



Fisheries and Oceans
Canada

Pêches et Océans
Canada

Science

Sciences

CSAS

Canadian Science Advisory Secretariat

SCCS

Secrétariat canadien de consultation scientifique

Research Document 2010/096

Document de recherche 2010/096

**Recovery Potential Modelling of
Channel Darter (*Percina copelandi*) in
Canada**

**Modélisation du potentiel de
rétablissement du fouille-roche gris
(*Percina copelandi*) au Canada**

Paul A. Venturelli, Luis A. Vélez-Espino, and Marten A. Koops

Fisheries and Oceans Canada / Pêches et Océans Canada
Great Lakes Laboratory for Fisheries and Aquatic Sciences/
Laboratoire des Grands Lacs pour les Pêches et les Sciences Aquatiques
867 Lakeshore Rd. / 867, Chemin Lakeshore
Burlington ON L7R 4A6 Canada

This series documents the scientific basis for the evaluation of aquatic resources and ecosystems in Canada. As such, it addresses the issues of the day in the time frames required and the documents it contains are not intended as definitive statements on the subjects addressed but rather as progress reports on ongoing investigations.

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.

Research documents are produced in the official language in which they are provided to the Secretariat.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

This document is available on the Internet at:

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

Ce document est disponible sur l'Internet à:

ISSN 1499-3848 (Printed / Imprimé)

ISSN 1919-5044 (Online / En ligne)

© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2010

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2010

Canada

TABLE OF CONTENTS / TABLE DES MATIÈRES

ABSTRACT	iv
RÉSUMÉ	v
INTRODUCTION	1
INTRODUCTION	1
METHODS	2
MÉTHODES	2
Life history	3
Cycle biologique	3
Models of the Channel Darter life cycle	5
Modèles du cycle biologique du fouille-roche gris	5
Allowable harm	6
Dommages admissibles	6
Recovery targets	8
Cibles du rétablissement	8
Recovery strategies and recovery times	9
Stratégies et délais de rétablissement	9
Minimum area for population viability	10
Superficie minimale pour la viabilité de la population	10
RESULTS	11
RÉSULTATS	11
Allowable harm	11
Dommages admissibles	11
Recovery targets, recovery strategies, and recovery times	12
Cibles, stratégies et délais de rétablissement	12
Minimum area for population viability	13
Superficie minimale pour la viabilité de la population	13
DISCUSSION	14
DISCUSSION	14
ACKNOWLEDGEMENTS	17
REMERCIEMENTS	17
REFERENCES	18
REFERENCES	18
TABLES AND FIGURES	21

Correct citation for this publication:

La présente publication doit être citée comme suit :

Venturelli, P.A., L.A. Vélez-Espino and M.A. Koops. 2010. Recovery Potential Modelling of Channel Darter (*Percina copelandi*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/096. v + 34 p.

Venturelli, P.A., L.A. Vélez-Espino et M.A. Koops. 2010. Modélisation du potentiel de rétablissement du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/096. v + 34 p.

ABSTRACT

In 2002, the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) assessed the Channel Darter (*Percina copelandi*) as Threatened in Canada. Here we assess allowable harm, determine a population-based recovery target, and conduct long-term projections of population recovery in support of a recovery potential assessment (RPA). Our analyses demonstrated that the dynamics of Channel Darter populations are particularly sensitive to perturbations that affect survival in the first three years of life, and the fecundity of first- and second-time spawners. Harm to these characteristics of Channel Darter life history should be minimized to avoid jeopardizing the survival and future recovery of Canadian populations. Based on the objective of achieving demographic sustainability (i.e., a self-sustaining population over the long term), we propose abundance recovery targets of at least 6 800 adult fish requiring up to 125.2 ha of habitat. We estimate that a typical Channel Darter population could reach this recovery target in 18 to 37 years (6 to 13 generations) in the absence of mitigative efforts or additional harm, and that these recovery times will increase exponentially with additional harm. However, by affecting at least a 10% increase in survival rates, recovery strategies such as habitat rehabilitation or enhancement could reduce the recovery time of a heavily impacted population by half.

RÉSUMÉ

En 2002, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué le fouille-roche gris (*Percina copelandi*) et l'a désigné en tant qu'espèce « menacée » au Canada. Dans le présent document, nous avons évalué les dommages admissibles, établi une cible pour le rétablissement fondée sur la population et réalisé des prévisions à long terme du rétablissement de la population à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR). Nos analyses ont démontré que la dynamique des populations de fouille-roche gris est particulièrement vulnérable aux perturbations qui influent sur la survie au cours des trois premières années de vie et la fécondité des reproducteurs qui fraient pour la première et la deuxième fois. Il faut limiter les dommages causés au fouille-roche gris à ces stades de son cycle biologique pour éviter de compromettre la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. D'après un objectif axé sur la durabilité démographique (c.-à-d. une population autonome à long terme), nous proposons des cibles pour le rétablissement de l'abondance d'au moins 6 800 individus adultes qui ont besoin d'un habitat pouvant s'étendre sur 125,2 ha. Nous estimons qu'une population typique de fouille-roche gris pourrait atteindre cette cible pour le rétablissement dans un délai de 18 à 37 ans (entre 6 et 13 générations) sans que nous ne déployons des efforts pour limiter les menaces ou sans que des dommages supplémentaires ne soient causés à la population. Ce temps de rétablissement augmentera de façon exponentielle selon les dommages supplémentaires causés à la population. Cependant, si les taux de survie augmentent d'au moins 10 %, l'adoption de stratégies de rétablissement telles que la remise en valeur ou l'amélioration de l'habitat pourrait réduire le temps de rétablissement de moitié pour une population qui a subi des impacts importants.

INTRODUCTION

The Channel Darter (*Percina copelandi*) is a small, benthivorous Percid of the subfamily Etheostominae (Scott and Crossman 1973). Endemic to North America, this species occurs intermittently throughout the eastern half of the Mississippi River drainage, and in isolated populations as far north as the shores and tributaries of Lake St. Claire, Lake Ontario, and Lake Erie, and the tributaries of the Saint Lawrence River (Goodchild 1994, Phelps and Francis 2002). In 1993, the Channel Darter was designated as Threatened in Canada (Goodchild 1994). At this time, only 100 and 700+ specimens had been collected from Ontario and Quebec, respectively, and there were serious concerns that Canadian populations were mirroring the documented trend towards extirpation in the United States. Increased sampling efforts since 1993 have confirmed these fears. Although Channel Darter were discovered in 4 new waterbodies in Ontario and 7 new waterbodies in Quebec, the combined yield of new specimens from both new and old sampling sites is fewer than 500 (Phelps and Francis 2002). Indeed, the Channel Darter is now considered to be extirpated from 6 waterbodies in Quebec and 1 waterbody in Ontario (Phelps and Francis 2002), and was recently reported absent from 5 of 6 historical sites in Lake Erie (Reid and Mandrak 2008). The decline of Channel Darter throughout their range parallels the decline of pristine watercourses and shorelines with good water quality, clean substrates, natural flow regimes, and relatively few barriers to movement (Goodchild 1994, Lapointe 1997, Phelps and Francis 2002, Reid et al. 2005). There is also growing concern over competition with and predation by the invasive Round Goby (*Neogobius melanostomus*; Reid and Mandrak 2008).

INTRODUCTION

Le fouille-roche gris (*Percina copelandi*) est un petit percidé benthivore de la sous-famille des *Etheostominae* (Scott et Crossman, 1998). Endémique à l'Amérique du Nord, cette espèce est présente de façon intermittente dans la moitié est du bassin hydrographique de la rivière Mississippi et forme des populations isolées pouvant être observées aussi loin au nord que dans les eaux littorales et les tributaires du lac Sainte-Claire, du lac Ontario et du lac Érié ainsi que dans les tributaires du Saint-Laurent (Goodchild, 1994; Phelps et Francis, 2002). En 1993, le fouille-roche gris a été désigné en tant qu'espèce « menacée » au Canada (Goodchild, 1994). Jusqu'à maintenant, seulement 100 et au moins 700 spécimens ont été recueillis en Ontario et au Québec respectivement, et de vives inquiétudes ont été soulevées quant à la possibilité que la situation des populations canadiennes reflète la tendance observée aux États-Unis, où les populations disparaissent. L'augmentation des efforts d'échantillonnage consentis depuis 1993 a permis de confirmer ces préoccupations. Bien que des fouille-roches gris aient été observés dans quatre nouveaux plans d'eau en Ontario et dans sept nouveaux plans d'eau au Québec, le nombre de nouveaux spécimens provenant des anciens et des nouveaux sites d'échantillonnage combinés s'établit à moins de 500 individus (Phelps et Francis, 2002). En effet, le fouille-roche gris est maintenant considéré comme étant disparu de six plans d'eau au Québec et d'un plan d'eau en Ontario (Phelps et Francis, 2002) et a récemment été déclaré absent de cinq des six sites historiques dans le lac Érié (Reid et Mandrak, 2008). Le déclin du fouille-roche gris au sein de son aire de répartition reflète le déclin du nombre de cours d'eau et de rivages à l'état naturel caractérisés par une bonne qualité de l'eau, des substrats propres, des régimes d'écoulement naturels ainsi qu'un nombre relativement restreint d'obstacles au déplacement (Goodchild, 1994; Lapointe, 1997; Phelps et Francis, 2002; Reid et al., 2005). On se préoccupe aussi de plus en plus de la compétition et de la prédation qu'exerce

In accordance with the *Species at Risk Act* (SARA), which mandates the development of strategies for the protection and recovery of species that are at risk of extinction or extirpation in Canada, Fisheries and Oceans Canada has developed the recovery potential assessment (RPA; DFO 2007) as a means of providing information and scientific advice. There are three components to each RPA: an assessment of species status, the scope for recovery, and scenarios for mitigation and alternatives to activities (DFO 2007). This last component requires the identification of recovery targets and timeframes for recovery, and measures of uncertainty associated with the outcomes of recovery efforts. Herein, we contribute to components two and three by assessing allowable harm and identifying mitigation strategies for Canadian populations of the Channel Darter. This work is based on a demographic approach developed by Vélez-Espino and Koops (2007, 2009a, 2009b), which uses a population-based recovery target, and provides long-term projections of population recovery under a variety of feasible recovery strategies.

METHODS

Our analysis was in four parts. Briefly, we obtained life history data from the relevant literature to determine patterns of growth, reproduction, survival, and fertility. We then used this life history information to develop age-structured projection matrices that represented the Channel Darter life cycle. Third, we used these matrices to conduct a stochastic perturbation to determine allowable harm. This analysis was conducted according to the precautionary approach, and followed Vélez-Espino and Koops (2007, 2009a,

le gobie à taches noires (*Neoglobus melanostomus*), une espèce envahissante (Reid et Mandrak, 2008).

Conformément à la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), qui exige l'élaboration de programmes pour la protection et le rétablissement des espèces en voie de disparition d'une région du Canada ou du pays tout entier, Pêches et Océans Canada a élaboré l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR; MPO, 2007) pour la fourniture d'information et d'avis scientifiques. Chaque EPR est composée de trois volets : l'évaluation de la situation de l'espèce, la portée du rétablissement ainsi que la recommandation de méthodes d'atténuation et de solutions de rechange aux activités (MPO, 2007). Le dernier volet exige l'établissement de cibles de rétablissement et de délais pour le rétablissement ainsi que la réalisation de mesures de l'incertitude associée aux résultats des efforts de rétablissement. Ainsi, nous contribuons aux deuxième et troisième volets en évaluant les dommages admissibles et en établissant des mesures d'atténuation pour les populations canadiennes de fouille-roches gris. Ce travail repose sur une approche démographique élaborée par Vélez-Espino et Koops (2007, 2009a, 2009b), qui utilise une cible de rétablissement fondée sur la population et qui fournit des prévisions à long terme du rétablissement de la population en fonction de diverses stratégies de rétablissement possibles.

MÉTHODES

Notre analyse est composée de quatre parties. En quelques mots, nous avons obtenu, à partir de la littérature appropriée, des données sur le cycle biologique afin d'établir les profils de croissance, de reproduction, de survie et de fécondité. Nous avons ensuite utilisé cette information sur le cycle biologique pour élaborer des matrices de projection structurées selon l'âge représentant le cycle biologique du fouille-roche gris. Par la suite, nous avons utilisé ces matrices et une méthode de perturbation stochastique afin d'établir les dommages admissibles. Cette analyse a été

2009b). Finally, we estimated the habitat required to support a recovered population and the effect of potential recovery efforts on the time to recovery of a typical Channel Darter population.

Life history

Information on Channel Darter life history was obtained from various publications and online resources (see Table 1). So that our recovery assessment was relevant to populations in Canada, we focused primarily on data from eastern Ontario (e.g., Reid 2004) and northern Michigan (e.g., Winn 1953). We first established that Channel Darter tend to (i) mature at 45 mm total length (TL) and 2 years of age, and (ii) reach a maximum TL of 72 mm and age of 6 years (Table 1). This information was then incorporated into a biphasic model of growth and reproduction (see Lester et al. 2004 for details). In this model, Channel Darter grew linearly in length until maturity, and then followed a von Bertalanffy growth trajectory, the shape of which was defined by the proportion of surplus energy that was being allocated to reproduction. We estimated this proportion (0.74) using an annual instantaneous natural mortality rate (0.99/year; equation 4.6 in Lester et al. 2004) that resulted in Channel Darter that were 72 mm long after 6 years of life (Figure 1a). We then converted length-at-age to mass-at-age using an allometric relationship for the family Percidae (Table 1), and mass-at-age to the number of eggs per clutch at age i (m_i) using equation 4.2 in Lester et al. (2004). The latter equation was modified to (i) estimate the production of both male and female eggs, and (ii) account for the 40% loss of energy that tends to occur when fish transfer somatic energy to eggs (Shuter et al. 2005, Quince et al. 2008). For this conversion, we assumed that the

réalisée dans le cadre d'une approche de précaution et en fonction des travaux de Vélez-Espino et de Koops (2007, 2009a, 2009b). Finalement, nous avons estimé la taille de l'habitat nécessaire au soutien d'une population rétablie ainsi que des effets de potentiels efforts de rétablissement sur le délai de rétablissement d'une population type de fouille-roches gris.

