



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/035

Région du Centre et de l'Arctique

Estimation de la mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante résultant des applications de Bayluscide dans quatre rivières du corridor Huron-Érié

Eric R.B. Smyth et D. Andrew R. Drake

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

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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

ISSN 2292-4272

ISBN 9780-660-38487-0 N° cat. Fs70-5/2021-035F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021



La présente publication doit être citée comme suit :

Smyth, E.R.B., et Drake, D.A.R. 2021. Estimation de la mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante résultant des applications de Bayluscide dans quatre rivières du corridor Huron-Érié. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/035. xi + 202 p.

Also available in English :

Smyth, E.R.B., and Drake, D.A.R. 2021. Estimating the Mortality of Fishes and Mussels of Conservation Concern Resulting from Bayluscide Applications within four rivers of the Huron-Erie Corridor. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/035. xi + 198 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	xi
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	2
SOURCES DE DONNÉES	3
DÉTERMINER LA COMPOSITION DES ESPÈCES	6
ESTIMATION DE L'EXPOSITION DES ESPÈCES AU BAYLUSCIDE	9
Probabilité de présence d'une espèce précise dans un site d'application	9
Densité propre à une espèce.....	11
Esturgeon jaune	12
Espèce <i>Ichthyomyzon</i>	13
CALCUL DE LA TOXICITÉ DU BAYLUSCIDE PAR ESPÈCE.....	14
Sensibilité des espèces de poissons	15
Sensibilité des espèces de moules.....	16
ESTIMATION DE LA MORTALITÉ DUE AUX APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE	19
ANALYSES DE LA SENSIBILITÉ.....	22
Ajustements du cycle d'application du Bayluscide	22
Calculs de la superficie par individu.....	22
CALCUL DES EFFETS DU BAYLUSCIDE SUR LA POPULATION	23
Dard de sable	25
Chat-fou du nord	25
Fouille-roche gris.....	25
Espèce <i>Ichthyomyzon</i>	26
RÉSULTATS.....	27
EXPOSITION DES ESPÈCES AU BAYLUSCIDE	27
TOXICITÉ DU BAYLUSCIDE PROPRE À L'ESPÈCE	35
MORTALITÉ DUE AUX APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE	37
Ajustements des méthodes d'application de Bayluscide	41
Calculs de la superficie par individu.....	42
EFFETS DU BAYLUSCIDE AU NIVEAU DE LA POPULATION	45
Dard de sable	47
Chat-fou du nord	50
Fouille-roche gris.....	53
Espèce <i>Ichthyomyzon</i>	55
DISCUSSION.....	64
REMERCIEMENTS	70
RÉFÉRENCES CITÉES.....	71
ANNEXE A : SOMMAIRES DES DONNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE TERRAIN EFFECTUÉES PAR LE MPO DES POISSONS ET DES MOULES UTILISÉES POUR L'ÉVALUATION DU BAYLUSCIDE	74

ANNEXE B : RÉSULTATS CUMULATIFS DE MORTALITÉ POUR LES ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE POUR CHAQUE RIVIÈRE FOCALE. LES RÉSULTATS DE SENSIBILITÉ SONT PRÉSENTÉS POUR LES ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE ET DONT LA MORTALITÉ EST ESTIMÉE À UN NIVEAU ÉLEVÉ	83
ANNEXE C : RÉSULTATS CUMULATIFS DE MORTALITÉ POUR LES ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE EN FONCTION DES CALCULS DE SUPERFICIE PAR INDIVIDU	188

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Emplacements des sites d'échantillonnage contenus dans la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO, la base de données d'échantillonnage du Centre de contrôle de la lamproie de mer (CCLM) du MPO et la base de données d'échantillonnage de la lamproie de l'USFWS. Les figures en encadré indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage utilisés pour évaluer la composition des espèces de poissons (lamproies et autres) dans les rivières focales. 4
- Figure 2. Emplacements des lieux d'échantillonnage (échantillonnages selon un temps déterminé et quadrats) contenus dans la base de données sur les moules du MPO et utilisés pour évaluer la composition des espèces de moules dans les rivières principales. 5
- Figure 3. Arbre de décision utilisé pour assigner des classes d'habitat de la lamproie marine (c'est-à-dire, type I, type II ou type III) aux lieux d'échantillonnage des poissons et des moules en fonction de la composition du substrat. 11
- Figure 4. Courbes dose-réponse fortes et douces pour les lamproies indigènes (espèce *Ichthyomyzon*), la truite arc-en-ciel, le meunier noir et le tête-de-boule par rapport aux concentrations repères de Bayluscide (par exemple, mortalité de la lamproie marine à la CL99,9 et CL50 pendant neuf heures). Les relations avec les poissons autres que les lamproies sont basées sur une durée d'exposition de huit heures. 18
- Figure 5. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante lors des applications de Bayluscide. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies de pénétration potentielles autour du type d'habitat (type I ou type II), la probabilité de présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide (L-G – faible concentration, pente douce; I-S – faible concentration, pente raide; H-G – forte concentration, pente douce; H-S – forte concentration, pente raide). Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque extrant se produise. 19
- Figure 6. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité des espèces d'*Ichthyomyzon* lors des applications de Bayluscide. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies de pénétration potentielles, la probabilité de présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide (L-G – faible concentration, pente douce; I-S – faible concentration, pente raide; H-G – forte concentration, pente douce; H-S – forte concentration, pente raide). Contrairement à la Figure 5, la variabilité du type d'habitat n'a pas été prise en compte et une seule valeur d'habitat a été prise en compte (type I/II). Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque extrant se produise. 20
- Figure 7. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité de l'esturgeon jaune lors des applications de Bayluscide. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies de pénétration potentielles, la probabilité de présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide (L-G – faible concentration, pente douce; I-S – faible concentration, pente raide; H-G – forte concentration, pente douce; H-S – forte concentration, pente raide). Contrairement à la Figure 5, la variabilité du type ou de la densité de l'habitat n'a pas été prise en compte et une valeur unique a été prise en compte pour chaque incertitude. Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque extrant se produise. 21
- Figure 8. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité des espèces de moules dont la conservation est préoccupante lors des applications de Bayluscide. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies d'entrée potentielles entourant le type d'habitat (type I ou type

II), la probabilité de présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide. Contrairement à la Figure 5, la variabilité de la toxicité du Bayluscide n'a pas été prise en compte et une valeur unique a été envisagée. Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque extrant se produise.	21
Figure 9. Exemple d'un modèle de cycle biologique en trois stades (jeunes de l'année [YOY], juvéniles [Juv] et adultes). Le modèle est basé sur trois paramètres : survivre une année donnée et passer au stade biologique suivant (S), survivre une année donnée et rester au stade biologique actuel (G), et la fécondité du stade biologique (F). La structure matricielle correspondante est également fournie.	24
Figure 10. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de a) chat-fou du nord dans la rivière Thames et b) lamproie argentée + espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire après des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant 100 ans. Les lignes représentent l'incertitude dans les proportions basées sur les résultats (0,01 % à 100 %) de la zone délimitée occupée par l'espèce.....	46
Figure 11. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de dards de sable dans la rivière Thames à la suite de cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données de densité du dard de sable de Finch et al. (2018) et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux densités de la base de données scientifiques de biodiversité du MPO. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par le dard de sable.....	48
Figure 12. Taux de croissance de la population de dards de sable de la rivière Thames après des cycles d'application de Bayluscide granulaire simulés à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données sur le dard de sable de la rivière Thames de Finch et al. (2018) et pendant c) 50 ans et d) 100 ans en utilisant les données sur la densité du dard de sable de la rivière Thames de la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par le dard de sable.....	49
Figure 13. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de chat-fou du nord dans la rivière Thames à la suite des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et c) 100 ans en utilisant les données de densité du chat-fou du nord dans la rivière Thames. On peut également observer des changements dans les taux de croissance de la population pendant b) 50 ans et d) 100 ans pour le chat-fou du nord dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide granulaire au cours de plusieurs cycles annuels. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone d'habitat essentiel déterminée occupée par le chat-fou du nord.	51
Figure 14. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de chat-fou du nord dans la rivière Détroit à la suite des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et c) 100 ans en utilisant les données de densité du chat-fou du nord dans la rivière Détroit. On peut également voir l'évolution du taux de croissance de la population pendant b) 50 ans et d) 100 ans pour le chat-fou du nord dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide granulaire en fonction des mêmes données de densité. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites	

inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone d'habitat essentiel déterminée occupée par le chat-fou du nord.52

Figure 15. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de fouille-roche gris dans la rivière Détroit à la suite des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et c) 100 ans en utilisant les données de densité du fouille-roche gris dans la rivière Détroit. On peut également voir l'évolution du taux de croissance de la population pendant b) 50 ans et d) 100 ans pour le fouille-roche gris dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide granulaire en fonction des mêmes données de densité. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone d'habitat essentiel déterminée occupée par le fouille-roche gris.54

Figure 16. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de lamproie du nord dans la rivière Thames à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité pour la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.56

Figure 17. Taux de croissance de la population de lamproie du nord dans la rivière Thames à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.57

Figure 18. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.58

Figure 19. Taux de croissance de la population de lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.59

Figure 20. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de lamproie argentée dans la rivière Thames à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon

non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.60

Figure 21. Taux de croissance de la population de lamproie argentée dans la rivière Thames à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.61

Figure 22. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de lamproie argentée dans la rivière Sainte-Claire à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.62

Figure 23. Taux de croissance de la population de lamproie argentée dans la rivière Sainte-Claire à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.63

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Composition des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante dans les rivières focales à partir de mars 2019.	7
Tableau 2. Composition des espèces de moules dont la conservation est préoccupante dans chaque rivière focale à partir de mars 2019. Les rivières Détroit et Sainte-Claire ne sont pas incluses en raison des limites des données actuelles/récents disponibles.	8
Tableau 3. Ligne logarithmique de la meilleure solution pour les valeurs de CL50 propres à l'espèce et à la température, pour toutes les durées d'exposition. Valeurs estimées de la CL50 pour des durées d'exposition de 1, 3, 6, 9, 12, 18 et 24 heures, en fonction de la ligne correspondante de la meilleure solution.	17
Tableau 4. Estimations de la densité (poissons/100 m ²) pour chaque espèce de poisson dont la conservation est préoccupante, basées sur la longueur totale maximale de l'espèce selon Coker et al. (2001) et sur l'estimation correspondante de la superficie par individu selon Minns (2003). Les estimations de densité n'ont pas pu être calculées pour les espèces d'esturgeon jaune ou de lamproie.	23
Tableau 5. Probabilité de présence d'espèces de poissons dont la conservation est préoccupante dans les classes d'habitat de la lamproie marine.	28
Tableau 6. Probabilité de présence de l'esturgeon jaune et des espèces de lamproies indigènes, en fonction des données disponibles pour chaque réseau d'étude. Bien que la lamproie argentée ait été observée dans les quatre rivières principales, il n'y a pas eu de cas dans la base de données du CCLM où la lamproie argentée a été capturée dans la rivière Détroit ou Sydenham, donc l'équation 2 a été utilisée pour estimer la probabilité de présence.	29
Tableau 7. Moyenne et écart-type de la densité (nombre de poissons/100 m ²) des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante.	30
Tableau 8. Moyenne et écart-type de la densité (nombre de poissons/100 m ²) des espèces d'esturgeons jaunes et de lamproies indigènes.	32
Tableau 9. Probabilité de présence d'espèces de moules dont la conservation est préoccupante, basée sur les rivières où l'espèce focale a été détectée à l'aide des données d'échantillonnage selon un temps déterminé et par quadrats.	33
Tableau 10. Moyenne et écart-type de la densité (nombre de moules/100 m ²) des espèces de moules dont la conservation est préoccupante, présentes dans les rivières Sydenham ou Thames, en utilisant les données du quadrat.	34
Tableau 11. Estimation des taux de mortalité des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, en fonction des réponses des espèces substitutives aux concentrations élevées (0,057 mg/L) et faibles (0,035 mg/L) de Bayluscide et sur les courbes dose-réponse douces et raides après une durée d'exposition de huit heures pour toutes les espèces, à l'exception de la lamproie, qui était basée sur une durée d'exposition de neuf heures.	36
Tableau 12. Estimation des taux de mortalité pour les espèces de moules dont la conservation est préoccupante, basée sur les réponses des espèces substitutives de Newton et al. (2017). La mortalité des espèces substitutives était basée sur une durée d'exposition de huit heures.	37
Tableau 13. Estimation de la mortalité médiane (nombre de poissons morts) des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une modélisation de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six sites de 500 m ² de type I et de type II choisis au hasard dans chacune des quatre rivières focales. La fourchette de mortalité médiane reflète le	

minimum et le maximum des scénarios de toxicité propres à l'espèce. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios où les espèces de poissons sont absentes d'une rivière focale.38

Tableau 14. Estimation de la mortalité au 95^e centile (nombre de poissons morts) des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une modélisation de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six sites de 500 m² de type I et de type II choisis au hasard dans chacune des quatre rivières focales. La fourchette de mortalité reflète le minimum et le maximum des scénarios de toxicité propres à l'espèce. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios où les espèces de poissons sont absentes d'une rivière focale.39

Tableau 15. Estimation de la mortalité médiane (nombre de moules mortes) des espèces de moules dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une modélisation de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six sites de 500 m² de type I et de type II choisis au hasard dans les rivières Sydenham et Thames. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios dans lesquels les espèces de moules sont absentes d'une rivière focale ou dans lesquels les valeurs de densité n'ont pas pu être dérivées.40

Tableau 16. Estimation de la mortalité au 95^e centile (nombre de moules mortes) des espèces de moules dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une modélisation de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six sites de 500 m² de type I et de type II choisis au hasard dans les rivières Sydenham et Thames. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios dans lesquels les espèces de moules sont absentes du réseau ou dans lesquels les valeurs de densité n'ont pas pu être dérivées.....41

Tableau 17. Estimation de la mortalité médiane (nombre de poissons morts) des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, en fonction d'un modèle de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six 500 m² sites de type I et de type II sélectionnés au hasard dans chacune des quatre rivières focales, la densité de poissons étant estimée selon l'approche de superficie par individu. La fourchette de mortalité médiane reflète le minimum et le maximum des scénarios de toxicité propres à l'espèce. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios où les estimations de mortalité n'ont pas pu être dérivées.43

Tableau 18. Estimation de la mortalité au 95^e centile des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, en fonction d'un modèle de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six 500 m² sites de type I et de type II sélectionnés au hasard dans chacune des quatre rivières focales, la densité de poissons étant estimée selon l'approche de superficie par individu. La fourchette de mortalité au 95^e centile reflète le minimum et le maximum des scénarios de toxicité propres à l'espèce. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios où les estimations de mortalité n'ont pas pu être dérivées.44

RÉSUMÉ

Le Bayluscide, un lampricide chimique, est utilisé par des organismes gouvernementaux pour évaluer et contrôler la lamproie marine envahissante (*Petromyzon marinus*) dans le bassin des Grands Lacs. La toxicité du Bayluscide pour les poissons non ciblés a déjà été étudiée. Toutefois, la mortalité potentielle des poissons et des moules évalués par le COSEPAC ou inscrits sur la liste canadienne de la *Loi sur les espèces en péril* comme étant en voie de disparition, menacés ou préoccupants n'a pas été évaluée en fonction des facteurs qui dictent les réactions des espèces dans la nature. Pour évaluer le potentiel de mortalité, on a estimé quantitativement la probabilité que les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante soient exposés au Bayluscide granulaire dans les rivières Détroit, Sainte-Claire, Thames et Sydenham, dans le sud-ouest de l'Ontario, et subissent une mortalité due à la toxicité de ce produit. Les modèles de simulation étaient basés sur : 1) les associations d'habitats qui prédisposent les espèces de poissons et de moules à se trouver dans les zones ciblées pour l'application; 2) les densités de population susceptibles d'être exposées; et 3) la toxicité du composé, basée sur : i) les concentrations supposées de Bayluscide dans l'environnement; ii) la correspondance taxonomique ou d'habitat avec les espèces de substitution; et iii) quatre relations dose-réponse, en utilisant la concentration létale médiane (CL50) et la concentration létale à 99,9 % (CL99,9) de la lamproie marine comme référence (poissons) ou une estimation ponctuelle unique (moules). Les effets sur la population ont été évalués en combinant les estimations de la mortalité induite par le Bayluscide avec des modèles structurés par âge du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*; menacé en vertu de la LEP), du chat-fou du nord (*Noturus stigmosus*; en danger en vertu de la LEP), du fouille-roche gris (*Percina copelandi*; unité désignable du lac Érié, en danger en vertu de la LEP), et de l'espèce *Ichthyomyzon*. Dans la plupart des cas, les applications simulées ont entraîné une mortalité faible ou nulle des poissons et des moules. Cependant, dans certains cas ($\leq 5\%$), la mortalité de quelques dizaines de poissons et potentiellement de centaines de moules d'eau douce et de lamproie argentée (*Ichthyomyzon unicuspis*) ou de lamproie du nord (*I. fossor*) est survenue après un seul cycle d'application. En fonction d'un modèle dans lequel la récupération des effets du Bayluscide ne se produit pas, l'effet sur 50 à 100 ans d'une application répétée de Bayluscide pourrait réduire l'abondance jusqu'à 100 % par rapport au niveau de référence pour certaines espèces (chat-fou du nord, espèce *Ichthyomyzon*) ou jusqu'à 90 % pour d'autres (dard de sable) si les populations sont petites et que les applications ont lieu annuellement, mais serait moins grave si les populations sont importantes. L'estimation de la mortalité varie en fonction de la fréquence et de l'ampleur des applications, mais les relations sont non linéaires. Plusieurs incertitudes ont été définies, notamment : 1) les concentrations de Bayluscide dans l'environnement; 2) la toxicité du Bayluscide pour l'espèce et la pertinence des substituts; 3) l'incidence et l'effet du comportement d'évitement; 4) la présence, la densité et les associations d'habitats en fonction d'un nombre limité d'études de terrain; et 5) l'abondance et la trajectoire inconnues de la population pour la majorité des espèces dont la conservation est préoccupante. Les résultats indiquent que dans certains cas, le Bayluscide peut entraîner une mortalité et des effets sur les populations d'espèces dont la conservation est préoccupante, mais la mortalité peut être atténuée par plusieurs facteurs associés au cycle d'application.

INTRODUCTION

Le Bayluscide, un lampricide chimique, est utilisé par les organismes gouvernementaux dans le bassin des Grands Lacs pour évaluer et contrôler la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) dans le cadre du Programme binational de lutte contre la lamproie marine. Ce programme est administré par la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL) avec la coopération de Pêches et Océans Canada (MPO), du United States Fish and Wildlife Service (USFWS) et du United States Army Corps of Engineers (USACE). La forme granulaire du Bayluscide, un composé chimique formé 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide ou niclosamide (sous forme de sel d'éthanolamine) [Dawson 2003], est appliquée dans l'habitat d'alevinage des larves de lamproie marine comme une forme d'évaluation de la lamproie marine lorsque les méthodes d'évaluation traditionnelles, telles que le dispositif portatif de pêche à l'électricité, ne conviennent pas en raison des conditions environnementales (par exemple, turbidité élevée ou sites d'évaluation non praticables à gué). Le Bayluscide est également utilisé comme tactique de contrôle pour réduire l'abondance de la population de lamproie marine dans les systèmes où les lampricides traditionnels (par exemple, le 3-trifluorométhyl-4-nitrophénol [TFM]) seraient inefficaces ou trop coûteux, comme les voies interlacustres (par exemple, la rivière St. Mary's) et d'autres grandes eaux vives ou des parties des lacs eux-mêmes.

Le Bayluscide pour l'évaluation et le contrôle de la lamproie marine est un élément essentiel du Programme binational de lutte contre la lamproie marine et est utilisé dans le bassin des Grands Lacs depuis 1966 (Smith et Tibbles 1980). Toutefois, les effets potentiels du Bayluscide sur les poissons et les moules classés comme étant en voie de disparition, menacés ou préoccupants en vertu de la *Loi canadienne sur les espèces en péril* (LEP) ainsi que sur d'autres espèces dont la conservation est préoccupante dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs (par exemple, les espèces évaluées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC]) sont préoccupants pour la gestion de ces espèces. Au cours des activités d'évaluation standard de la lamproie marine, le Bayluscide granulaire a récemment été appliqué dans les rivières Détroit, Sainte-Claire, Sydenham et Thames dans le sud-ouest de l'Ontario, au Canada. Comme ces rivières abritent une importante diversité d'espèces de poissons et de moules, dont de nombreuses espèces inscrites sur la liste de la LEP, les gestionnaires de la conservation ont exprimé des inquiétudes quant aux effets potentiels non ciblés sur les espèces inscrites sur la liste de la LEP et sur d'autres espèces dont la conservation est préoccupante. Ces préoccupations ont été confirmées par la sensibilité connue de certains poissons et moules à l'exposition au Bayluscide (Marking et Hogan 1967, Dawson 2003, Schreier *et al.* 2008, Ali 2012, Newton *et al.* 2017).

Andrews *et al.* (2021) ont déterminé plusieurs voies et mécanismes par lesquels les applications de Bayluscide pourraient entraîner des effets sur les individus ou les populations d'espèces dont la conservation est préoccupante. Les effets peuvent être directs, tels que des changements dans la croissance, la mortalité ou la reproduction résultant de l'exposition et de la toxicité du Bayluscide. En outre, les effets peuvent être indirects, tels que des changements dans la croissance, la mortalité ou la reproduction des proies, des concurrents, des prédateurs ou des poissons hôtes (dans le cas des moules d'eau douce), qui peuvent agir individuellement ou collectivement sur l'abondance ou la viabilité des espèces dont la conservation est préoccupante. Les effets physiologiques (par exemple, la toxicité), qu'il s'agisse d'espèces ciblées ou non ciblées, se produisent parce que le niclosamide (la matière active du Bayluscide) découple le processus de phosphorylation oxydative et perturbe le gradient de protons de la membrane mitochondriale, ce qui entraîne une baisse de la production d'ATP (Wilkie *et al.* 2019). Le niclosamide peut également interférer avec la régulation du pH et les enzymes glycolytiques, entraînant l'incapacité d'utiliser le glucose pour la production anaérobie d'ATP

(Wilkie *et al.* 2019). En plus des effets physiologiques, le Bayluscide dans l'environnement aquatique peut également favoriser des réactions non physiologiques chez les espèces dont la conservation est préoccupante, comme l'évitement du site d'application, ce qui augmente le risque de prédation. Notamment, les applications de Bayluscide permettent également d'optimiser les efforts de contrôle de la lamproie marine, ce qui a pour effet de réduire la mortalité et les effets non mortels (par exemple, les blessures) de la lamproie marine sur les espèces à grand corps dont la conservation est préoccupante, comme l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*).

Bien que des travaux antérieurs aient évalué les effets potentiels de l'exposition au Bayluscide sur des espèces dont la conservation est préoccupante, ces travaux ont été principalement axés sur la mortalité en tant que paramètre, la plupart d'entre eux ayant été évalués qualitativement ou menés de manière à limiter l'évaluation des effets au niveau de la population. En outre, la plupart des preuves de la mortalité potentielle des espèces non ciblées sont basées sur la sensibilité des espèces indigènes communes à l'exposition au Bayluscide (par exemple, Marking et Hogan 1967, Schreier *et al.* 2008, Newton *et al.* 2017). Dans quelques cas, l'effet de l'exposition au Bayluscide sur une espèce commune a été utilisé pour informer des effets potentiels sur des espèces dont la conservation est préoccupante (Boogaard *et al.* 2016), mais de telles études n'existent pas pour la majorité des espèces inscrites sur la liste de la LEP au Canada. Il existe donc une grande incertitude quant au potentiel de mortalité directe pour les espèces non ciblées, y compris le potentiel d'effets au niveau de la population lorsque des augmentations relativement faibles de la mortalité pourraient avoir une incidence sur la viabilité de la population. Ce document de recherche se concentre sur l'estimation de la mortalité directe associée aux applications de Bayluscide (c'est-à-dire les réductions de survie induites par la toxicité). D'autres mécanismes directs et indirects déterminés dans Andrews *et al.* (2021), tels que les réductions de croissance, les effets comportementaux entraînant des modifications des taux vitaux (par exemple, l'évitement des habitats de frai à proximité des sites d'application), ou les effets liés du réseau trophique entraînant des réactions des populations (Fleeger *et al.* 2003, Saaristo *et al.* 2018) ne sont pas évalués.

Il y a quatre objectifs pour cette étude. Premièrement, utiliser des modèles de simulation pour quantifier le potentiel d'exposition des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante au Bayluscide granulaire résultant des applications dans les rivières Détroit, Sainte-Claire, Sydenham et Thames. Deuxièmement, compte tenu de l'exposition, quantifier la probabilité de mortalité au niveau des individus et de la population qui en résulte. Troisièmement, évaluer le potentiel d'altération de la dynamique des populations pour certaines espèces dont la conservation est préoccupante. Quatrièmement, déterminer la sensibilité des estimations de mortalité aux facteurs associés au cycle d'application du Bayluscide, tels que la fréquence, le nombre et la taille des sites d'application.

MÉTHODES

L'évaluation du risque de mortalité directe aiguë associé aux applications de Bayluscide était basée sur 1) l'identification des espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante qui sont présentes dans chacune des quatre rivières principales (ci-après, « composition des espèces »); 2) la détermination de la probabilité que les espèces dont la conservation est préoccupante occupent une zone d'application du Bayluscide (ci-après, « probabilité de présence »); et 3) l'estimation du nombre de décès attendus d'une application de Bayluscide granulaire, qui était fonction 4) de la densité estimée de chaque espèce sur un site d'application (ci-après, « densité ») et 5) des relations dose-réponse propres à l'espèce pour la matière active du Bayluscide, le niclosamide. Enfin, les niveaux de mortalité estimés étaient liés aux changements dans la dynamique des populations. En raison des limites des

données, seul un sous-ensemble d'espèces a été choisi pour estimer la manière dont la mortalité induite par le Bayluscide peut influencer la dynamique des populations. Il s'agit du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*; menacé en vertu de la LEP) dans la rivière Thames, du fouille-roche gris (*Percina copelandi*; unité désignable [UD] du lac Érié, en danger en vertu de la LEP) dans la rivière Détroit, du chat-fou du nord (*Noturus stigmosus*); en danger en vertu de la LEP) dans les rivières Détroit et Thames, et de l'espèce *Ichthyomyzon* dans les rivières Thames et Sainte-Claire qui comprend la lamproie argentée *Ichthyomyzon unicuspis* (UD des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, préoccupante en vertu de la LEP) et la lamproie du nord (*I. fossor*; UD des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, préoccupante en vertu de la LEP). L'analyse de sensibilité a été utilisée pour comprendre l'influence des paramètres du modèle, y compris l'effet des valeurs supposées lors de la dérivation des relations dose-réponse.

SOURCES DE DONNÉES

Des données de terrain ont été nécessaires pour estimer : 1) la composition des espèces; 2) la probabilité de présence de chaque espèce; et 3) la densité de chaque espèce. Étant donné la grande diversité des programmes de terrain et des approches d'échantillonnage utilisés pour caractériser la composition des espèces, la probabilité de présence et la densité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante, des bases de données contenant des données d'échantillonnage propres à différents taxons ont été utilisées (poissons à l'exclusion des lamproies, lamproies non ciblées et moules).

Les données de la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO (données non publiées du MPO) ont été utilisées pour estimer la composition des espèces, la probabilité de présence et la densité des espèces de poissons autres que les lamproies. Cette base de données contient les enregistrements des collections d'espèces à la suite des recherches liées à la LEP menées par le Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques (Direction des sciences du MPO) de 2003 à 2017 (Figure 1). La base de données contient un mélange de programmes d'échantillonnage ciblés, aléatoires et exploratoires qui impliquent une multitude de types d'engins (pêche électrique en bateau, pêche électrique avec dispositif portatif, senne de bateau, verveux, verveux à ailes, trappe en filet, chalut et trémail) [annexe A], chacun ayant des probabilités de détection différentes selon les espèces. La base de données scientifiques sur la biodiversité contient également des données historiques et d'autres données de musées de 1936 à 2016 ainsi que des données de collections d'espèces associées aux permis d'échantillonnage de la LEP par des partenaires externes ou d'autres organismes. Elle est considérée comme la source la plus à jour de la présence des espèces inscrites à la LEP et évaluées par le COSEPAC dans le bassin des Grands Lacs. La plupart des données historiques contenues dans la base de données n'incluent pas de covariables d'échantillonnage telles que les paramètres de l'habitat ou la zone de pêche et ont donc été utilisées uniquement pour déterminer la présence d'une espèce dans une rivière focale, plutôt que de la probabilité de présence ou de la densité.

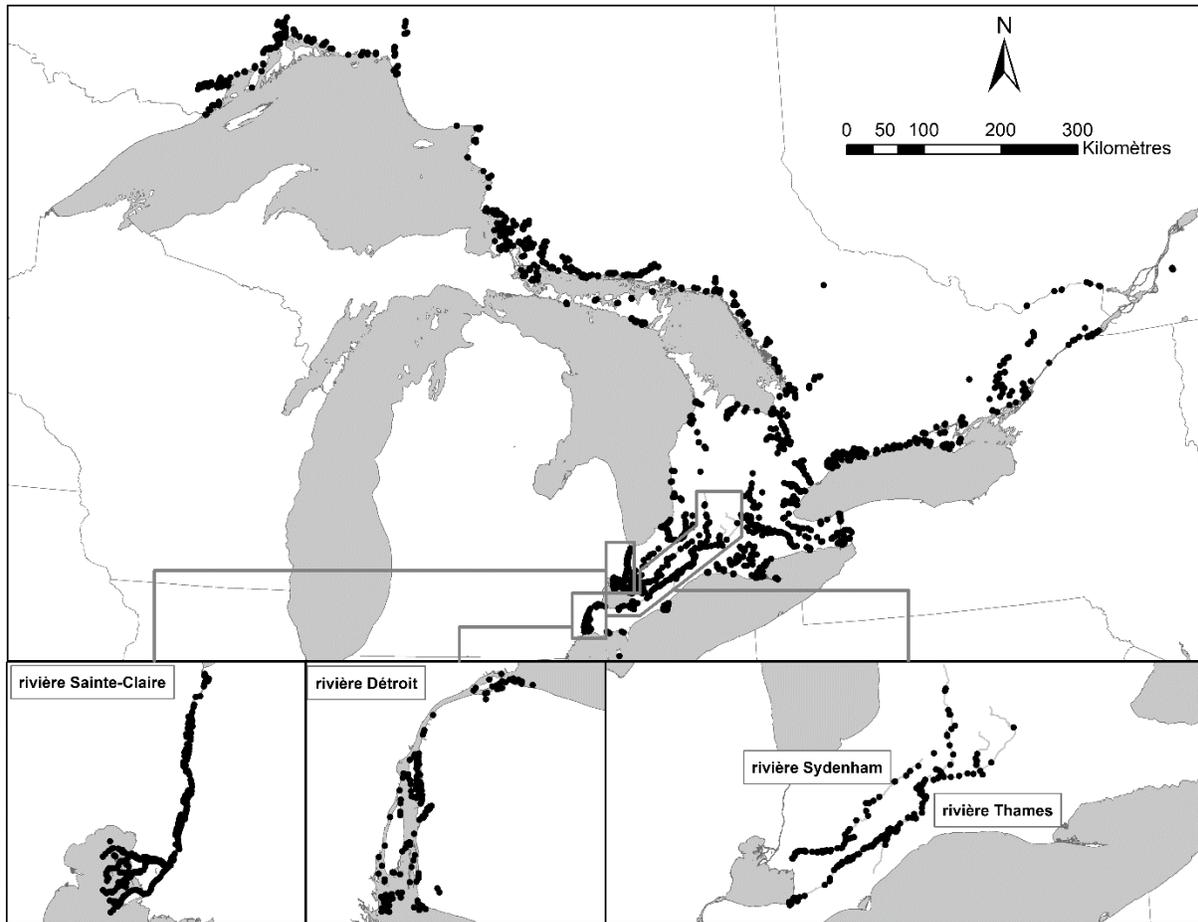


Figure 1. Emplacements des sites d'échantillonnage contenus dans la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO, la base de données d'échantillonnage du Centre de contrôle de la lamproie de mer (CCLM) du MPO et la base de données d'échantillonnage de la lamproie de l'USFWS. Les figures en encadré indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage utilisés pour évaluer la composition des espèces de poissons (lamproies et autres) dans les rivières focales.

Les données de la base de données sur les moules du MPO (données non publiées du MPO) ont été utilisées pour estimer la composition des espèces, la probabilité de présence et la densité des espèces de moules en fonction d'un échantillonnage ciblé des moules de 1997 à 2017 par la Direction des sciences du MPO et ses partenaires (Figure 2). La base de données sur les moules du MPO comprend des échantillonnages selon un temps déterminé de 1997 à 2017, où une recherche visuelle a été effectuée pour déceler la présence d'organismes vivants, de coquilles fraîches mortes (coquilles entières ou valves) ou de coquilles altérées (coquilles entières ou valves) [annexe A]. Pour plus de détails sur les méthodes d'échantillonnage selon un temps déterminé, voir Metcalfe-Smith *et al.* (2000). Puisque les données relatives à la zone de recherche ou au substrat n'ont pas été mesurées de manière uniforme à la suite d'un échantillonnage selon un temps déterminé, ces données n'ont été utilisées que pour évaluer la composition des espèces de moules dans une rivière focale et la probabilité de présence à un site d'application. La base de données sur les moules du MPO comprend également un échantillonnage détaillé des quadrats effectué dans les rivières Thames et Sydenham de 1997 à 2017. Les lieux d'échantillonnage et les quadrats de ces rivières ont été délibérément sélectionnés pour échantillonner les habitats susceptibles de produire de fortes densités

d'espèces de moules dont la conservation est préoccupante. Les lieux d'échantillonnage ont été divisés en blocs d'échantillonnage allant de 20 à 28 blocs par lieu, chaque bloc étant divisé en quinze quadrats de 1 m². L'échantillonnage a consisté à excaver trois à quatre quadrats de 1 m² choisis au hasard dans chaque bloc (les mêmes quadrats dans chaque bloc ont été excavés) et à quantifier la composition du substrat et l'abondance des espèces dans chaque quadrat. Le nombre de lieux, blocs et quadrats d'échantillonnage pour chaque année d'échantillonnage est indiqué à l'annexe A. Des renseignements plus détaillés sur les méthodes d'échantillonnage des quadrats sont fournis dans Metcalfe-Smith *et al.* (2007).

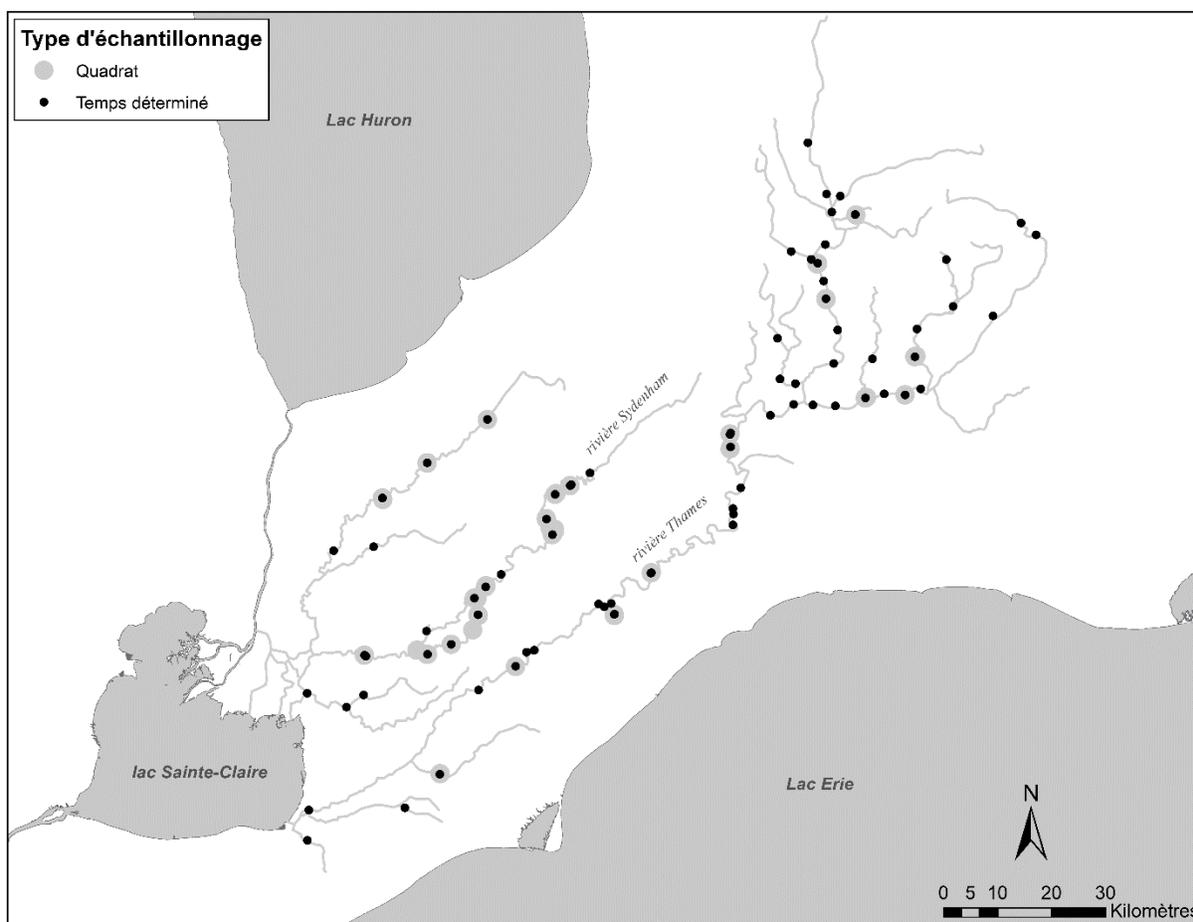


Figure 2. Emplacements des lieux d'échantillonnage (échantillonnages selon un temps déterminé et quadrats) contenus dans la base de données sur les moules du MPO et utilisés pour évaluer la composition des espèces de moules dans les rivières principales.

La composition, la probabilité de présence et la densité des espèces de lamproies ont été informées grâce à la base de données d'échantillonnage du Centre de contrôle de la lamproie de mer (CCLM) du MPO, qui contient des données de collectes de lamproies envahissantes et indigènes de 2011 à 2017 dans des endroits tels que la rivière Détroit et la rivière Sainte-Claire, à la suite d'activités d'évaluation et de traitement ainsi que d'autres initiatives de recherche ciblées. La composition, la probabilité de présence et la densité des espèces de lamproies ont également été informées par la base de données d'échantillonnage des lamproies de l'USFWS (données non publiées de l'USFWS) qui contenait les données des prélèvements de lamproies dans la rivière Détroit et la rivière Sainte-Claire de 2011 à 2015 et de 2011 à 2017, respectivement.

DÉTERMINER LA COMPOSITION DES ESPÈCES

Une liste d'espèces de poissons et de moules évaluées par le COSEPAC comme étant en voie de disparition, menacées ou préoccupantes, ainsi que celles inscrites comme étant en voie de disparition, menacées ou préoccupantes en vertu de la LEP, a été dressée. Seules les espèces répondant aux critères ci-dessus et détectées dans au moins une des quatre rivières principales (Sydenham, Thames, Sainte-Claire et Détroit) ont été incluses dans l'analyse quantitative (voir le Tableau 1 et le Tableau 2). La composition des espèces de poissons autres que les lamproies dans chaque rivière était principalement fondée sur la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO et comprenait des recherches liées à la LEP menées par la Direction des sciences du MPO, des données historiques et autres données de musée, et des données de collection d'espèces associées aux permis d'échantillonnage de la LEP par des partenaires externes ou d'autres organismes. Les données de l'esturgeon jaune ont été complétées par des données de surveillance décrivant la présence de l'espèce dans la rivière Détroit et la rivière Sainte-Claire (Hayes et Caroffino 2012) et leur absence dans la rivière Thames (Quinlan et Maaskant 2017, Kessel *et al.* 2018) et la rivière Sydenham (SCRCA 2017). Les données sur la lamproie ont été alimentées principalement par la base de données d'échantillonnage du CCLM du MPO et par la base de données d'échantillonnage de la lamproie de l'USFWS, et secondairement par la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO afin de tirer parti des cas où des lamproies ont été détectées au cours d'autres initiatives d'échantillonnage.

La composition des espèces de moules dans chaque rivière a été basée sur des données provenant de l'échantillonnage selon un temps déterminé et de l'échantillonnage des quadrats (1997-2017). L'une des limites des sources de données sur les moules était l'absence de données actuelles sur les rivières Détroit et Sainte-Claire pendant la période d'étude (1997-2017). Schloesser *et al.* (2006) ont échantillonné la rivière Détroit et ont considéré les unionidés indigènes comme disparus des principaux canaux. Le peu d'échantillonnage qui a été effectué dans les eaux canadiennes de la rivière Sainte-Claire, où les populations existantes vivent dans un bastion isolé (île Walpole), ne reflète pas le statut des unionidés dans l'ensemble des rivières. Pour ces raisons, les rivières Détroit et Sainte-Claire ont été exclues des analyses. Cependant, un échantillonnage récent effectué en 2019 par Allred *et al.* (2020) a démontré que des populations de plusieurs espèces en danger (l'obliquaire à trois cornes [*Obliquaria reflexa*], la pleurobème écarlate [*Pleurobema sintoxia*], et la muette feuille d'érable [*Quadrula quadrula*] sont toujours présentes dans les eaux canadiennes de la rivière Détroit.

Au total, 19 espèces de poissons (en considérant les ammocètes *Ichthyomyzon* comme une seule espèce) et 13 espèces de moules dont la conservation est préoccupante existent dans les quatre systèmes focaux (Tableau 1 et Tableau 2). Les estimations quantitatives de l'exposition et de la mortalité dans cette étude sont limitées à ces espèces.

Tableau 1. Composition des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante dans les rivières focales à partir de mars 2019.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Rivière Détroit	Rivière Sainte-Claire	Rivière Sydenham	Rivière Thames	Présence combinée des espèces
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	-	-	-	X	X
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	-	X	X	-	X
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	X	X	X	-	X
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	X	-	X	X	X
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	X	X	X	X	X
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	-	X	-	-	X
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	X	X	-	-	X
Lamproie du nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	-	X ¹	-	X	X
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	X	X	-	X	X
Crapet du nord	<i>Lepomis peltastes</i>	X	X	X	X	X
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	X	X	X	-	X
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	X	X	X	-	X
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	-	-	X	X	X
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	-	X	-	X	X
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	-	-	-	X	X
Lamproie argentée ²	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	X	X	X	X	X
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	-	-	-	X	X
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	X	X	X	X	X
Ammocètes non identifiés de lamproie du nord ou argentée	<i>Ichthyomyzon sp.</i>	-	X	-	X	X
	Nombre	10	14	10	13	19

¹ La présence de la lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire a été établie à partir des données du Musée royal de l'Ontario (accessibles par le portail [Fishnet 2](#)).

² Les données sur la présence de la lamproie argentée ont été basées sur des données de transformateurs non identifiés/adultes (rivières Détroit, Sydenham et Thames) de la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO et des données de transformateurs confirmés (rivière Sainte-Claire) de la base de données d'échantillonnage des lamproies de l'USFWS.

Tableau 2. Composition des espèces de moules dont la conservation est préoccupante dans chaque rivière focale à partir de mars 2019. Les rivières Détroit et Sainte-Claire ne sont pas incluses en raison des limites des données actuelles/récentes disponibles.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Rivière Sydenham	Rivière Thames	Combiné Espèce Présence
Troncille pied-de-faon	<i>Truncilla donaciformis</i>	X	X	X
Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranchus fasciolaris</i>	X	X	X
Toxolasme nain ¹	<i>Toxolasma parvum</i>	X	-	X
Mulette feuille d'érable	<i>Quadrula quadrula</i>	X	X	X
Épioblasme ventrue	<i>Epioblasma rangiana</i>	X	-	X
Villeuse irisée	<i>Villosa iris</i> ²	X	X	X
Villeuse haricot	<i>Villosa fabalis</i> ³	X	X	X
Obovarie ronde ⁴	<i>Obovaria subrotunda</i>	X	-	X
Pleurobème écarlate	<i>Pleurobema sintoxia</i>	X	X	X
Mulette du necture ⁵	<i>Simpsonaias ambigua</i>	X	-	X
Épioblasme tricorne ⁴	<i>Epioblasma triquetra</i>	X	-	X
Obliquaire à trois cornes	<i>Obliquaria reflexa</i>	X	X	X
Lampsile fasciolée	<i>Lampsilis fasciola</i>	X	X	X
	Nombre	13	8	13

¹ Une seule observation de toxolasme nain dans la rivière Thames à partir de 2010. Un échantillonnage adéquat n'a pas été effectué dans l'habitat préféré du toxolasme nain, de sorte que l'espèce a été exclue des analyses ultérieures.

² Le nom scientifique de l'espèce a été récemment révisé et est maintenant *Cambarunio iris*; cependant, *Villosa iris* sera utilisé tout au long du rapport pour rester cohérent avec le nom scientifique de l'espèce tel qu'il est inscrit dans la LEP.

³ Le nom scientifique de l'espèce a été récemment révisé et est maintenant *Paetulunio fabalis*; cependant, *Villosa fabalis* sera utilisé tout au long du rapport pour rester cohérent avec le nom scientifique de l'espèce tel qu'il est inscrit dans la LEP.

⁴ Une seule valve fraîche a été trouvée dans la rivière Thames en 2005. N'étant pas considérée comme une preuve de reproduction de la population, l'obovarie ronde a été exclue de toute analyse ultérieure.

⁴ Une seule valve fraîche a été trouvée dans la rivière Thames en 1998. Comme aucune coquille vivante ou fraîche supplémentaire n'a été observée dans la rivière Thames depuis 1998, il a été déterminé que les renseignements disponibles étaient insuffisants et l'espèce a été exclue de toute analyse ultérieure.

⁵ Une seule valve fraîche a été trouvée dans la rivière Thames en 1998. Comme aucune coquille vivante ou fraîche supplémentaire n'a été observée dans la rivière Thames depuis 1998, il a été déterminé que les renseignements disponibles étaient insuffisants et l'espèce a été exclue de toute analyse ultérieure.

ESTIMATION DE L'EXPOSITION DES ESPÈCES AU BAYLUSCIDE

Le nombre d'organismes présents sur un site d'application de Bayluscide a été basé sur la probabilité que chaque espèce dont la conservation est préoccupante soit présente sur un site d'application (probabilité de présence) et sur la densité correspondante de chaque espèce lorsqu'elle est présente. Dans le présent document, le terme « site d'application » est utilisé pour décrire un seul site de 500 m² qui est la cible des applications granulaires de Bayluscide, tandis que le terme « cycle d'application » décrit les six sites de 500 m² qui constituent une application granulaire standard de Bayluscide dans une rivière et une période donnée. La probabilité de présence et la densité ont été estimées pour chaque espèce dans une rivière focale en utilisant les méthodes décrites ci-dessous. Cependant, les limites des données ont nécessité des approches différentes pour l'esturgeon jaune et les lamproies indigènes (également décrites ci-dessous).

Probabilité de présence d'une espèce précise dans un site d'application

Comme les larves de lamproie marine ont une affinité pour les zones de dépôt des rivières ou des lacs, le Bayluscide granulaire est appliqué de manière non aléatoire dans les cours d'eau tributaires, en se concentrant sur les zones dominées par des substrats mous. Par conséquent, seuls certains habitats d'une rivière focale seront visés par l'application en fonction des décisions des opérateurs concernant les caractéristiques de la rivière qui constituent des sites préférés ou acceptables pour la production de larves de lamproie marine. Des classifications standard des habitats de la lamproie marine existent pour guider les décisions d'application qui sont basées sur l'adéquation des différents substrats pour la production de la lamproie marine. Les classifications d'habitats dérivées du Programme de lutte contre la lamproie marine sont définies comme suit, les applications de Bayluscide granulaire se concentrant sur les habitats de type I et de type II :

1. L'habitat de type I est défini comme l'habitat d'alevinage préféré de la lamproie marine, composé d'un substrat de particules fines, généralement dominé par la vase, mais pouvant également contenir du sable fin et des détritiques.
2. L'habitat de type II est défini comme un habitat d'alevinage acceptable pour la lamproie marine, composé de substrats plus grossiers par rapport au type I, y compris du sable grossier, un peu de limon et de détritiques, et peu de gravier.
3. Le type III est défini comme un habitat non propice à la production de lamproie marine, composé d'un substrat dur et très grossier qui empêche ou dissuade de s'y enfouir.

Les applications de Bayluscide étant axées sur les habitats de type I et II, le calcul de la probabilité de présence des espèces dans un site d'application a impliqué la détermination de la probabilité que chaque espèce dont la conservation est préoccupante se trouve dans des composantes d'habitat de type I ou II. Les sites et quadrats d'échantillonnage de poissons et de moules du MPO ont été classés comme étant composés d'habitats de type I, II ou III en fonction d'un arbre décisionnel de classification des habitats. L'arbre de classification a été élaboré en consultation avec le Programme de lutte contre la lamproie marine, selon la composition du substrat utilisé pour différencier les types d'habitat (Figure 3). Par exemple, un site composé de 60 % de sable, 30 % de détritiques et 10 % de blocs rocheux sera classé comme habitat de type II, tandis qu'un site composé de 50 % d'argile, 30 % de galets, 15 % de limon et 5 % de blocs rocheux sera classé comme habitat de type III. Une fois que chaque site et quadrat a reçu une classification d'habitat, la probabilité de présence des espèces a été calculée à l'aide de cette classification :

$$\text{Probabilité de présence} = \frac{\text{Nombre de sites d'habitat de type X où l'espèce Y a été détectée}}{\text{Nombre total de sites d'habitat de type X échantillonnés}} \quad (1)$$

Où X est la classe d'habitat d'intérêt (type I ou type II) et Y est l'espèce d'intérêt. Les lieux d'échantillonnage utilisés pour dériver l'équation 1 comprenaient tous les lieux d'échantillonnage de poissons du MPO avec des données sur le substrat appropriées (n = 4 024), des quadrats d'échantillonnage de moules avec des données sur le substrat appropriées (n = 3 374), et un sous-ensemble de données d'échantillonnage selon un temps déterminé (n = 59) ayant des données sur le substrat appropriées. L'équation de probabilité de présence intègre la préférence d'habitat d'une espèce ainsi que sa rareté correspondante dans un système (c'est-à-dire que tous les substrats de sable ne contiendront pas une espèce d'intérêt même si le sable est le substrat préféré). Par conséquent, une faible probabilité de présence peut représenter une espèce qui ne préfère pas les habitats de type I ou de type II, qui existe en très faible abondance dans le système et qui est rarement rencontrée, ou une combinaison de ces deux facteurs. Bien que les données utilisées pour calculer la probabilité de présence soient sujettes à des biais inhérents étant donné qu'elles résultent d'un mélange de programmes d'échantillonnage ciblés, aléatoires et exploratoires, le nombre élevé de lieux d'échantillonnage dans la base de données laisse supposer que les valeurs de probabilité de la présence se rapprochent de la probabilité réelle de la présence de chaque espèce dans une classe d'habitat donnée. Pour les espèces de moules, on a utilisé le quadrat et le sous-ensemble des ensembles de données d'échantillonnage selon un temps déterminé des rivières Thames et Sydenham.

Compte tenu de l'étendue spatiale et temporelle des données de la collecte sur le terrain, il y avait plusieurs façons d'estimer la probabilité de présence pour les habitats de type I et de type II en fonction des données disponibles. Les valeurs de probabilité ont été générées à partir des données de terrain des rivières focales où l'espèce cible a été détectée.

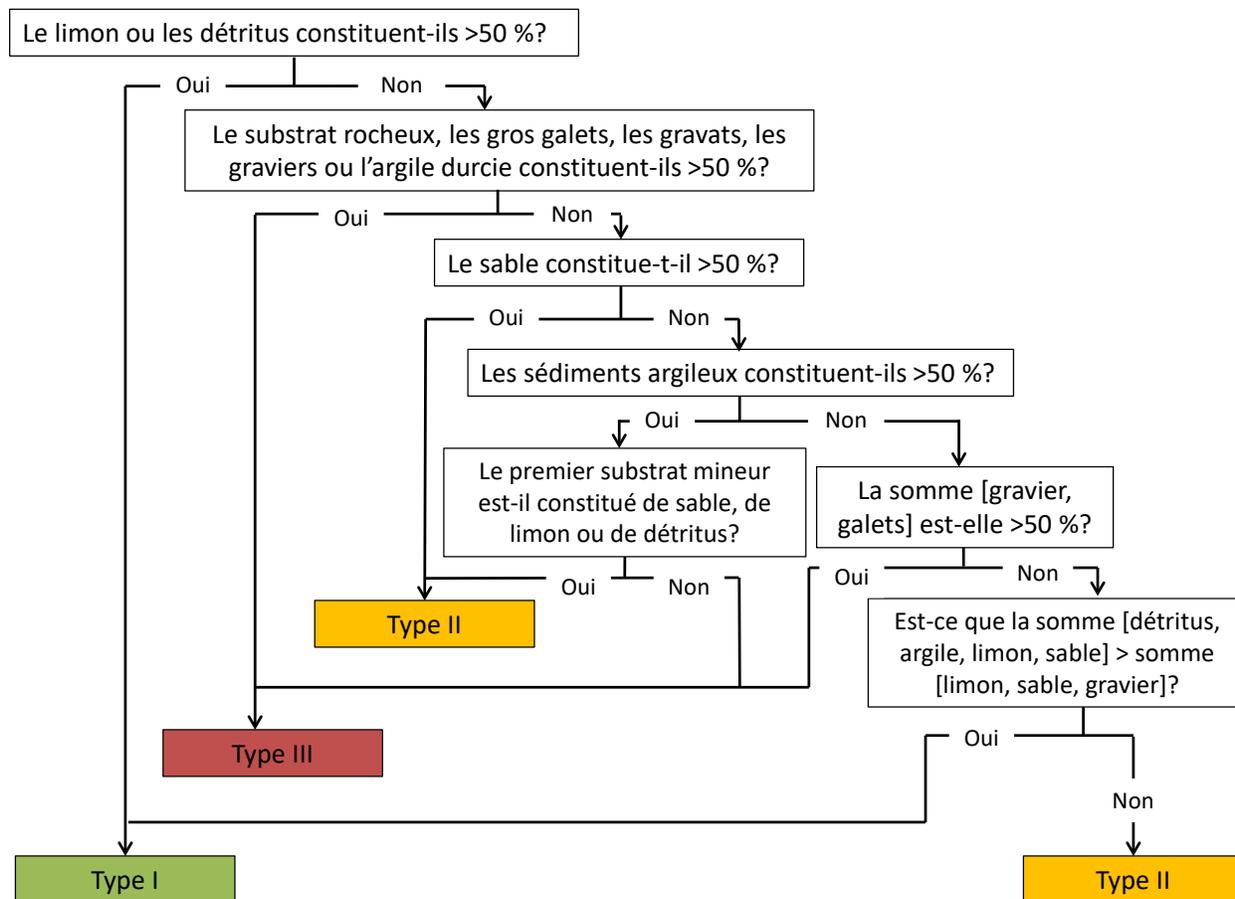


Figure 3. Arbre de décision utilisé pour assigner des classes d'habitat de la lamproie marine (c'est-à-dire, type I, type II ou type III) aux lieux d'échantillonnage des poissons et des moules en fonction de la composition du substrat.

Densité propre à une espèce

Les estimations de densité pour chaque espèce ont été générées en utilisant les données de capture d'un sous-ensemble de programmes d'échantillonnage dans la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO et la base de données sur les moules du MPO. Pour calculer les densités de poissons par espèce, les lieux d'échantillonnage de la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO ont été sélectionnés là où des engins actifs ont été utilisés (par exemple, chalutage, pêche électrique en bateau ou avec dispositif portatif, bateau ou senne de plage), où une estimation de la zone échantillonnée a été effectuée et où l'espèce cible a été détectée. Les densités propres aux espèces de moules ont été basées sur l'échantillonnage des quadrats dans la base de données sur les moules du MPO et ont inclus tous les quadrats où l'espèce cible a été détectée. Ces critères ont été utilisés pour dériver des estimations de densité dans les endroits où l'espèce est présente, car les densités de zéro (c'est-à-dire l'absence de l'espèce) ont été prises en compte dans le calcul de la probabilité de présence. Dans les étapes ultérieures du modèle, l'approche calcule la densité attendue d'une espèce dans chaque classe d'habitat, car les valeurs de probabilité de présence sont multipliées par la densité de l'espèce dans tous les habitats où elle a été trouvée.

Dans la plupart des cas, un nombre relativement faible de points de données a entraîné l'impossibilité de séparer les données de densité par type d'habitat ou, pour quelques cas, par réseau hydrographique. Des estimations de densité propres aux rivières ont été utilisées lorsque plus de cinq points de données étaient disponibles. Sinon, les estimations de densité ont été calculées en utilisant des données agrégées sur plusieurs rivières.

Pour décrire la variabilité de la densité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante, les distributions statistiques ont été ajustées aux données empiriques sur la densité. Une distribution normale a été ajustée à chaque espèce pour chaque système avec au moins trois valeurs de densité. La moyenne et l'écart-type ont été calculés à l'aide de l'ensemble `fitdistrplus` dans R (Delignette-Muller *et al.* 2020) et rééchelonnés en tant que nombre d'organismes par 100 m². La moyenne et l'écart-type étaient calculés manuellement si une espèce avait deux ou trois valeurs de densité. Si une espèce avait une valeur de densité unique, alors cette valeur unique était utilisée pour estimer la densité et aucune distribution statistique sous-jacente n'était supposée.

Esturgeon jaune

Comme les données sur la composition des espèces d'esturgeon jaune étaient basées sur des données de captures externes (Hayes et Caroffino 2012, Hutton 2012, Kessel *et al.* 2018), dont beaucoup ne contenaient pas d'information sur le substrat, les données sur les habitats n'étaient pas suffisantes pour établir un lien entre la probabilité de présence de l'esturgeon jaune et les classes d'habitat de la lamproie marine. Par conséquent, on a supposé que l'habitat de type I, II ou III était utilisé de la même façon comme habitat pour les juvéniles et les jeunes de l'année (Hutton 2012) ainsi que comme habitat pour les adultes dans la rivière Détroit. Bien que l'esturgeon jaune ait été détecté dans divers substrats, notamment le sable, le gravier et l'argile, la proportion d'esturgeon jaune trouvée dans ces substrats correspondait à la disponibilité proportionnelle de ces substrats, ce qui suppose une préférence faible ou nulle pour les substrats (Hutton 2012).

La probabilité de présence de l'esturgeon jaune a été calculée en estimant la probabilité qu'un site ait une densité d'esturgeons jaunes de 1 poisson/100 m², qui a été déterminée par la densité estimée de l'espèce dans la rivière Sainte-Claire et la rivière Détroit. En raison du manque de données existantes sur la densité, l'abondance de la population a été utilisée pour estimer les densités à l'échelle du réseau. L'abondance de la population d'esturgeons jaunes a été estimée à 4 422 poissons dans la rivière Détroit (Justin Chiotti, USFWS, comm. pers.) et à 15 882 poissons dans la rivière et le lac Sainte-Claire (Hayes et Caroffino 2012). Les estimations de la superficie des rivières utilisées pour calculer la densité ont été basées sur la multiplication de la longueur des rivières par la moyenne de 20 mesures de la largeur des rivières obtenues à partir de Google Earth®. Comme la population d'esturgeons jaunes du lac Sainte-Claire comprend des poissons à la fois dans le lac Sainte-Claire et dans la rivière Sainte-Claire, les poissons qui ne se déplacent pas dans la rivière Sainte-Claire et qui résident uniquement dans le lac Sainte-Claire ont été retirés de l'estimation de la densité. En fonction des travaux de Kessel *et al.* (2018), on a calculé la proportion de poissons dans l'ensemble du réseau de la Sainte-Claire qui serait présente en un point quelconque de la rivière Sainte-Claire. L'estimation de la population de 15 882 poissons dans le réseau de la Sainte-Claire a été multipliée par cette proportion pour estimer la taille potentielle de la population d'esturgeons jaunes dans la rivière Sainte-Claire. En utilisant les tailles de population actualisées pour les rivières Détroit et Sainte-Claire, la densité a été calculée pour chaque rivière en fonction d'une taille de site de 100 m². Les estimations de la densité propre à la rivière ont ensuite été utilisées comme estimations des valeurs de probabilité de présence correspondantes, indiquant si un site aurait une densité fixe d'esturgeons jaunes de 1,0 poisson/100 m². Cette approche du

calcul des dommages causés à l'esturgeon jaune permet de simuler la situation dans laquelle la majorité des sites d'application de Bayluscide n'auront pas d'esturgeon jaune au lieu d'avoir tous les sites avec moins d'un esturgeon présent.

Espèce *Ichthyomyzon*

La base de données d'échantillonnage du CCLM (données non publiées) et la base de données d'échantillonnage de la lamproie de l'USFWS contenaient des données de lamproies indigènes qui ont été assurément identifiées comme étant la lamproie argentée, la lamproie du nord et la lamproie brune (*I. castaneus*). Cependant, les deux bases de données contenaient également des données d'espèces *Ichthyomyzon*, indiquant que l'identification positive des espèces, principalement pour les ammocètes, n'avait pas été faite. Pour établir des estimations de la probabilité de présence de la lamproie argentée et de la lamproie du nord tout en tenant compte des spécimens non identifiés, deux approches ont été suivies. La première approche consistait à n'utiliser que les données qui permettaient d'identifier assurément les espèces de lamproie argentée ou de lamproie du nord, au risque de sous-estimer la probabilité de présence et la densité de chaque espèce. La deuxième approche consistait à combiner les données au niveau de l'espèce (par exemple, la lamproie argentée) avec toutes les données d'*Ichthyomyzon* non identifié, puisque les données d'*Ichthyomyzon* non identifié pourraient être la lamproie argentée ou la lamproie du nord. Cette dernière approche a probablement surestimé la probabilité de présence et la densité pour chaque espèce, mais les deux approches (1 : espèce définitive; 2 : espèce définitive + toutes les espèces non identifiées) ont permis d'estimer les limites potentielles de l'exposition au Bayluscide et de la mortalité due au Bayluscide pour les espèces de lamproies indigènes dont la conservation est préoccupante.

Les données de collecte de lamproies contenues dans les bases de données du CCLM et de l'USFWS ne comprenaient pas de données sur le substrat propre au site, de sorte que la classification du substrat associé à la présence d'*Ichthyomyzon* n'a pas pu être achevée en utilisant la technique qui a été appliquée à la plupart des poissons. Pour résoudre ce problème, il a été supposé que tous les habitats échantillonnés dans ces bases de données étaient des composites d'habitats de type I ou II puisque le but des programmes d'échantillonnage était d'évaluer la présence et l'abondance de la lamproie marine. Il est donc peu probable que les équipes de terrain prélèvent des échantillons pour la lamproie marine dans un habitat pauvre en ammocètes (type III). Avec cette approche, il a été supposé que l'habitat préféré par les ammocètes de la lamproie marine serait le même pour les espèces *Ichthyomyzon*.

Étant donné la grande quantité de données sur les lamproies indigènes pour chaque rivière focale, les valeurs de probabilité de présence et de densité propres à la rivière ont été estimées : lamproie du nord, lamproie du nord + espèces *Ichthyomyzon*, lamproie argentée, lamproie argentée + espèces *Ichthyomyzon*, et une dernière catégorie qui ne comprenait que les espèces *Ichthyomyzon*. Dans les cas où une espèce n'a pas été détectée dans la base de données d'échantillonnage du CCLM ou dans la base de données d'échantillonnage des lamproies de l'USFWS, mais que des données existaient dans la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO (c.-à-d. lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire et lamproie argentée dans les rivières Détroit, Sydenham et Thames) [Tableau 1], la probabilité de présence a été estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Probabilité de présence} = \frac{1}{(n_{\text{sites}} + 1)} \quad 2)$$

Où n_{sites} est le nombre de sites échantillonnés pour un réseau. Cette équation permet de calculer la probabilité maximale de présence d'une espèce présente dans un réseau, mais qui n'a pas encore été détectée par un programme d'échantillonnage.

Les estimations de la densité de la lamproie argentée et de la lamproie du nord ont été effectuées selon l'approche décrite ci-dessus pour d'autres poissons dont la conservation est préoccupante, en utilisant la base de données d'échantillonnage du CCLM et la base de données d'échantillonnage de la lamproie de l'USFWS.

CALCUL DE LA TOXICITÉ DU BAYLUSCIDE PAR ESPÈCE

La toxicité potentielle du Bayluscide pour chaque espèce dont la conservation est préoccupante a été basée sur une première estimation de la concentration de Bayluscide dans l'environnement aquatique et une seconde estimation de la toxicité (c'est-à-dire la mortalité induite par le Bayluscide) du composé pour les poissons et les moules aux concentrations estimées.

Le protocole d'application du Bayluscide granulaire est basé sur le poids du composé par unité de surface (175 kg de Bayluscide par hectare; USFWS et MPO 2016). Compte tenu d'un poids fixe par zone d'application, il est probable que différentes conditions environnementales sur un site d'application (par exemple, la profondeur et le débit de l'eau, la densité de la végétation aquatique) peuvent entraîner des concentrations différentes de Bayluscide dans l'eau. Toutefois, l'influence de ces facteurs n'a pas été évaluée de manière suffisamment détaillée pour généraliser la concentration de Bayluscide dans les différents lieux d'application. Par conséquent, la concentration et la durée d'action du Bayluscide dans l'environnement aquatique après une application ne sont pas connues avec certitude. Pour les évaluations des espèces de poissons, deux concentrations cibles probables ont été estimées en fonction de références concernant la toxicité du Bayluscide pour la lamproie marine. Le raisonnement qui sous-tend cette approche est que la concentration dans l'environnement aquatique doit être suffisante pour imposer au moins une certaine mortalité à la lamproie marine, compte tenu des objectifs d'évaluation et de contrôle avec le composé. C'est pourquoi on a utilisé les concentrations de Bayluscide qui ont donné les CL50 (0,035 mg/L) et les CL99,9 (0.057 mg/L) de la lamproie marine (Scholefield et Seelye 1992) pendant neuf heures. Deux concentrations ont été choisies pour comprendre la sensibilité des estimations de mortalité à différentes concentrations supposées. Pour les évaluations des espèces de moules, on a supposé les mêmes concentrations cibles que celles utilisées par Newton *et al.* (2017; 11 mg/L pendant huit heures). La concentration de 11 mg/L est nettement supérieure aux valeurs de la CL50 pendant huit heures obtenues pour de nombreux poissons (Marking et Hogan 1967, Bills et Marking 1976, Dawson 2003) et est bien supérieure aux concentrations de référence utilisées dans l'analyse des poissons (0,035 mg/L et 0,056 mg/L pendant neuf heures). Cependant, il a été nécessaire d'incorporer la concentration de 11 mg/L pour intégrer les données sur la mortalité des moules de Newton *et al.* (2017). Étant donné les différentes concentrations environnementales supposées, les résultats concernant les moules et les poissons ne sont pas directement comparables.

La mortalité potentielle due à une application de Bayluscide a été estimée à l'aide de deux méthodes différentes : une pour les espèces de poissons basée sur deux courbes dose-réponse générées (c'est-à-dire une pente raide et une pente douce) qui ont été obtenues en compilant des valeurs de substitution de la CL50 pendant huit heures et en les reliant aux deux points de référence de mortalité de la lamproie marine et une pour les espèces de moules basée sur les résultats pendant huit heures de Newton *et al.* (2017). Chaque méthode est décrite en détail ci-après.

Sensibilité des espèces de poissons

Les données de toxicité n'étant pas disponibles pour la plupart des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, des espèces substitutives ont été utilisées pour estimer la mortalité. Les espèces substitutives ont été considérées comme des indicateurs raisonnables pour les espèces dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une affectation de substitution basée sur la taxonomie et l'habitat (voir ci-dessous). Cependant, même pour les espèces substitutives bien étudiées, les données de toxicité n'ont fourni qu'un instantané de la sensibilité des espèces au Bayluscide (c'est-à-dire les valeurs de CL50), souvent basées sur des durées d'exposition bien supérieures à la durée de référence estimée de huit ou neuf heures. Pour tenir compte de ces limites, la valeur de la CL50 pendant huit heures pour chaque espèce substitutive a été estimée, à l'exception de l'espèce *Ichthyomyzon*, en construisant une ligne logarithmique du meilleur ajustement en utilisant les valeurs de la CL50 pour une espèce substitutive donnée et la même température pendant différentes durées d'exposition (Tableau 3). Une relation logarithmique a été choisie en s'appuyant sur Peterson *et al.* (2001) et Van Ginneken *et al.* (2017). Les relations ont été normalisées en fonction de la température afin d'éliminer la variabilité imposée par les réponses propres à la température.

En utilisant la valeur de la CL50 pendant huit heures, deux courbes dose-réponse ont été générées pour chaque espèce substitutive, qui ont permis de saisir les extrêmes potentiels de la sensibilité du Bayluscide à différentes concentrations. Quelle que soit la forme ou la pente de la courbe, les courbes dose-réponse ont été conçues pour croiser la valeur estimée de la CL50 pendant huit heures. La première courbe dose-réponse (pente douce) a été construite en supposant qu'un taux de mortalité de 0,001 se produirait à une dose de 0,001 mg/L. La deuxième courbe dose-réponse (pente raide) a été construite en supposant qu'un taux de mortalité de 0,01 se produirait à une dose qui correspond à 80 % de la valeur de la CL50 (Figure 4).

Les espèces substitutives ont été attribuées en fonction des espèces du genre commun ou, si aucune correspondance au niveau du genre n'était disponible, de la famille commune de l'espèce dont la conservation est préoccupante. Si plusieurs espèces correspondaient à une espèce donnée dont la conservation est préoccupante, l'espèce la plus sensible au Bayluscide (c'est-à-dire dont la CL50 est la plus faible) était choisie comme espèces substitutive. Des exceptions à l'approche hiérarchique ont été utilisées pour l'esturgeon jaune, le fondule rayé (*Fundulus notatus*), et le brochet vermiculé (*Esox americanus vermiculatus*). La concordance taxonomique aurait permis d'obtenir la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) comme espèce substitutive de l'esturgeon jaune et du brochet vermiculé, et le meunier noir (*Catostomus commersonii*) comme espèce substitutive du fondule rayé. Compte tenu des différences de cycle biologique et de préférences en matière d'habitat entre l'espèce substitutive et l'espèce concernée, une autre approche a été utilisée pour sélectionner les espèces ayant un cycle biologique et des préférences en matière d'habitat semblables. La barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) a été choisie comme espèce substitutive de l'esturgeon jaune en raison de sa grande taille et de son affinité commune pour l'habitat benthique, et la perchaude (*Perca flavescens*) a été choisie comme espèce substitutive du brochet vermiculé en raison de ses préférences en matière d'habitat. Le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) a été sélectionné comme espèce substitutive du fondule rayé, puisque sa taille et sa durée de vie sont semblables.

La différence de durée d'exposition entre les espèces de lamproie (neuf heures) et les autres espèces de poissons (huit heures) est due à des différences dans les données de toxicité, les espèces de lamproie n'ayant que des valeurs de CL50 pendant neuf heures et de CL99,9 pendant neuf heures (les autres espèces de poissons avaient des valeurs de CL50 pendant plusieurs durées d'exposition, ce qui a permis d'établir une relation logarithmique pour estimer

les valeurs de CL50 pendant plusieurs durées d'exposition). Bien que les valeurs de la CL50 de l'espèce de lamproie aient été basées sur une durée d'exposition différente de celle des autres espèces dont la conservation est préoccupante, cette différence ne devrait pas entraîner une grande différence dans l'estimation de la mortalité étant donné les valeurs relativement semblables de la CL50 pour les espèces substitutives pendant différentes durées (Tableau 3). D'après les deux courbes dose-réponse générées pour chaque espèce et des deux concentrations repères du Bayluscide dérivées, chaque espèce de poisson présentait quatre taux de mortalité potentielle différents, considérés comme également probables dans cette évaluation. Les taux de mortalité sont affichés comme l'intersection entre les courbes dose-réponse et les concentrations repères verticales grises et noires dans la Figure 4.

Sensibilité des espèces de moules

Comme pour les espèces de poissons, la toxicité n'était pas disponible pour la plupart des espèces de moules dont la conservation est préoccupante, des espèces substitutives ont donc été utilisées pour estimer la mortalité. Les espèces substitutives ont été sélectionnées en utilisant un processus hiérarchique basé sur le genre partagé, la tribu ou, si elle n'est pas disponible, la famille de l'espèce focale. Dans les scénarios où plusieurs espèces ou stades biologiques (c'est-à-dire les juvéniles et les adultes) répondaient aux critères de substitution pour une seule espèce dont la conservation est préoccupante, l'espèce et le stade biologique les plus sensibles au Bayluscide (c'est-à-dire la valeur de mortalité la plus élevée) ont été choisis comme substituts.

Contrairement à l'approche utilisée pour les poissons, les valeurs de mortalité des moules ont été estimées directement à partir de Newton *et al.* (2017), où le nombre de moules mortes a été mesuré 21 jours après une exposition de huit heures au Bayluscide. Comme une seule concentration repère tirée directement de Newton *et al.* (2017) a été utilisée dans l'analyse des moules, des estimations de mortalité uniques ont été dérivées pour chaque espèce de moules dont la conservation est préoccupante.

Tableau 3. Ligne logarithmique de la meilleure solution pour les valeurs de CL50 propres à l'espèce et à la température, pour toutes les durées d'exposition. Valeurs estimées de la CL50 pour des durées d'exposition de 1, 3, 6, 9, 12, 18 et 24 heures, en fonction de la ligne correspondante de la meilleure solution.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Temp. (°C)	Pente de la meilleure solution	Ordonnée à l'origine de la meilleure solution	r ²	CL ₅₀ à 1 h	CL ₅₀ à 3 heures	CL ₅₀ à 6 heures	CL ₅₀ à 9 heures	CL ₅₀ à 12 heures	CL ₅₀ à 18 heures	CL ₅₀ à 24 heures
Barbotte noire	<i>Ameiurus melas</i>	12	-0,037	0,235	0,860	0,23	0,19	0,17	0,15	0,14	0,13	0,12
Buffalo à grande bouche	<i>Ictiobus cyprinellus</i>	17	-0,023	0,153	1,000	0,15	0,13	0,11	0,10	0,10	0,09	0,08
Crapet arlequin	<i>Lepomis macrochirus</i>	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		17	-0,013	0,127	0,901	0,13	0,11	0,10	0,10	0,09	0,09	0,09
		22	-0,013	0,116	0,956	0,12	0,10	0,09	0,09	0,08	0,08	0,07
Ombre de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	12	-0,003	0,072	0,694	0,07	0,07	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06
Barbotte brune	<i>Ameiurus nebulosus</i>	17	-0,011	0,108	0,750	0,11	0,10	0,09	0,08	0,08	0,08	0,07
Barbue de rivière	<i>Ictalurus punctatus</i>	12	-0,004	0,067	0,887	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05
		17	-0,001	0,089	0,750	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09
		22	-0,004	0,064	0,629	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05
Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>	12	-0,033	0,266	0,856	0,27	0,23	0,21	0,19	0,18	0,17	0,16
		17	-0,014	0,291	1,000	0,29	0,28	0,27	0,26	0,26	0,25	0,25
Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	17	-0,003	0,115	0,923	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
Barbue à tête plate	<i>Pylodictis olivaris</i>	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carassin doré	<i>Carassius auratus</i>	12	-0,03	0,346	0,781	0,35	0,31	0,29	0,28	0,27	0,26	0,25
		17	-0,026	0,359	0,756	0,36	0,33	0,31	0,30	0,29	0,28	0,28
		22	-0,022	0,311	0,850	0,31	0,29	0,27	0,26	0,26	0,25	0,24
Crapet vert	<i>Lepomis cyanellus</i>	17	-0,042	0,286	0,928	0,29	0,24	0,21	0,19	0,18	0,16	0,15
Achigan à grande bouche	<i>Micropterus salmoides</i>	17	-0,035	0,227	0,942	0,23	0,19	0,16	0,15	0,14	0,13	0,12
Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		17	-0,001	0,055	0,889	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Lepomis microlophus	<i>Lepomis microlophus</i>	17	-0,05	0,325	0,793	0,33	0,27	0,24	0,22	0,20	0,18	0,17
Achigan à petite bouche	<i>Micropterus dolomieu</i>	17	-0,021	0,160	0,750	0,16	0,14	0,12	0,11	0,11	0,10	0,09
Tilapia	<i>Tilapia mossambica</i>	17	-0,051	0,345	0,992	0,34	0,29	0,25	0,23	0,22	0,20	0,18
Meunier noir	<i>Catostomus commersonii</i>	12	-0,039	0,158	0,831	0,16	0,12	0,09	0,07	0,06	0,05	0,03

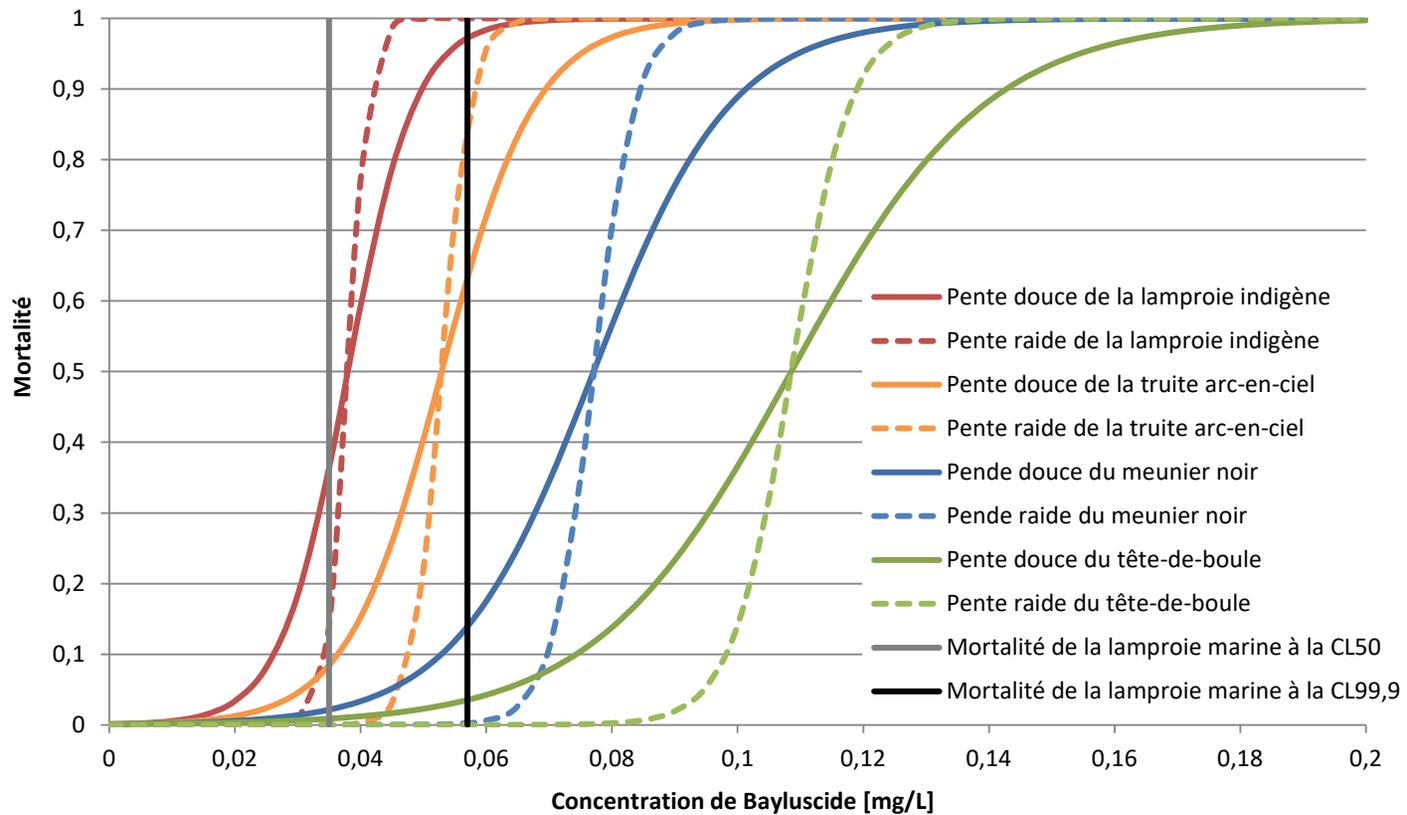


Figure 4. Courbes dose-réponse fortes et douces pour les lamproies indigènes (espèce *Ichthyomyzon*), la truite arc-en-ciel, le meunier noir et le tête-de-boule par rapport aux concentrations repères de Bayluscide (par exemple, mortalité de la lamproie marine à la CL99,9 et CL50 pendant neuf heures). Les relations avec les poissons autres que les lamproies sont basées sur une durée d'exposition de huit heures.

