



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 2024/005

Région de l'Ontario et des Prairies

Modélisation du potentiel de rétablissement du chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*) au Canada

Simon R. Fung et Marten A. Koops

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

Avant-propos

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

Publié par :

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

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](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, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-69536-5 N° cat. Fs70-5/2024-005F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Fung, S.R. et Koops, M.A. 2024. Modélisation du potentiel de rétablissement du chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*) au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/005. iv + 25 p.

Also available in English:

Fung, S.R. and Koops, M.A. 2024. Recovery Potential Modelling of Northern Madtom (Noturus stigmosus) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/005. iv + 23 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
METHODS	1
SOURCES	1
CYCLE BIOLOGIQUE.....	2
Âge et croissance.....	2
Fécondité	3
Mortalité	3
LE MODÈLE.....	4
Dépendance à la densité	5
La stochasticité	6
RÉPERCUSSIONS DES DOMMAGES	7
L'élasticités de λ	7
L'élasticités de N.....	8
Simulation	8
OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT	9
Abondance: PMV	9
L'habitat: SMVP	10
TEMPS DE RÉTABLISSEMENT.....	11
RÉSULTATS.....	11
RÉPERCUSSIONS DES DOMMAGES	11
L'élasticité de λ	11
L'élasticité de N.....	13
Simulation	14
OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT	16
Abondance : PMV	16
Habitat : MAPV.....	18
TEMPS DE RÉTABLISSEMENT.....	18
DISCUSSION.....	19
INCERTITUDES.....	21
ÉLÉMENTS	22
RÉFÉRENCES CITÉES	24

RÉSUMÉ

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné le chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*) comme une espèce en voie de disparition au Canada. Ce document présente une modélisation de la population pour évaluer l'incidence des dommages causés et établir des objectifs de rétablissement, d'abondance et d'habitat aux fins d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR).

Cette analyse a démontré que le chat-fou du Nord est plus sensible aux perturbations qui touchent la survie des juvéniles. L'analyse de la viabilité des populations a permis de déterminer les objectifs de rétablissement possibles. La viabilité de la population (c.-à-d., une population autosuffisante à long terme) peut être atteinte avec une population d'environ 97 000 adultes et juvéniles (intervalle de confiance [IC] : 29 000 à 230 000) avec une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans. Une telle population aurait besoin d'environ 1 700 hectares dans la rivière Détroit, 1 900 hectares dans la rivière Sainte-Claire et 1 600 hectares dans la rivière Thames.

INTRODUCTION

Le chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*) est une petite espèce benthique de poisson-chat de la famille des *Ictaluridae* présente historiquement dans le lac Sainte-Claire et les rivières Détroit, Sainte-Claire, Sydenham et Thames, bien qu'on le considère actuellement comme disparu de la rivière Sydenham. Il s'agit d'un poisson nocturne, des eaux chaudes, qui peut occuper un large éventail d'habitats, allant des petits cours d'eau à de grandes rivières et de grands lacs au courant lent à rapide (COSEPAC 2012). Il fraye dans des cavités du substrat entre juillet et août en Ontario lorsque la température de l'eau atteint 23 à 25 °C (MacInnis 1998, Scheibly *et al.* 2008). La turbidité accrue, l'envasement, les toxines et les espèces aquatiques envahissantes constituent des menaces majeures pour le chat-fou du Nord (COSEPAC 2012).

En novembre 2002, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué l'espèce comme étant en voie de disparition. Il a réévalué la situation et l'a confirmée en mai 2012, et Pêches et Océans Canada (MPO) a réalisé une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) en mars 2012 (MPO 2012). Les résultats d'un modèle de population ont été intégrés dans l'évaluation du potentiel de rétablissement de 2012 du MPO, mais le modèle et les résultats de son analyse n'ont pas été publiés dans un document distinct. L'évaluation du potentiel de rétablissement sera mise à jour en 2022 afin d'intégrer les nouveaux renseignements et les nouvelles techniques de modélisation et d'analyse.

La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) prévoit l'élaboration de stratégies de protection et de programmes de rétablissement pour les espèces menacées de disparition ou de disparition du pays. C'est pourquoi le MPO a préparé une EPR (MPO 2007a, 2007b) comme moyen de fournir des renseignements et un avis scientifique. Ce rapport traitera des trois composantes de l'évaluation du potentiel de rétablissement : une évaluation de la situation de l'espèce, la portée du rétablissement et des scénarios des mesures d'atténuation et des solutions de rechange aux activités. Il contribue à l'évaluation du potentiel de rétablissement en recourant à la modélisation des populations pour évaluer les répercussions des dommages anthropiques sur les populations en question et établir des objectifs de rétablissement pour l'abondance et l'habitat avec les incertitudes correspondantes. Ces travaux sont fondés sur une approche démographique élaborée dans Vélez-Espino et Koops (2009, 2012) et Vélez-Espino *et al.* (2009).

METHODS

Nous avons compilé l'information sur les taux vitaux pour créer des matrices de projection qui intègrent l'incertitude des paramètres, la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité. Nous avons quantifié les répercussions des dommages anthropiques sur les populations en procédant à des analyses de l'élasticité et à des analyses par simulation. Les estimations des objectifs de rétablissement pour l'abondance et l'habitat ont été réalisées en fonction de l'estimation de la population minimale viable (PMV) et de la superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP). Toutes les analyses et simulations ont été effectuées à partir du programme statistique R 4.2.1 (R Core Team 2022). Les valeurs des paramètres intégrées au modèle de population sont énumérées dans les Tableaux 1 et 2.

SOURCES

Les estimations du cycle biologique du chat-fou du Nord étaient fondées sur les données d'échantillonnage recueillies par le MPO de 2009 à 2016 dans les rivières Sainte-Claire, Détroit et Thames et par le département des ressources naturelles du Michigan (MDNR) de 2003 à 2021 dans les rivières Détroit et Sainte-Claire.

CYCLE BIOLOGIQUE

Âge et croissance

Le chat-fou du Nord peut atteindre l'âge de 5 ou 6 ans (Manny *et al.* 2014, Conard 2015), bien que Scheibly (2003) ait déterminé que l'âge maximal était de 3 ans au Kentucky, aux États-Unis. Pour le modèle de population, nous avons supposé que l'âge maximal était de 5 ans en nous fondant sur les données du MDNR sur la longueur selon l'âge. Le MDNR a fourni des données sur la longueur selon l'âge et les paramètres pour une fonction de croissance de von Bertalanffy (FCVB) ajustée à ces données. La longueur selon l'âge du chat-fou du Nord, en mm, peut être décrite comme suit :

$$L_t = 137,8(1 - e^{-0,54(t-0,32)}) \quad (1)$$

où t est l'âge du poisson.

La relation longueur-poids pour le chat-fou du Nord était fondée sur les données recueillies dans les rivières Détroit, Thames et Sainte-Claire et a été modélisée comme suit :

$$W = 10^{-5,5269} L^{3,28} \quad (2)$$

où L est la longueur totale en mm et W le poids en grammes. La Figure 1 illustre les données et les relations exprimées par les équations 1 et 2.

Tableau 1. Définitions et valeurs des paramètres utilisées dans le modèle de population décrivant le chat-fou du Nord.

	Symbole	Description	Valeur du paramètre	Source
Âge	t_{max}	Longévité	5	MDNR
	t_{mat}	Âge à la maturité	3	
	ζ	Durée de génération	3,6	Calculée
Croissance	L_{∞}	Longueur asymptotique (mm)	137,8	
	k	Coefficient de croissance de von Bertalanffy	0,54	MDNR
	t_0	Âge à 0 mm de longueur	0,32	
Fraie	f_{μ}	Fécondité moyenne	177,9	MDNR
	f_{sd}	Écart-type pour la fécondité	61,4	
	φ	Proportion de femelles à l'éclosion	0,5	Présumée
	T	Périodicité de la fraie	1	
Poids	α_W	Interception allométrique taille-poids	$2,97 \times 10^{-6}$	
	β_W	Exposant allométrique taille-poids	3,28	Calculée
Mortalité	$\sigma_{0,1}$	Taux de survie de l'œuf à l'âge 1 à l'équilibre de la population (c.-à-d., lorsque $\lambda = 1$)	0,0444	
	$\sigma_{0,max}$	Taux maximal de survie de l'œuf à l'âge 1	0,0625-0,3995	Calculé

	Symbole	Description	Valeur du paramètre	Source
Dépendance à la densité	β_d	Paramètre de dépendance à la densité de Beverton-Holt	0,41-7,99	Calculée

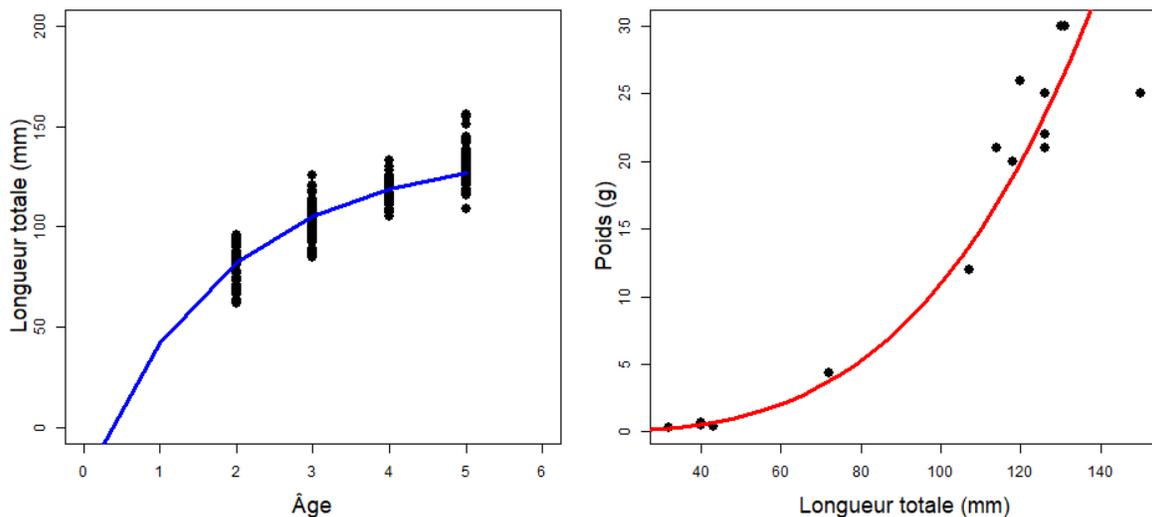


Figure 1. Le graphique de gauche représente la courbe de croissance de von Bertalanffy ajustée pour le chat-fou du Nord, fondée sur les données et les valeurs des paramètres du département des ressources naturelles du Michigan (MDNR; $n = 690$). Le graphique de droite illustre la relation entre la longueur et le poids d'après les données du MDNR et du MPO ($n = 15$).