Cycle biologique

L'information dont nous disposons sur le cycle biologique du fouille-roche gris provient de diverses publications et ressources en ligne (voir le tableau 1). Afin que notre évaluation du rétablissement soit applicable à toutes les populations du Canada, nous nous sommes concentrés principalement sur les données provenant de l'est de l'Ontario (p. ex. Reid, 2004) et du nord du Michigan (p. ex. Winn, 1953). Tout d'abord, nous avons établi que le fouille-roche gris (i) atteignait généralement la maturité à une longueur totale (LT) de 45 mm, à l'âge de 2 ans, et (ii) atteignait habituellement une LT maximale de 72 mm et un âge maximal de 6 ans (tableau 1). Cette information a, par la suite, été intégrée à un modèle biphasique de croissance et de reproduction (pour plus de détails, voir Lester *et al.*, 2004). Dans ce modèle, le fouille-roche gris a affiché une croissance linéaire de la longueur jusqu'à la maturité, puis a suivi une trajectoire de croissance de Von Bertalanffy, dont la forme était définie par la proportion d'énergie excédentaire allouée à la reproduction. Nous avons estimé cette proportion (0,74) à l'aide d'un taux de mortalité naturelle instantanée annuelle (0,99/an; équation 4.6 dans Lester *et al.*, 2004) qui donnait comme résultat une mesure de 72 mm de longueur pour les fouilles-roches gris âgés de 6 ans (figure 1a). Nous avons ensuite converti la longueur selon l'âge en masse selon l'âge à l'aide d'une relation allométrique pour la famille des *Percidae* (tableau 1), et la masse selon l'âge en nombre d'œufs par ponte selon l'âge i (m_i) à l'aide de l'équation 4.2 de Lester *et al.* (2004). Par la suite, on a modifié cette équation pour (i) estimer la production d'œufs mâles et femelles et (ii) tenir compte de la perte d'énergie de 40 % qui se produit

wet mass of each was 9.35×10^{-4} g, which was equivalent to a 1.4 mm diameter egg (Table 1) that was ~64% water by mass. This approach resulted in a size-at-maturity of 0.86 g, and m_i estimates that were in agreement with empirical data from younger, smaller females (Table 1, Figure 1b). However, because the egg number of older, larger females was unknown, and maximum predicted egg number (1600 eggs) was almost twice as large as maximum observed egg number (830 eggs), we conservatively capped m_i at 1200 eggs (Figure 1b). This upper limit on m_i is within the range of observed m_i values among other darter species at 60-70 mm TL (Winn 1958, Becker 1983).

généralement lorsqu'un poisson transfère de l'énergie somatique à ses œufs (Shuter *et al.*, 2005; Quince *et al.*, 2008). Pour cette conversion, nous avons supposé que la masse humide de chacun ponte était de $9,35 \times 10^{-4}$ g, ce qui équivaut à un œuf dont le diamètre est de 1,4 mm (tableau 1) et dont la masse est composée à ~64 % d'eau. Cette approche a eu comme résultat un poids à la maturité de 0,86 g et des estimations de m_i qui concordaient avec les données empiriques provenant de femelles plus petites et plus jeunes (tableau 1, figure 1b). Cependant, du fait qu'on ne connaissait pas le nombre d'œufs pondus par des femelles plus grosses et plus vieilles et que le maximum prévu d'œufs (1 600 œufs) était presque le double du nombre le plus élevé d'œufs observé (830 œufs), nous avons jugé prudent de limiter le maximum de m_i à 1 200 œufs (figure 1b). Cette limite supérieure se situe dans la fourchette de valeurs de m_i observées chez des spécimens d'autres espèces de dards affichant une LT de 60 à 70 mm (Winn, 1958; Becker, 1983).

After combining empirical data (Table 1) and life history theory (Lester *et al.* 2004) to describe the general life history of Channel Darter, we identified uncertainty in four key traits:

Après avoir combiné des données empiriques (tableau 1) et une théorie sur le cycle biologique (Lester *et al.*, 2004) pour décrire le cycle biologique général du fouille-roche gris, nous avons observé des incertitudes associées à quatre points clés, à savoir les suivants.

- (i) Clutch size: consistent with Hubbs (1985), we initially assumed that Canada's relatively short growing season limited Channel Darter to one clutch per year. However, multiple clutches per year are likely according to (i) life history correlates (Winemiller and Rose 1992), and (ii) data from southern populations.
- (ii) Age-at-maturity: although female Channel Darter in Canada tend to mature at 2 years of age (Table 1), age-1 maturity has been observed in a population in northern Michigan (Table 1) and

- (i) Nombre de pontes : conformément à Hubbs (1985), nous avons tout d'abord supposé que la saison de croissance relativement courte au Canada limitait le fouille-roche gris à une ponte par an. Cependant, il est vraisemblable qu'il y ait plusieurs pontes par an d'après (i) la mise en corrélation de cycles biologiques (Winemiller et Rose, 1992) et (ii) les données sur des populations vivant plus au sud.
- (ii) Âge à la maturité : bien qu'au Canada le fouille-roche gris femelle atteigne généralement la maturité à l'âge 2 (tableau 1), on a observé des spécimens matures à l'âge 1 dans une population dans le nord du

may be common in Lake Erie (Scott Reid, *pers. comm.*).

- (iii) Maximum age: Channel Darter in northern populations generally reach a maximum age of 5 years (Table 1). However, Reid (2004) suspects that this maximum is underestimated when scales are used for aging, and that 6 years is likely.
- (iv) Sex ratio: by convention, we assumed a male-to-female ratio of 1:1; however, Reid (2004) reported a ratio of 1:1.42, which translated into a female proportion of 0.6.

As described in the next section, we used this uncertainty to generate biologically realistic variation in the Channel Darter life cycle.

Models of the Channel Darter life cycle

We developed 16 post-breeding, age-structured projection matrices (Caswell 2001); one for each combination of clutch size (1 or 2), age-at-maturity (1 or 2), maximum age (5 or 6) and proportion of females (0.5 or 0.6) (Figure 2a). The elements of each matrix were the annual survival probability (s_i) and fecundity coefficient (F_i) of an individual in age class i (Figure 2b). For individuals age-1 and older, s_i was 0.37. This value was based on an estimated annual instantaneous natural mortality rate of 0.99 (see above). For individuals in their first year of life (YOY), we estimated s_i by solving the projection matrix at equilibrium via an iterative process that used elasticities (see below) for a first iteration through direct perturbation of the projection matrices (Vélez-Espino et al. 2006). To estimate F_i , we used the equation

Michigan (tableau 1); ce phénomène pourrait être courant dans le lac Érié (Scott Reid, *comm. pers.*).

- (iii) Âge maximal : dans les populations vivant plus au nord, le fouille-roche gris atteint en général un âge maximal de 5 ans (tableau 1). Cependant, Reid (2004) pense que ce maximum est sous-estimé lorsqu'on utilise des échelles pour calculer l'âge et estime qu'un maximum de 6 ans est vraisemblable.
- (iv) Proportion des sexes : par convention, nous avons supposé que la proportion de mâles par rapport aux femelles était de 1:1; toutefois, Reid (2004) a mentionné une proportion de 1:1,42, ce qui correspond à un taux de 0,6 femelle pour 1 mâle.

Comme il est décrit dans la section ci-après, nous avons utilisé cette incertitude pour générer une variation réaliste sur le plan biologique dans nos modèles du cycle biologique du fouille-roche gris.

Modèles du cycle biologique du fouille-roche gris

Nous avons élaboré 16 matrices post-reproduction, structurées selon l'âge (Caswell, 2001); une pour chaque combinaison du nombre de pontes (1 ou 2 pontes), de l'âge à la maturité (1 ou 2 ans), de l'âge maximal (5 ou 6 ans) et de la proportion de femelles (0,5 ou 0,6 femelle) (figure 2a). Les éléments de chaque matrice étaient la probabilité de survie annuelle (s_i) et le coefficient de fécondité (F_i) d'un individu de la classe d'âge i (figure 2b). Pour les individus d'âge 1 et plus, s_i était de 0,37. Cette valeur était fondée sur un taux de mortalité naturelle instantanée annuelle estimé à 0,99 (voir ci-devant). Pour les individus de moins de 1 an (jeunes de l'année), nous avons estimé s_i en calculant la matrice de projection au point d'équilibre grâce à un processus itératif qui utilisait des élasticités (voir ci-après) pour une première itération par une perturbation directe des matrices de projection (Vélez-Espino *et al.*, 2006). Pour estimer F_i , nous avons utilisé l'équation suivante :

$$1) F_i = m_i \cdot c \cdot \varphi \cdot s_i,$$

where m_i is the number of eggs per clutch at age i , c is the number of clutches in a season, and φ is the proportion of female eggs. When age-at-maturity was equal to 1, we modified the biphasic growth model so that TL-at-maturity was 34 mm (Figure 1a). However, because this change resulted in size-at-maturity and fecundity estimates that were unrealistically small, we fixed size-at-maturity at 0.82 g, and applied fecundity estimates one year earlier (Figure 1b). The mean value of each matrix element across all 16 possible matrices is given in Figure 2c.

Allowable harm

We assessed allowable harm within a demographic framework following Vélez-Espino and Koops (2007, 2009a, 2009b). Briefly, we focused on estimates of annual population growth rate (λ) as determined by the largest eigenvalue of the projection matrix (Caswell 2001). Setting equilibrium (i.e., $\lambda = 1$) as the minimum acceptable population growth rate, allowable harm (τ_v) and maximum allowable harm ($\tau_{v, max}$) were estimated analytically as:

$$2) \tau_v \leq (1 / \varepsilon_v) [(1 - \Lambda) / \Lambda] \text{ and} \\ \tau_{v, max} = (1 / \varepsilon_v) [(1 - \Lambda) / \Lambda],$$

where ε_v is the elasticity (a measure of the sensitivity of population growth rate) of vital rate v , and Λ is population growth rate before harm (see below). For projection matrices, the influence of vital rates on the population growth rate was given by the partial derivatives of λ with respect to e_{kl} , the individual elements of the matrix. Elasticities ($\varepsilon_{kl} = \partial \log \lambda / \partial \log e_{kl}$) represented the sensitivity of population growth rate to vital rate perturbations.

$$1) F_i = m_i \cdot c \cdot \varphi \cdot s_i$$

où m_i correspond au nombre d'œufs par ponte à l'âge i , où c correspond au nombre de pontes par saison et où φ correspond à la proportion d'œufs femelles. Lorsque l'âge à la maturité était de 1, nous avons modifié le modèle de croissance biphasique afin que la LT à la maturité soit de 34 mm (figure 1a). Toutefois, du fait que cette modification a entraîné des estimations exagérément faibles du poids à la maturité et de fécondité, nous avons fixé le poids à la maturité à 0,82 g et avons utilisé les estimations de la fécondité de l'année antérieure (figure 1b). La valeur moyenne de chaque élément parmi les 16 matrices possibles est indiquée dans la figure 2c.

Domages admissibles

Nous avons évalué les dommages admissibles d'après une structure démographique de Vélez-Espino et de Koops (2007, 2009a, 2009b). En quelques mots, nous nous sommes concentrés sur les estimations du taux de croissance annuelle de la population (λ), déterminées par la valeur propre la plus élevée dans la matrice de projection (Caswell, 2001). Après avoir établi l'équilibre (c.-à-d. $\lambda = 1$) en tant que taux minimal acceptable de croissance de la population, nous avons estimé d'une manière analytique les dommages admissibles (τ_v) et les dommages admissibles maximaux ($\tau_{v, max}$) de la manière suivante :

$$2) \tau_v \leq (1 / \varepsilon_v) [(1 - \Lambda) / \Lambda] \text{ et} \\ \tau_{v, max} = (1 / \varepsilon_v) [(1 - \Lambda) / \Lambda],$$

où ε_v correspond à l'élasticité (une mesure de la sensibilité du taux de croissance de la population) de l'indice vital v et où Λ correspond au taux de croissance de la population avant les dommages (voir ci-après). En ce qui concerne les matrices de projection, nous avons obtenu l'incidence des indices vitaux sur le taux de croissance de la population au moyen de dérivés partiels de λ en tenant compte de e_{kl} , à savoir les éléments individuels de la matrice. Les élasticités ($\varepsilon_{kl} = \partial \log \lambda / \partial \log e_{kl}$) représentaient la sensibilité du

We estimated Λ as the geometric mean of three λ values: (i) $\lambda_{\text{designation}}$ (designation population growth rate), as determined by COSEWIC's criterion "A" for the status assessment of species based on observed or inferred rates of population decline. Under this criterion, a species is listed as threatened if there is evidence of a 50% decline over the last 10 years or three generations (3ζ) (i.e., $\lambda = 0.5^{1/10}$ or $\lambda = 0.5^{1/3\zeta}$), whichever is greatest. Given that Channel Darter have a generation time of 2 or 3 years (see above), $\lambda_{\text{designation}}$ was 0.63 or 0.50, respectively. (ii) λ_{max} (maximum population growth rate at low densities), as estimated by an allometric production equation for riverine fishes (Randall et al. 1995). Assuming that Channel Darter mature at ~ 0.82 g (see above), this equation predicts that $\lambda_{\text{max}} = 2.14$. (iii) $\lambda_{\text{equilibrium}}$ (1; the population growth rate at equilibrium), which is an important dynamic attractor (Turchin 1995). Therefore, depending on generation time, the geometric mean of $\lambda_{\text{designation}}$, λ_{max} , and $\lambda_{\text{equilibrium}}$ (i.e., Λ) was 1.10 or 1.02.

To incorporate variation in vital rates and its effect on population responses to demographic perturbations, we first calculated the mean and variance of s_i and fertility (f_i) across all 16 matrices (Table 2). We calculated f_i as

$$3) f_i = m_i \cdot c \cdot \varphi.$$

We focused on f_i instead of F_i because it was important to evaluate the elasticities of vital rates individually, not in

taux de croissance de la population aux perturbations des indices vitaux.