ESTIMATION DE LA MORTALITÉ DUE AUX APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE

Le nombre d'individus présentant une mortalité due à un seul cycle d'application de Bayluscide (c'est-à-dire six sites d'application de 500 m²) a été estimé en fonction de la probabilité qu'une espèce dont la conservation est préoccupante se trouve dans un seul site d'application, de la densité des espèces dans un site et de la mortalité estimée induite par Bayluscide. Ces composantes ont été combinées dans le cadre d'un arbre de décision, où le résultat d'un seul passage dans l'arbre représentait la mortalité estimée d'une espèce dont la conservation est préoccupante dans une rivière focale, à la suite de l'application de Bayluscide sur un seul site de 500 m² (Figure 5). La mortalité totale d'une espèce dans une rivière focale due à un seul cycle d'application de Bayluscide a été basée sur la somme des résultats de six passages dans l'arbre de décision, représentant des applications sur six sites.

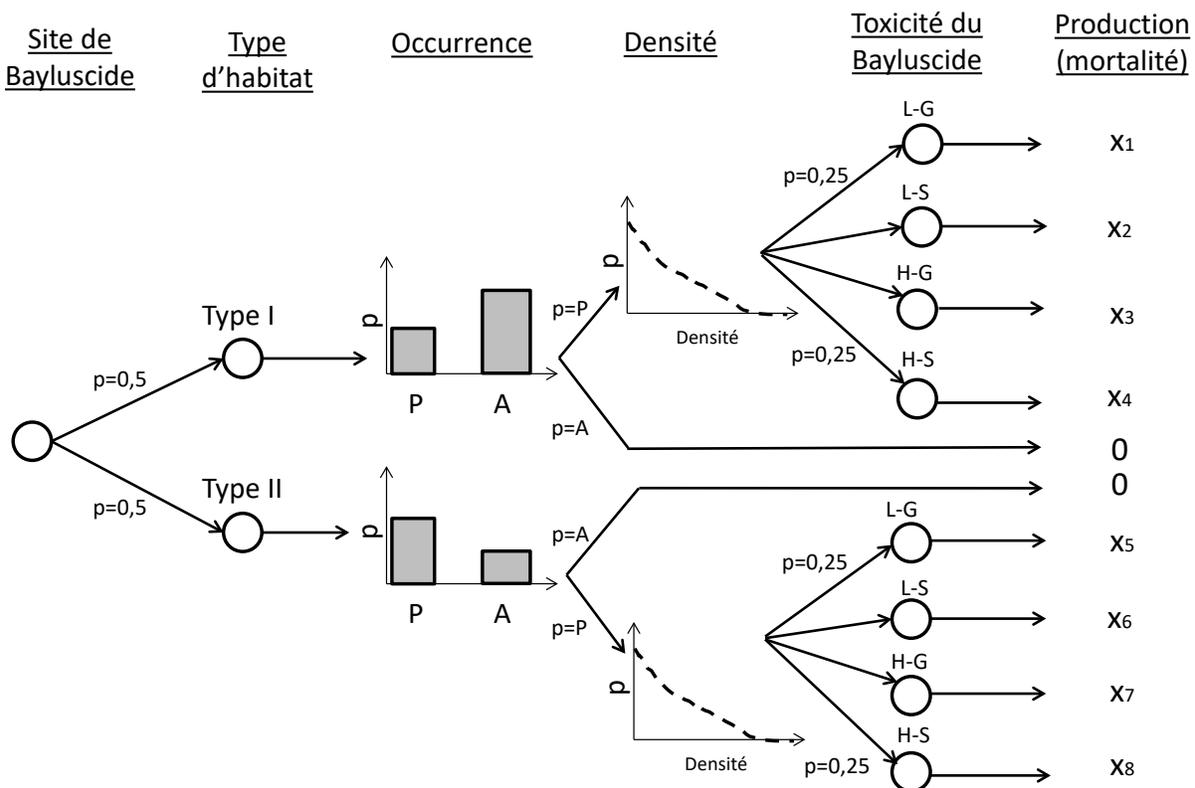


Figure 5. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante lors des applications de Bayluscide. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies de pénétration potentielles autour du type d'habitat (type I ou type II), la probabilité de présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide (L-G – faible concentration, pente douce; L-S – faible concentration, pente raide; H-G – forte concentration, pente douce; H-S – forte concentration, pente raide). Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque extrant se produise.

Pour chaque site d'application du Bayluscide, on a supposé une probabilité égale, 50 %, d'être un habitat homogène de type I ou de type II pour déterminer la probabilité correspondante des valeurs de présence pour chaque espèce de poisson et de moule. Bien que les sites d'application du Bayluscide dans les rivières principales soient généralement composés d'habitats de type I et de type II (Mike Steeves, CCLM, comm. pers.), la proportion d'habitats de type I ou de type II dans chaque site d'application est généralement inconnue en raison de l'imprécision des méthodes de terrain, de sorte que le modèle a été simplifié pour tenir compte

de soit 100 % d'habitats de type I soit 100 % d'habitats de type II. Une fois la classe d'habitat attribuée au hasard à un site, la présence de chaque espèce a été déterminée au hasard en fonction de la valeur de probabilité de présence pour la classe d'habitat et l'espèce correspondantes. Si une espèce était absente du site, la simulation était arrêtée et aucune mortalité ne se produisait. Si une espèce était présente dans un site, la densité correspondante a été calculée en fonction d'un tirage aléatoire de la distribution de la densité de l'espèce dans ce réseau. Enfin, le nombre de mortalités propres à l'espèce pour le site a été calculé en multipliant la toxicité du Bayluscide propre à l'espèce par le nombre d'individus présents sur le site (dans cette dernière étape, pour les poissons, la simulation a été effectuée pour les deux concentrations repères et les deux courbes dose-réponse). La simulation a été répétée sur les cinq sites d'application restants en utilisant les mêmes tirages au sort pour refléter un seul cycle d'application du Bayluscide. Un total de 5 000 itérations (c'est-à-dire 5 000 cycles d'application de Bayluscide) pour chaque espèce et tributaire ont été utilisées pour générer une distribution des valeurs de mortalité propres à l'espèce qui ont été tracées comme des distributions de probabilité. Les calculs ont été effectués dans R v.3.5.0. (R Core Team 2014).

Cette simulation générale a été utilisée pour toutes les espèces. Cependant, le nombre de valeurs de paramètres et l'approche pour intégrer l'incertitude varient d'une espèce à l'autre. Les calculs de mortalité pour toutes les espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, à l'exception de l'esturgeon jaune et des lamproies, ont utilisé la simulation standard (Figure 5). Les lamproies n'ayant pas de valeurs de probabilité de présence propres à l'habitat, la probabilité d'un habitat de type I ou de type II n'a pas été intégrée dans l'arbre de décision (Figure 6). L'esturgeon jaune n'avait pas de valeurs de probabilité de présence propres à l'habitat ni de distribution des valeurs de densité, car la probabilité de présence était basée sur la probabilité de produire une densité de 1 poisson/100 m² (Figure 7). L'arbre de décision a également été ajusté pour les moules, car il n'y avait pas de variabilité dans la sensibilité estimée au Bayluscide (Figure 8). Par conséquent, pour les calculs relatifs aux moules, une seule valeur a été utilisée pour la sensibilité au Bayluscide. Dans les cas où les données sur la densité des espèces n'étaient pas disponibles (par exemple, toxolasme nain [*Toxolasma parvum*]), les estimations de la mortalité n'ont pas été générées.

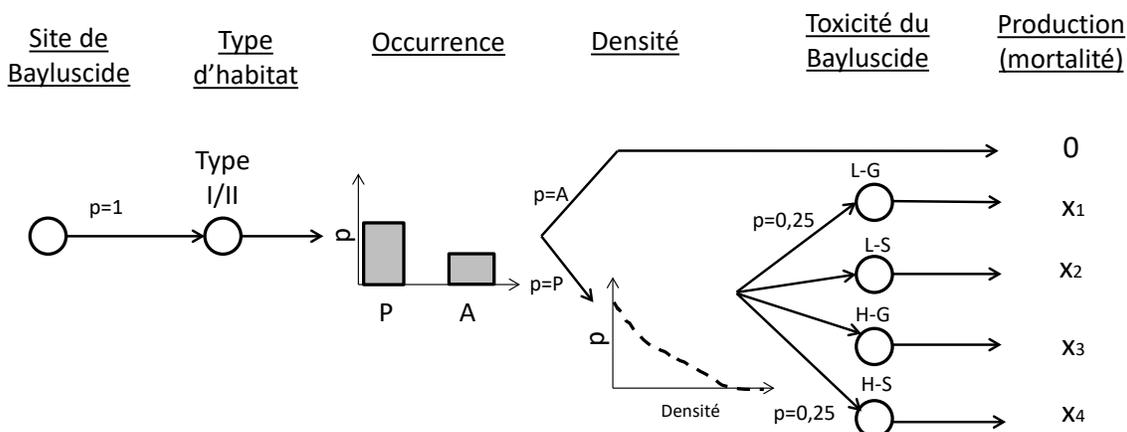


Figure 6. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité des espèces d'Ichthyomyzon lors des applications de Bayluscide. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies de pénétration potentielles, la probabilité de présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide (L-G – faible concentration, pente douce; L-S – faible concentration, pente raide; H-G – forte concentration, pente douce; H-S – forte concentration, pente raide). Contrairement à la Figure 5, la variabilité du type d'habitat n'a pas été prise en compte et une seule valeur d'habitat a été prise en compte (type I/II). Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque extrant se produise.

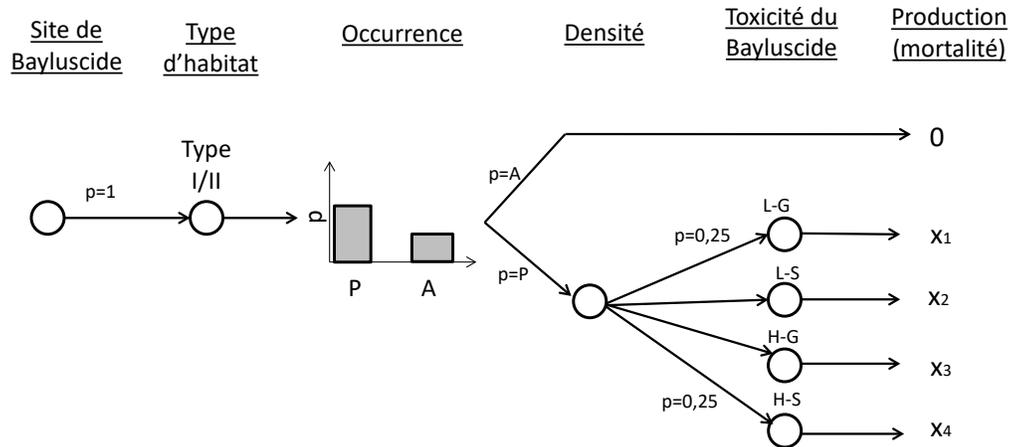


Figure 7. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité de l'esturgeon jaune lors des applications de Bayluscide. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies de pénétration potentielles, la probabilité de présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide (L-G – faible concentration, pente douce; L-S – faible concentration, pente raide; H-G – forte concentration, pente douce; H-S – forte concentration, pente raide). Contrairement à la Figure 5, la variabilité du type ou de la densité de l'habitat n'a pas été prise en compte et une valeur unique a été prise en compte pour chaque incertitude. Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque extrant se produise.

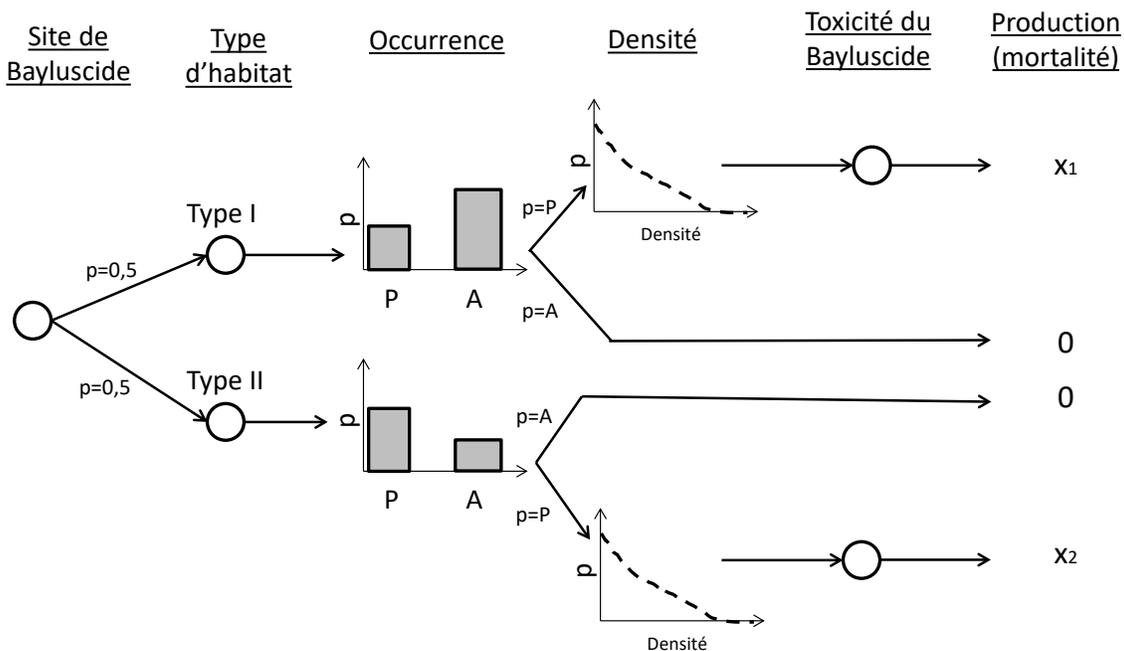


Figure 8. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité des espèces de moules dont la conservation est préoccupante lors des applications de Bayluscide. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies d'entrée potentielles entourant le type d'habitat (type I ou type II), la probabilité de présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide. Contrairement à la Figure 5, la variabilité de la toxicité du Bayluscide n'a pas été prise en compte et une valeur unique a été envisagée. Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque extrant se produise.

ANALYSES DE LA SENSIBILITÉ

Pour comprendre comment des changements dans le cycle d'application du Bayluscide conduiraient à des estimations de mortalité différentes, le nombre et la taille des applications de Bayluscide ont été modifiés par rapport au cycle d'application standard (c'est-à-dire six sites d'application de 500 m²) pendant l'analyse de sensibilité. En outre, une autre approche pour estimer la densité des espèces a été examinée afin de déterminer si les sous-estimations de la densité des espèces, comme on peut s'y attendre avec des données de collecte sur le terrain imparfaitement détectées, avaient une incidence sur les résultats. Ces méthodes sont explicitées ci-après.

Ajustements du cycle d'application du Bayluscide

En règle générale, un cycle d'application de Bayluscide comprend six sites de 500 m² dans un affluent au cours d'une année d'évaluation (Mike Steeves, CCLM, comm. pers.). La sensibilité des estimations de la mortalité des poissons et des moules au nombre et à la taille des sites utilisés dans un cycle d'application donné a été examinée. D'autres nombres de sites d'application, allant de trois sites de 500 m²/cycle à 10 sites de 500 m²/cycle, ainsi que les différentes tailles de sites allant de six sites de 250 m²/cycle à six sites de 5 000 m²/cycle ont été pris en considération. Les réductions par rapport à la situation de départ ont été choisies pour évaluer l'effet des mesures qui pourraient être prises pour atténuer la mortalité des espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante. Par ailleurs, des augmentations par rapport à la situation de départ ont été incorporées pour comprendre les changements potentiels de la mortalité associés aux opérations de contrôle sur plusieurs hectares.

Calculs de la superficie par individu

Les données de collecte sur le terrain sont intrinsèquement biaisées par une détection imparfaite et l'inefficacité des engins de capture, ce qui conduit à des estimations de densité qui sous-estiment probablement la véritable densité de poissons et de moules dans la nature. Par conséquent, la sensibilité des estimations de la mortalité aux densités de champ supposées a été explorée en remplaçant les estimations de densité par celles générées à l'aide du cadre de superficie par individu développé par Minns (2003). La superficie par individu décrit la superficie moyenne de l'habitat (m²) requise par un poisson d'une longueur totale donnée. En utilisant la longueur maximale (cm) de chacune des espèces de cette étude basée sur les données de Coker *et al.* (2001), la superficie nécessaire pour chaque espèce a été estimée et convertie en densité de poissons par 100 m² (Tableau 4). Les estimations empiriques de densité pour toutes les espèces de poissons, à l'exception de l'espèce *Ichthyomyzon* et de l'esturgeon jaune, ont été remplacées par les valeurs de la superficie par individu et la mortalité due aux applications de Bayluscide a été recalculée. L'approche de la superficie par individu n'a pas été utilisée pour l'espèce *Ichthyomyzon* ou les moules, car la superficie par individu ne convient qu'aux poissons nageant en liberté. En outre, l'approche de la superficie par individu n'a pas été achevée pour l'esturgeon jaune, car la probabilité de présence était basée sur des estimations de la densité plutôt que sur des mesures sur le terrain.

Tableau 4. Estimations de la densité (poissons/100 m²) pour chaque espèce de poisson dont la conservation est préoccupante, basées sur la longueur totale maximale de l'espèce selon Coker et al. (2001) et sur l'estimation correspondante de la superficie par individu selon Minns (2003). Les estimations de densité n'ont pas pu être calculées pour les espèces d'esturgeon jaune ou de lamproie.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Longueur totale maximale (mm)	Densité (poissons/100 m ²)
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	658	0,17
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	97	23,87
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	61	78,97
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	81	38,00
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	328	1,03
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	292	1,39
Esturgeon jaune ¹	<i>Acipenser fulvescens</i>	-	-
Lamproie du nord ¹	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	-	-
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	130	11,21
Crapet du nord ²	<i>Lepomis peltastes</i>	250	2,07
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	64	69,77
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	60	82,41
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	80	39,23
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	617	0,20
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	231	2,54
Lamproie argentée ¹	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	-	-
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	130	11,21
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	449	0,46
Ammocètes non identifiés de lamproie du nord ou argentée ¹	<i>Ichthyomyzon sp.</i>	-	-

¹ Les calculs de la superficie par individu n'ont pas été effectués pour ces espèces.

² Données sur les espèces non disponibles. Les données sur le crapet arlequin ont été utilisées comme espèce substitutive.

CALCUL DES EFFETS DU BAYLUSCIDE SUR LA POPULATION

L'un des principaux objectifs du présent document de recherche est de comprendre comment la mortalité induite par le Bayluscide chez chaque poisson peut avoir des effets sur la population. Les effets au niveau des populations ont été évalués pour certaines espèces, notamment le dard de sable dans la rivière Thames, le chat-fou du nord dans les rivières Thames et Détroit, le fouille-roche gris dans la rivière Détroit, et l'espèce *Ichthyomyzon* dans les rivières Thames et Sainte-Claire. Les effets au niveau de la population n'ont été évalués que pour les poissons, car les modèles de population pour les moules ont une portée limitée.

Pour convertir les estimations de mortalité propres aux espèces et aux affluents d'un cycle d'application de Bayluscide (c'est-à-dire un taux de mortalité propre au site donné avec n poissons présents et n poissons tués) en taux de mortalité au niveau de la population, l'abondance de la population de chaque espèce focale (c'est-à-dire la densité propre à l'espèce et la superficie de l'habitat essentiel reconnu ou proposé, s'il est disponible pour une espèce menacée ou en danger en vertu de la LEP, ou la superficie délimitant la distribution de l'espèce dans un réseau d'étude si l'habitat essentiel n'a pas été défini, ont été utilisées pour calculer la taille totale de la population dans une rivière donnée. Puisque l'adéquation du polygone d'habitat essentiel ou de la zone délimitée est inconnue pour la plupart des espèces (c'est-à-

dire que toutes les zones du polygone d'habitat ne peuvent pas accueillir des individus de l'espèce), un facteur de correction de l'habitat a été intégré et a permis d'estimer la taille de la population résultante et l'effet concordant des applications de Bayluscide si 0,01 % (très peu d'habitat approprié) à 100 % (habitat approprié maximal) du polygone d'habitat soutenait l'espèce. Les formules utilisées pour calculer les taux de mortalité au niveau de la population sont décrites ci-dessous :

$$M = \frac{m}{A_x} \quad (3)$$

$$A_x = D_x \times (CH \times Hab) \quad (4)$$

où M est le taux de mortalité d'un cycle d'application de Bayluscide, m est le nombre de mortalités causées par un cycle d'application de Bayluscide (c'est-à-dire six sites de 500 m²), A est l'abondance totale des espèces x , D_x est la densité des espèces x , CH est la zone d'habitat essentiel ou de distribution limitée en m², et Hab est le facteur de correction de l'habitat (occupation de l'habitat) allant de 0,0001 à 1,0.

Des modèles structurés par stade ou par âge (Figure 9) ont été utilisés pour estimer les réponses de la population en ajustant les taux de mortalité de base de la population par la mortalité supplémentaire estimée imposée par les applications de Bayluscide. Des modèles structurés par stades ont été obtenus à partir de la littérature, si disponible, et le taux de survie des jeunes a été ajusté pour tenir compte d'un taux de croissance de la population de $\lambda = 1,0$. En fixant le taux de croissance à 1,0, l'abondance de la population n'a pas pu se rétablir à la suite des applications de Bayluscide, ce qui a permis de définir l'effet potentiel le plus extrême du Bayluscide sur l'abondance de la population. Pour simuler l'effet des applications de Bayluscide, chaque année où une application a eu lieu, les taux de survie pour chaque stade biologique ont été réduits pour tenir compte de la mortalité accrue imposée par l'application :

$$SB_{ix} = S_{ix} \times (1 - M_x) \quad (5)$$

où SB_{ix} est le taux de survie par stade après application de Bayluscide pour le stade i et les espèces x , où S_{ix} est la survie naturelle par stade pour le stade i et les espèces x et M_x est le taux de mortalité due au Bayluscide pour les espèces x .

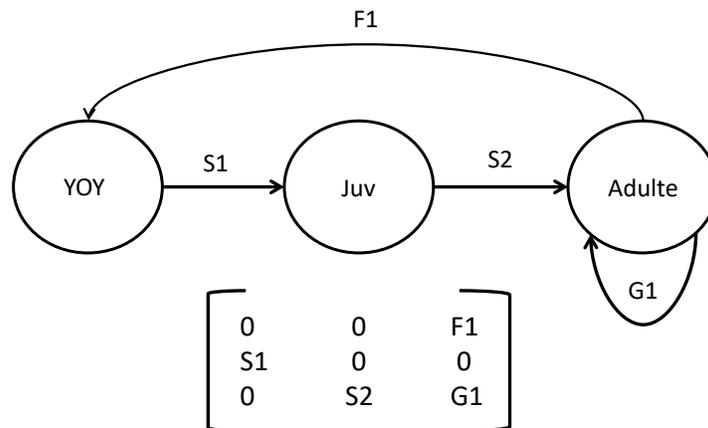


Figure 9. Exemple d'un modèle de cycle biologique en trois stades (jeunes de l'année [YOY], juvéniles [Juv] et adultes). Le modèle est basé sur trois paramètres : survivre une année donnée et passer au stade biologique suivant (S), survivre une année donnée et rester au stade biologique actuel (G), et la fécondité du stade biologique (F). La structure matricielle correspondante est également fournie.

Des simulations ont été réalisées pour tenir compte de la forte variabilité des valeurs de mortalité estimées pour chaque espèce. Pour chaque année où une application de Bayluscide a eu lieu, une valeur de mortalité a été générée en fonction d'une sélection aléatoire des taux de mortalité induite par le Bayluscide pour une espèce dans le réseau approprié. Chaque itération de population a été effectuée pendant 100 ans pour décrire l'effet des applications de Bayluscide après 50 et 100 ans d'un cycle d'application continu. L'influence de la fréquence d'application du Bayluscide sur l'abondance de la population a également été examinée. Pour cette simulation, le cycle d'application a été ajusté de manière à ce qu'une application de Bayluscide ait lieu chaque année (c'est-à-dire un cycle d'un an) à une fois tous les 10 ans (c'est-à-dire un cycle de 10 ans). Au total, 250 simulations différentes ont été effectuées, qui englobaient différentes valeurs de facteurs de correction de l'habitat et des fréquences d'application du Bayluscide. Pour chaque simulation, un total de 5 000 itérations ont été réalisées dans R v. 3.5.0 (R Core Team 2014) et la valeur moyenne des extrants a été utilisée pour les comparaisons entre les espèces et les ensembles de paramètres.

Les renseignements propres aux espèces utilisés pour calculer les estimations de mortalité des populations pour les quatre espèces principales (dard de sable, chat-fou du nord, fouille-roche gris et *Ichthyomyzon*) sont présentés ci-dessous.

Dard de sable

L'estimation de la population de dards de sable dans la rivière Thames était basée sur des estimations de densité multiples et sur la délimitation de la répartition de l'espèce dans la rivière Thames. Finch *et al.* (2018) ont estimé que la densité du dard de sable était de 3 602 poissons/10 000 m² ce qui était nettement supérieur aux densités générées dans l'analyse (2,28 poissons/100 m² ou 228 poissons/10 000 m²). Étant donné l'écart entre ces valeurs, les deux ont été retenues pour générer des estimations distinctes de l'abondance des populations à des fins de comparaison. Pour mesurer l'étendue des limites de la rivière Thames, la distance entre les observations les plus en aval et les plus en amont du dard de sable a été mesurée dans Google Earth[®] et la largeur moyenne du cours d'eau a été calculée en fonction de 20 mesures aléatoires de la largeur du cours d'eau.

Le modèle pour le dard de sable était basé sur un modèle structuré par âge de Finch *et al.* (2018). Ce modèle a intégré quatre âges de dard de sable (0, 1, 2 et 3 ans), chacun ayant des valeurs de survie et de fécondité correspondantes.

Chat-fou du nord

L'estimation de la population de chat-fou du Nord dans la rivière Détroit et la rivière Thames a été basée sur les densités propres aux affluents (0,57 poisson/100 m² et 0,60 poisson/100 m²; respectivement) et a défini des zones d'habitat essentiel. Les zones d'habitat essentiel ont été basées sur celles utilisées dans Andrews *et al.* (2021) pour assurer la comparabilité entre les études.

Le modèle utilisé pour les deux réseaux hydrographiques était basé sur un modèle structuré par stades de Vélez-Espino *et al.* (2009). Ce modèle comportait deux stades (jeunes de l'année et adultes), chacun ayant ses propres valeurs de survie et de fécondité correspondantes. Pour ce modèle, le taux de survie des jeunes de l'année a été modifié pour refléter le taux de survie des jeunes de l'année nécessaire pour maintenir $\lambda = 1,0$.

Fouille-roche gris

L'estimation de la population de fouille-roche gris dans la rivière Détroit est basée sur l'estimation de la densité propre à la rivière Détroit (0,5 poisson/100 m²). L'aire de répartition

potentielle de l'espèce a été estimée en délimitant les détections de fouille-roche gris dans la rivière Détroit, ce qui a donné quatre polygones spatialement distincts.

Le modèle utilisé pour la rivière Détroit était basé sur un modèle structuré par âge de Venturelli *et al.* (2010). Ce modèle comportait sept âges précis (0, 1+, 2+, 3+, 4+, 5+ et 6+); chacun ayant ses propres valeurs de survie et de fécondité correspondantes. Pour ce modèle, le taux de survie des jeunes de l'année a été modifié pour refléter le taux de survie des jeunes de l'année nécessaire pour maintenir $\lambda = 1,0$.

Espèce *Ichthyomyzon*

Compte tenu de la présence de lamproie du nord et de lamproie argentée assurément identifiées ainsi que d'observations d'espèces *Ichthyomyzon* qui n'ont pas pu être identifiées de façon définitive dans la rivière Sainte-Claire et la rivière Thames, les conséquences potentielles au niveau de la population des applications de Bayluscide à la lamproie du Nord et à la lamproie argentée ont été examinées en incluant et en excluant les ammocètes non identifiés de l'espèce *Ichthyomyzon*. Les estimations de population pour chacun des quatre scénarios d'espèces (c'est-à-dire la lamproie du nord, la lamproie du nord et les espèces non identifiées *Ichthyomyzon*, la lamproie argentée, la lamproie argentée et les espèces non identifiées *Ichthyomyzon*) pour chaque rivière ont été basées sur les estimations de densité propres aux affluents et la zone délimitée de détection des espèces *Ichthyomyzon* dans les deux rivières. Pour ces modèles, il a été supposé que seuls les ammocètes seraient touchés par les applications de Bayluscide étant donné qu'il s'agit du stade biologique visé de la lamproie marine.

Le modèle de la lamproie du nord utilisé pour les deux réseaux hydrographiques était basé sur le modèle de la lamproie du nord élaboré dans Smyth (2011). Le modèle était un modèle structuré par stades (stades jeunes de l'année, ammocètes et adultes). En fonction des données disponibles dans Smyth (2011), il a été supposé que la durée des ammocètes était de 7 ans selon l'estimation maximale. Le taux de survie des ammocètes a été basé sur la moyenne de la gamme des estimations de survie présentées dans Smyth (2011). Comme on ne disposait pas d'une estimation de la survie des adultes, on a supposé que la survie des adultes était égale à la survie annuelle des ammocètes. Pour ce modèle, le taux de survie des jeunes de l'année a été modifié pour refléter le taux de survie des jeunes de l'année nécessaire pour maintenir $\lambda = 1,0$.

Le modèle de la lamproie argentée était basé sur le modèle de la lamproie du nord décrit ci-dessus, avec deux ajustements mineurs. Premièrement, un taux de survie au stade parasite de 0,65 a été utilisé en fonction du taux de survie de la lamproie marine au stade parasite (Bergstedt *et al.* 2003). Deuxièmement, l'estimation de la fécondité a été ajustée à 19 012 œufs, ce qui correspond à une estimation moyenne de la fécondité de la lamproie argentée au Québec et se situe dans la fourchette des fécondités moyennes de la lamproie argentée des affluents du lac Michigan (COSEPAC 2011). Le modèle de la lamproie du nord a été adopté pour la lamproie argentée en raison de la similarité entre ces deux espèces. Des recherches génétiques récentes ont suggéré que ces deux espèces pourraient représenter deux écotypes plutôt que des espèces distinctes (Docker *et al.* 2012, Ren *et al.* 2014). Comme pour le modèle de la lamproie du nord, le taux de survie des jeunes a été modifié pour refléter le taux de survie des jeunes nécessaire pour maintenir $\lambda = 1,0$.

RÉSULTATS

EXPOSITION DES ESPÈCES AU BAYLUSCIDE

La probabilité de présence des poissons varie selon les classes d'habitat de la lamproie marine (Tableau 5). Les espèces les plus susceptibles d'être présentes dans un habitat de type I ou de type II sont le meunier tacheté (*Minytrema melanops*) [$p = 0,402$; habitat de type I], le dard de sable ($p = 0,308$; habitat de type II) et le fondule rayé ($p = 0,288$; habitat de type II). Toutefois, la probabilité de présence dans les habitats de type I ou II de presque toutes les espèces de poissons dont la conservation est préoccupante est non nulle, à l'exception du chevalier noir (*Moxostoma duquesnei*) du chevalier de rivière (*Moxostoma carinatum*). Ces résultats indiquent que la majorité des espèces dont la conservation est préoccupante dans cette analyse peuvent être sensibles à l'exposition au Bayluscide pendant l'application, en se basant uniquement sur des facteurs liés à l'habitat. Les valeurs de probabilité de présence de l'esturgeon jaune et de la lamproie varient peu d'un réseau à l'autre, à l'exception des rivières Sainte-Claire et Thames où la lamproie du nord et la lamproie argentée ont été combinées avec des espèces non identifiées *Ichthyomyzon* (Tableau 6). Bien que la probabilité de présence de ces espèces ne soit pas répartie entre les types d'habitat, les valeurs globales étaient sensiblement inférieures à celles de nombreuses espèces de poissons, à l'exception de l'espèce non identifiée *Ichthyomyzon*. Les valeurs de probabilité de présence de l'esturgeon jaune ont été basées sur des estimations de densité à l'échelle du réseau, par opposition aux données empiriques, ce qui a permis d'obtenir des valeurs de probabilité de présence nettement inférieures.

La densité estimée des espèces varie également (Tableau 7 et Tableau 8) avec des valeurs moyennes de densité allant de 0,08 poisson/100 m² (chevalier de rivière) à 76,7 poissons/100 m² (lamproie du nord + espèce non identifiée *Ichthyomyzon*). Les espèces dont la valeur de présence est élevée, comme le fondule rayé et le dard de sable, ont des densités relativement élevées, tandis que le dard de rivière (*Percina shumardi*), dont la valeur de présence est faible, a également une valeur de densité relativement faible. Au-delà de ces exemples, il n'y avait pas de relation générale entre la densité et la probabilité de présence.

Tableau 5. Probabilité de présence d'espèces de poissons dont la conservation est préoccupante dans les classes d'habitat de la lamproie marine.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Probabilité de présence dans un habitat de type I	Type I n	Probabilité de présence dans un habitat de type II	Type II n
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	0,000	75	0,000	205
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	0,206	126	0,288	111
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	0,086	152	0,192	151
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	0,141	199	0,308	331
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	0,100	201	0,003	316
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	0,065	77	0,029	68
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	0,026	227	0,101	356
Crapet du nord	<i>Lepomis peltastes</i>	0,081	124	0,079	126
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	0,100	201	0,041	194
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	0,164	201	0,088	194
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	0,000	124	0,008	248
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	0,000	75	0,000	205
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	0,000	75	0,005	205
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	0,000	75	0,141	205
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	0,402	276	0,198	399

Tableau 6. Probabilité de présence de l'esturgeon jaune et des espèces de lamproies indigènes, en fonction des données disponibles pour chaque réseau d'étude. Bien que la lamproie argentée ait été observée dans les quatre rivières principales, il n'y a pas eu de cas dans la base de données du CCLM où la lamproie argentée a été capturée dans la rivière Détroit ou Sydenham, donc l'équation 2 a été utilisée pour estimer la probabilité de présence.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Habitat de type I/II de la rivière Détroit	Rivière Détroit n	Habitat de type I/II de la rivière Sainte-Claire	Rivière Sainte-Claire n	Habitat de type I/II de la rivière Sydenham	Rivière Sydenham n	Habitat de type I/II de la rivière Thames	Rivière Thames n
Esturgeon jaune ¹	<i>Acipenser fulvescens</i>	0,00001	-	0,00003	-	-	-	-	-
Lamproie du nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	-	-	0,002	512	-	-	0,015	66
Lamproie du nord + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon fossor</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp,	-	-	0,252	129	-	-	0,167	11
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	0,01	77	0,01	511	0,05	19	0,02	66
Lamproie argentée + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp,	0,01	77	0,26	511	0,05	19	0,17	66
Espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon</i> sp,	-	-	0,25	129	-	-	0,17	11

¹ La probabilité de présence de l'esturgeon jaune a été basée sur une seule densité à l'échelle du réseau, et donc aucune valeur n n'est fournie.

Tableau 7. Moyenne et écart-type de la densité (nombre de poissons/100 m²) des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Moyenne de la rivière Détroit	Écart-type de la rivière Détroit	Moyenne de la rivière Sainte-Claire	Écart-type de la rivière Sainte-Claire	Moyenne de la rivière Sydenham	Écart-type de la rivière Sydenham	Moyenne de la rivière Thames	Écart-type de la rivière Thames
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	-	-	-	-	-	-	0,14 ²	0,21
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	-	-	1,67	0,59	3,87	6,73	-	-
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	0,50 ⁴	0,24	0,50 ³	0,24	0,50 ⁴	0,24	-	-
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	2,26 ¹	3,34	-	-	2,26 ¹	3,34	2,28	3,35
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	1,99 ¹	1,86	1,99	1,86	1,99 ¹	1,86	1,99 ¹	1,86
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	-	-	8,52 ²	17,72	-	-	-	-
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	0,57 ¹	0,30	0,51	0,29	-	-	0,60	0,29
Crapet du nord	<i>Lepomis peltastes</i>	0,25 ¹	0,29	0,25 ¹	0,29	0,22	0,27	0,25 ¹	0,29
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	0,97	2,29	0,97 ¹	2,29	0,97 ¹	2,29	-	-
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	2,84 ¹	4,68	2,82	4,87	2,84 ¹	4,68	-	-
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	-	-	-	-	0,48 ¹	0,15	0,43	0,12
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	-	-	0,08	0,02	-	-	0,08 ¹	0,02
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	-	-	-	-	-	-	0,50 ³	-
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	-	-	-	-	-	-	3,00	2,14

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Moyenne de la rivière Détroit	Écart-type de la rivière Détroit	Moyenne de la rivière Sainte-Claire	Écart-type de la rivière Sainte-Claire	Moyenne de la rivière Sydenham	Écart-type de la rivière Sydenham	Moyenne de la rivière Thames	Écart-type de la rivière Thames
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	0,10	0,19	0,18	0,26	0,15	0,23	0,08	0,05
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	-	-	-	-	-	-	3,00	2,14
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	0,10	0,19	0,18	0,26	0,15	0,23	0,08	0,05

¹ Moyenne et écart-type calculés à partir de données regroupées sur les rivières Détroit, Sainte-Claire, Sydenham et Thames.

² Moyenne et écart-type calculés à partir de données groupées provenant d'affluents où l'espèce est présente.

³ Moyenne et écart-type calculés manuellement à partir de données propres aux rivières.

⁴ Moyenne et écart-type calculés manuellement à partir de données regroupées sur les rivières Détroit, Sainte-Claire, Sydenham et Thames.

Tableau 8. Moyenne et écart-type de la densité (nombre de poissons/100 m²) des espèces d'esturgeons jaunes et de lamproies indigènes.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Moyenne de la rivière Détroit	Écart-type de la rivière Détroit	Moyenne de la rivière Sainte-Claire	Écart-type de la rivière Sainte-Claire	Moyenne de la rivière Sydenham	Écart-type de la rivière Sydenham	Moyenne de la rivière Thames	Écart-type de la rivière Thames
Esturgeon jaune ¹	<i>Acipenser fulvescens</i>	1,0	-	1,0	-	-	-	-	-
Lamproie du nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	-	-	13,9 ²	- ³	-	-	13,9	- ³
Lamproie du nord + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon fossor</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp,	-	-	0,7	1,7	-	-	76,7	125,6
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	0,2 ²	0,0	0,2	0,0	0,2 ²	0,0	0,2 ²	0,0
Lamproie argentée + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp,	6,5 ²	39,8	0,7	1,7	6,5 ²	39,8	75,5	122,8
Espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon</i> sp,	-	-	0,7	1,7	-	-	75,5	122,8

¹ Les densités de l'esturgeon jaune ont été basées sur 1 poisson/100 m² comme expliqué dans la section sur l'exposition de l'esturgeon jaune des méthodes.

² Moyenne et écart-type basés sur les densités groupées de toutes les rivières focales.

³ Seule une valeur de densité unique était disponible, de sorte qu'aucun écart-type n'est fourni.

La probabilité de présence pour les espèces de moules (Tableau 9) était généralement plus faible que pour les poissons. Toutefois, la densité estimée des espèces de moules (Tableau 10) était sensiblement plus élevée que celle des poissons. La valeur de la présence dans un habitat de type I ou II était non nulle pour toutes les espèces de moules dont la conservation est préoccupante. La probabilité de présence était généralement plus élevée dans l'habitat de type II que dans celui de type I et, dans certains cas, des valeurs modérément élevées ont été constatées pour certaines espèces telles que le Ptychobranche réniforme (*Ptychobranchus fasciolaris*) ($p = 0,189$, habitat de type II), l'épioblasme ventrue (*Epioblasma rangiana*) [$p = 0,165$, habitat de type II] et la mulette feuille d'érable ($p = 0,141$, habitat de type II). Les valeurs de la densité variaient considérablement entre les réseaux, de 100 moules/100 m² (p. ex. pour l'obovarie ronde [*Obovaria subrotunda*] dans la rivière Sydenham) à 283,6 moules/100 m² (p. ex. pour la mulette feuille d'érable dans la rivière Thames). Comme pour les poissons, aucune tendance discernable ne se dégageait entre la probabilité de présence et la densité pour les moules.

Tableau 9. Probabilité de présence d'espèces de moules dont la conservation est préoccupante, basée sur les rivières où l'espèce focale a été détectée à l'aide des données d'échantillonnage selon un temps déterminé et par quadrats.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Probabilité de présence dans un habitat de type I	Habitat de type I n	Probabilité de présence dans un habitat de type II	Habitat de type II n
Troncille pied-de-faon	<i>Truncilla donaciformis</i>	0,000	208	0,029	2 509
Ptychobranche réniforme ¹	<i>Ptychobranchus fasciolaris</i>	0,026	195	0,189	1 416
Toxolasme nain	<i>Toxolasma parvum</i>	0,000	195	0,002	1 416
Mulette feuille d'érable	<i>Quadrula quadrula</i>	0,077	208	0,141	2 509
Épioblasme ventrue	<i>Epioblasma rangiana</i>	0,026	195	0,165	1 416
Villeuse irisée	<i>Villosa iris</i>	0,005	208	0,035	2 509
Villeuse haricot	<i>Villosa fabalis</i>	0,019	208	0,130	2 509
Obovarie ronde	<i>Obovaria subrotunda</i>	0,000	195	0,001	1 416
Pleurobème écarlate	<i>Pleurobema sintoxia</i>	0,014	208	0,039	2 509
Mulette du necture	<i>Simpsonaias ambigua</i>	0,000	195	0,006	1 416
Épioblasme tricorne	<i>Epioblasma triquetra</i>	0,005	195	0,107	1 416
Obliquaire à trois cornes	<i>Obliquaria reflexa</i>	0,000	208	0,007	2 509
Lampsile fasciolée ²	<i>Lampsilis fasciola</i>	0,000	13	0,126	1 093

¹ Seules les données de la rivière Sydenham ont été utilisées pour estimer la probabilité de présence, même si le Ptychobranche réniforme a été observé dans les deux réseaux.

² Seules les données de la rivière Thames ont été utilisées pour estimer la probabilité de présence, même si la Lampsile fasciolée a été observée dans les deux réseaux.

Tableau 10. Moyenne et écart-type de la densité (nombre de moules/100 m²) des espèces de moules dont la conservation est préoccupante, présentes dans les rivières Sydenham ou Thames, en utilisant les données du quadrat.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Présence dans la rivière Sydenham	Densité moyenne dans la rivière Sydenham	Écart-type de la rivière Sydenham	Présence dans la rivière Thames	Densité moyenne dans la rivière Thames	Écart-type de la rivière Thames
Troncille pied-de-faon	<i>Truncilla donaciformis</i>	O ¹	100,0	0,0	Y	192,5	145,3
Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranchus fasciolaris</i>	O	161,2	105,4	Y ²	-	-
Toxolasme nain	<i>Toxolasma parvum</i>	O ²	-	-	N	0,0	0,0
Mulette feuille d'érable	<i>Quadrula quadrula</i>	O	149,4	85,9	Y	283,6	256,8
Épioblasme ventrue	<i>Epioblasma rangiana</i>	O	189,7	141,5	N	0,0	0,0
Villeuse irisée	<i>Villosa iris</i>	O	100,0	0,0	Y	297,9	288,4
Villeuse haricot	<i>Villosa fabalis</i>	O	217,0	195,8	Y	170,0	110,0
Obovarie ronde ¹	<i>Obovaria subrotunda</i>	O ¹	100,0	-	N	0,0	0,0
Pleurobème écarlate	<i>Pleurobema sintoxia</i>	O	112,5	41,5	Y	127,6	63,8
Mulette du necture	<i>Simpsonaias ambigua</i>	O	107,1	25,8	N	0,0	0,0
Épioblasme tricorne	<i>Epioblasma triquetra</i>	O	150,3	93,0	N	0,0	0,0
Obliquaire à trois cornes	<i>Obliquaria reflexa</i>	O ¹	100,0	0,0	Y ¹	100,0	0,0
Lampsile fasciolée	<i>Lampsilis fasciola</i>	O ²	-	-	Y	132,4	66,0

¹ Moyenne et écart-type calculés manuellement.

² Les individus n'ont pas été saisis lors de l'échantillonnage du quadrat, de sorte que les densités n'ont pas pu être estimées.

TOXICITÉ DU BAYLUSCIDE PROPRE À L'ESPÈCE

Les valeurs de la toxicité du Bayluscide pour les espèces substitutives varient selon les poissons (Tableau 11) et les moules (Tableau 12). Cependant, la toxicité s'est avérée plus variable pour les espèces de poissons que pour les espèces de moules, probablement en raison de la plus grande variété des espèces substitutives utilisées pour l'estimer. Dans l'ensemble, la toxicité du Bayluscide était la plus grande pour les espèces *Ichthyomyzon*, puis pour les espèces pour lesquelles on a utilisé la barbue de rivière comme espèce substitutive. Chez les moules, la toxicité était la plus grande pour le ptychobranche réniforme et la lampsile fasciolée (*Lampsilis fasciola*), ainsi que pour les espèces pour lesquelles ils ont été utilisés comme substituts pour les estimations de la toxicité. Parmi toutes les espèces, le Bayluscide était le moins toxique pour les espèces de *Percidae* et de *Lepomis*.

Tableau 11. Estimation des taux de mortalité des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, en fonction des réponses des espèces substitutives aux concentrations élevées (0,057 mg/L) et faibles (0,035 mg/L) de Bayluscide et sur les courbes dose-réponse douces et raides après une durée d'exposition de huit heures pour toutes les espèces, à l'exception de la lamproie, qui était basée sur une durée d'exposition de neuf heures.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Espèce substitutive	Taux de mortalité dus à de fortes concentrations avec pente douce	Taux de mortalité dus à de fortes concentrations avec une pente raide	Taux de mortalité dus à de faibles concentrations avec pente douce	Taux de mortalité dus à de fortes concentrations avec une pente raide
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	Meunier noir	0,139	0,002	0,021	0,000
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	Tête-de-boule	0,035	0,000	0,009	0,000
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	Perchaude	0,046	0,000	0,010	0,000
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	Perchaude	0,046	0,000	0,010	0,000
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	Perchaude	0,046	0,000	0,010	0,000
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	Meunier noir	0,139	0,002	0,021	0,000
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	Barbue de rivière	0,532	0,603	0,067	0,000
Lamproie du nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	Espèce <i>Ichthyomyzon</i>	0,972	1,000	0,364	0,140
Lamproie du nord + espèce non identifiée	<i>Ichthyomyzon fossor</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp.	Espèce <i>Ichthyomyzon</i>	0,972	1,000	0,364	0,140
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	Barbue de rivière	0,532	0,603	0,067	0,000
Crapet du nord	<i>Lepomis peltastes</i>	Crapet arlequin	0,076	0,000	0,014	0,000
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	Tête-de-boule	0,035	0,000	0,009	0,000
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	Tête-de-boule	0,035	0,000	0,009	0,000
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	Perchaude	0,046	0,000	0,010	0,000
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	Meunier noir	0,139	0,002	0,021	0,000
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	Tête-de-boule	0,035	0,000	0,009	0,000
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	Espèce <i>Ichthyomyzon</i>	0,972	1,000	0,364	0,140
Lamproie argentée + espèce non identifiée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp.	Espèce <i>Ichthyomyzon</i>	0,972	1,000	0,364	0,140
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	Tête-de-boule	0,035	0,000	0,009	0,000
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	Meunier noir	0,139	0,002	0,021	0,000
Espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon</i> sp.	Espèce <i>Ichthyomyzon</i>	0,972	1,000	0,364	0,140

Tableau 12. Estimation des taux de mortalité pour les espèces de moules dont la conservation est préoccupante, basée sur les réponses des espèces substitutives de Newton et al. (2017). La mortalité des espèces substitutives était basée sur une durée d'exposition de huit heures.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Espèces utilisées pour estimer la mortalité	Taux de mortalité due à des concentrations cibles gB
Troncille pied-de-faon	<i>Truncilla donaciformis</i>	Ptychobranche réniforme	0,543
Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	Ptychobranche réniforme	0,543
Toxolasme nain	<i>Toxolasma parvum</i>	Ptychobranche réniforme	0,543
Mulette feuille d'érable	<i>Quadrula quadrula</i>	Mulette feuille d'érable	0,033
Épioblasme ventrue	<i>Epioblasma rangiana</i>	Ptychobranche réniforme	0,543
Villeuse irisée	<i>Villosa iris</i>	Villeuse irisée	0,143
Villeuse haricot	<i>Villosa fabalis</i>	Ptychobranche réniforme	0,543
Obovarie ronde	<i>Obovaria subrotunda</i>	Obovarie ronde	0,444
Pleurobème écarlate	<i>Pleurobema sintoxia</i>	Pleurobème écarlate	0,224
Mulette du necture	<i>Simpsonaias ambigua</i>	Ptychobranche réniforme	0,543
Épioblasme tricorne	<i>Epioblasma triquetra</i>	Ptychobranche réniforme	0,543
Obliquaire à trois cornes	<i>Obliquaria reflexa</i>	Ptychobranche réniforme	0,543
Lampsile fasciolée	<i>Lampsilis fasciola</i>	Lampsile fasciolée	0,508

MORTALITÉ DUE AUX APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE

Dans l'ensemble, la mortalité estimée due aux applications de Bayluscide pour les poissons et les moules a démontré une distribution de probabilité fortement biaisée vers la droite avec une mortalité nulle induite par le Bayluscide comme le résultat le plus probable pour l'ensemble des espèces pour un seul cycle d'application (voir annexe B). Cependant, des événements de mortalité plus élevée, bien que non conformes à la norme, étaient possibles à la fois pour les poissons et les moules avec une gravité selon que la médiane ou les valeurs au 95^e centile présentaient un intérêt ou non (voir l'annexe B pour les chiffres propres aux espèces et les tableaux 13 à 16 pour la médiane et les valeurs au 95^e centile de mortalité, respectivement). Pour les poissons autres que les lamproies, les résultats médians ne varient pas beaucoup d'une espèce à l'autre. La majorité des espèces ne devraient pas connaître de mortalité induite par le Bayluscide en fonction des valeurs médianes et seul le fondule rayé a une mortalité médiane d'un poisson ou plus (Tableau 13). Toutefois, les résultats au 95^e centile étaient plus variables et ont donné des valeurs de mortalité nettement plus élevées (Tableau 14), indiquant que dans 5 % des cas, un nombre important d'individus ont connu une mortalité à la suite d'un seul cycle d'application du Bayluscide. En général, les valeurs au 95^e centile prévoyaient la mortalité la plus forte pour les espèces *Ichthyomyzon*, avec plus de 300 individus tués dans certains scénarios (la lamproie argentée dans la rivière Sydenham, ainsi que la lamproie argentée et les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées; la lamproie du nord et les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées; et les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées dans la rivière Thames). Des mortalités importantes ont été observées pour d'autres espèces de poissons en fonction des 95^e centiles comprenant 22 individus (sucet de lac [*Erimyzon sucetta*] dans la rivière Sainte-Claire), 19 individus (fondule rayé dans la rivière Sydenham), et 3 individus (dard de sable dans la rivière Détroit, la rivière Sydenham et la rivière Thames).

Tableau 13. Estimation de la mortalité médiane (nombre de poissons morts) des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une modélisation de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six sites de 500 m² de type I et de type II choisis au hasard dans chacune des quatre rivières focales. La fourchette de mortalité médiane reflète le minimum et le maximum des scénarios de toxicité propres à l'espèce. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios où les espèces de poissons sont absentes d'une rivière focale.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Mortalité médiane dans la rivière Détroit	Mortalité médiane dans la rivière Sainte-Claire	Mortalité médiane dans la rivière Sydenham	Mortalité médiane dans la rivière Thames
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	-	-	-	0-0
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	-	0-0,39	0-1,57	-
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	0-0,07	0-0,08	0-0,08	-
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	0-0,9	-	0-0,93	0-0,95
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	0-0	0-0	0-0	0-0
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	-	0-0	-	-
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	0-0	0-0	-	-
Lamproie du nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	-	0-0	-	0-0
Lamproie du nord + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon fossor</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp.	-	1,47-10,51	-	60,64-433,11
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	0-0	0-0	-	0-0
Crapet du nord	<i>Lepomis peltastes</i>	0-0	0-0	0-0	0-0
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	0-0	0-0	0-0	-
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	0-0,26	0-0,23	0-0,25	-
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	-	-	0-0	0-0
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	-	0-0	-	0-0
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	-	-	-	0-0
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	0-0	0-0	0-0	0-0
Lamproie argentée + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp.	0-0	1,48-10,58	0-0	63,61-454,39
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	-	-	-	0-0
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	0-0,21	0-0,32	0-0,28	0-0,1
Espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon</i> sp.	-	1,47-10,47	-	61,58-439,86

Tableau 14. Estimation de la mortalité au 95^e centile (nombre de poissons morts) des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une modélisation de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six sites de 500 m² de type I et de type II choisis au hasard dans chacune des quatre rivières focales. La fourchette de mortalité reflète le minimum et le maximum des scénarios de toxicité propres à l'espèce. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios où les espèces de poissons sont absentes d'une rivière focale.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Mortalité au 95 ^e centile dans la rivière Détroit	Mortalité au 95 ^e centile dans la rivière Sainte-Claire	Mortalité au 95 ^e centile dans la rivière Sydenham	Mortalité au 95 ^e centile dans la rivière Thames
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	-	-	-	0-0
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	-	0-4,18	0-19,61	-
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	0-0,31	0-0,32	0-0,3	-
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	0-3,09	-	0-3,26	0-3,23
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	0-0,74	0-0,74	0-0,75	0-0,77
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	-	0-21,96	-	-
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	0-0	0-0	-	-
Lamproie du nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	-	0-0	-	9,73-69,5
Lamproie du nord + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon fossor</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp.	-	4,77-34,06	-	300,15- 2,143,9
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	0-3,11	0-2,87	-	0-3,14
Crapet du nord	<i>Lepomis peltastes</i>	0-0,29	0-0,3	0-0,25	0-0,28
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	0-0,8	0-0,83	0-0,82	-
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	0-2,34	0-2,43	0-2,49	-
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	-	-	0-0	0-0
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	-	-	-	0-0
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	-	-	-	0-0
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	0,14-1	0-0	0,14-1	0,14-1
Lamproie argentée + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp.	13,72-97,97	4,78-34,11	45,13- 322,37	291,65- 2,083,2
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	-	-	-	0-1,18
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	0-0,62	0-0,92	0-0,78	0-0,25
Espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon</i> sp.	-	4,78-34,12	-	296,8-2,120,02

Les résultats pour les espèces de moules étaient semblables à ceux des poissons dans la mesure où la médiane indiquait une absence de mortalité induite par le Bayluscide pour toutes les espèces étudiées, à l'exception du ptychobranche réniforme (43 individus dans la rivière Sydenham) [Tableau 15]. Le résultat concernant le ptychobranche réniforme a illustré la sensibilité des résultats à la statistique rapportée, où les 60^e centiles ont indiqué des niveaux semblables de mortalité dans la rivière Sydenham pour le ptychobranche réniforme, l'épioblasme ventrue et la villeuse haricot (*Villosa fabalis*) [également vu dans les distributions de probabilité cumulée; voir l'annexe B]. Les résultats au 95^e centile indiquent que certaines espèces peuvent connaître une mortalité élevée 5 % du temps, notamment la villeuse haricot (1 442 individus dans la rivière Sydenham), l'épioblasme ventrue (1 304 individus dans la rivière Sydenham) et le ptychobranche réniforme (1 131 individus dans la rivière Sydenham) [Tableau 16]. En revanche, les valeurs au 95^e centile ont donné une mortalité nulle pour certaines espèces dans les rivières Thames et Sydenham, notamment l'obliquaire à trois cornes, l'obovarie ronde et la mulette du necture (*Simpsonaias ambigua*). Dans l'ensemble, comme pour les poissons, les résultats concernant les moules ont montré que la plupart des cycles d'application de Bayluscide n'entraîneront aucune mortalité ou une mortalité relativement faible, mais qu'une mortalité substantielle (> 500 individus) peut survenir dans 5 % des cas ou moins pour les espèces dont la conservation est préoccupante.

Tableau 15. Estimation de la mortalité médiane (nombre de moules mortes) des espèces de moules dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une modélisation de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six sites de 500 m² de type I et de type II choisis au hasard dans les rivières Sydenham et Thames. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios dans lesquels les espèces de moules sont absentes d'une rivière focale ou dans lesquels les valeurs de densité n'ont pas pu être dérivées.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Mortalité médiane dans la rivière Sydenham	Mortalité médiane dans la rivière Thames
Troncille pied-de-faon	<i>Truncilla donaciformis</i>	0	0
Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranchus fasciolaris</i>	43,39	-
Toxolasme nain	<i>Toxolasma parvum</i>	-	-
Mulette feuille d'érable	<i>Quadrula quadrula</i>	0	0,69
Épioblasme ventrue	<i>Epioblasma rangiana</i>	0	-
Villeuse irisée	<i>Villosa iris</i>	0	0
Villeuse haricot	<i>Villosa fabalis</i>	0	0
Obovarie ronde	<i>Obovaria subrotunda</i>	0	-
Pleurobème écarlate	<i>Pleurobema sintoxia</i>	0	0
Mulette du necture	<i>Simpsonaias ambigua</i>	0	-
Épioblasme tricorne	<i>Epioblasma triquetra</i>	0	-
Obliquaire à trois cornes	<i>Obliquaria reflexa</i>	0	0
Lampsile fasciolée	<i>Lampsilis fasciola</i>	0	0

Tableau 16. Estimation de la mortalité au 95^e centile (nombre de moules mortes) des espèces de moules dont la conservation est préoccupante, à la suite d'une modélisation de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six sites de 500 m² de type I et de type II choisis au hasard dans les rivières Sydenham et Thames. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios dans lesquels les espèces de moules sont absentes du réseau ou dans lesquels les valeurs de densité n'ont pas pu être dérivées.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Mortalité au 95 ^e centile dans la rivière Sydenham	Mortalité au 95 ^e centile dans la rivière Thames
Troncille pied-de-faon	<i>Truncilla donaciformis</i>	271,5	572,57
Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranchus fasciolaris</i>	1 131,48	-
Toxolasme nain	<i>Toxolasma parvum</i>	-	-
Mulette feuille d'érable	<i>Quadrula quadrula</i>	62,88	141,57
Épioblasme ventrue	<i>Epioblasma rangiana</i>	1 304,21	-
Villeuse irisée	<i>Villosa iris</i>	71,5	272,46
Villeuse haricot	<i>Villosa fabalis</i>	1 442,09	955,1
Obovarie ronde	<i>Obovaria subrotunda</i>	0	-
Pleurobème écarlate	<i>Pleurobema sintoxia</i>	155,59	190,1
Mulette du necture	<i>Simpsonaias ambigua</i>	0	-
Épioblasme tricorne	<i>Epioblasma triquetra</i>	740,99	-
Obliquaire à trois cornes	<i>Obliquaria reflexa</i>	0	0
Lampsile fasciolée	<i>Lampsilis fasciola</i>	-	601,26

Ajustements des méthodes d'application de Bayluscide

Dans l'ensemble, l'augmentation du nombre ou de la taille des sites d'application pour un seul cycle d'application de Bayluscide a rehaussé la fourchette des valeurs de mortalité pour une espèce. La diminution du nombre ou de la taille des sites d'application a réduit la gamme des valeurs de mortalité, à condition que des valeurs de mortalité non nulles se produisent dans les conditions repères, qui sont fournies à l'annexe B pour illustrer certaines tendances. Dans les deux cas, ces relations sont apparues non linéaires. Pour la plupart des espèces, l'augmentation du nombre ou de la taille des sites d'application n'a pas eu d'effet sur la valeur de mortalité médiane (p. ex. pour le sucet de lac et le chat-fou du nord), mais lorsqu'elle en a eu (p. ex. pour la lamproie du nord et la lamproie argentée), la distribution est restée fortement biaisée vers la droite et dominée par de faibles valeurs de mortalité. La variation la plus importante dans les résultats médians a été observée avec l'augmentation du nombre de sites d'application pour les espèces à forte densité (p. ex. la mullette feuille d'érable et le ptychobranche réniforme). Bien que ces distributions soient restées fortement biaisées vers la droite, l'augmentation de la mortalité médiane, en particulier lorsque l'on modifie le nombre de sites d'application, est due à la distribution très dense et inégale de ces espèces. Plus le nombre de sites d'application est grand, plus la probabilité de rencontrer une parcelle abritant de nombreux individus augmente, ce qui relève la mortalité médiane.

Si la densité de ces espèces devait diminuer, la mortalité médiane ne serait probablement pas touchée par le nombre de sites, tout comme l'influence de la superficie du site.

Calculs de la superficie par individu

Le remplacement des valeurs de densité empiriques par des valeurs de la superficie par individu a entraîné des changements notables dans les estimations de la mortalité. Plusieurs espèces ont connu une augmentation de la mortalité médiane, notamment le fouille-roche gris (maximum de 18 individus), le méné camus *Notropis anogenus* (maximum de 14 individus), le dard de sable (maximum de 9 individus) et le fondule rayé (maximum de 5 individus) [Tableau 17]. Les résultats au 95^e centile variaient selon les espèces (Tableau 18) et étaient soit égaux soit supérieurs aux valeurs de mortalité basées sur les données empiriques (Tableau 14). Les espèces qui étaient sensibles aux applications de Bayluscide en fonction des résultats médians (c'est-à-dire le fouille-roche gris, le méné camus et le dard de sable avec des résultats médians aussi élevés que 18,16, 14,42 et 8,74 respectivement) ont donné certaines des plus grandes valeurs de mortalité pour les résultats au 95^e centile sous des densités de la superficie par individu supposées (résultats de 95^e centile aussi élevés que 36,33, 28,84 et 26,22 poissons tués par cycle d'application, respectivement).

Tableau 17. Estimation de la mortalité médiane (nombre de poissons morts) des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, en fonction d'un modèle de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six 500 m² sites de type I et de type II sélectionnés au hasard dans chacune des quatre rivières focales, la densité de poissons étant estimée selon l'approche de superficie par individu. La fourchette de mortalité médiane reflète le minimum et le maximum des scénarios de toxicité propres à l'espèce. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios où les estimations de mortalité n'ont pas pu être dérivées.

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Mortalité médiane
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	0–0
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	0–4,18
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	0–18,16
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	0–8,74
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	0–0
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	0–0
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	-
Lamproie du nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	-
Lamproie du nord + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon fossor</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp,	-
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	0–0
Crapet du nord	<i>Lepomis peltastes</i>	0–0
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	0–0
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	0–14,42
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	0–0
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	0–0
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	0–0
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	-
Lamproie argentée + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp,	-
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	0–0
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	0–0,64
Espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon</i> sp,	-

Tableau 18. Estimation de la mortalité au 95^e centile des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, en fonction d'un modèle de simulation de l'application de Bayluscide granulaire à six 500 m² sites de type I et de type II sélectionnés au hasard dans chacune des quatre rivières focales, la densité de poissons étant estimée selon l'approche de superficie par individu. La fourchette de mortalité au 95^e centile reflète le minimum et le maximum des scénarios de toxicité propres à l'espèce. Les résultats avec « - » reflètent des scénarios où les estimations de mortalité n'ont pas pu être dérivées.

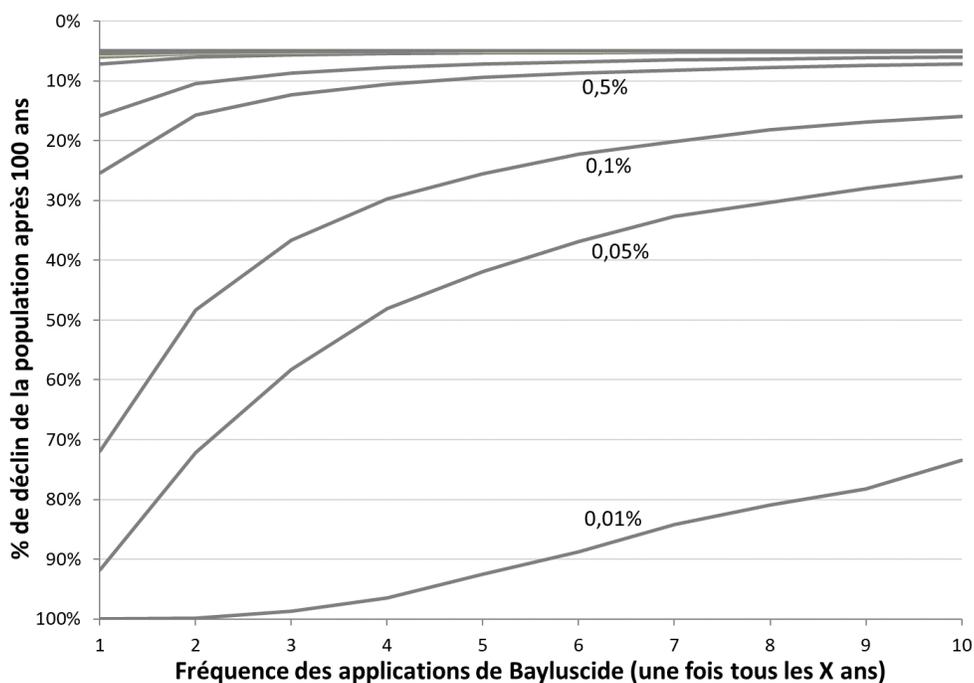
Nom commun de l'espèce	Nom scientifique de l'espèce	Mortalité du 95 ^e centile (nombre de poissons morts)
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	0–0
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	0–12,53
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	0–36,33
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	0–26,22
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	0–0,24
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	0–0,97
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	-
Lamproie du nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	-
Lamproie du nord + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon fossor</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp,	-
Chat-fou du nord	<i>Noturus stigmosus</i>	0–33,8
Crapet du nord	<i>Lepomis peltastes</i>	0–1,58
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	0–24,42
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	0–28,84
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	0–0
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	0–0
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	0–0
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	-
Lamproie argentée + espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i> et <i>Ichthyomyzon</i> sp,	-
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	0–3,92
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	0–1,27
Espèce non identifiée <i>Ichthyomyzon</i>	<i>Ichthyomyzon</i> sp,	-

EFFETS DU BAYLUSCIDE AU NIVEAU DE LA POPULATION

Dans l'ensemble, les effets des applications de Bayluscide au niveau de la population ont été grandement touchés par l'abondance estimée de la population de chaque espèce (calculée en fonction de la quantité d'habitat censée être occupée par la population) ainsi que par la fréquence des applications de Bayluscide. Une relation non linéaire a été observée entre la proportion de l'habitat occupé et l'abondance estimée de la population, où l'augmentation de l'aire occupée de 0,01 % à 0,05 % a eu un effet beaucoup plus important sur l'abondance de la population que l'augmentation de l'aire occupée de 1 % à 5 % (par exemple, Figure 10a, chat-fou du nord). Bien que les valeurs exactes aient varié selon les espèces et la rivière concernée, l'effet du Bayluscide sur l'abondance de la population était généralement relativement plus faible lorsque l'aire de répartition occupée était supérieure à 10 %.

Intuitivement, lorsque tous les autres facteurs sont égaux, les petites populations subissent des réductions proportionnelles plus importantes (et donc des effets plus importants au niveau de la population) du fait des applications du Bayluscide, car la mortalité qui en résulte retire une plus grande fraction de la population totale. L'avantage de réduire la fréquence des applications (d'une fois par an à une fois tous les 10 ans) était plus important pour les petites populations (0,01 % de la zone occupée) que pour les grandes populations (100 % de la zone occupée). La relation entre le pourcentage de l'abondance de la population de référence restant après 100 ans et la fréquence d'application était également non linéaire (voir la Figure 10 pour des exemples). Les résultats précis pour le dard de sable, le chat-fou du Nord, le fouille-roche gris et les espèces *Ichthyomyzon* sont fournis ci-dessous.

a) de chat-fou du nord dans la rivière Thames



b) de lamproie argentée + Ichthyomyzon spp. non identifiées dans la rivière Sainte-Claire

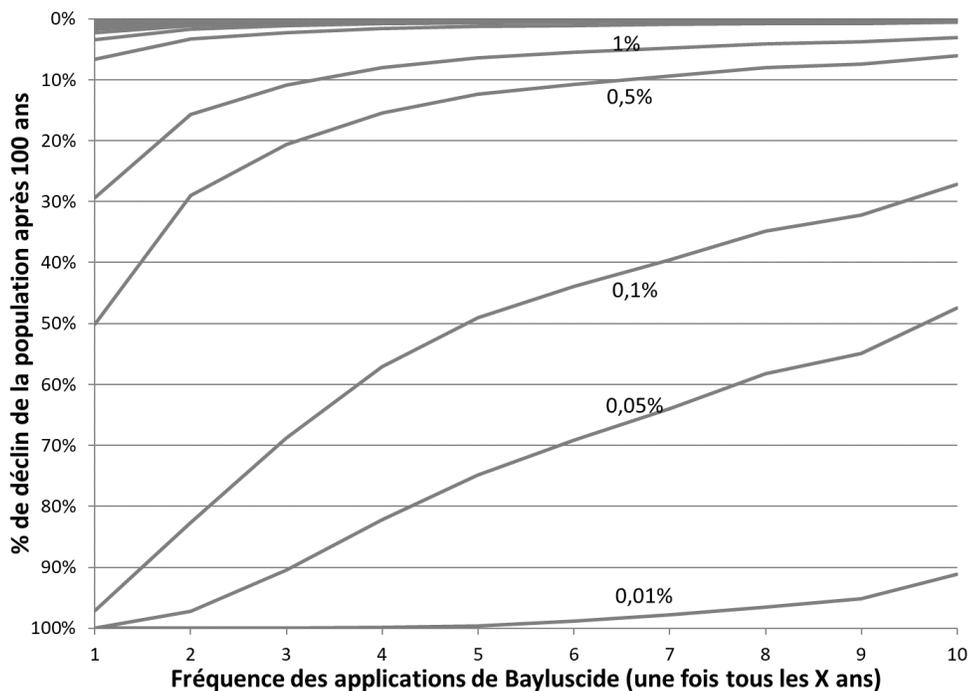


Figure 10. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de a) chat-fou du nord dans la rivière Thames et b) lamproie argentée + espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire après des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant 100 ans. Les lignes représentent l'incertitude dans les proportions basées sur les résultats (0,01 % à 100 %) de la zone délimitée occupée par l'espèce.

Dard de sable

Les effets au niveau de la population du dard de sable varient en fonction de la densité supposée de l'espèce et de la proportion de l'habitat disponible occupé. En comparant les changements dans l'abondance de la population au fil du temps (Figure 11), il y a eu relativement peu d'effet des applications de Bayluscide sur la population de dard de sable, selon les estimations de densité de Finch *et al.* (2018). En fonction d'un calendrier d'application agressif de Bayluscide (c'est-à-dire un cycle d'application annuel) et d'un scénario de pire cas d'habitat occupé (c'est-à-dire 0,01 % de l'aire de répartition délimitée), l'abondance de la population basée sur les estimations de densité de Finch *et al.* (2018) a diminué de 13 % après 100 ans (Figure 11). La diminution de la fréquence du cycle d'application a eu peu d'effet sur l'abondance du dard de sable pour une même estimation de la densité. Par exemple, pour un cycle d'application de Bayluscide de trois ans ou plus, l'abondance de la population a peu changé. Des résultats semblables ont été obtenus pour les taux de croissance annuels de la population avec des taux de croissance de la population restant élevés (0,999) même avec un calendrier d'application agressif du Bayluscide (c'est-à-dire un cycle d'application annuel) et un scénario de pire cas d'habitat occupé (c'est-à-dire 0,01 % de l'aire de répartition délimitée) [Figure 12].

Lorsque les applications de Bayluscide ont été simulées pour le dard de sable en fonction des données de densité de la rivière Thames, les effets au niveau de la population étaient plus importants que ceux basés sur les données de densité de Finch *et al.* (2018) [Figure 11]. Pour ce scénario, les applications fréquentes de Bayluscide (c'est-à-dire un cycle d'application d'un an) ont eu un effet important sur l'abondance de la population, en particulier lorsque l'habitat était limité (par exemple, 0,01 % de l'aire de répartition délimitée). Cette simulation a permis d'obtenir un déclin de la population de 90 % après 100 ans. Comme la fréquence du cycle d'application du Bayluscide a diminué, l'effet du Bayluscide sur la population de dards de sable a été réduit. Bien que la relation entre la fréquence du cycle d'application et les changements dans l'abondance de la population soit semblable à la simulation impliquant les données de Finch *et al.* (2018), une asymptote n'a pas été clairement atteinte en fonction des résultats sur 100 ans, même en entreprenant un cycle d'application de 10 ans. Des résultats semblables ont été obtenus en se concentrant sur les taux annuels de croissance de la population comme paramètre de mesure, où les taux de croissance de la population ont baissé à 0,977 avec un scénario du pire cas pour l'habitat disponible et un calendrier annuel d'application de Bayluscide (Figure 12).

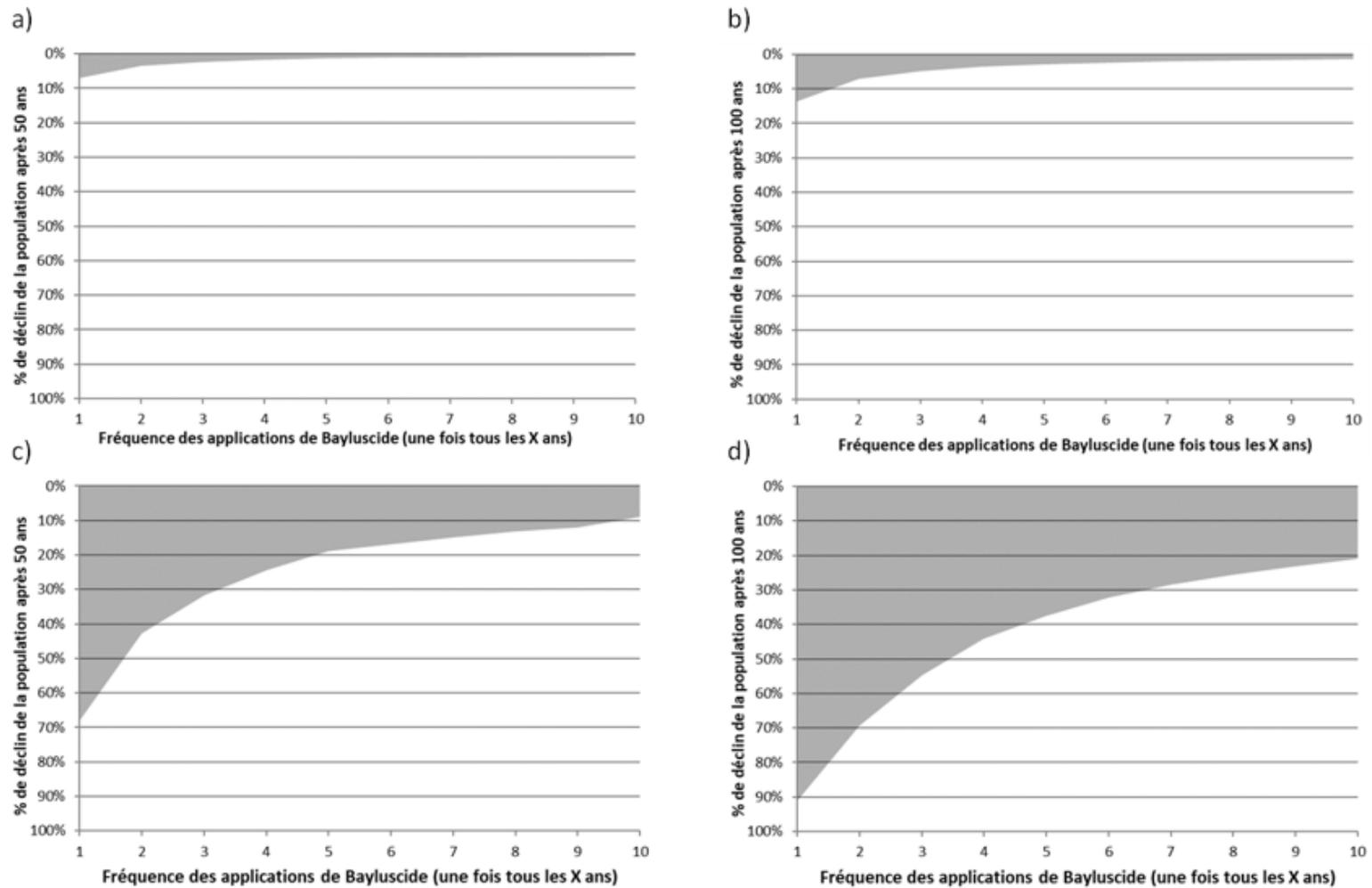


Figure 11. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de dards de sable dans la rivière Thames à la suite de cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données de densité du dard de sable de Finch et al. (2018) et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux densités de la base de données scientifiques de biodiversité du MPO. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par le dard de sable.

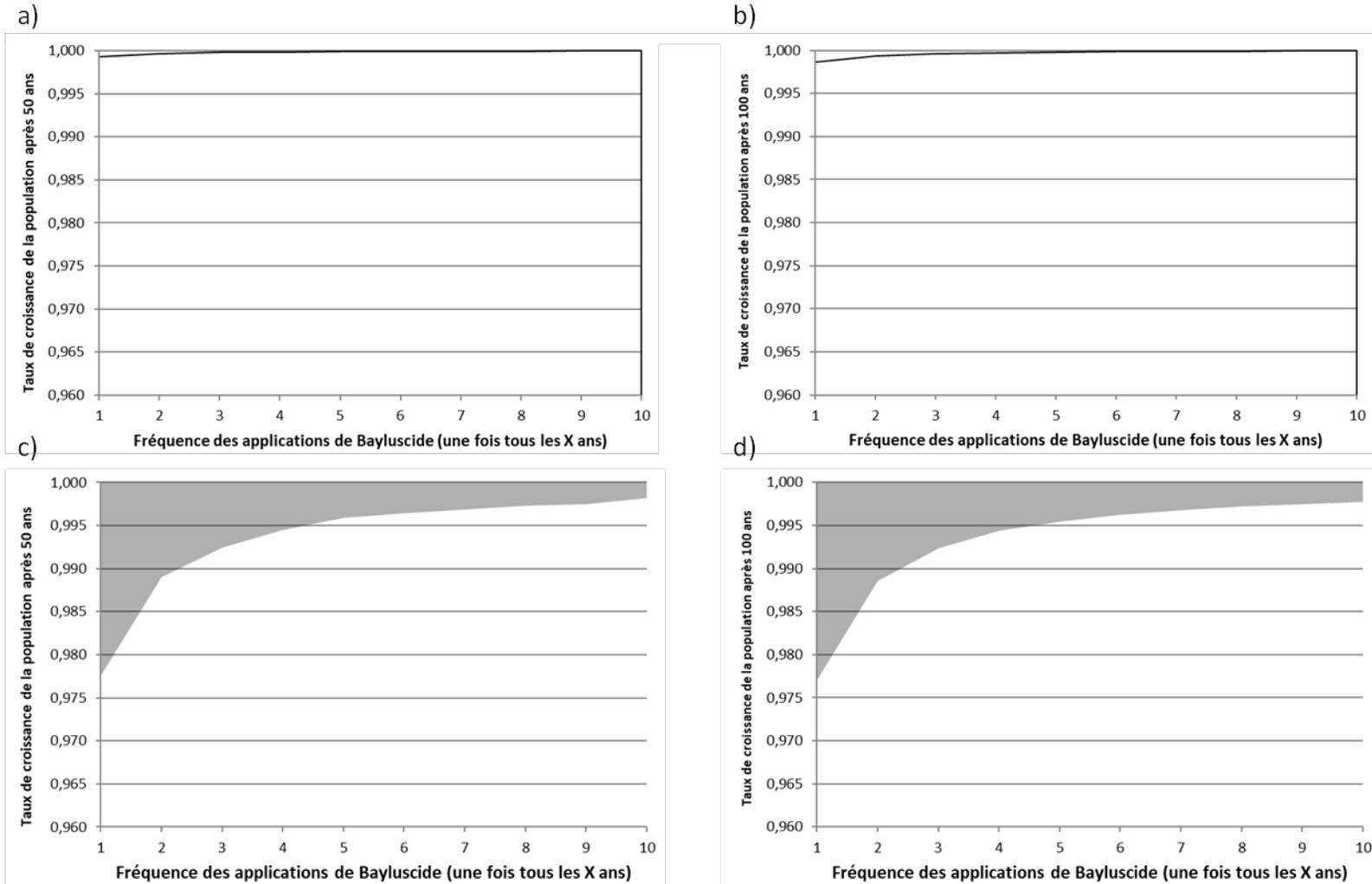


Figure 12. Taux de croissance de la population de dards de sable de la rivière Thames après des cycles d'application de Bayluscide granulaire simulés à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données sur le dard de sable de la rivière Thames de Finch et al. (2018) et pendant c) 50 ans et d) 100 ans en utilisant les données sur la densité du dard de sable de la rivière Thames de la base de données scientifiques sur la biodiversité du MPO. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par le dard de sable.