Fécondité

Les données sur la fécondité du chat-fou du Nord proviennent de l'échantillonnage effectué par le MDNR en 2019 ($n = 10$). Le nombre d'œufs variait de 115 à 288, avec une moyenne de 177,9 et un écart-type de 61,4. Il n'y avait pas suffisamment de données pour établir une relation longueur-fécondité. Nous avons plutôt utilisé les valeurs de la moyenne et de l'écart-type pour la fécondité pour tous les âges adultes.

Nous avons posé un rapport mâles-femelles de 50 % et une périodicité de la fraie d'un an. Le chat-fou du Nord atteint la maturité à l'âge 2 ou 3 (Manny *et al.* 2014, Conard 2015). D'après les données du MDNR sur la fécondité, qui ne portaient que sur les âges 3 ou plus, nous avons supposé que l'âge à la maturité était l'âge 3 pour ce modèle.

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). Nous avons supposé que la mortalité diminuait proportionnellement avec les augmentations de la taille (Lorenzen 2000), de sorte que

$$M_t = \frac{m_0}{L_t} \quad (3)$$

où M_t et L_t sont la mortalité et la longueur au temps t et m_0 est la mortalité lorsque $L_t = 1$. Si L_t est décrite par la FCVB, le taux de survie moyen entre les âges t à $t+1$ (σ_t) peut être estimé à l'aide de l'équation 4 suivante (van der Lee et Koops 2016) :

$$\sigma_t = \left[\frac{L_t e^{-k}}{L_{t+1}} \right]^{m_0 / k L_\infty} \quad (4)$$

où k et L_∞ sont les paramètres de la FCVB. 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 5 :

$$\ln L_t + kt \quad (5)$$

La pente de cette régression de la courbe des prises (τ) est m_0 divisée par les paramètres de la FCVB selon l'équation 6 :

$$\tau = \frac{-m_0}{k L_\infty} \quad (6)$$

Pour les poissons dont l'âge n'a pas été déterminé par l'échantillonnage du MPO et du MDNR ($n = 450$), nous avons attribué un âge en fonction de leur longueur selon la méthode Isermann-Knight (Ogle 2016) et en utilisant la FCVB ajustée comme clé d'âge. Nous avons répété cette opération 1 000 fois pour obtenir une pente de régression de la courbe des prises moyenne (τ) de -0,987. Les taux de survie annuels ont été calculés en fonction de cette valeur et des équations 4 et 6. Les taux de survie annuels selon l'âge variaient de 0,3 à 0,55.

Pour obtenir le taux de survie de l'œuf à l'âge 1, nous avons d'abord établi un taux souhaité de croissance de la population (λ), puis résolu l'expression pour le taux de survie qui nous donnerait ce λ avec la matrice de population (voir plus loin). Nous avons calculé les taux de survie des jeunes de l'année nécessaires pour avoir une population stable ($\lambda = 1$), une population à croissance minimale ($\lambda = 1,1$) et une croissance maximale théorique de la population ($\lambda = \lambda_{max}$) à partir des relations allométriques présentées dans Randall et Minns (2000). Nous pouvons calculer λ_{max} d'après le taux intrinsèque d'augmentation maximale (r_{max}) où $\lambda_{max} = e^{r_{max}}$ et estimer r_{max} par la relation productivité-poids décrite dans Randall et Minns (2000) :

$$r_{max} = 2,64 W_{mat}^{-0,35} \quad (7)$$

où W_{mat} est le poids à maturité en grammes. Nous obtenons $\lambda_{max} = 1,89$ pour le chat-fou du Nord.

LE MODÈLE

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

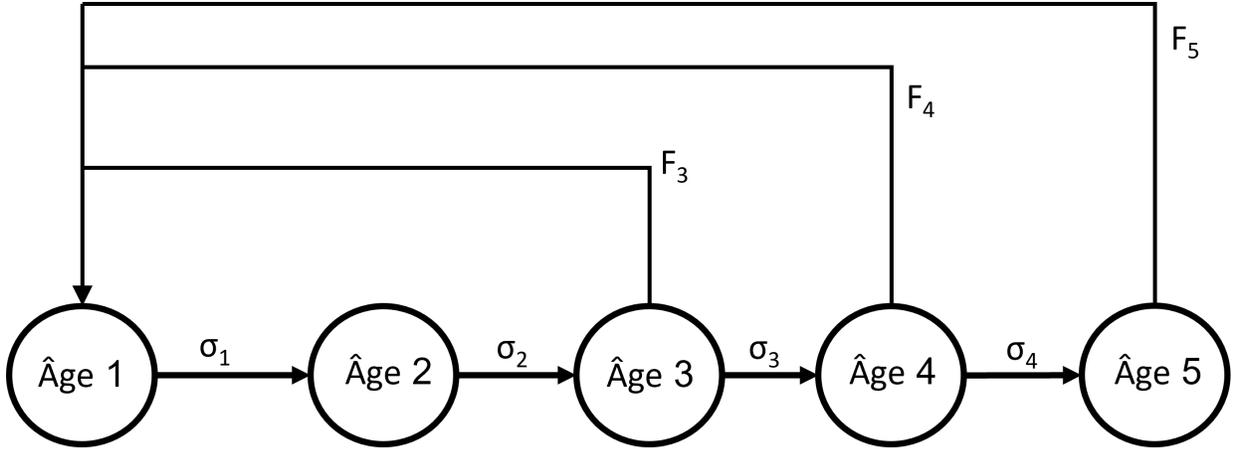


Figure 2. Cycle biologique généralisé utilisé pour modéliser la dynamique des populations de chats-fous du Nord. F_i représente la fertilité annuelle par stade d'un individu de l'âge i et σ_i représente la survie de l'âge i à l'âge $i+1$.

La matrice comprenait 5 stades (Figure 2) représentant les âges 1 à 5. La matrice de projection \mathbf{A} est le produit de la matrice de transition \mathbf{B} , qui comprend les paramètres du cycle biologique, et de la matrice \mathbf{D} de dépendance à la densité, qui représente les effets de cette dépendance.

$$\mathbf{B} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & F_3 & F_4 & F_5 \\ \sigma_1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \sigma_2 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \sigma_3 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \sigma_4 & 0 \end{bmatrix} \quad (8)$$

et

$$\mathbf{A} = \mathbf{B} \circ \mathbf{D}, \quad (9)$$

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

Le modèle matriciel fondé sur l'âge intégrait le paramètre de fertilité F_i et le taux de survie annuel σ_i ; l'indice i représentant l'âge. La fertilité, F_i , est le produit de tous les paramètres de reproduction et, dans une matrice structurée selon la période avant la reproduction, intègre également la probabilité de survie du stade de l'œuf à l'âge 1 (σ_0) :

$$F_i = f_i \varphi m_i \sigma_0 / T \quad (10)$$

où f_i représente la fécondité selon l'âge à l'âge i , φ représente le sex ratio, m_i représente la proportion de femelles matures d'âge i , σ_0 représente la survie d'une femelle de l'œuf à l'âge i et T représente la périodicité de la fraie, qui était présumée être d'un an.

Dépendance à la densité

La dépendance à la densité était présumée agir sur la première année de vie et a été intégrée selon la fonction de Beverton-Holt (équation 11). 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 des jeunes de l'année à l'équilibre σ_{01} , produirait le taux à l'équilibre lorsque la production d'œufs atteint sa capacité de charge et approcherait le taux de survie maximal σ_{0max} lorsque la production d'œufs se rapproche de 0 (équation 12).

$$R = \frac{\alpha N}{1 + \beta N} \quad (11)$$

$$d_0 = \frac{\sigma_{0 \max} / \sigma_{0,1}}{1 + \beta d \frac{N_e}{K_e}} \quad (12)$$

où $\sigma_{0 \max}$ et $\sigma_{0,1}$ représentent les taux de survie des jeunes de l'année à la croissance maximale de la population et à l'équilibre de la population, respectivement. Le taux de croissance maximale de la population (λ'_{\max}) est inconnu et inclus comme paramètre stochastique tiré d'une distribution uniforme entre 1,1 (population à croissance minimale) et 1,89 (population à croissance maximale théorique, λ_{\max}). La valeur de $\sigma_{0 \max}$ est ensuite calculée en fonction de la valeur de λ'_{\max} sélectionnée. β_d est le paramètre de dépendance à la densité mis à l'échelle d'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.

Nous avons structuré la matrice **D** de dépendance à la densité comme indiqué ci-après; elle est ainsi de la même taille que la matrice de transition **B**.

$$\mathbf{D} = \begin{bmatrix} 1 & d_0 & d_0 & d_0 & d_0 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \end{bmatrix} \quad (13)$$

La stochasticité

Nous avons fait varier annuellement la fertilité et la survie selon l'âge pour simuler la stochasticité environnementale des taux vitaux. Les moyennes et les écarts-types des taux vitaux selon l'âge sont énumérés dans le Tableau 2.

Nous avons supposé que la survie selon l'âge suivait une distribution log-normale. Nous avons fait varier le taux de survie selon la mortalité instantanée ($\sigma_i = e^{-M_i}$). Nous avons supposé que, dans sa variation, M suivait une distribution normale avec un coefficient de variation (CV) de 0,05 pour les jeunes de l'année et de 0,15 pour les juvéniles et les adultes. Nous avons choisi ces CV pour éviter des variations trop importantes de la population d'une année à l'autre. 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, nous avons supposé que M était corrélée 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 enfin supposé que la survie des jeunes de l'année variait indépendamment des stades plus avancés (corrélation = 0).

La stochasticité pour la fécondité utilise la moyenne et l'écart-type calculés à partir des données du MDNR et a été exécutée en utilisant la distribution bêta étirée de la même manière que la stochasticité pour la survie.

Tableau 2. Moyenne et écarts-types pour les taux vitaux du chat-fou du Nord. La survie (σ_i) est la probabilité de survie annuelle de l'âge i à l'âge $i+1$. 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	ET	Moyenne	ET
1	42	0,305	0,011	0	S.O.
2	82	0,459	0,012	0	S.O.
3	105	0,521	0,011	177,9	61,4
4	119	0,551	0,011	177,9	61,4
5	127	0	S.O.	177,9	61,4

RÉPERCUSSIONS DES DOMMAGES

Nous avons évalué les répercussions des dommages anthropiques sur une population de chats-fous du Nord à l'aide d'analyses déterministes de l'élasticité de la matrice de projection et de simulations stochastiques.