Nous avons estimé Λ comme étant la moyenne géométrique de trois valeurs de λ . La première de ces valeurs est $\lambda_{\text{designation}}$ (taux de croissance de la population au moment de la désignation), tel que déterminé par le critère « A » du COSEPAC pour l'évaluation de la situation des espèces d'après des taux du déclin de la population établi d'après des observations ou des déductions. En vertu de ce critère, une espèce est inscrite à la liste des espèces en péril s'il a été démontré qu'elle a subi un déclin de 50 % au cours des 10 dernières années ou de 3 générations (3ζ) (c.-à-d. $\lambda = 0,5^{1/10}$ ou $\lambda = 0,5^{1/3\zeta}$), selon la période la plus longue. Puisque la durée d'une génération chez le fouille-roche gris est d'environ 2 ou 3 ans (voir ci-devant), $\lambda_{\text{designation}}$ correspondait à 0,63 ou à 0,50 respectivement. La deuxième de ces valeurs est λ_{max} (taux de croissance maximal de la population à de faibles densités), tel qu'il a été estimé par une équation allométrique permettant d'estimer la production des poissons fluviaux (Randall et al., 1995). À supposer que le fouille-roche gris atteigne la maturité à $\sim 0,82$ g (voir ci-devant), cette équation prévoit que $\lambda_{\text{max}} = 2,14$. La troisième de ces valeurs est $\lambda_{\text{équilibre}}$ (1; taux de croissance de la population au point d'équilibre), qui constitue un important attracteur dynamique (Turchin, 1995). En conséquence, tout dépendant de la durée d'une génération, la moyenne géométrique de $\lambda_{\text{designation}}$, de λ_{max} et de $\lambda_{\text{équilibre}}$ (c.-à-d. Λ) était de 1,10 ou de 1,02.

Pour intégrer une variation dans les indices vitaux et ses effets sur les réactions de la population à des perturbations d'ordre démographique, nous avons d'abord calculé la moyenne ainsi que la variance de s_i et de la fécondité (f_i) pour les 16 matrices (tableau 2). Nous avons calculé f_i de la façon suivante :

$$3) f_i = m_i \cdot c \cdot \varphi.$$

Nous nous sommes concentrés sur f_i plutôt que sur F_i parce qu'il était important d'évaluer individuellement et non collectivement les

combination (see equation 1). We then used computer simulations (MATLAB version 7.7; The Mathworks, Inc., Natick, Massachusetts) to (i) generate 1000 matrices of vital rates that were drawn randomly from either a beta (s_i) or log-normal (f_i) distribution (see Vélez-Espino and Koops 2007); (ii) calculate λ for each matrix; (iii) calculate the ε_v of s_i and f_i for each matrix; and (iv) estimate mean stochastic elasticities and their parametric, bootstrapped 95% confidence intervals. For each vital rate, we then calculated maximum allowable harm for mean, maximum (upper 95% CI), and minimum (lower 95% CI) values that were based on a geometric mean Λ of 1.06, and, consistent with the precautionary approach (Vélez-Espino and Koops 2007, 2009b), the minimum Λ of 1.02.

Because human activities often impact multiple vital rates simultaneously, we also used elasticities to approximate allowable harm to all vital rates of survival or fertility. To estimate harm in this way, we first calculated population growth rate as

$$4) \lambda \approx \Lambda \cdot 1 + \sum_{v=1}^n \varepsilon_v \cdot \psi ,$$

where n is the number of vital rates that are simultaneously harmed, ε_v is the elasticity of vital rate v , and ψ is allowable harm expressed as a single multiplier of all vital rates of interest. We initially assumed that $\psi = 0$ (i.e., no harm to survival or fertility), and then adjusted ψ downwards until $\lambda = 1$.

Recovery targets

Consistent with the preconditions of

élasticités des indices vitaux (voir l'équation 1). Nous avons ensuite utilisé des simulations par ordinateur (MATLAB, version 7.7; The Mathworks Inc., Natick, Massachusetts) pour : (i) générer 1 000 matrices d'indices vitaux créées au hasard à partir d'une distribution soit bêta (s_i) soit log-normale (voir Vélez-Espino et Koops, 2007); (ii) calculer λ pour chaque matrice; (iii) calculer les élasticités (ε_v) de s_i et de f_i pour chaque matrice; et (iv) estimer les élasticités stochastiques moyennes et leurs intervalles de confiance paramétriques de 95 % obtenus au moyen de la méthode bootstrap. Pour chaque indice vital, nous avons ensuite calculé les dommages admissibles maximaux pour les valeurs moyennes, maximales (limite supérieure de l'intervalle de confiance de 95 %) et minimales (limite inférieure de l'intervalle de confiance de 95 %) qui étaient fondées sur une moyenne géométrique Λ de 1,06 et, conformément à l'approche de précaution (Vélez-Espino et Koops, 2007, 2009b), le Λ minimal de 1,02.

Du fait que les activités d'origine anthropique ont souvent des effets négatifs sur plusieurs indices vitaux en même temps, nous avons aussi utilisé les élasticités pour estimer les dommages admissibles pour tous les indices vitaux de la survie et de la fécondité. Pour ce faire, nous avons d'abord calculé le taux de croissance de la population de la manière suivante :

$$4) \lambda \approx \Lambda \cdot 1 + \sum_{v=1}^n \varepsilon_v \cdot \psi$$

où n correspond au nombre d'indices vitaux qui subissent des dommages en même temps, où ε_v correspond à l'élasticité de l'indice vital v et où ψ correspond aux dommages admissibles maximaux exprimés comme un multiplicateur unique de tous les indices vitaux d'intérêt. Nous avons tout d'abord supposé que $\psi = 0$ (c.-à-d. aucun dommage pour la survie ou la fécondité) pour ensuite corriger ψ à la baisse jusqu'à ce que $\lambda = 1$.

Cibles du rétablissement

En vertu des modalités du paragraphe 73(3) de

SARA section 73(3), we used demographic sustainability as a criterion to set recovery targets for the Channel Darter. Demographic sustainability is related to the concept of a minimum viable population (MVP; Shaffer 1981), and was defined as the minimum adult population size that results in a 95% probability of persistence over 250 years.

In the absence of an equation to predict MVP in small, short-lived, freshwater fishes, we estimated recovery targets by first generating 3 000 realizations of population size per time step based on the mean (and variance) projection matrix described above. These realizations were then used to generate a cumulative distribution function of extinction probability, where a population was said to be extinct if it was reduced to one adult individual. Next, we incorporated demographic stochasticity and density-dependence in vital rates, together with catastrophic declines in population size, into the population viability analysis software RAMAS (Akçakaya 2002). A catastrophic decline was defined as a 50% reduction in abundance that occurred at a probability (P_k) of either 0.05 or 0.10 per generation. We then used RAMAS to determine the number of adults that were necessary for a 95% probability of persistence over 250 years.

Recovery strategies and recovery times

We used recovery targets to determine recovery timeframes for six hypothetical recovery strategies (Table 4). Consistent with the results of the allowable harm analysis (see below), we focused on

la LEP, nous avons utilisé la pérennité sur le plan démographique en tant que critère pour établir les cibles de rétablissement du fouille-roche gris. La pérennité sur le plan démographique est associée au concept de population minimale viable (PMV; Shaffer, 1981) et a été définie comme étant la taille minimale de la population adulte permettant d'atteindre une probabilité de persistance de 95 % sur une période de 250 ans.

En l'absence d'une équation nous permettant de prévoir la PMV pour des petits poissons d'eau douce peu longévifs, nous avons estimé les cibles de rétablissement en générant d'abord 3 000 réalisations de la taille de la population par intervalle de temps d'après la moyenne (et la variance) des matrices de projection décrites ci-dessus. Ces réalisations ont ensuite été utilisées pour générer une fonction de distribution cumulative de la probabilité de disparition, où une population était désignée comme étant disparue s'il n'en restait qu'un seul individu adulte. Ensuite, nous avons intégré aux indices vitaux une stochasticité démographique et une dépendance à la densité, conjointement avec des déclins catastrophiques de la taille de la population, dans le logiciel d'analyse de la viabilité de la population RAMAS (Akçakaya, 2002). Un déclin catastrophique a été défini comme étant une réduction de 50 % de l'abondance qui aurait lieu selon une probabilité (P_k) de 0,05 ou de 0,10 par génération. Nous avons finalement utilisé RAMAS pour calculer le nombre d'adultes dont nous avons besoin pour atteindre une probabilité de persistance de 95 % sur une période de 250 ans.

Stratégies et délais de rétablissement

Nous avons utilisé les cibles de rétablissement pour déterminer les délais de rétablissement pour six stratégies de rétablissement (tableau 4). Conformément aux résultats de l'analyse des dommages admissibles (voir ci-

positive changes in annual survival probability in the first three years of life (i.e., $s_{1,2,3}$) and (or) the fertility of first- and second-time spawners ($f_{2,3}$) that might result from specific recovery actions (e.g., the rehabilitation or enhancement of habitat). For each recovery strategy, we adjusted the elements of each of the 16 matrices accordingly.

Because population dynamics were stochastic, we based recovery timeframes on the number of years to achieve a 0.95 probability of reaching the recovery target. The initial size of the adult population ranged from 2 to 20% of the recovery target, and was distributed among age classes according to the stable age distribution. This stable age distribution was represented by the dominant right eigenvector (w) of the original, mean projection matrix ($M w = \lambda w$) (Figure 2c; De Kroon et al. 1986). For each initial population size and recovery strategy, we calculated the probability of recovery using Monte Carlo simulations that randomly selected one of the 16 biologically realistic projection matrices, and then increased $s_{1,2,3}$ and (or) $f_{2,3}$ accordingly. We then used 5 000 realizations of population size to generate a cumulative distribution function for the time to reach the recovery target. The probability of recovery at time t was equal to the proportion of realizations of population size that met or exceeded the recovery target at time t .

Minimum area for population viability

Following Vélez-Espino et al. (2010), we estimate the minimum area for population viability (MAPV) as a first order quantification of the amount of habitat required to support a viable population.

après), nous nous sommes concentrés sur les changements positifs associés à la probabilité de survie annuelle au cours des trois premières années de vie (c.-à-d. $s_{1,2,3}$) et (ou) à la fécondité des individus qui se reproduisent pour la première ou la deuxième fois ($f_{2,3}$) qui pourraient découler de mesures de rétablissement précises (p. ex restauration ou amélioration de l'habitat). Pour chaque stratégie de rétablissement, nous avons corrigé en conséquence les éléments de chacune des 16 matrices.

Puisque la dynamique de la population était stochastique, nous avons établi les délais de rétablissement d'après le nombre d'années nécessaires pour obtenir une probabilité de 0,95 d'atteindre la cible de rétablissement. La taille initiale de la population adulte variait de 2 à 20 % de la cible de rétablissement et était répartie parmi les classes d'âge, d'après la distribution stable des âges. Cette distribution était représentée par le vecteur propre dominant à droite (w) de la moyenne originale des matrices de projection ($M w = \lambda w$) (figure 2c; De Kroon *et al.*, 1986). Pour chaque taille initiale de la population et chaque stratégie de rétablissement, nous avons calculé la probabilité de rétablissement à l'aide de la méthode de simulation de Monte Carlo, où est choisie au hasard l'une des 16 matrices de projection réaliste sur le plan biologique pour ensuite augmenter $s_{1,2,3}$ et (ou) $f_{2,3}$, en conséquence. Par la suite, nous avons utilisé 5 000 réalisations de la taille de la population pour générer une fonction de distribution cumulative afin d'obtenir le délai nécessaire à l'atteinte de l'objectif de rétablissement. La probabilité de rétablissement à la date t était égale à la proportion des réalisations de la taille de la population qui respectaient ou qui dépassaient le délai de rétablissement à la date t .

Superficie minimale pour la viabilité de la population

En nous fondant sur les travaux de Vélez-Espino *et al.* (2010), nous avons estimé la superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP) en tant que quantification de premier ordre de la quantité d'habitat

We calculate MAPV for the adult portion of the population as:

$$5) \text{ MAPV}_a = \text{MVP}_a \cdot \text{API}_a,$$

where MVP_a is the minimum adult population size that results in a 95% probability of persistence over 250 years estimated for the recovery target, and API_a is the area required per adult (the inverse of density). We estimate API_a based on an allometry for river environments from Randall et al. (1995) for freshwater fishes:

$$6) \text{ API} = e^{-13.28} \cdot \text{TL}^{2.904}$$

where TL is the average adult body size measured in mm.

To extend the estimate of required habitat to the entire population, we used the stable stage distribution calculated from the model population projection matrix. The API for each stage was estimated from equation 6, an MAPV for each stage was estimated from equation 5, and the MAPV for the entire population was estimated by summing across all life stages.

nécessaire pour soutenir une population viable. Nous calculons la SMVP pour la portion adulte de la population de la façon suivante :

$$5) \text{ MAPV}_a = \text{PMV}_a \cdot \text{SI}_a$$

où PMV_a correspond à la taille minimale de la population d'adultes qui donne une probabilité de persistance de 95 % sur une période de 250 ans, estimée pour la cible de rétablissement, et où SI_a correspond à la superficie requise par individu adulte (le contraire de la densité). Nous avons estimé SI_a en nous fondant sur une allométrie pour les environnements fluviaux utilisée par Randall et al. (1995) pour les poissons d'eau douce :

$$6) \text{ SI} = e^{-13.28} \cdot \text{LT}^{2.904}$$

où LT correspond à la taille moyenne d'un adulte en mm.

Pour appliquer l'estimation de l'habitat requis à l'entière population, nous avons utilisé la répartition stable des stades de développement calculée à partir de la matrice de projection de la population modélisée. On a estimé la SI pour chaque stade de développement à l'aide de l'équation 6, une SMVP pour chaque stade de développement à l'aide de l'équation 5 et la SMVP pour l'entière population en faisant la somme des résultats pour tous les stades de développement.