Chat-fou du nord

L'effet des applications de Bayluscide sur le chat-fou du nord dans la rivière Thames et la rivière Détroit a été très variable, en grande partie en fonction de la quantité d'habitat essentiel censé être occupé (Figure 13 et Figure 14). Pour la rivière Thames, le chat-fou du nord a connu un effondrement presque complet de sa population après 100 ans, alors qu'une petite partie de l'habitat était occupée (par exemple, 0,01 % de la zone d'habitat essentiel déterminée) et avec un cycle d'application du Bayluscide de cinq ans ou moins. Lorsque la fréquence des applications de Bayluscide a diminué à une fois tous les 10 ans, un effet important sur la population de chat-fou du nord était encore évident après 100 ans. Bien que l'effet des applications sur l'abondance de la population n'ait pas révélé une tendance logarithmique comme pour le dard de sable, une tendance logarithmique a été observée pour la croissance annuelle de la population après 50 et 100 ans. Des résultats semblables ont été trouvés pour la rivière Détroit. Cependant, l'incidence des applications du Bayluscide a été beaucoup plus importante dans la rivière Détroit que dans la rivière Thames. Les résultats concernant la rivière Détroit ont indiqué la possibilité d'un effondrement presque complet de la population (> 90 % de déclin de la population) après 100 ans pour un cycle d'application de cinq ans ou moins. La faible diminution de la population observée lorsqu'une grande partie de l'habitat était occupée (100 % de la zone d'habitat essentiel déterminée) est un artefact du modèle de population du chat-fou du nord. Le modèle de population du chat-fou du nord avait un taux de croissance de la population plus proche de $\lambda = 0,9999$ que de $\lambda = 1,00$ en raison de problèmes d'arrondi des paramètres. Ce taux de croissance de la population légèrement inférieur a entraîné un léger déclin de la population (c'est-à-dire de 5 %) lorsque la mortalité due aux applications de Bayluscide était faible, voire nulle.

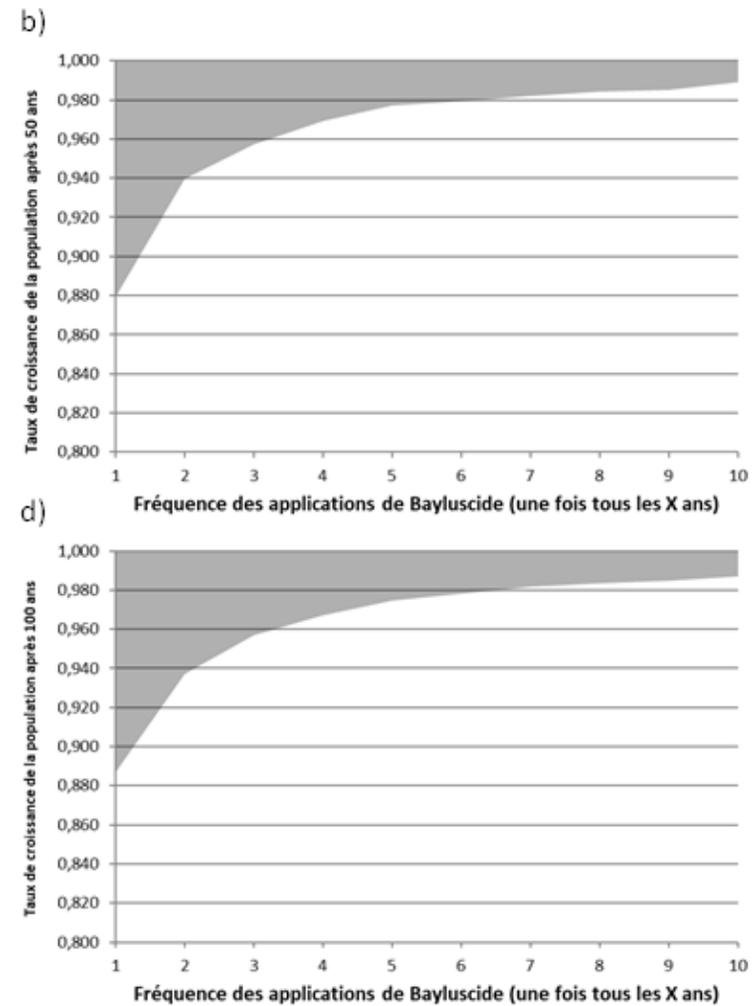
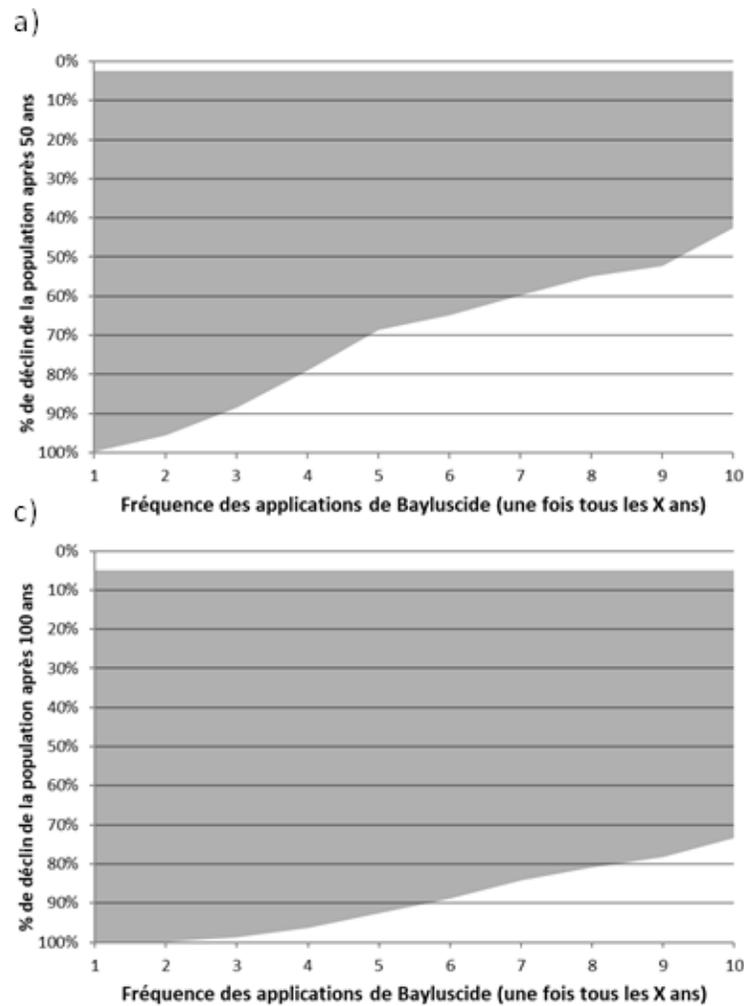


Figure 13. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de chat-fou du nord dans la rivière Thames à la suite des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et c) 100 ans en utilisant les données de densité du chat-fou du nord dans la rivière Thames. On peut également observer des changements dans les taux de croissance de la population pendant b) 50 ans et d) 100 ans pour le chat-fou du nord dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide granulaire au cours de plusieurs cycles annuels. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone d'habitat essentiel déterminée occupée par le chat-fou du nord.

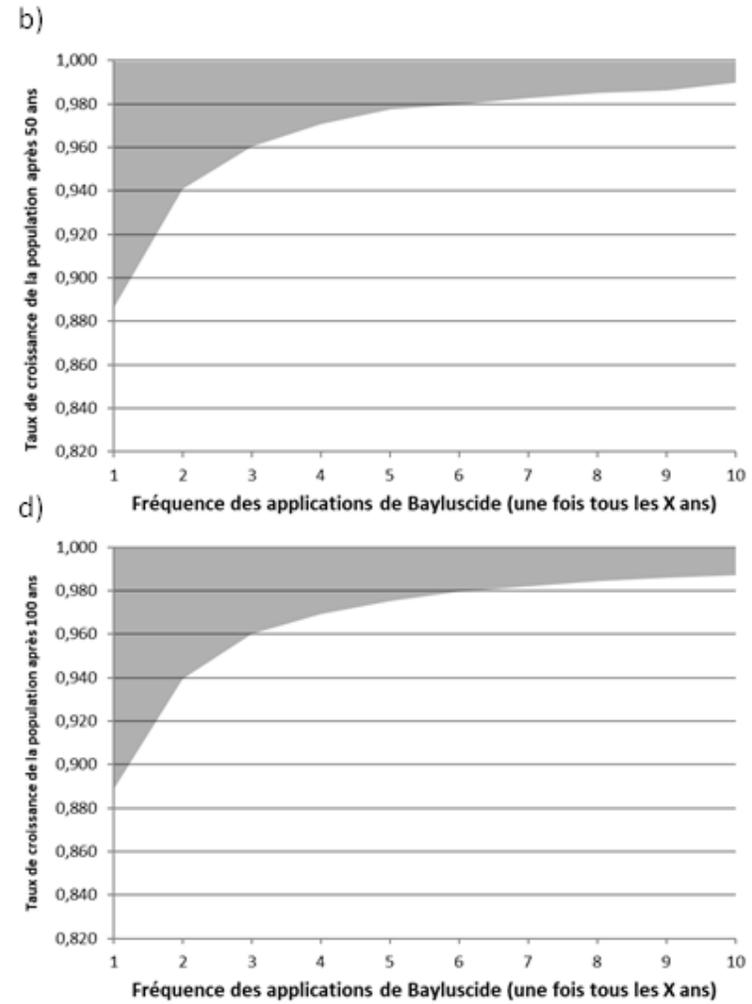
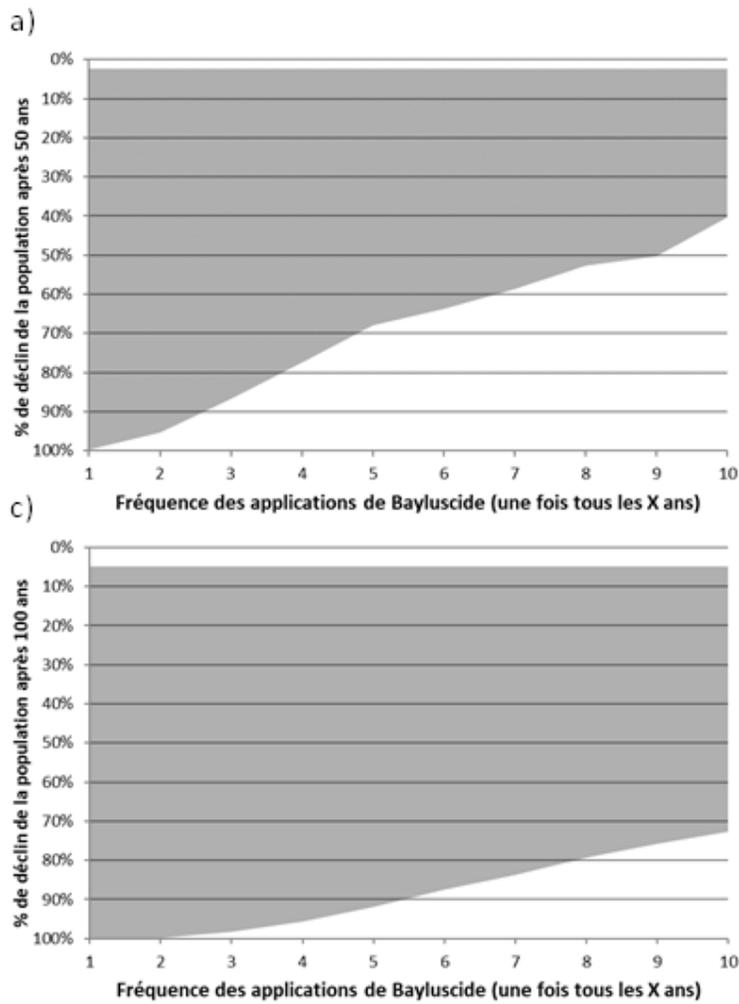


Figure 14. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de chat-fou du nord dans la rivière Détroit à la suite des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et c) 100 ans en utilisant les données de densité du chat-fou du nord dans la rivière Détroit. On peut également voir l'évolution du taux de croissance de la population pendant b) 50 ans et d) 100 ans pour le chat-fou du nord dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide granulaire en fonction des mêmes données de densité. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone d'habitat essentiel déterminée occupée par le chat-fou du nord.

Fouille-roche gris

L'effet des applications de Bayluscide sur le fouille-roche gris dans la rivière Détroit était variable et dépendait fortement de la quantité d'habitat occupé dans la zone d'habitat essentiel (Figure 15). Bien qu'il y ait eu une variabilité dans les estimations de la mortalité au niveau de la population lors de cycles d'application courts (c'est-à-dire une fois tous les 1 à 2 ans), l'effet global des applications de Bayluscide sur le fouille-roche gris était relativement faible. Comme pour d'autres espèces, une tendance logarithmique a été observée, où la diminution de la fréquence d'application au-delà d'une fois tous les six ans n'a entraîné que peu de différence dans l'abondance ou le taux de croissance de la population.

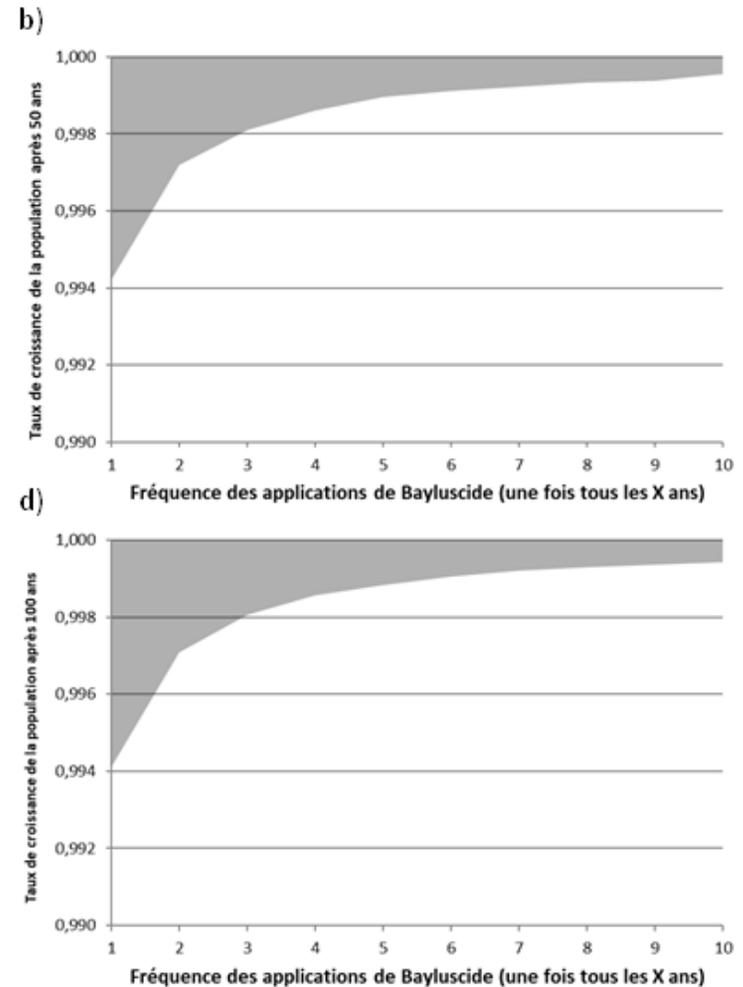
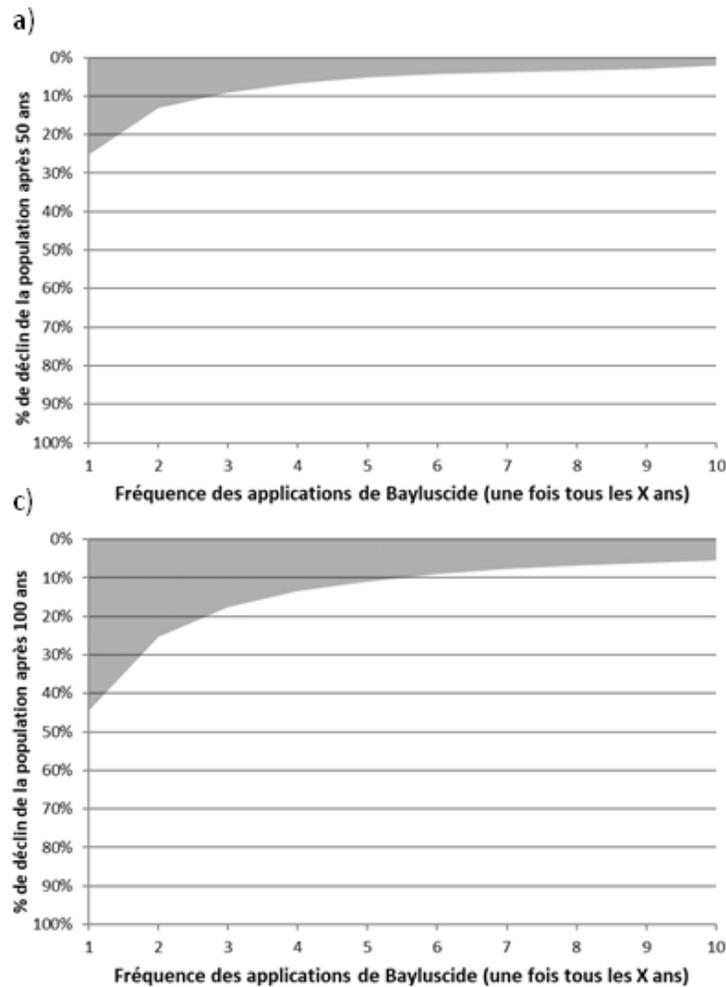


Figure 15. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de fouille-roche gris dans la rivière Détroit à la suite des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et c) 100 ans en utilisant les données de densité du fouille-roche gris dans la rivière Détroit. On peut également voir l'évolution du taux de croissance de la population pendant b) 50 ans et d) 100 ans pour le fouille-roche gris dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide granulaire en fonction des mêmes données de densité. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone d'habitat essentiel déterminée occupée par le fouille-roche gris.

Espèce *Ichthyomyzon*

La lamproie du nord associée à des espèces non identifiées *Ichthyomyzon* a connu un effondrement complet ou presque complet de sa population (c'est-à-dire un déclin de plus de 90 % de la population après 100 ans) lorsque l'habitat était limité (par exemple, 0,01 % de l'aire de répartition délimitée) dans tous les cycles d'application du Bayluscide pour les rivières Thames et Sainte-Claire (Figure 16 à Figure 19). Lorsque seules des données définitives de la lamproie du nord ont été utilisées, l'effet des applications de Bayluscide a été considérablement réduit et un effondrement presque complet de la population (c'est-à-dire > 90 % de déclin de la population après 100 ans) s'est produit uniquement lorsque le cycle d'application du Bayluscide a été mis en œuvre chaque année dans la rivière Thames. Le même scénario dans la rivière Sainte-Claire a entraîné un déclin de la population de 12 %. Le grand écart entre les résultats définitifs concernant la lamproie du nord et les résultats concernant la lamproie du nord avec des espèces non identifiées *Ichthyomyzon* est dû au fait que peu de captures définitives de lamproies du nord ont été effectuées dans les rivières étudiées. Comme les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées ont été capturées beaucoup plus souvent et en plus grande densité que les captures définitives de lamproies du nord, l'intégration des collections non identifiées a considérablement augmenté la probabilité de présence (Tableau 6) et la densité (Tableau 8) dans les sites d'application, ce qui a entraîné une plus grande mortalité (Tableau 13 et Tableau 14).

Des résultats semblables ont été obtenus pour la lamproie argentée. Lorsque l'on combine avec les présences et les densités non identifiées d'espèces *Ichthyomyzon*, les populations ont connu un effondrement complet ou quasi complet (c'est-à-dire un déclin de plus de 90 % de la population après 100 ans) pour toutes les fréquences d'application. Par ailleurs, l'effondrement de la population pour les données définitives de la lamproie argentée ne s'est produit que lorsque des applications ont eu lieu chaque année dans la rivière Thames (Figure 20 à Figure 23). Comme pour la lamproie du nord, la mortalité était plus importante lorsque l'habitat était limité (par exemple, 0,01 % de l'aire de répartition délimitée). Lorsque l'ensemble du polygone d'habitat était occupé par l'espèce, les applications de Bayluscide avaient peu d'effet sur la lamproie argentée, quelle que soit la fréquence des applications.

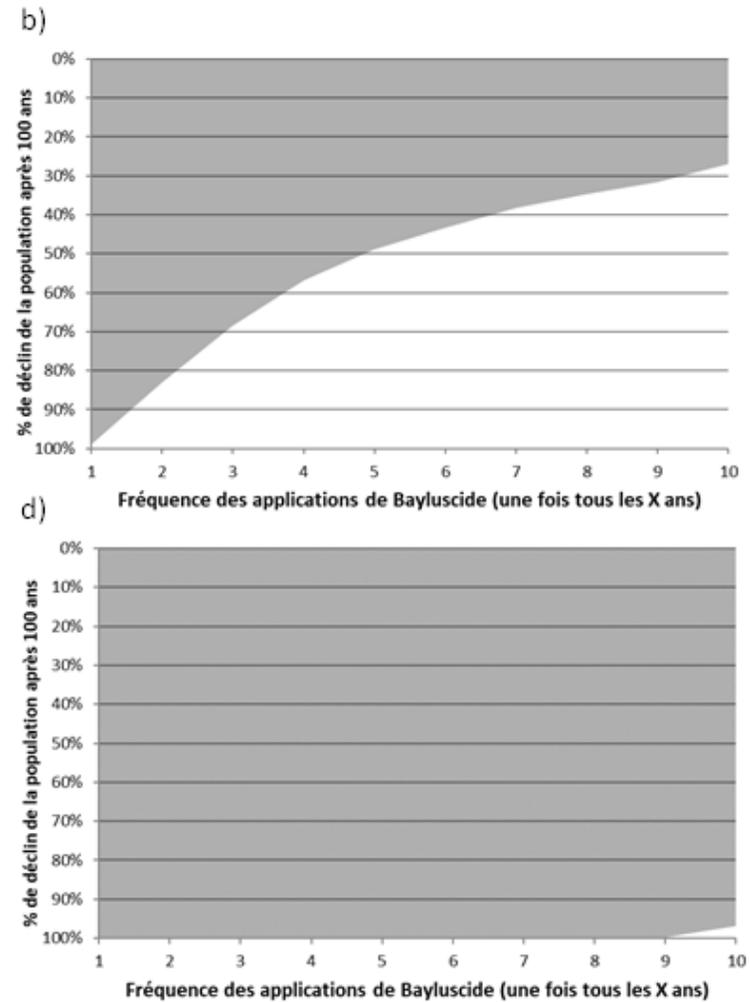
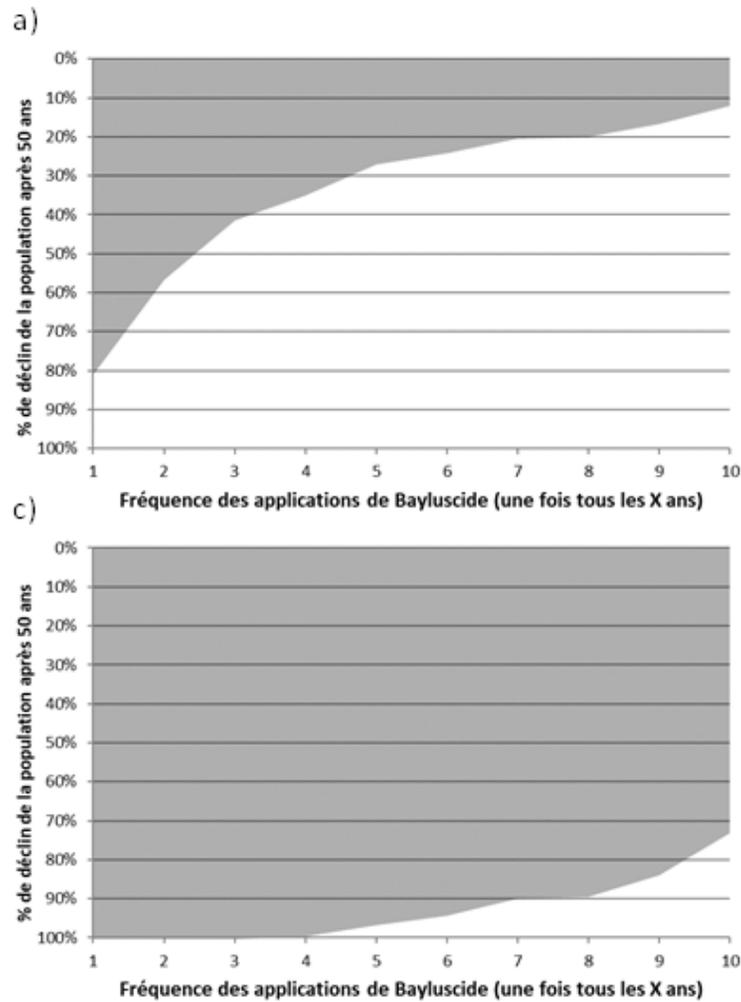


Figure 16. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de lamproie du nord dans la rivière Thames à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité pour la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.

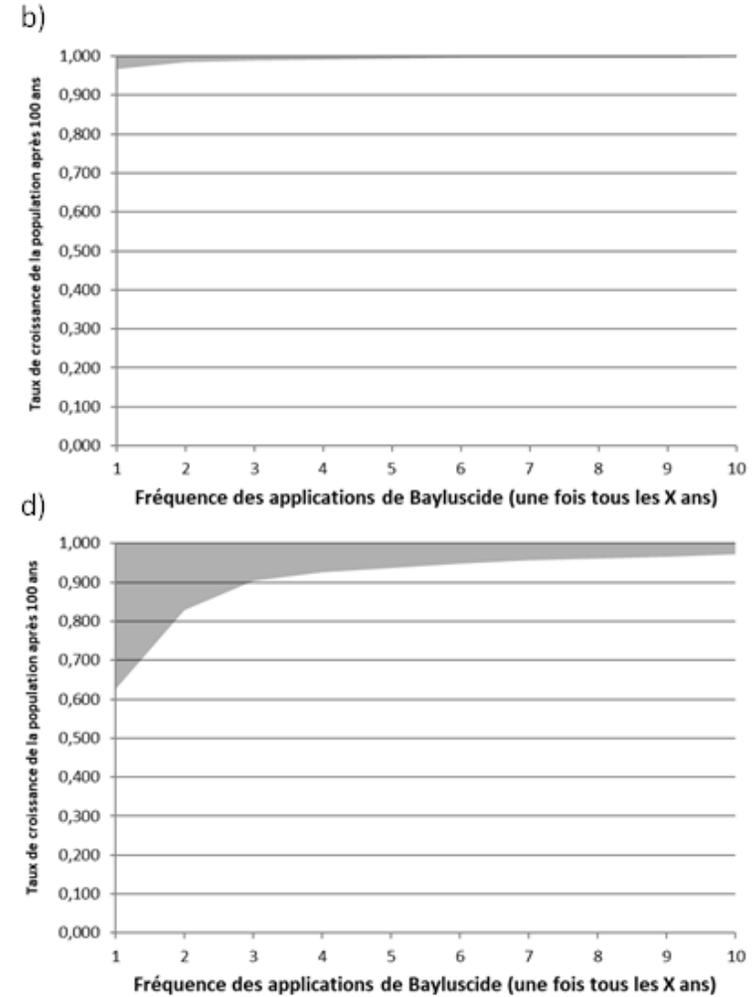
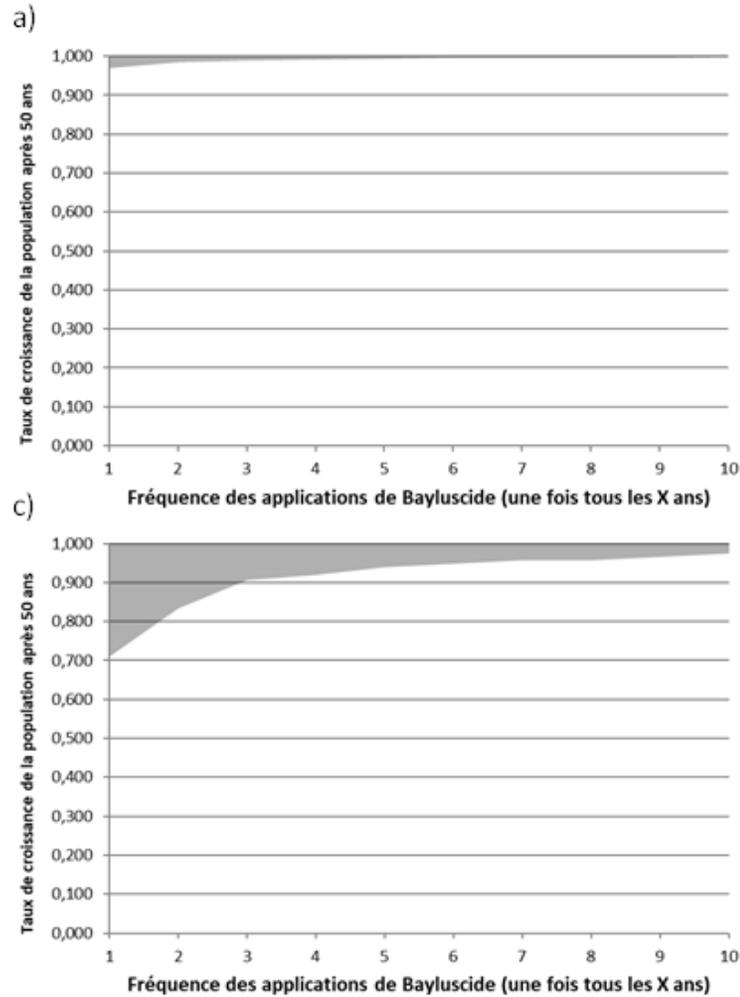


Figure 17. Taux de croissance de la population de lamproie du nord dans la rivière Thames à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et des espèces *Ichthyomyzon* non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie du nord et les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées.

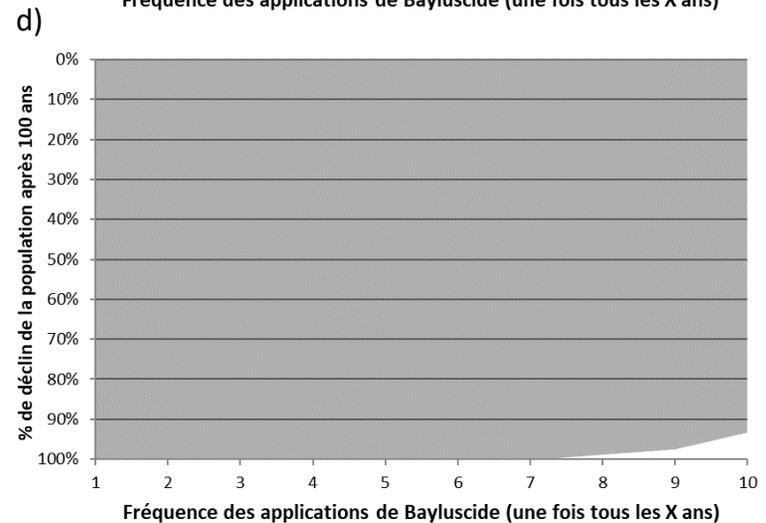
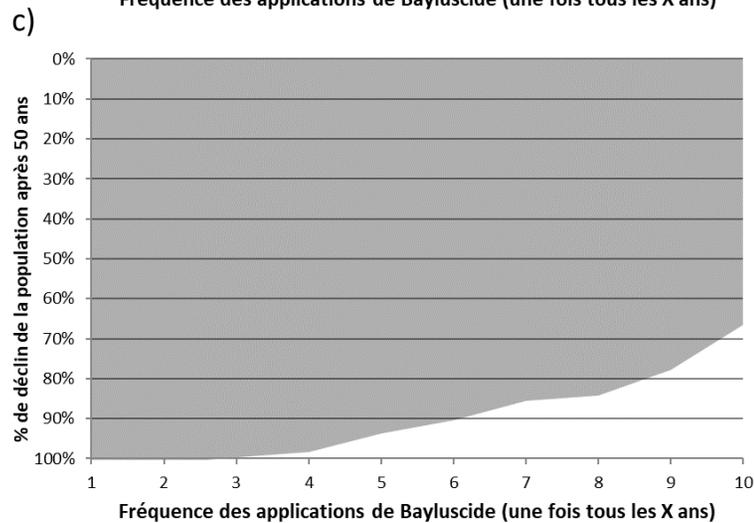
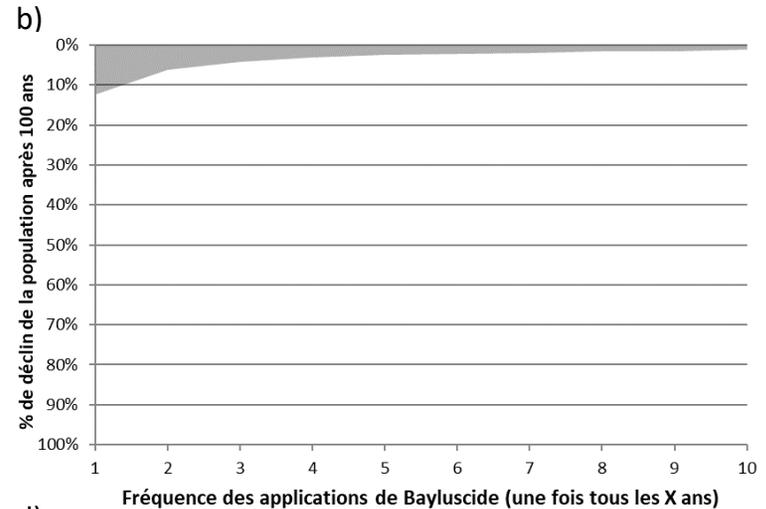
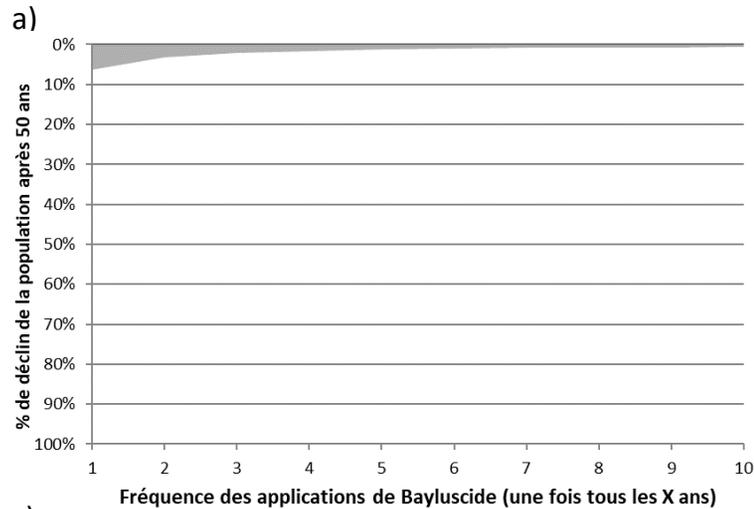


Figure 18. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et des espèces *Ichthyomyzon* non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie du nord et les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées.

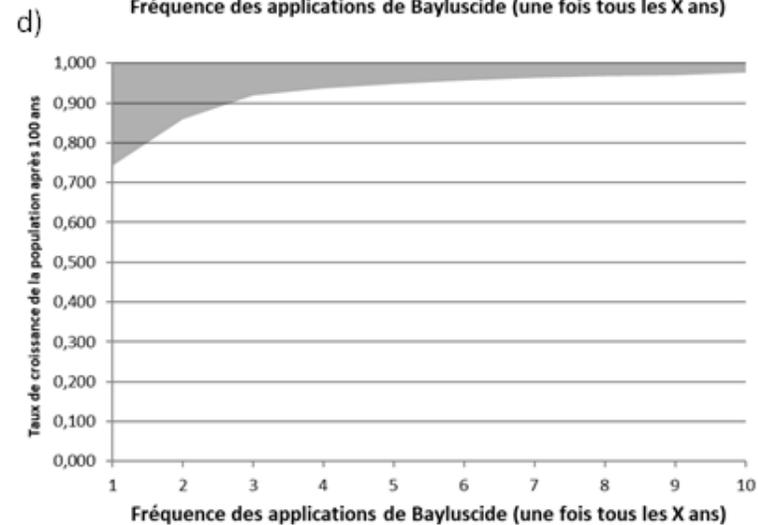
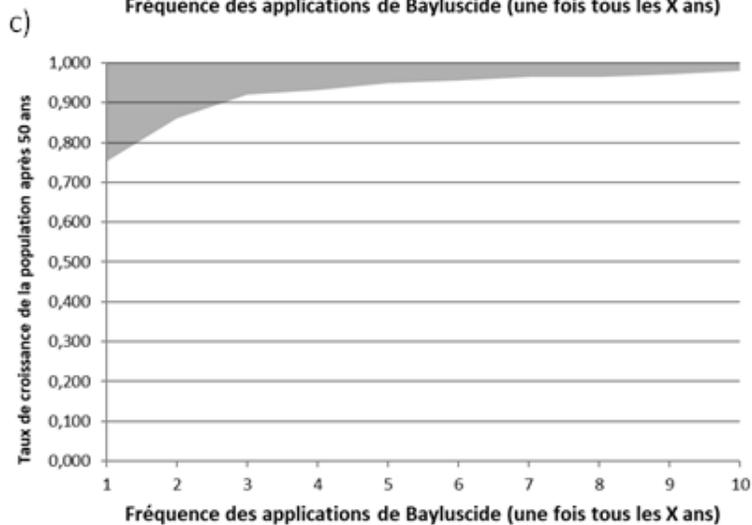
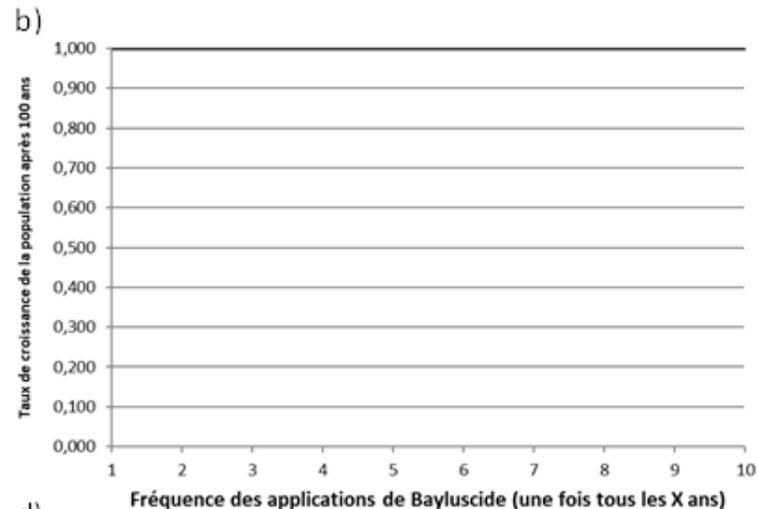
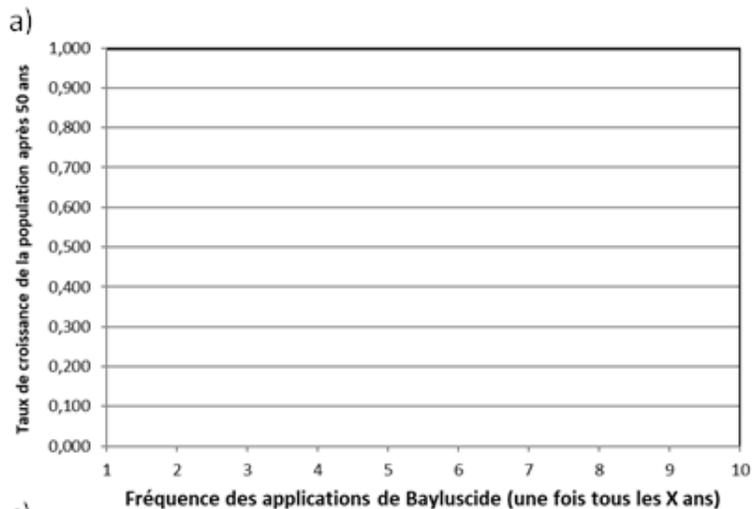


Figure 19. Taux de croissance de la population de lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.

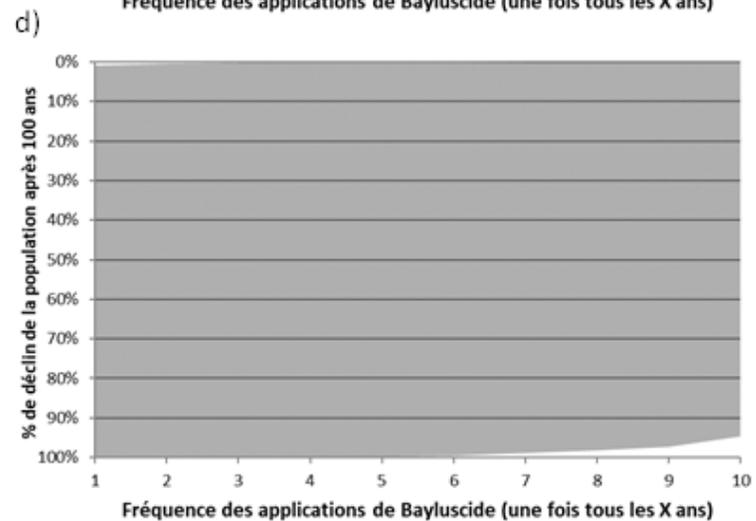
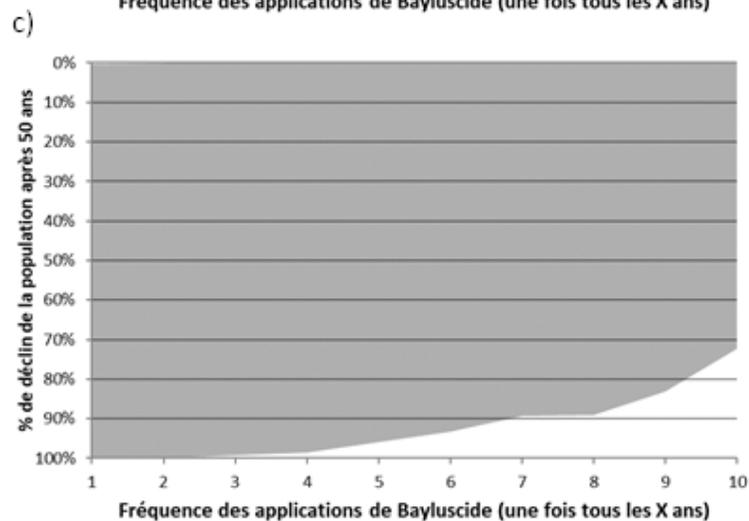
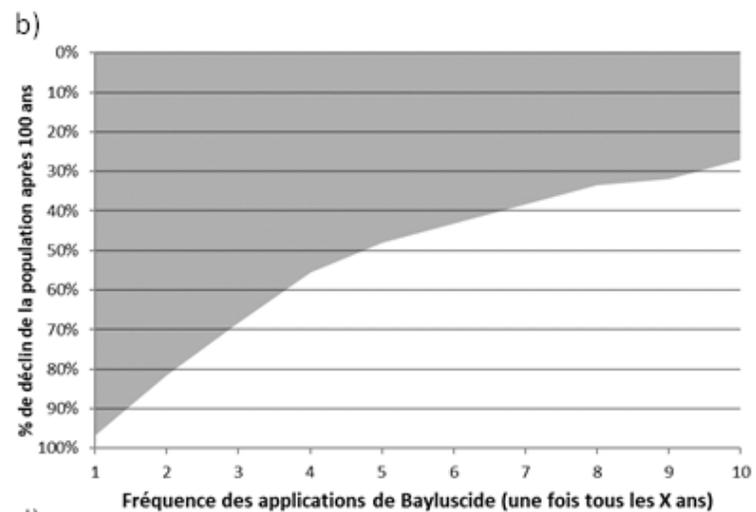
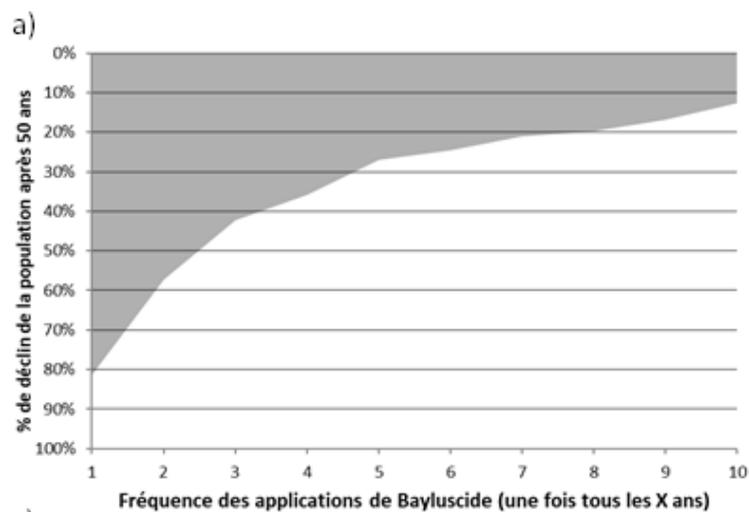


Figure 20. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de lamproie argentée dans la rivière Thames à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.

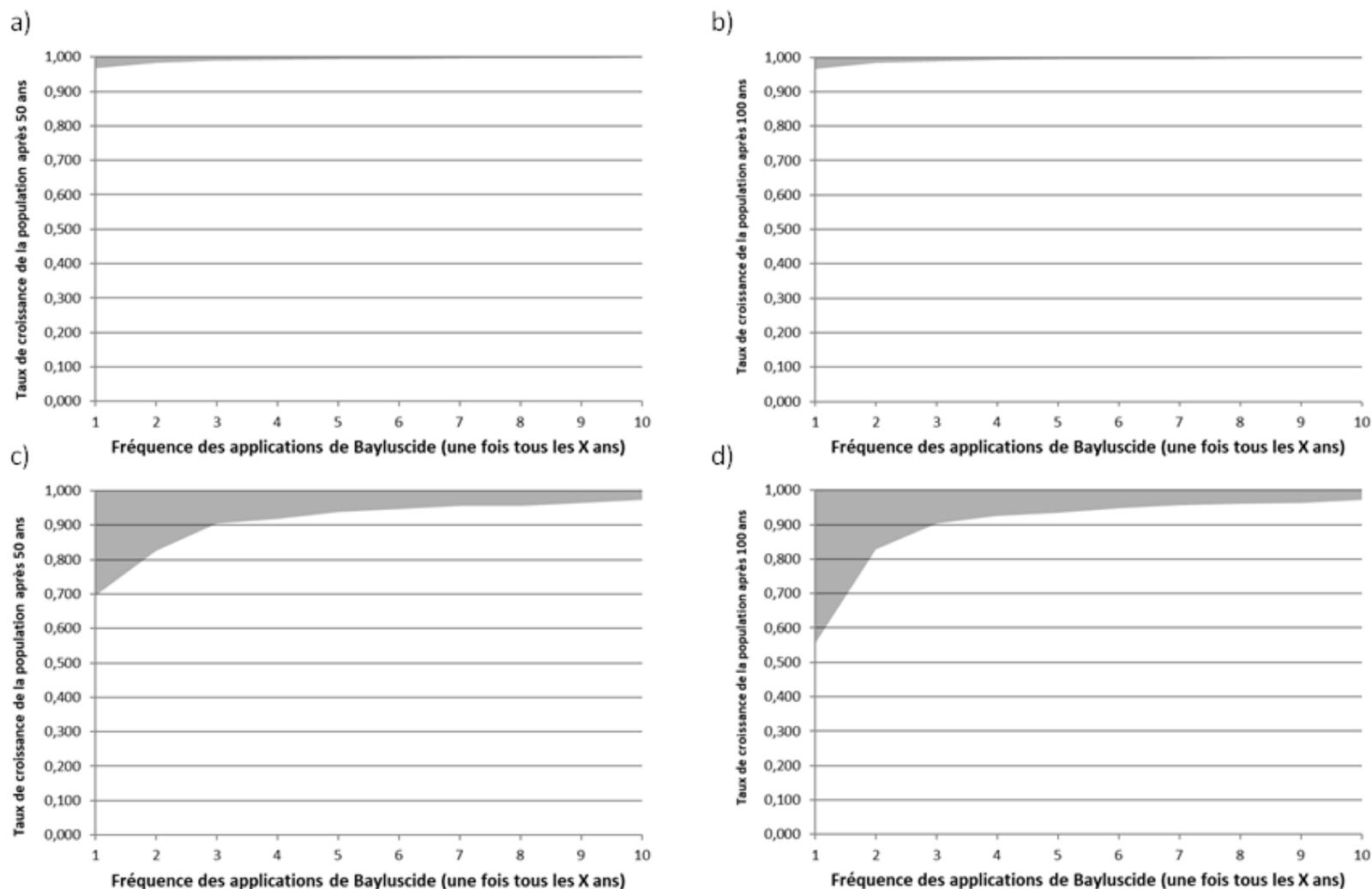


Figure 21. Taux de croissance de la population de lamproie argentée dans la rivière Thames à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.

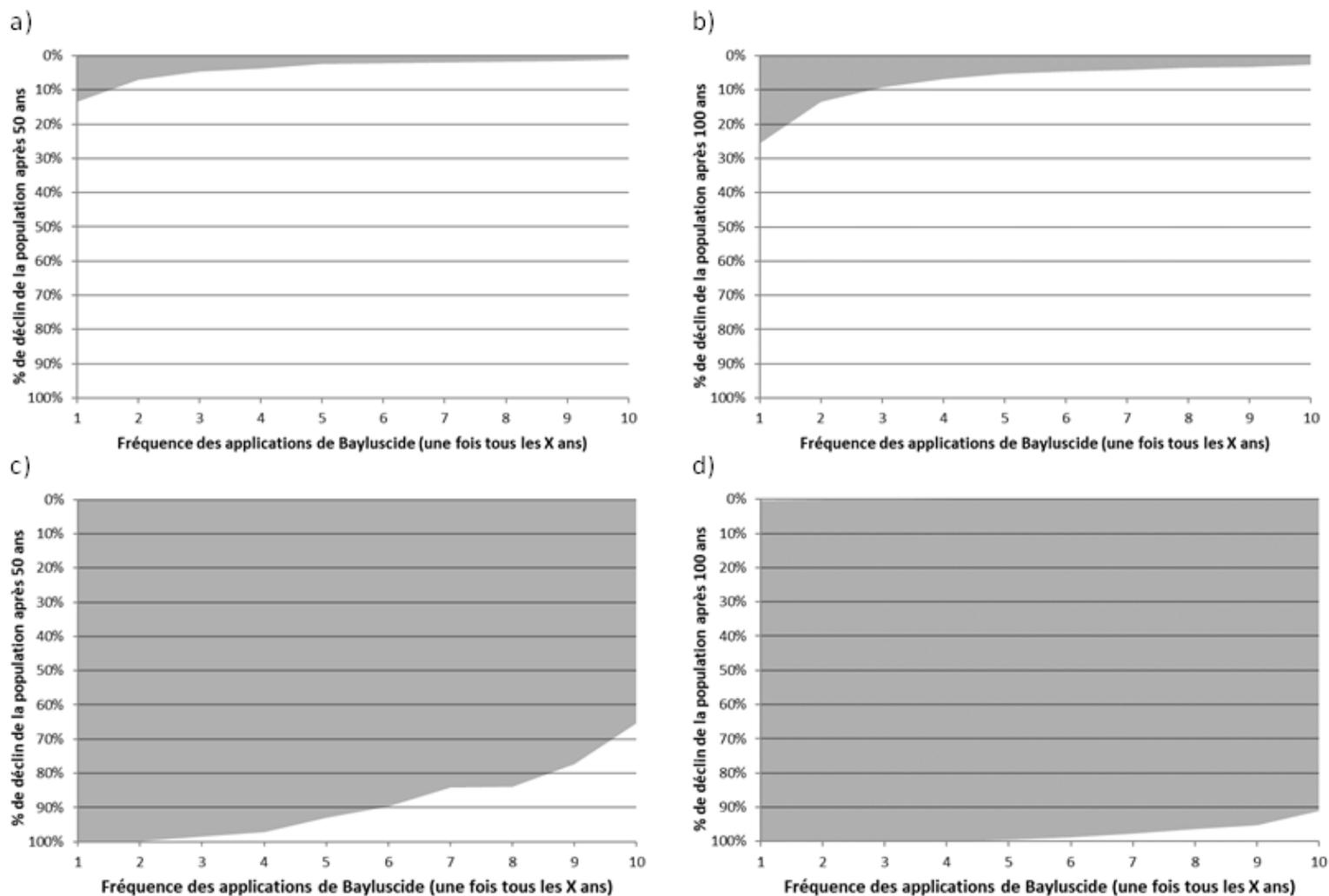


Figure 22. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population de lamproie argentée dans la rivière Sainte-Claire à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.

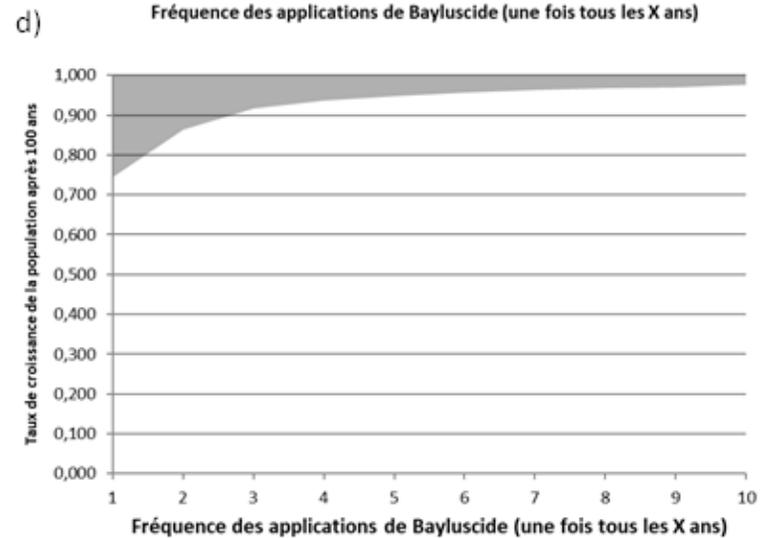
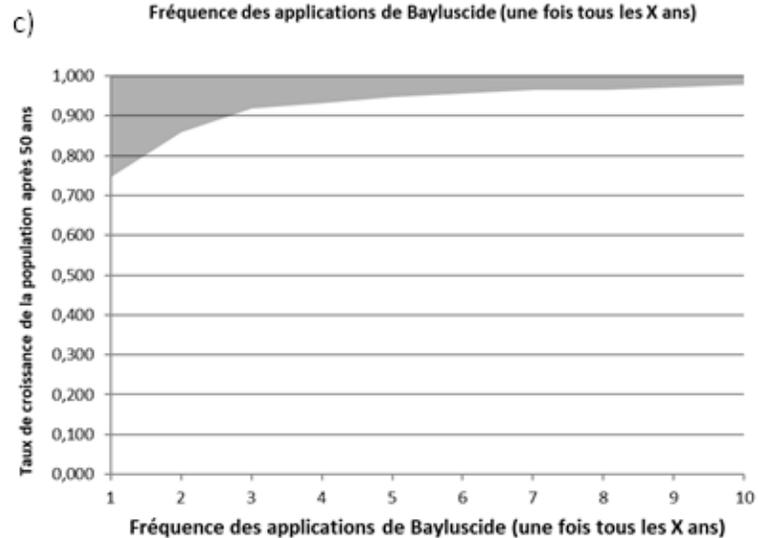
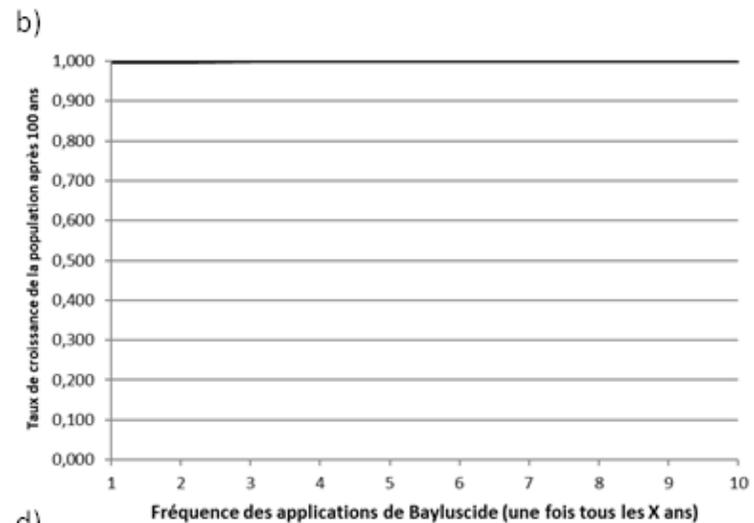
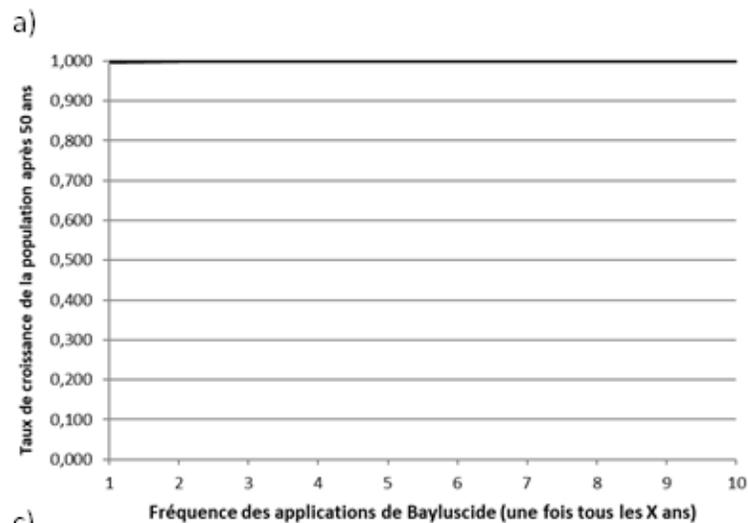


Figure 23. Taux de croissance de la population de lamproie argentée dans la rivière Sainte-Claire à la suite des cycles simulés d'application de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à 10 ans) pendant a) 50 ans et b) 100 ans en utilisant les données définitives sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et pendant c) 50 ans et d) 100 ans grâce aux données sur la densité et la mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées. La zone grisée représente l'incertitude des résultats basée sur les limites inférieure et supérieure de 0,01 % et 100 %, respectivement, de la zone délimitée occupée par la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées.

DISCUSSION

L'objectif de cette étude était d'estimer la probabilité de mortalité induite par le Bayluscide des espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante dans quatre rivières du corridor Huron-Érié, y compris le potentiel d'effets au niveau des populations. Ces analyses ont démontré que la mortalité induite par le Bayluscide est probablement faible pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante, dans la plupart des cas pour un seul cycle d'application. Ces résultats sont dus à une présence faible à modérée et à des densités de population généralement faibles des espèces dans les habitats visés par les applications de Bayluscide. Cependant, les distributions de probabilité de la mortalité étaient fortement biaisées à droite, ce qui a entraîné la possibilité d'une mortalité très élevée (de un poisson à des dizaines de poissons [à l'exclusion des lamproies] et potentiellement des centaines de lamproies argentées, de lamproies du nord et de moules d'eau douce) dans environ 5 % des cas en un seul cycle d'application.

La variation des niveaux estimés de mortalité induite par le Bayluscide est due à des facteurs propres à l'espèce. La probabilité que les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante se trouvent dans les habitats ciblés pour les applications de Bayluscide varie fortement (par exemple, l'habitat de type I du meunier tacheté, $p = 0,402$; l'habitat de type I de l'obliquaire à trois cornes, $p = 0,000$). La variation de la présence des espèces dans les habitats de type I ou de type II reflète la constatation que pour certaines espèces, les caractéristiques de l'habitat préféré peuvent être la cible des applications de Bayluscide (par exemple, le dard de sable et le meunier tacheté), alors que dans d'autres cas, les espèces sont sensibles tout en résidant dans des habitats moins propices. Il est à noter que la plupart des poissons et des moules évalués dans cette étude présentaient des probabilités non nulles de résider dans des habitats susceptibles d'être sélectionnés pour des applications et étaient généralement plus élevés pour les poissons que pour les moules. Ce dernier résultat est dû en partie à un biais d'échantillonnage dans la mesure où la plupart des échantillonnages de moules ont eu lieu dans des zones dominées par un habitat de type III, ce qui réduit les possibilités de détecter les espèces de moules dans les habitats sélectionnés pour l'application du Bayluscide. Comme les valeurs de probabilité de présence n'ont pas été corrigées pour tenir compte de la détection imparfaite ou d'autres biais liés aux engins, il est probable que la véritable probabilité d'exposition ait été sous-estimée. D'autres facteurs conduisant à des variations propres aux espèces, tels que les estimations de densité et les espèces substitutives, sont expliqués ci-dessous.

La distribution biaisée vers la droite de la mortalité induite par le Bayluscide a été principalement influencée par la distribution inégale de nombreuses espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante. La probabilité des valeurs de présence pour les poissons et les moules a montré qu'il existe de nombreux cas où les espèces dont la conservation est préoccupante n'occupent pas un site d'application, car peu d'espèces ont des valeurs de probabilité supérieures à 0,2. La faible probabilité des valeurs de présence a démontré que la majorité des applications de Bayluscide ne pourrait entraîner aucune mortalité, car aucun individu non ciblé ne serait présent sur le site. Lorsque la mortalité survient, elle se produit probablement dans un sous-ensemble de sites d'application.

Les valeurs de mortalité estimées doivent être placées dans le contexte de l'abondance de la population d'une espèce donnée dont la conservation est préoccupante. Les événements de mortalité potentiellement importants (par exemple, > 100 individus par cycle d'application) peuvent avoir des effets mineurs au niveau de la population s'ils ne représentent qu'une très faible proportion de la population. De même, une poignée d'individus tués peut représenter un déclin important si l'abondance de la population est très faible, comme cela peut être le cas

pour les espèces menacées. Malheureusement, l'abondance des populations est inconnue pour la majorité des espèces évaluées dans cette étude. L'interprétation des effets au niveau de la population est donc basée sur des hypothèses concernant la proportion d'habitat disponible occupée par une espèce et son effet sur l'estimation de la taille de la population. Lorsqu'une faible proportion de l'aire de répartition délimitée d'une espèce était supposée (par exemple, 0,01 % de l'habitat disponible occupé), la taille totale de la population était faible, et lorsque la présence, la densité et la toxicité étaient non nulles, l'incidence relative des applications de Bayluscide était plus importante, car la mortalité représentait une grande fraction de la taille de la population totale. Lorsqu'une proportion relativement élevée de l'aire de répartition délimitée a été supposée (par exemple, > 50 % de l'habitat disponible occupé), même les grands événements de mortalité représentaient une faible proportion de la taille de la population totale. Malheureusement, l'occupation de l'habitat est inconnue pour la plupart des espèces dont la conservation est préoccupante en raison du manque de cartographie détaillée de l'habitat et d'études d'occupation. Toutefois, il est raisonnable de supposer que la fraction de l'aire de répartition délimitée est bien inférieure à la saturation, car les espèces dont la conservation est préoccupante et les poissons de rivière en général présentent souvent des distributions inégales (Dunham *et al.* 2002). Les estimations de densité au sein de l'habitat occupé ont également influencé les abondances des populations, et pour de nombreuses espèces, de multiples densités plausibles ont été présentées. Par exemple, pour le dard de sable, deux estimations concurrentes de la densité des espèces ont été utilisées pour générer les abondances des populations (échantillonnage empirique c. estimations de la littérature; Finch *et al.* 2018) et celles-ci ont eu une incidence importante sur les effets au niveau des populations. L'affinement de la taille des populations des espèces évaluées dans cette étude aiderait à résoudre les conséquences au niveau des populations associées aux applications de Bayluscide dans les quatre rivières étudiées.

La mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante dans le cadre des différents cycles d'application du Bayluscide a eu des effets variables sur les changements à long terme (c'est-à-dire 50 ou 100 ans) de la trajectoire et de l'abondance des populations. Dans certains cas, la mortalité à long terme imposée par Bayluscide a entraîné un déclin ≥ 90 % de la population (chat-fou du nord, espèces *Ichthyomyzon*) alors que dans d'autres cas, les réductions étaient plus faibles (dard de sable; déclin de 13 % de la population). Toutefois, comme indiqué, ces résultats étaient extrêmement sensibles aux hypothèses concernant la taille de base de la population de poissons dont la conservation est préoccupante. En outre, les modèles ont supposé des conditions plus défavorables dans ce cas, car on a supposé que la population ne se rétablirait pas après l'application du Bayluscide. Les projections à long terme de l'effet de la mortalité induite par le Bayluscide sur les moules d'eau douce n'ont pas été intégrées, car les modèles de population de ces espèces sont extrêmement limités en termes de données. Toutefois, le taux de mortalité élevé au 95^e centile sous-entend que de fortes diminutions de ces populations sont possibles, en fonction des tailles de population supposées.

L'analyse de sensibilité a indiqué que plusieurs facteurs associés à un cycle d'application du Bayluscide avaient une forte influence sur la mortalité estimée des poissons et des moules. Par exemple, la mortalité estimée associée à un seul cycle d'application était sensible à la taille et au nombre de sites de traitement, bien que des réponses non linéaires aient été observées. L'effet des modifications de la taille et du nombre de sites était plus apparent au 95^e centile de mortalité plutôt qu'à la médiane. Cela indique que si les ajustements de la superficie ou du nombre de sites sont poursuivis en tant que mesures d'atténuation potentielles, l'effet de protection serait plus apparent pour réduire les résultats extrêmes plutôt que l'état moyen. Cependant, les espèces qui présentaient une mortalité faible ou nulle dans les conditions d'application de référence n'étaient pas susceptibles de connaître une réduction de la mortalité par l'ajustement des sites de traitement. Dans la plupart des cas, la fréquence des applications

a également eu une incidence sur les changements à long terme de l'abondance et de la trajectoire des populations. Lorsque la fréquence des applications a diminué, l'effet sur l'abondance de la population a également diminué. La relation entre la fréquence des applications et l'effet était non linéaire, dans la mesure où l'ajustement de la fréquence des applications à des fréquences relativement plus élevées (c'est-à-dire des applications tous les un à trois ans) avait un effet plus important que l'ajustement de la fréquence des applications à des fréquences plus basses. Dans plusieurs cas, dont celui du dard de sable, un point d'inflexion a été atteint où la diminution de la fréquence d'application n'a eu que peu ou pas d'effet sur le changement de l'abondance de la population. Cette relation a été encore plus influencée par l'abondance des populations. Lorsque l'abondance initiale de la population était faible, l'ampleur de l'effet des applications fréquentes était plus importante et la fréquence des applications pour atteindre le point d'inflexion était moindre que pour les grandes populations. Par exemple, les petites populations (par exemple, le chat-fou du nord) n'ont pas montré un point d'inflexion clair indiquant que les effets au niveau de la population peuvent encore être limités au minimum si les applications de Bayluscide se produisent moins fréquemment qu'une fois tous les 10 ans. Une tendance différente a été observée pour les grandes populations (par exemple, le dard de sable) avec un point d'inflexion au niveau du cycle de trois ans ou proche de celui-ci, ce qui indique que les effets au niveau de la population pourraient ne pas être davantage atténués en diminuant la fréquence des applications de Bayluscide au-delà d'une fois tous les trois ans. Dans le cas des plus petites populations, une petite mortalité survenant une fois tous les 10 ans peut être trop importante pour que la population puisse la supporter.

L'analyse présentée dans ce document de recherche est basée sur les meilleures données disponibles et sur la connaissance du processus d'application de Bayluscide. Toutefois, plusieurs hypothèses ont été formulées au cours de l'analyse et doivent être précisées. En général, les hypothèses et les principales incertitudes portent sur : 1) le manque de connaissances sur les concentrations de Bayluscide pertinentes pour l'environnement dans tous les types d'habitat, y compris la durée de présence du Bayluscide dans l'environnement aquatique; 2) le manque de toxicité du Bayluscide propre à l'espèce et l'incertitude quant aux espèces substitutives appropriées; 3) le comportement d'évitement potentiel des espèces non ciblées; 4) les préférences en matière d'habitat et les densités d'espèces qui étaient difficiles à estimer à partir des données de terrain existantes; 5) l'incertitude concernant la composition sous-jacente des espèces *Ichthyomyzon* des rivières focales; et, 6) l'incertitude concernant les processus de population, y compris les tailles de population inconnues pour la plupart des espèces dont la conservation est préoccupante. Ces problèmes sont explicités ci-après.

Comme le Bayluscide est appliqué à une densité fixe (175 kilogrammes/hectare), les différences de conditions de débit, de profondeur, de température de l'eau, de conductivité et d'autres caractéristiques de l'habitat (p. ex. habitat de type I ou de type II) peuvent entraîner des concentrations différentes du composé dans l'environnement aquatique par unité d'espace et de temps, ce qui impose une variation de l'exposition au sein des sites d'application et entre eux. Cette analyse a supposé que les concentrations de Bayluscide après une application seraient maintenues à une valeur constante dans les habitats de type I et de type II pendant une période de huit heures. Pour les poissons, deux valeurs de référence étaient utilisées, qui ont été dérivées des concentrations de Bayluscide qui entraînent la mortalité de la lamproie marine (50 %, 99,9 %) après une exposition de neuf heures (CL50 = 0,035 mg/L; CL99,9 = 0,057 mg/L; Scholefield et Seelye 1992) et des estimations d'une étude expérimentale pour les moules (Newton *et al.* 2017). Malheureusement, la connaissance de la variabilité environnementale du composé après les applications est généralement faible (Newton *et al.* 2017), mais si elle est connue, elle pourrait affiner considérablement les estimations des risques. La variabilité pourrait entraîner une mortalité supérieure aux prévisions si des

concentrations élevées existent en raison de conditions d'écoulement particulières ou des effets moindres en cas de rinçage et de dilution rapides du composé.

C'était également supposé que les concentrations environnementales de Bayluscide étaient contenues uniquement dans les habitats de type I ou II. Si des concentrations de Bayluscide non nulles sont présentes dans l'habitat de type III, soit parce qu'un habitat de type III existe dans les sites d'application en raison de l'imprécision de l'évaluation du substrat sur le terrain, soit en raison de la migration du composé au-delà des sites d'application, les résultats présentés ici sous-estimeront l'exposition et la mortalité potentielle des espèces dont la conservation est préoccupante et qui se trouvent principalement dans les substrats grossiers (par exemple, chevalier noir, chevalier de rivière, villeuse irisée [*Villosairis*]). C'était également supposé qu'un cycle d'application conduisait à une sélection égale des habitats de type I et de type II. Si un cycle d'application est biaisé en faveur de l'un ou l'autre type d'habitat (soit en raison de l'hétérogénéité des substrats au sein du site ou de la pondération intentionnelle des types de substrats entre les sites), la mortalité sera différente des estimations présentées ici.

Une incertitude substantielle entoure la toxicité du Bayluscide pour chaque espèce focale en raison d'un manque d'essais de toxicité propre à l'espèce. En plus de l'incertitude quant à la concentration du composé dans l'environnement, l'exposition réelle et la mortalité attendue sont sujettes à un manque de précision des prévisions. Les espèces substitutives ont été choisies en fonction d'une correspondance taxonomique hiérarchique pour refléter la similarité des réponses physiologiques au sein des genres et des familles ou la correspondance des habitats si la correspondance taxonomique n'était pas possible. L'adéquation des espèces substitutives doit être rigoureusement testée pour déterminer si certains poissons ou moules à risque sont plus ou moins sensibles que les espèces substitutives. Étant donné le statut en péril des espèces résultant des effets combinés de multiples facteurs de stress (Richter *et al.* 1997), il est possible que les réponses propres aux espèces soient plus extrêmes que celles des espèces substitutives communes, ce qui augmente la mortalité par rapport aux estimations de cette étude. En outre, la toxicité du Bayluscide peut également être influencée par le stade biologique, dans la mesure où les jeunes individus présentent une plus grande sensibilité que les adultes, comme c'est le cas pour de nombreuses toxines environnementales. L'influence du stade biologique sur la toxicité n'a pas été prise en compte, car la toxicité au niveau de l'espèce ne peut être définie sans l'utilisation d'espèces substitutives. Toutefois, cette incertitude justifie une exploration plus approfondie.

Une autre hypothèse essentielle est que l'analyse n'a pas pris en compte la variation de l'exposition propre à l'espèce ou au site résultant des paramètres comportementaux des organismes non ciblés (par exemple, positionnement benthique ou pélagique dans le cours d'eau; poissons ou moules) et que l'incidence ou l'efficacité du comportement d'évitement n'a pas été prise en compte s'il se produisait dans la nature. Lorsque des organismes étaient présents sur un site d'application, on a supposé qu'ils étaient exposés de manière égale aux concentrations cibles (0,035 mg/L et 0,057 mg/L pour les poissons; 11 mg/L pour les moules) pendant huit heures. Lorsque le Bayluscide granulaire est appliqué sur le site, les granules coulent au fond et le Bayluscide est lentement dissous pour traiter les 5 cm inférieurs de la colonne d'eau (Newton *et al.* 2017). Par conséquent, les organismes fouisseurs (c'est-à-dire les moules et les lamproies) connaîtront probablement les plus fortes concentrations de Bayluscide sur une période prolongée. Les espèces non fouisseuses sont également probablement exposées, mais le taux et les conséquences de l'exposition dépendront d'une série de facteurs impliquant la position des poissons pendant l'essai, la concentration du composé dans l'environnement et la possibilité que des comportements d'évitement se produisent, y compris la disponibilité de zones de refuge appropriées. Il existe des preuves que certaines espèces peuvent détecter et éviter activement le Bayluscide au cours d'essais en laboratoire (Boogaard

et al. 2016), mais on ne sait pas si les réactions d'évitement se produiront sur le terrain ou si ces réactions seront généralisées à l'ensemble des espèces non visées. Les espèces à gros corps peuvent être plus susceptibles de quitter un site d'application en raison d'une capacité de nage accrue, mais la relation entre la taille des poissons et l'évitement du Bayluscide est inconnue. En outre, si l'évitement peut réduire l'importance de la voie physiologique directe dans la mortalité induite par le Bayluscide (Andrews *et al.* 2021), il peut entraîner d'autres coûts écologiques tels qu'un risque accru de prédation ou d'autres changements de rythme vital résultant de la migration vers un habitat sous-optimal. D'autres voies de mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante induites par le Bayluscide, telles que les effets du réseau trophique, sont définies dans Andrews *et al.* (2021).

Les résultats de cette étude ont été sensibles aux hypothèses sur la densité des poissons et des moules dans l'environnement. Bien que les données utilisées pour estimer la densité des poissons et des moules représentent l'échantillonnage le plus complet des espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs, certaines espèces n'ont été caractérisées que par quelques collectes de terrain, ce qui indique que l'estimation de la densité repose sur un nombre limité d'études de terrain. L'approche utilisée pour estimer la densité des poissons peut sous-estimer la densité réelle, car l'échantillonnage sur le terrain a été effectué à une grande échelle spatiale (centaines de m²), omettant ainsi des microhabitats potentiellement petits, mais à haute densité. Ce problème ne s'applique pas aux moules pour lesquelles les estimations de la densité du champ ont été calculées à petite échelle (unités de m²), puis extrapolées à des zones plus vastes. L'incertitude des estimations de la densité des poissons a été évaluée en incorporant les densités générées par l'approche de la superficie par individu (Minns 2003). Les estimations de la densité des poissons obtenues par le biais des relations de la superficie par individu ont généralement indiqué des densités plus élevées que celles obtenues par l'échantillonnage sur le terrain, ce qui laisse supposer qu'une détection imparfaite et d'autres biais liés aux engins peuvent avoir conduit à des sous-estimations de la densité réelle basées sur les seules données de terrain. Par exemple, en fonction des densités de la superficie par individu, la probabilité de dommages était sensiblement plus élevée pour plusieurs espèces de poissons, notamment le dard de sable, le brochet vermiculé et le méné camus, pour lesquels la mortalité médiane a indiqué la mort de plus de huit poissons par cycle d'application du Bayluscide. La variation entre les densités de la superficie par individu et celles générées à partir de données empiriques démontre la nécessité d'évaluer davantage la densité de ces espèces dans chaque rivière focale afin de mieux comprendre les dommages imposés par les applications de Bayluscide.

Les limites des données sur la densité des moules ont présenté un autre défi, car les densités de moules ont été extrapolées à partir d'un échantillonnage de terrain à petite échelle basé sur la densité. Cette extrapolation a donné lieu à des scénarios dans lesquels des centaines de moules sont mortes à la suite de l'application du Bayluscide. Cette extrapolation était nécessaire pour estimer les densités potentielles de moules dans les sites d'application du Bayluscide, mais peut avoir surestimé les densités réelles de l'espèce dans l'ensemble du site d'application.

Les espèces de moules des rivières Sainte-Claire et Détroit ont été considérées comme absentes en raison des preuves que l'invasion de dreissenidés (moule zébrée [*Dreissena polymorpha*] et moule quagga [*D. bugensis*]) a entraîné la disparition fonctionnelle des unionidés indigènes dans le corridor Huron-Érié (Schloesser *et al.* 2006). L'absence de détection récente d'unionidés indigènes dans les rivières Sainte-Claire et Détroit a empêché l'estimation de la mortalité induite par le Bayluscide dans ces réseaux. Cependant, un récent échantillonnage effectué en 2019 par Allred *et al.* (2020) a démontré que des populations de plusieurs espèces en péril (l'obliquaire à trois cornes, la pleurobème écarlate et la mulette

feuille d'érable) sont toujours présentes dans les eaux canadiennes de la rivière Détroit. Le statut de ces espèces et d'autres dans la rivière Sainte-Claire reste inconnu. Compte tenu de l'état très déprimé des populations de moules qui pourraient exister dans la rivière Sainte-Claire et de celles récemment confirmées dans la rivière Détroit, toute augmentation de la mortalité, même si elle est peu fréquente, pourrait entraîner des effets importants au niveau de la population.