L'analyse de l'élasticité est une méthode de quantification des effets des variations des taux vitaux sur une population. L'élasticité de la valeur λ représente la variation proportionnelle du taux de croissance de la population (λ) qui résulte d'une variation proportionnelle d'un taux vital. Ainsi, une élasticité de 0,1 de la valeur λ pour la fertilité indiquerait que le taux de croissance de la population augmenterait de 1 % si la fertilité croissait de 10 %. L'élasticité de N fonctionne de la même façon, sauf qu'elle agit sur les densités propres au stade; par exemple, une élasticité de la valeur N pour une densité des adultes de 0,2 pour les perturbations de la survie des adultes (σ_a) indiquerait qu'une diminution de 10 % de σ_a provoquerait une baisse de 2 % de la densité à l'équilibre chez les adultes.

Les valeurs de l'élasticité sont utiles, car elles permettent d'évaluer l'incidence sur une population des variations des taux vitaux et des autres paramètres du modèle. Comme elles représentent des changements proportionnels, leurs valeurs sont directement comparables. Les analyses de l'élasticité sont préférables aux analyses par simulation, parce que la rapidité possible de leur estimation permet d'examiner beaucoup plus de perturbations que par voie de simulation. Les élasticités sont toutefois limitées, car elles représentent des variations permanentes, ne représentent avec exactitude que de petites perturbations et supposent que tous les autres paramètres du modèle restent inchangés. Nous avons donc procédé par analyse par simulation pour examiner les effets des dommages passagers ou périodiques sur une population.

L'élasticités de λ

On calcule les élasticités de λ (ϵ_λ) en prenant les dérivées partielles graduées de λ par rapport à un taux vital (v , Caswell 2001) :

$$\epsilon_\lambda = \frac{v}{\lambda} \sum_{i,j} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} \frac{\partial a_{ij}}{\partial v}, \quad (14)$$

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

Les estimations de l'élasticité de λ est influencée par le taux actuel de croissance de la population et, afin de saisir l'éventail des conditions possibles, nous avons choisi 5 000 taux de croissance de la population au hasard à partir d'une distribution uniforme entre une valeur minimale et une valeur maximale de λ . Pour la valeur minimale de λ , nous avons utilisé un taux de croissance produisant une réduction de 30 % de la taille de la population sur 3 générations, donnant une valeur de $\lambda_{min} = 0,968$. Pour la valeur maximale de λ , nous avons appliqué la croissance maximale théorique de la population estimée par l'équation 7, donnant une valeur de $\lambda_{max} = 1,89$.

L'élasticités de N

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

$$\frac{d\hat{N}}{dv^i} = \left(\mathbf{I}_i - \mathbf{A} - (\hat{\mathbf{N}}^\top \otimes \mathbf{I}_i) \frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial \mathbf{N}^\top} \right)^{-1} (\hat{\mathbf{N}}^\top \otimes \mathbf{I}_i) \frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial v^i}, \quad (15)$$

et :

$$\varepsilon_N = \text{diag}(\hat{\mathbf{N}})^{-1} \frac{dN}{dv^i} \text{diag}(\mathbf{v}). \quad (16)$$

où \mathbf{A} est la matrice de projection de la dimension $i \times i$, \mathbf{I}_i est une matrice d'identité de la dimension $i \times i$, $\hat{\mathbf{N}}$ est un vecteur des densités à l'équilibre, $\frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial \mathbf{N}^\top}$ est la dérivée partielle de la matrice \mathbf{A} par rapport aux densités des stades, $\frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial v^i}$ est la dérivée partielle de la matrice \mathbf{A} par rapport aux taux vitaux ou aux paramètres du modèle d'intérêt, \top est l'opérateur de transposition et \otimes représente le produit de Kronecker. $\text{diag}(\hat{\mathbf{N}})$ et $\text{diag}(\mathbf{v})$ représentent les matrices diagonales avec les densités à l'équilibre et les valeurs des paramètres sur la diagonale, respectivement, et les 0 sur les entrées hors diagonale. Voir davantage de précisions dans Caswell (2019).

Des estimations de ε_N sont fournies pour les perturbations du taux de croissance maximale de la population (λ'_{max}) qui influe sur les paramètres de dépendance à la densité pour le modèle de Beverton-Holt. Mille valeurs de λ'_{max} ont été choisies au hasard entre 1,1 et 1,89 pour cette analyse de l'élasticité.

Simulation

Une analyse par simulation a permis d'étudier les répercussions des dommages propres à un stade sur la densité de la population adulte. Les taux de survie par stade ont été réduits d'un certain niveau de dommages, de 0 à 99 % : Nous avons fait varier les dommages à différentes fréquences (tous les 1, 2, 5 et 10 ans) sur une période de simulation de 100 ans. Une fréquence de 1 indique que les dommages sont constants et interviennent chaque année et une fréquence de 10, qu'ils sont périodiques et interviennent tous les 10 ans. Dans un modèle dépendant de la densité, on suppose (pour les simulations où les intervalles entre les dommages sont supérieurs à un an) que la population est en mesure de se rétablir entre les applications des dommages à mesure que les conditions reviennent à l'état initial. Nous avons simulé un millier de répétitions pour chaque combinaison de fréquence des dommages, de niveau des dommages et de stade biologique ciblé. Pour mesurer les répercussions des dommages, nous avons divisé la taille moyenne de la population sur les 15 dernières années de la simulation par la capacité de charge initiale, ce qui donne une proportion de K .

OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

Abondance: PMV

Nous avons eu recours au concept de viabilité démographique pour déterminer d'éventuels objectifs de rétablissement pour le chat-fou du Nord. La viabilité démographique est liée au concept de PMV (Shaffer 1981). Elle se définit comme la taille minimale de la population adulte qui donne la probabilité souhaitée de persistance sur 100 ans, les « adultes » désignant les femelles matures. La population minimale viable a été estimée à l'aide d'une analyse par simulation qui intégrait la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité.

Les éléments importants intégrés à l'analyse de viabilité de la population sont le choix de la période au cours de laquelle la persistance est déterminée, la gravité et la fréquence des événements catastrophiques et le seuil de quasi-disparition en dessous duquel une population est jugée non viable. La période choisie doit être suffisante pour représenter la viabilité à long terme de la population; on utilise couramment une période de 100 ans, qui est probablement raisonnable pour prendre des décisions de gestion.

On ignore le taux et la gravité des événements catastrophiques dans les populations de chats-fous du Nord. En se fondant sur une méta-analyse, Reed et ses collaborateurs (2003) ont déterminé que parmi les populations de vertébrés, les épisodes de mortalité catastrophiques qui ont entraîné en une année une diminution de plus de 50 % de la taille de la population se produisaient à un taux de 14 % par génération en moyenne. Ce résultat a orienté les simulations de la PMV et le taux d'événements catastrophiques a été inclus en tant que limite de paramètre stochastique entre 5 % et 20 % par génération. Ces taux correspondent à des probabilités annuelles d'événements catastrophiques de 1,4 % et 6,6 %, respectivement.

Les répercussions d'un événement catastrophique touche tous les stades biologiques simultanément et a été tiré au hasard d'une distribution bêta graduée entre 0,5 et 1 avec des paramètres de forme de 0,762 et 1,5 (d'après Reed *et al.* 2003; Figure 3), représentant la probabilité d'une diminution de 50 à 100 % de la taille de la population. Les événements catastrophiques désignent toutes les perturbations temporaires et réversibles à grande échelle de la population et peuvent être d'origine naturelle ou anthropique.

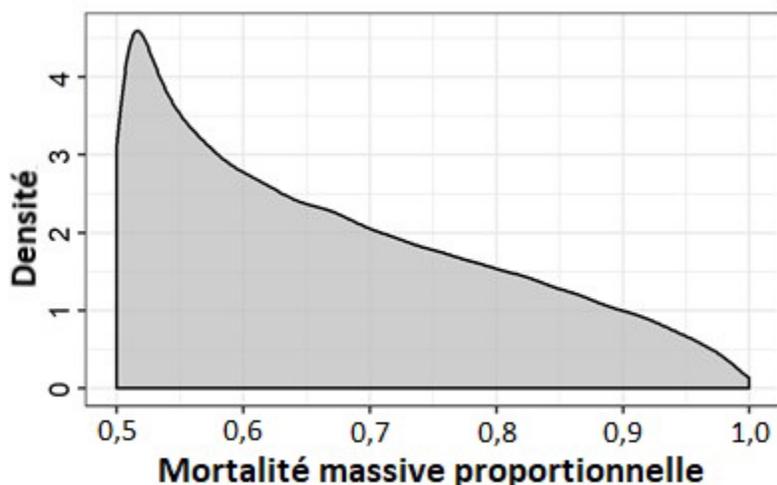


Figure 3. Distribution bêta (variant entre 0,5 et 1) utilisée dans les tirages stochastiques des répercussions des événements catastrophiques. Elle représente la diminution proportionnelle de la taille de la population après un événement catastrophique. Les paramètres de forme étaient 0,762 et 1,5 (d'après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

La quasi-disparition 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 la disparition une fois le seuil franchi. Il n'est pas possible de mesurer empiriquement la valeur du seuil de quasi-disparition; par conséquent, nous avons utilisé 25 femelles adultes comme approximation raisonnable (Morris et Doak 2002).

Nous avons effectué des simulations stochastiques en dépendance à la densité sur des populations dont l'abondance initiale des femelles variait de 100 à 10 000 (la densité initiale correspondait à la capacité de charge en femelles adultes, K_a , où $\lambda = 1$). Les simulations portaient sur 100 ans. Des simulations indépendantes ont incorporé des taux annuels d'événements catastrophiques tirés d'une distribution uniforme entre 1,4 % et 6,6 %.

Chaque simulation a été répétée 10 000 fois et les quasi-disparitions ont été suivies dans toutes les simulations. La probabilité de disparition (P_{ext}) a été modélisée comme une régression logistique qui était une fonction de la transformation \log_{10} de la densité initiale des femelles [$\log_{10}(K_a)$], du taux d'événements catastrophiques par génération (P_{cat}) et du taux de croissance maximale de la population (λ'_{max}) :

$$P_{ext} = \frac{1}{1+e^{-(X\beta)}}, \quad (17)$$

où X est une matrice de toutes les covariables et β un vecteur de coefficients incluant l'interception. Les estimations de la population minimale viable sont présentées pour les probabilités de quasi-disparition de 5 % et 1 %.