RESULTS

Allowable harm

According to the elasticities of the mean vital rates of the Channel Darter life cycle, population growth rate was most sensitive to perturbations of annual survival probability (s_i) in the first, second, and third years of life, and the fertility (f_i) of first- and second-time spawners (Figure 3). Although the confidence intervals associated with these estimates suggest that elasticities were sensitive to variation

RÉSULTATS

Domages admissibles

D'après les élasticités des indices vitaux moyens du cycle biologique du fouille-roche gris, le taux de croissance de la population était principalement sensible aux perturbations de la probabilité de survie annuelle (s_i) au cours des première, deuxième et troisième années de vie ainsi que de la fécondité (f_i) des individus qui se reproduisent pour la première ou la deuxième fois (figure 3). Bien que les intervalles de confiance associés à ces

in clutch size, age at maturity, maximum age, and sex ratio, vital rates early in life were, on average, more important to population growth rate than vital rates later in life.

Estimates of the maximum allowable harm to individual vital rates varied with population growth rate and stochastic element (e.g., mean or upper or lower 95% CL; Table 3). From a precautionary perspective (i.e., assuming an upper 95% CL and a low rate of population growth), our results suggest a maximum allowable increase of 6, 6, or 10% for the mortality rate of 1, 2, and 3 year-olds, respectively, in individual populations of Channel Darter. Similarly, maximum allowable harm was 10 or 15% for f_2 and f_3 , respectively (Table 3). Results also suggest that simultaneous impacts on all rates of either survival or fertility (ψ in equation 4) should not exceed 2% or 4%, respectively (Table 3). If human activities are such that harm exceeds just one of these thresholds, the future survival and recovery of individual populations is likely to be compromised.

Recovery targets, recovery strategies, and recovery times

According to our simulations, MVP was 6 800 adults when the probability of a catastrophic (50%) decline was 0.05, and 31 000 adults when this probability was 0.10. Under current conditions, and in the absence of recovery efforts, a Channel Darter population that was at 10% of either of these MVP values took 23 years to reach a 95% probability of recovery (Figure 4). This time to recovery

estimations laissent sous-entendre que les élasticités étaient sensibles aux variations dans le nombre de pontes, l'âge à la maturité, l'âge maximal et la proportion des sexes, les indices vitaux en début de vie avaient, en moyenne, une plus grande incidence sur le taux de croissance de la population que les autres indices vitaux correspondant à un autre stade de vie.

Les estimations des dommages admissibles maximaux relativement à chaque indice vital variaient selon le taux de croissance de la population et l'élément stochastique (p. ex. moyenne ou limite supérieure ou inférieure de l'intervalle de confiance de 95 %; tableau 3). Dans le cadre d'une approche de précaution (à supposer que nous nous trouvons à la limite supérieure de l'intervalle de confiance de 95 % et que le taux de croissance de la population est faible), nos résultats laissent sous-entendre une augmentation maximale admissible de 6, de 6 ou de 10 % du taux de mortalité des individus d'âges 1, 2 et 3 respectivement dans chaque population de fouille-roches gris. De façon similaire, les dommages admissibles maximaux étaient de 10 et de 15 % pour f_2 et f_3 respectivement (tableau 3). Les résultats laissent aussi sous-entendre que les impacts simultanés sur tous les taux de survie ou de fécondité (ψ dans l'équation 4) ne devraient pas excéder 2 et 4 % respectivement (tableau 3). Si des activités d'origine anthropique telles des dommages dépassaient ne serait-ce qu'un seul de ces seuils, la survie et le rétablissement futurs de chaque population seraient vraisemblablement compromis.

Cibles, stratégies et délais de rétablissement

D'après nos simulations, la PMV était de 8 600 adultes si l'on supposait une probabilité de 0,05 que se produise un déclin catastrophique et de 31 000 adultes si la probabilité était de 0,10. Dans les conditions actuelles et en l'absence d'efforts de rétablissement, une population de fouille-roches gris qui en était à 10 % de l'une de ces valeurs de PMV prenait 23 ans pour atteindre une probabilité de rétablissement de

increased exponentially as harm was added simultaneously to all vital rates of either survival or fertility (Figure 5). Conversely, depending on which recovery strategy was applied (Table 4), the time to recovery improved to 10 to 20 years (Figure 6). Not surprisingly, recovery time varied with initial percentage of MVP (Figure 7): 16 to 31 years if starting from 2%, and 8 to 14 years if starting from 20%. Regardless of the starting percentage of the population, an increase in $s_{1,2,3}$ (strategies 1 and 2) had a consistently greater effect on recovery time than an equivalent increase in $f_{2,3}$ (strategies 3 and 4; Figure 7). Efforts to increase $s_{1,2,3}$ by 20% (strategy 2) were more effective than increasing both $s_{1,2,3}$ and $f_{2,3}$ by 10% (strategy 5); however, recovery time was most improved when both $s_{1,2,3}$ and $f_{2,3}$ were increased by 20% (strategy 6). Thus, depending on the initial percentage, the outcome of a strong and proactive recovery strategy would have a 95% probability of reaching the recovery target in 8 to 16 years (Figure 7), or approximately 3 to 6 generations.

Minimum area for population viability

The stable stage distribution for Channel Darter is 98.87% YOY and 1.13% adult individuals. With a target MVP of 6 800 adults under a 0.05 probability of catastrophe per generation, the MAPV is 0.9 ha in rivers and 27.5 ha in lakes (Table 5). With a target MVP of 31 000 under a 0.10 probability of catastrophe per generation, the MAPV is 4.1 ha in rivers and 125.2 ha in lakes (Table 5).

95 % (figure 4). Ce délai de rétablissement augmentait de façon exponentielle si des dommages étaient causés de façon simultanée aux indices vitaux liés à la survie ou à la fécondité (figure 5). À l'inverse, selon la stratégie de rétablissement mise en œuvre (tableau 4), le délai de rétablissement était prolongé de 10 ou de 20 ans (figure 6). Comme il fallait s'y attendre, le délai de rétablissement variait selon le pourcentage initial de la PMV (figure 7); de 16 à 31 ans s'il commençait à 2 % et de 8 à 14 ans s'il commençait à 20 %. Peu importe le pourcentage initial de la population, une augmentation de $s_{1,2,3}$ (stratégies 1 et 2) a eu un effet invariablement plus considérable sur le délai de rétablissement que ce qu'aurait eu une augmentation équivalente de $f_{2,3}$ (stratégies 3 et 4; figure 7). Les efforts consentis pour augmenter $s_{1,2,3}$ de 20 % (stratégie 2) étaient plus efficaces qu'une augmentation de $s_{1,2,3}$ et de $f_{2,3}$ de 10 % (stratégie 5); cependant, la meilleure façon d'améliorer le délai de rétablissement consistait à augmenter $s_{1,2,3}$ et $f_{2,3}$ de 20 % (stratégie 6). Finalement, tout dépendant du pourcentage initial, le résultat de la mise en œuvre d'une stratégie de rétablissement solide et proactive se traduirait par une probabilité de 95 % d'atteinte de la cible de rétablissement en 8 à 16 ans (figure 7), c'est-à-dire en environ de 3 à 6 générations.

Superficie minimale pour la viabilité de la population

La distribution stable des stades de développement pour le fouille-roche gris est de 98,87 % de jeunes de l'année et de 1,13 % d'adultes. Avec une PMV cible de 6 800 adultes si l'on suppose une probabilité de catastrophe de 0,05 par génération, la SMVP est de 0,9 ha d'habitat fluvial et de 27,5 ha d'habitat lacustre (tableau 5). Avec une PMV cible de 31 000 adultes si l'on suppose une probabilité de catastrophe de 0,10 par génération, la SMVP est de 4,1 ha d'habitat fluvial et de 125,2 ha d'habitat lacustre (tableau 5).

DISCUSSION

Our results show that human-induced harm should be minimal to avoid jeopardizing the survival and future recovery of the Channel Darter. Specifically, our modelling suggests that (i) annual survival rate cannot be reduced by more than 6% for YOY or age-1 individuals, 10% for age-2 individuals, or 2% for all age classes combined; and (ii) fertility cannot be reduced by more than 10% for first-time spawners, 15% for second-time spawners, or 4% for all spawners combined. Any harm beyond one of these thresholds is expected to compromise the future survival and recovery of a population.

It is important to note that these estimates of allowable harm to a Channel Darter population are predicated on the assumption that life history characteristics follow Figure 1. While this assumption is likely to hold for populations in Eastern Ontario and Quebec, its applicability to Channel Darter along the north shore of Lake Erie is unclear. The range in TL of 49 individuals from Point Pelee was 21 to 41 mm (Reid and Mandrak 2008). This distribution in length is consistent with the limited historical data that are available — a single specimen from Pelee Island in 1984 that was 37.5 mm TL (Royal Ontario Museum, accession number 45578), and a maximum TL of 44.5 mm along the north shore of Lake Erie (Scott 1967) — but well below the observed size distribution from populations in Eastern Ontario and Quebec (e.g., 35 to 71 mm TL among 347 individuals from the Salmon and Trent rivers; Reid 2004). In the absence of further research to obtain age or maturity data from Channel Darter at Point Pelee, it is unclear whether this population exhibits a unique life history, either naturally or in response to human-induced harm, or whether smaller lengths

DISCUSSION

Nos résultats indiquent que les dommages d'origine anthropique doivent être réduits au minimum si nous voulons éviter de compromettre la survie et le rétablissement futurs du fouille-roche gris. Plus particulièrement, notre modélisation laisse sous-entendre que : i) le taux de survie annuelle ne peut être réduit de plus de 6 % pour les jeunes de l'année ou les individus d'âge 1, de 10 % pour les individus d'âge 2 ou de 2 % pour l'ensemble des classes d'âges; ii) la fécondité ne peut être réduite de plus de 10 % pour les reproducteurs qui fraient pour la première fois, de 15 % pour les reproducteurs qui fraient pour la deuxième fois et de 4 % pour l'ensemble des reproducteurs. Tout dommage excédant l'un de ces seuils devrait compromettre la survie et le rétablissement futurs de la population.

Il convient de noter que ces estimations des dommages admissibles pour la population de fouille-roches gris sont prévues en fonction des caractéristiques historiques présentées dans la figure 1. Tandis que cette hypothèse est probablement valable pour les populations de l'est de l'Ontario et du Québec, on ne sait pas vraiment si elle s'applique au fouille-roche gris vivant le long du littoral nord du lac Érié. La LT de 49 individus prélevés à la pointe Pelée se situait entre 21 et 41 mm (Reid et Mandrak, 2008). Cette distribution des longueurs est compatible avec les données historiques limitées auxquelles on a accès — un spécimen de l'île Pelée prélevé en 1984 mesurait 37,5 mm de LT (Musée royal de l'Ontario, numéro d'entrée 45578), et on a enregistré une LT maximale de 44,5 mm chez un individu prélevé le long du littoral nord du lac Érié (Scott, 1967) —, mais ces données sont bien en deçà de la distribution des tailles obtenue pour les populations de l'est de l'Ontario et du Québec (p. ex. de 35 à 71 mm de LT pour 347 individus prélevés dans les rivières Salmon et Trent; Reid, 2004). Faute de plus amples recherches pour obtenir des données sur l'âge ou la maturité des fouille-roches gris à la pointe Pelée, on ne sait pas vraiment si la population présente un cycle biologique

are the result of sampling bias or variation in habitat use among juveniles and adults. If length data from Point Pelee are indicative of slower growth, smaller size-at-maturity, younger age-at-maturity, and reduced maximum age, then maximum allowable harm will be less than those reported here.

In addition to providing estimates of allowable harm, this work provides recovery targets that were based on the concept of MVP: 6 800 to 31 000 adults when the probability of a catastrophic (50%) decline (P_k) was 0.05 to 0.10 per generation. Populations at these levels will require 0.9 to 125.2 ha of suitable habitat. According to Reed et al. (2003a), the average MVP of vertebrates is 7 316 adults; however, their analysis included only one fish species and ignored catastrophic events, which, in vertebrates, can occur at a probability of up to 0.15 per generation (Reed et al. 2003b). Recovery targets based on MVP can be easily misinterpreted (Beissinger and McCullough 2002) as a reference point for exploitation or allowable harm. A recovery target is neither of these things because it pertains exclusively to minimum abundance levels for high probabilities of long-term persistence within a recovery framework. Therefore, abundance-based recovery targets are particularly applicable to populations that are below this threshold, and are useful for optimizing efforts and resources by selecting those populations that are in the greatest need of recovery.

Recovery targets based on MVP apply to individual, discrete populations that function as demographically independent

unique – que celui-ci soit naturel ou tributaire des dommages causés par l'homme – ou si les longueurs plus faibles sont causées par un biais d'échantillonnage ou une variation dans l'utilisation de l'habitat entre les juvéniles et les adultes. Si les données sur la longueur provenant de la pointe Pelée indiquent une diminution de la croissance, du poids à la maturité, de l'âge à la maturité et de l'âge maximal, les dommages admissibles maximaux seront inférieurs à ceux établis dans le présent document.

En plus de fournir des estimations des dommages admissibles, le présent document fournit des cibles de rétablissement fondées sur le concept de la PMV : de 6 800 à 31 000 adultes lorsque la probabilité de déclin (P_k) catastrophique (50 %) se situe entre 0,05 et 0,10 par génération. Les populations qui affichent ces taux ont besoin de 0,9 à 125,2 ha d'habitat approprié. Selon Reed *et al.* (2003a), la PMV moyenne pour les vertébrés est de 7 316 adultes; cependant, cette analyse n'inclut qu'une seule espèce de poisson et ne prend pas en considération les événements catastrophiques qui, pour les vertébrés, peuvent survenir selon une probabilité pouvant atteindre 0,15 par génération (Reed *et al.*, 2003b). Les cibles de rétablissement fondées sur la PMV peuvent aisément être mal interprétées (Beissinger et McCullough, 2002) comme représentant un un point de référence pour l'exploitation ou les dommages admissibles. La cible de rétablissement n'est ni l'un ni l'autre de ces éléments, car elle ne concerne que les taux d'abondance minimaux permettant d'obtenir des probabilités élevées de persistance à long terme de la population dans un cadre axé sur le rétablissement. En conséquence, les cibles de rétablissement fondées sur l'abondance sont particulièrement utiles pour les populations qui se situent en deçà de ce seuil ainsi que pour l'optimisation des efforts et des ressources par la sélection des populations qui bénéficieraient le plus des activités de rétablissement.