L'incertitude des processus de population, y compris les taux de croissance inconnus de la plupart des espèces évaluées, devrait influencer les conséquences des applications de Bayluscide au niveau des populations. Puisque les taux de croissance de la population ont été fixés à $\lambda = 1,0$, les populations de poissons ont été modélisées de manière à ce qu'elles ne se rétablissent pas à la suite d'une mortalité due à une application de Bayluscide. Cependant, si les populations de dard de sable, de chat-fou du nord, de dard de rivière ou d'espèces *Ichthyomyzon* connaissent des taux de croissance de $\lambda > 1,0$ après application, les déclin à long terme de ces espèces pourraient être moins graves que ceux modélisés. Compte tenu de cette situation, les populations peuvent potentiellement atteindre les abondances d'avant le Bayluscide à condition que l'effet net du rétablissement de la population soit supérieur à la mortalité imposée par les applications récurrentes de Bayluscide. Inversement, plusieurs populations pourraient actuellement connaître des taux de croissance en baisse ($\lambda < 1,0$) où des sources de mortalité supplémentaires, y compris les applications de Bayluscide, entraîneraient des déclin plus rapides de l'abondance de la population et des taux de croissance plus faibles que ceux de cette analyse. Enfin, cette analyse n'a pas pris en compte les effets d'Allee qui peuvent conduire à la disparition locale de petites populations avec ou sans ajout de Bayluscide. Dans les cas où les populations étaient suffisamment petites (par exemple, habitat utilisable $\sim 0,01$ % de l'aire de répartition délimitée ou polygone d'habitat essentiel), les effets d'Allee auraient entraîné un plus grand potentiel d'effondrement de la population.

Enfin, l'estimation de la mortalité de la lamproie argentée et de la lamproie du nord s'est heurtée à des difficultés importantes en raison de la difficulté d'identifier positivement ces espèces au stade de larves. L'approche analytique qui implique deux estimations de la probabilité de présence et de la densité (1 : identification définitive au niveau de l'espèce; et 2 : identification au niveau de l'espèce plus la fraction inconnue du genre) englobe probablement les limites supérieure et inférieure de la mortalité attendue, mais ce faisant, a imposé des estimations de mortalité et des réponses de population associées très différentes (par exemple, la lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire). Lorsque les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées ont été incorporées, la probabilité de présence et les valeurs de densité ont considérablement augmenté pour les deux espèces dans les rivières Sainte-Claire et Thames, à l'exception des estimations de densité de la lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire qui ont considérablement diminué lorsque les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées ont été incluses.

Les limites et les hypothèses évoquées ci-dessus mettent en évidence les possibilités de recherche visant à accroître la précision des estimations de la mortalité potentielle des espèces dont la conservation est préoccupante à la suite des applications de Bayluscide. Des expériences sur le terrain visant à déterminer la concentration de Bayluscide à divers endroits à l'intérieur et à l'extérieur des sites d'application réduiraient considérablement l'incertitude concernant la concentration prévue pour les organismes non ciblés. Enfin, l'élaboration de courbes dose-réponse du Bayluscide pour des espèces substitutives et des durées d'exposition appropriées permettrait également d'améliorer la précision des estimations de la toxicité du Bayluscide. Actuellement, le seul travail récent explorant la toxicité du Bayluscide a été réalisé sur les moules (Newton *et al.* 2017) alors que la majorité des travaux sur la toxicité des poissons datent de plus de 20 ans et manquent de données sur la CL50 ou la dose-réponse

pour les poissons à des durées d'exposition de moins de 12 heures (Marking et Hogan 1967, Dawson 2003).

Malgré ces limites, cette analyse fournit la première évaluation quantitative de la mortalité des espèces dont la conservation est préoccupante, résultant des applications de Bayluscide granulaire, y compris le potentiel d'effets au niveau des populations. Plusieurs études ont déterminé des espèces sensibles au Bayluscide (Marking et Hogan 1967, Dawson 2003, Schreier *et al.* 2008, Ali 2012, Newton *et al.* 2017). Cependant, ces études ont rarement pris en compte l'ensemble des facteurs nécessaires pour estimer la mortalité résultant d'une exposition environnementale. L'analyse démontre que la plupart des applications se caractériseront par une mortalité nulle ou relativement faible des organismes non ciblés, mais avec une mortalité potentiellement beaucoup plus élevée (d'un poisson à des dizaines de poissons à risque; potentiellement des centaines de lamproies indigènes et de moules d'eau douce à risque) dans certains cas dans les rivières Sainte-Claire, Détroit, Thames et Sydenham. L'analyse démontre également les dommages potentiels des applications en cours de Bayluscide, en particulier pour les petites populations. Dans l'ensemble, l'analyse fournit également un support basé sur un modèle pour l'efficacité des mesures de gestion (changements de fréquence d'application, taille ou nombre de sites) qui peuvent être mises en œuvre pour réduire le potentiel d'événements de mortalité extrême; cependant, l'effet de ces mesures doit être rigoureusement testé en reconnaissant que les principales incertitudes définies ci-dessus peuvent influencer les tailles d'effet perçues.

REMERCIEMENTS

Nous remercions les nombreuses personnes qui ont contribué à l'élaboration de ce document de recherche. Nous remercions D. Andrews d'avoir généré des données à partir des bases de données du MPO et d'avoir fourni des renseignements sur l'habitat essentiel et la répartition des espèces afin d'éclairer les modèles de population. Nous remercions J. Barnucz pour ses conseils sur l'interprétation de l'échantillonnage sur le terrain. Nous remercions M. Steeves, T. Morris et K. McNichols-O'Rourke pour l'accès aux données sur la lamproie marine et les moules, respectivement, et pour leurs conseils. Merci au personnel du CCLM du MPO d'avoir répondu aux nombreuses questions sur les procédures d'application du Bayluscide granulaire et les données connexes. Nous remercions également R. Prosser, P. Gillis, et M. Boogaard pour leur discussion utile sur les calculs de sensibilité du Bayluscide propre à l'espèce. N. Wasilik et E. Quider ont créé les cartes dans ce document. Nous remercions également S. Dunn, S. Staton, M. Steeves, B. Morrison, P. Sullivan et L. Bouvier pour leurs commentaires utiles sur la portée et les méthodes contenues dans ce document de recherche. Enfin, nous remercions M. Wilkie et M. Docker pour les examens formels du document de recherche.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Ali, A.A. 2012. Effects of Bayluscide on the different sizes of *Biomphalaria glabrata*, in the intermediate host *Schistosoma mansoni*. 2nd International Conference on Ecological, Environmental and Biological Sciences: 29–30.
- Allred, S.S., Woolnough, D.A., Morris, T.J., and Zanatta, D.T. 2020. Status update for native mussels in the Detroit River. In [Proceedings of the 2019 Canadian Freshwater Mollusc Research Meeting: December 3-4, 2019, Burlington, Ontario](#). Edited by T.J. Morris, K.A. McNichols O'Rourke, and S.M. Reid. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3352: viii + 34 p.
- Andrews, D.W., Smyth, E.R.B., Lebrun, D.E., Morris, T.J., McNichols-O'Rourke, K.A. et Drake, D.A.R. 2021. [Risque relatif des applications de Bayluscide granulaire pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante dans le bassin des Grands Lacs](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/034. viii + 183 p.
- Bergstedt, R.A., McDonald, R.B., Mullett, K.M., Wright, G.M., Swink, W.D., and Burnham, K.P. 2003. Mark-recapture population estimates of parasitic Sea Lampreys (*Petromyzon marinus*) in Lake Huron. J. Great Lakes Res. 29 (Suppl. 1): 226–239.
- Bills, T.D., and Marking, L.L. 1976. Toxicity of 3-Trifluoromethyl-4-nitrophenol (TFM), 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilidae (Bayer 73), and a 98:2 mixture to fingerlings of seven fish species and to eggs and fry of Coho Salmon. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in Fish Control 69: 24 p.
- Boogaard, M.A., Erickson, R.A., and Hubert, T.D. 2016. Evaluation of avoidance behavior of Tadpole Madtoms (*Noturus gyrinus*) as a surrogate for the endangered Northern Madtom (*Noturus stigmosus*) in response to granular Bayluscide. USGS Report 2016-1130: 11p.
- Coker, G.A., Portt, C.B., and Minns, C.K. 2001. [Morphological and ecological characteristics of Canadian freshwater fishes](#). Can. MS Rpt. Fish. Aquat. Sci. 2554: iv + 89 p.
- COSEPAC (Comité sur le statut des espèces en péril au Canada). 2011. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la lamproie argentée, populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent et populations des rivières Saskatchewan et Nelson \(*Ichthyomyzon unicuspis*\) au Canada](#). Comité sur le statut des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 62 p.
- Dawson, V.K. 2003. Environmental fate and effects of the lampricide Bayluscide: a Review. J. Great Lakes Res. 29 (Suppl. 1): 475–492
- Delignette-Muller, M.L., Dutang, C., Pouillot, R., Denis, J.B., and Siberchicot, A. 2020. [Help to Fit of a Parametric Distribution to Non-Censored or Censored Data](#).
- Docker, M.F., Mandrak, N.E., and Heath, D.D. 2012. Contemporary gene flow between “paired” silver (*Ichthyomyzon unicuspis*) and northern brook (*I. fossor*) lampreys: implications for conservation. Conserv. Genet. 13(3): 823–835.
- Dunham, J.B., Rieman, B.E., and Peterson, J.T. 2002. Patch-based models to predict species occurrence: lessons from salmonid fishes in streams. In Predicting species occurrences: Issues of scale and accuracy. Edited by J. M. Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall, and F.B. Samson. Island Press, Washington, D.C. pp. 327-334
- Finch, M., Koops, M.A., Doka, S.E., and Power, M. 2018. Population viability and perturbation analyses to support recovery of imperilled Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*). Ecol. Freshw. Fish. 27(1): 378–388.

-
- Fleeger, J.W., Carman, K.R., and Nisbet, R.M. 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Sci. Total. Environ.* 317: 207–233.
- Hayes, D.B., and Caroffino, D.C. 2012. Michigan's Lake Sturgeon rehabilitation strategy. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 62: 26 p.
- Hutton, M. 2012. Juvenile and young of year Lake Sturgeon in the Detroit River east of fighting island with a focus on macroinvertebrates and substrate. Thesis (Senior Honors) University of New England, Biddeford, N.E. 46 p.
- Kessel, S.T., Hondorp, D.W., Holbrook, C.M., Boase, J.C., Chiotti, J.A., Thomas, M.V., Wills, T.C., Roseman, E.F., Drouin, R., and Krueger, C.C. 2018. Divergent migration within Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) populations: Multiple distinct patterns exist across an unrestricted migration corridor. *J. Anim. Ecol.* 87(1): 259–273.
- Marking, L.L., and Hogan, J.W. 1967. Toxicity of Bayer 73 to fish. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in Fish Control 19: 14 p.
- Metcalfe-Smith, J.L., Maio, J.D., Staton, S.K., and Mackie, G.L. 2000. Effect of sampling effort on the efficiency of the timed search method for sampling freshwater mussel communities. *J. North Am. Benthol. Soc.* 19(4): 725–732.
- Metcalfe-Smith, J.L., McGoldrick, D.J., Zanatta, D.T., and Grapentine, L.C. 2007. Development of a monitoring program for tracking the recovery of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario. Environment Canada, WSTD Contribution No. 07–510: 63 pp.
- Minns, C.K. 2003. [An Area-Per-Individual \(API\) Model for estimating critical habitat requirements in Aquatic Species-At-Risk](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/074. ii + 21p.
- Newton, T.J., Boogaard, M.A., Gray, B.R., Hubert, T.D., and Schloesser, N.A. 2017. Lethal and sub-lethal responses of native freshwater mussels exposed to granular Bayluscide®, a sea lamprey larvicide. *J. Great Lakes Res.* 43(2): 370–378
- Peterson, J.L., Jepson, P.C., and Jenkins, J. 2001. Effect of varying pesticide exposure duration and concentration on the toxicity of carbaryl to two field-collected stream invertebrates, *Calineuria californica* (Plecoptera: Perlidae) and *Cinygma* sp. (Ephemeroptera: Heptageniidae). *Environ. Toxicol. Chem.* 20(10): 2215–2223.
- Quinlan, C., and Maaskant, K. 2017. 2017 Upper Thames River Watershed Report Cards. Upper Thames River Conservation Authority, London, Ont. vi + 91 p. + appendices.
- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ren, J., Buchinger, T., Pu, J., Jia, L., and Li, W. 2014. Complete mitochondrial genomes of paired species northern brook lamprey (*Ichthyomyzon fossor*) and silver lamprey (*I. unicuspis*). *Mitochondrial DNA* 27(3): 1862–1863.
- Richter, B.D., Braun, D.P., Mendelson, M.A., and Master, L.L. 1997. Threats to imperiled freshwater fauna. *Conserv. Biol.* 11(5): 1081–1093.
- Saaristo, M., Brodin, T., Balshine, S., Bertram, M.G., Brooks, B.W., Ehlman, S.M., McCallum, E.S., Sih, A., Sundin, J., Wong, B.B.M., and Arnold, K.E. 2018. Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology, and evolution of wildlife. *Proc. R. Soc. Biol. Sci. Ser. B* 285(1885): 20181297.

-
- Schloesser, D.W., Metcalfe-Smith, J.L., Kovalak, W.P., Longton, G.D., and Smithee, R.D. 2006. Extirpation of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) following the invasion of Dressedid mussels in an interconnecting river of the Laurentian Great Lakes. *Am. Midl. Nat.* 155(2): 307–320.
- Scholefield, R.J., and Seelye, J.G. 1992. Toxicity of 2',5-Dichloro-4'-Nitrosalicylanilide (Bayer 73) to Three Genera of Larval Lampreys. GLFC Technical Report 57: pp. 1-6.
- Schreier, T.M., Dawson, V.K., and Larson, W. 2008. Effectiveness of piscicides for controlling Round Gobies (*Neogobius melanostomus*). *J. Great Lakes Res.* 34(2): 253–264.
- SCRCA (St. Clair Region Conservation Authority). 2017. [Sydenham River Watershed helping species at risk – June 2017](#). (Accessed October 1 2018)
- Smith, B.R., and Tibbles, J.J. 1980. Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lakes Huron, Michigan, and Superior: history of invasion and control, 1936-78. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1780–1801.
- Smyth, E.R.B. 2011. A quantitative evaluation of fish passage options for the dam on the Black Sturgeon River. Thesis (M.Sc.) University of Guelph, Guelph, ON. 117 p.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service) and DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2016. Procedure for application of Bayluscide 3.2% granular Sea Lamprey larvicide for assessment or control applications. Technical Operating Procedures TOP017.11: 7 p.
- Van Ginneken, M., Blust, R., and Bervoets, L. 2017. How lethal concentration changes over time: Toxicity of cadmium, copper, and lead to the freshwater isopod *Asellus aquaticus*. *Environ. Toxicol. Chem.* 36(10): 2849–2854.
- Vélez-Espino, L.A., Randall, R.G., and Koops, M.A. 2009. [Quantifying habitat requirements of four freshwater species at risk in Canada : Northern Madtom, Spotted Gar, Lake Chubsucker, and Pugnose Shiner](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/115. iv + 21.
- 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.
- Wilkie, M.P., Hubert, T.D., Boogaard, M.S. and Birceanu, O. 2019. Control of invasive sea lampreys using the piscicides TFM and niclosamide: Toxicology, successes & future prospects. *Aquat. Toxicol.* 211: 235–252.

**ANNEXE A : SOMMAIRES DES DONNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE
TERRAIN EFFECTUÉES PAR LE MPO DES POISSONS ET DES MOULES
UTILISÉES POUR L'ÉVALUATION DU BAYLUSCIDE**

Tableau A1. Échantillonnage des poissons dans les quatre rivières focales réalisé par le MPO.

Réseau	Année	Type d'engin d'échantillonnage	Nombre de lieux d'échantillonnage
Rivière Détroit	2004	Pêche à l'électricité en bateau	9
Rivière Détroit	2007	Pêche à l'électricité en bateau	3
Rivière Détroit	2009	Ligne de pièges	2
Rivière Détroit	2009	Chalut	4
Rivière Détroit	2010	Chalut	7
Rivière Détroit	2011	Pêche à l'électricité en bateau	3
Rivière Détroit	2011	Chalut	37
Rivière Détroit	2013	Pêche à l'électricité en bateau	1
Rivière Détroit	2013	Mini verveux	7
Rivière Détroit	2013	Chalut	19
Rivière Détroit	2013	Trémail	2
Rivière Détroit	2014	Pêche à l'électricité en bateau	12
Rivière Détroit	2014	Filet maillant	1
Rivière Détroit	2014	Mini verveux	1
Rivière Détroit	2014	Filet-trappe	4
Rivière Détroit	2014	Trémail	2
Rivière Détroit	2015	Pêche à l'électricité en bateau	18
Rivière Détroit	2015	Mini verveux	6
Rivière Détroit	2015	Filet-trappe	4
Rivière Détroit	2016	Pêche à l'électricité en bateau	22
Rivière Détroit	2016	Pêche à l'électricité en bateau et trémail	1
Rivière Détroit	2016	Mini verveux	13
Rivière Détroit	2016	Senne	5
Rivière Détroit	2016	Filet-trappe	4
Rivière Détroit	2016	Trémail	2
Rivière Détroit	2017	Pêche à l'électricité en bateau	19
Rivière Détroit	2017	Mini verveux	2
Rivière Détroit	2017	Filet-trappe	1
Rivière Sainte-Claire	2003	Pêche à l'électricité en bateau Pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs	1
Rivière Sainte-Claire	2003	Senne	3
Rivière Sainte-Claire	2003	Senne	9
Rivière Sainte-Claire	2004	Pêche à l'électricité en bateau	12
Rivière Sainte-Claire	2006	Senne en bateau	2
Rivière Sainte-Claire	2007	Pêche à l'électricité en bateau	16
Rivière Sainte-Claire	2010	Senne	7
Rivière Sainte-Claire	2010	Chalut	10
Rivière Sainte-Claire	2012	Pêche à l'électricité en bateau	10
Rivière Sainte-Claire	2012	Chalut	34
Rivière Sainte-Claire	2013	Senne	19

Réseau	Année	Type d'engin d'échantillonnage	Nombre de lieux d'échantillonnage
Rivière Sainte-Claire	2013	Chalut	28
Rivière Sainte-Claire	2014	Pêche à l'électricité en bateau	5
Rivière Sainte-Claire	2014	Senne	34
Rivière Sainte-Claire	2014	Chalut	10
Rivière Sainte-Claire	2015	Chalut	13
Rivière Sainte-Claire	2016	Mini verveux	18
Rivière Sainte-Claire	2016	Senne	59
Rivière Sydenham	2003	Pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs	14
Rivière Sydenham	2003	Senne	15
Rivière Sydenham	2004	Pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs	8
Rivière Sydenham	2004	Senne	1
Rivière Sydenham	2005	Pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs	5
Rivière Sydenham	2007	Senne	3
Rivière Sydenham	2009	Senne	6
Rivière Sydenham	2010	Pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs	8
Rivière Sydenham	2010	Senne	29
Rivière Sydenham	2010	Chalut	4
Rivière Sydenham	2012	Senne	90
Rivière Sydenham	2012	Chalut	14
Rivière Sydenham	2013	Senne	48
Rivière Sydenham	2015	Pêche à l'électricité en bateau	21
Rivière Sydenham	2015	Mini verveux	3
Rivière Sydenham	2015	Senne	16
Rivière Sydenham	2015	Filet-trappe	1
Rivière Sydenham	2015	Trémail	1
Rivière Sydenham	2016	Pêche à l'électricité en bateau	20
Rivière Sydenham	2016	Mini verveux	7
Rivière Sydenham	2016	Senne	6
Rivière Sydenham	2017	Pêche à l'électricité en bateau	23
Rivière Sydenham	2017	Filet dérivant	6
Rivière Sydenham	2017	Mini verveux	4
Rivière Sydenham	2017	Filet-trappe	2
Rivière Thames	2003	Pêche à l'électricité en bateau	3
Rivière Thames	2003	Senne	4
Rivière Thames	2004	Pêche à l'électricité en bateau	13
Rivière Thames	2004	Pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs	2
Rivière Thames	2004	Senne	93
Rivière Thames	2005	Pêche à l'électricité en bateau	15
Rivière Thames	2005	Pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs	1
Rivière Thames	2005	Senne	231
Rivière Thames	2006	Senne	21

Réseau	Année	Type d'engin d'échantillonnage	Nombre de lieux d'échantillonnage
Rivière Thames	2007	Senne	4
Rivière Thames	2008	Senne	1
Rivière Thames	2009	Senne	3
Rivière Thames	2009	Chalut	37
Rivière Thames	2010	Chalut	6
Rivière Thames	2011	Senne	124
Rivière Thames	2012	Chalut	42
Rivière Thames	2013	Pêche à l'électricité en bateau	3
Rivière Thames	2013	Verveux	4
Rivière Thames	2013	Mini verveux	1
Rivière Thames	2013	Chalut	42
Rivière Thames	2013	Trémail	2
Rivière Thames	2014	Pêche à l'électricité en bateau	9
Rivière Thames	2014	Filet-trappe	1
Rivière Thames	2014	Chalut	32
Rivière Thames	2014	Trémail	3
Rivière Thames	2015	Pêche à l'électricité en bateau	16
Rivière Thames	2015	Mini verveux	4
Rivière Thames	2015	Senne	1
Rivière Thames	2015	Filet-trappe	2
Rivière Thames	2015	Chalut	91
Rivière Thames	2015	Trémail	10
Rivière Thames	2016	Pêche à l'électricité en bateau	17
Rivière Thames	2016	Mini verveux	12
Rivière Thames	2016	Senne	7
Rivière Thames	2016	Filet-trappe	1
Rivière Thames	2016	Chalut	18
Rivière Thames	2017	Pêche à l'électricité en bateau	15
Rivière Thames	2017	Mini verveux	2
Rivière Thames	2017	Senne	12

Tableau A2. Échantillonnage de moules selon un temps déterminé dans la rivière Sydenham.

Année	Période d'échantillonnage (j-m-a)	Nombre de sites
1997	18 au 21 août 1997	7
1997	25 septembre 1997	2
1998	23 juin 1998	1
1998	24 au 28 août 1998	8
1999	18 mai 1999	1
1999	28 et 29 juillet 1999	2
1999	5 et 6 octobre 1999	3
2000	6 juillet 2000	1
2001	- ¹	14
2001	21 janvier 2001	1
2002	28 au 31 mai 2002	4
2002	6 juin 2002	1
2002	10 juin 2002	1
2002	18 et 19 juin 2002	2
2002	4 et 5 juillet 2002	3
2002	9 au 11 juillet 2002	5
2002	22 au 24 juillet 2002	3
2002	30 et 31 juillet 2002	4
2002	6 et 7 août 2002	3
2002	13 août 2002	1
2002	20 août 2002	1
2002	29 et 30 août 2002	5
2003	11 juin 2003	2
2003	16 et 17 juillet 2003	2
2003	23 et 24 juillet 2003	2
2003	6 août 2003	1
2003	19 août 2003	2
2004	28 juillet 2004	1
2004	9 août 2004	1
2005	1 ^{er} janvier 2005	6
2005	7 juillet 2005	1
2005	26 juillet 2005	1
2005	11 août 2005	1
2006	1 ^{er} janvier 2006	4
2006	24 mai 2006	1
2006	17 août 2006	1
2007	7 juin 2007	1
2007	1 ^{er} août 2007	1
2008	1 ^{er} janvier 2008	6
2008	17 juin 2008	1
2008	29 juillet 2008	1
2008	13 août 2008	1
2008	25 et 26 août 2008	2
2008	4 septembre 2008	3
2008	11 septembre 2008	1
2009	12 juin 2009	1
2009	25 et 26 juin 2009	2
2009	20 au 22 juillet 2009	3
2009	24 juillet 2009	1
2009	28 juillet 2009	1

Année	Période d'échantillonnage (j-m-a)	Nombre de sites
2009	18 août 2009	2
2009	15 septembre 2009	4
2010	29 juillet 2010	1
2010	12 août 2010	1
2010	18 août 2010	1
2011	15 juin 2011	1
2011	2 août 2011	2
2011	17 août 2011	2
2011	24 août 2011	1
2011	12 septembre 2011	1
2012	8 juin 2012	1
2012	20 juin 2012	1
2012	3 août 2012	1
2012	13 août 2012	1
2012	30 août 2012	1
2013	8 mai 2013	1
2013	14 et 15 mai 2013	2
2013	19 juin 2013	1
2013	19 juillet 2013	1
2013	27 juillet 2013	1
2013	30 juillet 2013	1
2013	29 et 30 août 2013	2
2014	28 mai 2014	1
2014	13 juin 2014	1
2014	18 juin 2014	1
2014	29 juillet 2014	1
2015	7 juillet 2015	1
2015	15 juillet 2015	1
2015	12 août 2015	1
2015	28 août 2015	1
2015	3 septembre 2015	1
2016	5 mai 2016	1
2016	25 mai 2016	1
2016	14 juin 2016	2
2016	15 juin 2016	1
2016	9 août 2016	2
2016	29 août 2016	1
2016	9 septembre 2016	1
2016	14 septembre 2016	1
2016	6 octobre 2016	1
2017	6 au 9 juin 2017	8
2017	12 juin 2017	3
2017	14 juin 2017	3
2017	21 juin 2017	1
2017	18 au 20 juillet 2017	5
2017	24 au 26 juillet 2017	9
2017	31 juillet 2017	1
2017	2 août 2017	1
2017	8 au 11 août 2017	5
2017	22 au 24 août 2017	5

¹ La date exacte n'est pas fournie pour ces échantillonnages

Tableau A3. Échantillonnage de moules selon un temps déterminé dans la rivière Thames.

Année	Période d'échantillonnage (j-m-a)	Nombre de sites
1997	11 au 15 août 1997	9
1997	24 septembre 1997	1
1997	26 septembre 1997	1
1998	11 avril 1998	1
1998	17 mai 1998	1
1998	31 mai 1998	1
1998	22 juin 1998	2
1998	12 au 14 août 1998	5
2003	30 octobre 2003	1
2004	5 au 9 juillet 2004	9
2004	12 au 16 juillet 2004	12
2004	19 et 20 juillet 2004	4
2004	14 septembre 2004	1
2004	25 octobre 2004	1
2005	16 et 17 août 2005	2
2005	23 août 2005	2
2005	24 août 2005	1
2005	12 septembre 2005	1
2005	14 et 15 septembre 2005	4
2005	7 octobre 2005	2
2006	1 ^{er} janvier 2006	1
2006	12 avril 2006	2
2006	26 septembre 2006	1
2007	7 juillet 2007	1
2007	- ¹	1
2008	16 mai 2008	1
2008	1 ^{er} juillet 2008	5
2008	3 et 4 juillet 2008	2
2008	7 au 11 juillet 2008	5
2008	25 au 28 septembre 2008	7
2009	26 mai 2009	1
2009	20 juillet 2009	1
2009	- ¹	1
2010	8 juin 2010	1
2010	16 juin 2010	1
2010	18 juin 2010	1
2010	10 juillet 2010	1
2010	14 juillet 2010	1
2010	17 juillet 2010	1
2010	19 août 2010	1
2010	26 août 2010	1
2010	27 octobre 2010	1
2011	17 juin 2011	2
2011	29 juin 2011	1
2011	7 juillet 2011	1
2011	14 juillet 2011	2
2011	22 juillet 2011	1
2011	16 août 2011	3

Année	Période d'échantillonnage (j-m-a)	Nombre de sites
2011	25 août 2011	2
2011	1 ^{er} septembre 2011	1
2012	3 janvier 2012	1
2012	23 et 24 juillet 2012	4
2012	25 août 2012	2
2012	31 août 2012	2
2012	23 septembre 2012	3
2013	25 juin 2013	1
2013	16 au 18 juillet 2013	3
2013	22 juillet 2013	1
2013	30 juillet 2013	2
2013	6 août 2013	6
2013	9 août 2013	1
2013	27 août 2013	2
2013	6 septembre 2013	1
2013	19 septembre 2013	1
2014	4 juin 2014	1
2014	17 juin 2014	1
2014	22 juillet 2014	1
2014	24 juillet 2014	1
2014	8 août 2014	2
2015	27 avril 2015	1
2015	26 mai 2015	1
2015	4 juin 2015	1
2015	18 juin 2015	1
2015	12 août 2015	2
2016	17 juin 2016	1
2016	22 juin 2016	1
2016	24 juin 2016	1
2016	23 août 2016	1
2016	7 octobre 2016	1
2016	21 octobre 2016	1
2017	30 novembre 2016	1
2017	10 septembre 2017	1
2017	14 septembre 2017	2

¹ Aucune date exacte n'a été fournie pour ces échantillonnages.

Tableau A4. Échantillonnage des moules du quadrat effectué dans la rivière Sydenham.

Année	Période d'échantillonnage (j-m-a)	Lieux d'échantillonnage	Blocs échantillonnés	Quadrats échantillonnés
1999	27 juillet 1999	1	26	78
1999	9 août 1999	1	23	69
2001	30 juillet 2001	1	27	80
2001	7 août 2001	1	25	75
2001	12 septembre 2001	1	20	80
2002	22 juillet 2002	1	26	78
2002	12 août 2002	1	24	72
2002	26 août 2002	1	24	72
2002	4 septembre 2002	1	27	81
2003	12 août 2003	1	25	75
2003	13 août 2003	1	23	69
2003	26 août 2003	1	27	81
2003	2 septembre 2003	3	77	231
2012	25 et 26 juin 2012	1	24	72
2012	4 juillet 2012	1	25	75
2012	9 et 10 juillet 2012	1	25	75
2012	25 et 26 juillet 2012	1	25	75
2012	7 au 14 août 2012	1	25	73
2013	17 et 18 juillet 2013	1	25	75
2013	22 et 23 juillet 2013	1	25	75
2013	29 et 30 juillet 2013	1	25	75
2013	14 et 15 août 2013	1	25	75
2013	19 et 20 août 2013	1	25	75
2015	27 au 29 juillet 2015	1	25	75
2015	10 au 13 août 2015	1	25	73

Tableau A5. Échantillonnage des moules du quadrat effectué dans la rivière Thames.

Année	Période d'échantillonnage (j-m-a)	Lieux d'échantillonnage	Blocs échantillonnés	Quadrats échantillonnés
2004	3 au 5 août 2004	2	39	135
2004	9 au 13 août 2004	3	67	201
2005	13 septembre 2005	1	23	69
2015	22 et 23 juin 2015	1	25	75
2015	6 au 8 juillet 2015	1	25	75
2015	13 au 15 juillet 2015	1	25	75
2015	17 août 2015	1	25	75
2016	7 au 9 juin 2016	1	25	75
2016	27 au 29 juin 2016	1	25	75
2016	11 au 13 juillet 2016	1	25	75
2016	25 au 27 juillet 2016	1	25	75
2016	22 au 24 août 2016	1	25	75
2017	26 au 28 août 2017	1	25	75

ANNEXE B : RÉSULTATS CUMULATIFS DE MORTALITÉ POUR LES ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE POUR CHAQUE RIVIÈRE FOCALE. LES RÉSULTATS DE SENSIBILITÉ SONT PRÉSENTÉS POUR LES ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE ET DONT LA MORTALITÉ EST ESTIMÉE À UN NIVEAU ÉLEVÉ

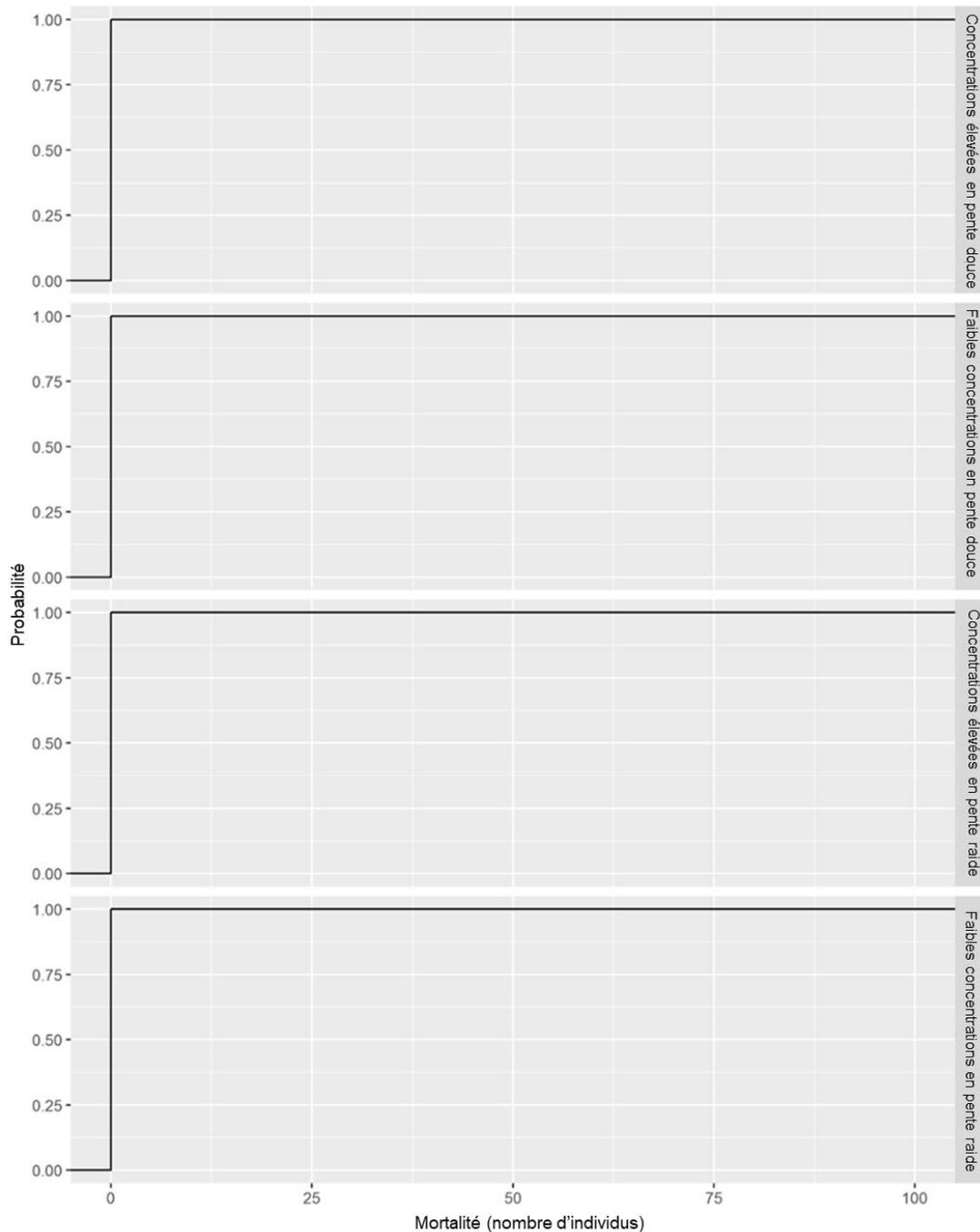


Figure B1. Résultats cumulatifs de la probabilité de mortalité du chevalier noir dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide dans six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

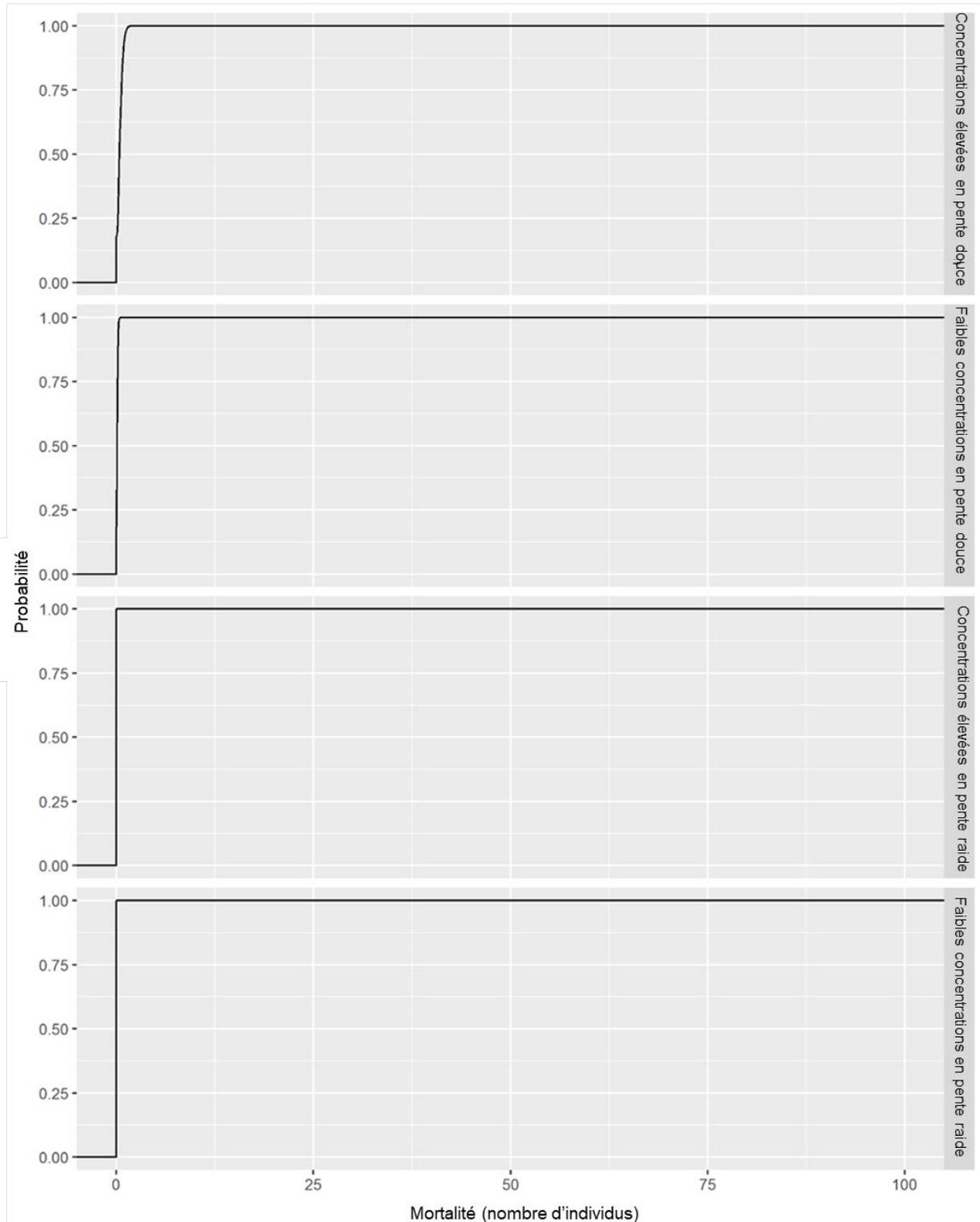


Figure B2. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du fondule rayé dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

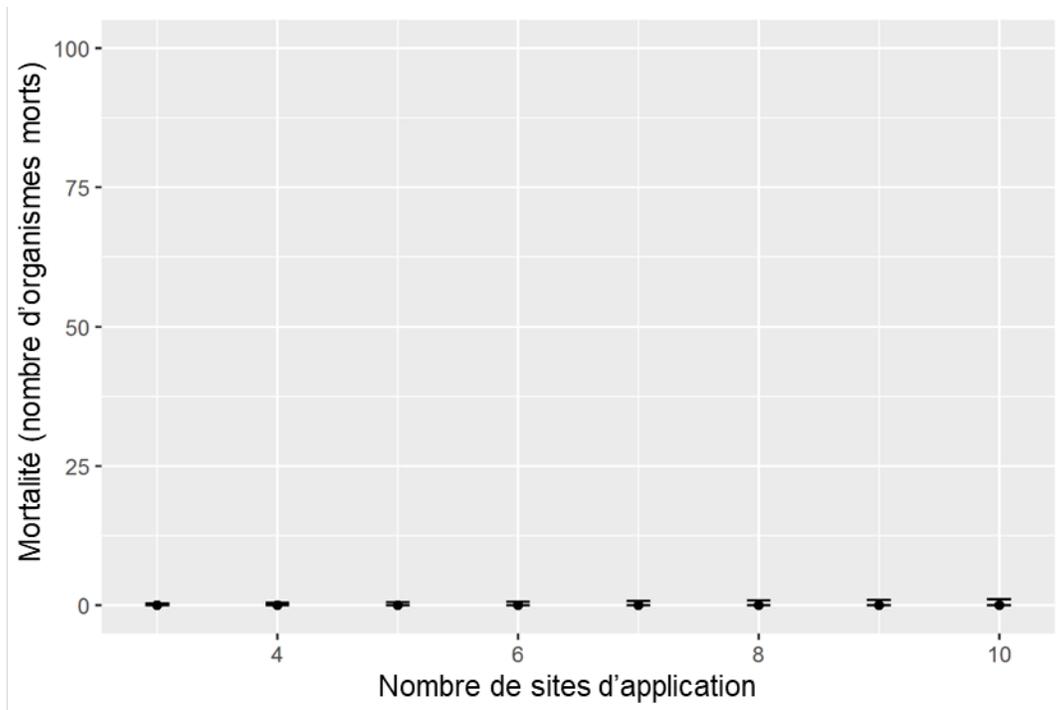


Figure B3. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du fondule rayé dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

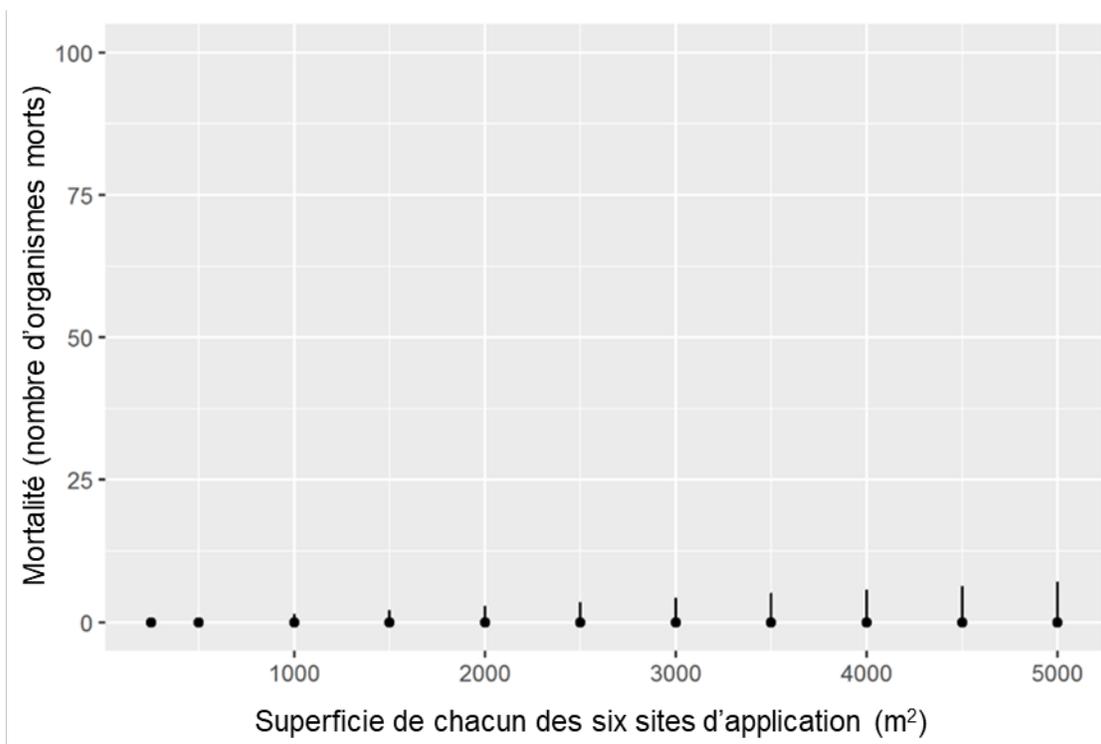


Figure B4. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du fondule rayé dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

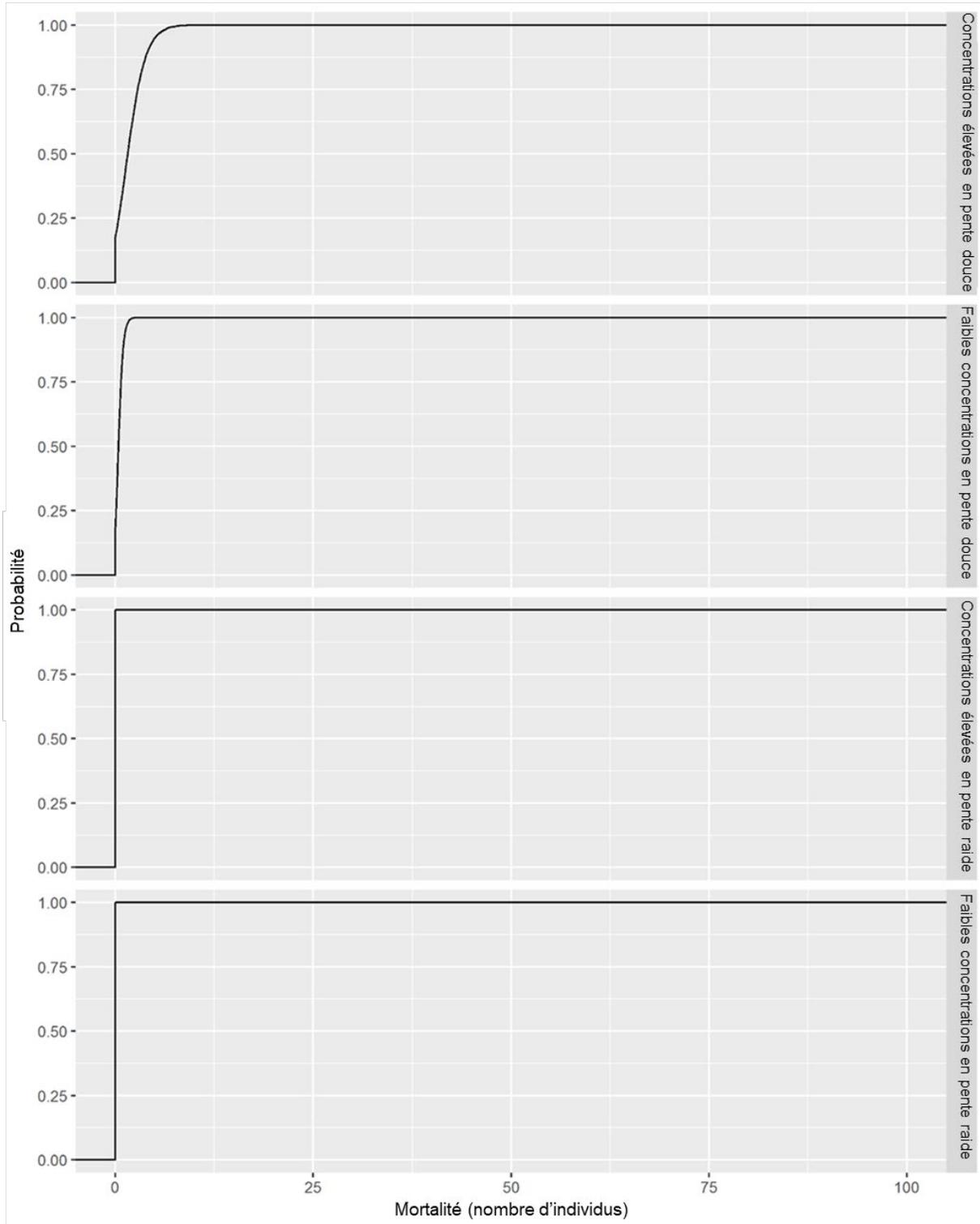


Figure B5. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du fondule rayé dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

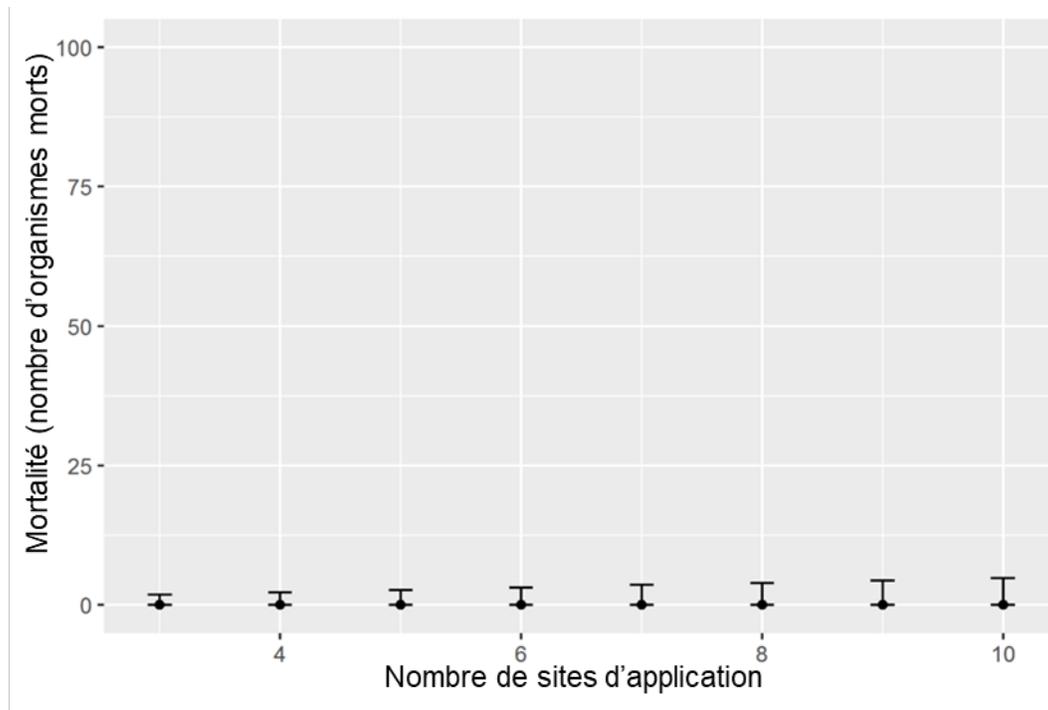


Figure B6. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du fondule rayé dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

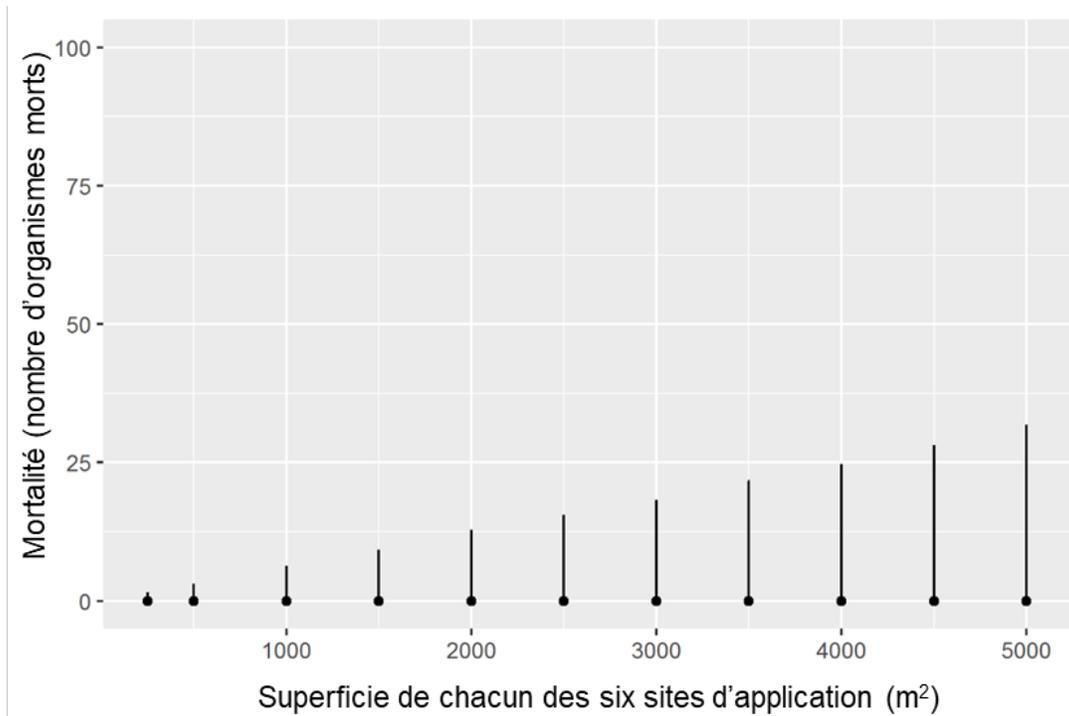


Figure B7. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du fondule rayé dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

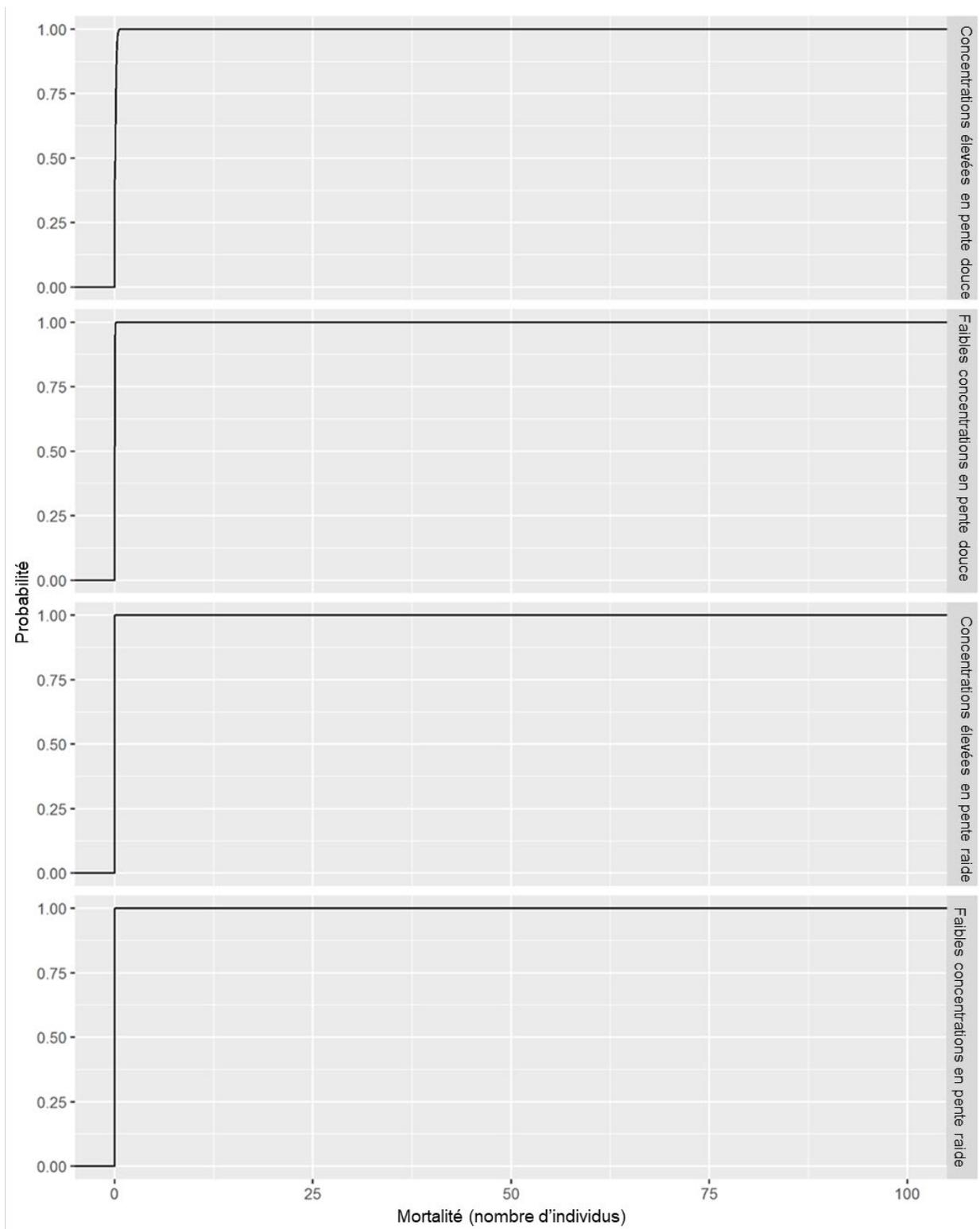


Figure B8. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du fouille-roche gris dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

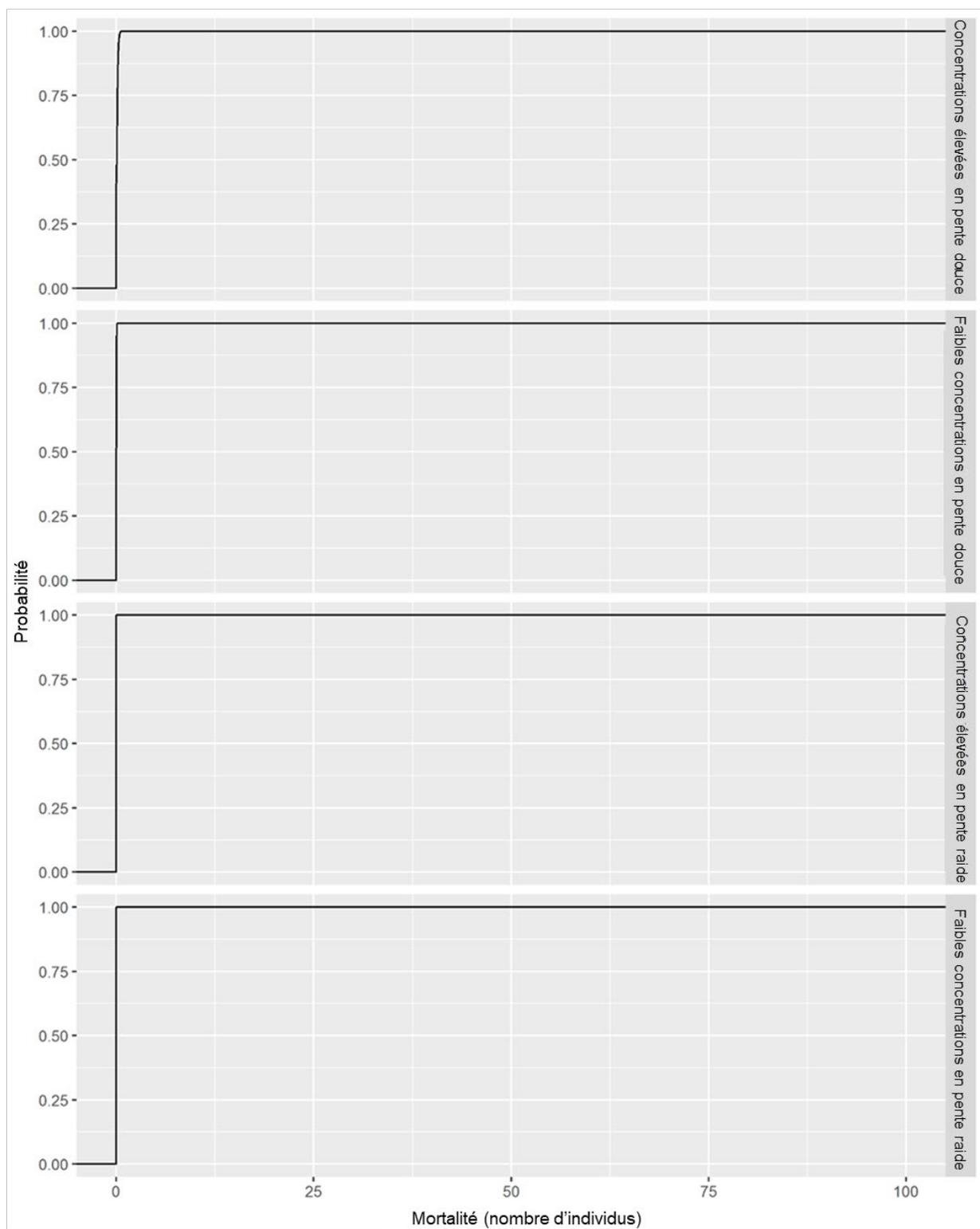


Figure B9. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du fouille-roche gris dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

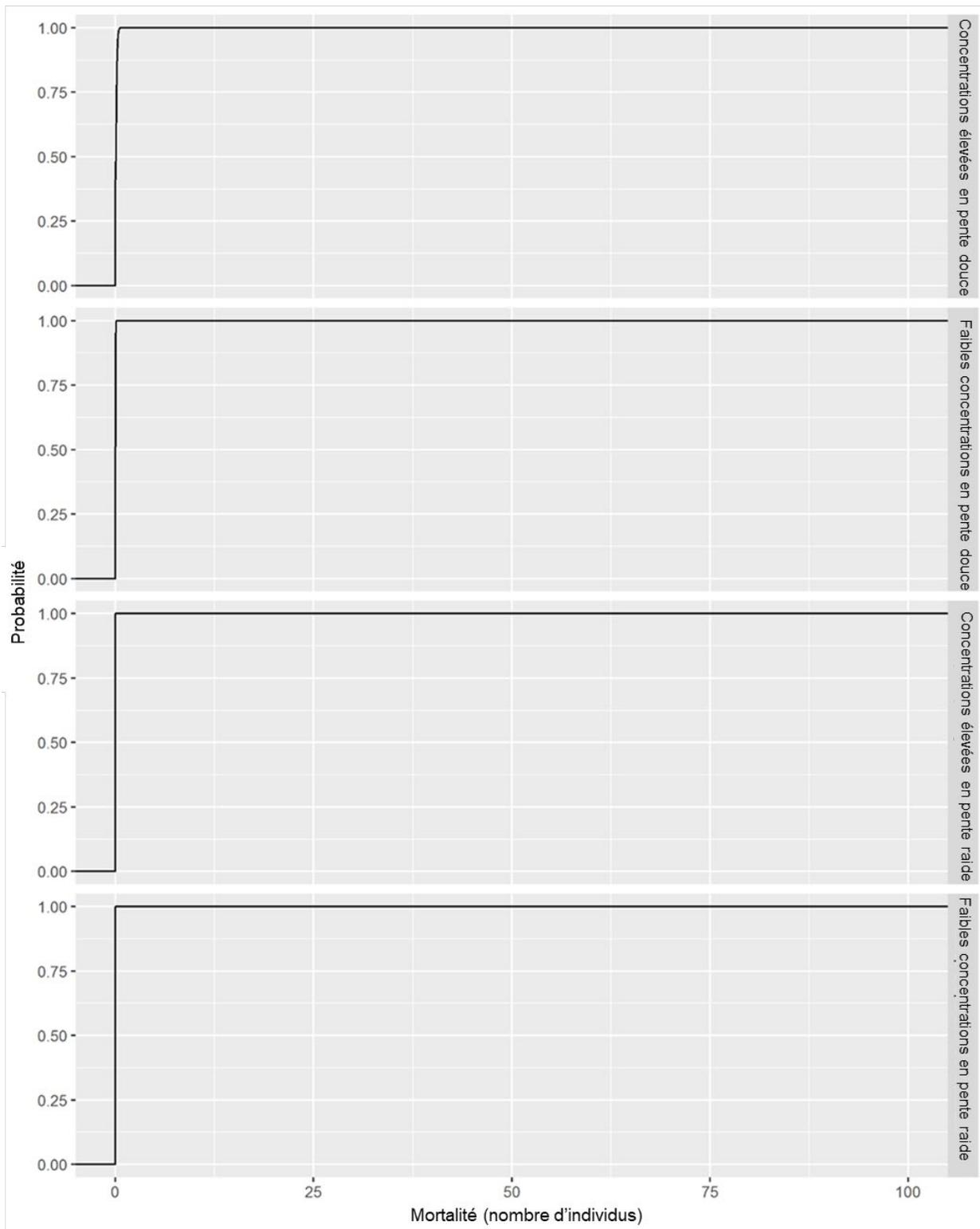


Figure B10. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du fouille-roche gris dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

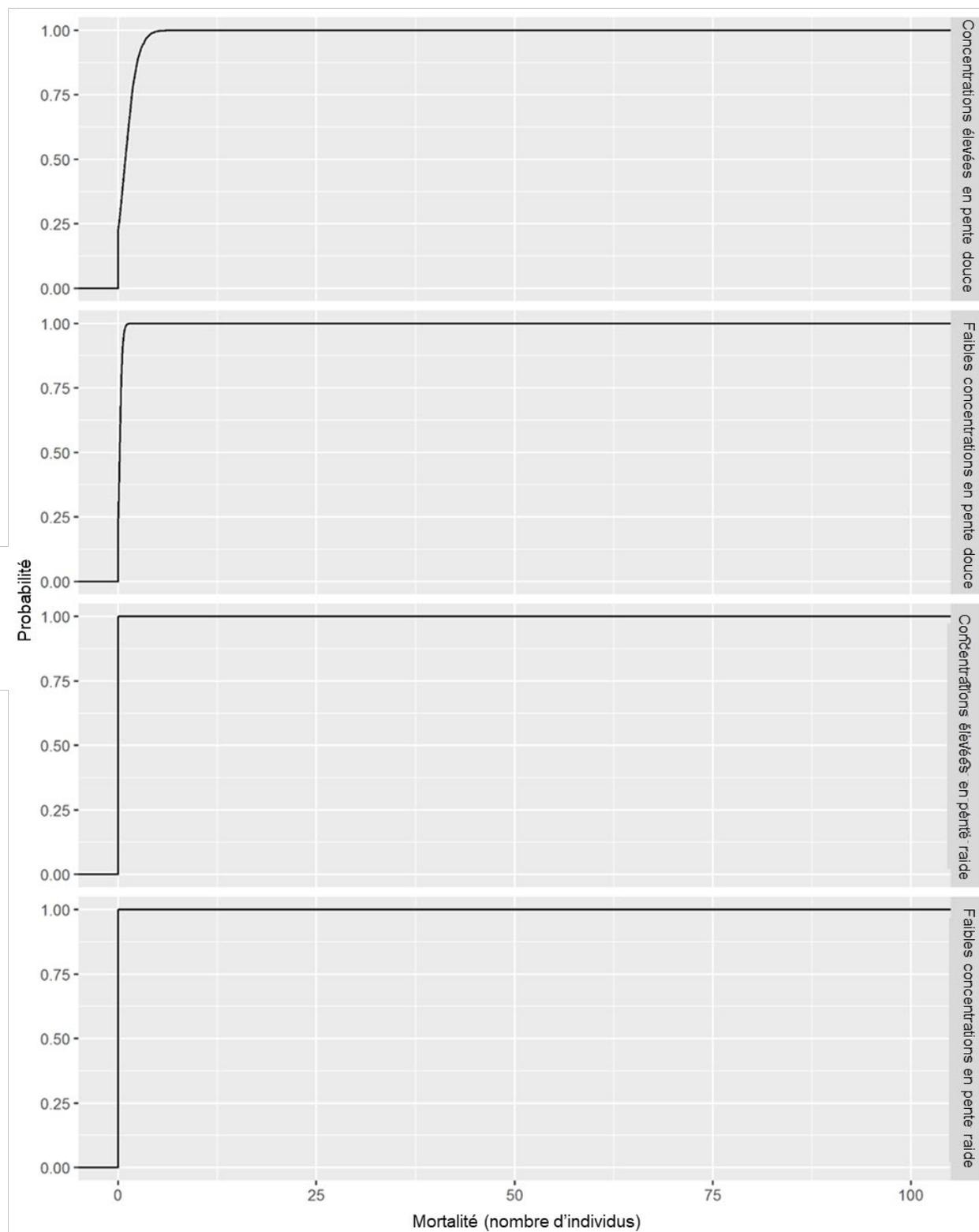


Figure B11. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du dard de sable dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

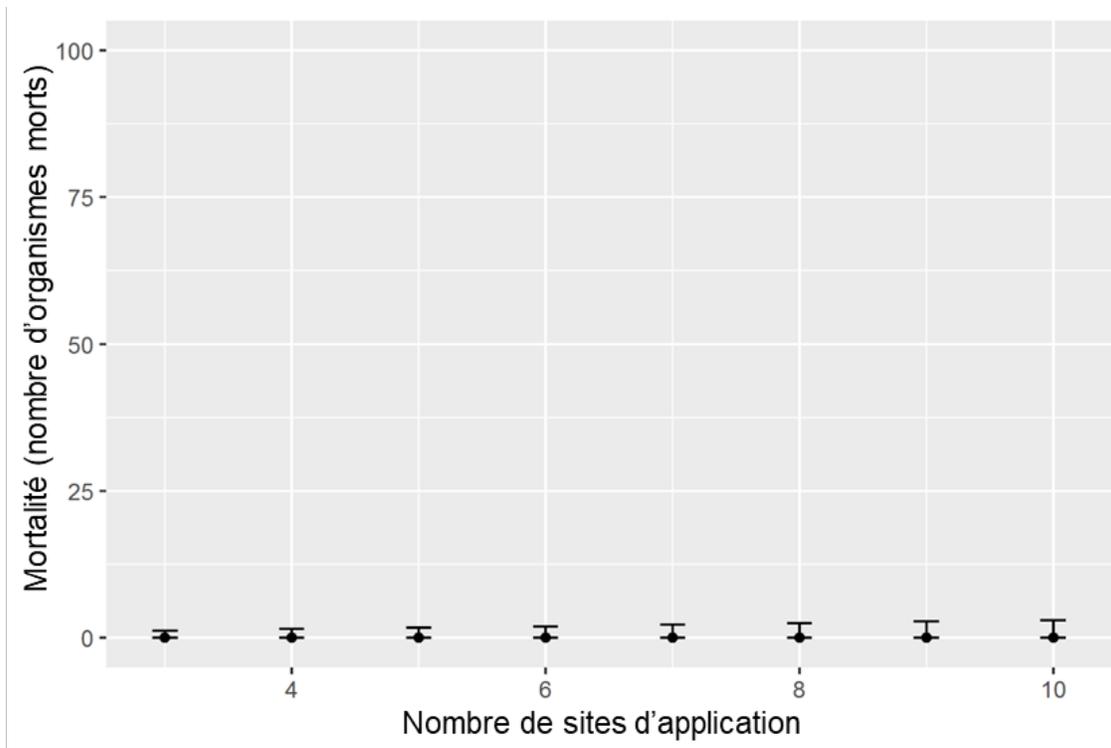


Figure B12. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du dard de sable dans la rivière Détroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.