L'habitat: SMVP

La superficie minimale pour la SMVP est définie comme la quantité d'habitat nécessaire pour soutenir une population à la taille de la population minimale viable (Velez-Espino et al. 2010). Elle est estimée simplement sous forme de PMV divisée par la densité moyenne de la population. Des estimations de la densité des populations de chats-fous du Nord étaient disponibles pour les rivières Détroit, Sainte-Claire et Thames d'après les données du MPO indiquées dans Smyth et Drake (2021). La densité a été estimée à 0,57 ($\pm 0,3$), 0,51 ($\pm 0,29$) et 0,6 ($\pm 0,29$) individu par 100 m² pour ces trois rivières, respectivement. Ces densités ne sont pas propres à l'âge et sont censées s'appliquer également aux individus de toutes les classes d'âge.

Des estimations théoriques de la densité étaient également disponibles à partir des équations du Tableau 2 de Randall *et al.* (1995) :

$$\log_{10} D = 4,48 - 1,01 * \log_{10} W \quad (18)$$

$$\log_{10} D = 4,90 - 0,94 * \log_{10} W \quad (19)$$

où D est le nombre d'individus par hectare et W est le poids moyen des poissons en grammes. L'équation 18 décrit la densité de la population pour les communautés vivant dans les habitats lacustres, et l'équation 19 décrit la densité pour les habitats fluviaux.

Pour obtenir la SMVP, nous avons d'abord converti le nombre de femelles adultes dans la PMV en une taille totale de la population des deux sexes en posant pour hypothèses une structure selon l'âge stable, le calendrier de maturité et le sex ratio. La population totale a ensuite été divisée en classes d'âge d'après une structure selon l'âge stable. Le poids pour chaque classe d'âge a été calculé à partir des relations allométriques longueur-poids et la densité pour chaque classe d'âge selon l'équation 18 ou 19. Pour obtenir la SMVP pour chaque classe d'âge, nous avons divisé le nombre d'individus par la densité et la somme de la SMVP pour toutes les classes d'âge est la SMVP totale. Les valeurs de la densité obtenues à l'aide de cette méthode

variaient d'entre 4,65 et 11,87 individus par m² pour les habitats lacustres et fluviaux pour les poissons d'âge 1 à entre 0,12 et 0,4 individu par m² pour les poissons d'âge 5 pour les deux types d'habitats.

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 et intégré la stochasticité, la dépendance à la densité et les événements catastrophiques de la même façon. Les simulations ont été répétées 5 000 fois. Étant donné que l'on ignore l'abondance actuelle de la population de chats-fous du Nord, les simulations commençaient avec des tailles initiales de la population fixées à 10 % de la population minimale viable. La population était jugée rétablie lorsque la PMV (également utilisée comme capacité de charge) était atteinte. On peut considérer la capacité de charge fixée à la population minimale viable comme la taille minimale de la population nécessaire à la persistance de celle-ci. Cette hypothèse donnerait les temps de rétablissement les plus longs pour une population viable. Si la capacité de charge était supérieure à la PMV, les temps de rétablissement seraient plus courts.

RÉSULTATS

RÉPERCUSSIONS DES DOMMAGES

Nous avons évalué les répercussions des dommages sur les populations de chats-fous du Nord à l'aide d'une analyse déterministe de l'élasticité sur le taux de croissance de la population (Figures 4 et 5) et sur les densités des stades biologiques (Figure 6), ainsi que de simulations démographiques (Figure 7).

L'élasticité de λ

L'élasticité de λ aux perturbations des taux vitaux donne une indication de la façon dont la population pourrait réagir à de petites variations (< 30 %) des taux vitaux. Les résultats de cette analyse de l'élasticité ne s'appliquent pas nécessairement aux variations importantes des taux vitaux. Les valeurs positives de l'élasticité indiquent que le taux de croissance de la population augmentera si le taux vital augmente et les valeurs négatives indiquent le contraire.

La Figure 4 présente les estimations de l'élasticité pour la fertilité (F) et les taux de survie pour les jeunes de l'année (σ_0), les juvéniles (σ_j) et les adultes (σ_a). Les valeurs de l'élasticité pour la fertilité et la survie des jeunes de l'année vont de $\sim 0,276$ à $\sim 0,301$, avec une médiane de $\sim 0,291$. L'élasticité pour la survie des juvéniles varie de $\sim 0,552$ à $\sim 0,602$, avec une médiane de $\sim 0,583$. Enfin, l'élasticité pour la survie des adultes varie de $\sim 0,097$ à $\sim 0,172$, avec une médiane de $\sim 0,126$. D'après ces résultats, ce sont les variations de la survie des juvéniles qui ont la plus forte incidence sur la croissance de la population, suivies de celles de la fertilité et de la survie des jeunes de l'année; les variations de la survie des adultes ont l'incidence la plus faible. Par exemple, si l'on compare la valeur médiane de l'élasticité pour la fertilité (0,291) à la valeur médiane pour la survie des adultes (0,126), le taux de croissance de la population est $\sim 2,3$ fois plus sensible aux variations de la fertilité que la survie des adultes. Une variation de 5 % de la fertilité aurait le même effet sur λ qu'une variation de 11,5 % de la survie des adultes.

Les valeurs de l'élasticité des taux vitaux dépendent également du taux de croissance actuel de la population; toutefois, le classement des taux vitaux qui ont la plus grande incidence demeure inchangé. La Figure 5 illustre la variation de l'élasticité des quatre taux vitaux résultant des variations de λ . Les valeurs de l'élasticité pour la fertilité, la survie des jeunes de l'année et celle des juvéniles augmentent avec λ , tandis que l'élasticité pour la survie des adultes diminue

lorsque λ augmente. À partir de cette information, il est possible de prévoir un nouveau taux de croissance de la population compte tenu du taux de croissance actuel et de l'ampleur des variations d'un taux vital. Par exemple, si la survie des juvéniles est réduite de 5 % alors que la population est stable ($\lambda = 1$, élasticité de $\sigma_{j,stable} = \sim 0,555$), le nouveau taux de croissance de la population sera d'environ 0,972 ($1 - 0,05 \times 0,555$), ce qui entraînera un déclin annuel de 2,8 %.

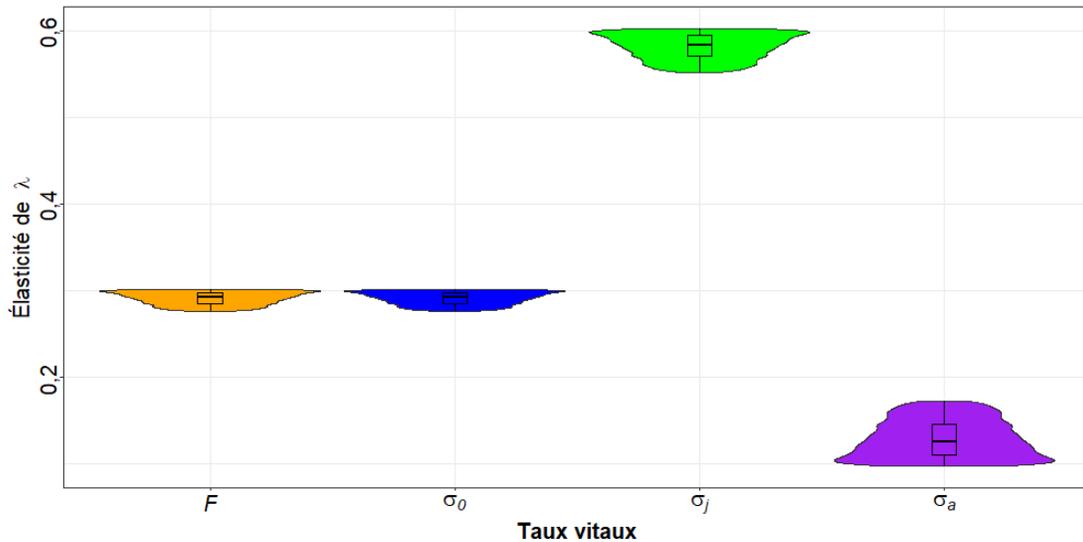


Figure 4. Résultats de l'analyse de l'élasticité de λ pour la population de chats-fous du Nord, représentée par des graphiques en violon et des diagrammes de quartiles. Les résultats reflètent différentes valeurs du taux de croissance de la population. F représente la fertilité totale dans tous les stades et σ représente la survie aux stades des jeunes de l'année (o), des juvéniles (j) et des adultes (a).

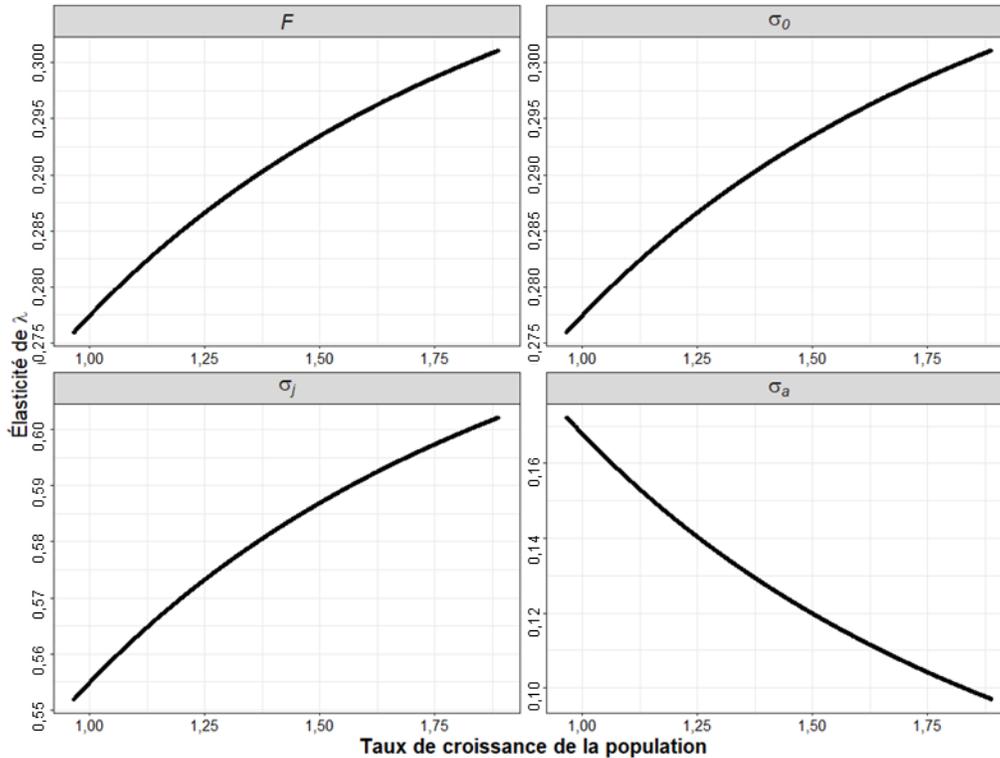


Figure 5. Analyse de l'élasticité de λ avec des valeurs de l'élasticité en tant que fonction du taux de croissance actuel de la population (λ). F représente la fertilité totale dans tous les stades et σ représente la survie aux stades des jeunes de l'année (σ_0), des juvéniles (σ_j) et des adultes (σ_a).