Les cibles de rétablissement fondées sur la PMV s'appliquent à des populations individuelles et distinctes qui fonctionnent

units. However, determining the minimum number of populations that are necessary to ensure a high probability of species persistence remains a challenge of conservation. One approach might be to base the minimum number of recovering populations on a location-based framework of extinction risk (e.g., www.iucn.org). In this approach, a 'location' is a geographically or ecologically distinct area in which a single catastrophe can rapidly affect all individuals of the taxon present, and it follows that a species is critically endangered if it occurs in only one location, endangered if it occurs in only five locations, and vulnerable if it occurs in only 10 locations. Given that Channel Darter in Canada occur in isolated populations and long distance movements are unlikely (Reid et al. 2005), 15 to 20 locations might constitute an appropriate distribution recovery target. According to the most recent status report (Phelps and Francis 2002), Channel Darter occur in 8 waterbodies in Ontario and 15 waterbodies in Quebec.

In terms of time to recovery, our analyses show that, in the absence of recovery efforts and harm, a population that is between 2 and 20% of recovery target abundance has a 95% probability of reaching that target in 18 to 37 years (Figure 7). This result is independent of the size of the recovery target because we expressed the initial population size as a percentage of MVP (e.g., 2% of 6 800 and 31 000 is 136 and 682, respectively). However, recovery targets do become important when the initial population size is known or can be estimated. For example, if a population is currently made up of 700 adults, the recovery time of this population in the absence of recovery efforts and harm will be 23 years if MVP is 6 800 but 35 years if MVP is 31 000 (Figure 8). Additional

comme des unités démographiques indépendantes. Cependant, la détermination du nombre minimal de populations requises pour assurer, avec une probabilité élevée, la persistance de l'espèce reste difficile sur le plan de la conservation. L'une des approches à adopter pourrait être de fonder le nombre minimal de populations en cours de rétablissement sur un cadre relatif au risque d'extinction fondé sur le site (p. ex. www.iucn.org). Selon cette approche, un « site » est une zone distincte sur le plan écologique ou géographique où une catastrophe unique peut rapidement avoir un impact sur tous les individus du taxon présent. On dit qu'une espèce est « en danger critique d'extinction » si elle n'est présente que dans un seul site, qu'elle est « en danger » si elle n'est présente que dans cinq sites et qu'elle est « vulnérable » si elle n'est présente que dans dix sites. Comme les populations de fouille-roches gris au Canada sont isolées et que leurs déplacements sur de grandes distances sont improbables (Reid et al., 2005), un total de 15 à 20 sites semble représenter une distribution appropriée des cibles de rétablissement. Selon le plus récent rapport de situation (Phelps et Francis, 2002), le fouille-roche gris est présent dans huit plans d'eau en Ontario et dans 15 plans d'eau au Québec.

En matière de délai de rétablissement, nos analyses indiquent que, si aucun effort pour le rétablissement n'est consenti et qu'aucun dommage ne survient, une population dont l'abondance se situe entre 2 et 20 % de la cible de rétablissement a une probabilité de 95 % d'atteindre cette cible en 18 à 37 ans (figure 7). Ce résultat est indépendant de la taille de la cible de rétablissement du fait que nous avons exprimé la taille initiale de la population sous forme d'un pourcentage de la PMV (p. ex. 2 % de 6 800 et de 31 000 individus représente 136 et 682 individus respectivement). Cependant, les cibles de rétablissement deviennent importantes lorsque la taille initiale de la population est connue ou peut être estimée. Par exemple, si une population compte actuellement 700 adultes, le délai de rétablissement pour cette population, si aucun

harm will delay the recovery of a population. For example, recovery times are expected to double at approximately half of maximum allowable harm to composite rates of survival or fertility (Figure 5). To instead reduce these recovery times by approximately half, we recommend any recovery actions that increase the annual survival rate of Channel Darter in their first three years of life by at least 10%; efforts to increase the fertility of first- and second-time spawners are likely to be much less effective.

Finally, although our results stem from a precautionary approach in the presence of uncertainty in population parameters and population responses, this uncertainty highlights a clear need for further research into life history characteristics (e.g., fecundity, clutch size). We also recommend research to determine the present size and growth rate of populations, as well as mechanisms of population decline. This information is essential to determining whether a given population is a candidate for either additional harm or recovery, and the extent to which specific actions or strategies (e.g., changes in water quality or quantity) are likely to influence survival and fertility and, ultimately, population growth rate.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge N. Mandrak and S. Reid help in obtaining life history information. Funding was provided by the DFO Species at Risk Program (SARCEP) and a Visiting Fellowship with the Great

effort pour le rétablissement n'est consenti et qu'aucun dommage ne survient, sera de 23 ans si la PMV est de 6 800 individus et de 35 ans si la PMV est de 31 000 individus (figure 8). Des dommages supplémentaires retarderont le rétablissement d'une population. Par exemple, on prévoit que les délais de rétablissement doubleront si environ la moitié des dommages admissibles maximaux affectant les taux composites de survie ou de fécondité est atteinte (figure 5). Pour, au contraire, réduire ces délais de rétablissement d'environ la moitié, on recommande la prise de mesures de rétablissement qui augmenteront le taux de survie annuelle du fouille-roche gris dans les trois premières années de vie d'au moins 10 %; les efforts visant à augmenter la fécondité des reproducteurs qui fraient pour la première et la deuxième fois seront vraisemblablement moins efficaces.

Finalement, comme nos résultats découlent de l'adoption d'une approche de précaution et ont été obtenus en présence d'incertitude quant aux paramètres de la population et aux réactions de celle-ci, il est très important de mener de plus amples recherches sur les caractéristiques du cycle biologique (p. ex. fécondité et nombre de pontes). On recommande également de mener des recherches afin de déterminer la taille et les taux de croissance actuels des populations ainsi que les mécanismes propres au déclin d'une population. Nous avons besoin de cette information pour déterminer si une population donnée peut subir de nouveaux dommages ou si elle peut se rétablir et en quoi l'adoption de mesures ou de stratégies particulières (p. ex. changements dans la qualité ou la disponibilité de l'eau) pourra influencer sur la survie, la fécondité ainsi que, ultimement, le taux de croissance de la population.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient N. Mandrak et S. Reid de les avoir aidés à obtenir de l'information sur le cycle biologique. Cette étude a été financée par le Programme sur les espèces en péril du MPO et une bourse de recherche scientifique

Lakes Laboratory for Fisheries and Aquatic Sciences to L.A. Vélez-Espino. This document was improved through input from participants at the Regional Science Advisory Meeting on Channel Darter in Burlington, Ontario.

du Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques accordée à L.A. Vélez-Espino. Le présent document a été amélioré grâce à la contribution des participants à la réunion de consultation scientifique régionale sur le fouille-roche gris ayant eu lieu à Burlington, en Ontario.

REFERENCES

- Akcakaya, H.R. 2002. RAMAS GIS: linking spatial data with population viability analysis (version 4.0). Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Becker, G.C. 1983. Fishes of Wisconsin. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA.
- Beissinger, S.R., and McCullough, D.R. 2002. Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts, USA.
- De Kroon, H., Plaiser, A., Groenendaal, J.V., and Caswell, H. 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology* 67: 1427-1431.
- DFO. 2007. Revised protocol for conducting recovery potential assessments. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2007/039.
- Eakins, R.J. 2009. Ontario Freshwater Fishes Life History Database. Version 3.63. On-line database (www.fishdb.ca). Accessed January 2009.
- Etnier, D.A., and Starnes W.C. 1993. The Fishes of Tennessee. University of Tennessee Press, Knoxville.
- Froese, R. and Pauly, D. (editors). 2009. FishBase. Version 12.2008. Online-database (www.fishbase.org). Accessed March 2009.
- Goodchild, C.D. 1994. Status of the channel darter, *Percina copelandi*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 107: 431-439.
- Hubbs, C. 1985. Darter reproductive seasons. *Copeia* 1985: 56-68.
- Jenkins, R.E., and Burkhead, N.M. 1993. Freshwater Fishes of Virginia. Amer. Fish. Soc., Bethesda, Maryland.
- Lapointe, M. 1997. Rapport sur la situation du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.
- Lester, N.P., Shuter, B.J., and Abrams, P.A. 2004. Interpreting the von Bertalanffy model of

somatic growth in fishes: the cost of reproduction. Proc. R. Soc. of London B, Biological Sciences 271: 1625-1631.

Phelps, A., and Francis, A. 2002. Update COSEWIC status report on the channel darter *Percina copelandi* in Canada, in COSEWIC assessment and update status on report on the channel darter *Percina copelandi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1-21 p. / Phelps, A et A. Francis. 2002. Rapport du COSEPAC sur la situation du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Canada, in Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. pages 1-21.

Quince, C., Abrams, P.A., Shuter, B.J., and Lester, N.P. 2008. Biphasic growth in fish II: empirical assessment. J. Theor. Biol. 254: 207-214.

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, Brook, D.W., Ballou, J.D., and Frankham, R. 2003a. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. Biol. Conserv. 113: 23-34.

Reed, D.H., O'Grady, J.J, Ballou, J.D., and Frankham, R. 2003b. The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. Anim. Conserv. 6: 109-114.

Reid, S.M. 2004. Age-estimates and length distributions of Ontario channel darter (*Percina copelandi*) populations. J. Freshw. Ecol. 19: 441-444.

Reid, S.M., Carl, L.M., and Lean, J. 2005. Influence of riffle characteristics, surficial geology, and natural barriers on the distribution of the channel darter (*Percina copelandi*) in the Lake Ontario basin. Environ. Biol. Fishes 72: 241-249.

Reid, S.M., and Mandrak, N.E. 2008. Historical changes in the distribution of threatened channel darter (*Percina copelandi*) in Lake Erie with general observations on the beach fish assemblage. J. Great Lakes. Res. 34: 324-333.

Scott, W.B. 1967. Freshwater fishes of Eastern Canada, 2nd Edition. University of Toronto Press, Toronto.

Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. No. 184.

Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. BioScience 31: 131-134.

Shuter, B.J., Lester, N.P., LaRose, J., Purchase, C.F., Vascotto, K., Morgan, G., Collins, N.C., and Abrams, P.A. 2005. Optimal life histories and food web position: linkages among somatic growth, reproductive investment and mortality. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 738-746.

Tennessee Wildlife Resources Agency (TWRA). 2009. Tennessee Animal Biogeographic

System – DRAFT species list. Version 12.01.2002. On-line database (fwie.fw.vt.edu/TN/). Accessed January 2009.

Turchin, P. 1995. Population regulation: old arguments and a new synthesis. In Population Dynamics. New approaches and Synthesis. Edited by N. Cappuccino and P.W. Price. Academic Press. p. 19-40.

Vélez-Espino, L.A., Fox, M.G., and McLaughlin, R.L. 2006. Characterization of elasticity patterns of North American freshwater fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63: 2050-2066.

Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2007. Recovery potential assessment of an extirpated population: Lake Ontario Atlantic salmon (*Salmo salar*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2007/083.

Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009a. Quantifying allowable harm in species at risk: application to the Laurentian black rehorse (*Moxostoma duquesnei*). Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst. 19: 676-688.

Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009b. Recovery potential assessment for lake sturgeon in Canadian designatable units. N. Am. J. Fish. Manag. 29: 1065-1090.

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. Sci. Res. Doc. 2009/115.

Winemiller, K.O., and Rose, K.A. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2196-2218.

Winn, H.E. 1953. Breeding habitats of the percid fish *Hadropterus copelandi* in Michigan. Copeia 1953: 26-30.

Winn, H.E. 1958. Comparative reproductive behaviour and ecology of fourteen species of darters (Pisces-Percidae). Ecol. Monogr. 28: 155-191.

Table 1. Summary of life history information on the Channel Darter (*Percina copelandi*). SL = standard length, TL = total length, VBL = von Bertalanffy.

Trait	Mean	Min.	Max.	Other	Source
TL (mm)			61		Scott and Crossman 1973
			44.5		Scott 1967
			61		Goodchild 1994
	31.4	21			Reid and Mandrak 2008
	60.4	36	72		Reid et al. 2005 (Moir R.)
	55.1				Reid et al. 2005 (Salmon R.)
		41	65		Reid 2004 (Salmon R)
		35	72		Reid 2004 (Trent R)
	58 (♀)				Reid 2004 (Trent R)
			72		Froese and Pauly 2009
		38	62 (72)	Eakins 2009	
			70	Etnier and Starnes 1993	
Age-1 TL (mm)		35	40		Etnier and Starnes 1993
		20	38		Goodchild 1994
Age-2 TL (mm)		50	55		Etnier and Starnes 1993
SL (mm)		35	50		TWRA2009
VBL asymptotic TL (mm)			77		Froese and Pauly 2009
VBL growth coeff. (/yr)				0.9	Froese and Pauly 2009
VBL t_0				-0.26	Froese and Pauly 2009
TL-age relationship				$\log_{10}TL=1.62+0.267*\log_{10}age$	Reid 2004
TL-mass relationship				$W=0.0077*(TL*10)^{3.1241}$	Froese and Pauly 2009 (F. Percidae)
Maximum age (yr)			5		Reid et al. 2005
		5	6		Reid 2004 (otoliths)
			3		Froese and Pauly 2009
		2.5	3.5		Etnier and Starnes 1993
Age-at-maturity (yr)	1				Etnier and Starnes 1993
	1				Jenkins and Burkhead 1993
	1				Winn 1958
	2				Reid 2004
	1				Froese and Pauly 2009
TL-at-maturity (mm)		47	65		Reid 2004
		35	40		Etnier and Starnes 1993
			40		Jenkins and Burkhead 1993
			52		Froese and Pauly 2009
Egg number (n = 3 age-1)	35				Winn 1958
Egg number (n = 1 age-2)	390	357	415		Winn 1958
Egg number		357	830	721	Scott and Crossman 1973
Egg diameter (mm)				1.4	Eakins 2009
Sex ratio (M:F)				36:51 (0.6)	Scott and Crossman 1973
Spawning periodicity				1 clutch/year	Reid 2004
				2 clutches/year	Scott and Crossman 1973
				2 clutches/year	Hubbs 1985*
Natural mortality (M)				1.52	Winemiller and Rose 1992
					Froese and Pauly 2009

* The author notes that the breeding season is substantially shorter in the north than in the south

Tableau 1. Résumé de l'information sur le cycle biologique du fouille-roche gris (*Percina copelandi*). LN = longueur normalisée, LT = longueur totale, VBL = von Bertalanffy.