Figure B13. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du dard de sable dans la rivière Détroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

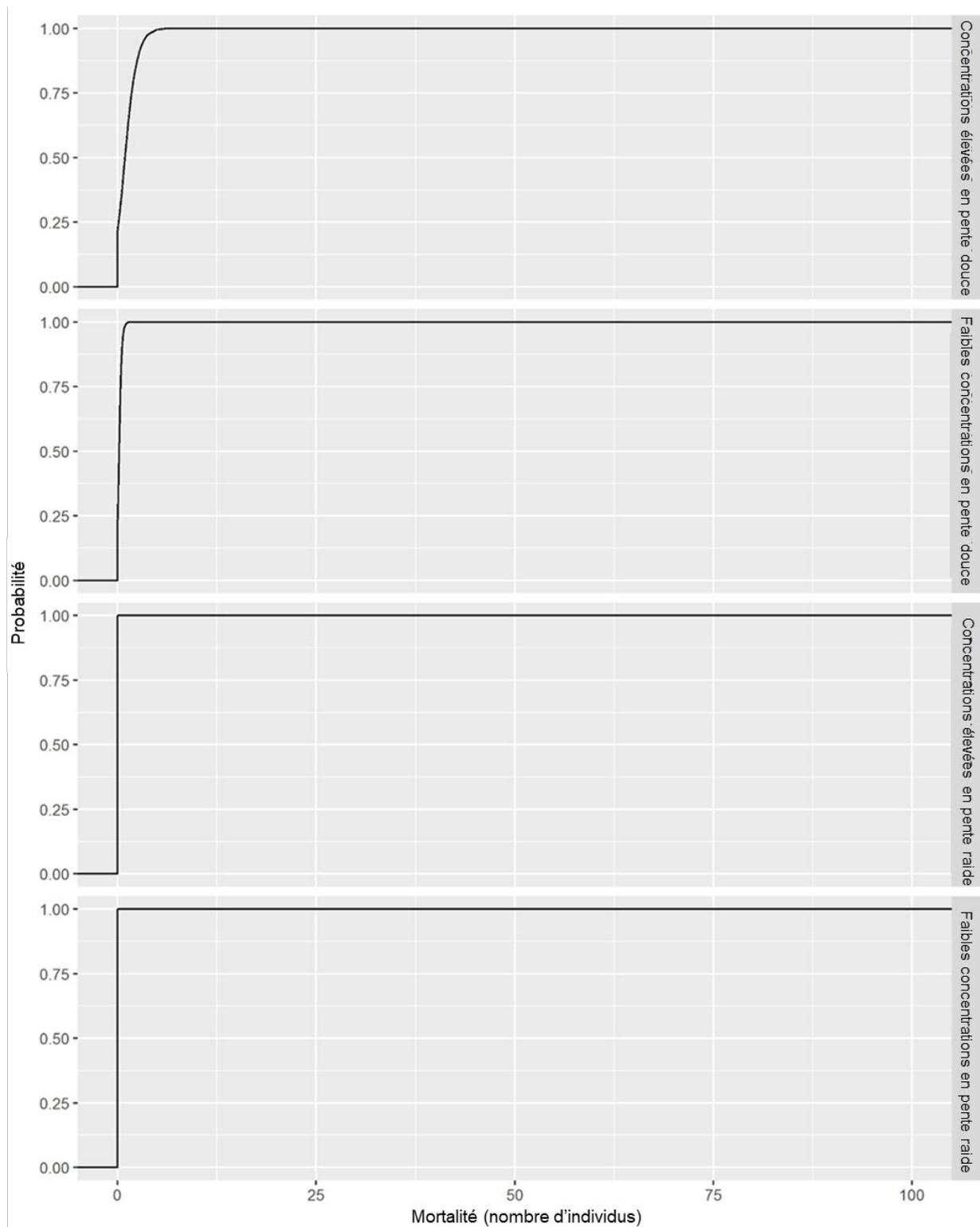


Figure B14. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du dard de sable dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

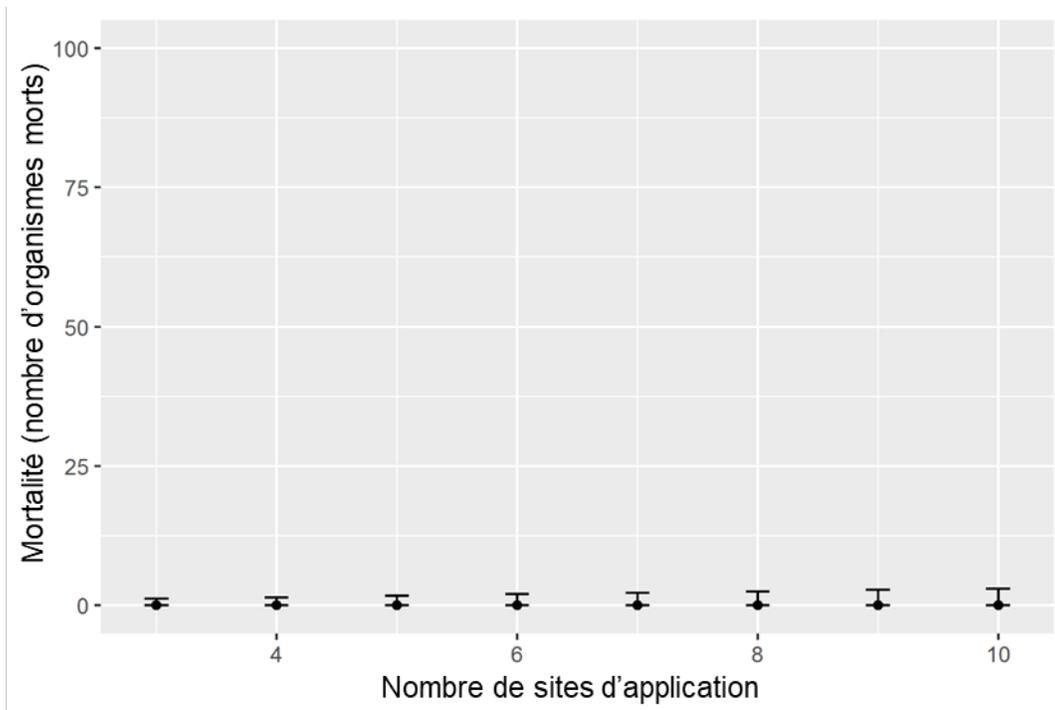


Figure B15. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du dard de sable dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

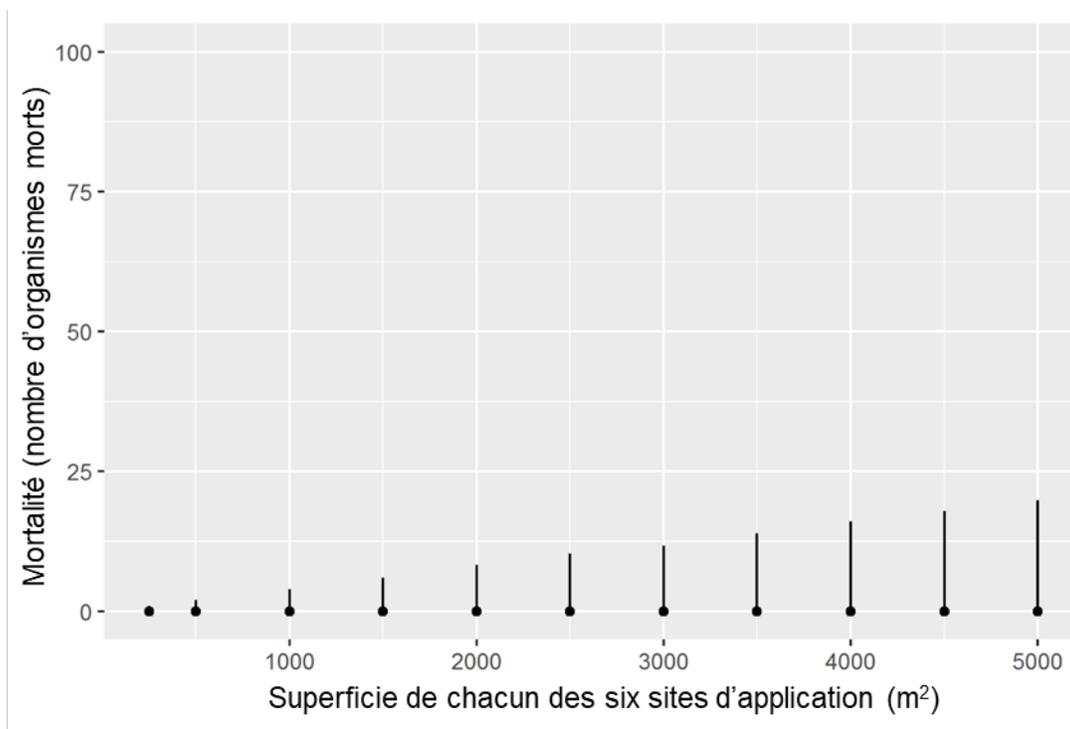


Figure B16. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du dard de sable dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

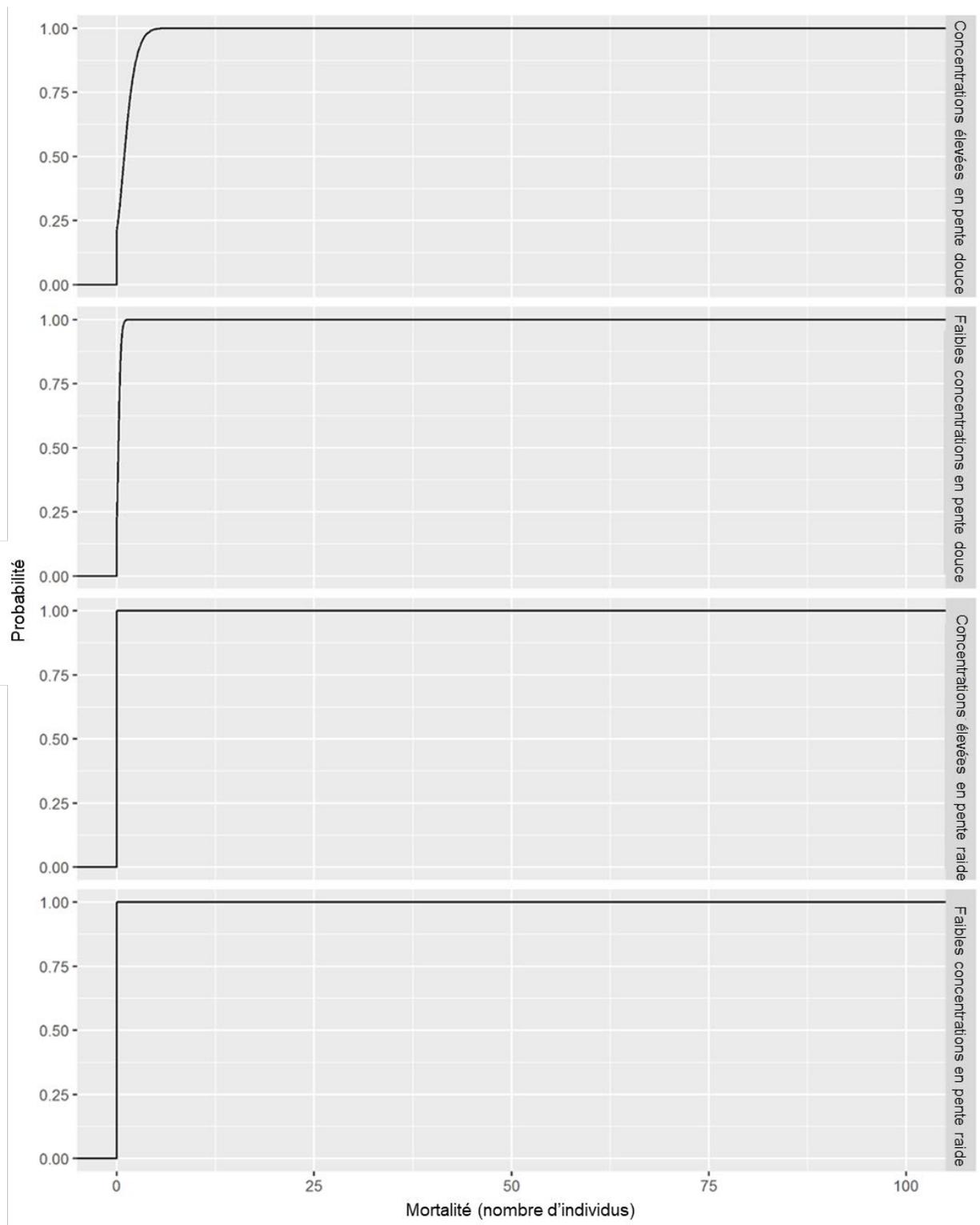


Figure B17. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du dard de sable dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

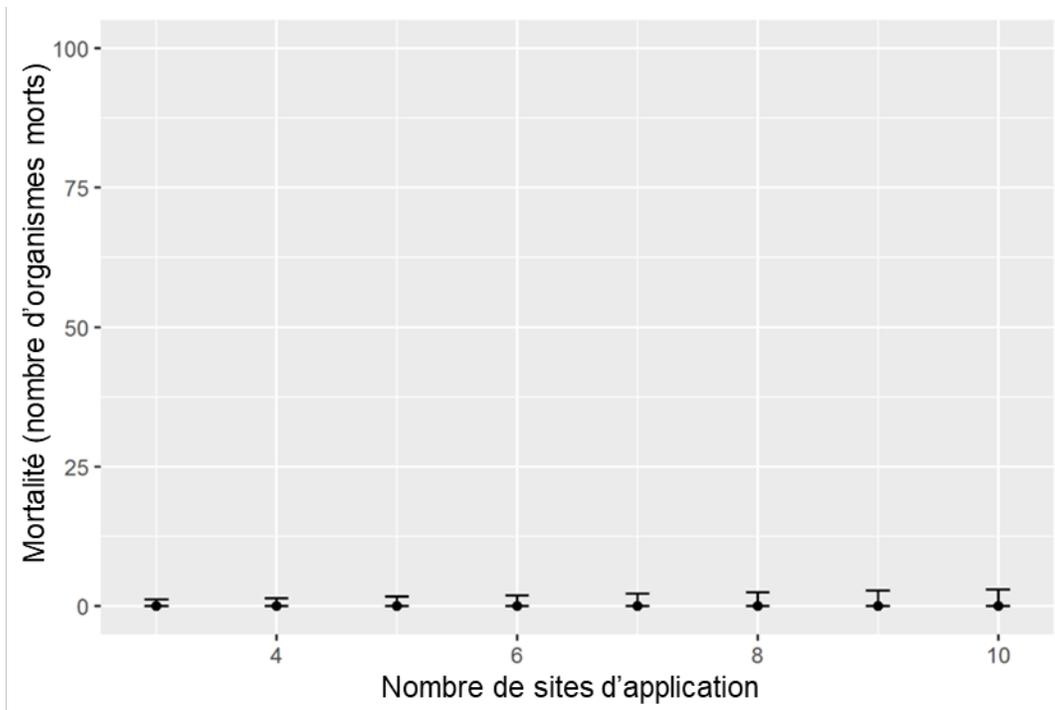


Figure B18. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du dard de sable dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

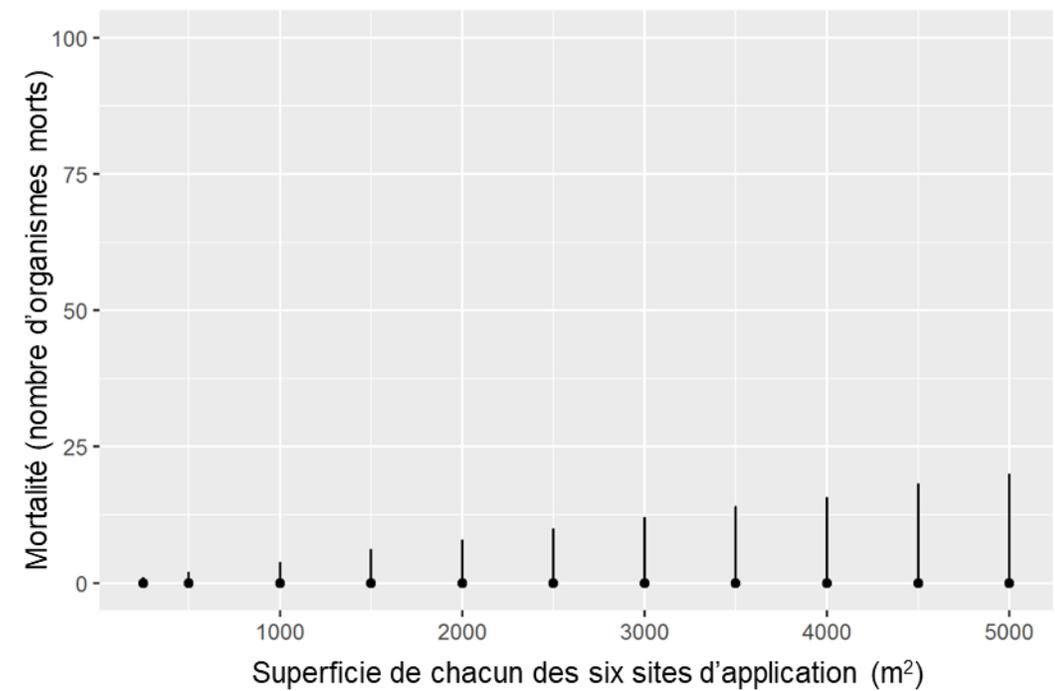


Figure B19. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du dard de sable dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

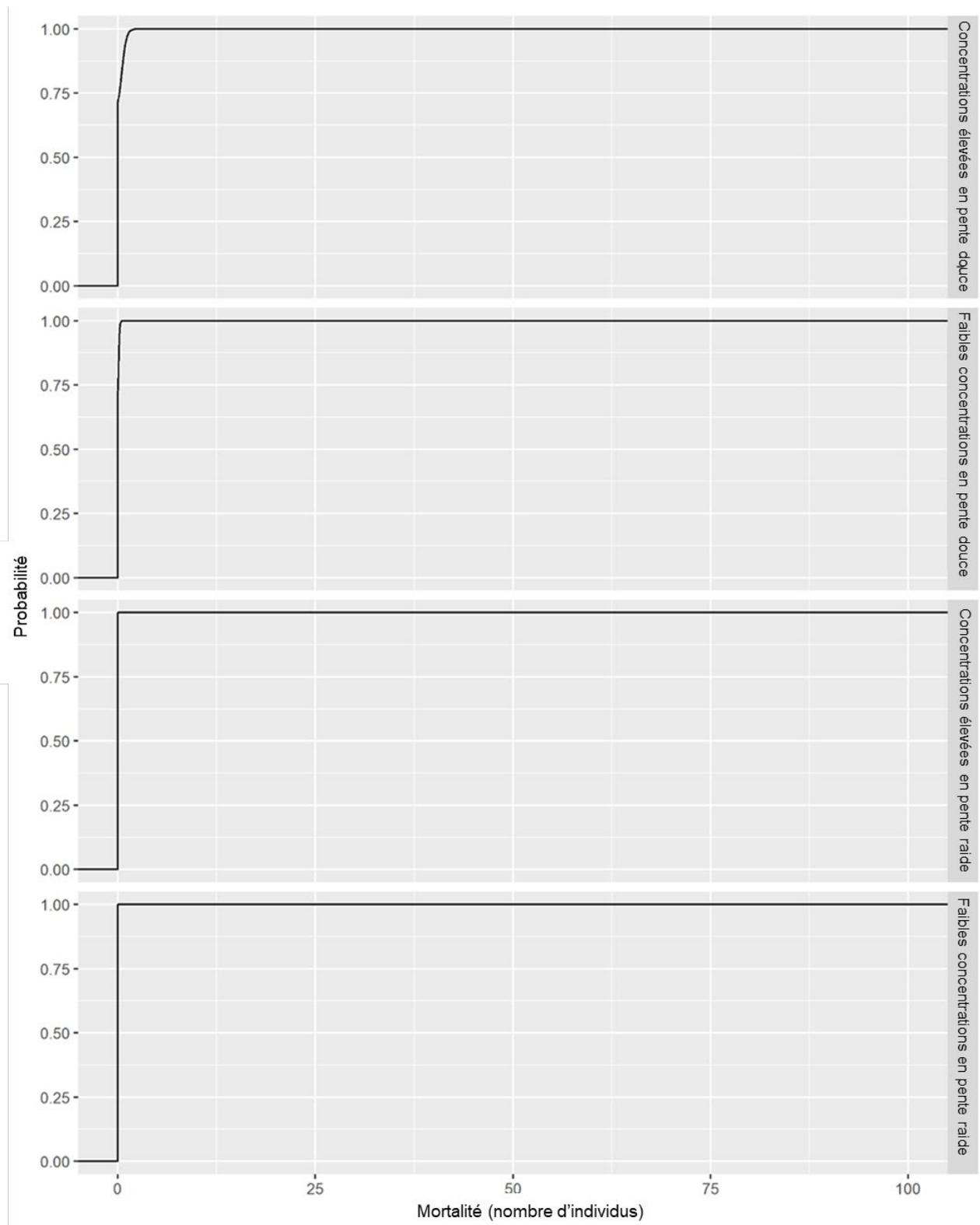


Figure B20. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du brochet vermiculé dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

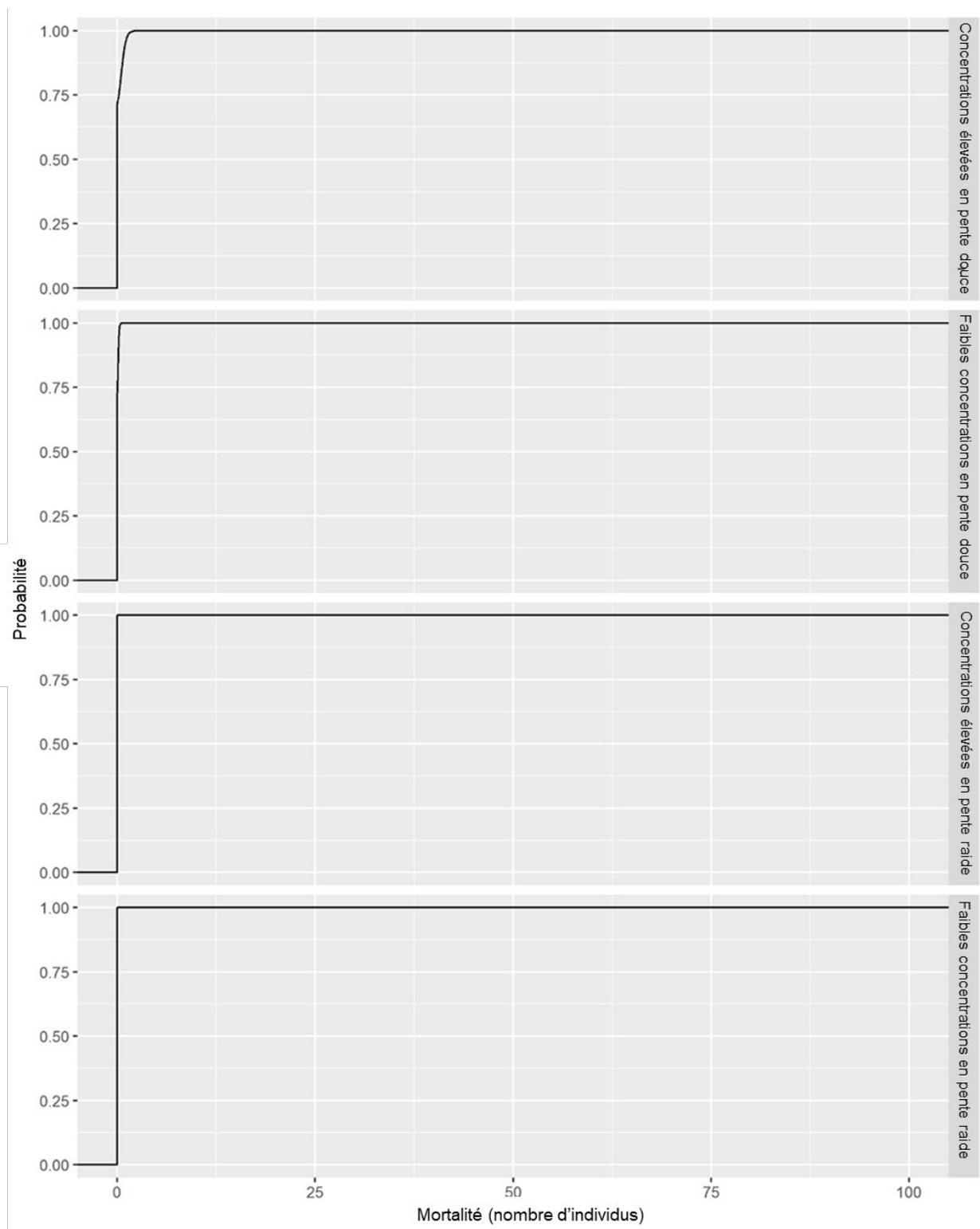


Figure B21. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du brochet vermiculé dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

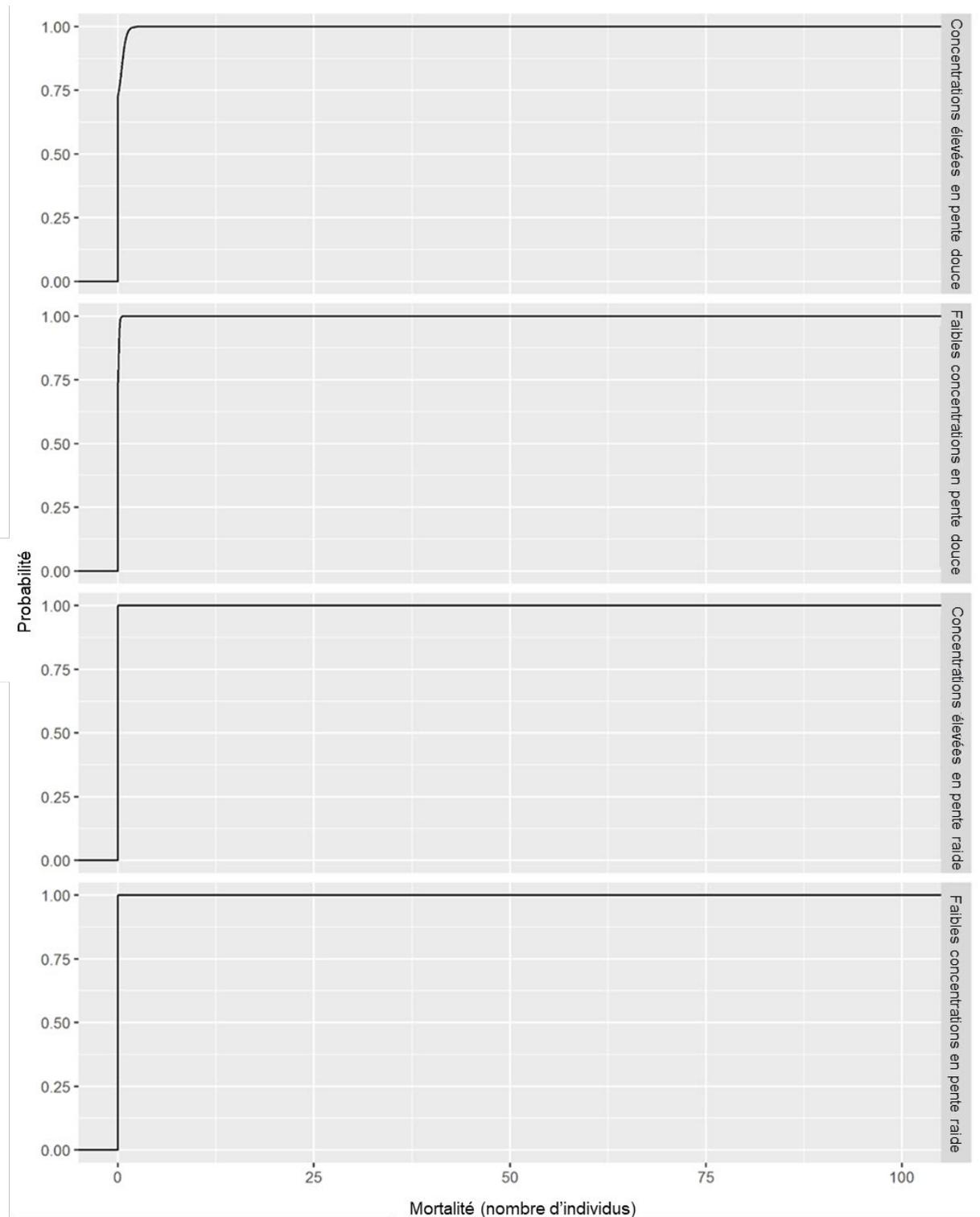


Figure B22. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du brochet vermiculé dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

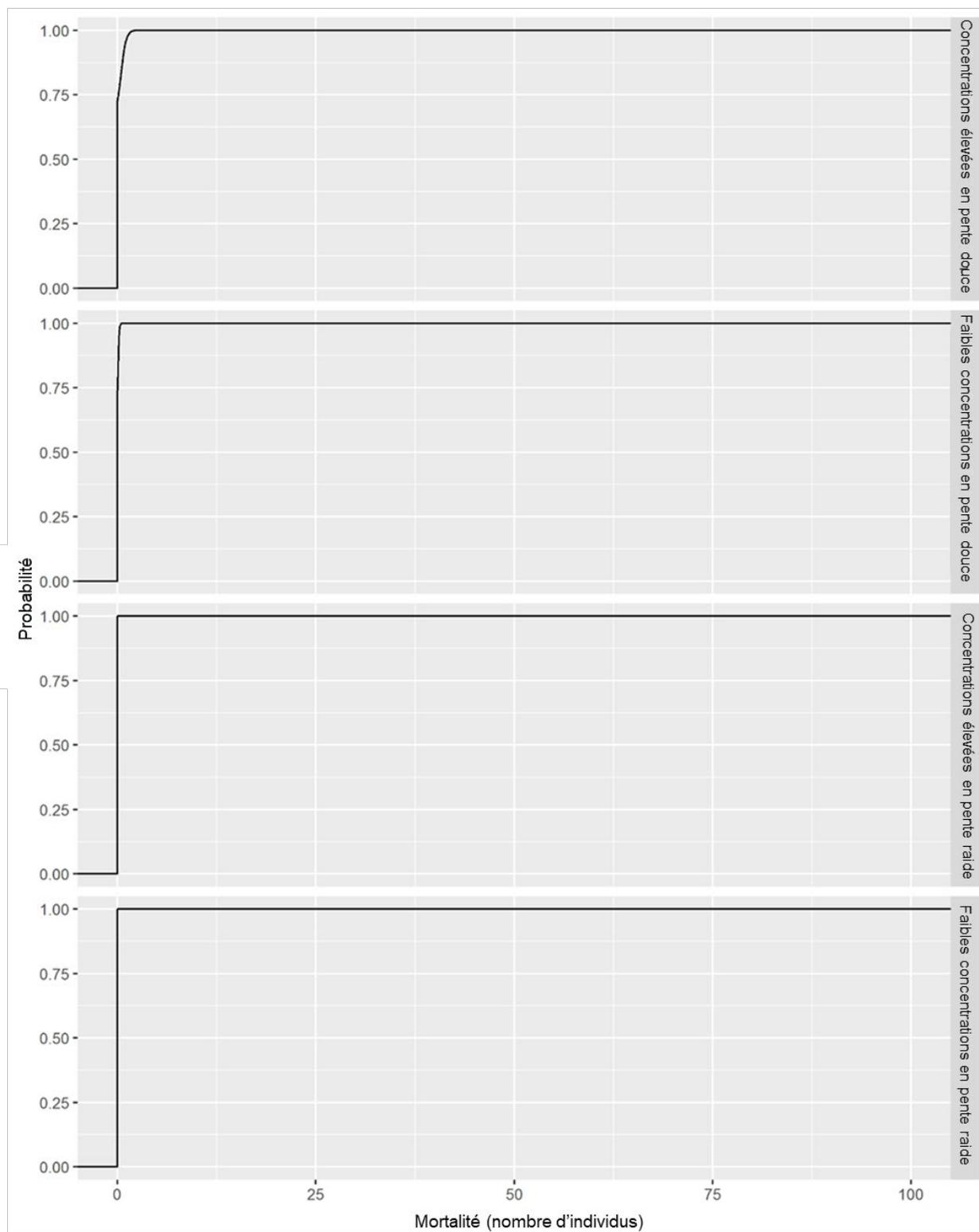


Figure B23. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du brochet vermiculé dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

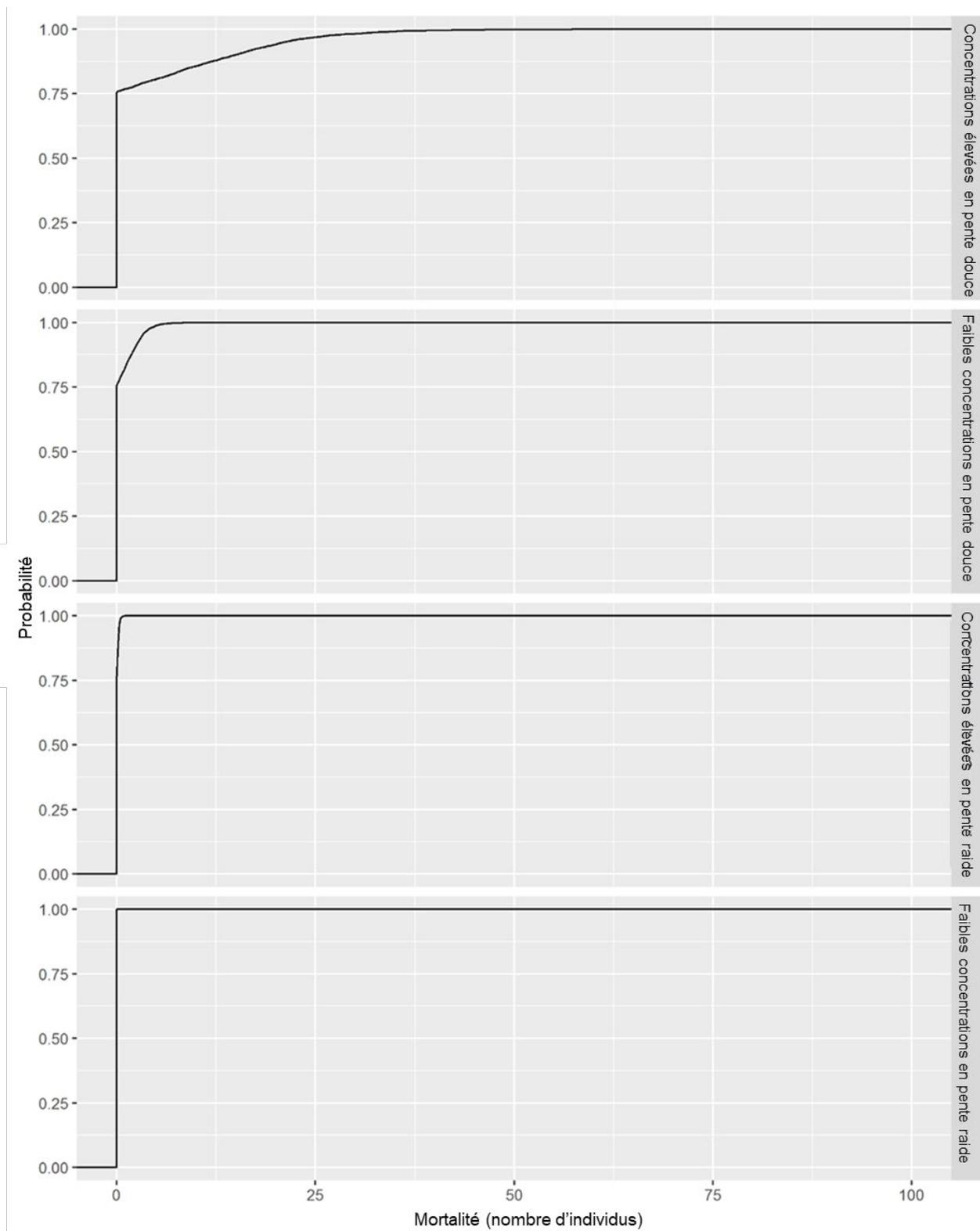


Figure B24. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du sucet de lac dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

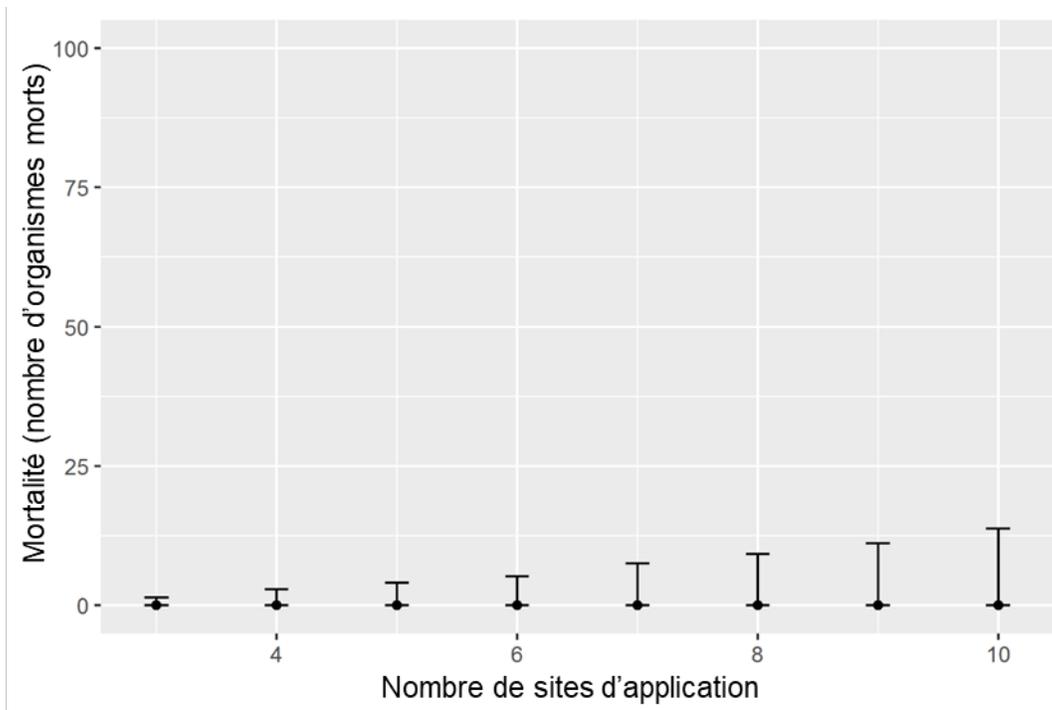


Figure B25. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du sucet de lac dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

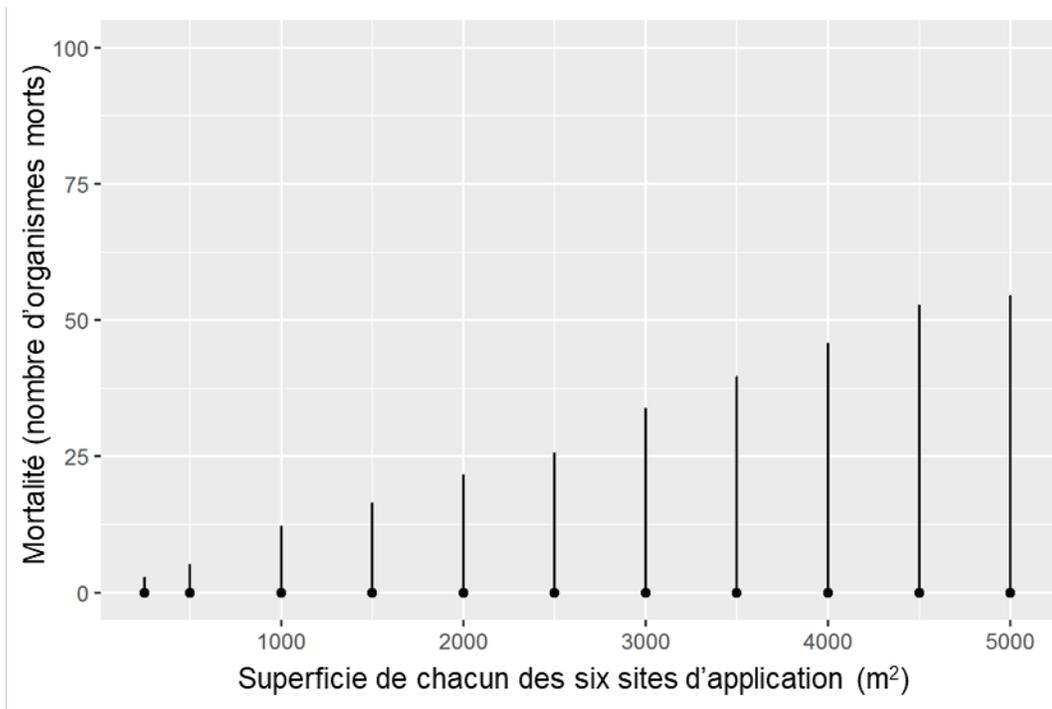


Figure B26. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du sucet de lac dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

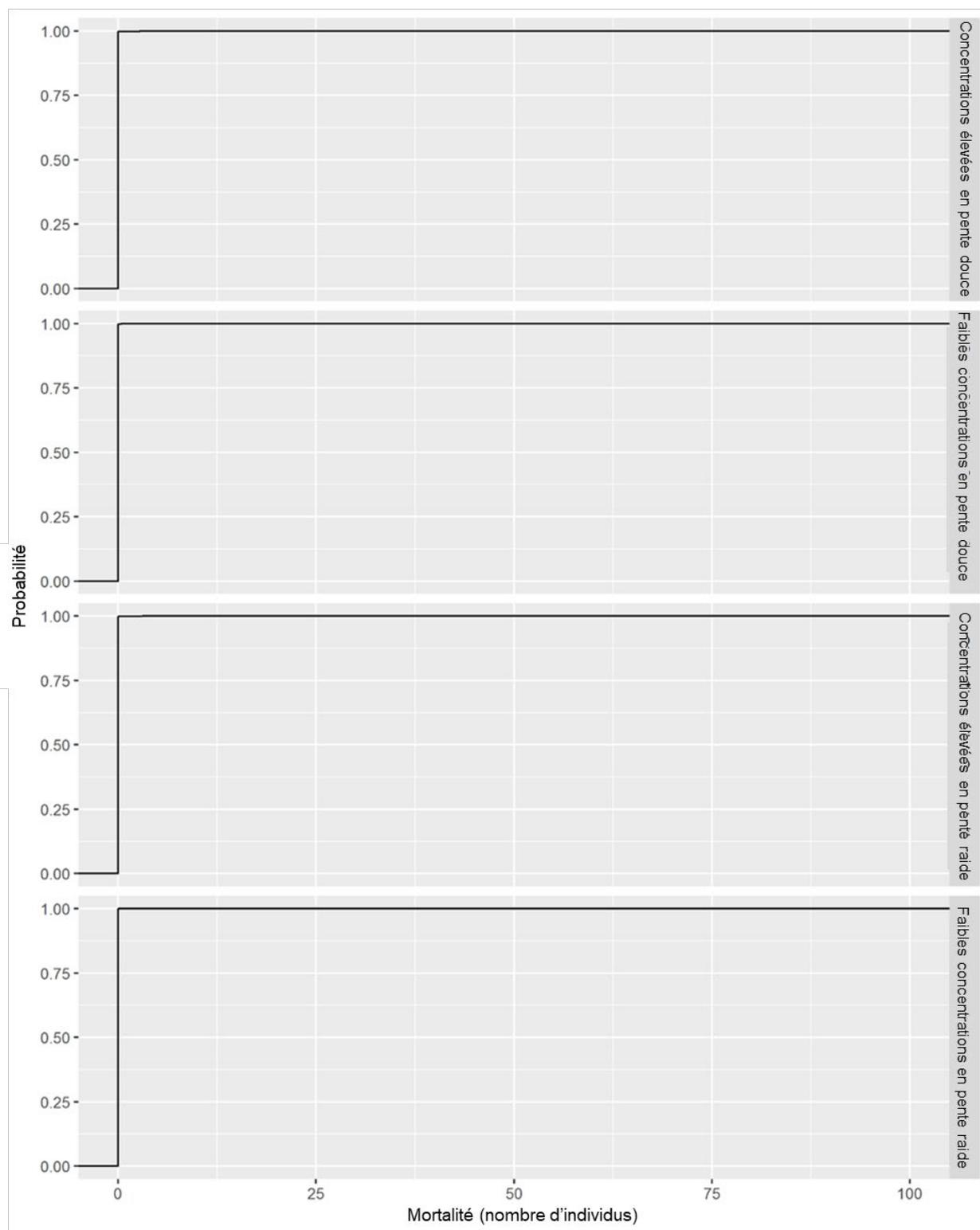


Figure B27. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du sucet de lac dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

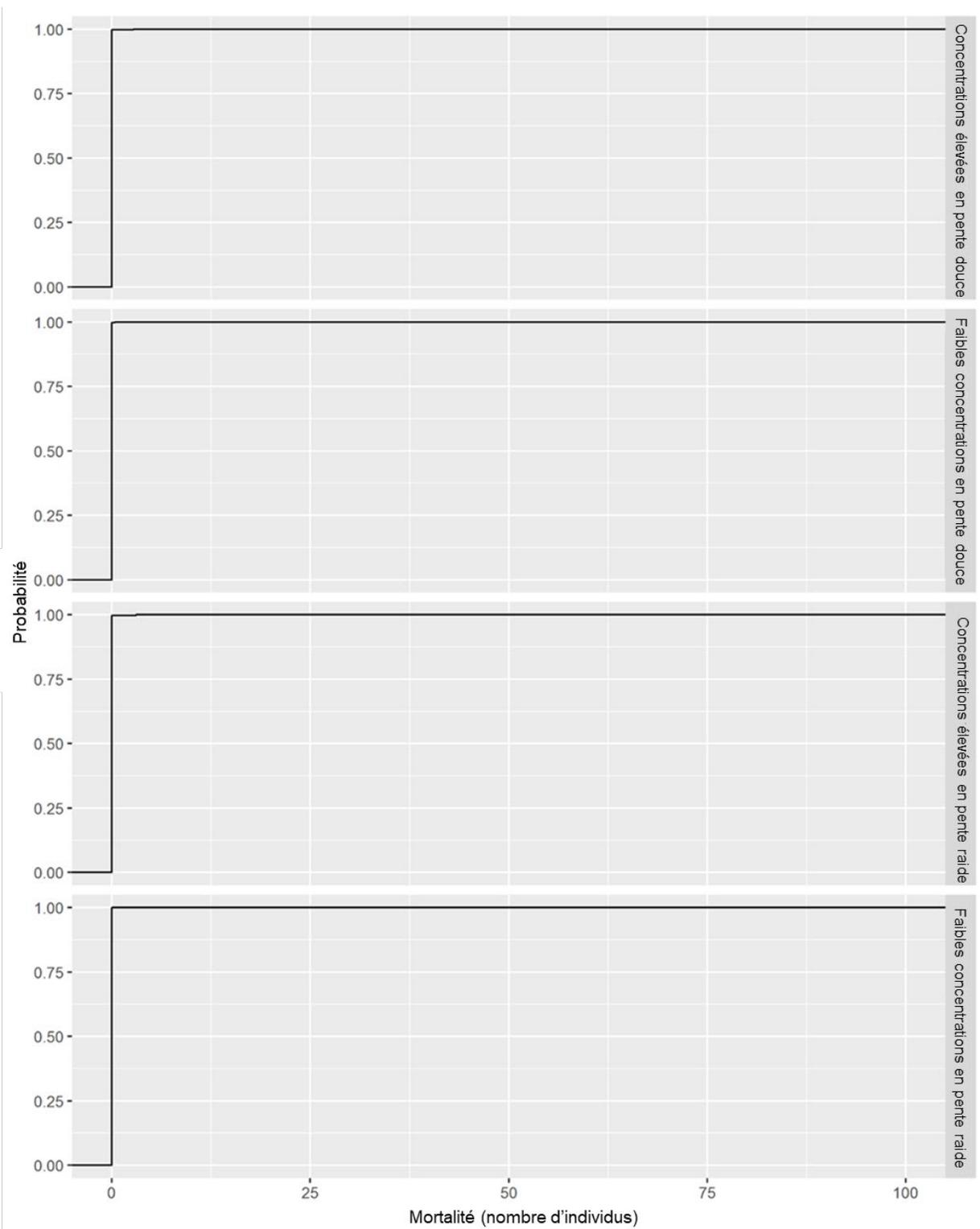


Figure B28. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de l'esturgeon jaune dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

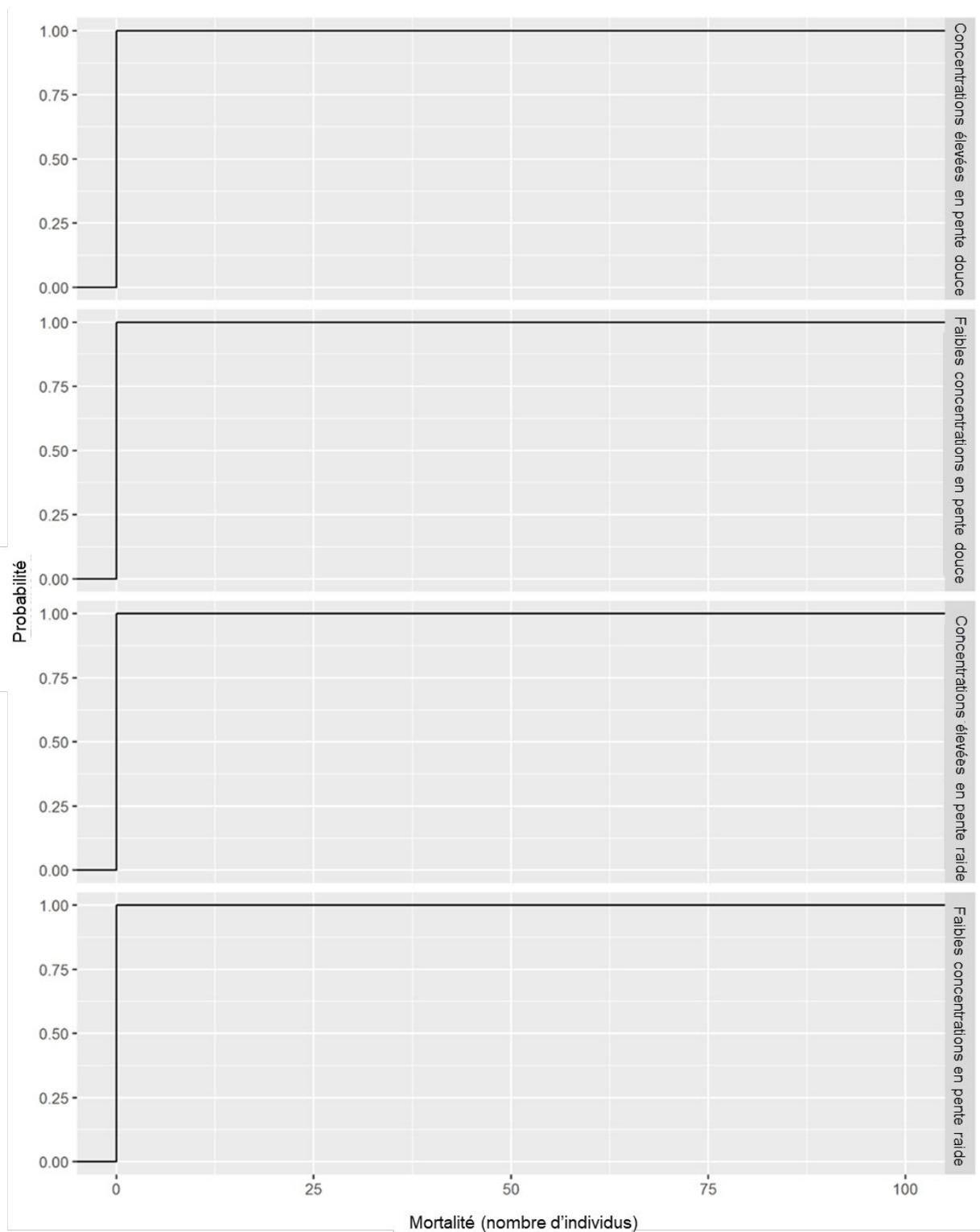


Figure B29. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie du nord dans la rivière Déroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

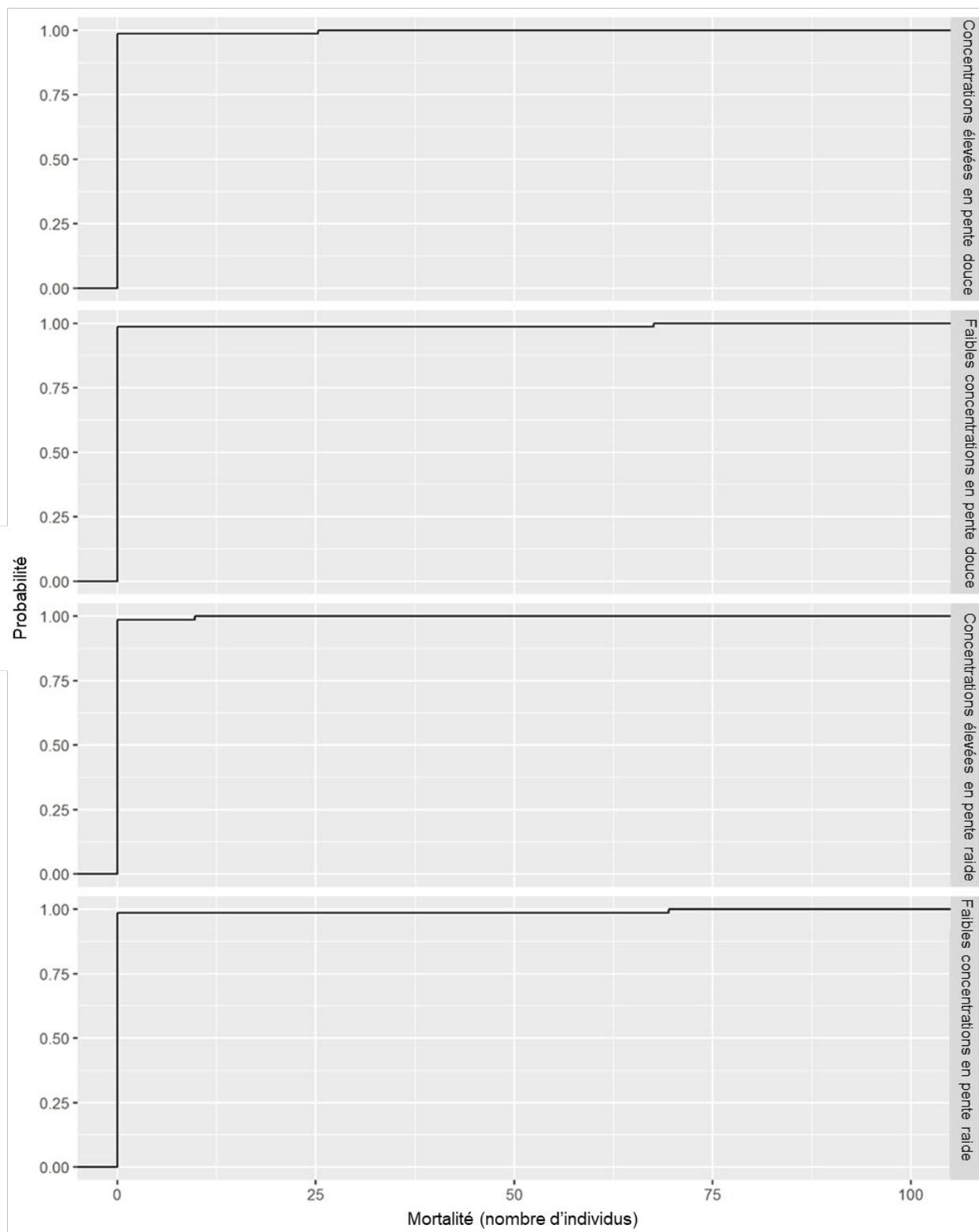


Figure B30. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie du nord dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

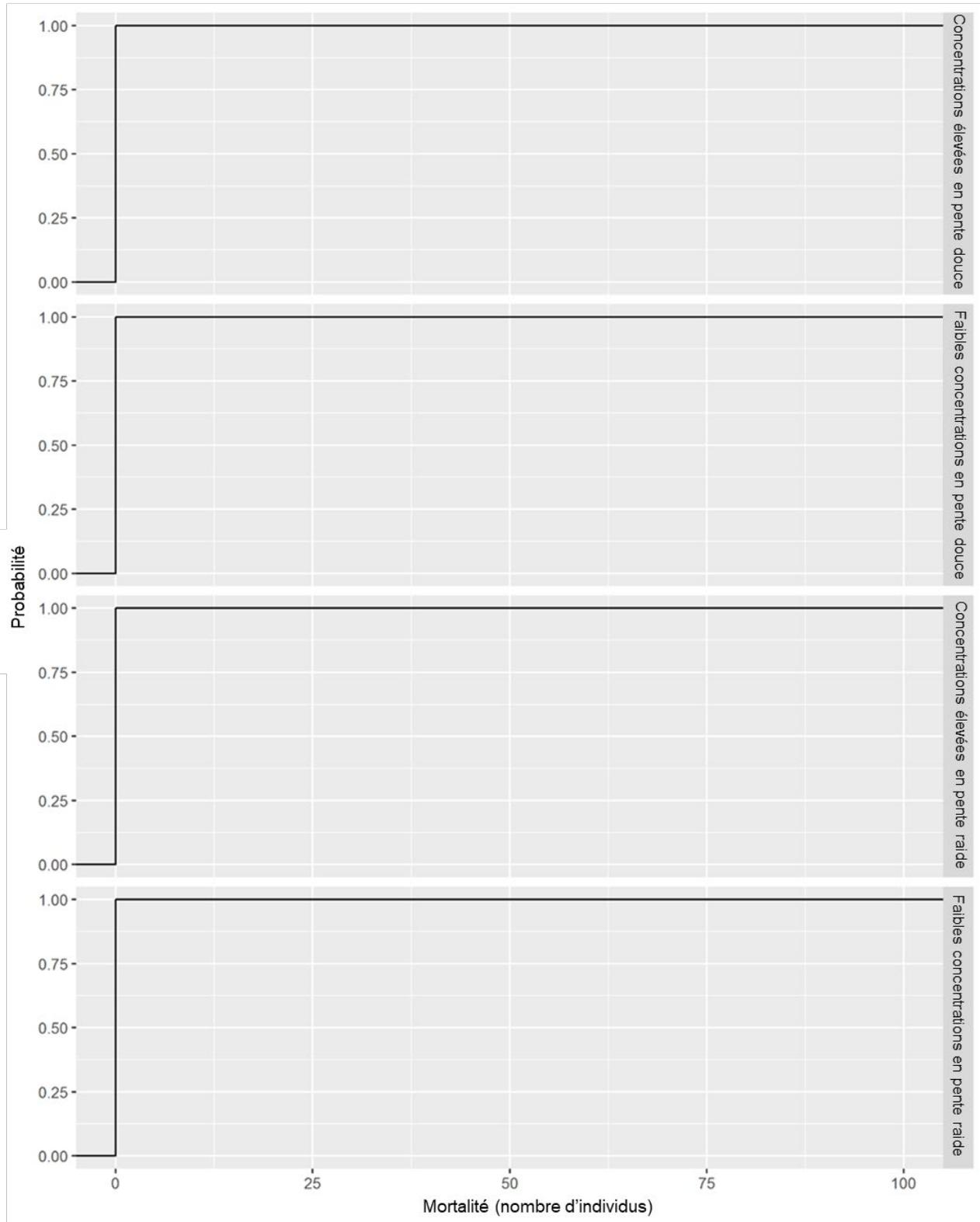


Figure B31. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie du nord dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

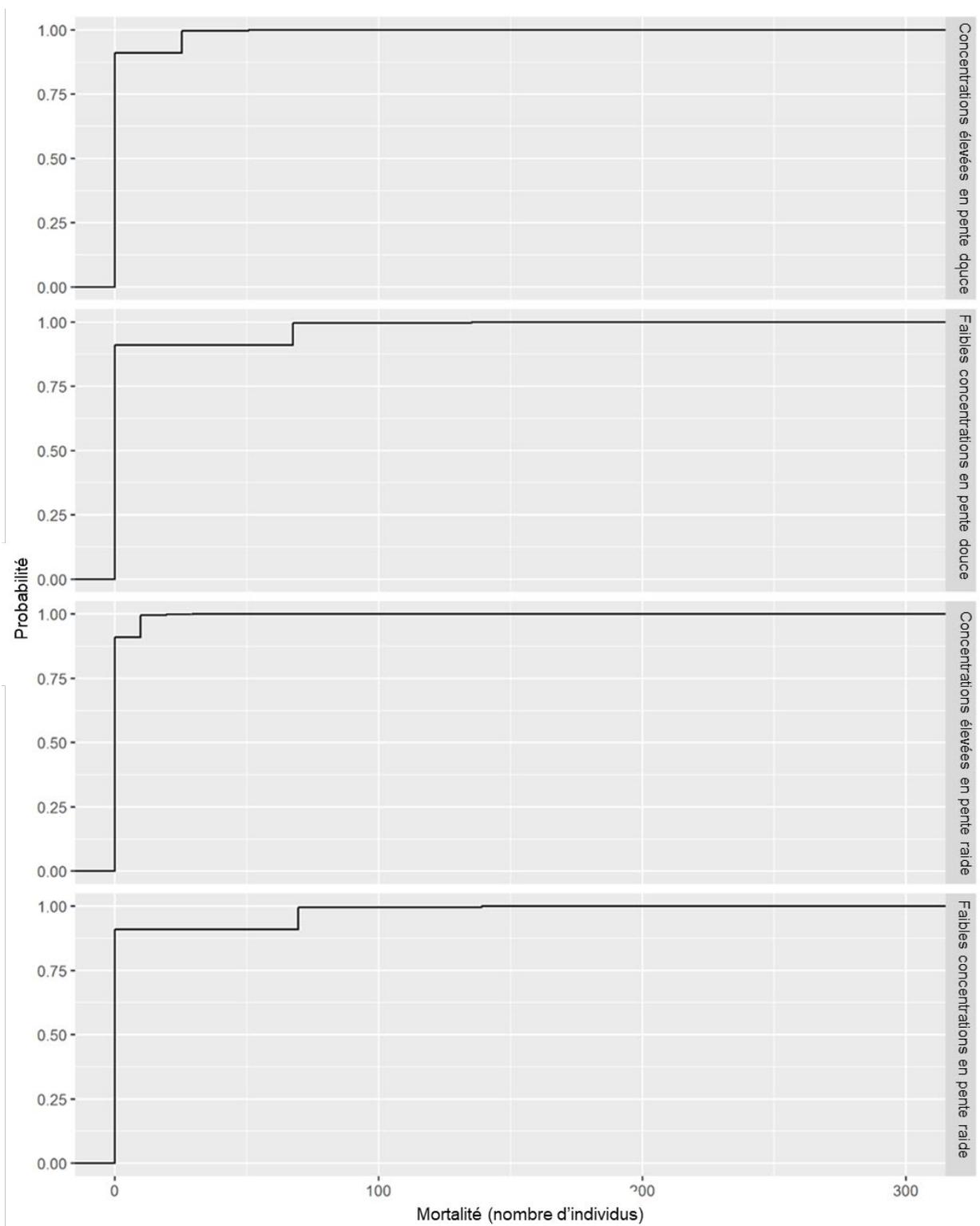


Figure B32. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie du nord dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

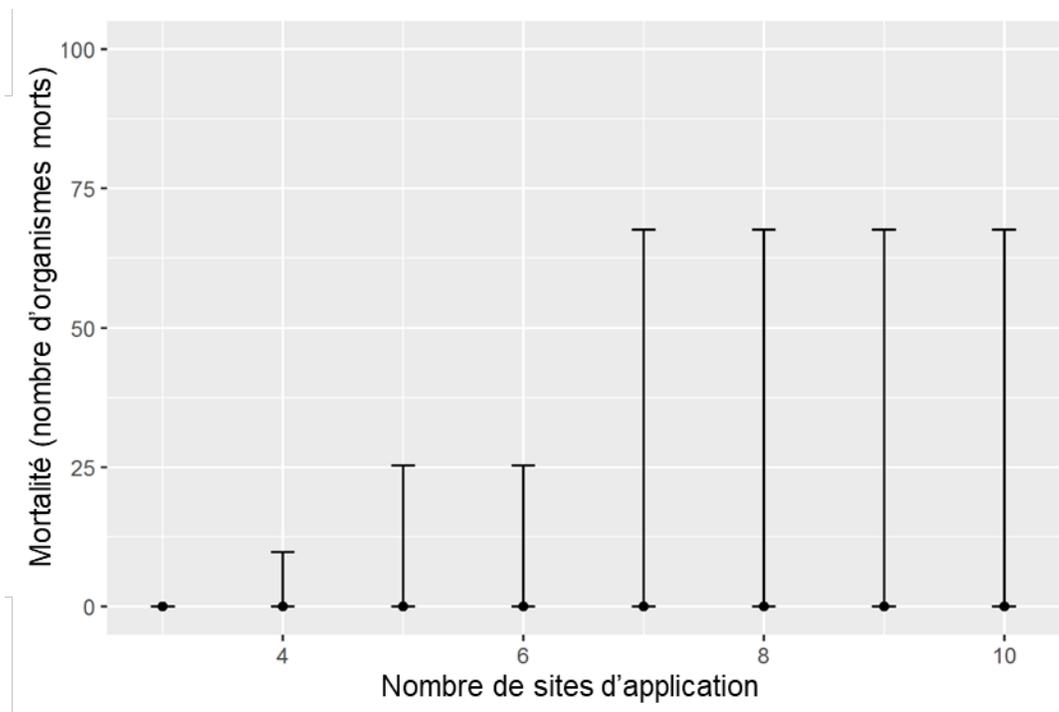


Figure B33. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la lamproie du nord dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

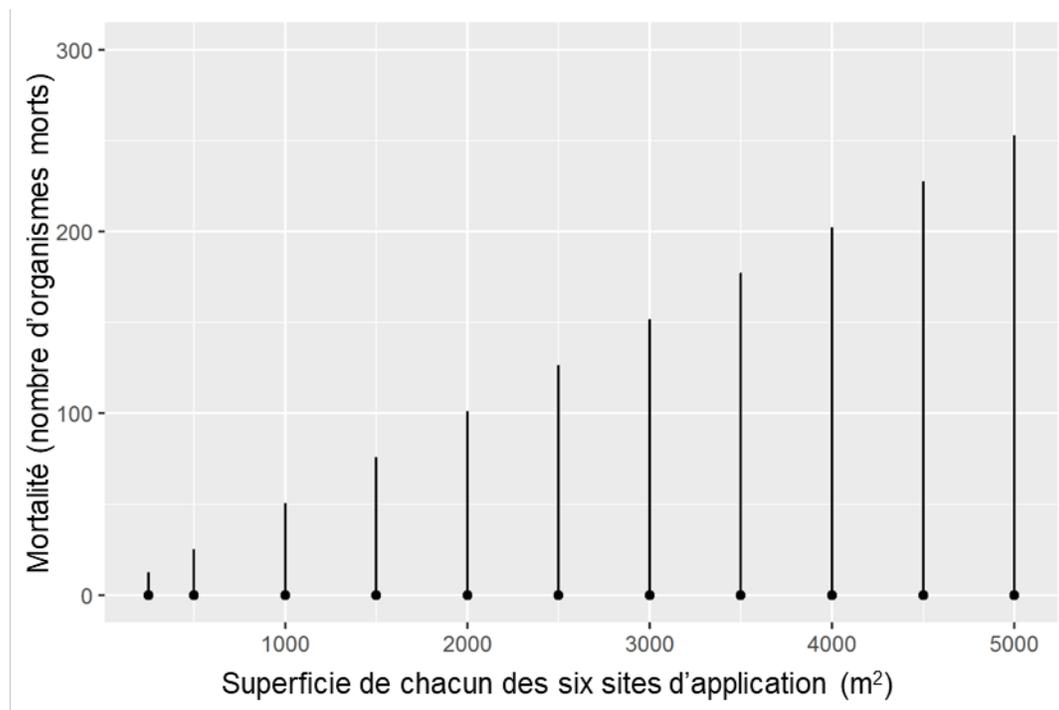


Figure B34. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la lamproie du nord dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

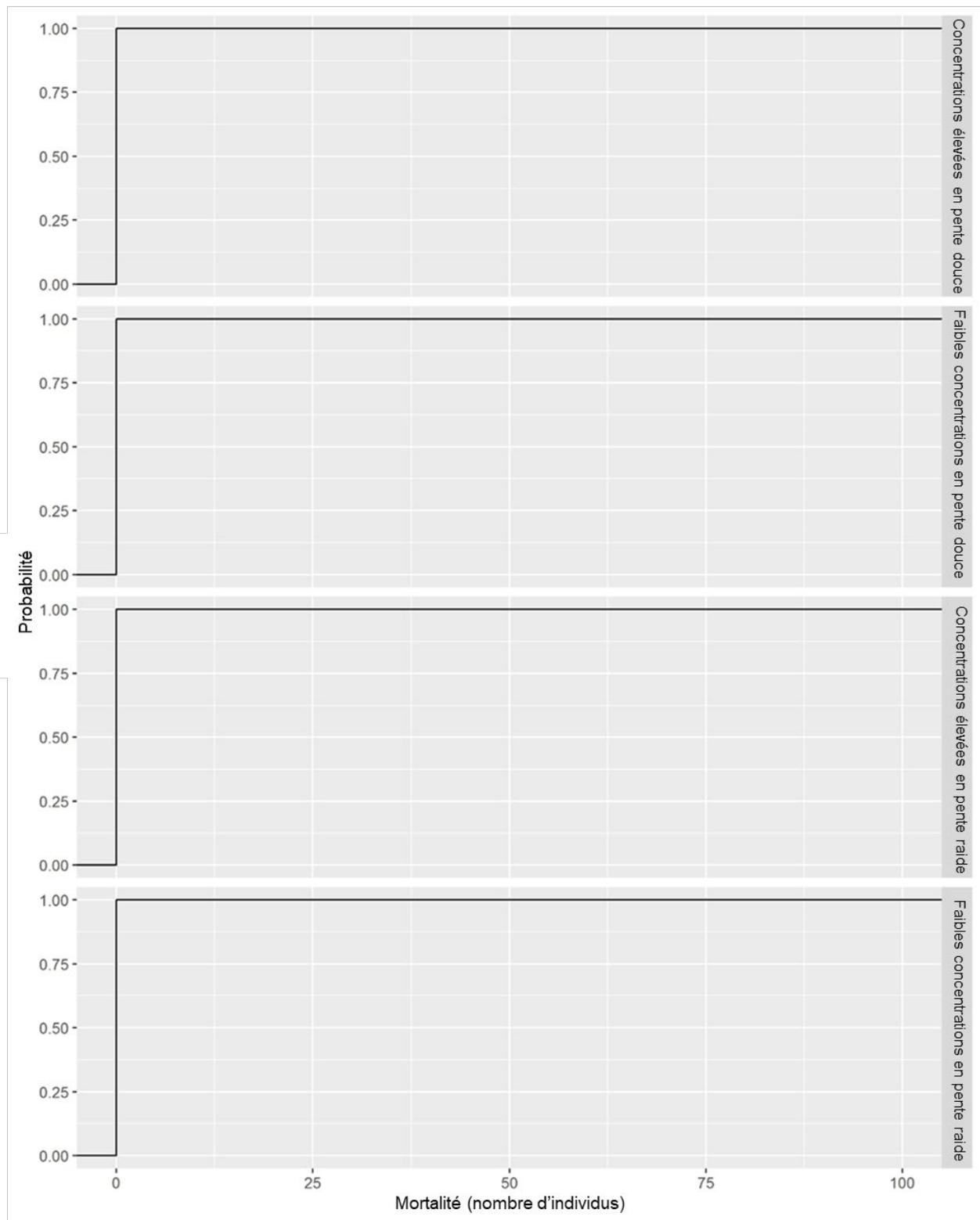


Figure B35. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

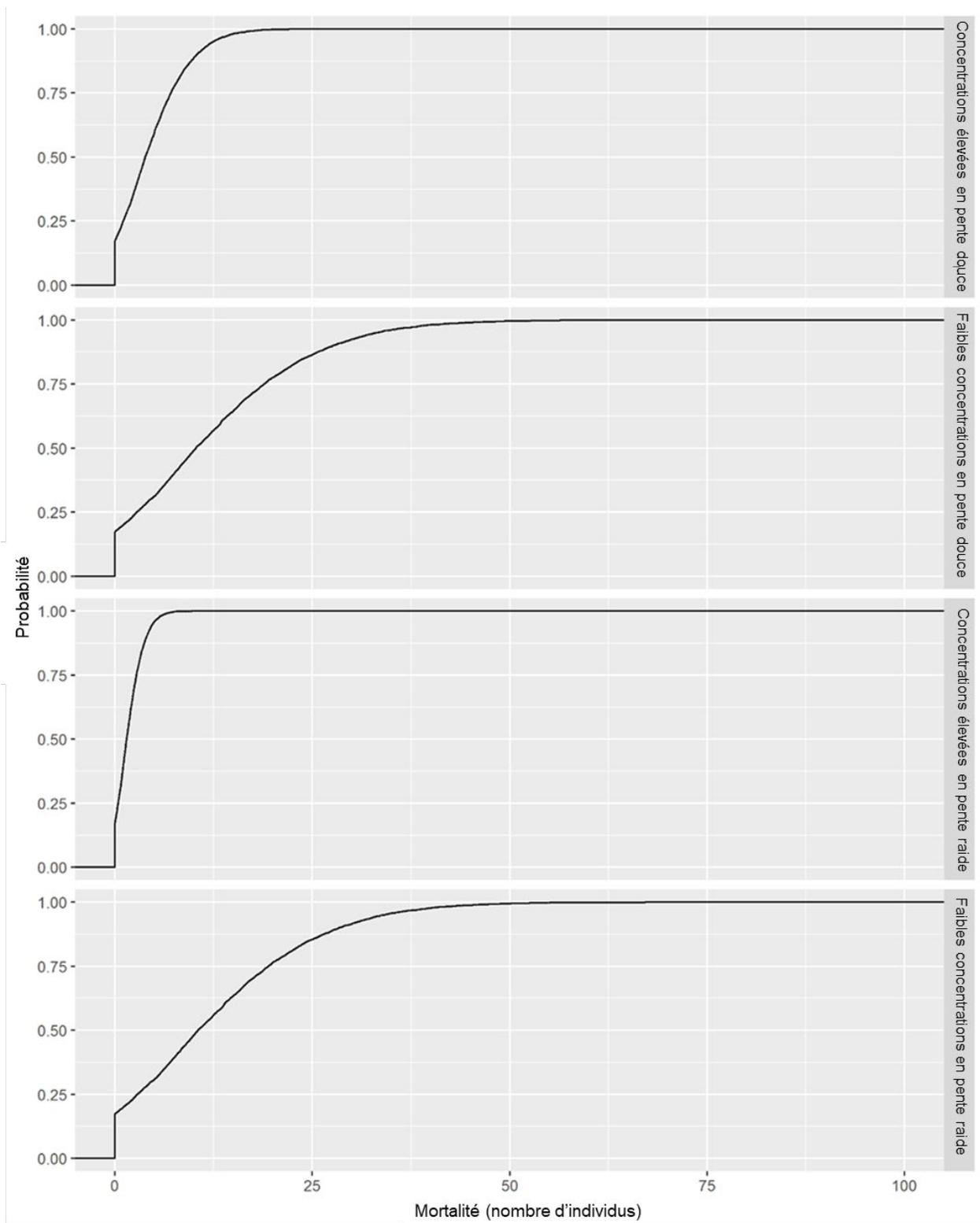


Figure B36. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

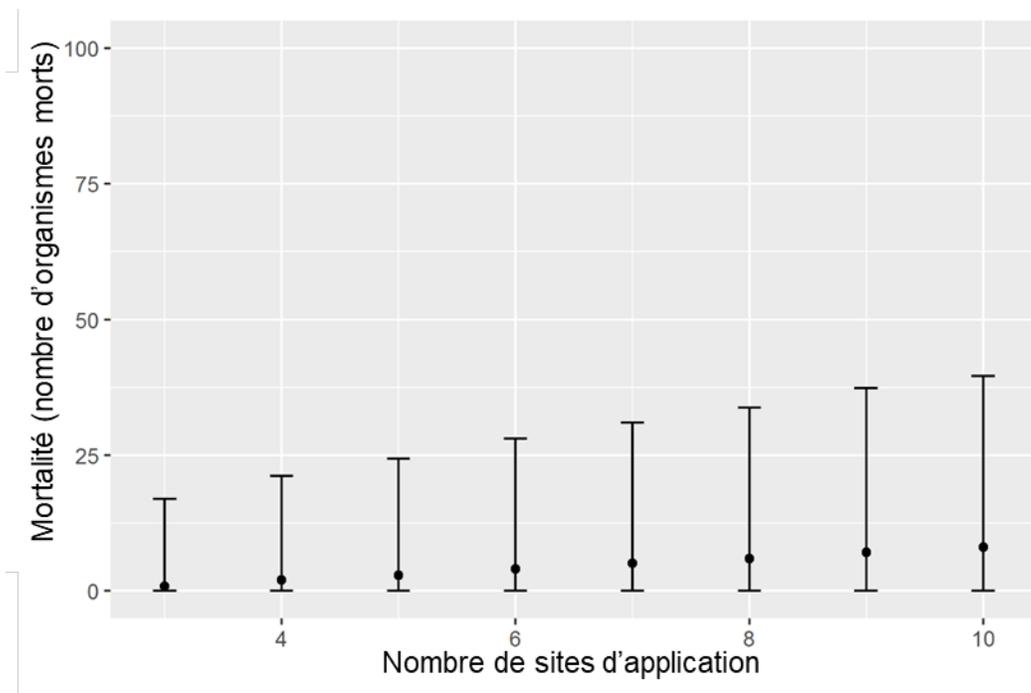


Figure B37. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

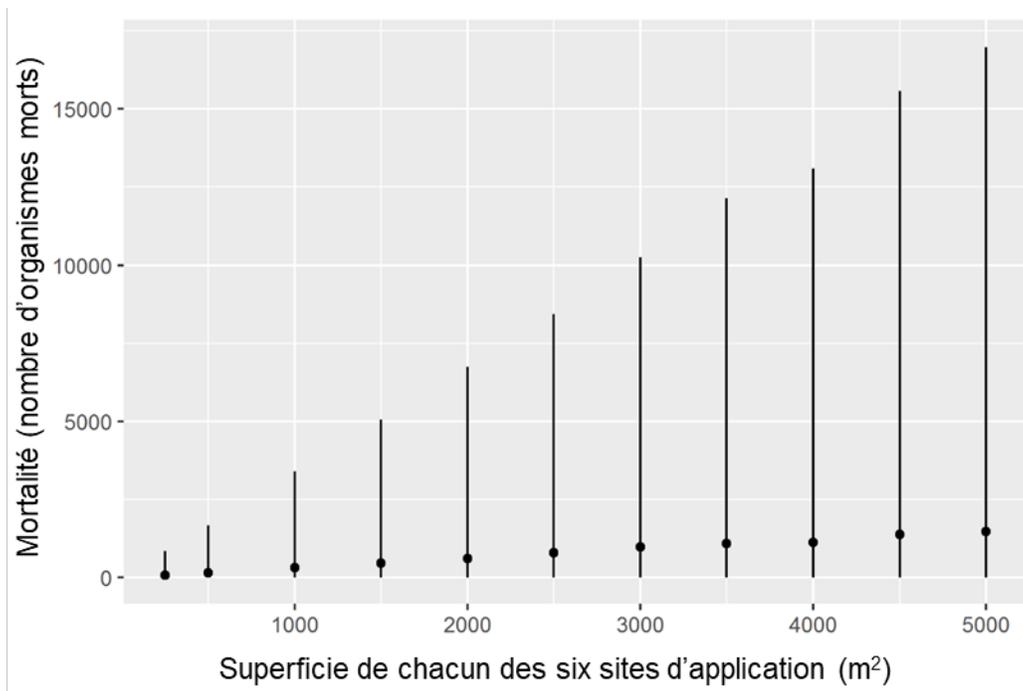


Figure B38. L'influence de la taille de six sites d'application sur la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

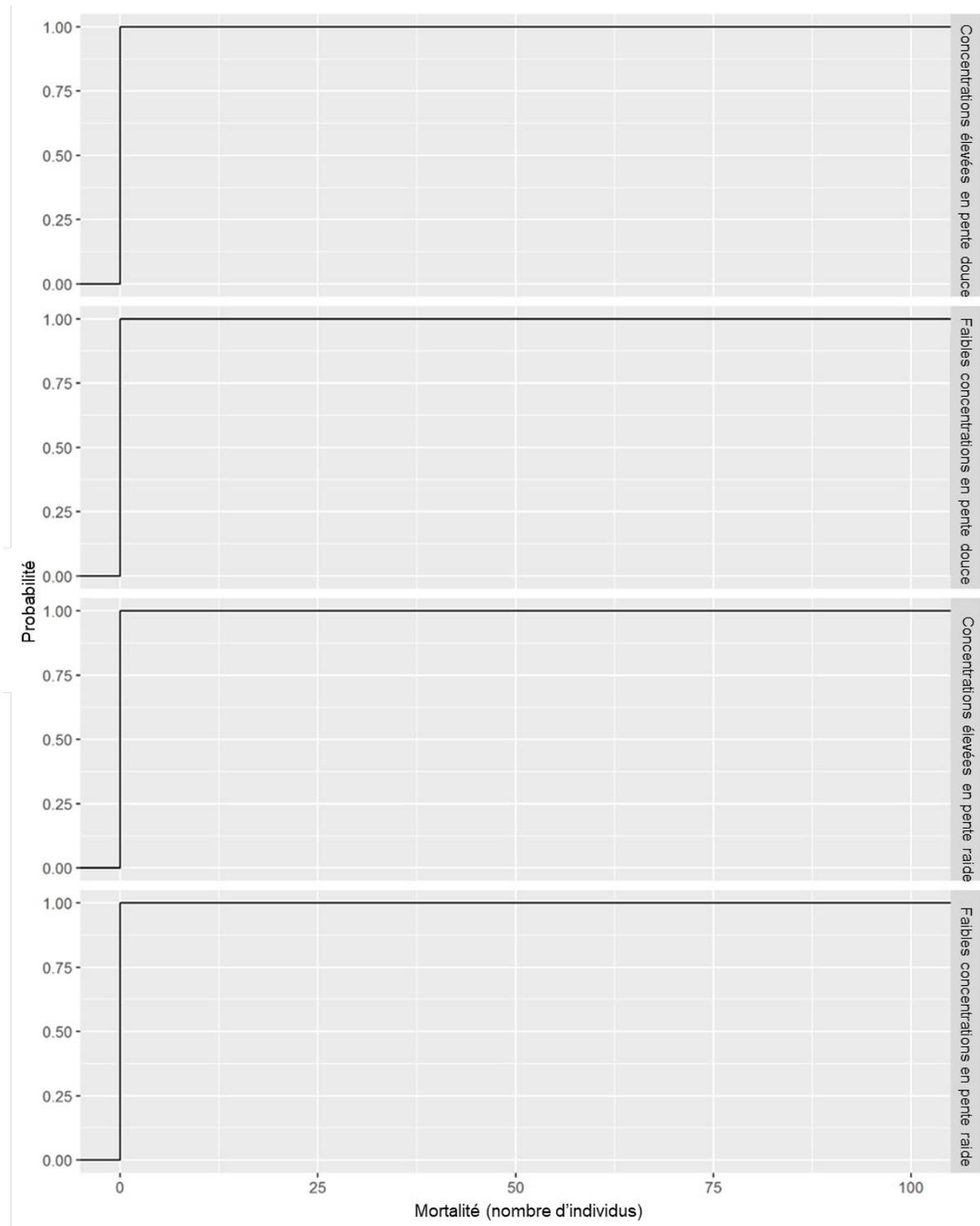


Figure B39. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

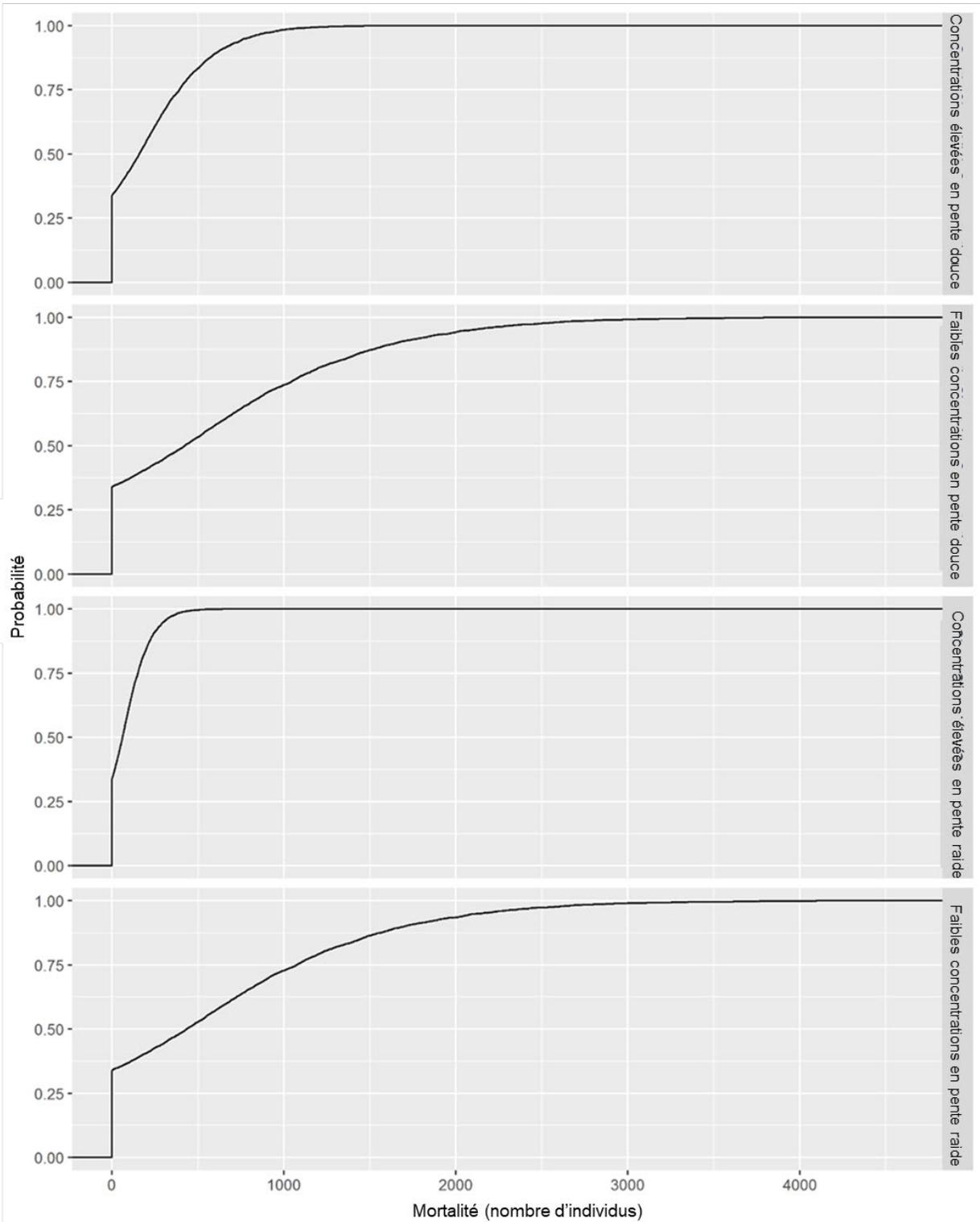


Figure B40. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie du nord et des espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

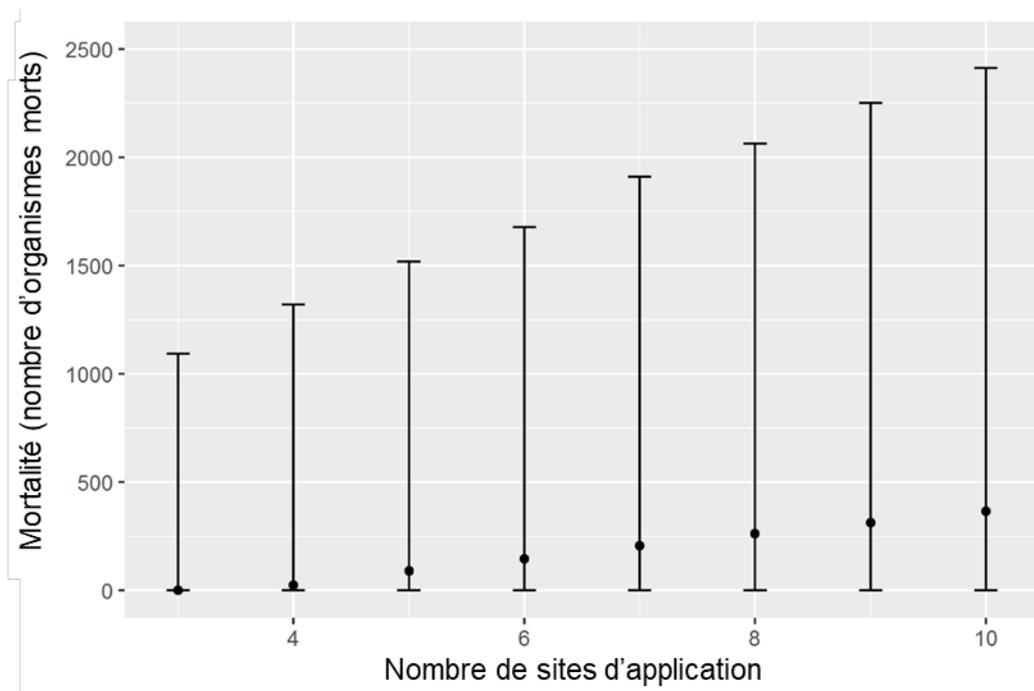


Figure B41. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

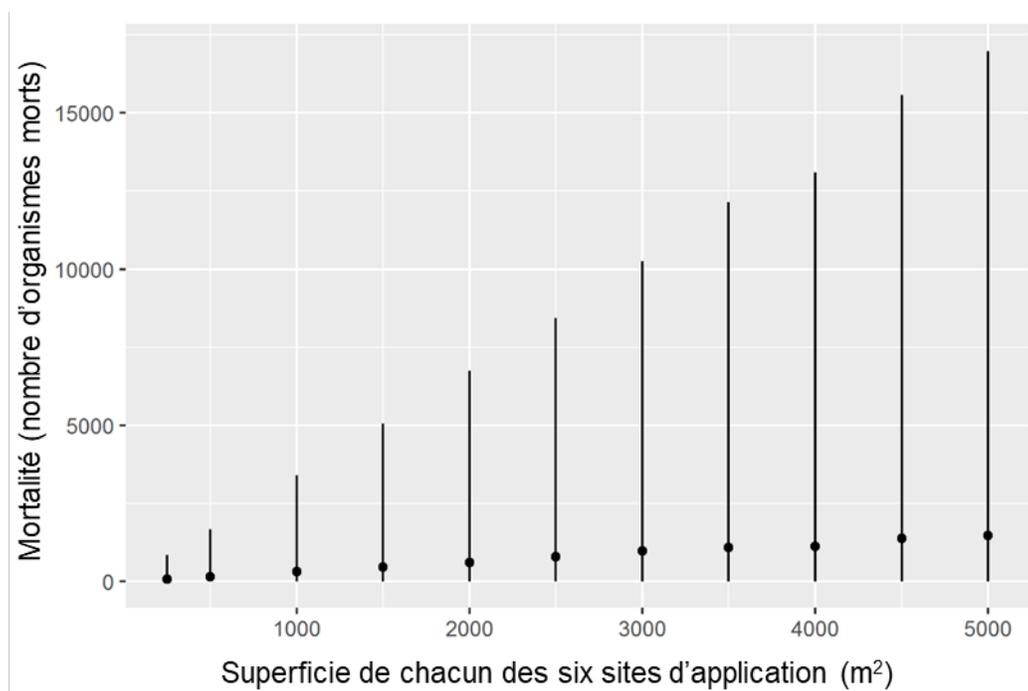


Figure B42. L'influence de la taille de six sites d'application sur la lamproie du nord et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