L'élasticité de N

L'analyse ci-dessus des élasticités de λ suppose l'indépendance à la densité, mais si la dépendance à la densité agit sur les populations, les résultats pourraient ne pas être maintenus. C'est pourquoi nous avons effectué une analyse de l'élasticité de la densité propre au stade biologique (N_s) aux variations des taux vitaux en vue d'étudier les effets de la dépendance à la densité sur le stade biologique des jeunes de l'année. Les valeurs positives de l'élasticité indiquent que la densité de la population augmentera en réponse à une augmentation de ce taux vital.

La Figure 6 illustre les résultats de l'analyse de l'élasticité de N_s . Pour le chat-fou du Nord, toutes les valeurs de l'élasticité sont positives et les augmentations des taux vitaux entraînent une augmentation de la densité. Le profil de sensibilité est généralement semblable aux stades des juvéniles et des adultes et pour la population totale combinée, à l'exception de leur sensibilité à la survie des juvéniles (σ_j) et à la survie des adultes (σ_a). Pour les trois catégories (juvéniles, adultes, population totale), les valeurs médianes de l'élasticité pour la fertilité (F), la survie des jeunes de l'année à l'équilibre ($\sigma_{0,1}$) et la capacité de charge des œufs (K_e) sont les mêmes, les valeurs étant $F = 0,324$, $\sigma_{0,1} = 1,324$ et $K_e = 1$. Pour les valeurs médianes d'élasticité pour le stade des juvéniles, $\sigma_j = 0,881$ et $\sigma_a = 0,196$. Pour les valeurs médianes de l'élasticité pour le stade des adultes, $\sigma_j = 2,648$ et $\sigma_a = 0,802$. Pour les valeurs médianes de l'élasticité pour la population totale, $\sigma_j = 1,168$ et $\sigma_a = 0,294$. Les valeurs sont présentées dans le Tableau 3.

Du fait des variations de l'élasticité pour la survie des juvéniles et des adultes à différents stades biologiques, l'abondance des adultes est la plus sensible à la survie des juvéniles, suivie

de la survie des jeunes de l'année à l'équilibre ($\sigma_{0,1}$). L'abondance des juvéniles est la plus sensible à la survie des jeunes de l'année à l'équilibre, suivie de la capacité de charge des œufs.

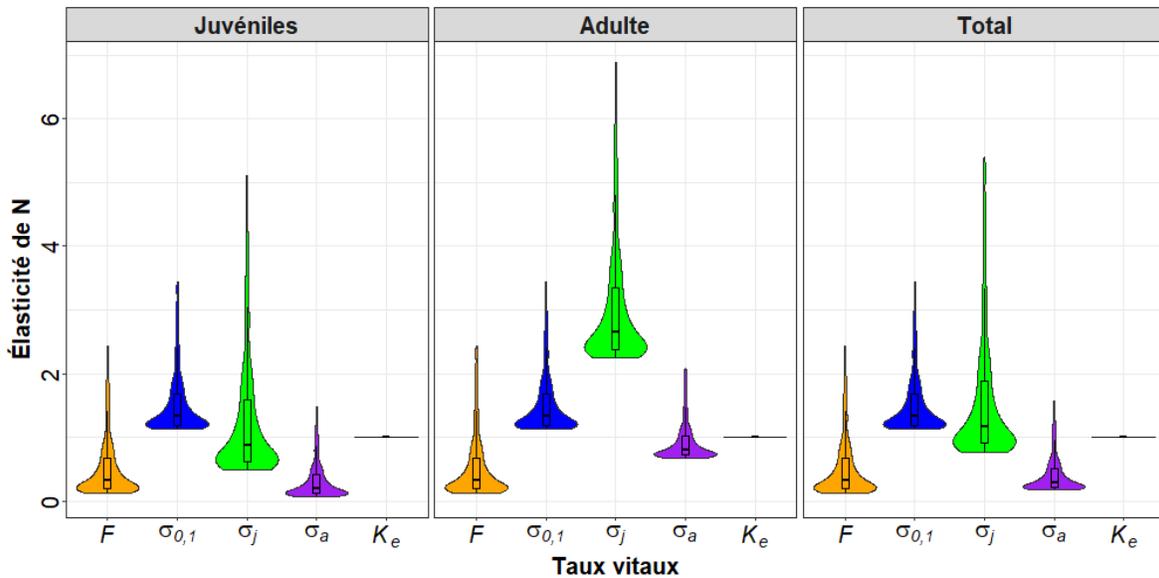


Figure 6. Résultats de l'analyse de l'élasticité de N_s pour le chat-fou du Nord. Les trois graphiques représentent les résultats pour la population de juvéniles, la population d'adultes et la population totale. L'axe des abscisses représente le paramètre du modèle (c.-à-d., le taux vital) qui est perturbé; l'axe des ordonnées représente la variation proportionnelle qui en résulte à la densité propre à ce stade biologique. F représente la fertilité totale, $\sigma_{0,1}$ représente la survie des jeunes de l'année à l'équilibre de la population, σ_j représente la survie des juvéniles, σ_a représente la survie des adultes et K_e représente la capacité de charge des œufs.

Tableau 3. Valeurs médianes des résultats de l'analyse de l'élasticité de N_s pour le chat-fou du Nord. Les colonnes représentent les taux vitaux et les lignes représentent les stades biologiques considérées séparément ou dans leur ensemble.

	F	$\sigma_{0,1}$	σ_j	σ_a	K_e
Juvéniles	0,324	1,324	0,881	0,196	1
Adultes	0,324	1,324	2,648	0,802	1
Population totale	0,324	1,324	1,168	0,294	1

Simulation

Les analyses de l'élasticité ci-dessus supposent que les variations d'un taux vital sont permanentes. Nous avons donc recouru à une analyse par simulation pour étudier comment la taille de la population adulte pourrait réagir à des perturbations annuelles (pour pouvoir établir des comparaisons avec l'analyse de l'élasticité) et tous les 2, 5 et 10 ans. Les dommages ont été appliqués au stade des jeunes de l'année, au stade des juvéniles, au stade des adultes ou à tous les stades.

La Figure 7 illustre les répercussions des dommages sur une population de femelles adultes de chats-fous du Nord. Les répercussions sont les plus fortes lorsqu'il touche tous les stades biologiques. Lorsque les dommages ne touchent qu'un seul stade biologique, ce sont les perturbations au stade des juvéniles qui produisent les répercussions les plus importantes sur la densité, suivies des dommages au stade des jeunes de l'année et, enfin, des dommages au stade des adultes. Ces résultats cadrent avec ceux des analyses de l'élasticité.

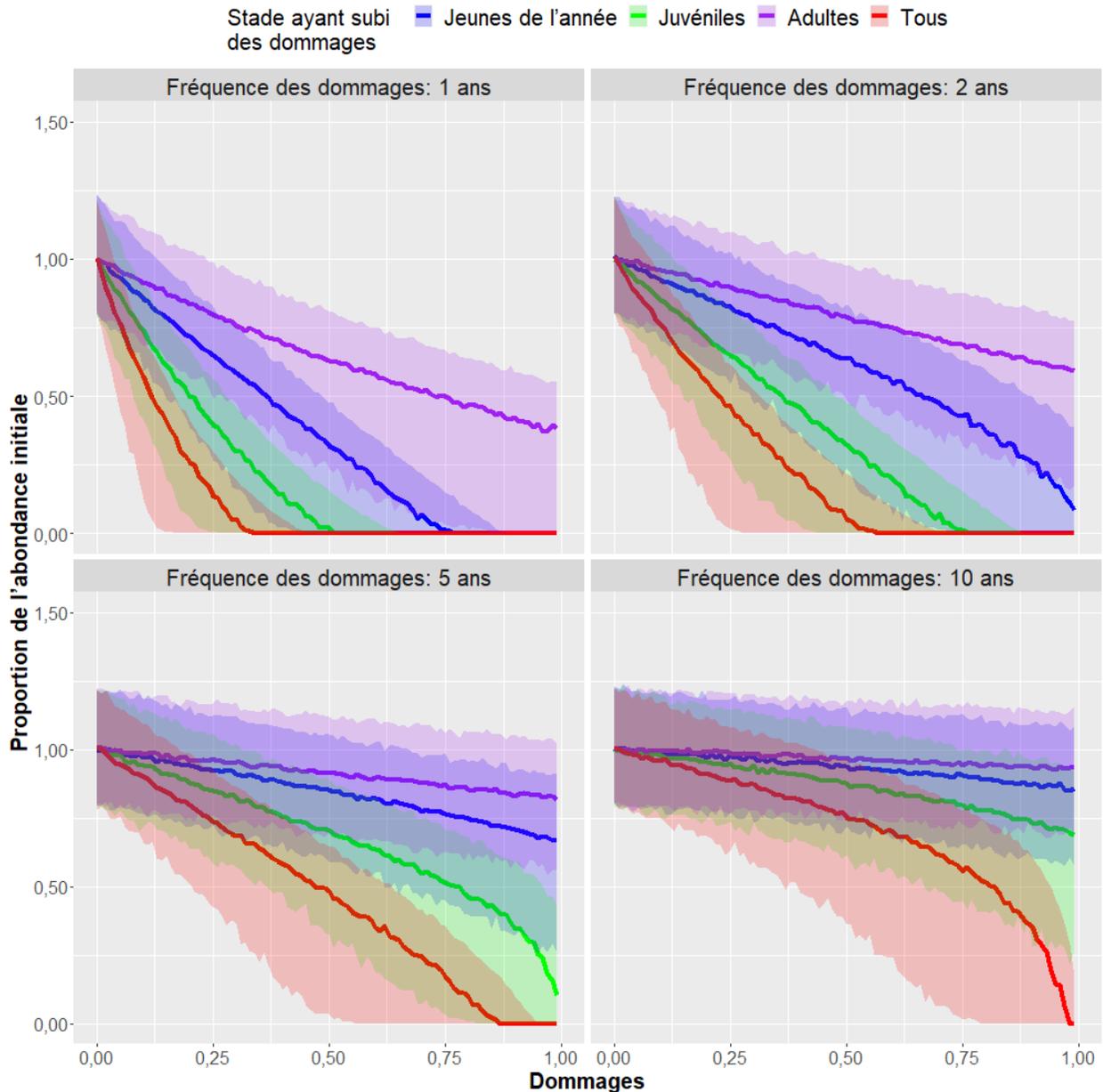


Figure 7. Résultats de l'analyse par simulation des dommages lorsque les dommages sont appliqués à des fréquences différentes à une population de chats-fous du Nord. Les couleurs représentent les stades biologiques touchés : jeunes de l'année, juvéniles, adultes, et population totale. L'axe des abscisses représente les dommages proportionnels (mortalité annuelle, par exemple) selon le stade biologique et l'axe des ordonnées, la baisse proportionnelle de l'abondance des adultes dans les 15 dernières années d'une simulation sur 100 ans. Les lignes pleines représentent les répercussions médianes et les polygones qui les entourent, les intervalles de confiance à 95 %.

OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

Abondance : PMV

La viabilité démographique a été évaluée au moyen de simulations de la population stochastiques et dépendantes de la densité. Les résultats des simulations de la quasi-disparition binomiale (1 : population disparue; 0 : population existante) ont été ajustés à l'aide d'une régression logistique en tant que fonction de l'abondance de femelles adultes, du taux d'événements catastrophiques par génération et du taux de croissance maximale de la population (λ'_{max}). Les trois paramètres étaient importants. Nous avons comparé des sous-modèles contenant des sous-ensembles de ces trois covariables au modèle complet selon la méthode du critère d'information d'Akaike (CIA). Le modèle complet avec toutes les covariables a été choisi comme étant le meilleur modèle, car il avait la note du CIA la plus faible (Tableau 4; Figure 8).

Tableau 4. Résultats du modèle de régression logistique pour la probabilité de disparition du chat-fou du Nord. K_a représente la taille de la population de femelles adultes, P_{cat} représente le taux d'événements catastrophiques par génération et (λ'_{max}) représente le taux de croissance maximale de la population.

Paramètre	Valeur	Erreur type	Valeur p
Ordonnée à l'origine	6,87	0,07	<0,001
$\log_{10}(K_a)$	-3,13	0,02	<0,001
P_{cat}	17,28	0,19	<0,001
λ'_{max}	-1,1	0,03	<0,001

La taille de la PMV a été estimée à partir du modèle de régression logistique à l'aide de taux d'événements catastrophiques par génération choisis au hasard entre 5 % et 20 % et de taux de croissance maximale de la population compris entre 1,1 et 1,89. La taille de la PMV de femelles adultes correspondant à un risque de disparition de 5 % était d'environ 2 400 (IC : 700 à 5 600) et celle correspondant à un risque de disparition de 1 % était d'environ 7 900 (IC : 2 400 à 18 600). La probabilité de disparition d'une population de femelles adultes d'une taille quelconque peut être estimée à partir de la relation logistique ajustée pour un taux d'événements catastrophiques et une croissance maximale de la population donnés :

$$P_{ext} = \frac{1}{1 + e^{-(6,87 - 3,13 \log_{10}(K_a) + 17,28 P_{cat} - 1,1 \lambda'_{max})}} \quad (20)$$

La répartition stable par âge du chat-fou du Nord est de 84 % de juvéniles (âge 1 ou 2) et de 16 % d'adultes (âges 3 à 5). En supposant une structure selon l'âge stable, un sex ratio de 1:1 et compte tenu du calendrier de maturité, nous pouvons convertir le nombre de femelles adultes en une taille de la population composée de tous les juvéniles et les adultes des deux sexes. La PMV pour les chats-fous du Nord adultes et les juvéniles combinés est d'environ 29 000 (IC : 8 900 à 68 000) avec une probabilité de persistance de 95 % sur 100 ans et d'environ 97 000 (IC : 29 000 à 230 000) avec une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans. Ces valeurs de la PMV ont été estimées pour une population isolée. En supposant que les populations de chats-fous du Nord des trois emplacements sont isolées les unes des autres sur le plan de la reproduction, la valeur de la PMV doit être appliquée à chaque population individuelle.

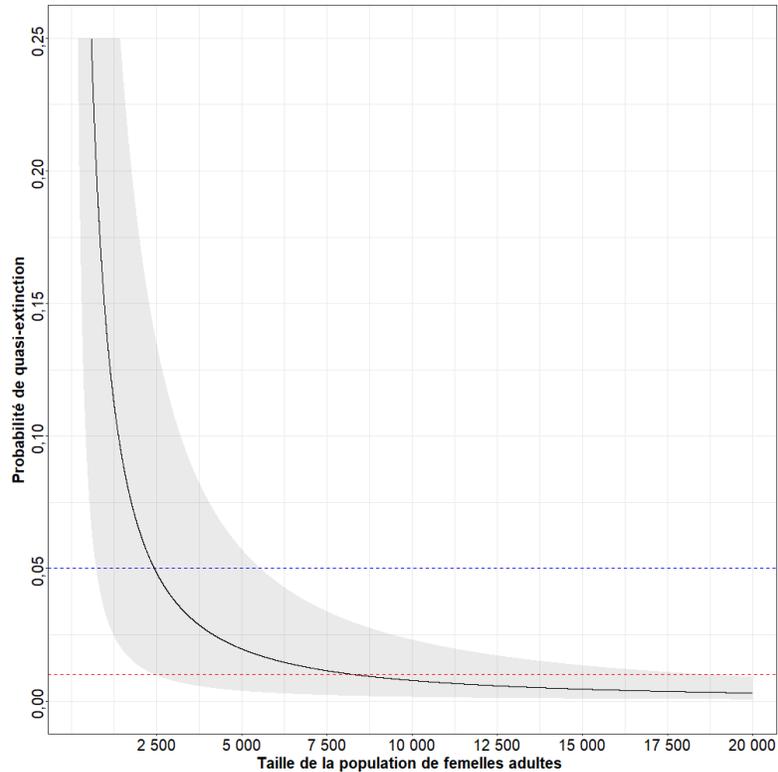


Figure 8. Probabilité de quasi-disparition d'ici 100 ans en tant que fonction de la taille de la population de femelles adultes. La ligne pleine noire représente la tendance de la régression logistique, la région grise représentant les intervalles de confiance (pour P_{cat} variant de 5 % à 20 % par génération et λ'_{max} variant de 1,1 à 1,89). Les lignes tiretées horizontales bleue et rouge représentent respectivement les seuils de quasi-disparition à 5 % et 1 %.

Deux autres scénarios de cycle biologique ont été explorés à l'aide de simulations de la PMV pour tenir compte des incertitudes entourant le cycle biologique du chat-fou du Nord. Les deux scénarios de rechange examinés consistaient à abaisser l'âge à la maturité de l'âge 3 à l'âge 2 et à relever la longévité de l'âge 5 à l'âge 6. Le Tableau 5 présente les valeurs de la PMV avec l'IC à 95 % pour une persistance de 99 % sur 100 ans. Pour le scénario de maturité à l'âge 2, la PMV pour les femelles adultes est plus élevée que dans le scénario de cycle biologique standard puisqu'une classe d'âge supplémentaire est prise en compte en tant qu'adulte. Lorsque la PMV est convertie pour inclure tous les individus d'âge 1 ou plus, la PMV passe en dessous de celle du scénario standard. Les valeurs de la PMV pour le scénario de longévité jusqu'à l'âge 6 sont également inférieures à celles du scénario de cycle biologique standard.

Tableau 5. Valeurs de la PMV et de l'IC à 95 % pour deux scénarios de recharge concernant le cycle biologique (maturité à l'âge 2 et longévité jusqu'à l'âge 6) par rapport au scénario standard. Les valeurs de la PMV ont été estimées pour une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans. Les valeurs sont présentées pour les femelles adultes et pour tous les individus d'âge 1 ou plus.

Scénarios	PMV – Femelles adultes	PMV – Individus d'âge 1 ou plus
Maturité à l'âge 3, longévité jusqu'à l'âge 5 (scénario standard)	7 900 (2 400 – 18 600)	97 000 (29 000 – 230 000)
Maturité à l'âge 2	9 400 (2 500 – 24 000)	52 000 (14 000 – 133 000)
Longévité jusqu'à l'âge 6	7 000 (2 100 – 17 000)	80 000 (24 000 – 193 000)

Habitat : MAPV

Avec un risque de disparition de 1 %, la PMV cible est d'environ 97 000 juvéniles et adultes des deux sexes. Selon les estimations de la densité de Smyth et Drake (2021), la SMVP pour une telle population serait d'environ 1 700 hectares pour la rivière Détroit, d'environ 1 900 hectares pour la rivière Sainte-Claire et d'environ 1 600 hectares pour la rivière Thames.

En utilisant les estimations théoriques de la densité de Randall *et al.* (1995), la SMVP est d'environ 4,5 hectares pour les habitats fluviaux et d'environ 13,9 hectares pour les habitats lacustres.

TEMPS DE RÉTABLISSEMENT

Comme l'abondance du chat-fou du Nord n'était pas connue, nous avons eu recours à des simulations pour estimer le temps de rétablissement en supposant une abondance actuelle faible. Nous avons fixé la PMV à la capacité de charge et en avons fait notre objectif de rétablissement. La population initiale a été fixée à 10 % de la PMV. Ces simulations reflètent une situation dans laquelle l'habitat disponible est suffisant ou les menaces ou les concurrents sont éliminés de sorte que les taux vitaux reviennent à un état qui permet à la taille de la population d'augmenter pour se rapprocher de la capacité de charge.

Les simulations du rétablissement donnent la distribution des temps de rétablissement illustrée sur la Figure 9. Le temps médian de rétablissement est de 17 ans, et 95 % des populations ont atteint le rétablissement en 58 ans ou moins. Ce temps de rétablissement est le temps qu'il faut à une population de chats-fous du Nord pour atteindre sa capacité de charge à partir de 10 % de celle-ci. Compte tenu du modèle, des paramètres et de la population initiale, ce temps de rétablissement serait le même, quelle que soit la capacité de charge choisie. La valeur de la PMV a été retenue comme capacité de charge pour les simulations, car elle produirait le plus long délai pour atteindre la PMV. Si la PMV était inférieure à la capacité de charge, la population dépasserait la valeur de la PMV en moins de temps que le temps de rétablissement simulé à mesure que la trajectoire de la population se rapproche de la capacité de charge.