Caractéristique	Moyenne	Min.	Max.	Autre	Source
LT (mm)			61		Scott et Crossman 1973
			44.5		Scott 1967
			61		Goodchild 1994
	31.4	21			Reid et Mandrak 2008
	60.4	36	72		Reid <i>et al.</i> 2005 (Rivière Moira)
	55.1				Reid <i>et al.</i> 2005 (Rivière Salmon)
		41	65		Reid 2004 (Rivière Salmon)
		35	72		Reid 2004 (Rivière Trent)
	58 (♀)		72		Reid 2004 (Rivière Trent)
			38	62 (72)	Froese et Pauly 2009
LT à l'âge 1 (mm)			70		Eakins 2009
		35	40		Etnier et Starnes 1993
LT à l'âge 2 (mm)		20	38		Etnier et Starnes 1993
		50	55		Goodchild 1994
LN (mm)		35	50		Etnier et Starnes 1993
LT asymptotique de VBL (mm)			77		TWRA2009
Coeff. de croissance de VBL (/an)				0.9	Froese et Pauly 2009
Paramètre t_0 de VBL				-0.26	Froese et Pauly 2009
Relation âge/LT				$\log_{10}LT=1,62+0,267*\log_{10}âge$	Reid 2004
Relation masse/LT				$W=0,0077*(LT*10)^{3,1241}$	Froese et Pauly 2009 (famille des Percidae)
Âge maximal (an)			5		Reid <i>et al.</i> 2005
		5	6		Reid 2004 (Otolithes)
			3		Froese et Pauly 2009
Âge à la maturité (an)		2.5	3.5		Etnier et Starnes 1993
	1				Etnier et Starnes 1993
LT à la maturité (mm)	1				Jenkins et Burkhead 1993
	1				Winn 1958
	2				Reid 2004
	1				Froese et Pauly 2009
		47	65		Reid 2004
Nombre d'œufs (n = 3; âge 1)		35			Etnier et Starnes 1993
	390	357	415		Jenkins et Burkhead 1993
				52	Froese et Pauly 2009
Nombre d'œufs (n = 1; âge 2)					Winn 1958
					Winn 1958
Nombre d'œufs		357	830		Scott et Crossman 1973
Diamètre des œufs (mm)				1.4	Eakins 2009
Proportion des sexes (M:F)				36:51 (0.6)	Scott et Crossman 1973
Périodicité du frai				1 ponte/année	Reid 2004
Mortalité naturelle (M)				2 pontes/année	Scott et Crossman 1973
				2 pontes/année	Hubbs 1985*
				1.52	Winemiller et Rose 1992
					Froese et Pauly 2009

* L'auteur indique que la saison de reproduction est considérablement plus courte dans le nord que dans le sud.

Table 2. The mean, variance, and range of vital rates across all 16 Channel Darter matrices. These data were used to estimate the mean stochastic elasticity of each vital rate. s_i = annual survival probability at age i and f_i = fertility at age i .

Statistic	Vital rate											
	s_1	s_2	s_3	s_4	s_5	s_6	f_2	f_3	f_4	f_5	f_6	f_7
mean	0.00926	0.37	0.37	0.37	0.37	0.37	161	441	690	863	949	495
variance	0.00003	0.00	0.00	0.00	0.00	00.0	34248	41933	81085	97972	117532	324240
maximum	0.01888	0.37	0.37	0.37	0.37	0.37	468	815	1192	1320	1440	1440

Tableau 2. Moyenne, variance et plage des indices vitaux des 16 matrices du fouille-roches gris. Ces données ont été utilisées pour estimer l'élasticité stochastique moyenne de chaque indice vital. s_i = probabilité de survie annuelle à l'âge i et f_i = fécondité à l'âge i .

Statistic	Indice vital											
	s_1	s_2	s_3	s_4	s_5	s_6	f_2	f_3	f_4	f_5	f_6	f_7
moyenne	0.00926	0.37	0.37	0.37	0.37	0.37	161	441	690	863	949	495
variance	0.00003	0.00	0.00	0.00	0.00	00.0	34248	41933	81085	97972	117532	324240
maximum	0.01888	0.37	0.37	0.37	0.37	0.37	468	815	1192	1320	1440	1440

Table 3. Summary of maximum allowable harm ($\tau_{v, max}$) estimates for individual and combined vital rates of Channel Darter based on a stochastic perturbation analysis using two population growth rates (Λ ; 1.10 = geometric mean, 1.02 = minimum). s_i and f_i = annual survival probability and fertility at age i , respectively, and s_n and f_n = annual survival probability and fertility across all ages, respectively. Consistent with the precautionary approach, bold values indicate the maximum allowable harm recommended for management decisions.

Stochastic element	Λ	$T_{v, max}$													
		s_1	s_2	s_3	s_4	s_5	s_6	s_n	f_2	f_3	f_4	f_5	f_6	f_7	f_n
mean	1.10	-0.18	-0.18	-0.29	-0.66	-1.72	-5.23	-0.06	-0.47	-0.53	-1.06	-2.57	-6.79	-22.71	-0.18
+95% CL	1.10	-0.15	-0.15	-0.26	-0.44	-0.88	-2.01	-0.05	-0.27	-0.41	-0.81	-1.52	-2.98	-6.09	-0.12
-95% CL	1.10	-0.22	-0.22	-0.37	-1.16	-4.51	-22.71	-0.08	-1.17	-0.78	-1.63	-5.68	-25.68	-196.85	-0.34
mean	1.02	-0.07	-0.07	-0.11	-0.25	-0.64	-1.96	-0.02	-0.18	-0.20	-0.40	-0.96	-2.54	-8.50	-0.07
+95% CL	1.02	-0.06	-0.06	-0.10	-0.17	-0.33	-0.75	-0.02	-0.10	-0.15	-0.30	-0.57	-1.12	-2.28	-0.04

Tableau 3. Résumé des estimations des dommages admissibles maximaux ($\tau_{v, max}$) pour les indices vitaux individuels et combinés du fouille-roche gris fondées sur une analyse par perturbation stochastique selon deux taux de croissance de la population (Λ ; 1,10 = moyenne géométrique; 1,02 = minimum). s_i et f_i = probabilité de survie annuelle et fécondité à l'âge i respectivement. s_n et f_n = probabilité de survie annuelle et fécondité pour tous les âges respectivement. En conformité avec l'approche de précaution, les données en gras indiquent les dommages admissibles maximaux recommandés pour la prise de décisions en matière de gestion.

Élément stochastique	Λ	$T_{v, max}$													
		s_1	s_2	s_3	s_4	s_5	s_6	s_n	f_2	f_3	f_4	f_5	f_6	f_7	f_n
Moyenne	1.10	-0.18	-0.18	-0.29	-0.66	-1.72	-5.23	-0.06	-0.47	-0.53	-1.06	-2.57	-6.79	-22.71	-0.18
LC +95 %	1.10	-0.15	-0.15	-0.26	-0.44	-0.88	-2.01	-0.05	-0.27	-0.41	-0.81	-1.52	-2.98	-6.09	-0.12
LC -95 %	1.10	-0.22	-0.22	-0.37	-1.16	-4.51	-22.71	-0.08	-1.17	-0.78	-1.63	-5.68	-25.68	-196.85	-0.34
Moyenne	1.02	-0.07	-0.07	-0.11	-0.25	-0.64	-1.96	-0.02	-0.18	-0.20	-0.40	-0.96	-2.54	-8.50	-0.07
LC +95 %	1.02	-0.06	-0.06	-0.10	-0.17	-0.33	-0.75	-0.02	-0.10	-0.15	-0.30	-0.57	-1.12	-2.28	-0.04

Table 4. Six hypothetical Channel Darter recovery strategies for representing positive and increasing impacts on the rate of annual survival in the first three years of life ($s_{1,2,3}$) and (or) the fertility of first- or second-time spawners ($f_{2,3}$) that might result from specific recovery efforts (e.g., the rehabilitation or enhancement of habitat).

Strategy	$s_{1,2,3}$	$f_{2,3}$
1	10%	0%
2	20%	0%
3	0%	10%
4	0%	20%
5	10%	10%

Tableau 4. Six stratégies de rétablissement hypothétiques pour le fouille-roche gris visant à représenter les impacts positifs et en hausse sur le taux de survie annuelle au cours des trois premières années de vie ($s_{1,2,3}$) et sur la fécondité des reproducteurs qui fraient pour la première ou la deuxième fois ($f_{2,3}$), lesquels impacts qui peuvent être causés par des efforts de rétablissement particuliers (p. ex. restauration ou amélioration de l'habitat).

Stratégie	$s_{1,2,3}$	$f_{2,3}$
1	10 %	0 %
2	20%	0%
3	0%	10%
4	0%	20%
5	10%	10%

Table 5. Area per individual (API), number of individuals for each stage to support a minimum viable population (MVP) and the resulting estimate of required habitat for each stage and for the entire population, under two probabilities of catastrophe per generation (P_k) for (a) river and (b) lake environments.

Stage	API (m ²)	$P_k = 0.05$		$P_k = 0.10$	
		MVP	MAPV (m ²)	MVP	MAPV (m ²)
(a) Rivers					
YOY	0.012	594 970	7 140	2 712 363	32 548
Adult	0.27	6 800	1 856	31 000	8 463
ALL			8 996		41 011
(b) Lakes					
YOY	0.029	594 970	17 254	2 712 363	78 659
Adult	1.5	6 800	10 200	31 000	46 500

Tableau 5. Superficie par individu (SI), nombre d'individus par chaque stade de développement pour soutenir une population minimale viable (PMV) et estimation obtenue de l'habitat nécessaire pour chaque stade de développement et pour l'ensemble de la population, selon deux valeurs de probabilité de catastrophe par génération (P_k) dans des environnements : a) fluviaux; b) lacustres.

Stad	SI (m ²)	$P_k = 0.05$		$P_k = 0.10$	
		PMV	SMVP (m ²)	PMV	SMVP (m ²)
(a) Cours d'eau					
Jeunes de l'année	0.012	594 970	7 140	2 712 363	32 548
Adult	0.27	6 800	1 856	31 000	8 463
Tous			8 996		41 011
(b) Lacs					
Jeunes de l'année	0.029	594 970	17 254	2 712 363	78 659
Adult	1.5	6 800	10 200	31 000	46 500

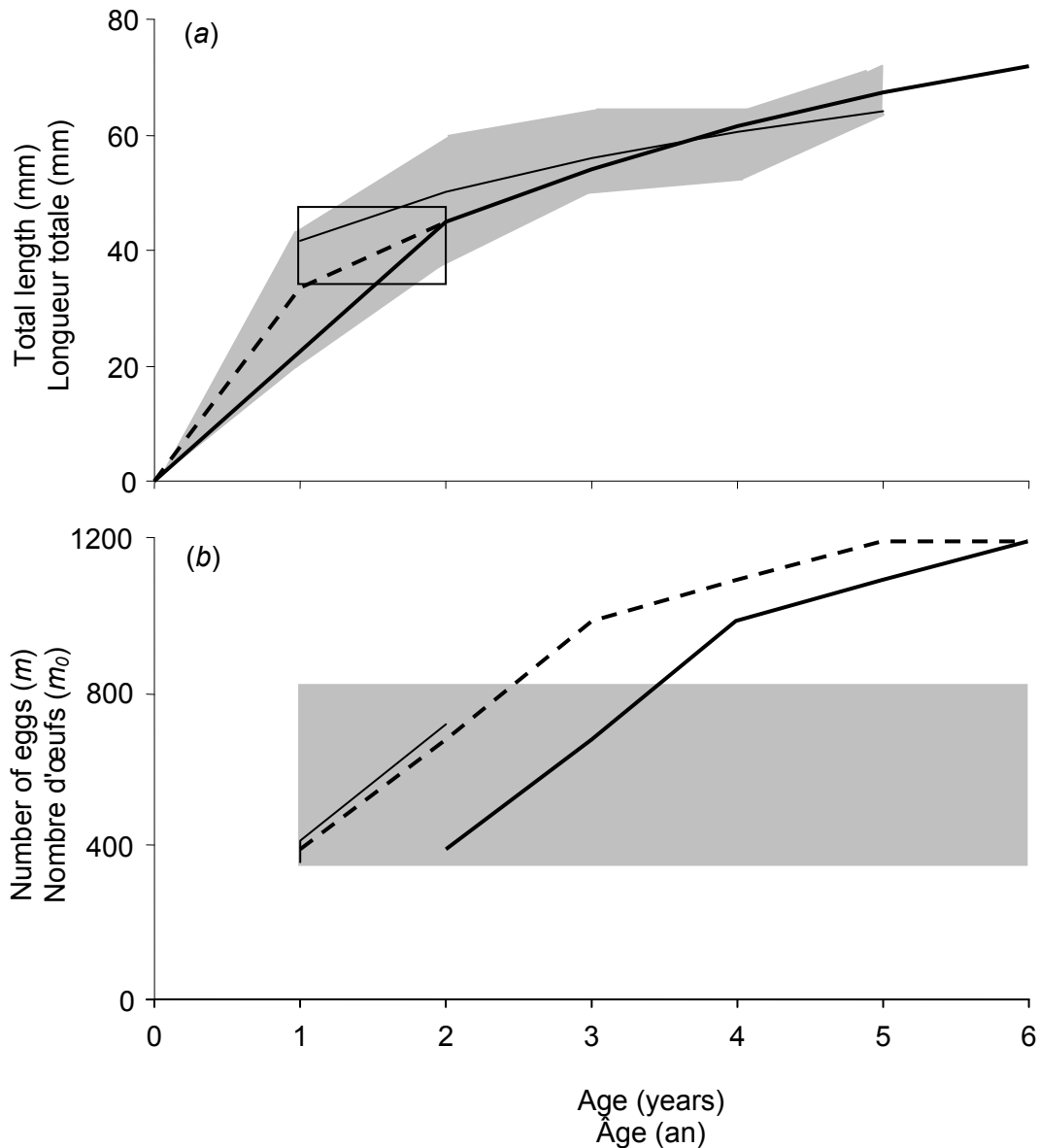


Figure 1. The predicted length- (a) and egg number-at-age (b) of northern Channel Darter populations as determined by the incorporation of known life history characteristics (Table 1) into a biphasic model of growth and reproduction (Lester et al. 2004). Shaded areas represent the observed range in length and egg number, and the box in (a) represents the range in length- and age-at-maturity. Predicted values appear as thick, solid lines when maturity was at age 2, and thick, dashed lines identify when maturity was at age 1. Thin lines in (a) and (b) are observed values from populations in eastern Ontario (Reid 2004) and northern Michigan (Winn 1958), respectively.