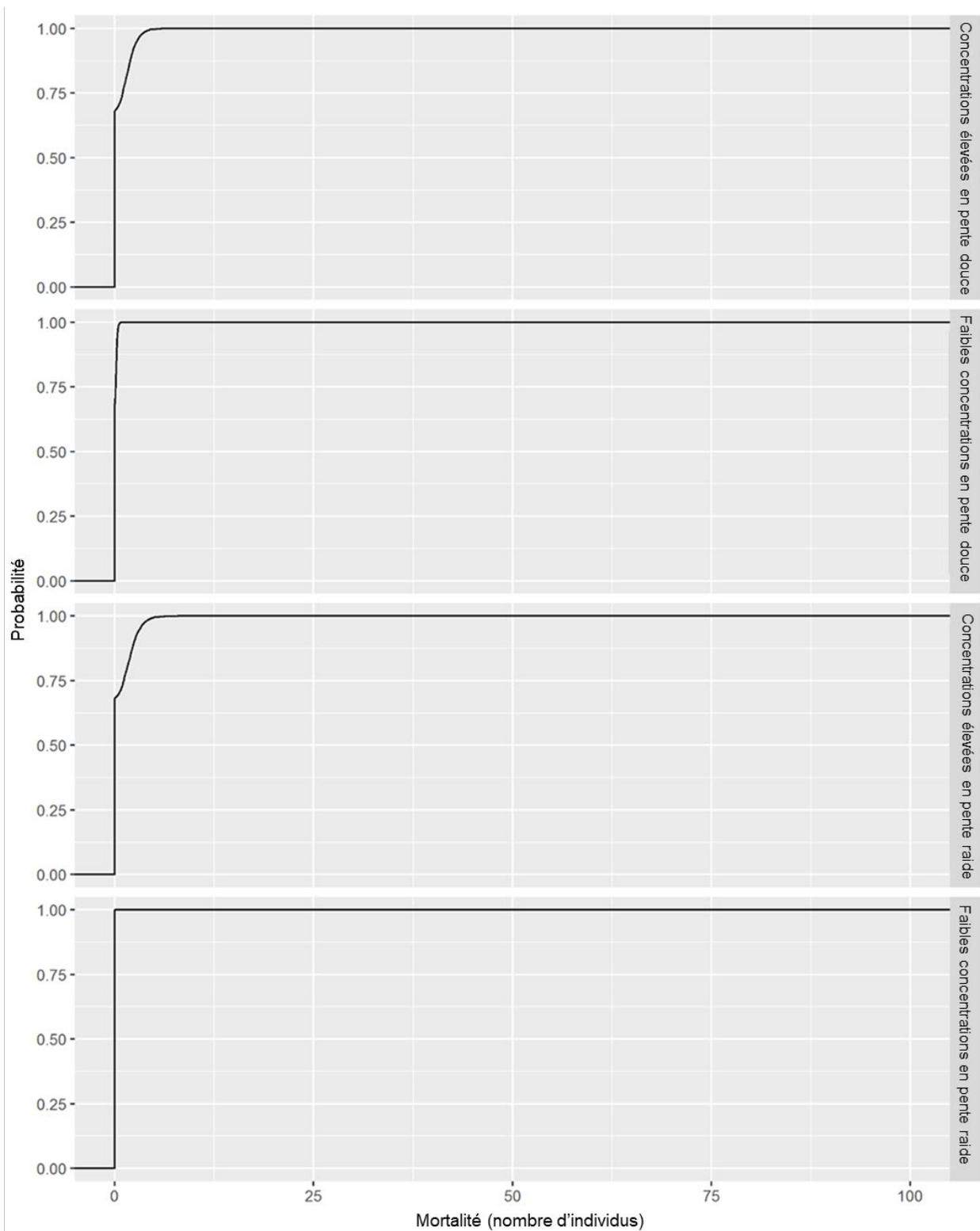


Figure B43. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Déroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

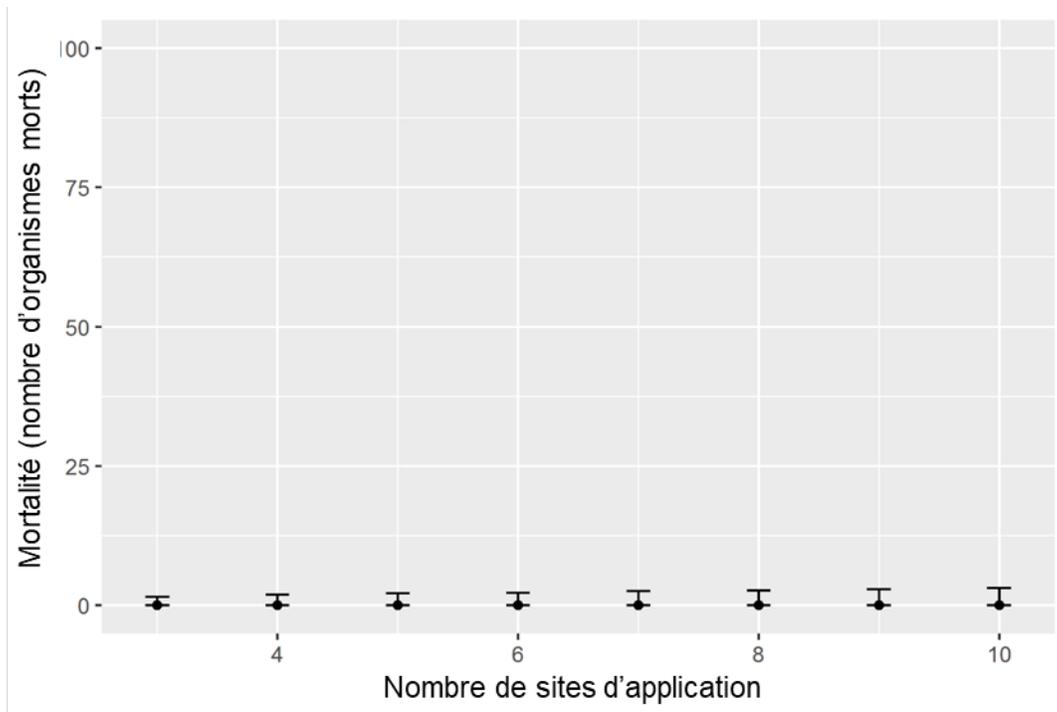


Figure B44. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Détroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

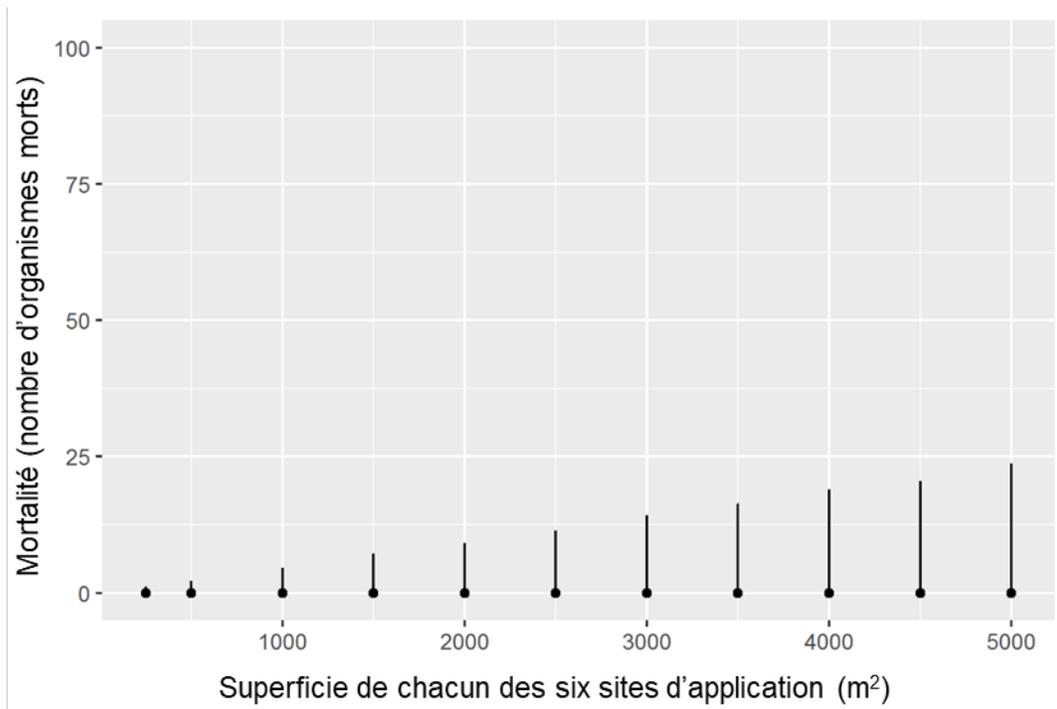


Figure B45. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Détroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

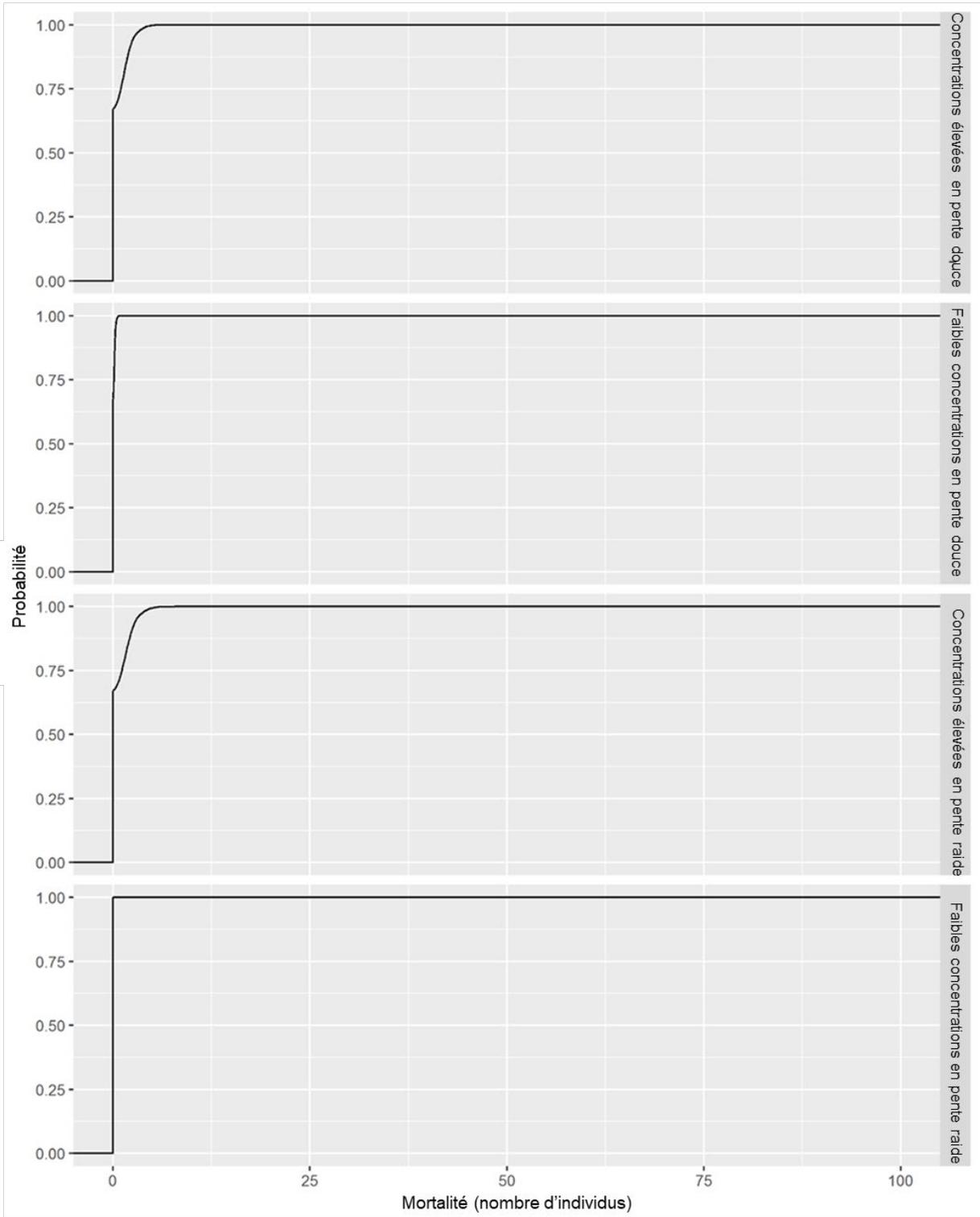


Figure B46. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

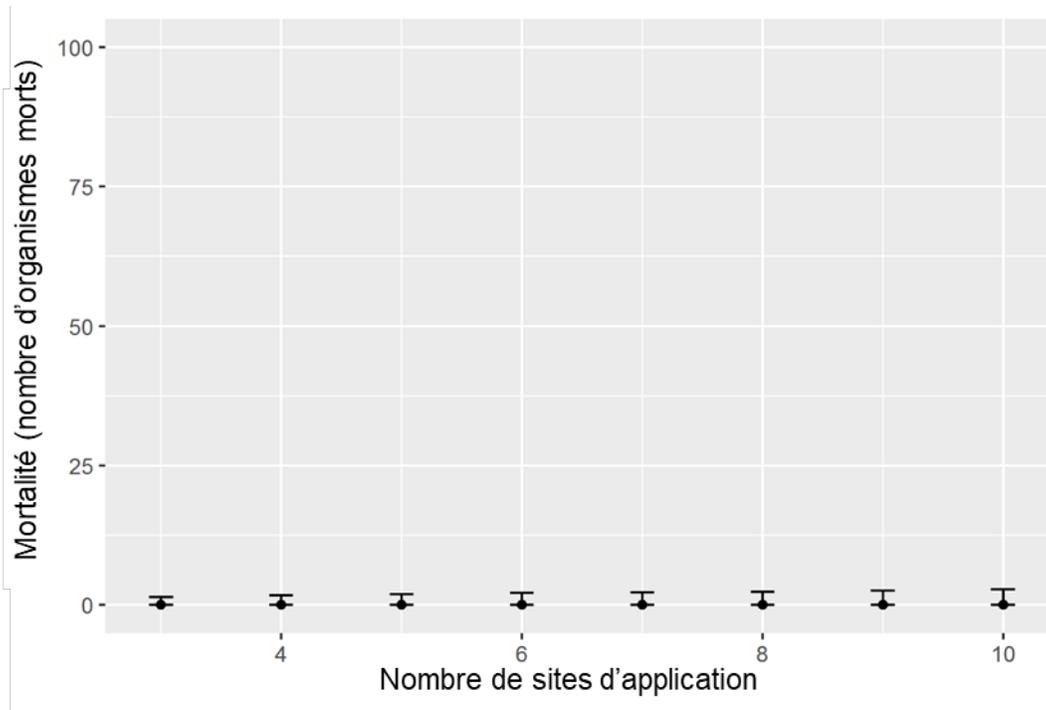


Figure B47. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

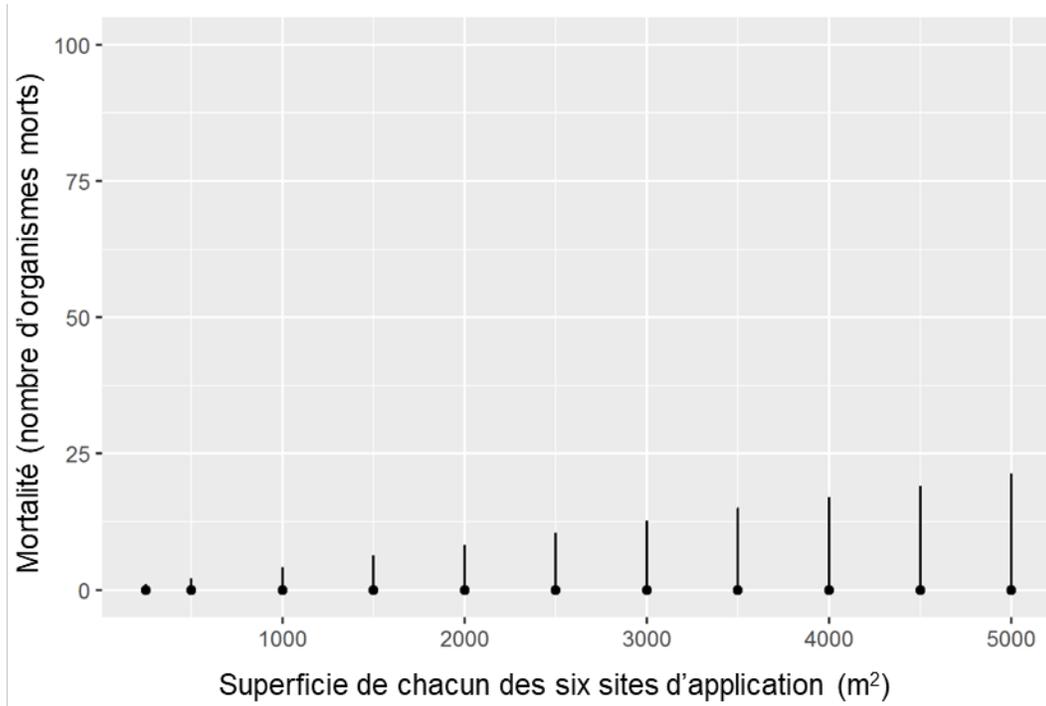


Figure B48. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

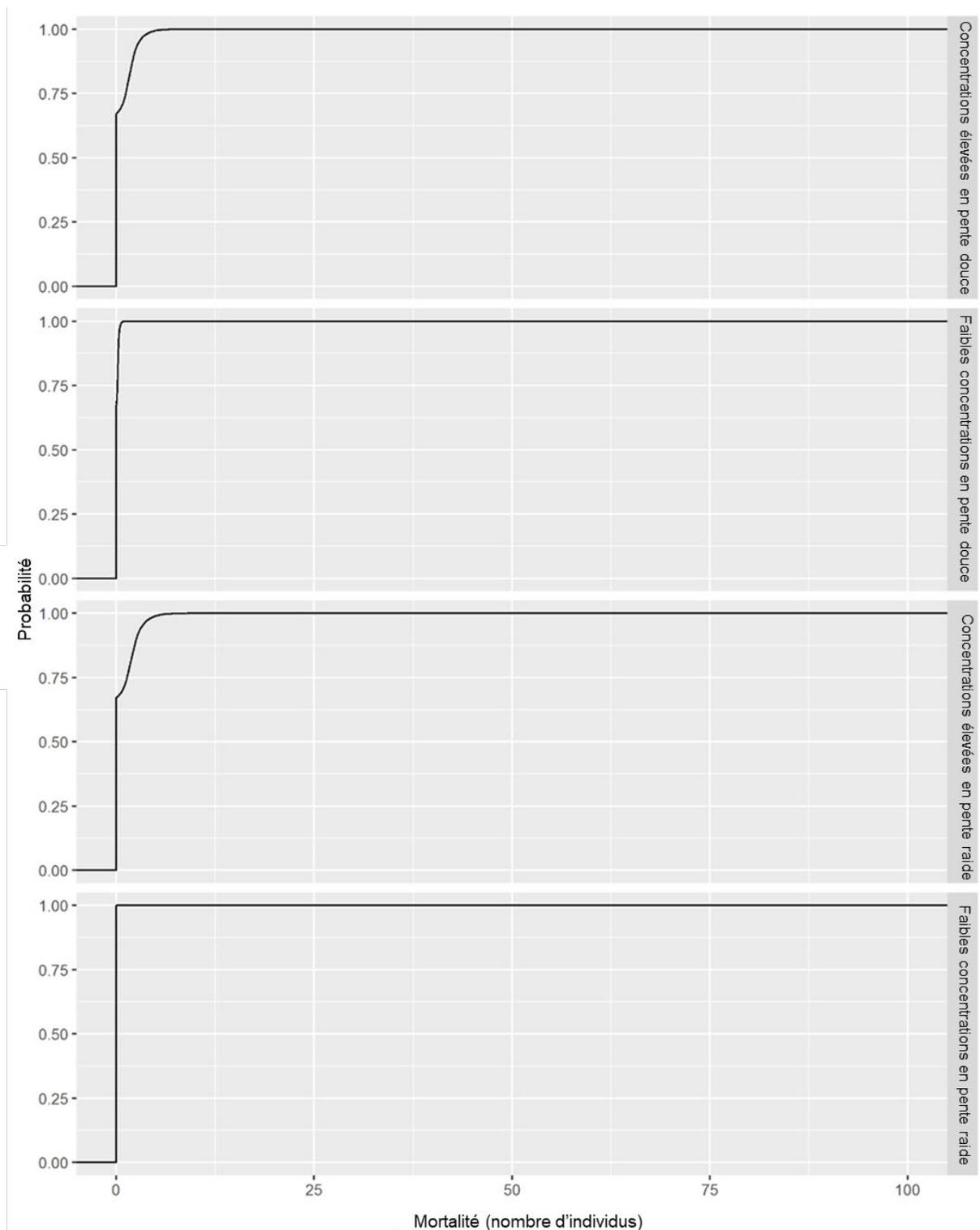


Figure B49. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

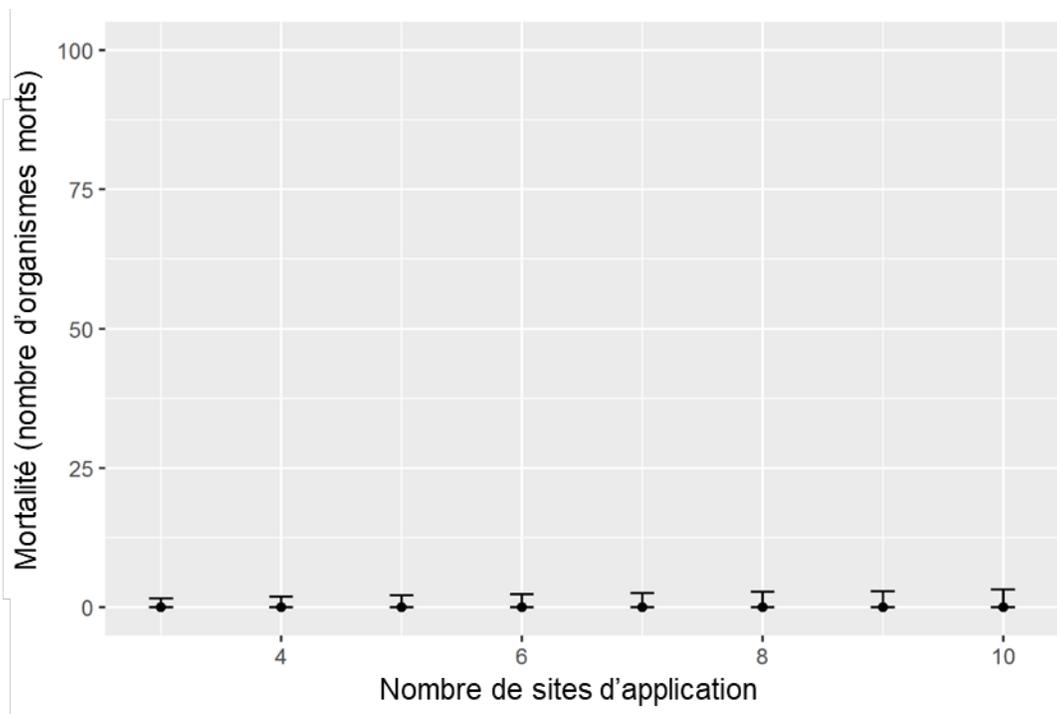


Figure B50. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

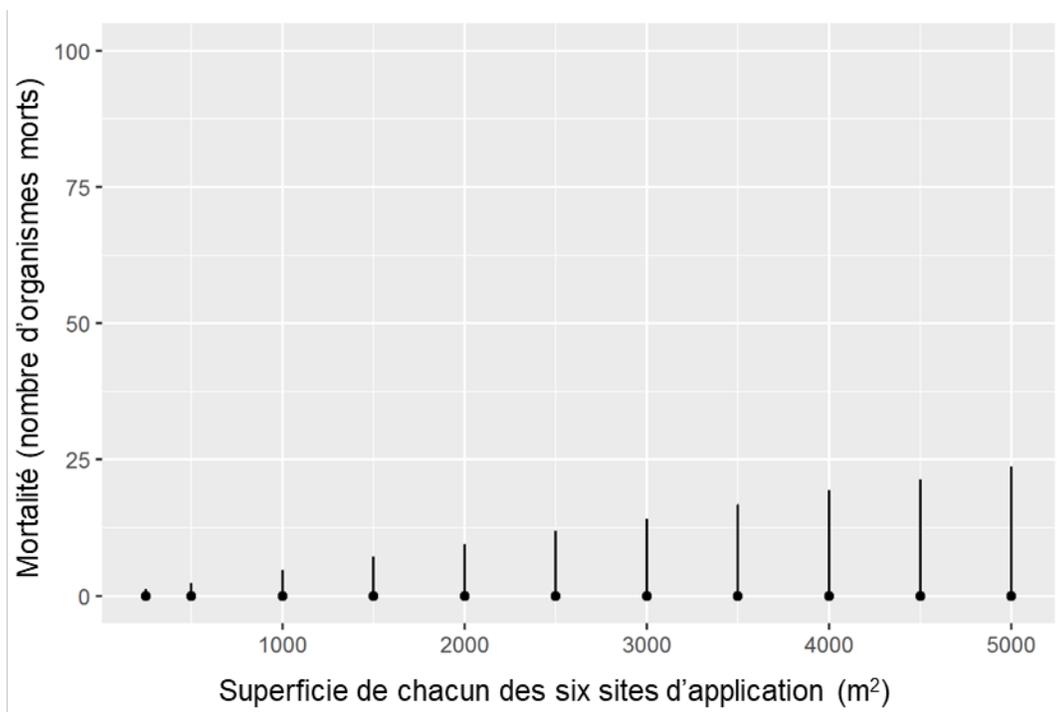


Figure B51. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du chat-fou du nord dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

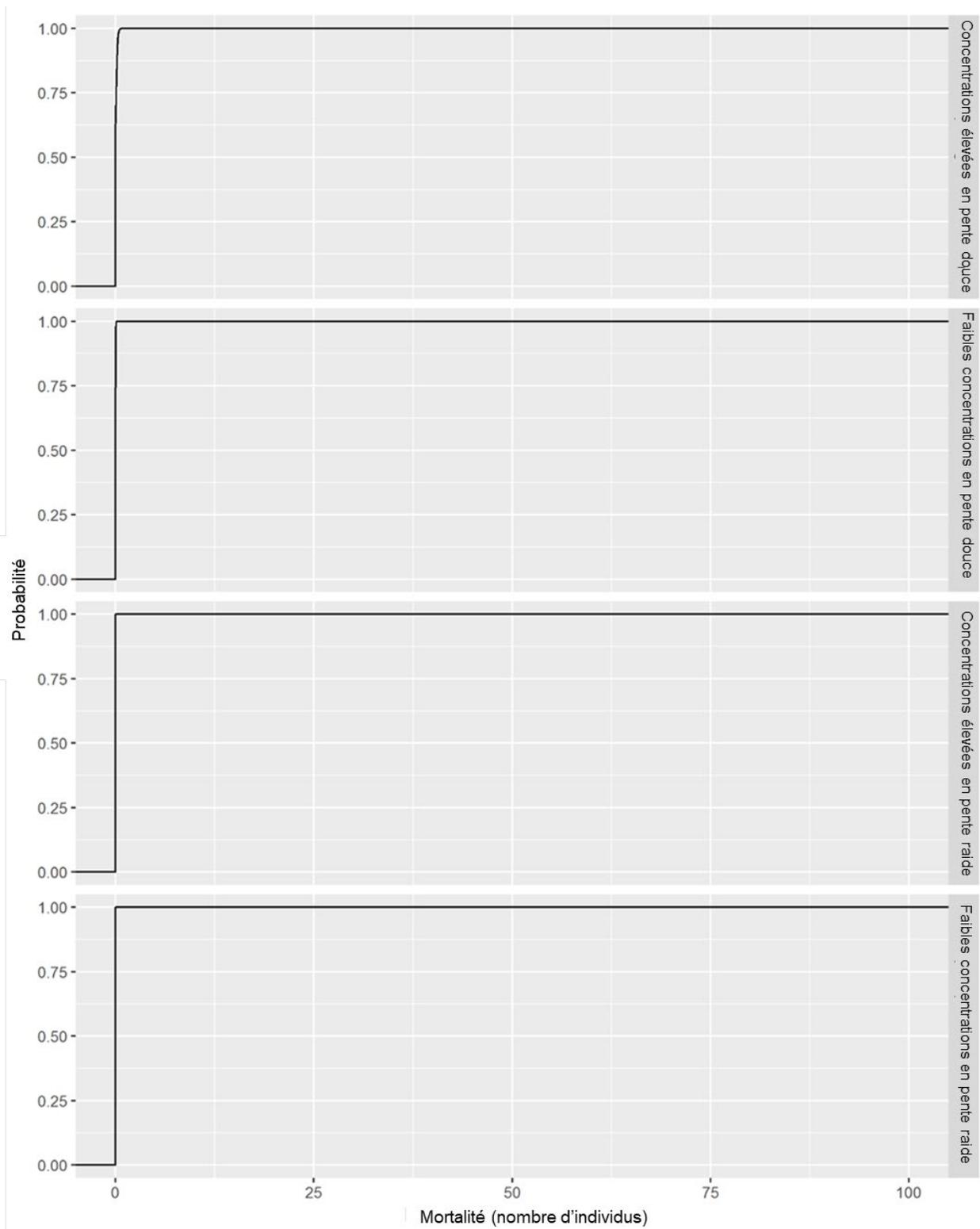


Figure B52. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du crapet du nord dans la rivière Déroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

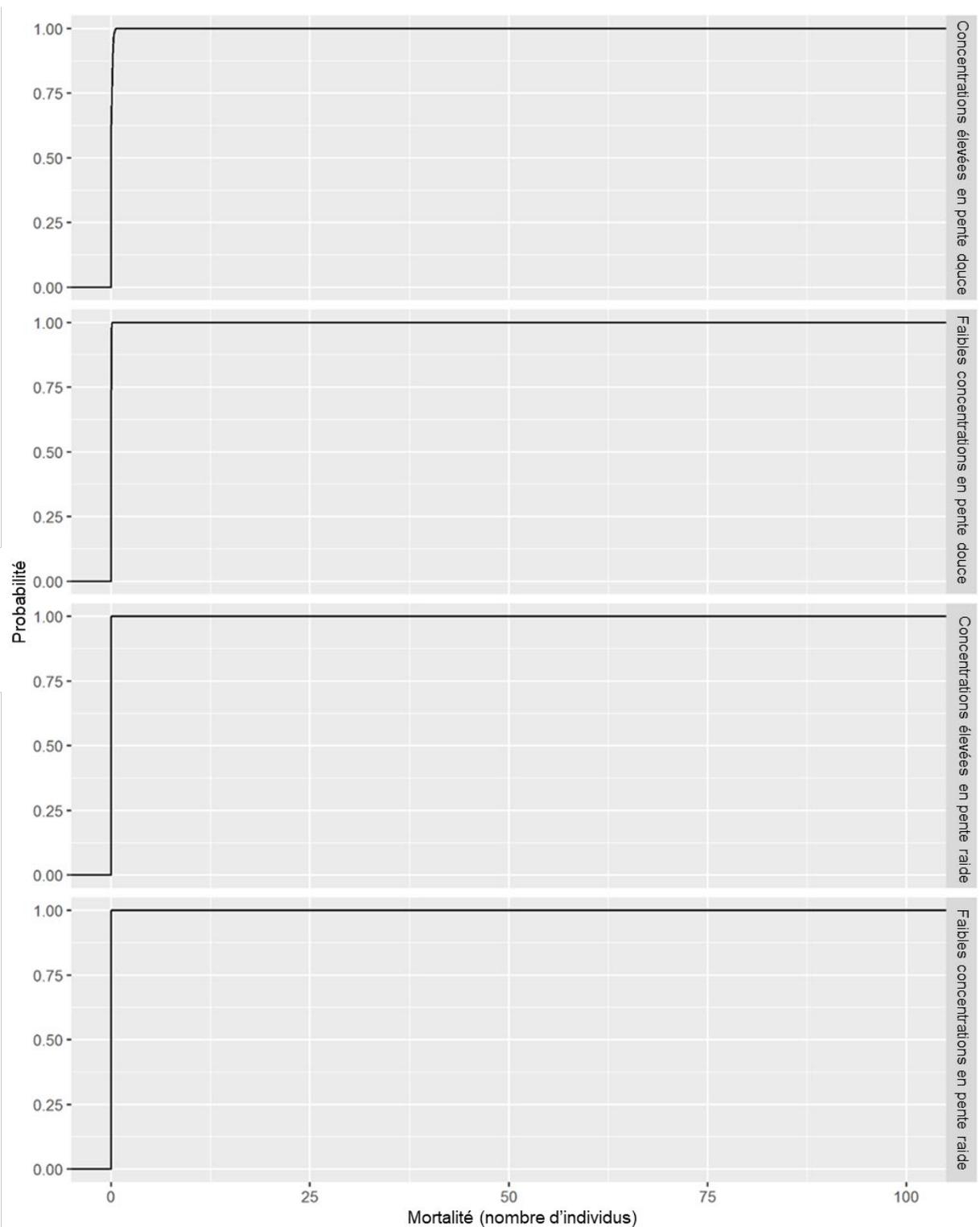


Figure B53. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du crapet du nord dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

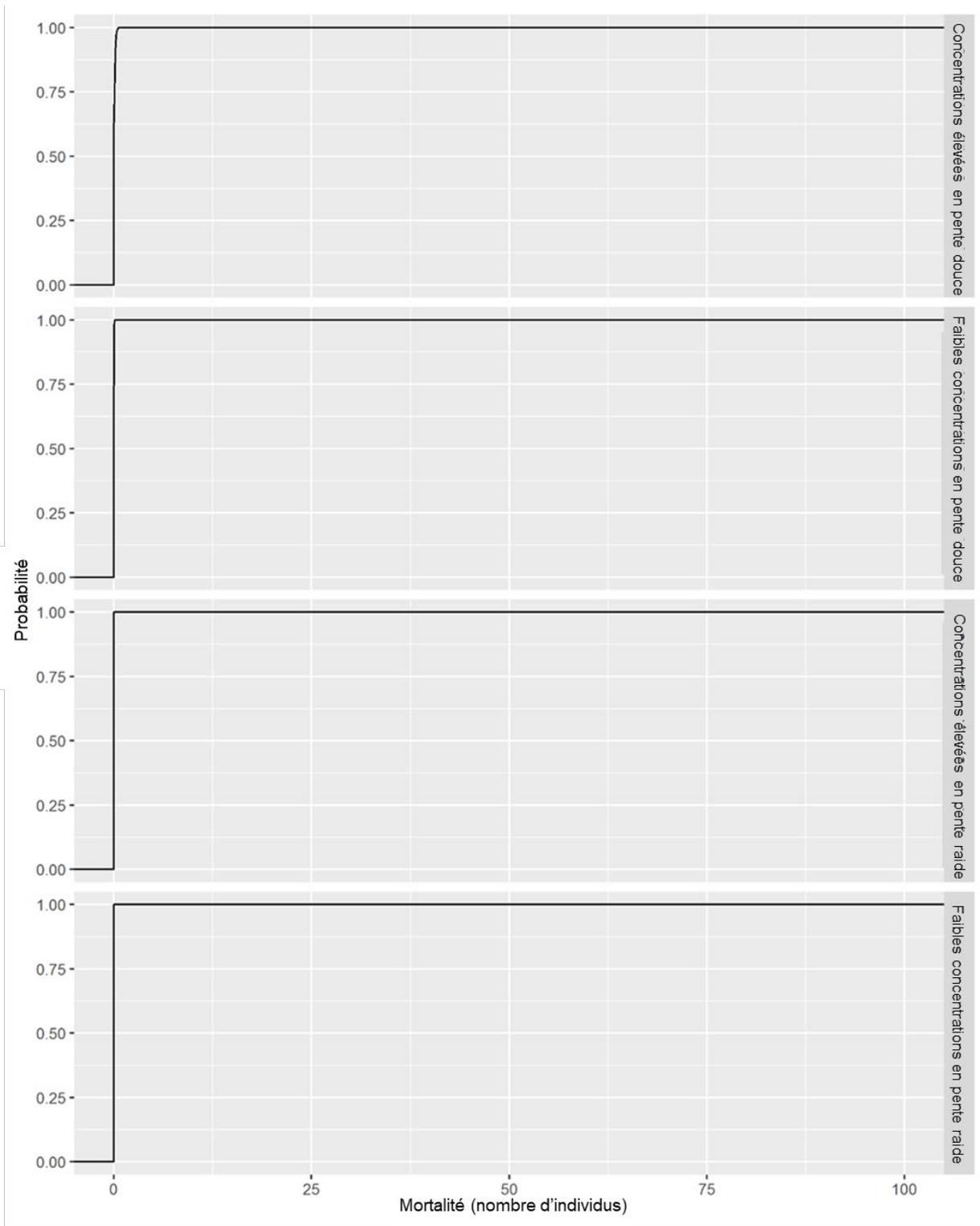


Figure B54. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du crapet du nord dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

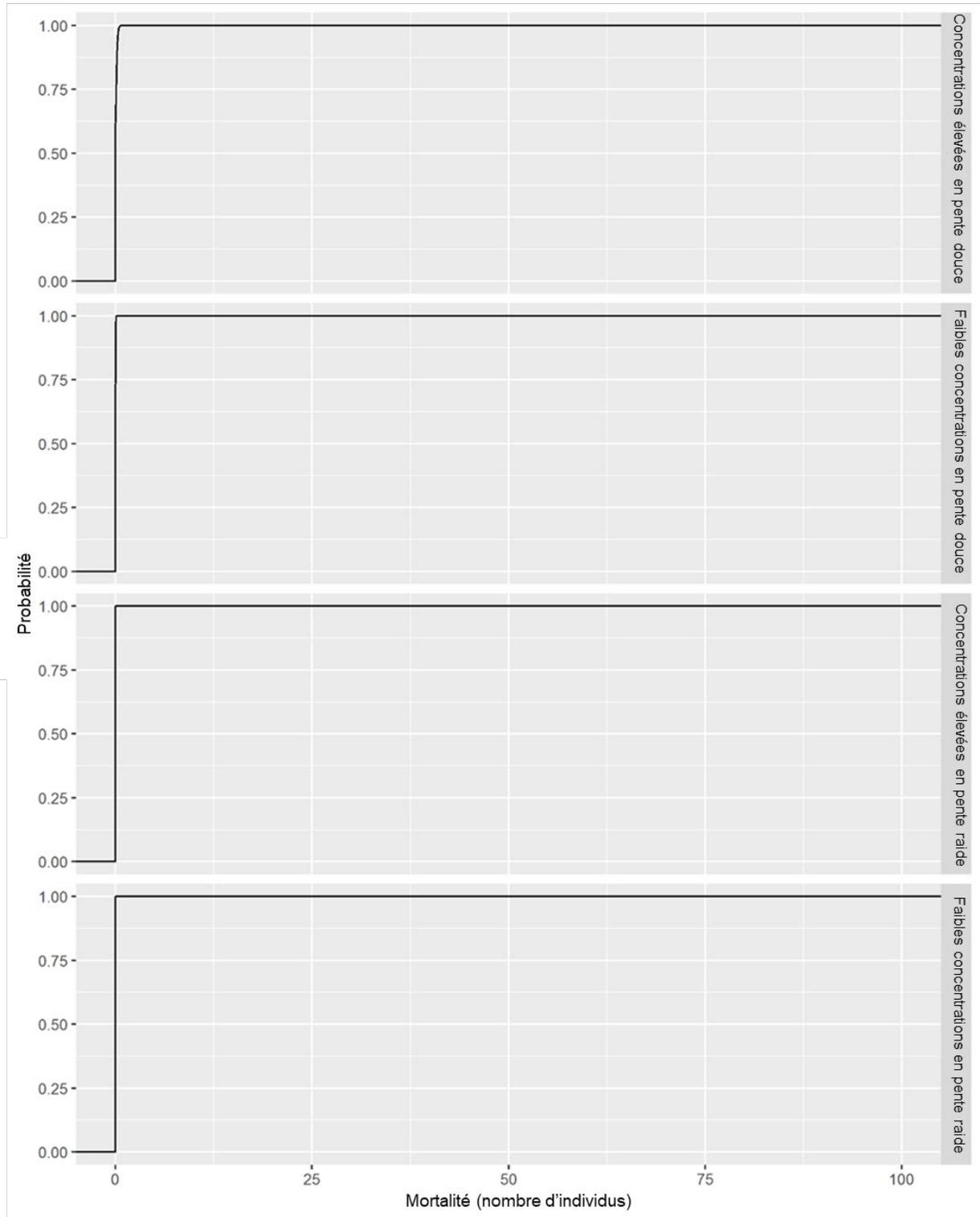


Figure B55. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du crapet du nord dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

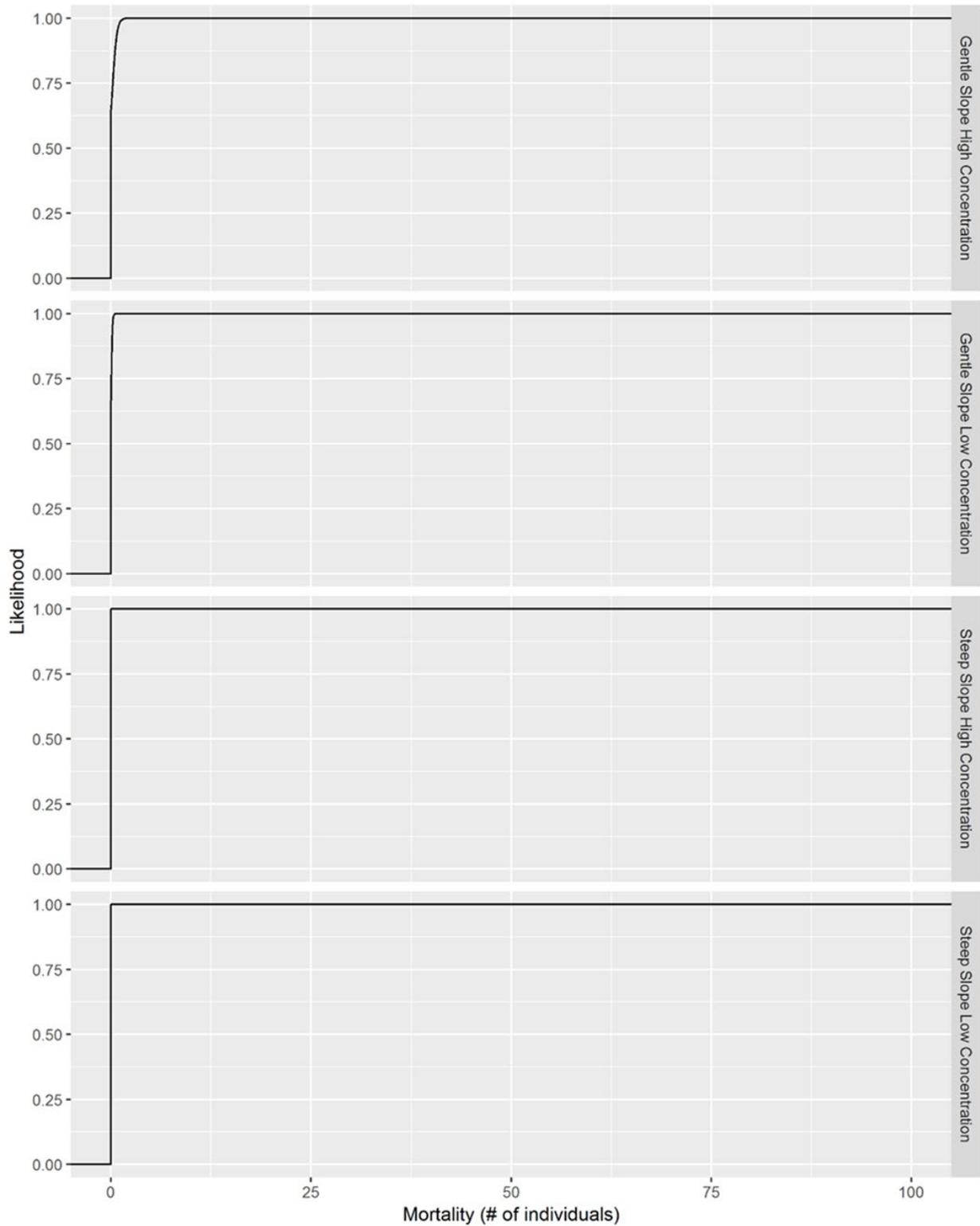


Figure B56. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du petit-bec dans la rivière Déroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

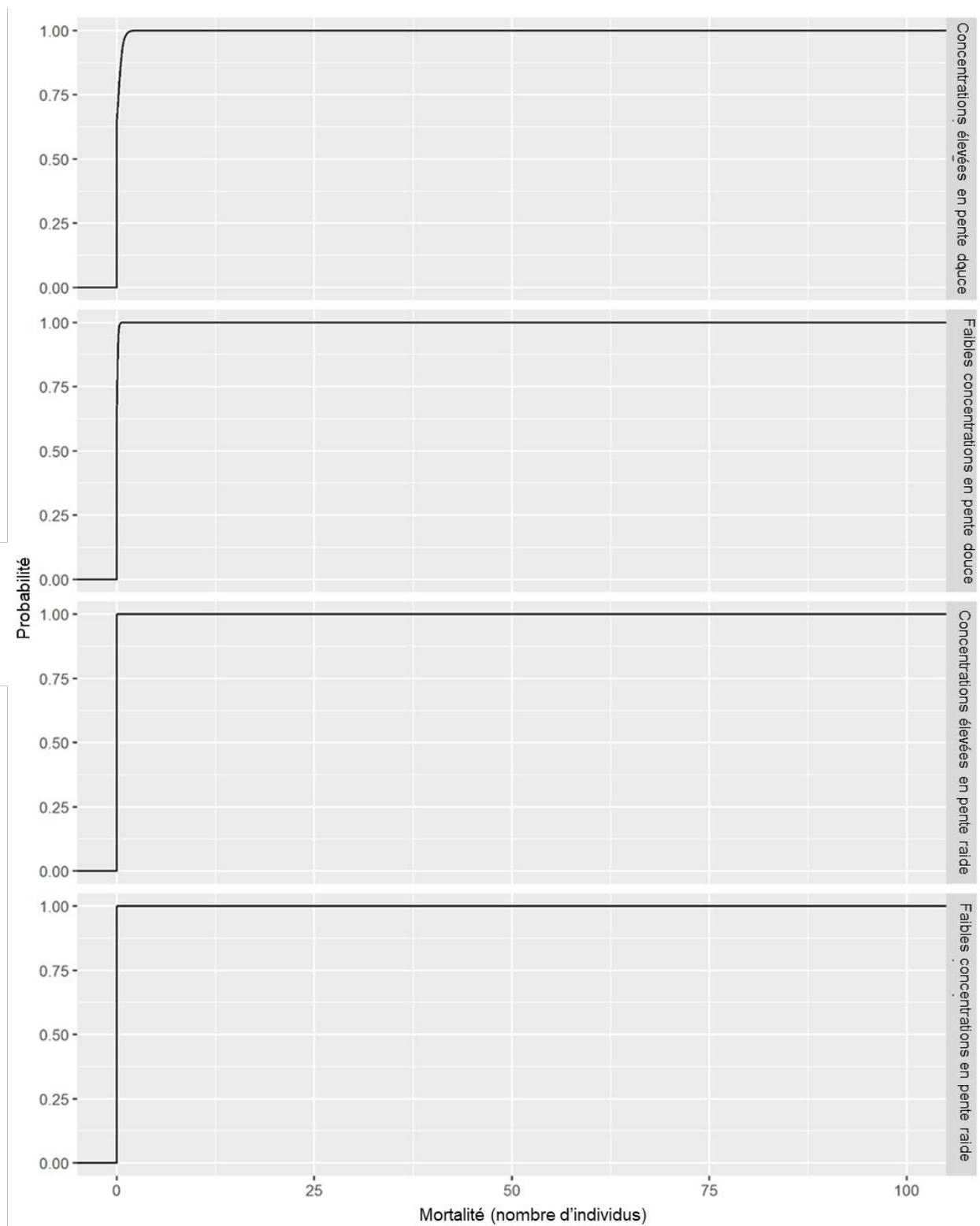


Figure B57. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du petit-bec dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

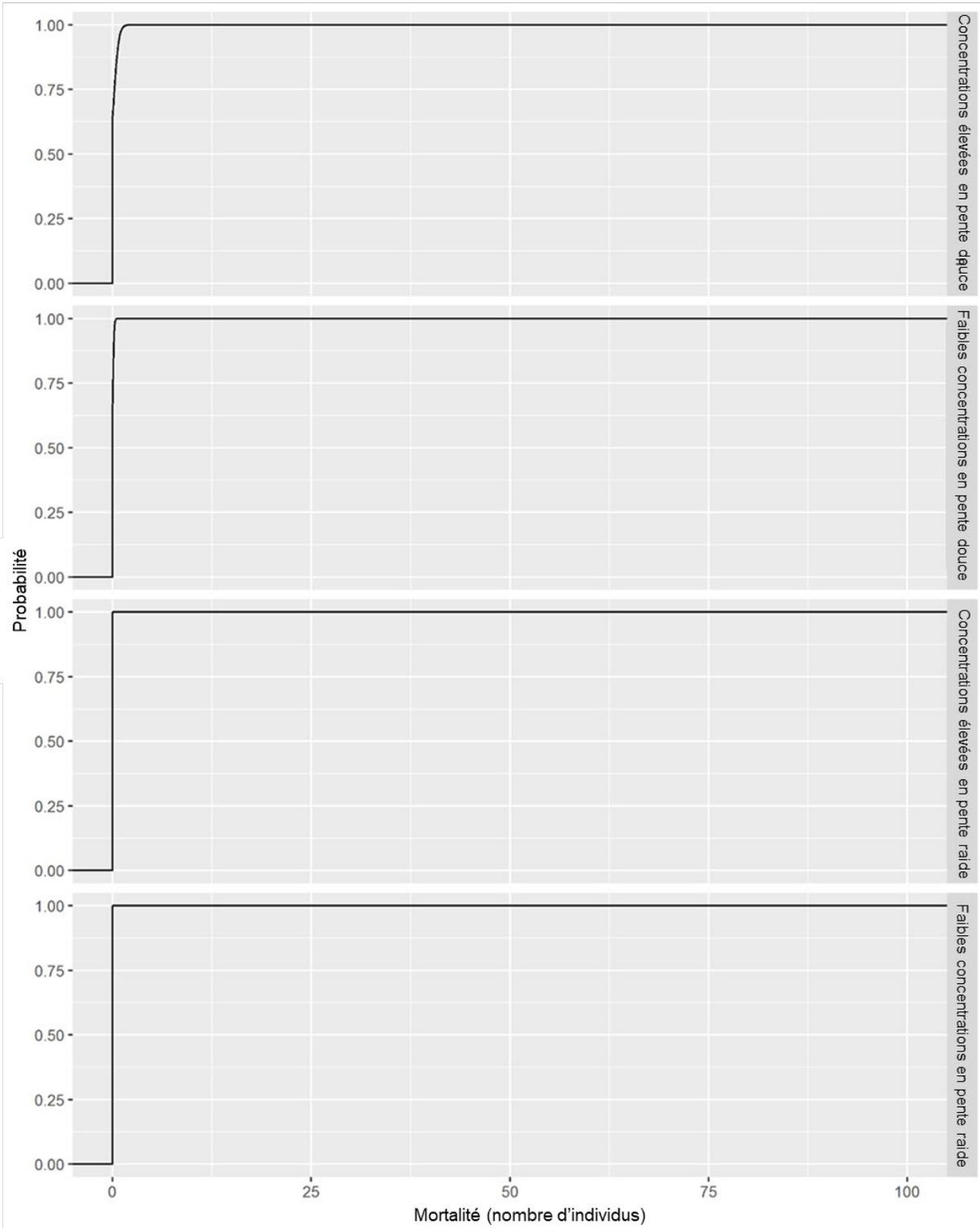


Figure B58. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du petit-bec dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

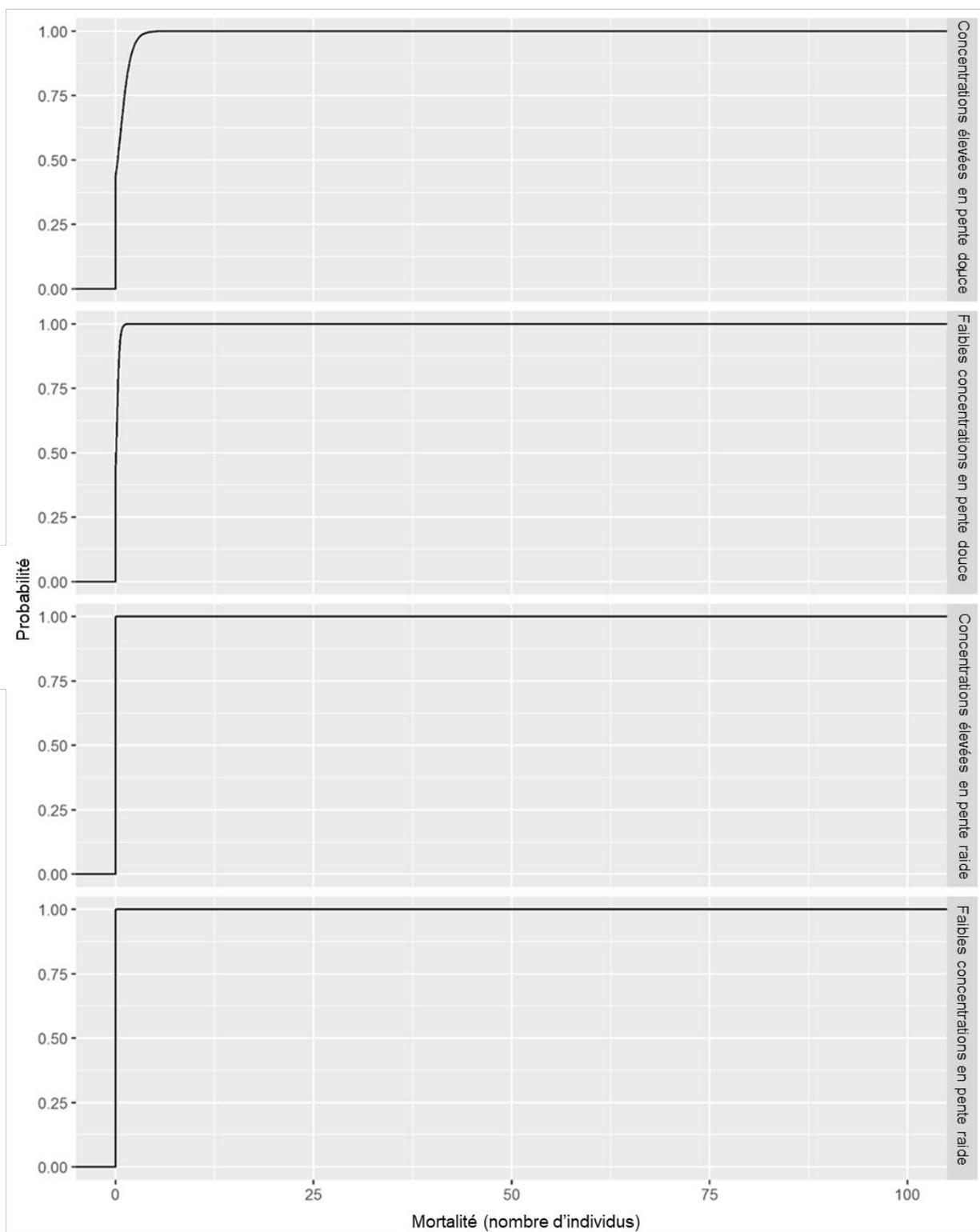


Figure B59. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du méné camus dans la rivière Déroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

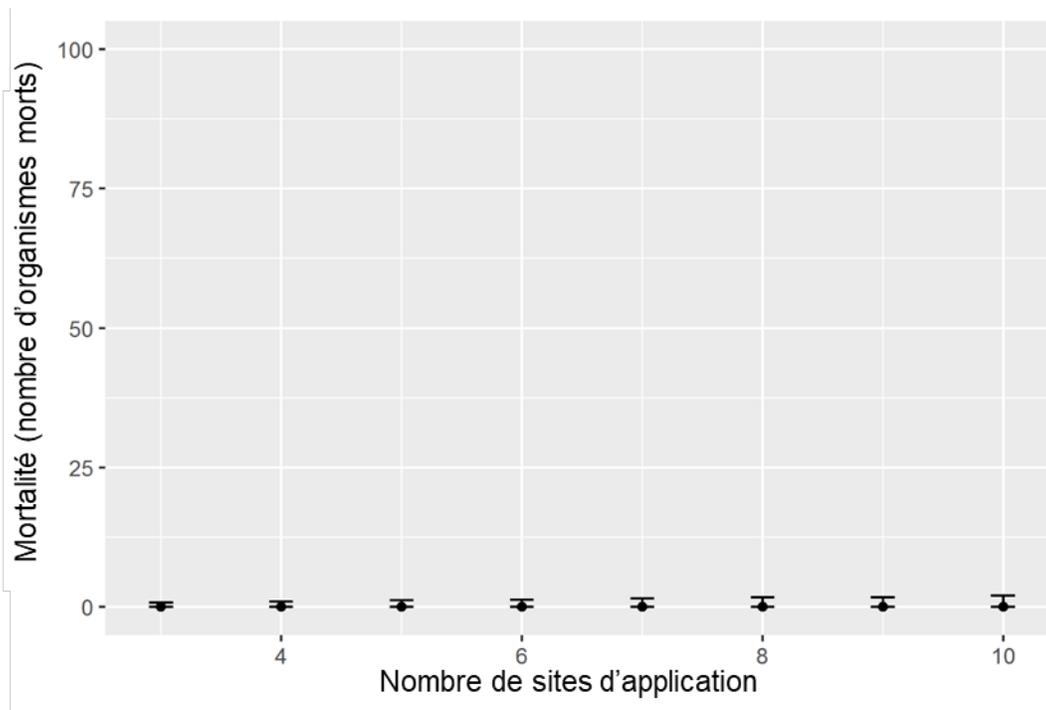


Figure B60. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du méné camus dans la rivière Déroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

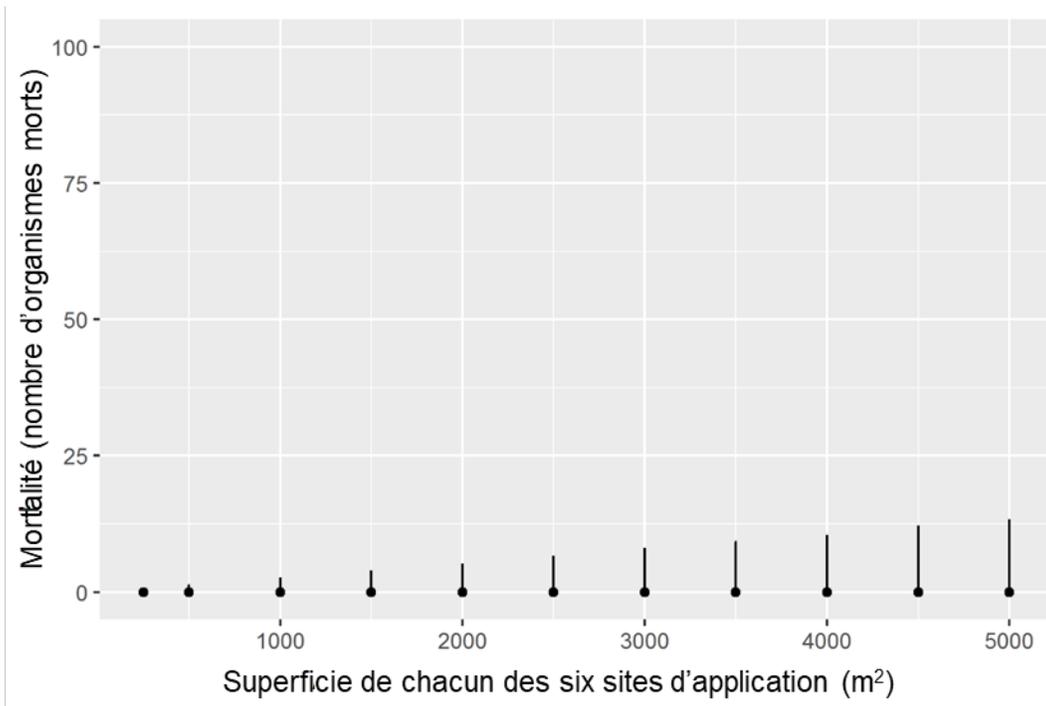


Figure B61. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du méné camus dans la rivière Déroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

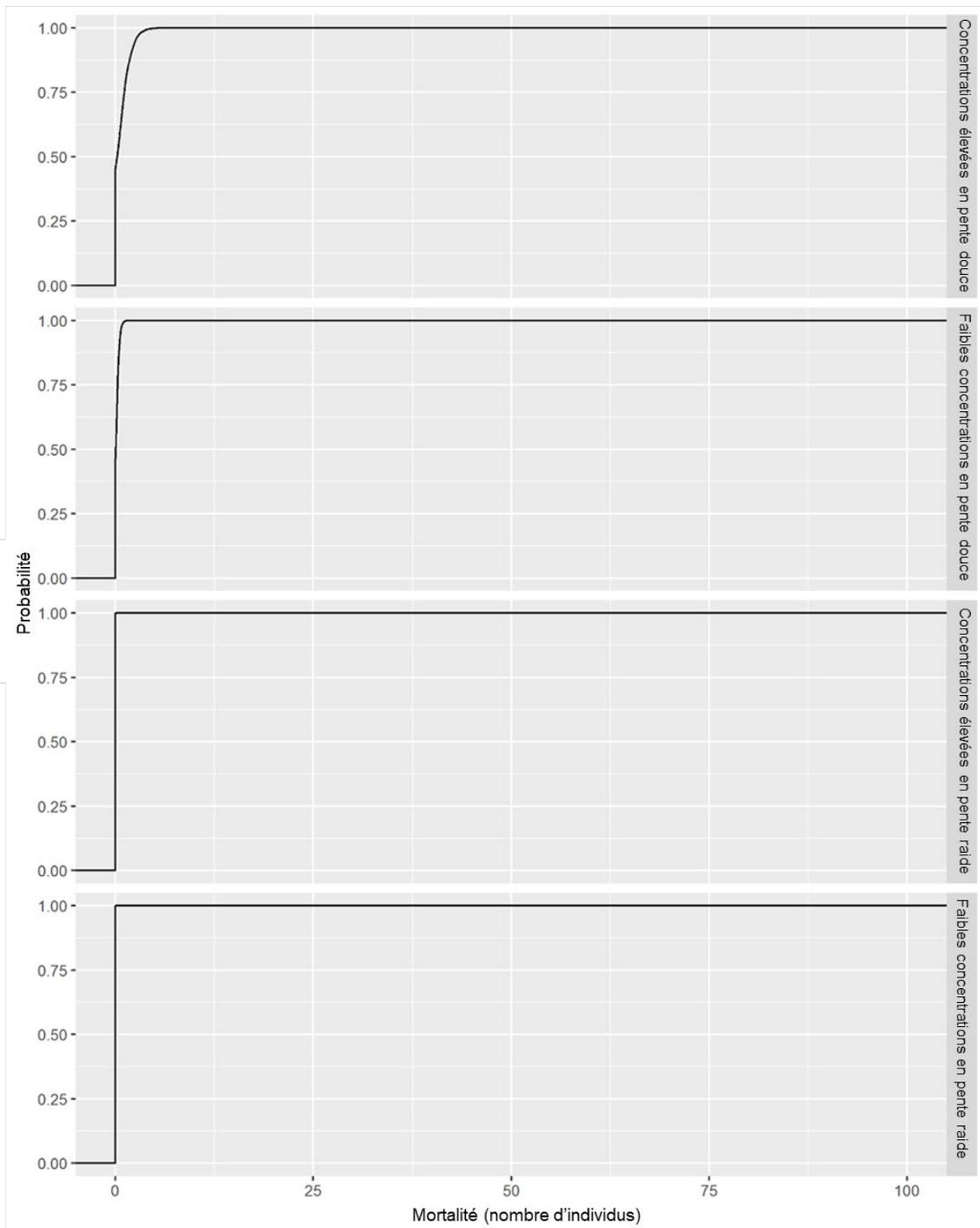


Figure B62. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du méné camus dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

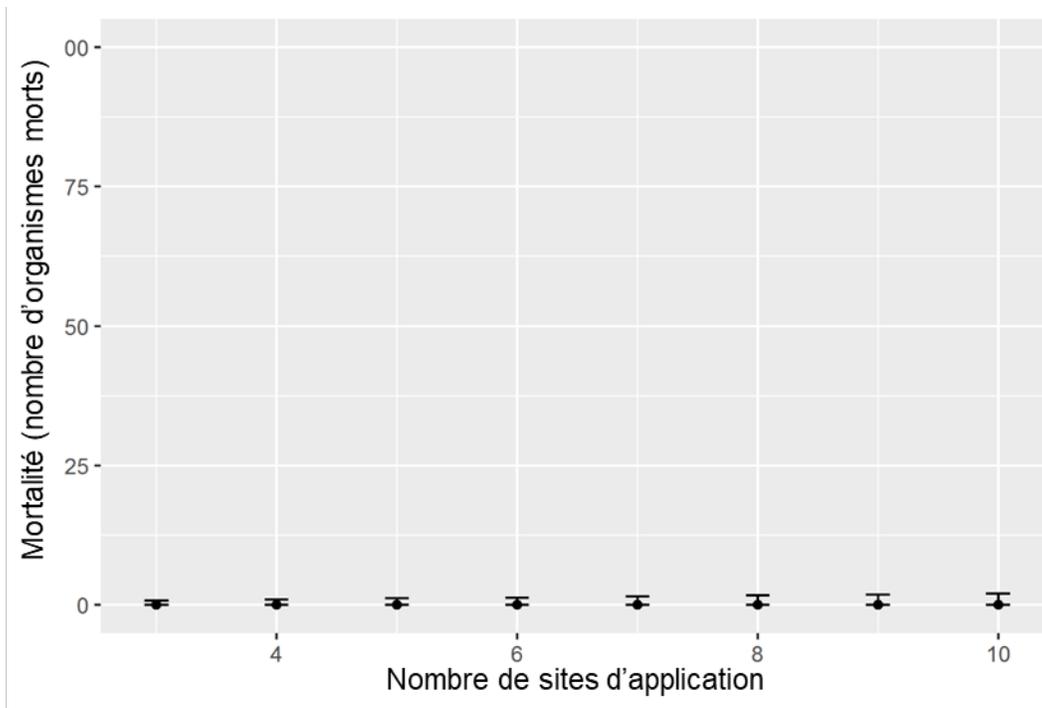


Figure B63. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du méné camus dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

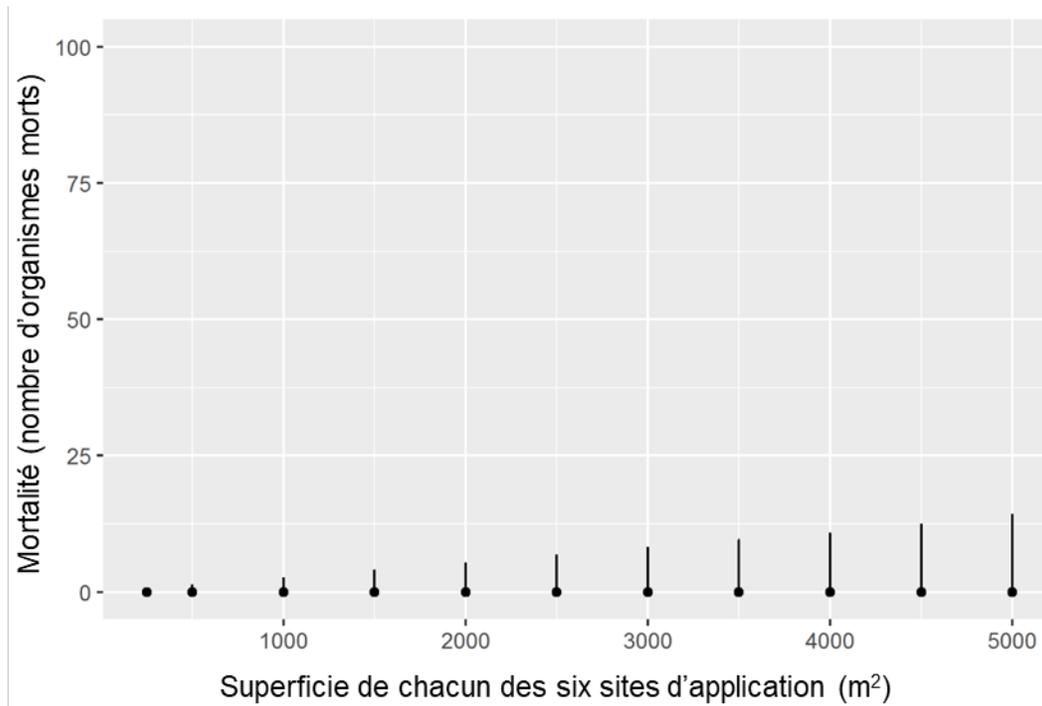


Figure B64. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du méné camus dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

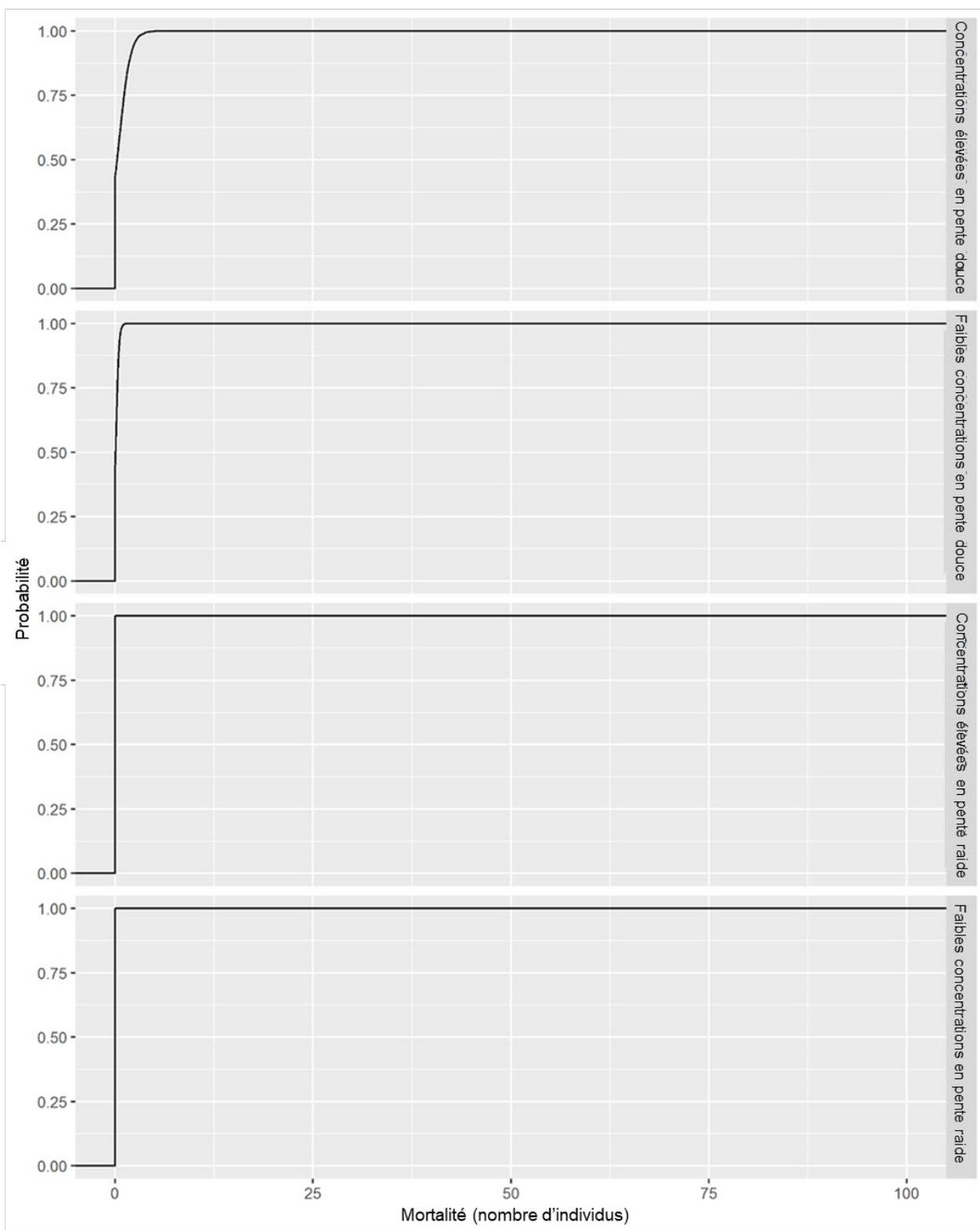


Figure B65. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du méné camus dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

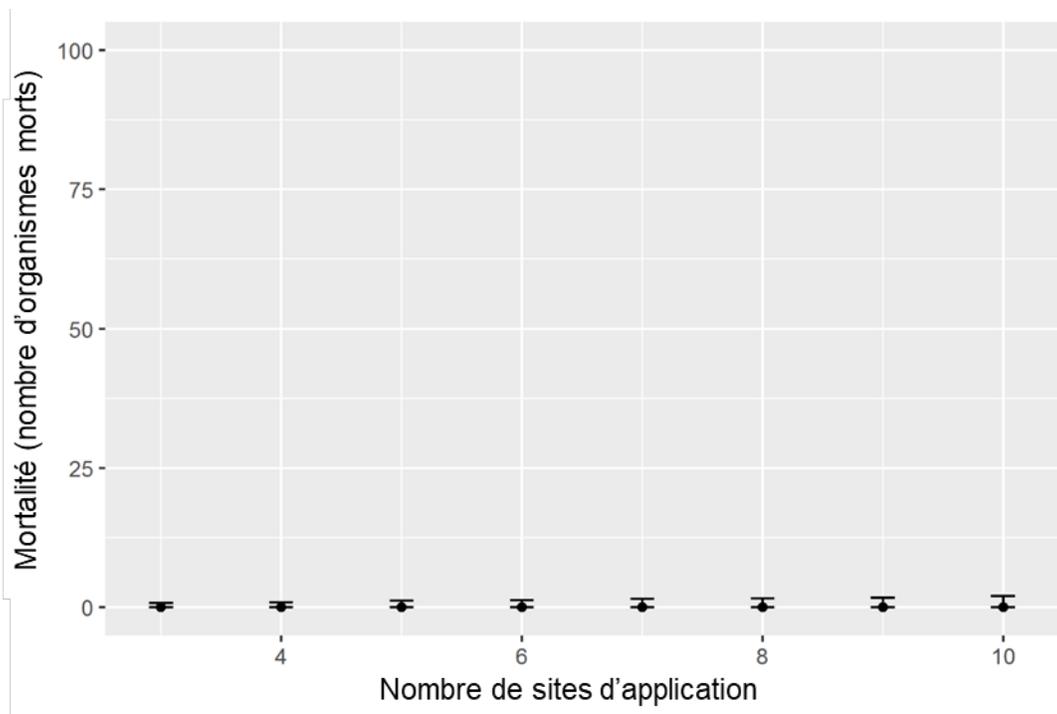


Figure B66. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du méné camus dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

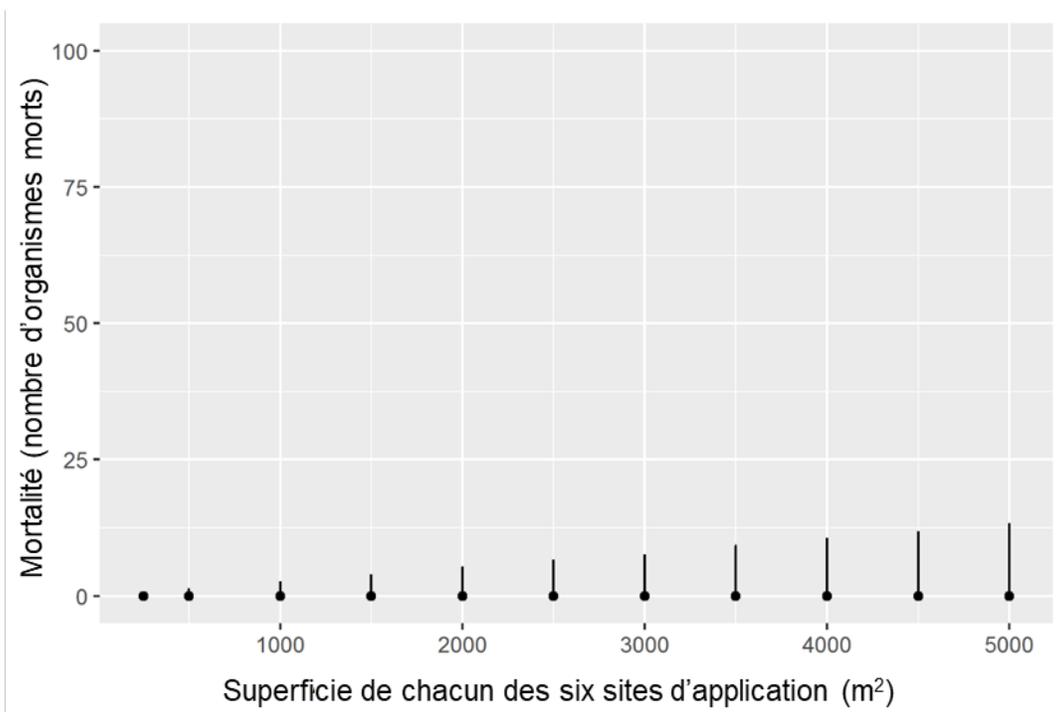


Figure B67. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du méné camus dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