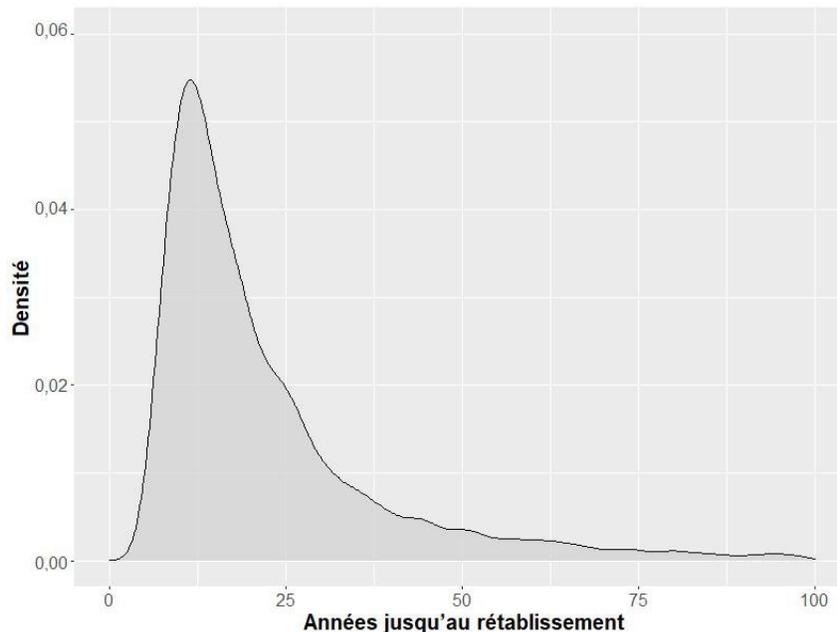


Figure 9. Distribution des temps de rétablissement pour toutes les simulations pour le chat-fou du Nord en fonction d'un objectif de rétablissement à la PMV et d'une population initiale de 10 % de la PMV.

DISCUSSION

Un modèle de population de chats-fous du Nord a été créé pour prédire comment une population pourrait réagir aux dommages anthropiques et estimer les objectifs de rétablissement pour l'abondance et l'habitat. Des renseignements limités sur les caractéristiques du cycle biologique du chat-fou du Nord ont été publiés. Nous avons réuni les données disponibles et estimé des paramètres supplémentaires à l'aide des données de relevé du MDNR et du MPO.

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour évaluer les répercussions des dommages sur les populations de chats-fous du Nord. La plupart des résultats montrent que le chat-fou du Nord est le plus sensible aux variations de la survie des juvéniles. En ce qui concerne l'élasticité de λ (le taux de croissance de la population), les répercussions les plus élevées sur le taux de croissance de la population étaient la survie des juvéniles, suivie de la fertilité et de la survie des jeunes de l'année; c'est la survie des adultes qui avait les répercussions le plus faible. Les profils de ces résultats ne changent pas avec différents taux de croissance de la population, en ce sens que les valeurs de l'élasticité diffèrent légèrement, mais que le classement de la sensibilité pour les taux vitaux demeure le même.

L'analyse de l'élasticité de N (Figure 6) indique les répercussions des variations des taux vitaux sur les densités de la population par stade en intégrant les effets de la dépendance à la densité. Pour le stade adulte, c'est encore la survie des juvéniles qui avait les plus grandes répercussions. En fonction de la valeur médiane de l'élasticité de la survie des juvéniles sur la population adulte, une réduction du taux de survie des juvéniles d'environ 9 % entraînerait un déclin de la population d'adultes de 25 % par rapport à sa capacité de charge initiale. Ce résultat est semblable à ceux des simulations comportant un dommage annuel (Figure 7) où des dommages d'environ 10 % à la survie des adultes font baisser l'abondance des adultes de 25 %. L'analyse de l'élasticité et les simulations des dommages montrent que l'ordre de la sensibilité va de la survie des juvéniles à celle des jeunes de l'année, puis à celle des adultes.

La fertilité et les trois taux de survie affichent de longues queues d'élasticité des valeurs de N , résultant du moment où la valeur choisie au hasard pour le taux de croissance maximale de la population (λ'_{max}) est très faible ($\lambda'_{max} < \sim 1,2$). Ces queues disparaîtraient si on fixait une limite minimale plus élevée de λ'_{max} pour les calculs de l'élasticité. La valeur de l'élasticité de N pour la capacité de charge (K_e) est de 1 pour toutes les valeurs de λ'_{max} , ce qui indique qu'elle n'est pas touchée par les variations de la croissance maximale de la population. Cela est peut-être dû au fait que K_e a des répercussions sur la population lorsque la population est à sa capacité de charge. Lorsque la population est à l'équilibre, sa croissance sera toujours stable ($\lambda = 1$) et, par conséquent, la valeur de l'élasticité de K_e n'est pas influencée par la valeur choisie pour λ'_{max} .

Les objectifs de rétablissement pour l'abondance ont été estimés à partir d'une analyse par simulation pour déterminer les tailles de la population nécessaires pour assurer la stabilité de la population par des estimations de la taille de la PMV. La probabilité de persistance dépend de la taille de la population, du taux d'événements catastrophiques et de la croissance maximale de la population. Pour une probabilité de persistance de 99 %, la population de chats-fous du Nord doit compter environ 7 900 (IC : 2 400 à 18 600) femelles adultes, soit environ 97 000 (IC : 29 000 à 230 000) adultes et juvéniles des deux sexes. À titre de comparaison avec les résultats du modèle précédent présentés dans le document MPO (2012), la PMV a été estimée à environ 2,7 millions d'individus d'âge 1 ou plus. L'inclusion des effets de la dépendance à la densité dans le modèle actuel a grandement réduit la PMV. L'intervalle de confiance supérieur est associé à des taux d'événements catastrophiques plus élevés et à une croissance maximale de la population plus faible, tandis que l'intervalle de confiance inférieur est associé à des taux d'événements catastrophiques plus faibles et à une croissance maximale de la population plus élevée.

Pour explorer les répercussions des incertitudes entourant la longévité et l'âge à la maturité, nous avons étudié d'autres scénarios de cycle biologique où la longévité a été augmentée à l'âge 6 ans et où l'âge à la maturité a été ramené à l'âge 2 à l'aide de simulations de la PMV. Les deux autres scénarios ont produit des valeurs de la PMV inférieures à celles de la PMV dans le scénario de cycle biologique standard, la réduction de l'âge à la maturité ayant des répercussions plus grandes que l'augmentation de la longévité. La valeur de la PMV dans le scénario standard est la valeur la plus prudente lorsqu'on envisage un objectif de rétablissement. Nous n'avons pas analysé l'élasticité pour les scénarios de rechange; toutefois, il est possible de poser des suppositions éclairées sur leurs répercussions. Une augmentation de la longévité d'un an n'a pas une grande incidence sur le cycle biologique du chat-fou du Nord et l'analyse de l'élasticité de ce scénario devrait ressembler au scénario standard. Une maturité plus précoce réduira la durée du stade biologique des juvéniles et probablement aussi l'importance de la survie des juvéniles, tout en augmentant l'importance de la fécondité, ainsi que de la survie des jeunes de l'année et des adultes.

Nous avons converti en besoins en matière d'habitat les estimations de la PMV en divisant cette dernière par des estimations moyennes de la densité. D'après les estimations de la densité de Smyth et Drake (2021), l'habitat requis serait d'environ 1 700 hectares pour la rivière Détroit, d'environ 1 900 hectares pour la rivière Sainte-Claire et d'environ 1 600 hectares pour la rivière Thames. En comparaison, selon les relations entre la taille corporelle et la densité de la population indiquées dans Randall *et al.* (1995), l'habitat requis serait d'environ 4,5 hectares pour les habitats fluviaux et d'environ 13,9 hectares pour les habitats lacustres. À titre de comparaison, la densité d'un autre chat-fou en voie de disparition dans la rivière Neosho (*Noturus placidus*) a été estimée entre 3,3 et 11,7 individus par 100 m² (Moss 1983, Wenke *et al.* 1992, Fuselier et Edds 1994), soit de cinq à vingt fois environ la densité estimée pour le chat-fou du Nord dans les trois rivières.

L'écart important entre les résultats de la SMVP tirés des estimations de la densité échantillonnée sur le terrain et les estimations de la densité théorique est attribuable à la fois à la faible densité actuelle des populations de chats-fous du Nord dans ces rivières et à l'estimation de la densité théorique supposant que la région sera uniquement l'habitat du chat-fou du Nord. L'estimation théorique supposait également que la population de chats-fous du Nord serait à sa pleine capacité de charge. Ces hypothèses peuvent ne pas se vérifier en cas de population altérée et l'estimation théorique de la SMVP pourrait être trop optimiste. Compte tenu de ces facteurs et d'autres incertitudes, il faudrait utiliser la SMVP plus importante calculée à l'aide de la densité échantillonnée jusqu'à ce que des estimations plus précises de la densité soient disponibles.

INCERTITUDES

Les caractéristiques du cycle biologique du chat-fou du Nord n'étaient pas bien décrites dans la documentation. De l'incertitude s'attache donc au paramétrage du modèle de population. Les données utilisées pour étayer la courbe de croissance de von Bertalanffy ont été recueillies à partir de l'échantillonnage mené dans la rivière Sainte-Claire et on a supposé que la courbe de croissance s'appliquait également aux populations des deux autres rivières. Le taux de croissance maximale théorique de la population a été calculé au moyen de relations allométriques générales. La fécondité a été estimée à l'aide d'un petit échantillon ($n = 10$). On ne sait pas non plus si l'âge de la maturité est à l'âge 2 ou à l'âge 3. La mortalité a été estimée à partir des données agrégées des trois rivières. Des variations entre les méthodes d'échantillonnage et les engins de pêche pourraient introduire un bruit qui n'a pas été pris en compte dans l'estimation de la mortalité. On n'a pas non plus déterminé l'âge des poissons correspondant aux données à l'origine. Une clé d'âge tirée de la courbe de croissance de von Bertalanffy a été utilisée pour estimer l'âge des poissons, ajoutant ainsi une erreur potentielle aux estimations de la mortalité.