Figure 1. Longueur prévue (a) et nombre d'œufs à l'âge (b) des populations de fouille-roches du Nord déterminés en intégrant les caractéristiques connues du cycle biologique (tableau 1) dans un modèle biphasique de la croissance et de la reproduction (Lester et al., 2004). Les zones ombragées représentent la plage observée des longueurs et des nombres d'œufs, et l'encadré situé dans (a) représente la plage des longueurs et des âges à la maturité. Les valeurs prévues sont représentées par les lignes larges et continues lorsque la maturité est atteinte à l'âge 2 et par des lignes larges et discontinues lorsque la maturité est atteinte à l'âge 1. Les lignes fines situées dans (a) et (b) représentent les valeurs observées pour les populations de l'est de l'Ontario (Reid, 2004) et du nord du Michigan (Winn, 1958) respectivement.

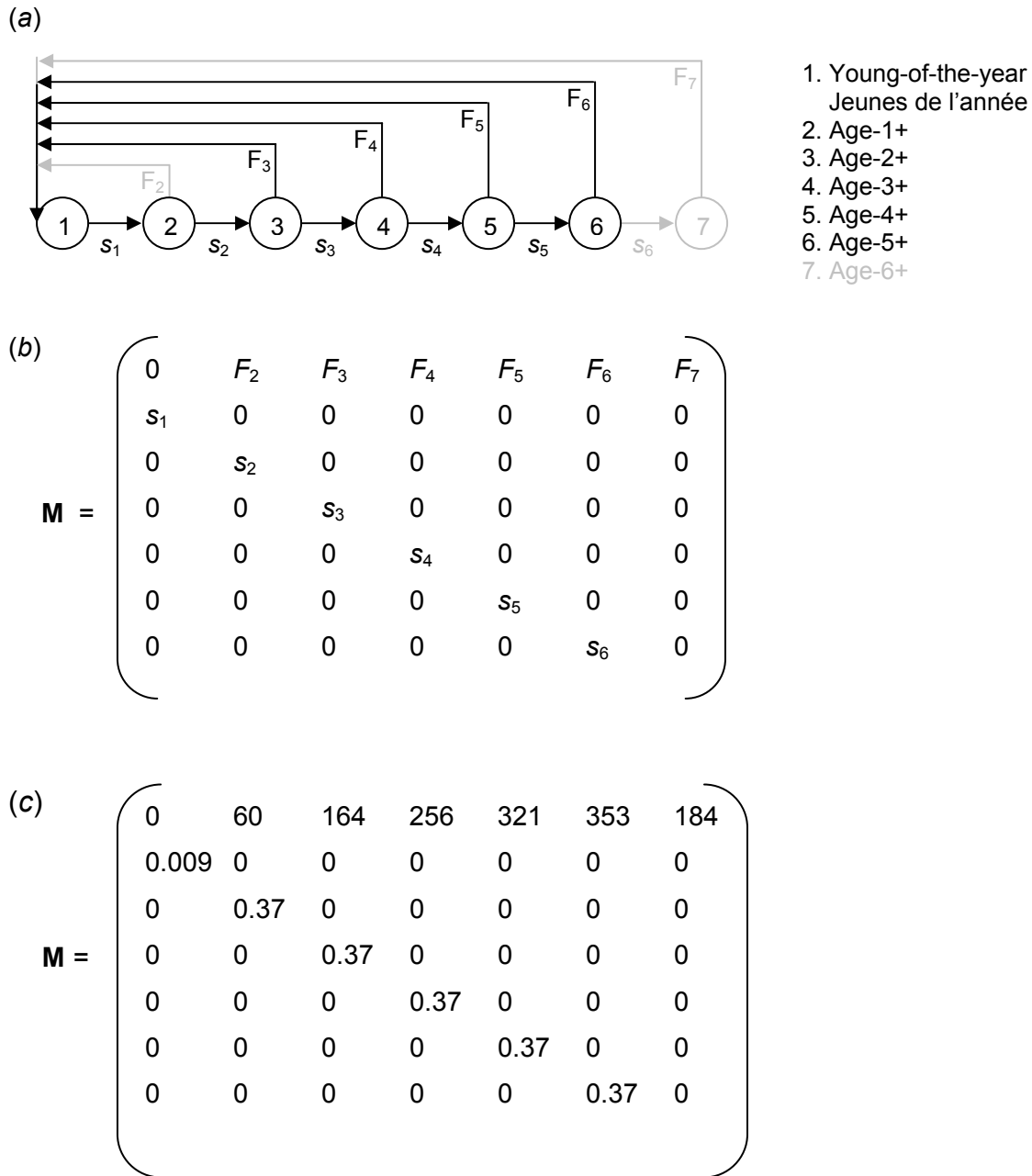


Figure 2. Generalized life cycle (a), corresponding age-structured projection matrices (b), and mean values of matrix elements (c) used to model the population dynamics of the Channel Darter. F_i and s_i represent stage-specific fecundity coefficients and annual survival probabilities, respectively. Shaded elements indicate uncertainty in age-at-maturity and longevity. Values in (c) represent the mean of all 16 possible matrices.

Figure 2. Cycle biologique généralisé (a), matrices de projection de la structure selon l'âge correspondantes (b) et valeurs moyennes des éléments de la matrice (c) utilisées pour la modélisation de la dynamique de la population de fouille-roches gris. F_i et s_i représentent les coefficients de la fécondité selon le stade et les probabilités de survie annuelle respectivement. Les éléments ombragés indiquent l'incertitude relative à l'âge à la maturité et à la longévité. Les valeurs situées dans (c) représentent la moyenne des 16 matrices possibles.

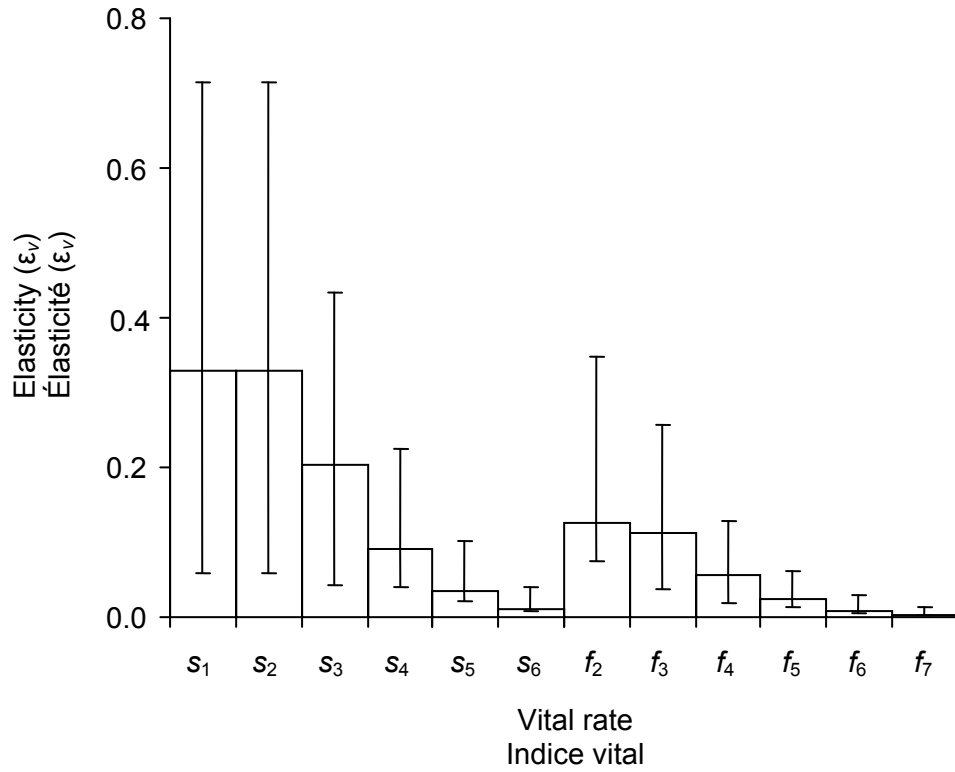


Figure 3. Results of the stochastic perturbation analysis showing elasticities (ϵ_v) of the vital rates annual survival probability at age i (s_i) and fertility at age i (f_i), with associated 95% CL.

Figure 3. Résultats de l'analyse par perturbation stochastique indiquant les élasticités (ϵ_v) des indices vitaux, la probabilité de survie annuelle à l'âge i (s_i) et la fécondité à l'âge i (f_i), avec une limite de confiance de 95 %.

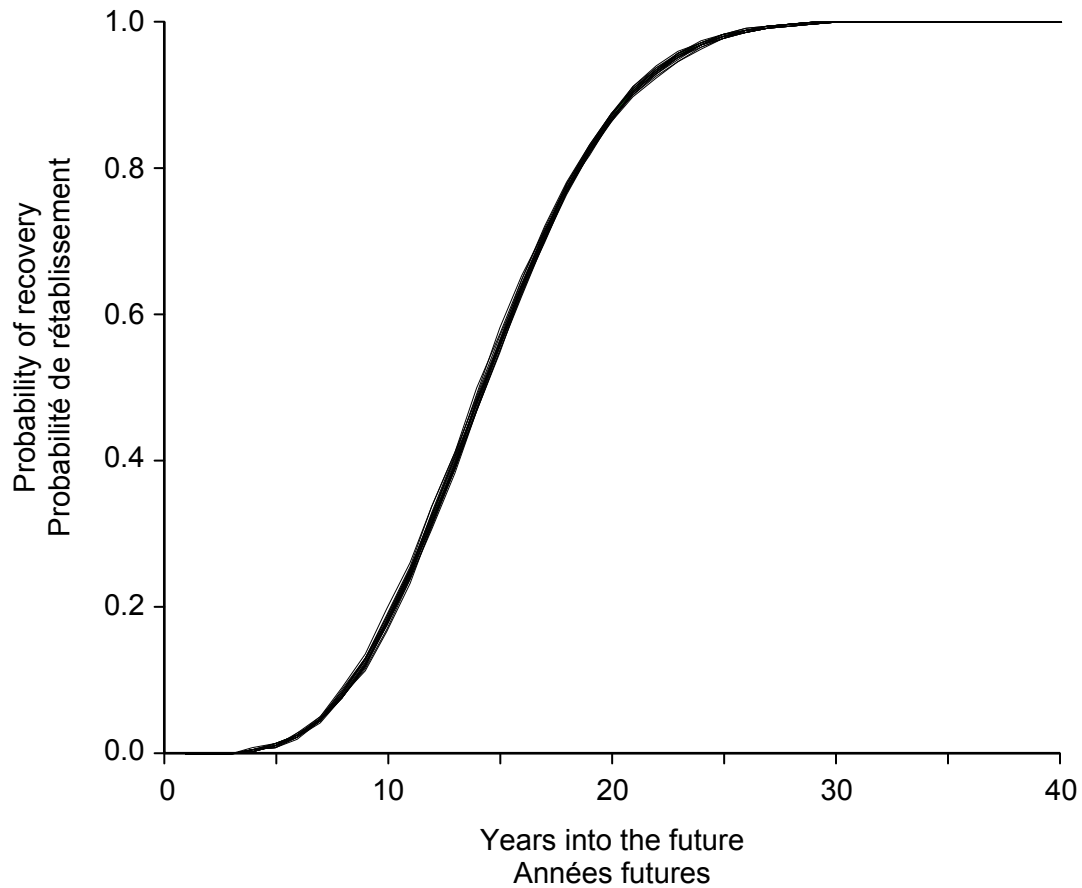


Figure 4. The probability of recovery of 20 simulated Channel Darter populations under status quo conditions based on an initial adult population size that was 10% of a recovery target.

Figure 4. Probabilité de rétablissement de 20 populations de fouille-roches gris simulées selon des conditions de statu quo fondées sur une taille de la population adulte initiale qui se situe à 10 % de la cible de rétablissement.