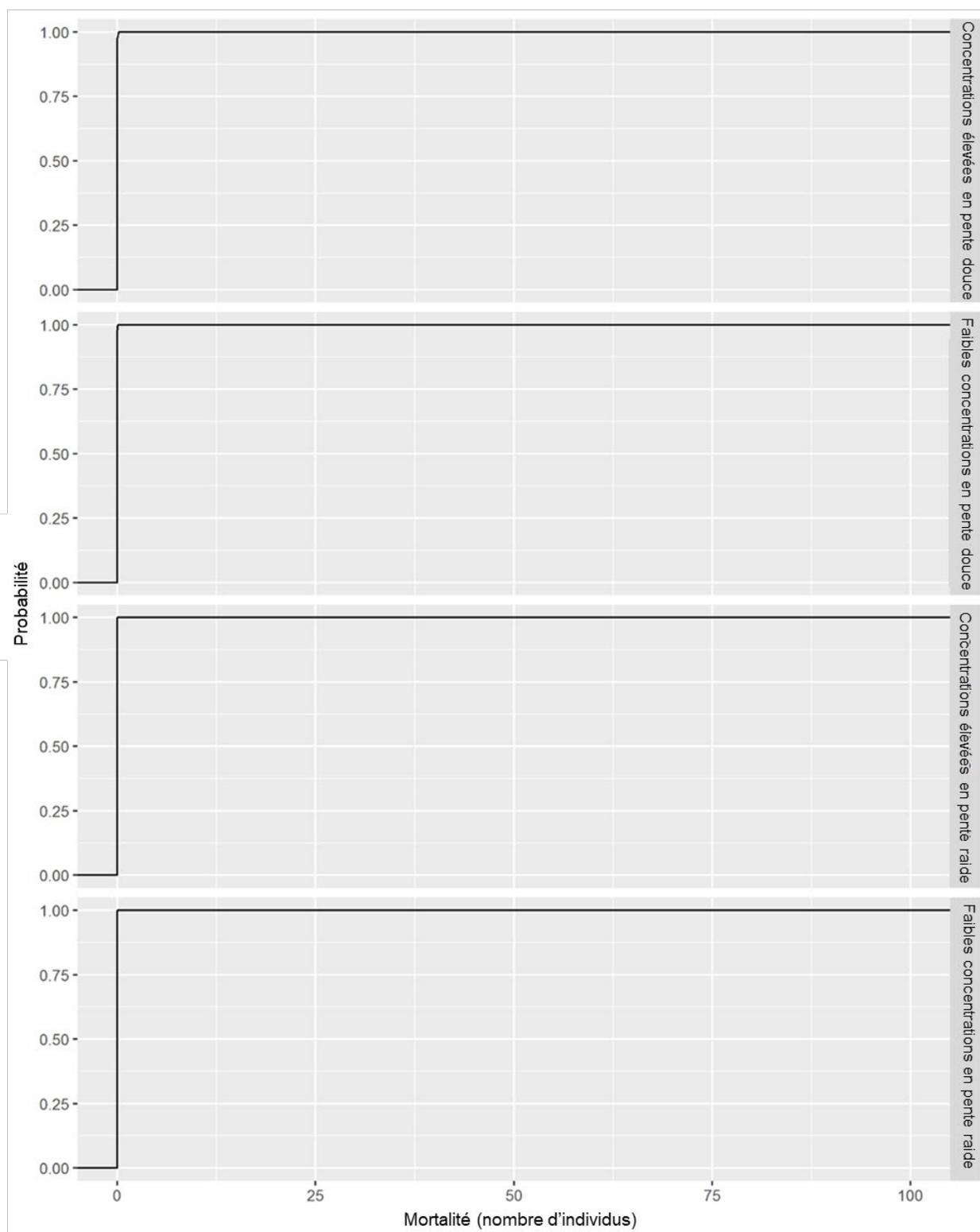


Figure B68. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du dard de rivière dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

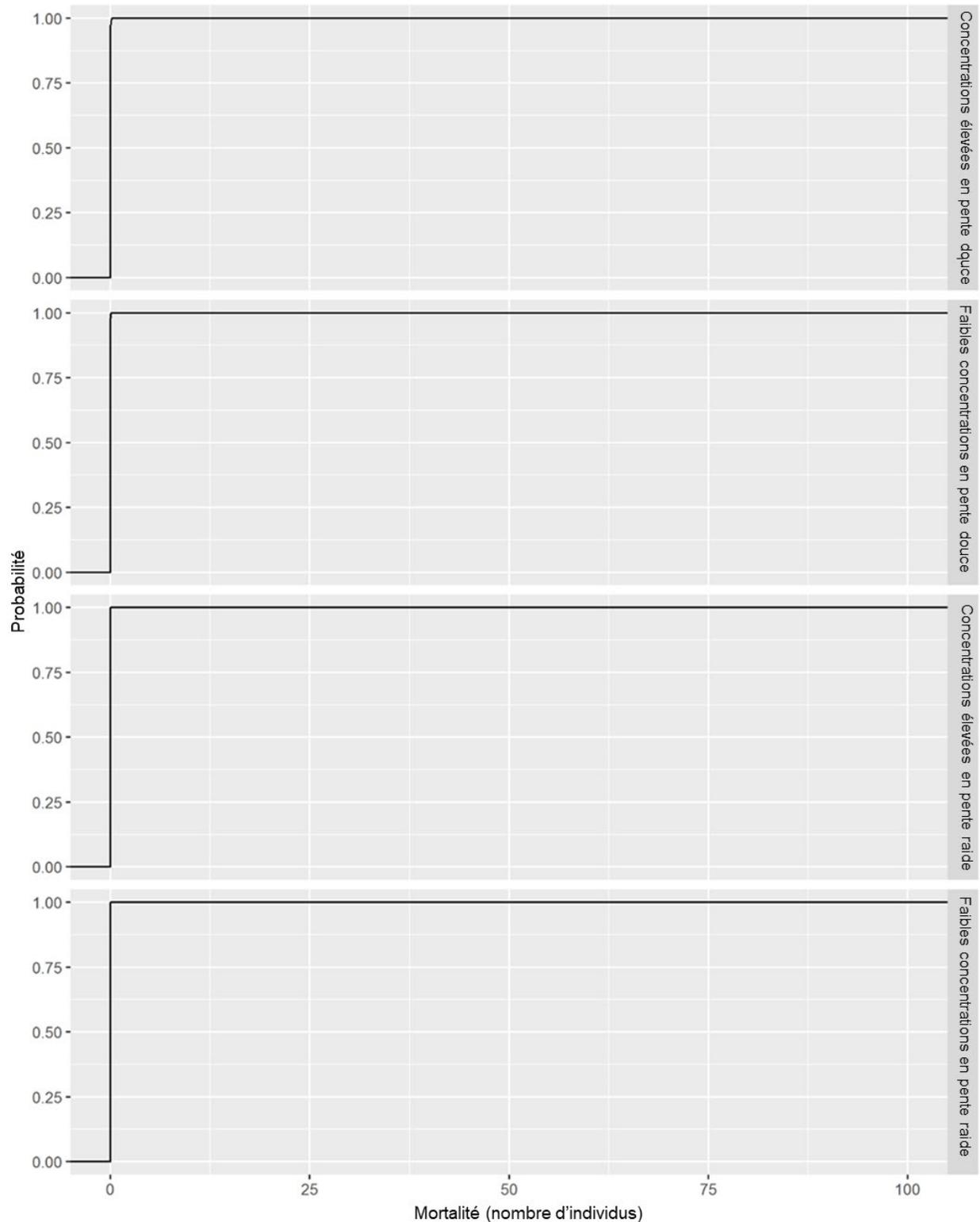


Figure B69. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du dard de rivière dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

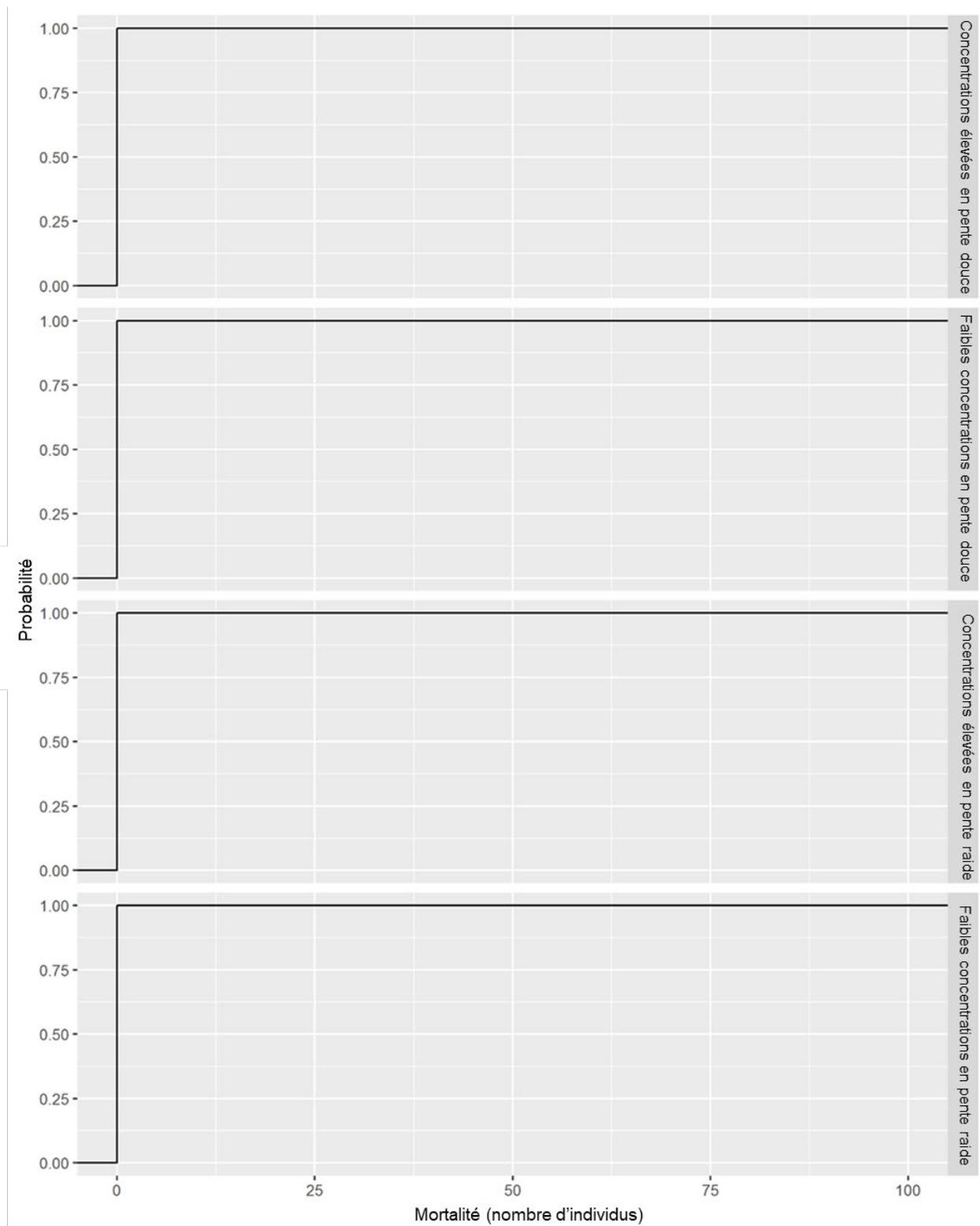


Figure B70. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du chevalier de rivière dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

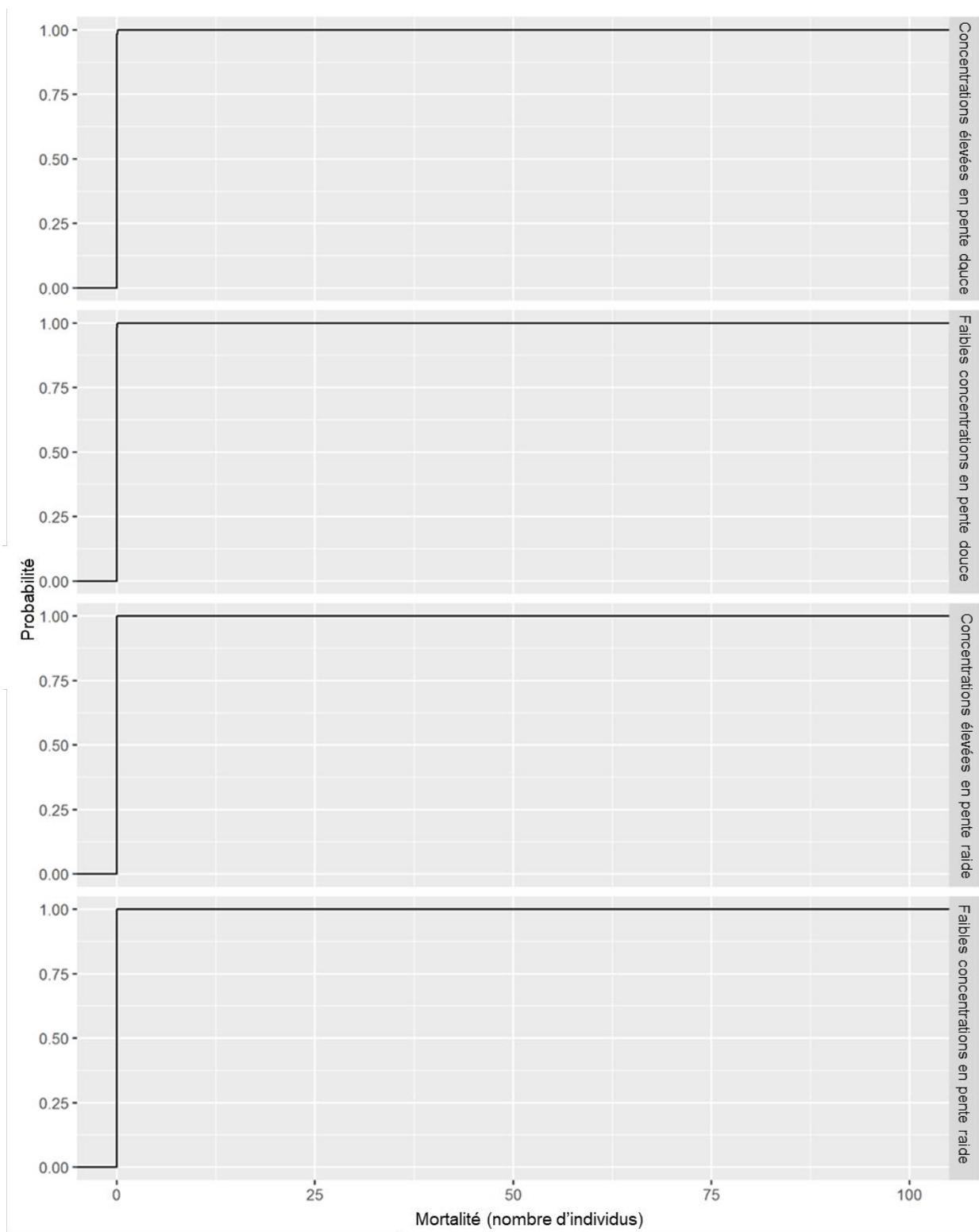


Figure B71. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du méné à grandes écailles dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

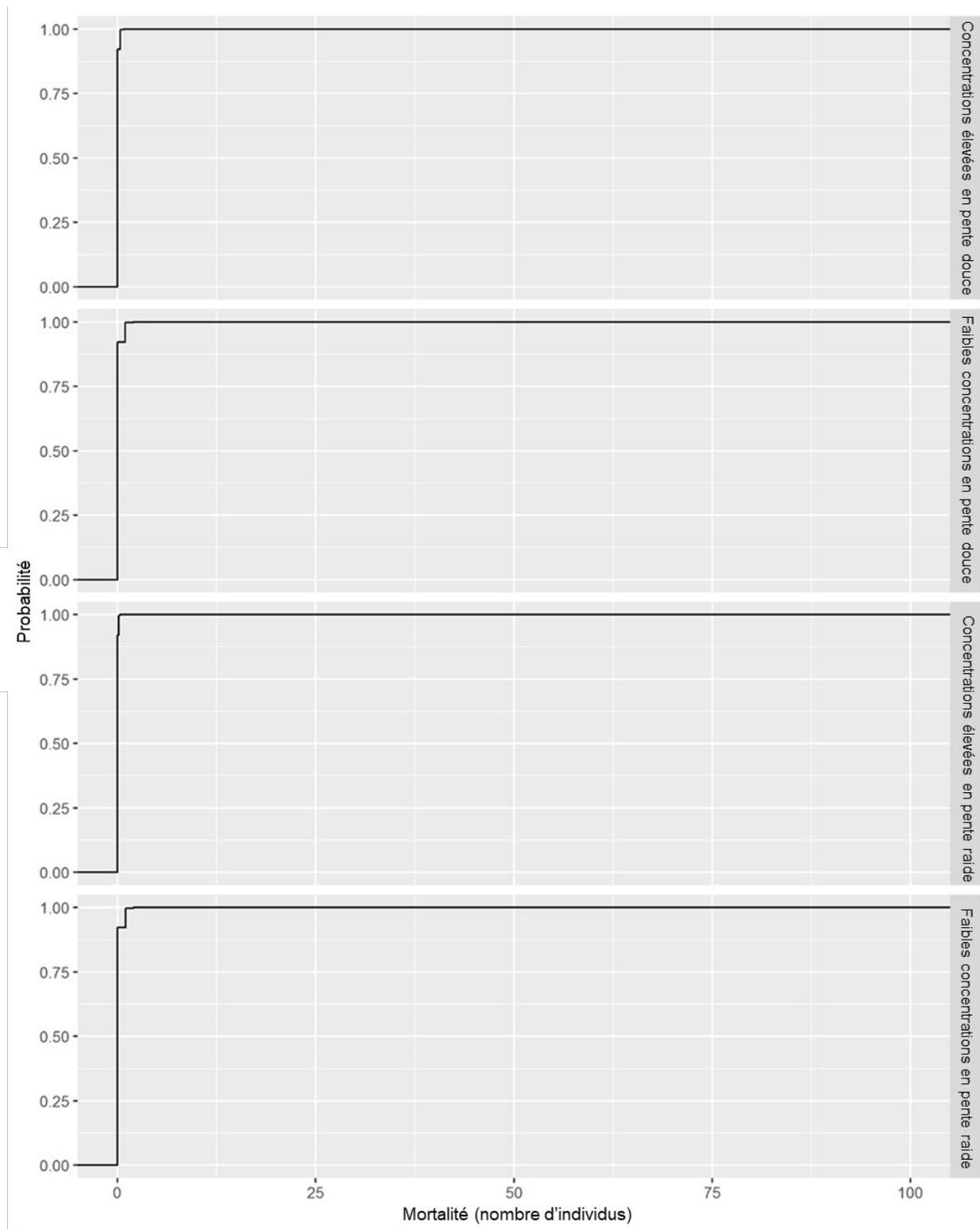


Figure B72. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie argentée dans la rivière Déroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

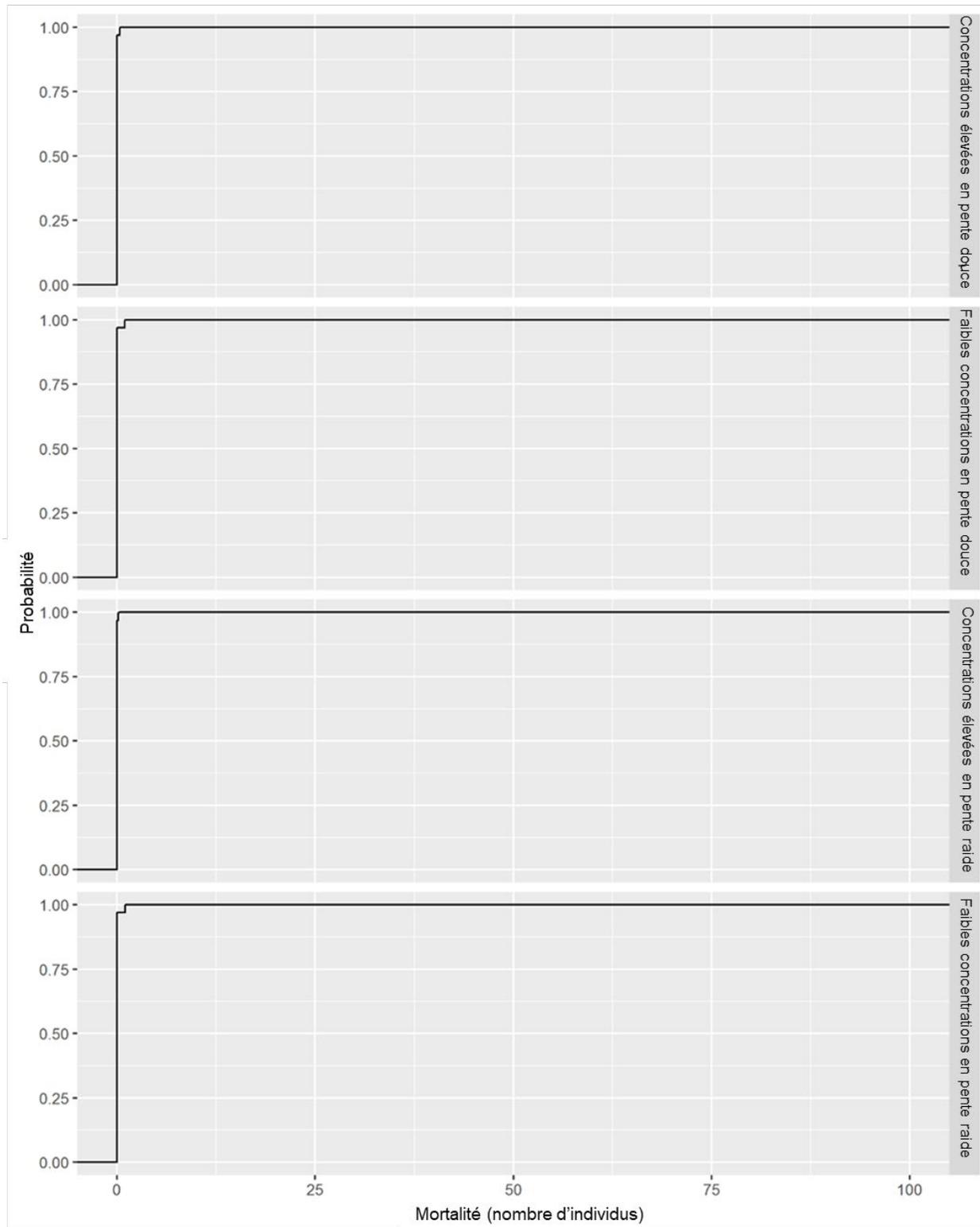


Figure B73. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie argentée dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

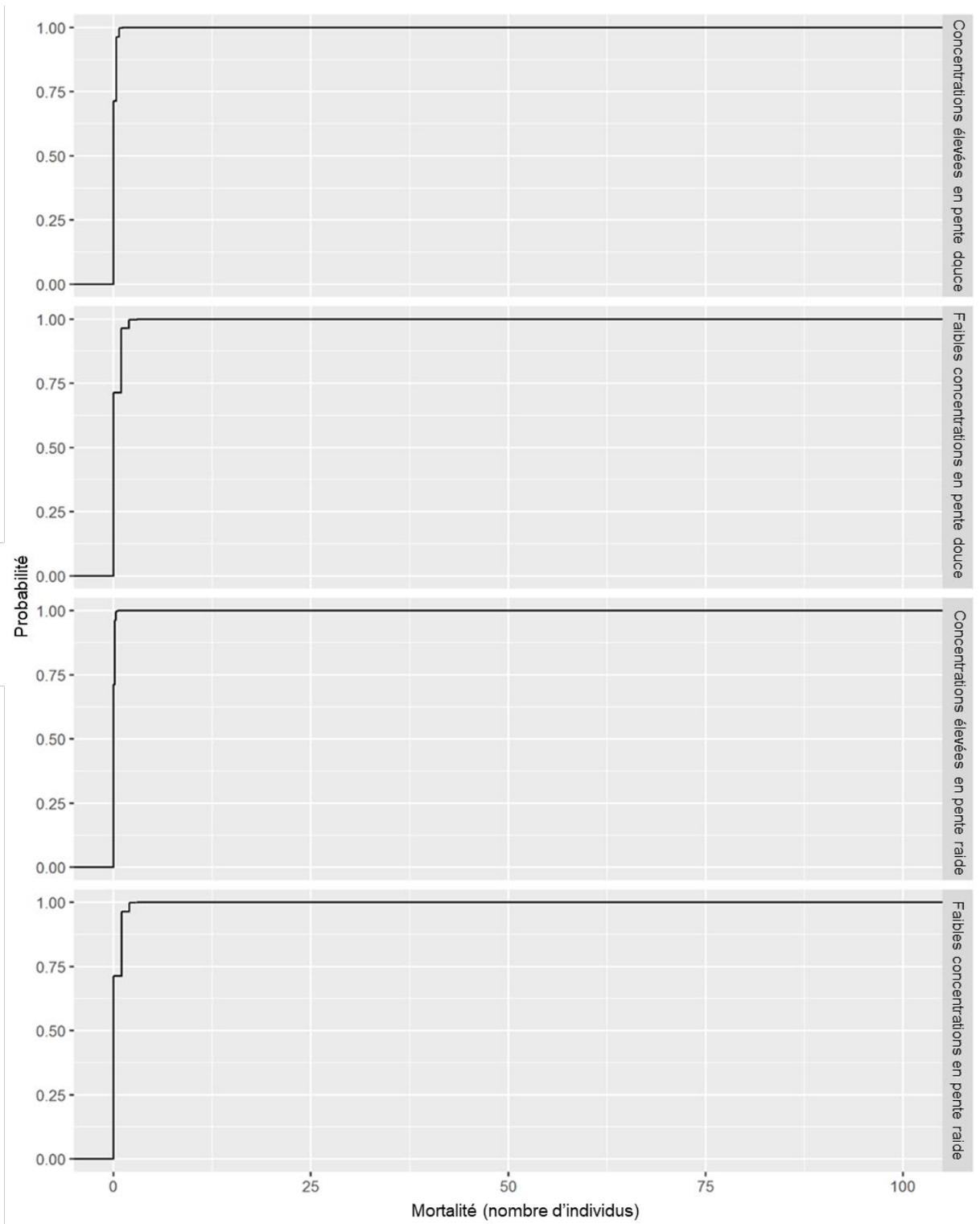


Figure B74. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie argentée dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

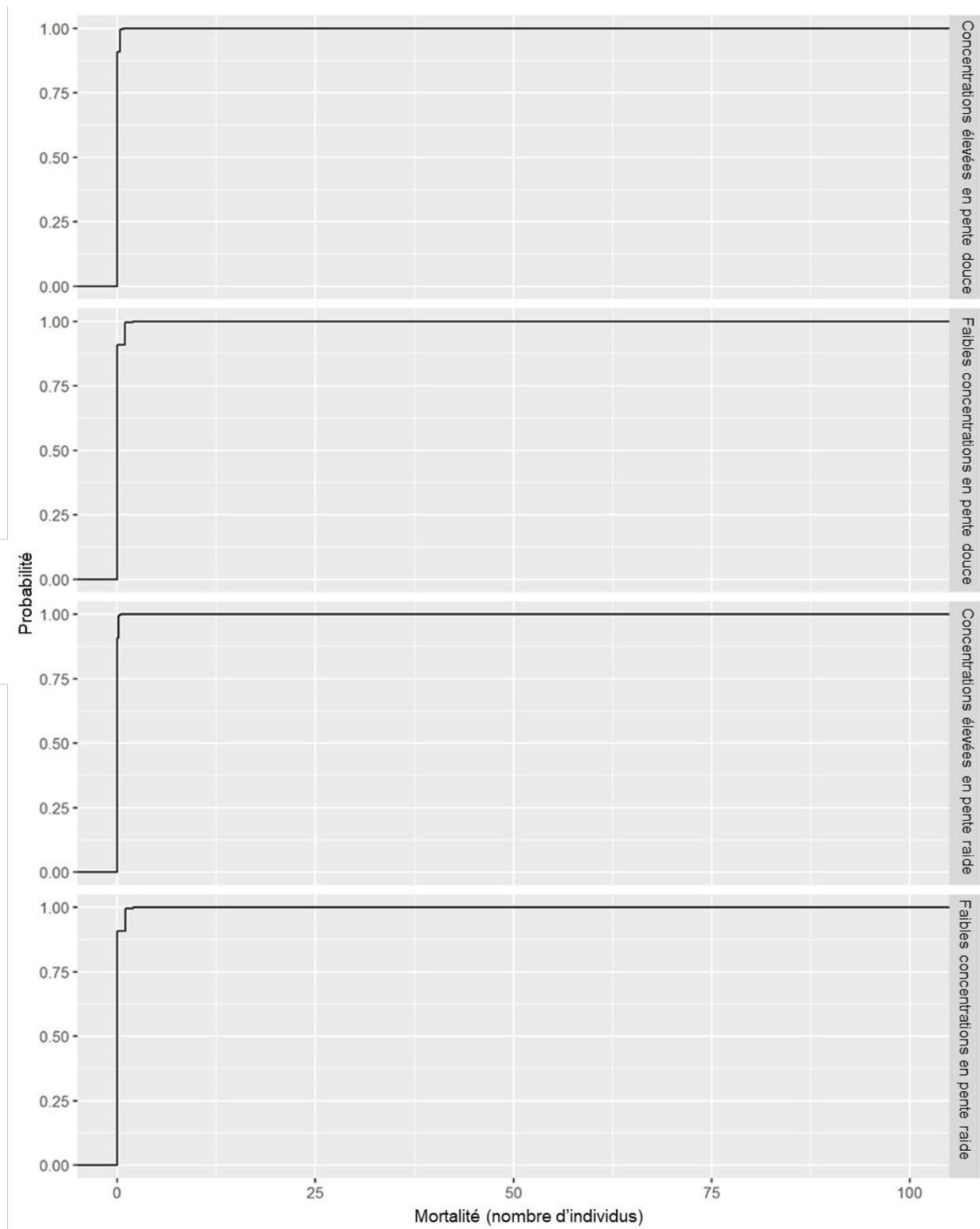


Figure B75. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie argentée dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

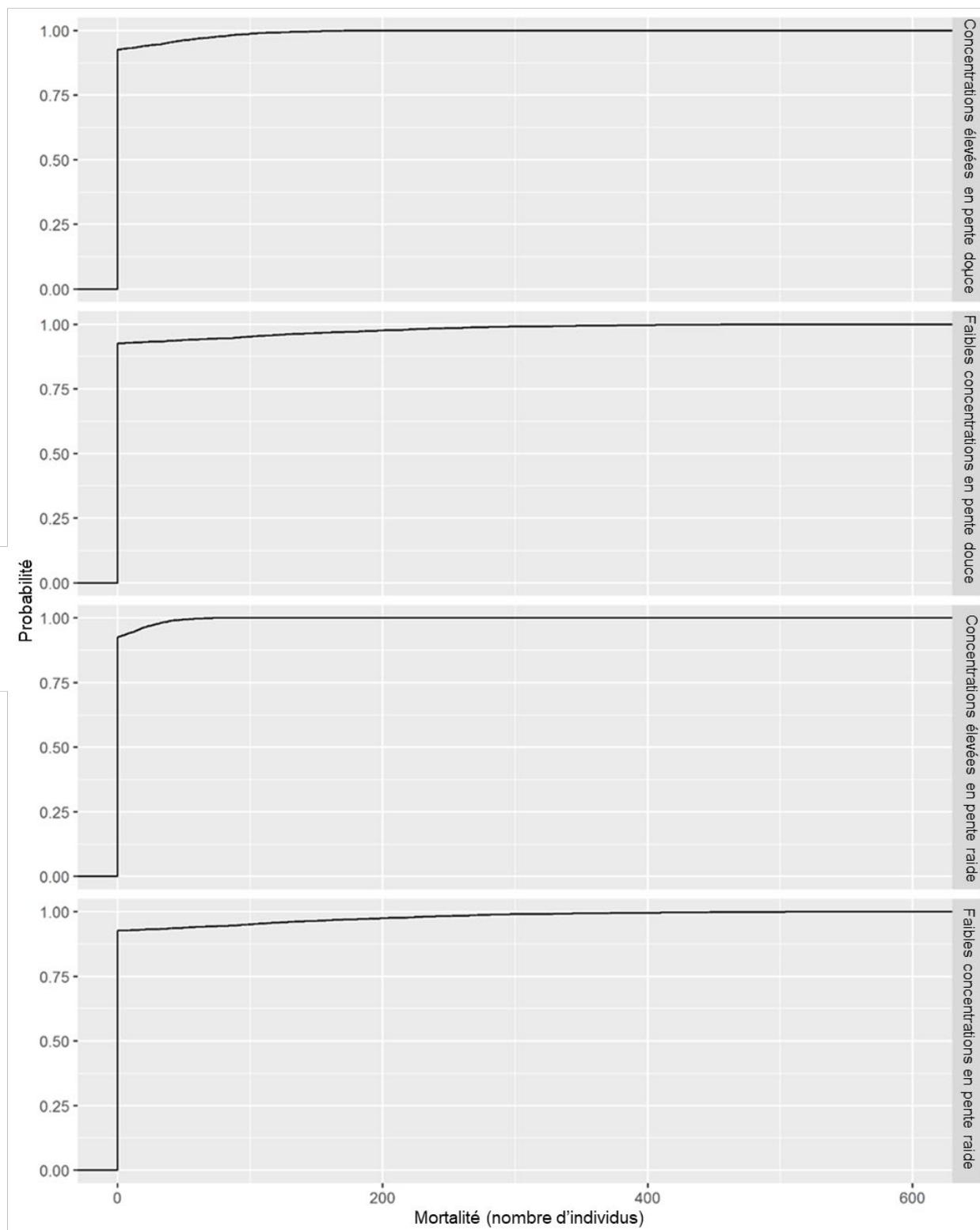


Figure B76. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

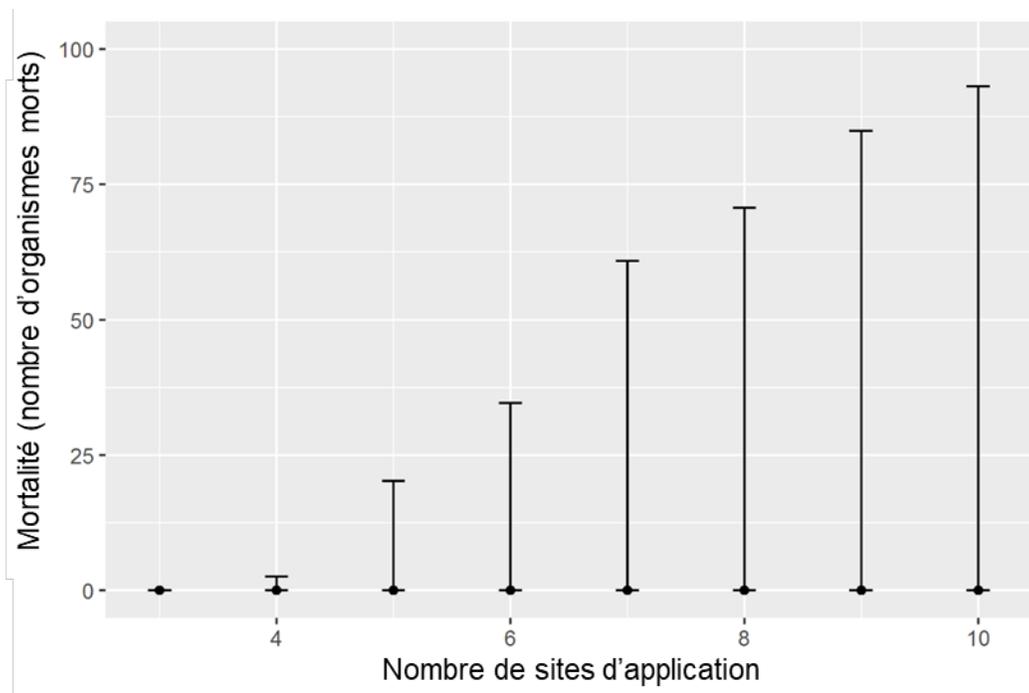


Figure B77. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Détroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

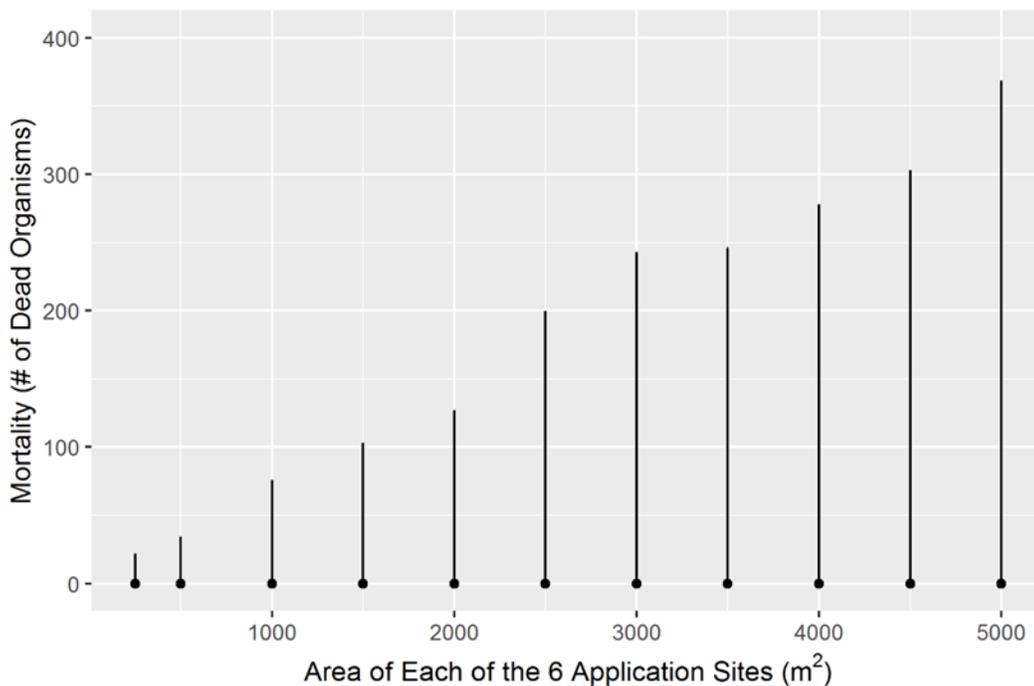


Figure B78. L'influence de la taille de six sites d'application sur la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Détroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

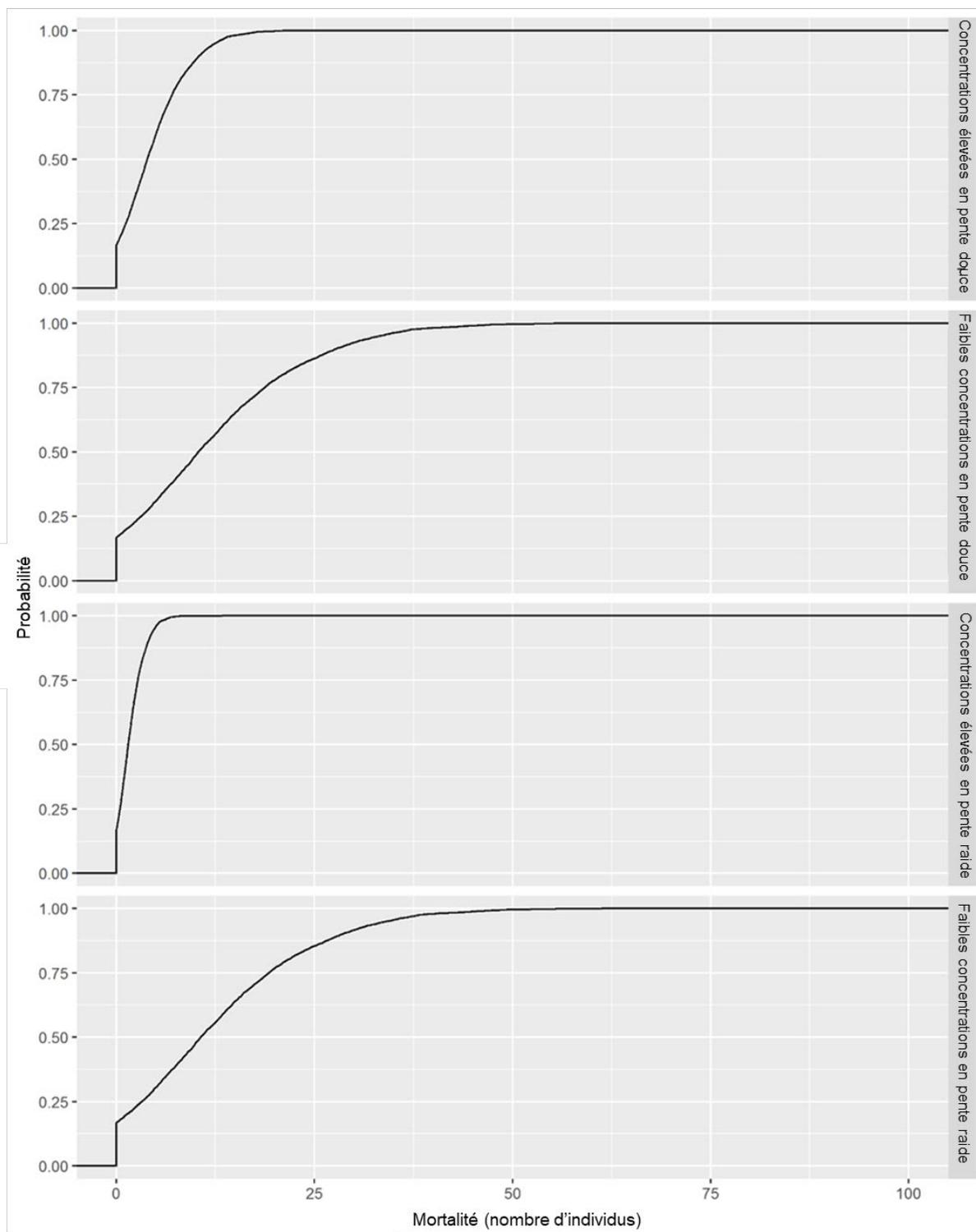


Figure B79. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

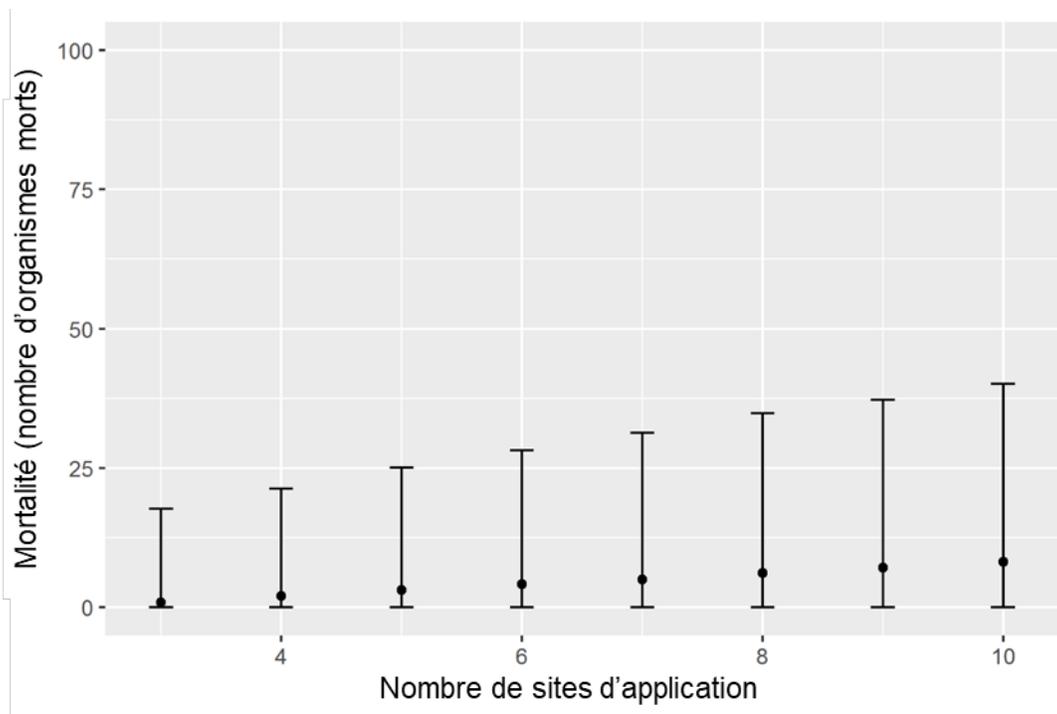


Figure B80. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

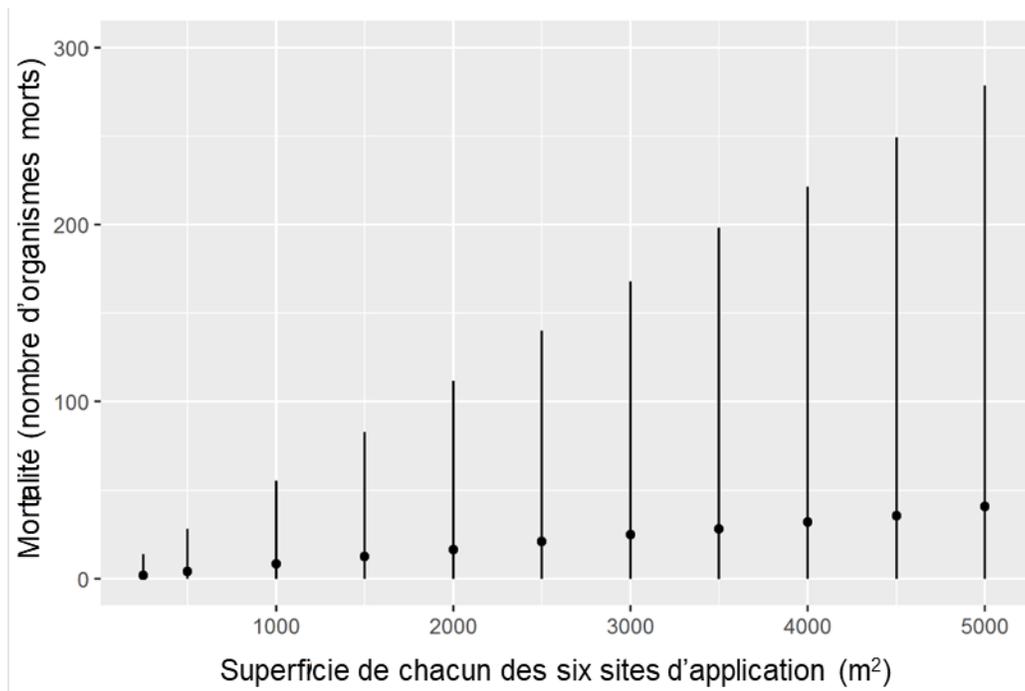


Figure B81. L'influence de la taille de six sites d'application sur la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

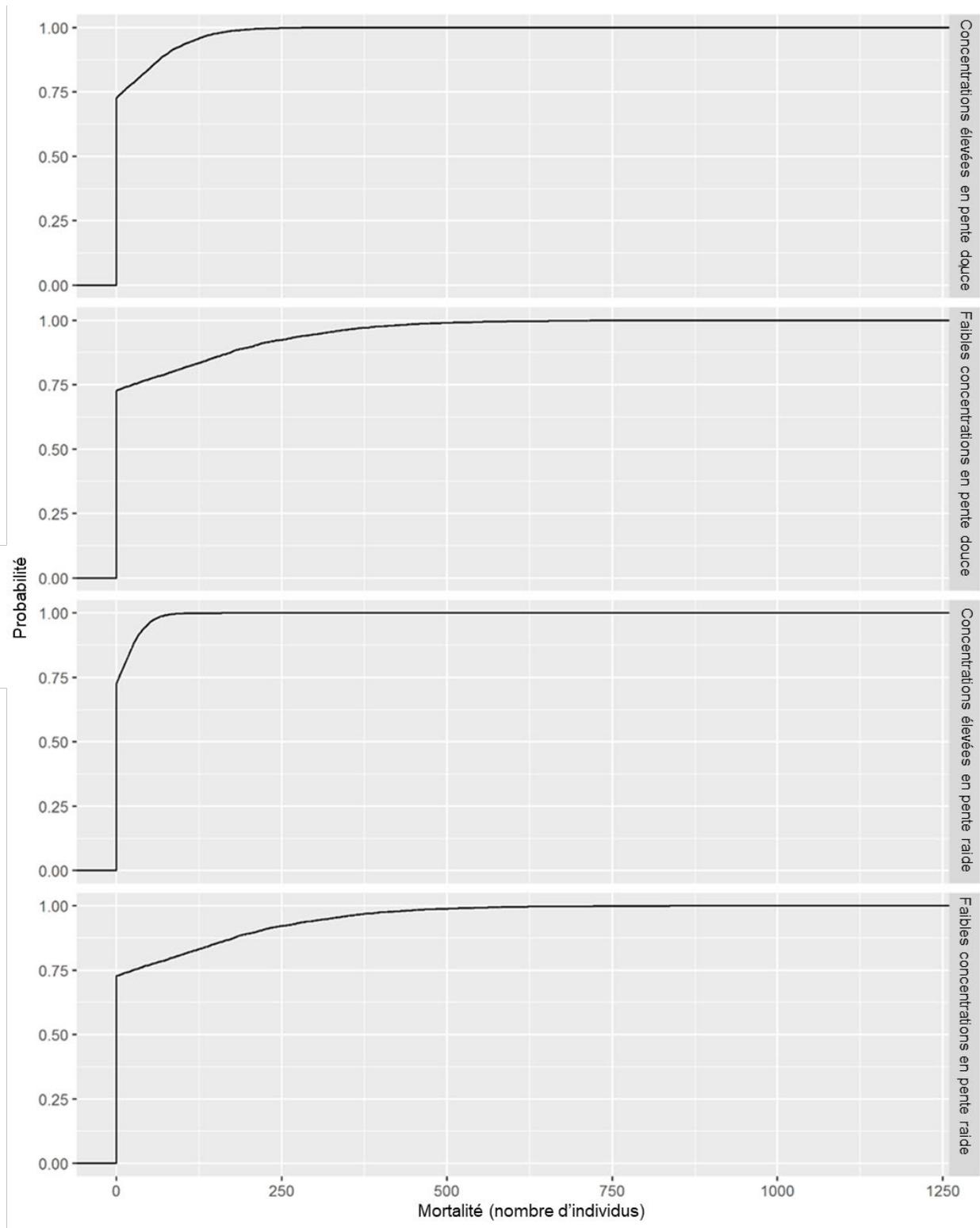


Figure B82. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

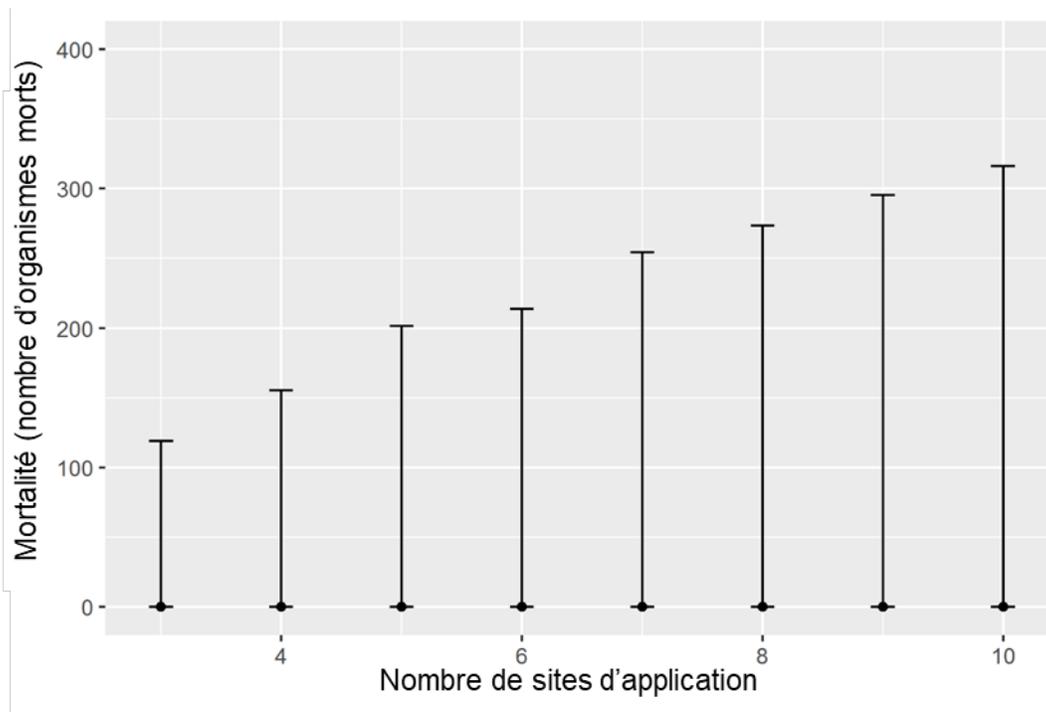


Figure B83. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

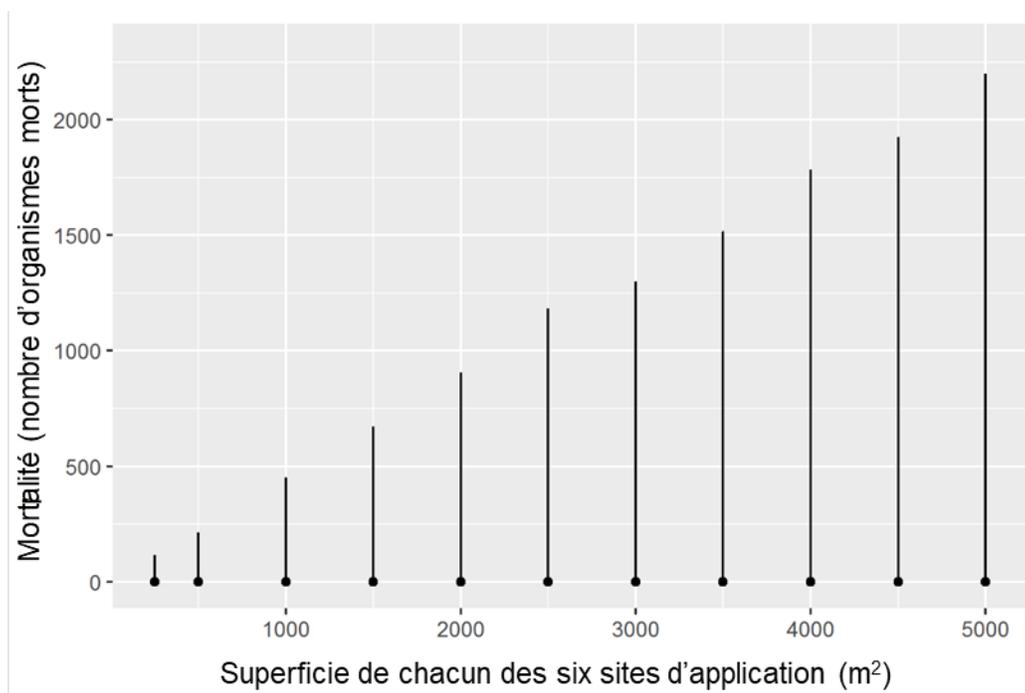


Figure B84. L'influence de la taille de six sites d'application sur la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Détroit. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

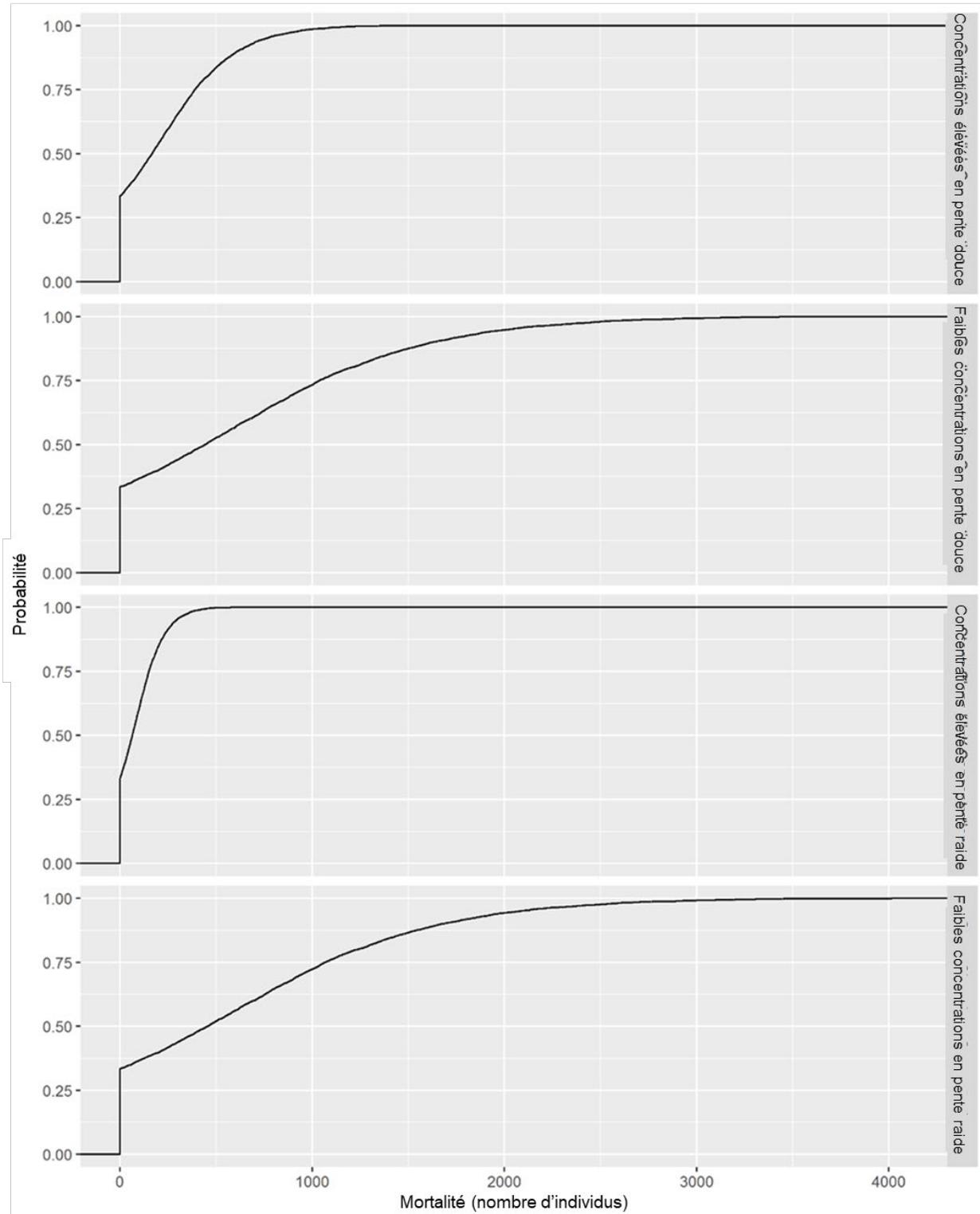


Figure B85. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproie argentée et des espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

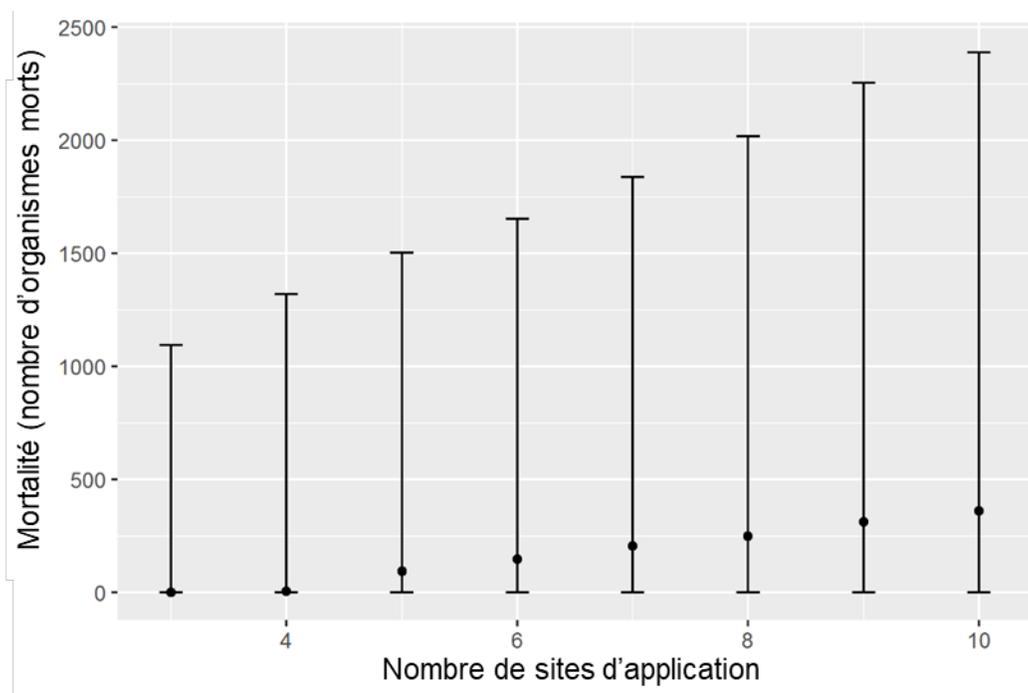


Figure B86. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

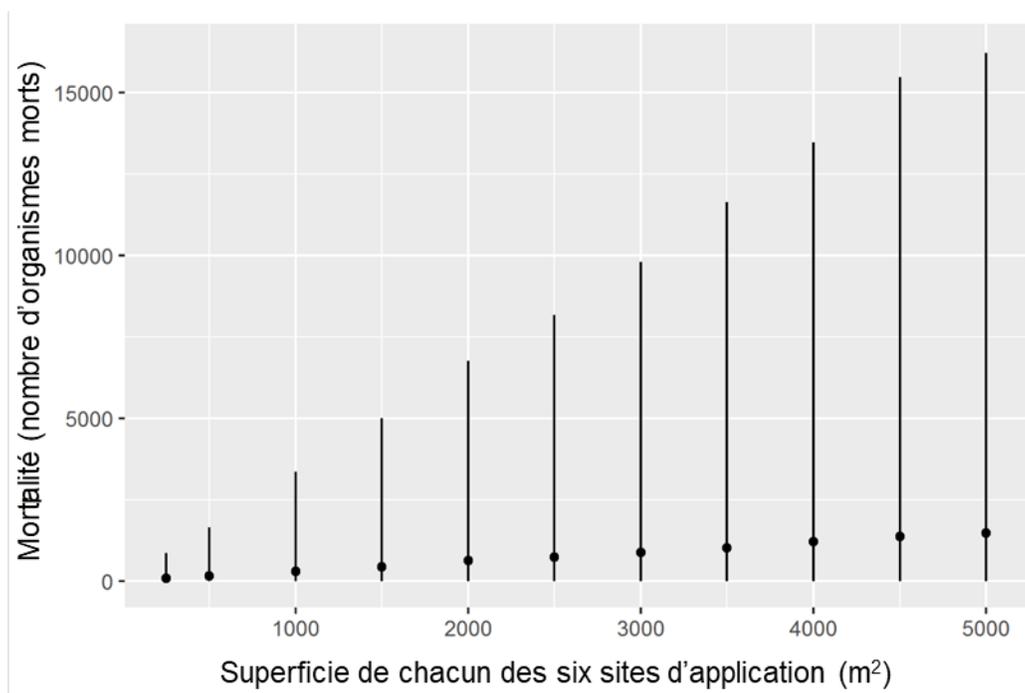


Figure B87. L'influence de la taille de six sites d'application sur la lamproie argentée et les espèces Ichthyomyzon non identifiées dans la rivière Sainte-Claire. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

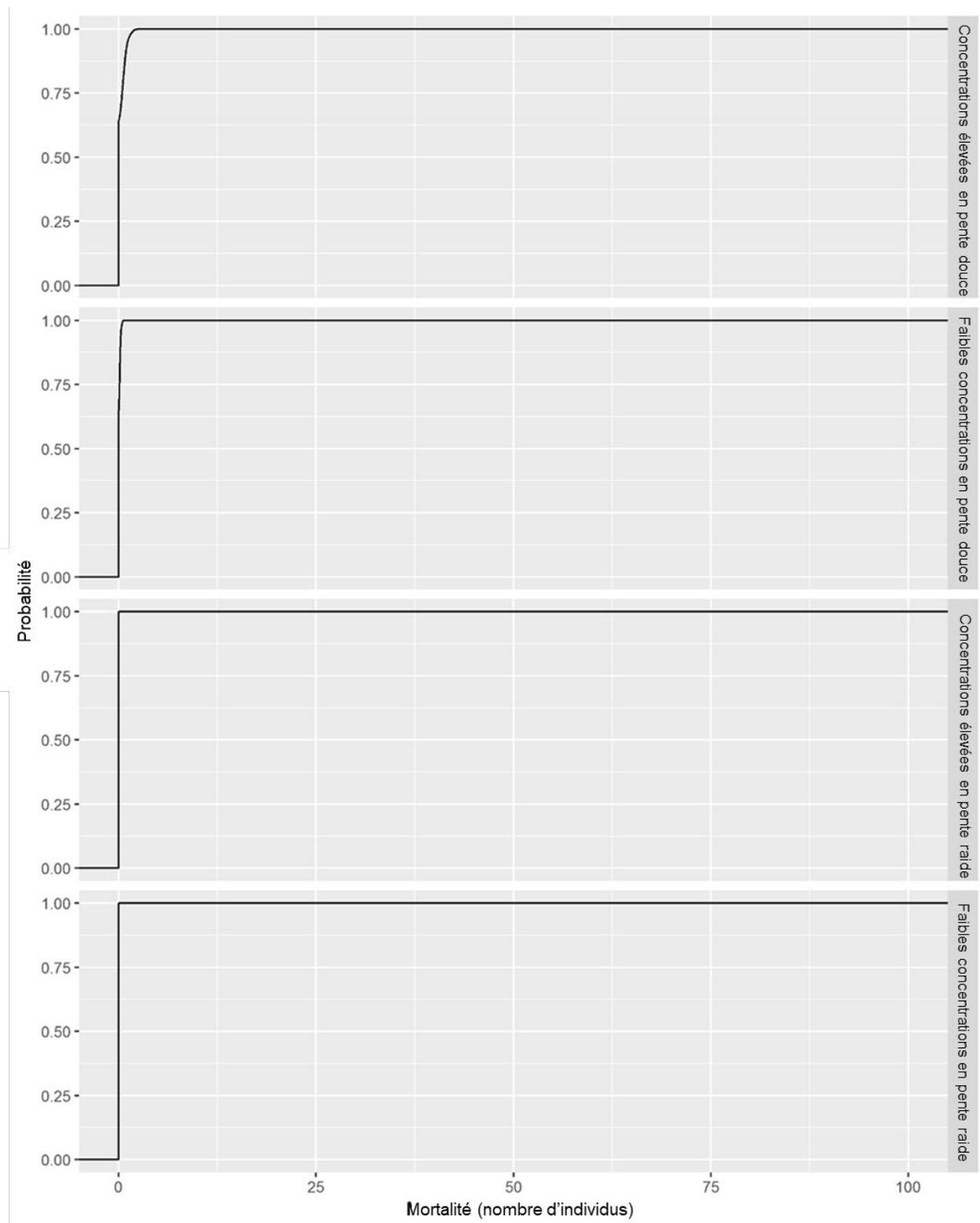


Figure B88. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du méné miroir dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

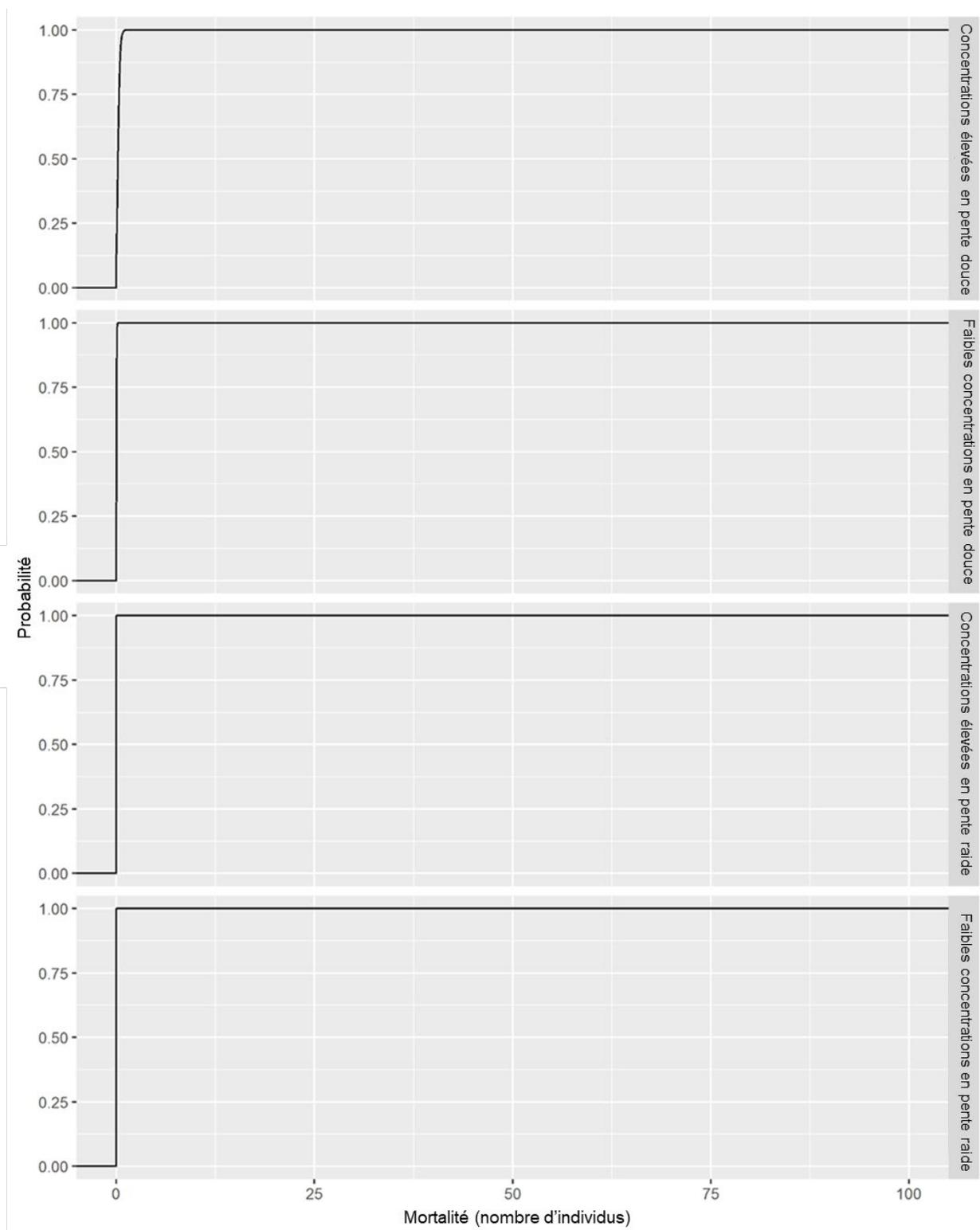


Figure B89. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du meunier tacheté dans la rivière Détroit à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

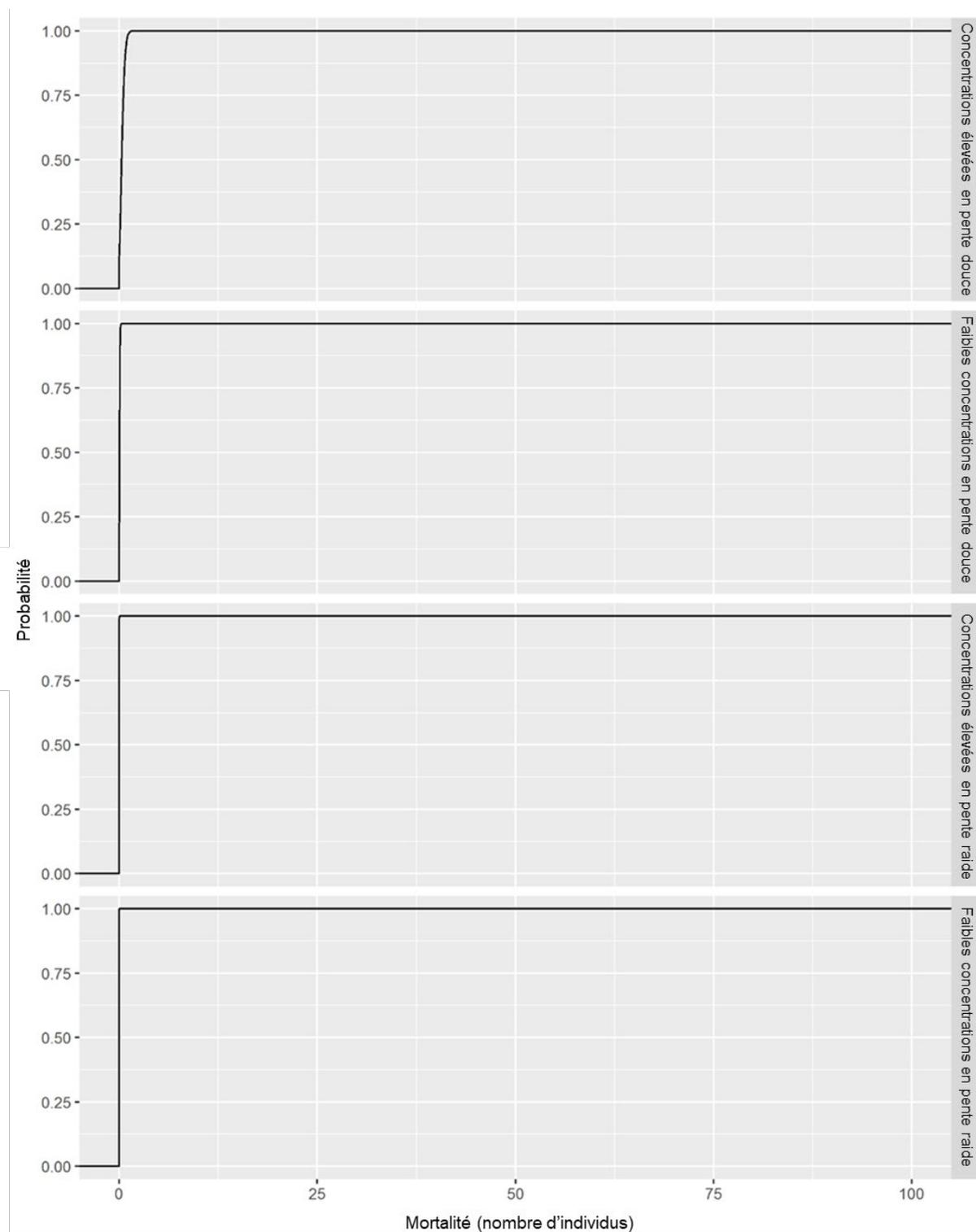


Figure B90. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du meunier tacheté dans la rivière Sainte-Claire à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

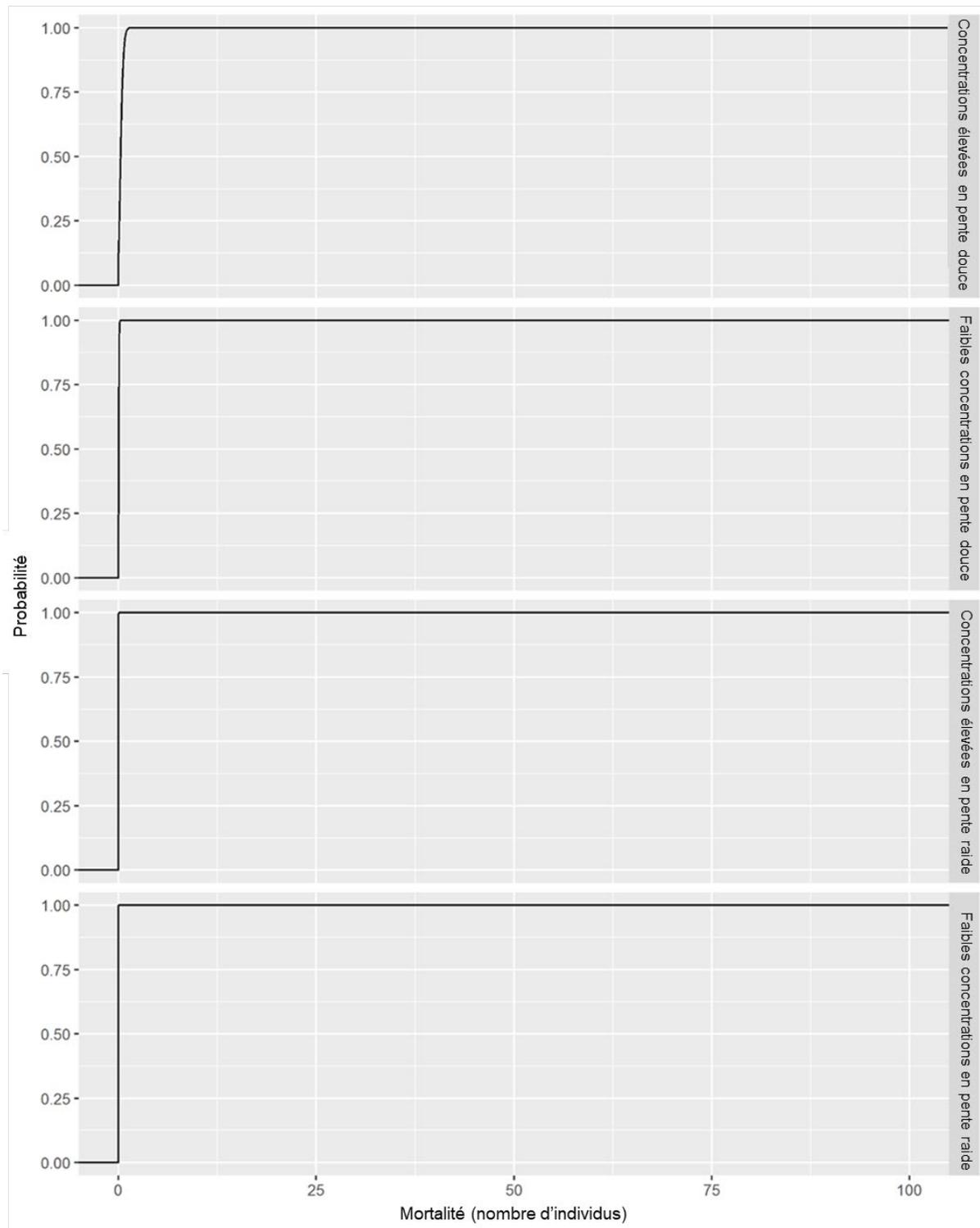


Figure B91. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du meunier tacheté dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

