation de la productivité ou de la survie associée à chaque mesure de l'élément 17.

Aucun lien évident n'a été relevé entre les mesures d'atténuation et les taux de mortalité ou de productivité du sucet de lac. Il est donc difficile de fournir des conseils au sujet de l'effet des mesures d'atténuation sur les taux de mortalité ou de productivité.

Élément 20 : Projeter la trajectoire attendue des populations (et les incertitudes) sur une période raisonnable du point de vue scientifique et jusqu'au moment d'atteindre les objectifs de rétablissement, en fonction des taux de mortalité et des taux de productivité en rapport avec les mesures particulières aux fins d'examen énoncées dans l'élément 19. Inclure les objectifs qui présentent la plus forte probabilité possible de survie et de rétablissement pour des valeurs de paramètres réalistes sur le plan biologique.

Sans un lien direct entre les mesures d'atténuation et les taux de mortalité ou la productivité du sucet de lac, il n'est pas possible de fournir cette information sous forme de scénarios d'atténuation. Dans des conditions idéales, le sucet de lac peut atteindre la PMV 95 % du temps en 39 ans ou moins.

Élément 21 : Recommander des valeurs de paramètres sur les taux de productivité et de mortalité initiaux et, si nécessaire, des caractéristiques particulières concernant les modèles de population qui pourraient être requises pour permettre l'exploration d'autres scénarios dans le cadre de l'évaluation des incidences économiques, sociales et culturelles en appui au processus d'inscription.

Les valeurs des paramètres présentées dans les tableaux 1 et 2 reposent sur les meilleures données disponibles pour ces populations et devraient être utilisées pour toute future modélisation de la population. Toutefois, il faut faire preuve de prudence au moment d'utiliser les valeurs de ces paramètres en raison de l'âge des données et des menaces qui ont agi sur les populations qui auraient pu modifier les paramètres du cycle biologique. Les données sur la fécondité proviennent d'une population américaine retenue dans des bassins expérimentaux et pourraient ne pas refléter avec exactitude l'état des populations sauvages canadiennes.

Élément 22 : Évaluer le taux maximal de mortalité et de destruction anthropiques de l'habitat qu'une espèce peut subir sans risque pour sa survie ou son rétablissement.

Nous avons évalué l'impact des dommages sur les populations de sucet de lac au moyen d'estimations de l'élasticité de λ (Figure 4 et 5), de l'élasticité de N (Figure 6) et de simulations (Figure 7). Dans chaque analyse, les perturbations touchant les poissons adultes sont celles qui ont eu la plus grande incidence sur la population.

Les estimations des dommages maximaux d'origine humaine peuvent être faites à partir de l'analyse, mais elles dépendent de l'état initial de la population et de l'état qu'elle doit atteindre pour être considérée comme rétablie. Le dommage maximal, qui est défini ici comme une mortalité supplémentaire ou une réduction proportionnelle de l'habitat, peut être estimé comme suit :

$$\text{Dommage maximal} = \frac{\text{état final} - \text{état initial}}{\text{état initial}} \times \frac{1}{\text{fréquence}} \quad (23)$$

Où ε , est l'estimation de l'élasticité du taux vital perturbé, la fréquence est le nombre de fois par année que le dommage est appliqué (c.-à-d. que 0,2 représente un cycle périodique de 5 ans) et l'état est le paramètre de population mesuré (λ ou N). Si l'état initial est actuellement inférieur à l'état final acceptable, il n'y a aucune possibilité de dommage. Par exemple, l'élasticité de N_a pour la survie des adultes (σ_a) était d'environ 1,88; si l'effectif initial de la population adulte était de 5 000 individus et qu'on souhaite demeurer au-dessus de 4 500, le taux de survie des adultes ne peut pas subir une réduction de plus d'environ 5,3 %.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Bouvier, L.D., and Mandrak, N.E. 2011. [Information in support of a Recovery Potential Assessment of Lake Chubsucker \(*Erimyzon sucetta*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/048.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 722 p.
- Caswell, H. 2019. Sensitivity analysis: matrix methods in demographic and ecology. Springer Open, New York, NY. 299 p.
- DFO. 2007a. [Documenting habitat use of species at risk and quantifying habitat quality](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2007/038.
- DFO. 2007b. [Revised protocol for conducting recovery potential assessments](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2007/039.
- DFO. 2011. [Recovery Potential Assessment of Lake Chubsucker \(*Erimyzon sucetta*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2011/033.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241(4872): 1455–1460.
- Lorenzen, K. 2000. Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2374–2381.
- Morris, W.F., and Doak, D.F. 2002. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 480 p.
- MPO. 2021. [Impacts écologiques de l'abaissement du niveau d'eau sur le sucet de lac \(*Erimyzon succetta*\) de la réserve nationale de faune de st. Clair](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/012.
- Oehlert, G.W. 1992. A Note on the Delta Method. *Am. Stat.* 46(1): 27–29.
- Ogle, D.H. 2016. *Introductory Fisheries Analyses With R*. Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL. 317 p.
- R Core Team, 2020. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Randall, R.G., and Minns, C.K. 2000. Use of fish production per unit biomass ratios for measuring the productive capacity of fish habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1657–1667.
- Randall, R.G., Kelso, J.R.M., and Minns, C.K. 1995. Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 631–643.
- Reed, D.H., O'Grady, J.J., Ballou, J.D., and Frankham, R. 2003. The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. *Anim. Cons.* 6: 109–114.

-
- Schneider, J.C., Laarman, P.W., and Gowing, H. 2000. Length-weight relationships (Chapter 17). *In* Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. Edited by J.C. Schneider. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor, MI. pp. 201–218.
- Scott, W. B., and E. J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, ON. Bulletin 184: xi + 966 p.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31(2): 131–134.
- Staton, S.K., Vlasman, K.L., and Edwards, A.L. 2010. Recovery strategy for the Lake Chubsucker (*Erimyzon sucetta*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series, Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON. vi + 49 p.
- van der Lee, A.S. and Koops, M.A. 2016. Are small fishes more sensitive to habitat loss? A generic size-based model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73: 716–726.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009. Quantifying allowable harm in species at risk: application to the Laurentian black redhorse (*Moxostoma duquesnei*). *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 19: 676–688.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2012. Capacity for increase, compensatory reserve, and catastrophes as determinants of minimum viable population in freshwater fishes. *Ecol. Model.* 247: 319–326.
- Vélez-Espino, L.A., Randall, R.G., and Koops, M.A. 2010. [Quantifying habitat requirements of four freshwater species at risk in Canada: Northern Madtom, Spotted Gar, Lake Chubsucker, and Pugnose Shiner](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/115. iv + 21 p.
- Winter, R.L. 1984. An assessment of Lake Chubsuckers (*Erimyzon sucetta* (Girard)) forage for Largemouth Bass (*Micropterus salmoides* (Lacepede)) in a small Nebraska pond. Nebraska Game and Parks Commission Publications, Nebraska Technical Series No. 16: 55 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2011. [Recovery potential modelling of Lake Chubsucker \(*Erimyzon sucetta*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/049. iv + 20 p.