D'autres paramètres importants, comme le taux de croissance maximale de la population et le taux et la gravité des événements catastrophiques, n'étaient pas connus et ont été inclus dans le modèle en tant que paramètres stochastiques. La plage des valeurs des paramètres a été choisie pour explorer pleinement la plage des résultats possibles du modèle. Pour une petite espèce cryptique comme le chat-fou du Nord, il est probable que le taux d'événements catastrophiques et le taux de croissance maximale de la population seraient plus proches de l'extrémité supérieure de la fourchette des valeurs examinées.

On connaît mal la densité du chat-fou du Nord. Les estimations de la densité d'échantillonnage des rivières Détroit, Sainte-Claire et Thames étaient fondées sur des données limitées et sont probablement biaisées à la baisse en raison des détections imparfaites résultant de la faible probabilité de détection du chat-fou du Nord. Lamothe et ses collaborateurs (2020) ont constaté qu'il faut 16 chaluts répétés sans détection dans la rivière Sainte-Claire et 12 chaluts répétés dans la rivière Thames pour pouvoir affirmer, avec un degré de confiance à 95 %, que le chat-fou du Nord n'est pas présent à un site. Sans des efforts d'échantillonnage aussi intenses, il est probable que ces densités actuelles soient sous-estimées. Une autre considération est que les faibles densités actuelles sont le résultat d'une population dégradée ne reflétant peut-être pas les densités qu'une population rétablie pourrait atteindre.

Les estimations théoriques de la densité ont été dérivées de relations allométriques générales et peuvent ne pas décrire l'espèce avec exactitude. L'estimation théorique de l'habitat dans Randall *et al.* (1995) suppose également que toute la superficie estimée de l'habitat est disponible pour le chat-fou du Nord et que la population est aussi productive qu'elle pourrait l'être tout en utilisant pleinement l'habitat. Ces hypothèses peuvent ne pas se vérifier et cette valeur ne devrait être considérée que comme une limite inférieure possible de la SMVP.

ÉLÉMENTS

Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du chat-fou du Nord.

Les meilleures données disponibles ont été rassemblées pour fournir les paramètres du cycle biologique du chat-fou du Nord. 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. Les simulations intégraient la dépendance à la densité, la stochasticité environnementale, l'incertitude des paramètres et les événements catastrophiques aléatoires. La probabilité de persistance est influencée par la taille de la population et le taux d'événements catastrophiques. Pour une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans, la cible de la PMV est de 97 000 (IC : 29 000 à 230 000) juvéniles et adultes des deux sexes. Pour une probabilité de persistance de 95 % sur 100 ans, la PMV est de 29 000 (IC : 8 900 à 68 000) juvéniles et adultes des deux sexes.

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 de la population du chat-fou du Nord.

Des estimations limitées de la densité actuelle des populations de chats-fous du Nord sont disponibles pour les rivières Détroit, Sainte-Claire et Thames, mais les estimations de la population et de la trajectoire du chat-fou du Nord sont inconnues.

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 d'habitat nécessaire pour soutenir une population de chats-fous du Nord de la taille de la PMV avec une probabilité de disparition de 1 % a été estimée à environ 1 700 hectares pour la rivière Détroit, à environ 1 900 hectares pour la rivière Sainte-Claire et à environ 1 600 hectares pour la rivière Thames en fonction des densités échantillonnées. Cependant, les besoins en matière d'habitat, d'après des relations entre la taille et la densité théoriques, ont été estimés à environ 4,5 hectares pour les habitats fluviaux et à environ 13,9 hectares pour les habitats lacustres.

Élément 15 : Évaluer la probabilité que les objectifs de rétablissement potentiels 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 des populations empêche cette analyse plus poussée. Des estimations limitées de la densité des populations de chats-fous du Nord sont disponibles pour les rivières Détroit, Sainte-Claire et Thames, mais il manque les trajectoires des populations.

Élément 19 : Estimer la diminution attendue du taux de mortalité découlant de chaque mesure d'atténuation ou solution de rechange énumérée dans l'élément 16, et l'augmentation de la productivité ou de la survie en rapport avec chaque mesure de l'élément 17.

Aucun lien évident n'a été relevé entre les mesures d'atténuation et les taux de mortalité ou la productivité du chat-fou du Nord. Il est donc difficile de jeter un éclairage sur l'incidence des mesures d'atténuation sur les taux de mortalité ou la productivité.

Élément 20 : Projeter la trajectoire attendue des populations (et les incertitudes) sur une période raisonnable sur le plan scientifique et jusqu'au moment où seront atteints les objectifs de rétablissement, en fonction des taux de mortalité et de productivité en rapport avec les mesures particulières de l'élément 19 désignées aux fins d'examen. 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 chat-fou du Nord, il est impossible de fournir cette information pour les scénarios d'atténuation. Dans des conditions idéales et à partir d'une population initiale de 10 % de la PMV, le chat-fou du Nord devrait atteindre la PMV 95 % du temps dans 58 ans ou moins.

Élément 21 : Recommander des valeurs de paramètres sur les taux de productivité et de mortalité initiaux et, au besoin, des caractéristiques particulières pour les modèles de populations qui pourraient être requises pour permettre l'exploration d'autres scénarios dans le cadre de l'évaluation des répercussions économiques, sociales et culturelles à l'appui du 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. Les estimations étaient fondées sur un petit échantillon et doivent être utilisées avec prudence. La maturité à l'âge 3 doit également être utilisée avec prudence, car elle repose sur l'absence de données sur la fécondité pour l'âge 2. De plus, une grande partie des données sur le cycle biologique ont été obtenues à partir des populations de chats-fous du Nord dans les rivières Détroit et Sainte-Claire et pourraient ne pas refléter la population de la rivière Thames.

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

Nous avons évalué les répercussions des dommages sur les populations de chats-fous du Nord au moyen d'estimations de l'élasticité de λ (Figures 4 et 5), de l'élasticité de N (Figure 6) et de simulations (Figure 7). Dans chaque analyse, les perturbations touchant les poissons juvéniles sont celles qui ont eu la plus grande incidence sur la population.

Les dommages maximaux d'origine humaine peuvent être estimés à partir de l'analyse en fonction de l'état initial de la population et de l'état final jugé acceptable. Les dommages maximaux, qui sont définis ici comme une mortalité supplémentaire ou une réduction proportionnelle de l'habitat, peuvent être estimés comme suit :

$$\text{Dommages maximaux} = \frac{\text{état final} - \text{état initial}}{\text{état initial}} \times \frac{1}{\varepsilon \times \text{fréquence}} \quad (21)$$

où ε est l'estimation de l'élasticité du taux vital perturbé, la fréquence est le nombre de fois par année où le dommage intervient (p. ex. 0,2 représente un cycle périodique de 5 ans) et l'état est le paramètre de la 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 médiane de la population d'adultes (N_a) pour la survie des adultes (σ_j) était d'environ 2,648; si la taille initiale de la population d'adultes était de 5 000 individus et qu'on souhaite demeurer au-dessus de 4 500 adultes, la réduction maximale possible du taux de survie des juvéniles est d'environ 3,8 %.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Caswell, H. (2nd ed.). 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. Demogr. res. monogr. Springer Open, Cham, Switzerland. 299 p.
- Conard, W.M. 2015. A Population Study of Northern Madtom in the St. Clair—Detroit River System, Michigan. Thesis (M.Sc.). University of Michigan, Ann Arbor, MI. 34 p.
- COSEPAC. 2012. [Chat-fou du Nord \(*Noturus stigmosus*\): évaluation et rapport de situation du COSEPAC 2012](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 43 p.
- Fuselier, L., and Edds, D. 1994. Seasonal variation in habitat use by the Neosho Madtom (Teleostei: Ictaluridae: *Noturus placidus*). Southwest. Nat. 39(3): 217–223.
- Lamothe, K.A., Ziegler, J.P., Gaspard, R., Barnucz, J., and Drake, D.A.R. 2020. Abiotic and biotic associations between the round goby *Neogobius melanostomus* and tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* with the endangered northern madtom *Noturus stigmosus* in Canada. Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst. 30(4): 691–700.
- 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(12): 2374–2381.
- MacInnis, A.J. 1998. Reproductive Biology of the Northern Madtom, *Noturus stigmosus* (Actinopterygii: Ictaluridae) in Lake St. Clair, Ontario. Can. Field-Nat. 112(2): 245–249.
- Manny, B.A., Daley, B.A., Boase, J.C., Horne, A.N., and Chiotti, J.A. 2014. Occurrence, habitat, and movements of the endangered northern madtom (*Noturus stigmosus*) in the Detroit River, 2003–2011. J. Great Lakes Res. 40(Supplement 2): 118–124.
- Morris, W.F., and Doak, D.F. 2002. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 480 p.
- Moss, R.E. 1983. Microhabitat selection in Neosho River riffles. Ph.D. dissert. University of Kansas, Lawrence, KS.
- MPO. 2007a. [Documentation de l'utilisation de l'habitat par les espèces en péril et quantification de la qualité de l'habitat](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2007/038.
- MPO. 2007b. [Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/039.
- MPO. 2012. [Évaluation du potentiel de rétablissement du Chat-fou du Nord \(*Noturus stigmosus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/051
- 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(8): 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(3): 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. Conserv.* 6(2): 109–114.
- Scheibly, J.F. 2003. Life history of the northern madtom, *Noturus stigmosus* (Siluriformes: Ictaluridae), in the Licking River, Kentucky. Thesis (M.Sc.). Morehead State University, Morehead, KY. 87 p.
- Scheibly, J.F., Eisenhour, D.J. and Eisenhour, L.V. 2008. Reproductive Biology of the Northern Madtom, *Noturus stigmosus* (Siluriformes: Ictaluridae) from the Licking River, Kentucky. *J. KY Acad. Sci.* 69(2):178–186.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31(2): 131–134.
- Smyth, E.R.B., et Drake, D.A.R. 2021. [Estimation de la mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante résultant des applications de Bayluscide dans quatre rivières du corridor Huron-Érié](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/035. xi + 202 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(4): 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. Freshwat. Ecosyst.* 19(6): 676–688. doi:10.1002/aqc.1023.
- 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. 2009. [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. Sci. Res. Doc. 2009/115. iv + 21 p.
- Wenke, T.L., Eberle, M.E., Ernsting, G.W., and Stark, W.J. 1992. Winter collections of the Neosho madtom (*Noturus placidus*). *Southwest. Nat.* 37(3): 330–333.