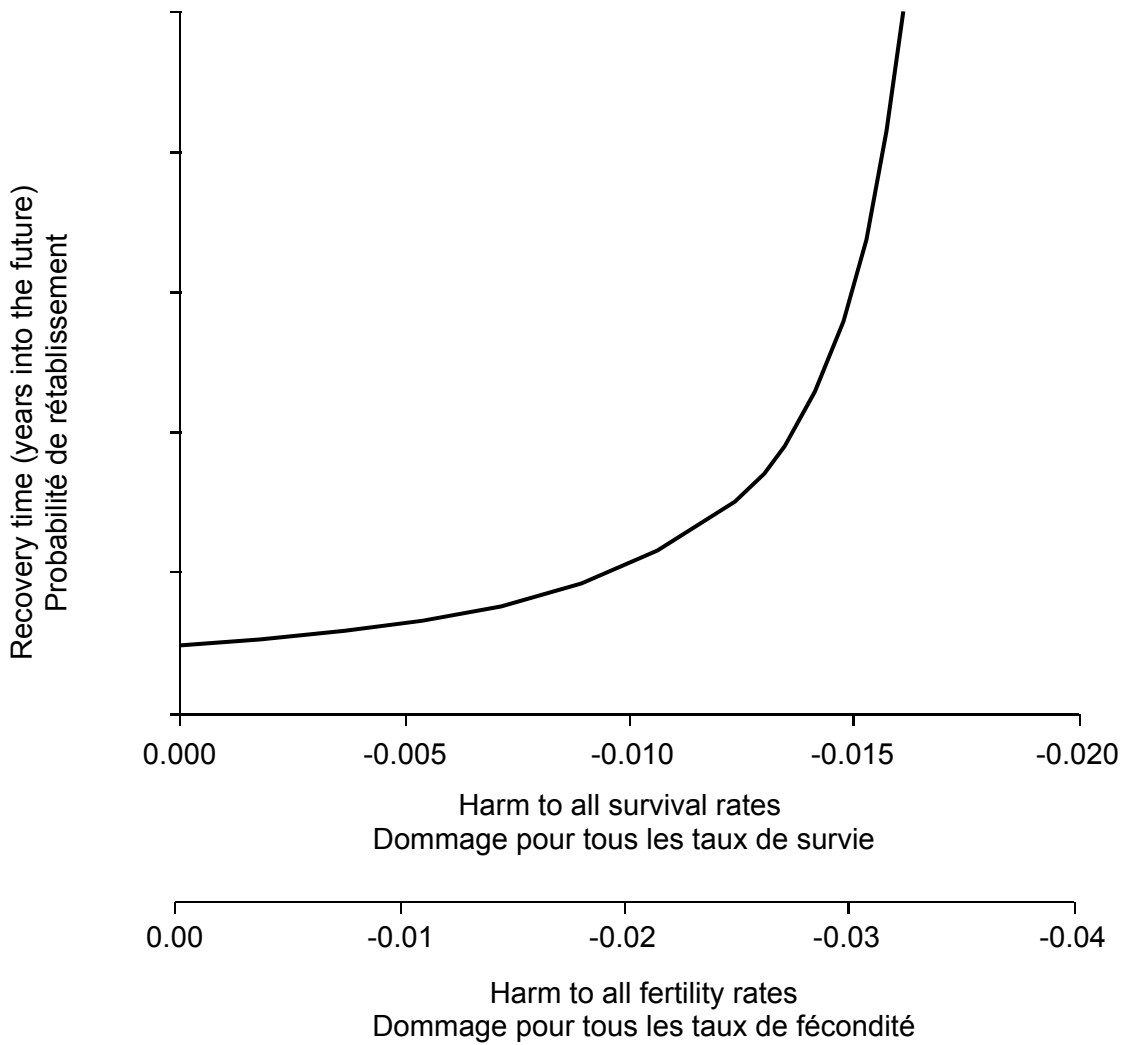


Figure 5. Predicted change in the time to 95% recovery of a typical Channel Darter population that is subject to increased harm to composite rates of either survival or fertility.

Figure 5. Variation prévue du délai précédant l'atteinte de 95 % de la cible de rétablissement pour une population normale de fouille-roches gris dont les taux composites de survie ou de fécondité font l'objet de dommages accrus.

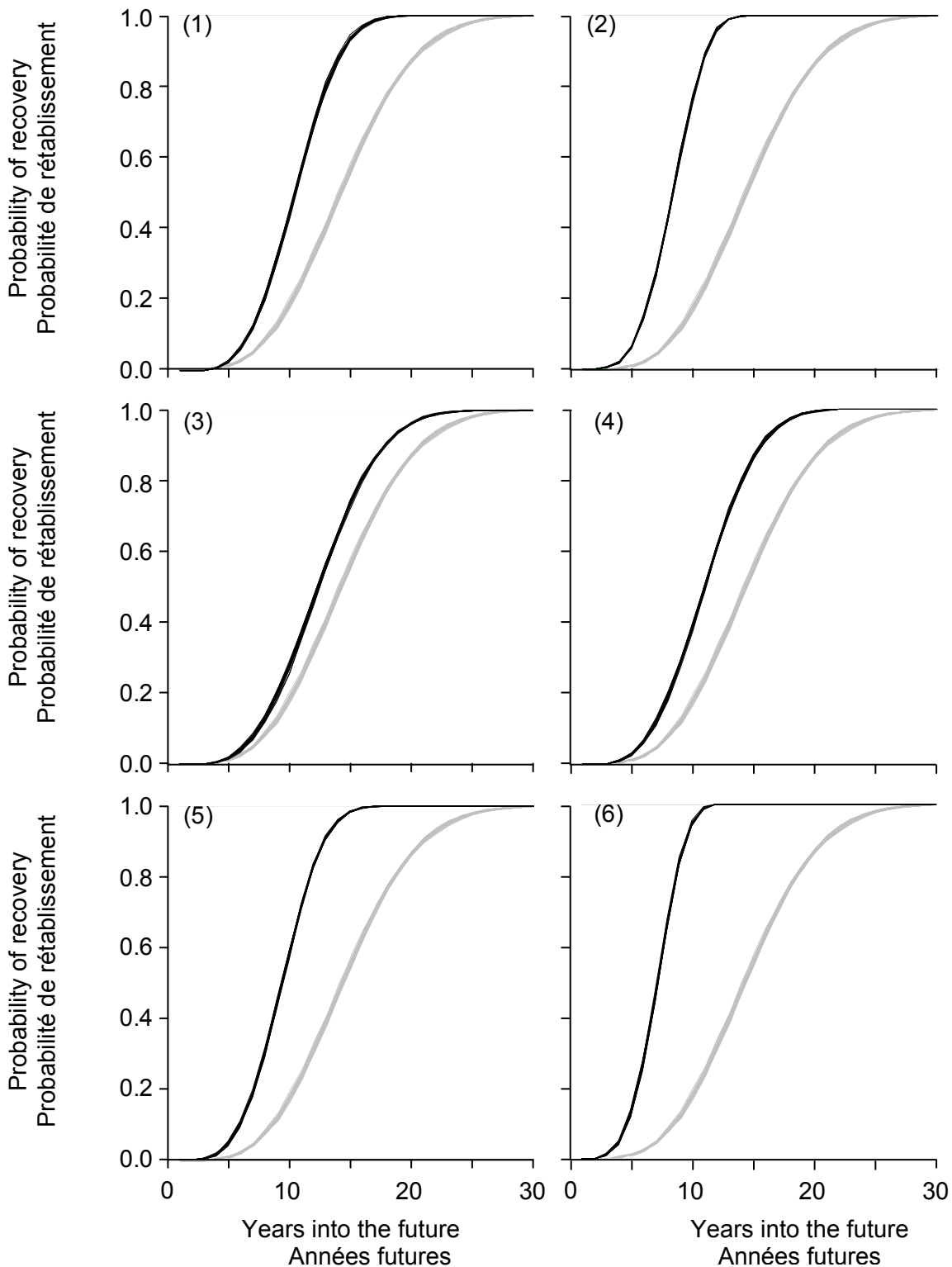


Figure 6. The probability of recovery of 20 simulated Channel Darter populations under 6 hypothetical recovery strategies based on an initial adult population size that was 10% of a recovery target. Numbered panels correspond to strategies in Table 4 and the grey line shows recovery under status quo conditions (Figure 4).

Figure 6. Probabilité de rétablissement de 20 populations de fouille-roches gris simulées pour six stratégies de rétablissement hypothétiques d'après une taille initiale de la population adulte qui se situe à 10 % de la cible de rétablissement. Les graphiques numérotés correspondent aux stratégies présentées dans le tableau 4, et la ligne grise représente le rétablissement selon des conditions de statu quo (figure 4).

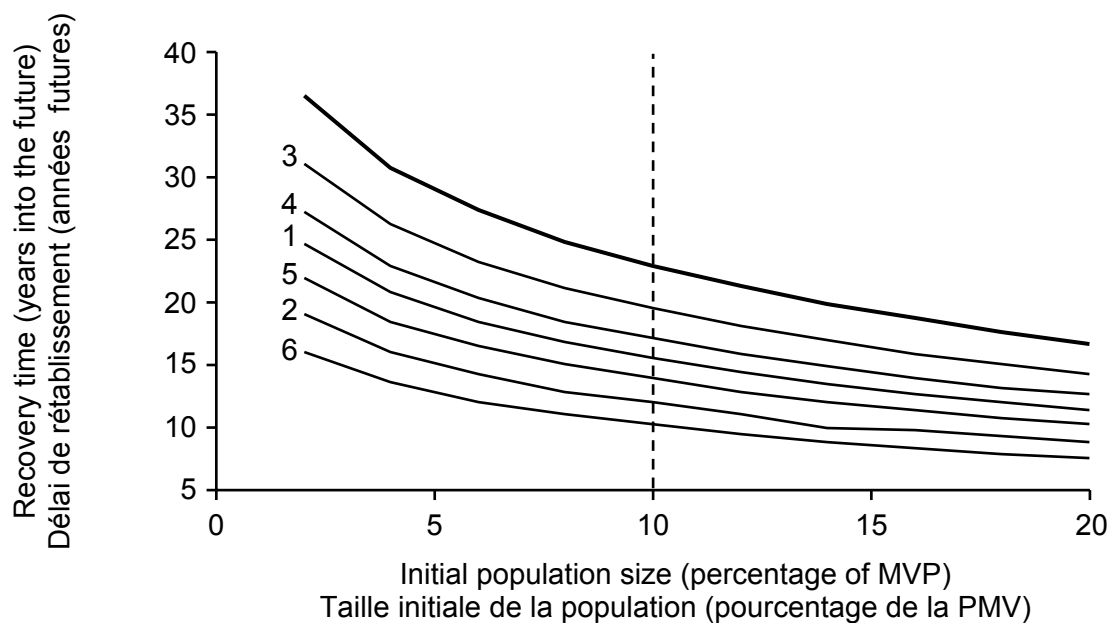


Figure 7. Stochastic projections of mean Channel Darter recovery times over a range of initial population sizes (percentage of a recovery target) for 6 hypothetical recovery strategies. The thick line shows recovery times in the absence of mitigation or additional harm, and numbered lines correspond to strategies in Table 4. Points of intersection with the horizontal dashed line were taken from Figures 4 and 5.

Figure 7. Projections stochastiques des délais de rétablissement moyens pour le fouille-roche gris selon une plage de tailles initiales de la population (pourcentage de la cible de rétablissement) pour six stratégies de rétablissement hypothétiques. La ligne large représente les délais de rétablissement si aucune mesure d'atténuation n'est prise et qu'aucun dommage supplémentaire ne survient, et les lignes numérotées renvoient aux stratégies présentées dans le tableau 4. Les points d'intersection avec la ligne discontinue horizontale sont tirés des figures 4 et 5.

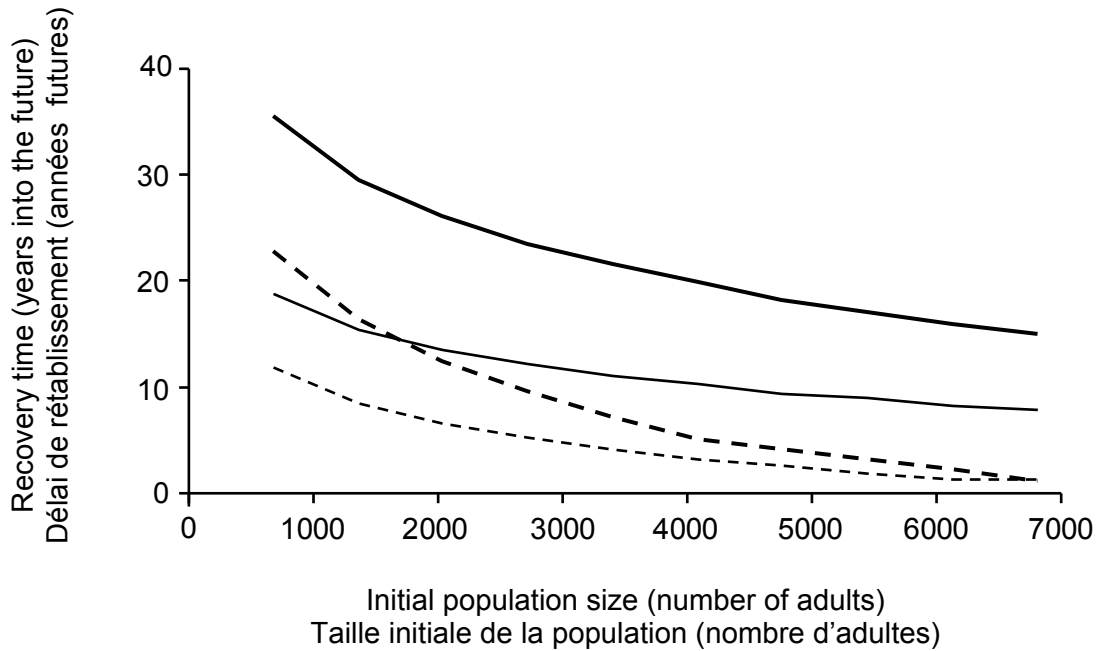


Figure 8. Stochastic projections of mean Channel Darter recovery times over a range of initial population sizes (number of adults) for two recovery targets: 31 000 adults (solid lines) and 6 800 adults (dashed lines). Thick lines show expected recovery times in the absence of mitigation and additional harm, and thin lines show expected recovery times when employing strategy 2 in Table 4.

Figure 8. Projections stochastiques des délais de rétablissement moyens pour le fouille-roche gris selon une plage de tailles initiales de la population (nombre d'adultes) pour deux cibles de rétablissement : 31 000 adultes (lignes continues) et 6 800 adultes (lignes discontinues). Les lignes larges représentent les délais de rétablissement prévus si aucune mesure d'atténuation n'est prise et qu'aucun dommage supplémentaire ne survient, et les lignes fines représentent les délais de rétablissement prévus si on utilise la stratégie 2 figurant dans le tableau 4.