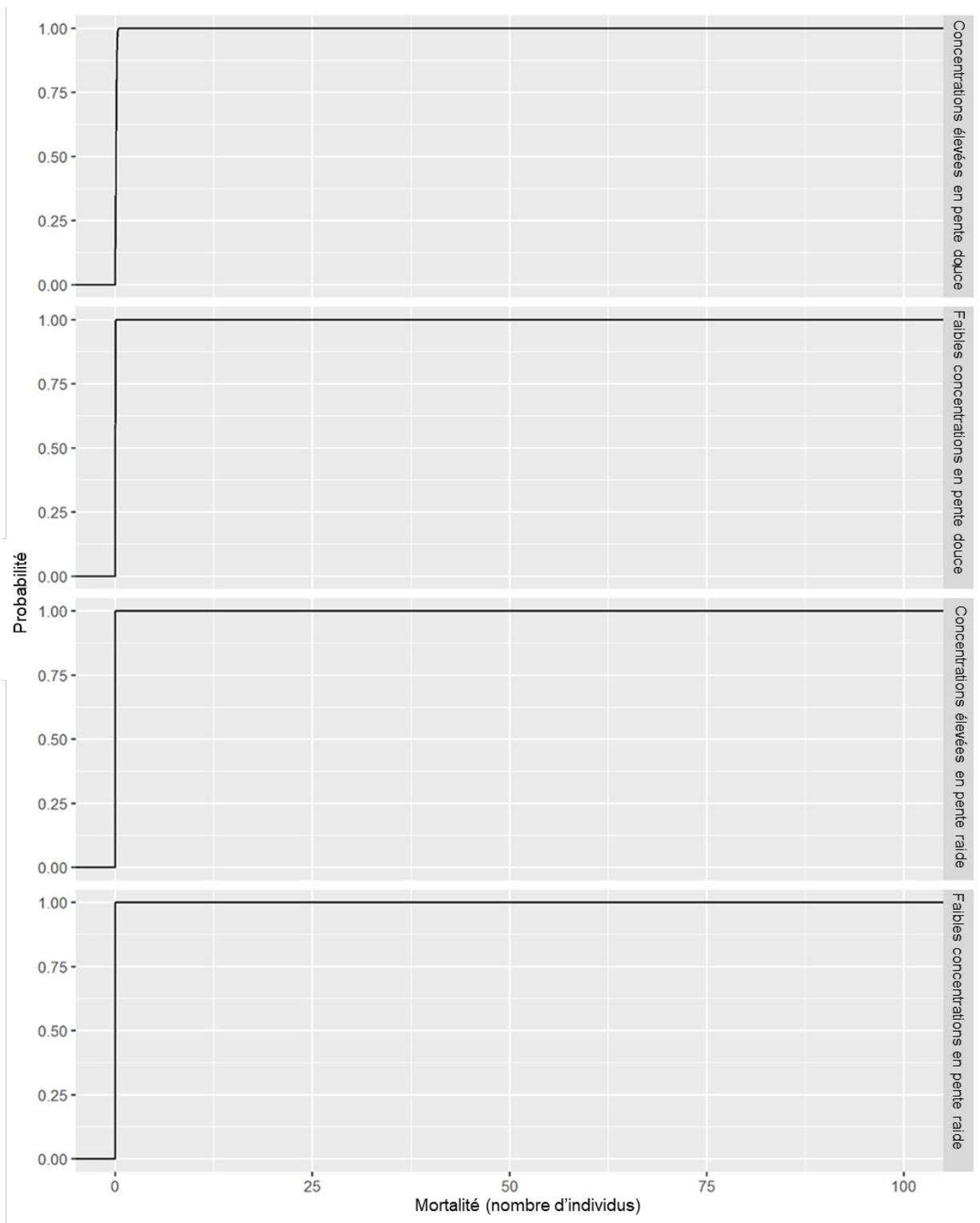


Figure B92. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du meunier tacheté dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

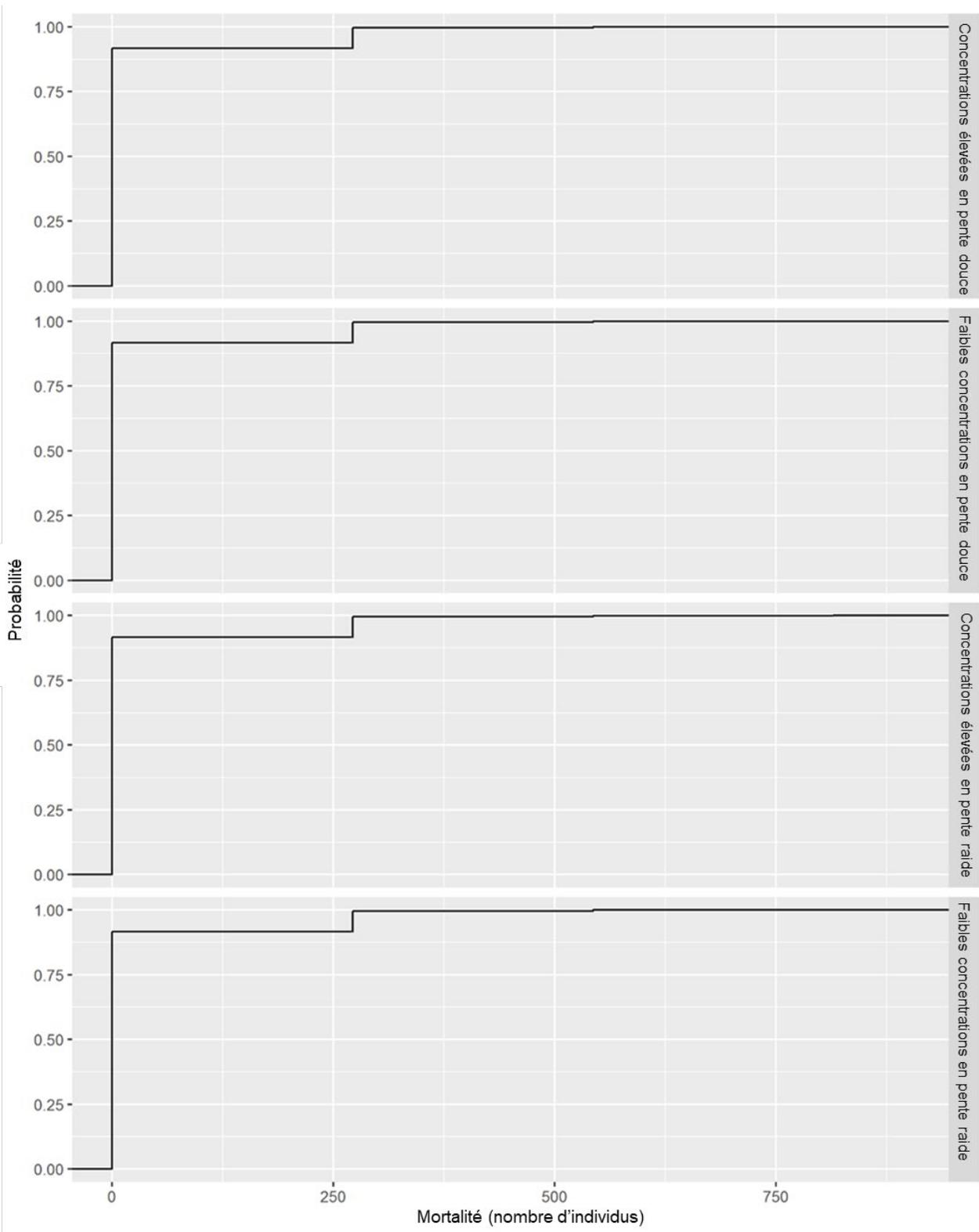


Figure B93. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la troncille pied-de-faon dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

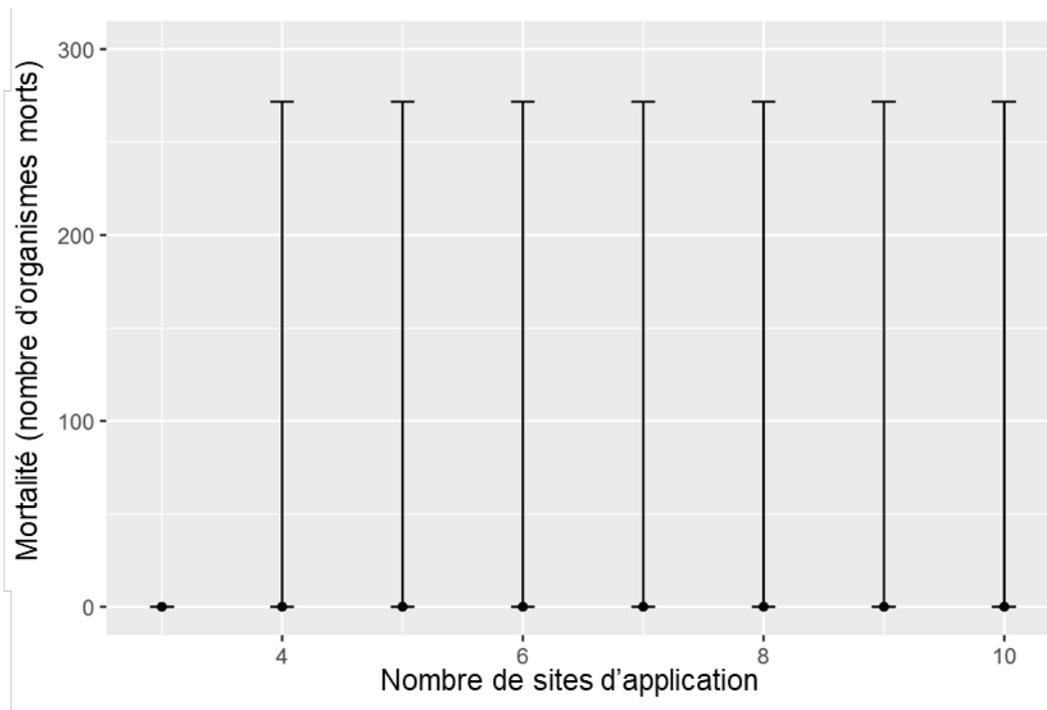


Figure B94. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la troncille pied-de-faon dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

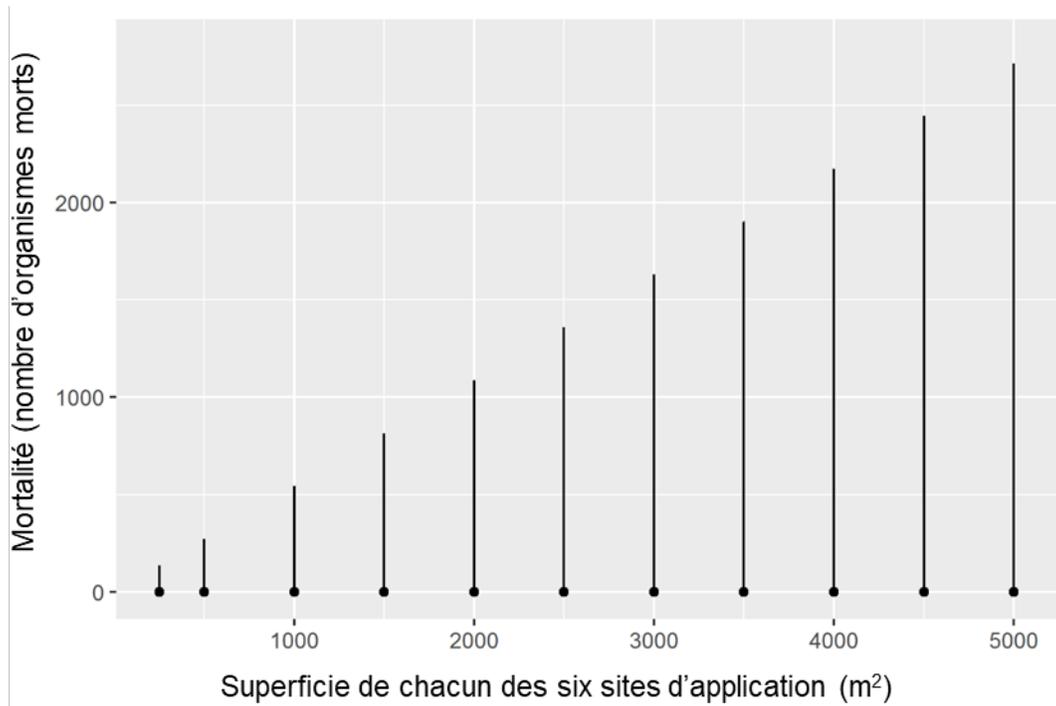


Figure B95. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la troncille pied-de-faon dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

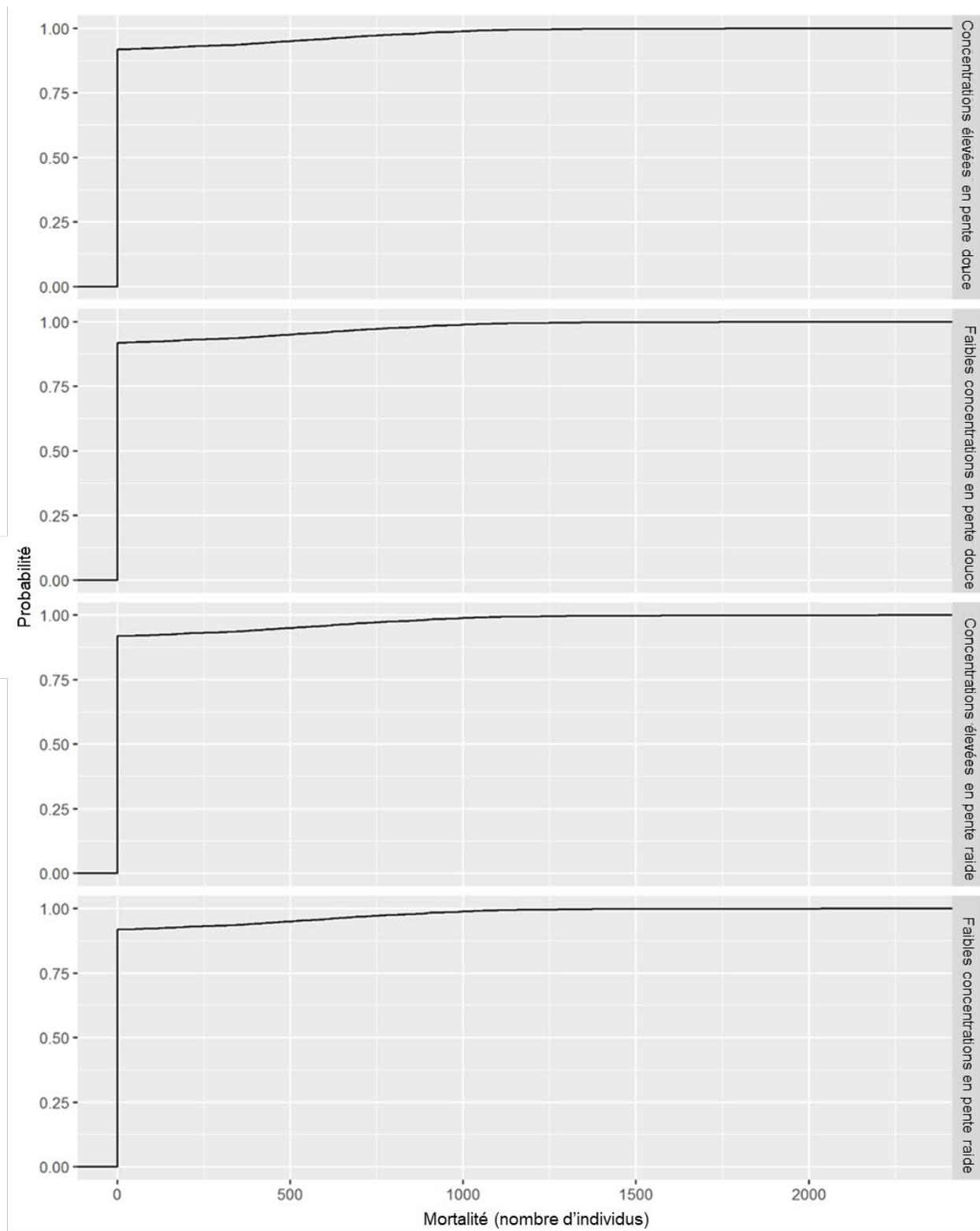


Figure B96. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la troncille pied-de-faon dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

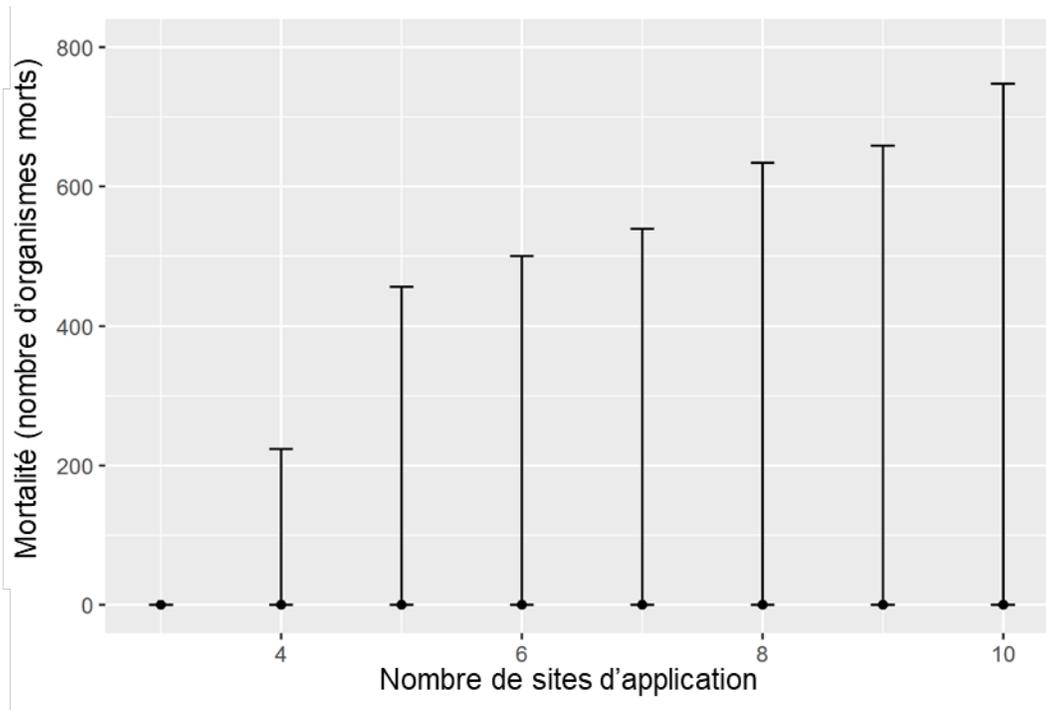


Figure B97. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la troncille pied-de-faon dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

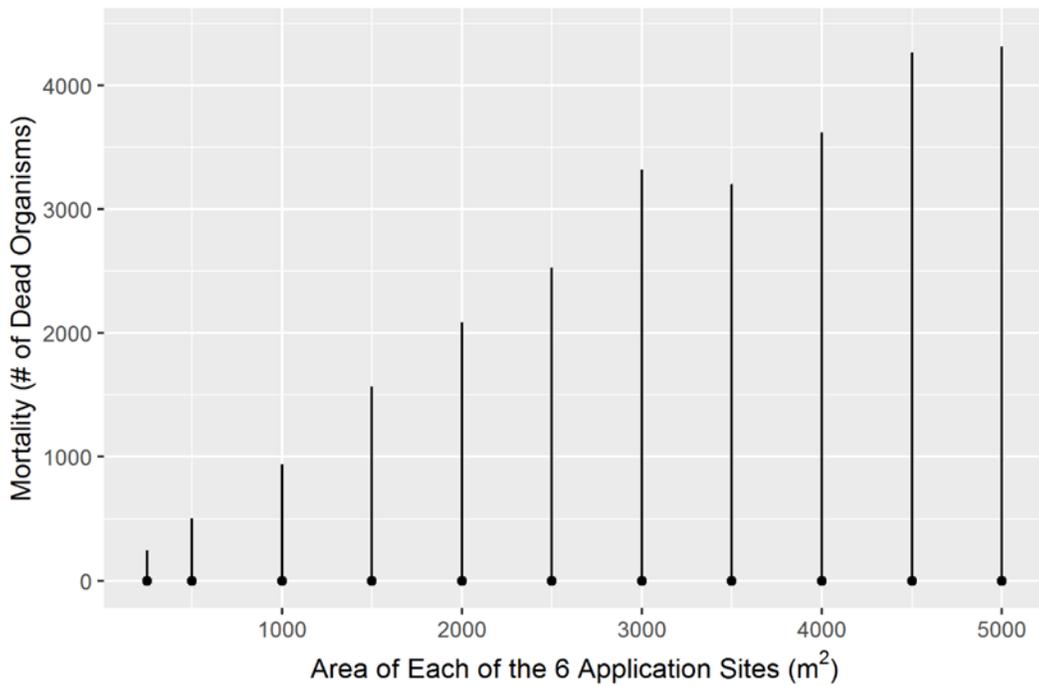


Figure B98. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la troncille pied-de-faon dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

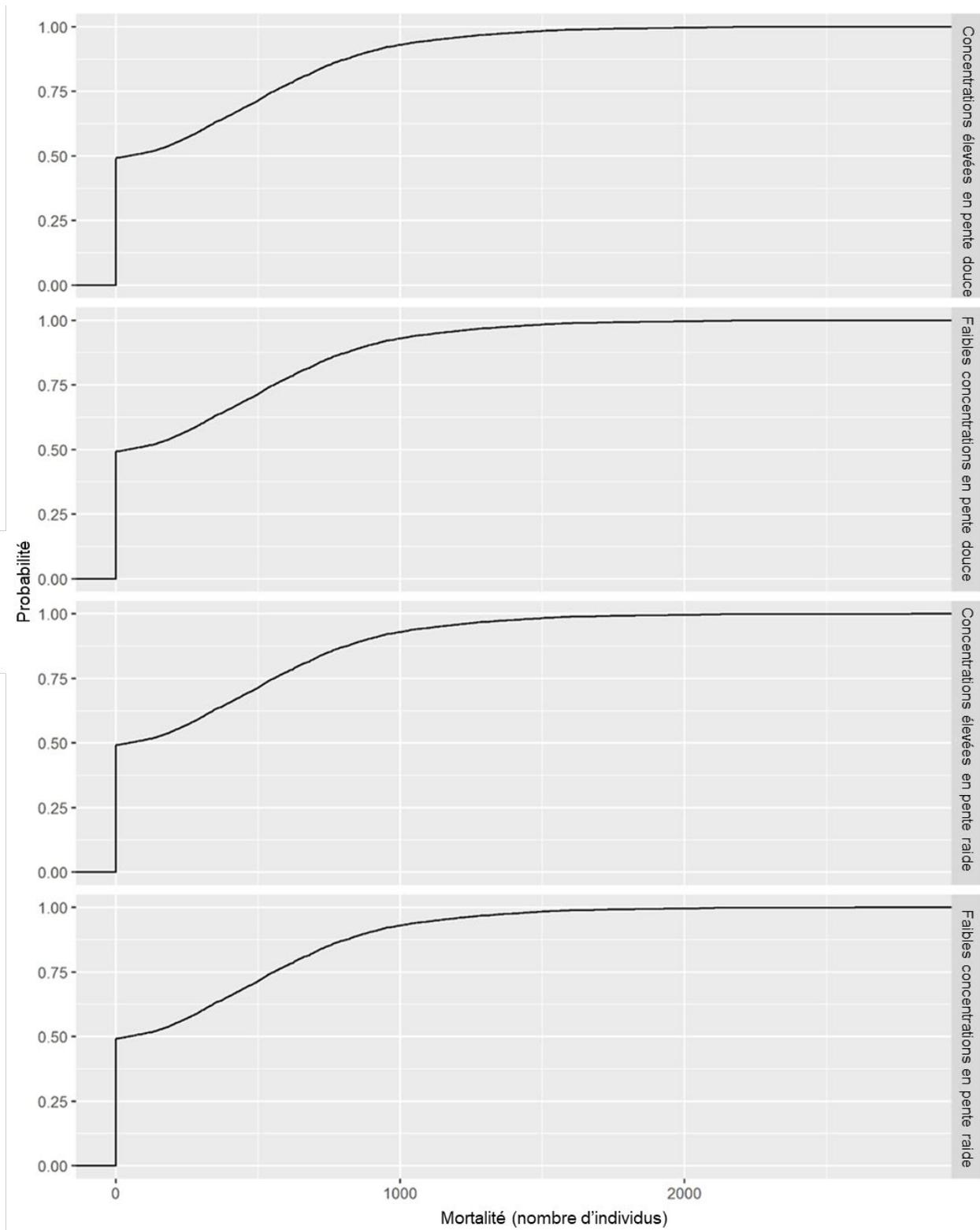


Figure B99. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du ptychobranche réniforme dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

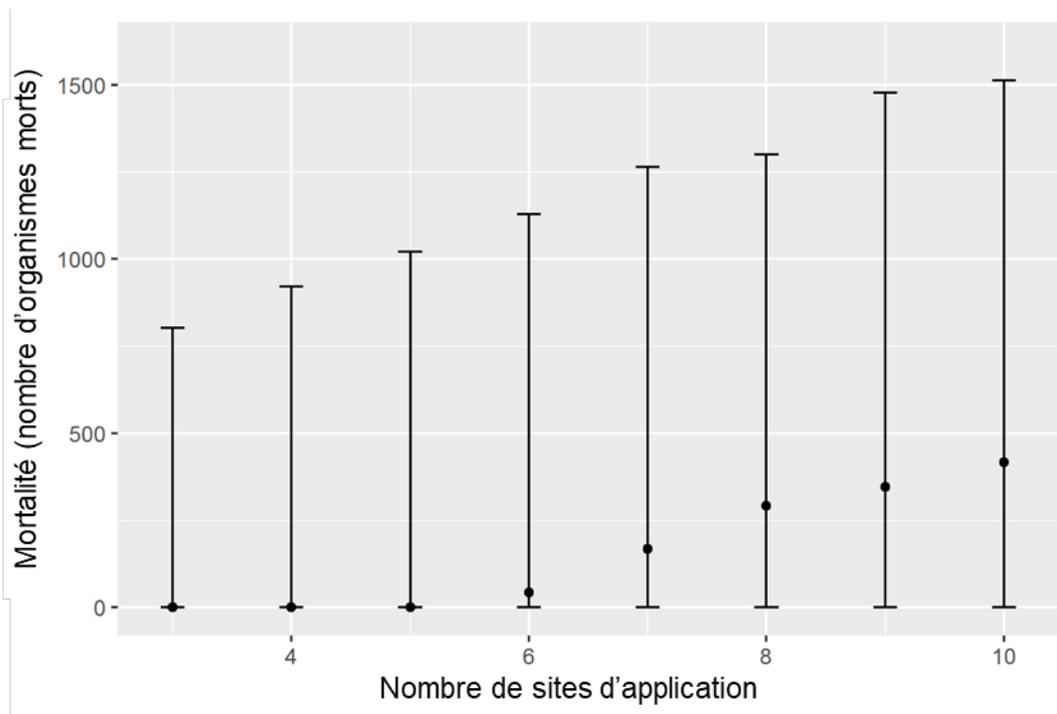


Figure B100. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité du ptychobranche réniforme dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

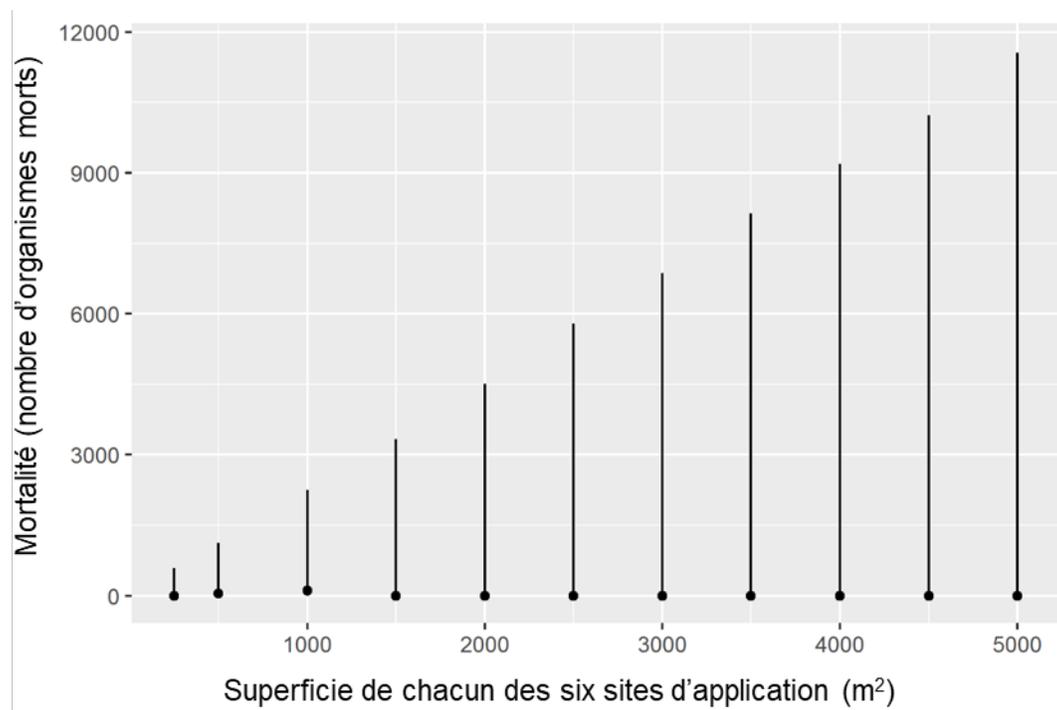


Figure B101. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité du ptychobranche réniforme dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

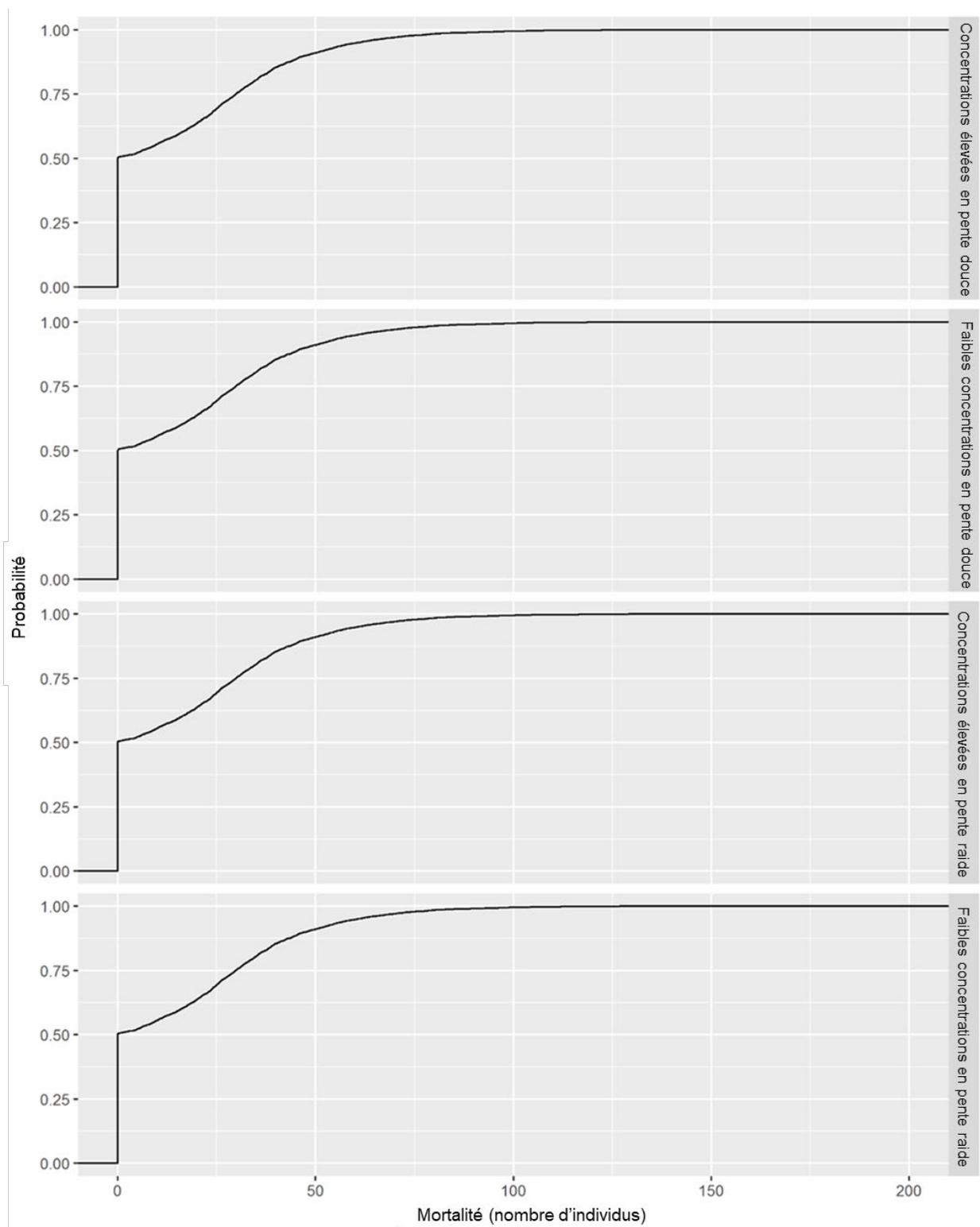


Figure B102. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la mulette feuille d'érable dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

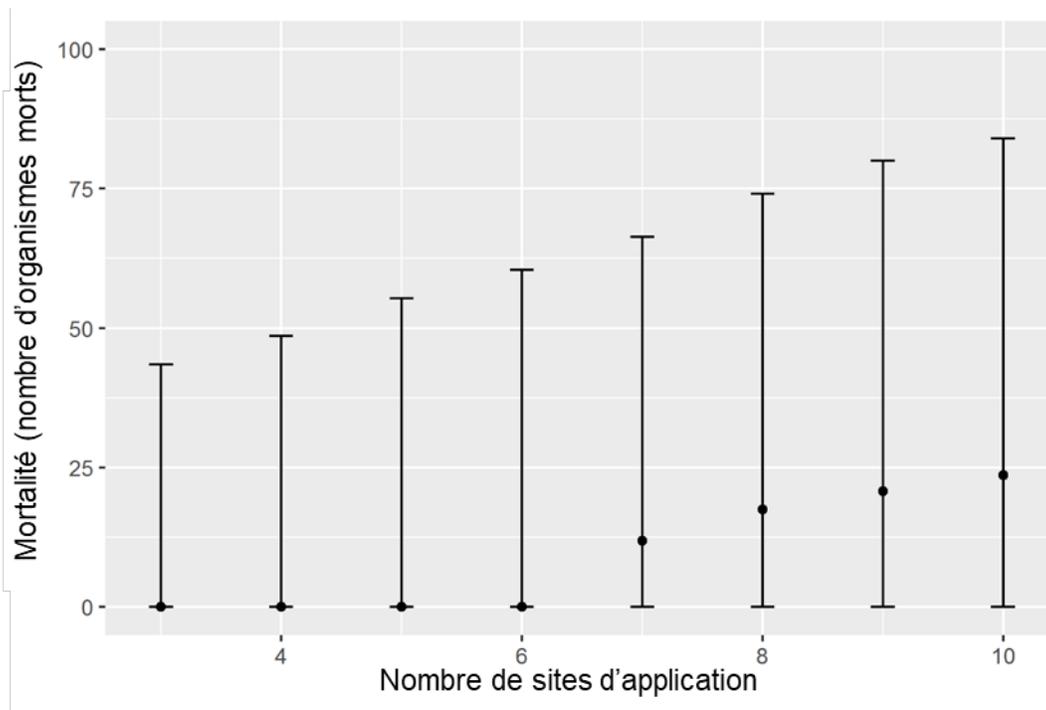


Figure B103. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la mulette feuille d'érable dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

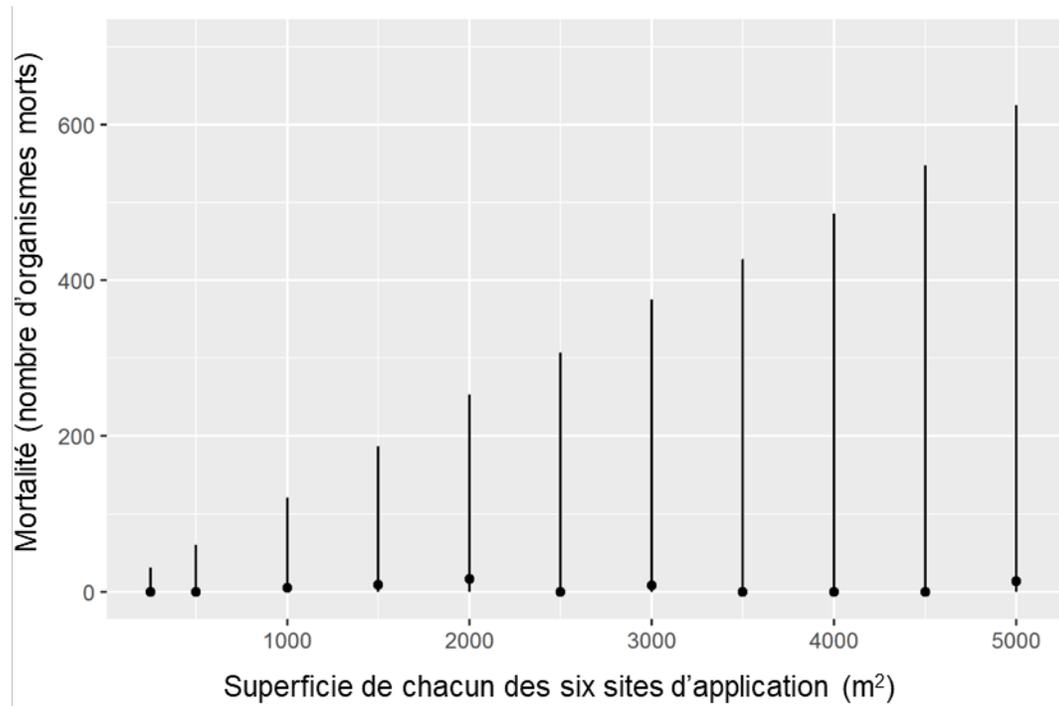


Figure B104. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la mulette feuille d'érable dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

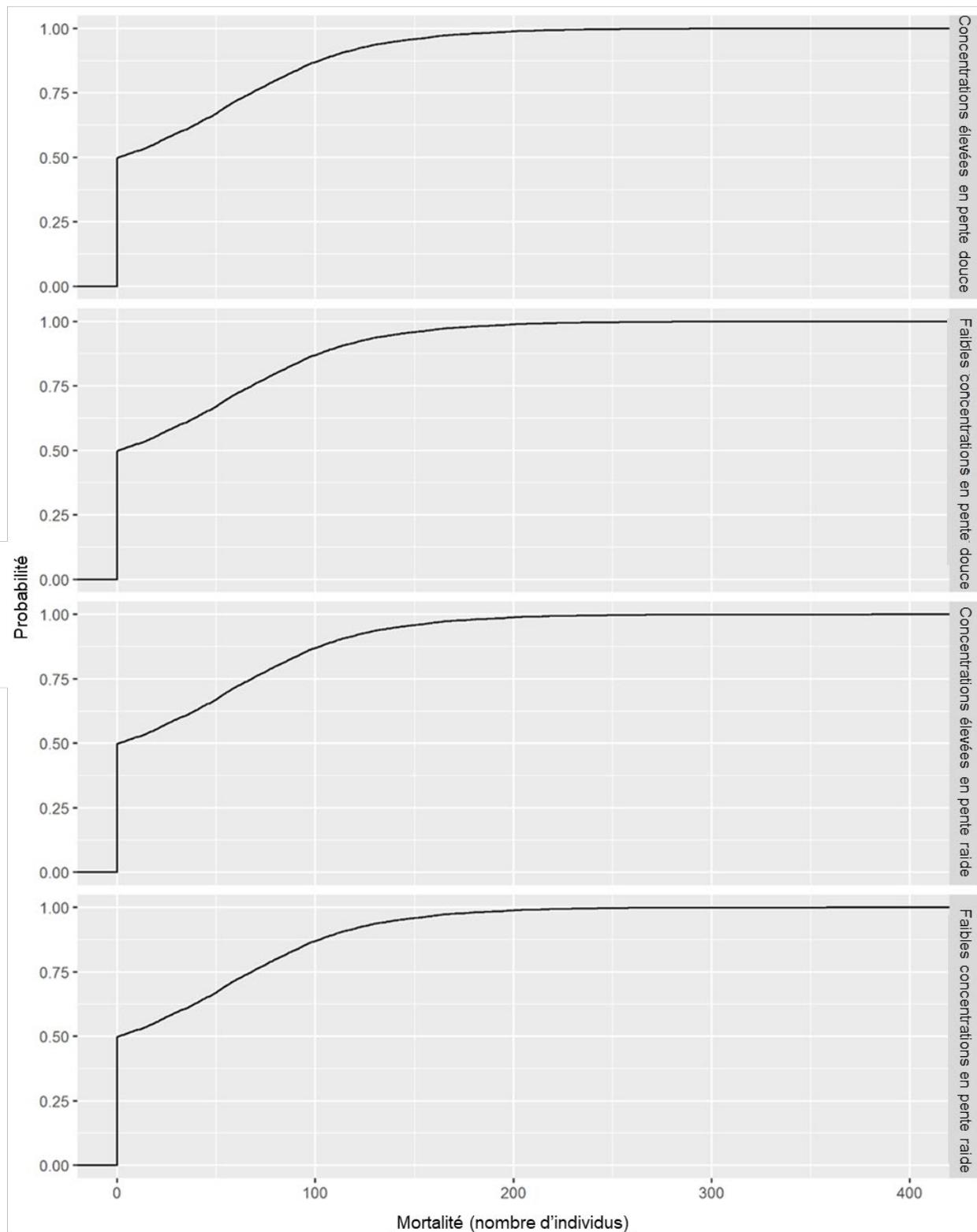


Figure B105. Résultats cumulatifs de la probabilité de mortalité de la mulette feuille d'érable dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide dans six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

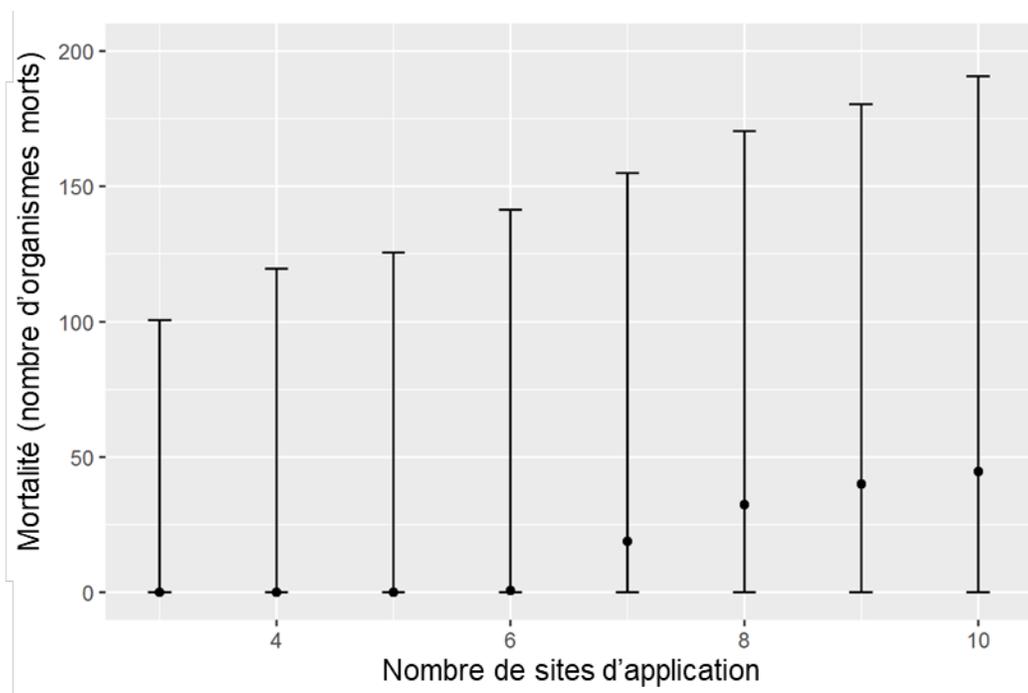


Figure B106. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la mulette feuille d'érable dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

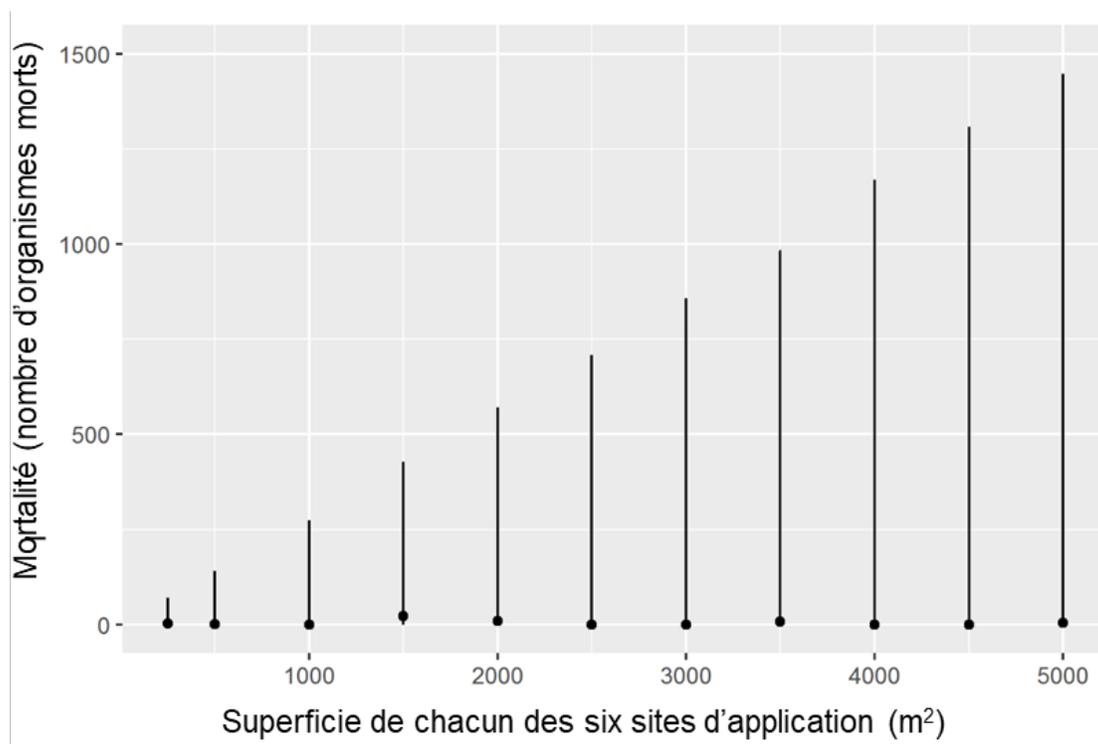


Figure B107. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la mulette feuille d'érable dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

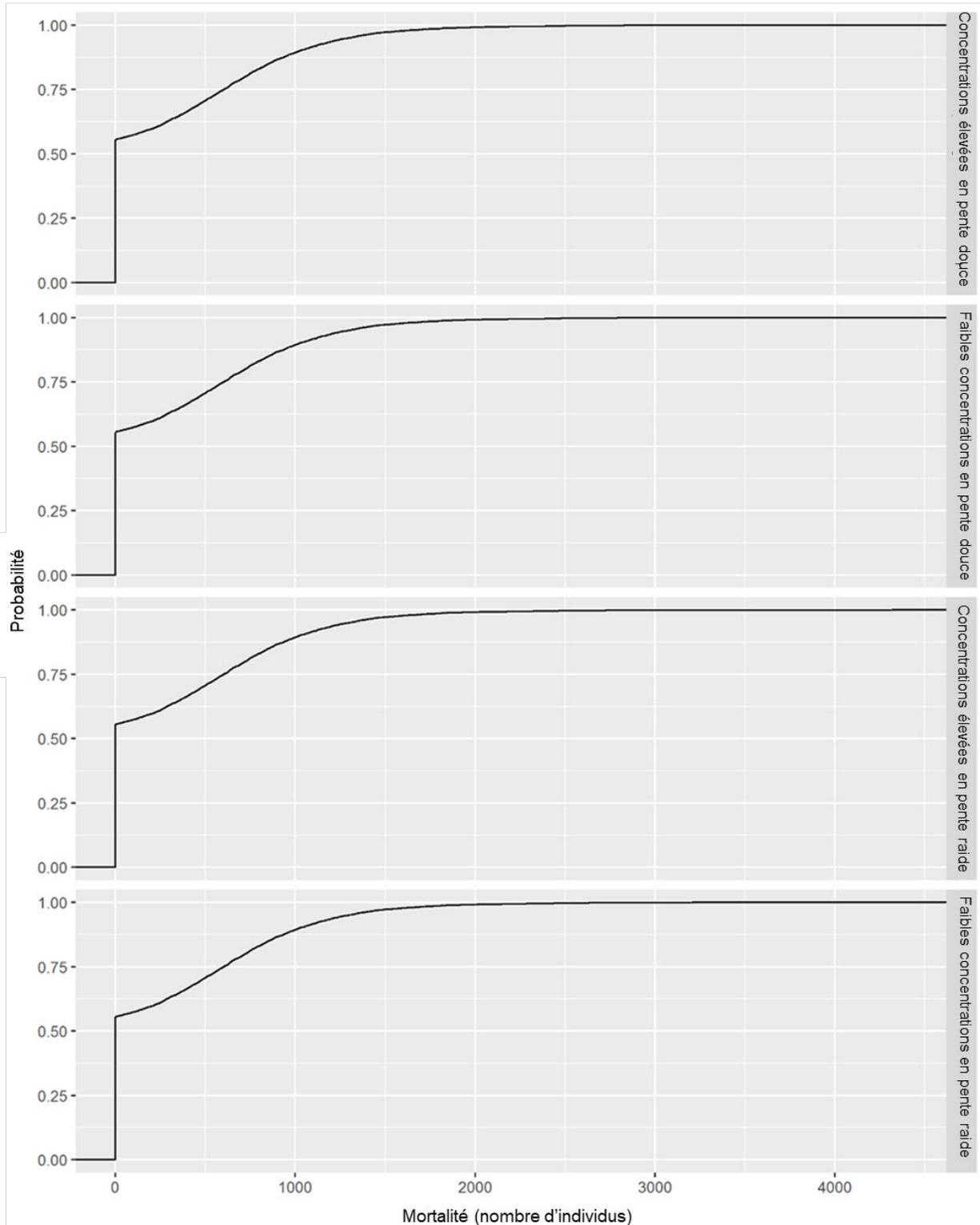


Figure B108. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de l'épioblasme ventrue dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

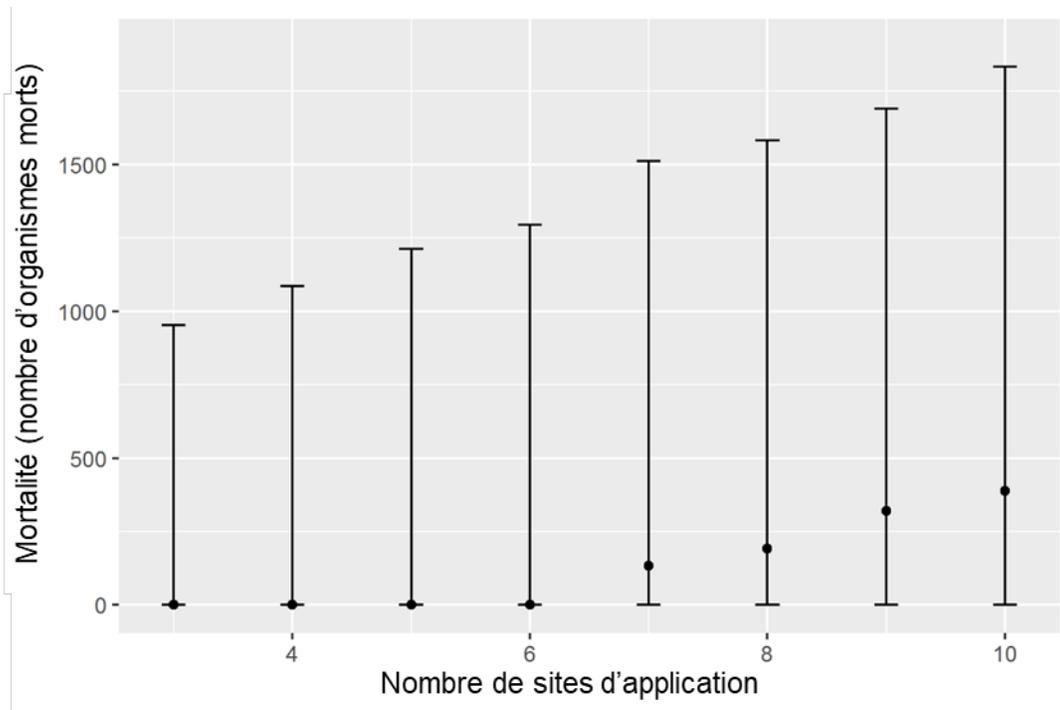


Figure B109. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de l'épioblasme ventrué dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

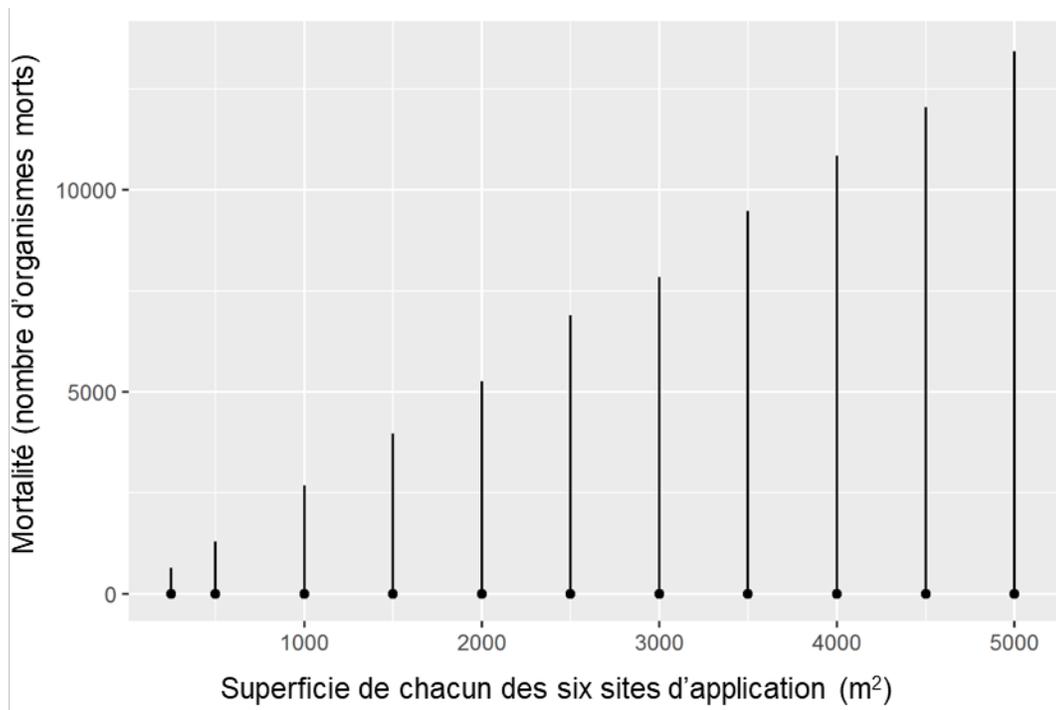


Figure B110. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de l'épioblasme ventrué dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

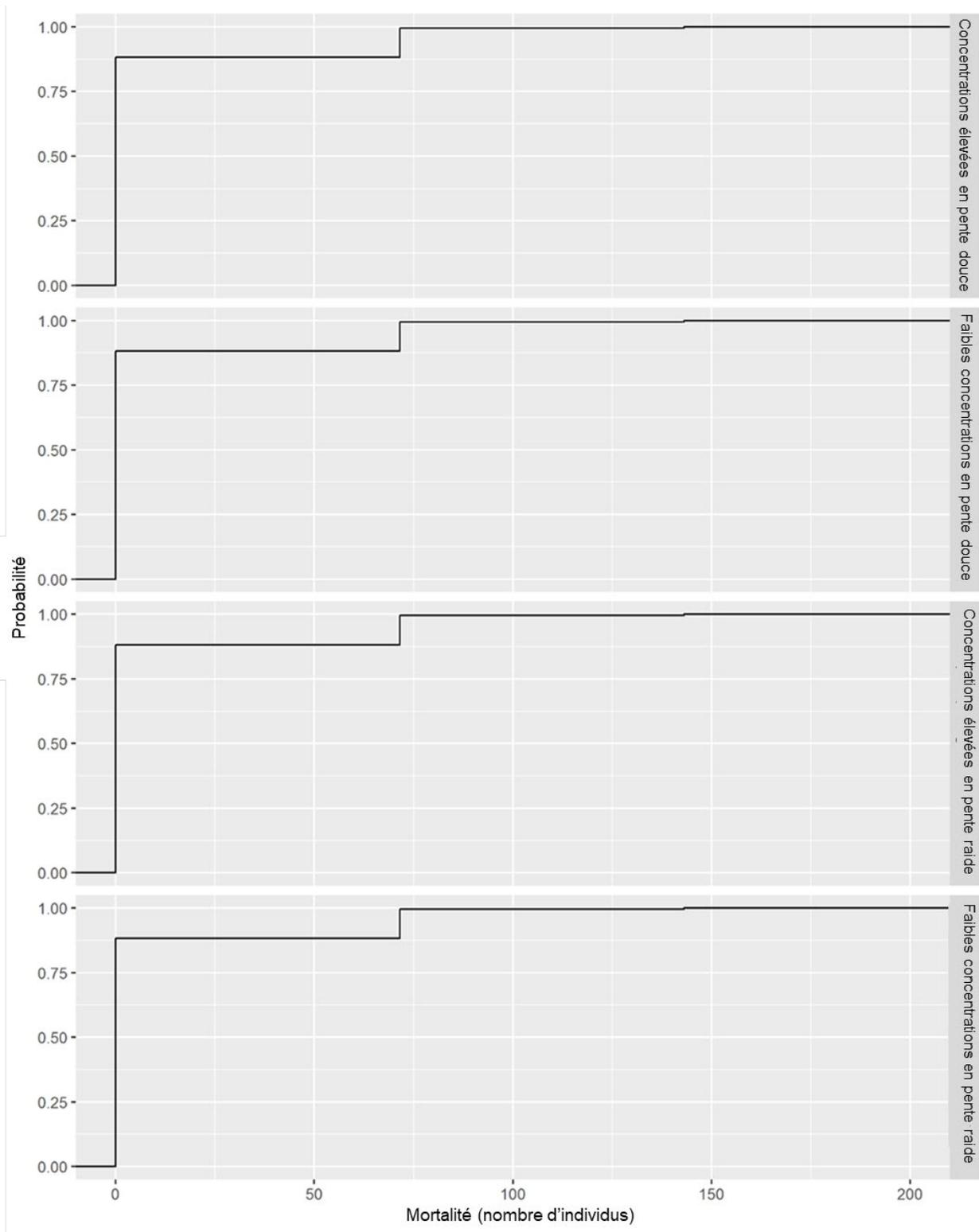


Figure B111. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la villeuse irisée dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

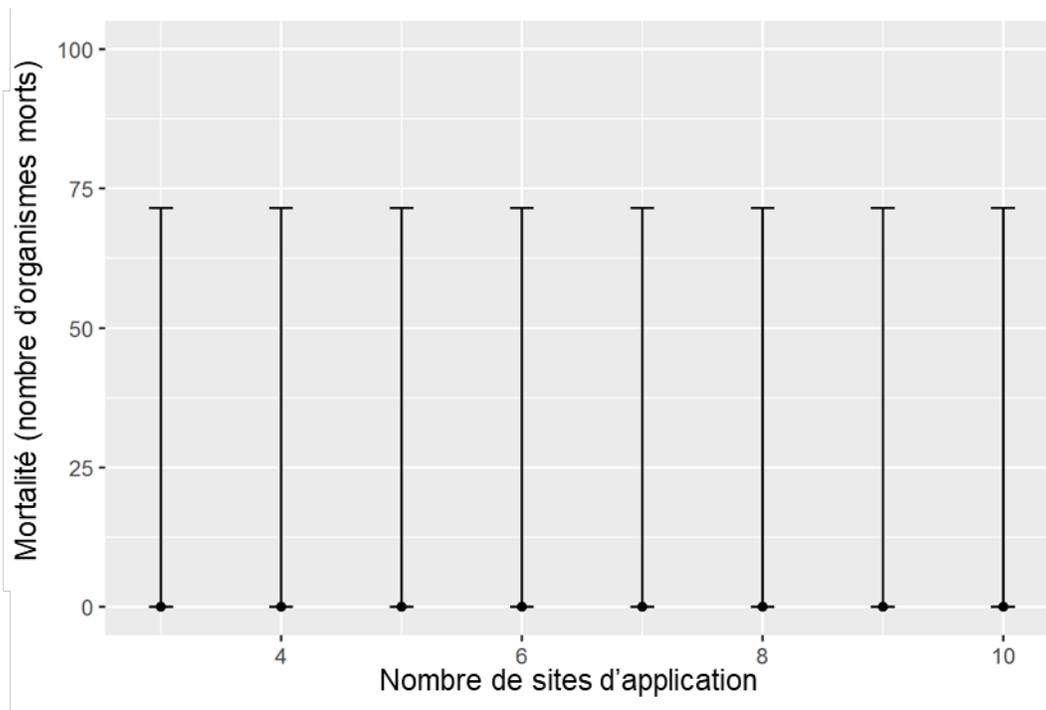


Figure B112. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la villeuse irisée dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

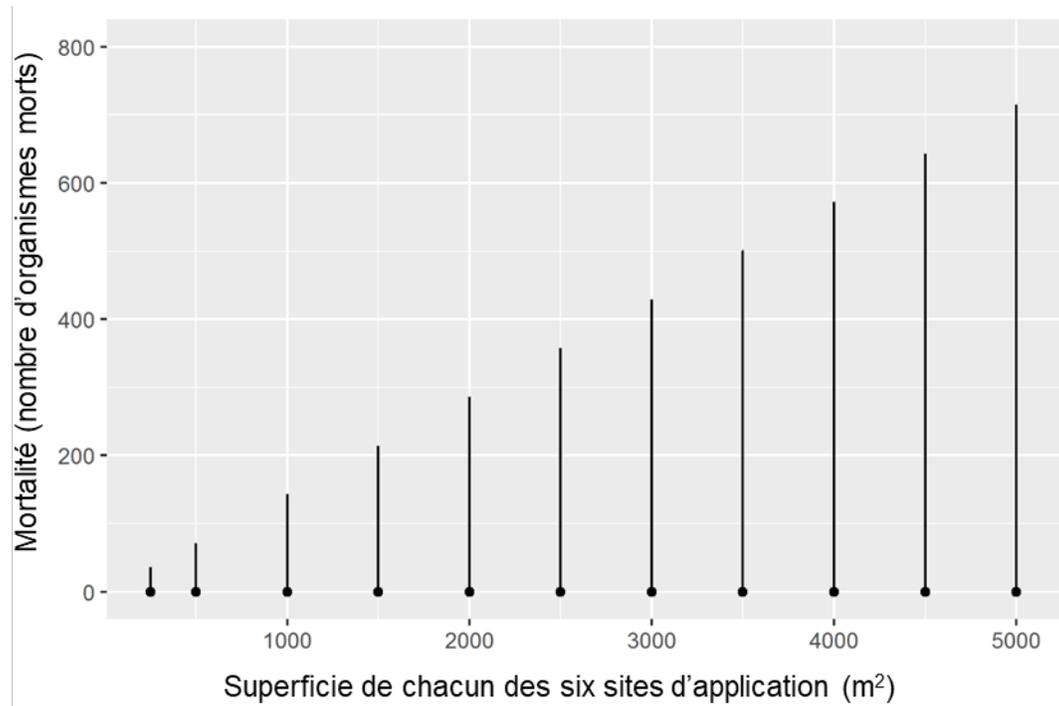


Figure B113. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la villeuse irisée dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

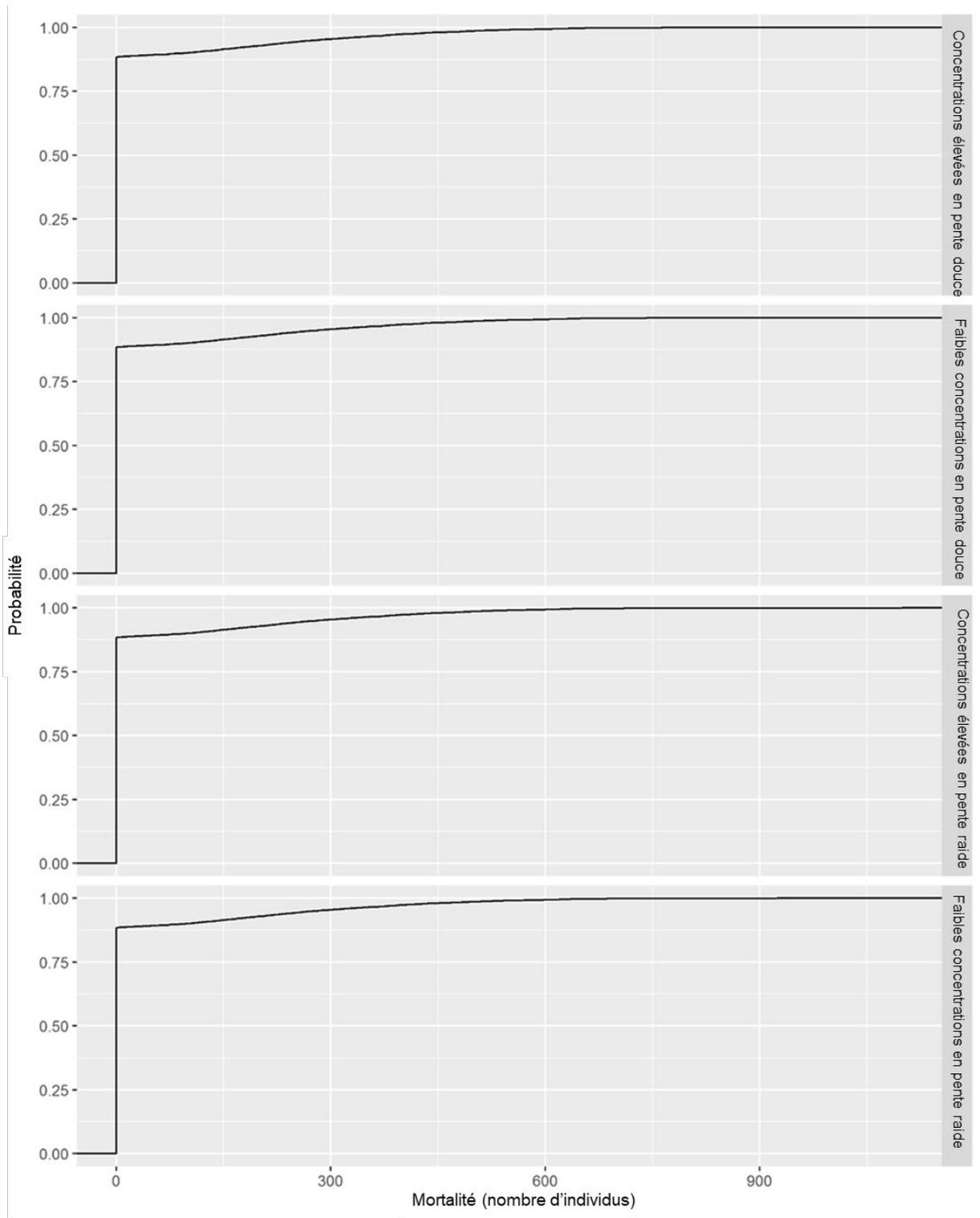


Figure B114. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la villeuse irisée dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

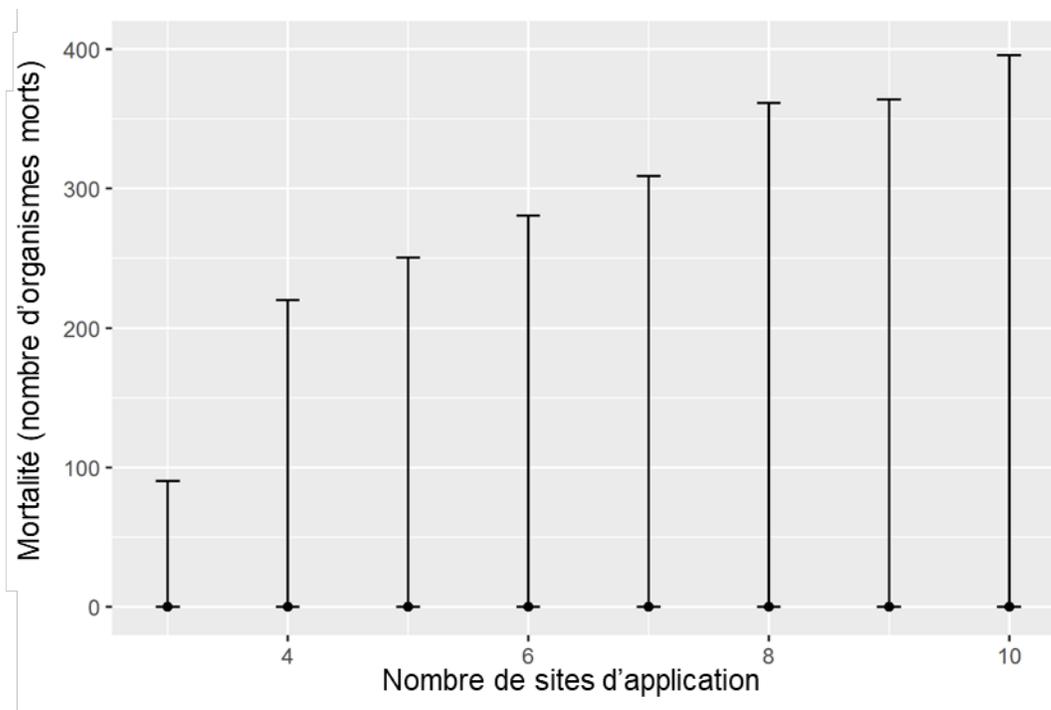


Figure B115. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la villeuse irisée dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

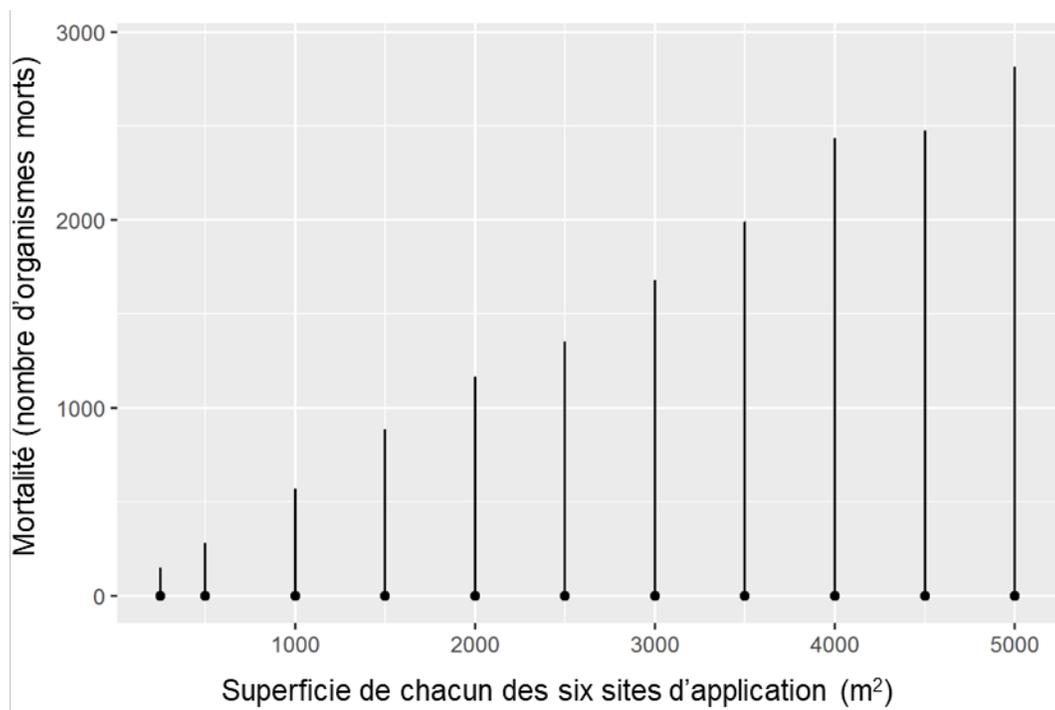


Figure B116. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la villeuse irisée dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

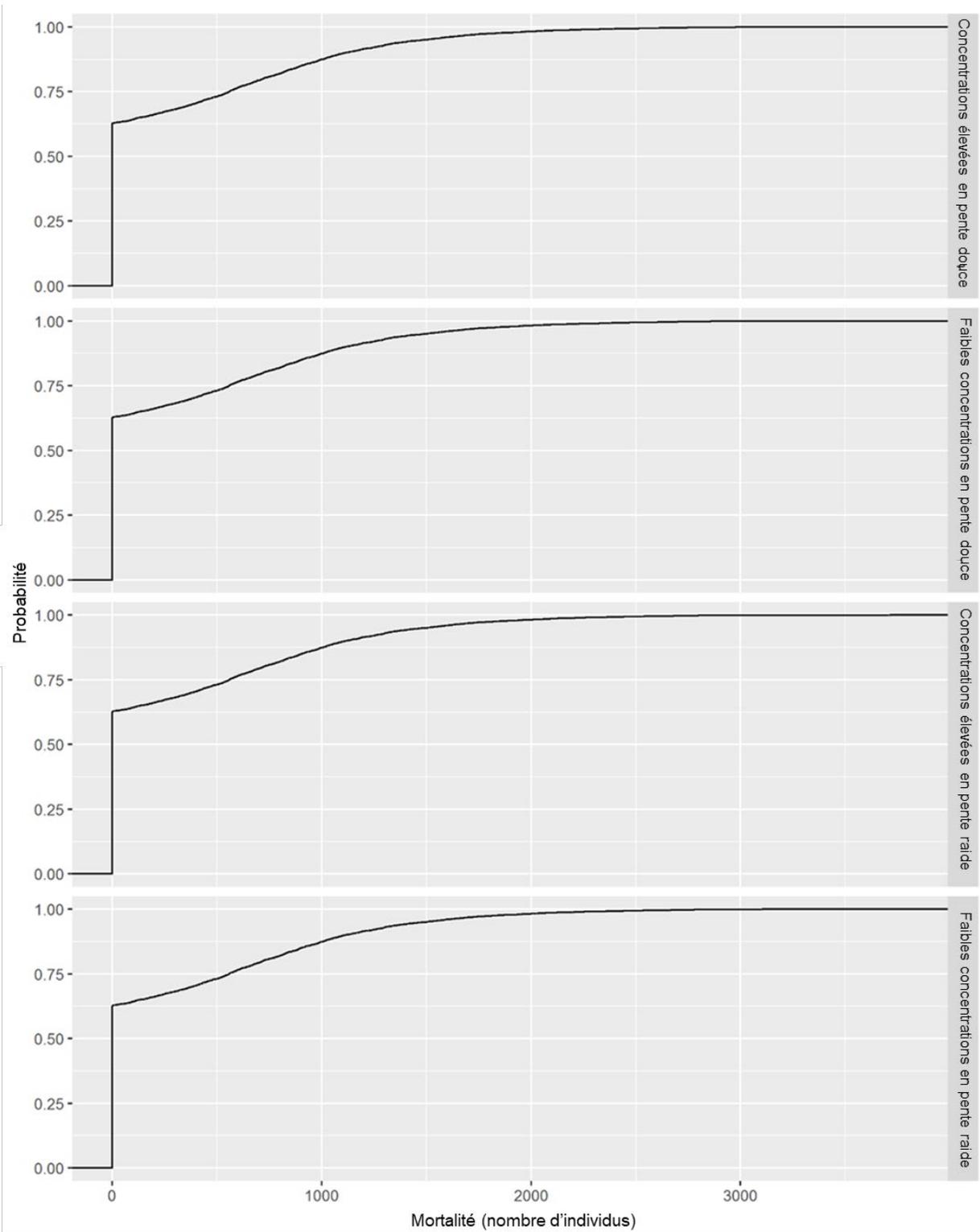


Figure B117. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la vrilieuse haricot dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

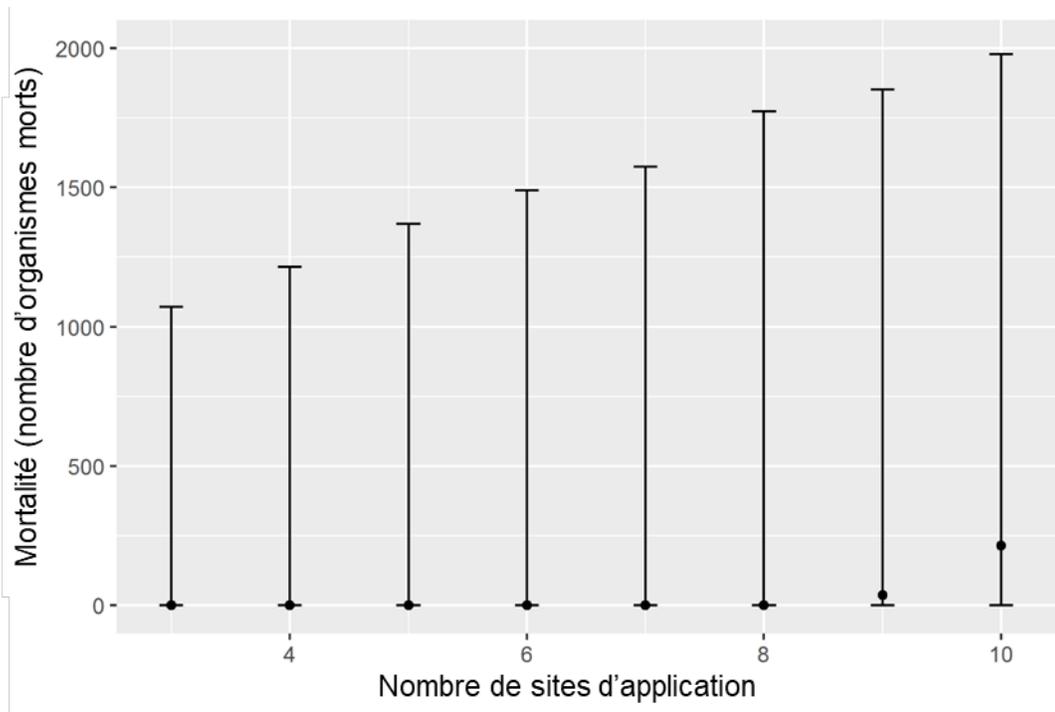


Figure B118. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la villeuse haricot dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

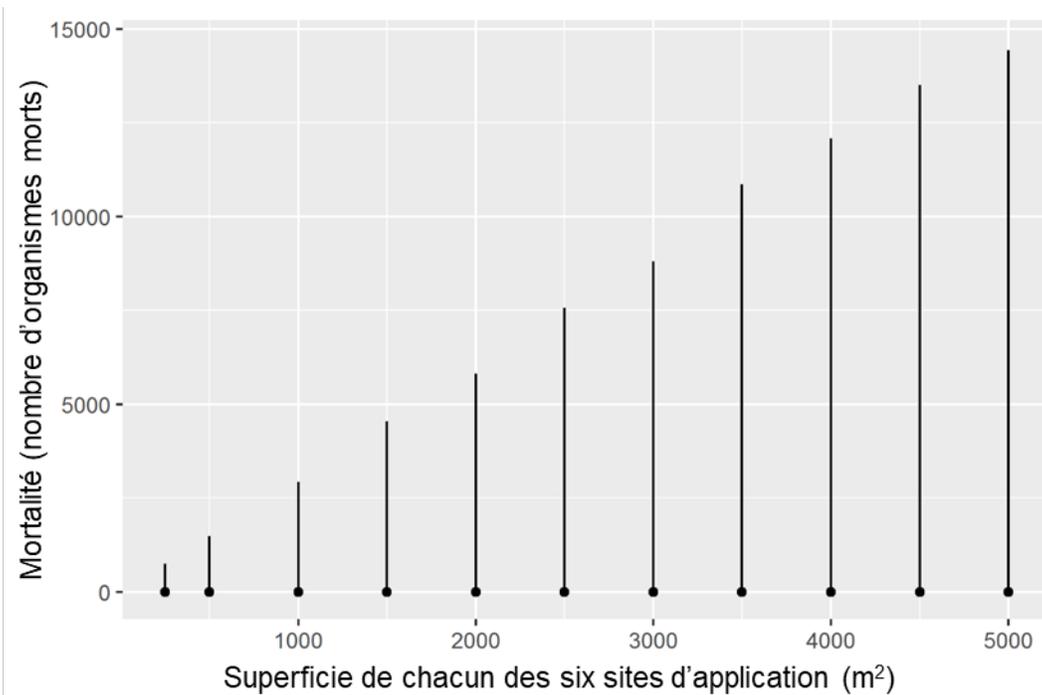


Figure B119. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la villeuse haricot dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

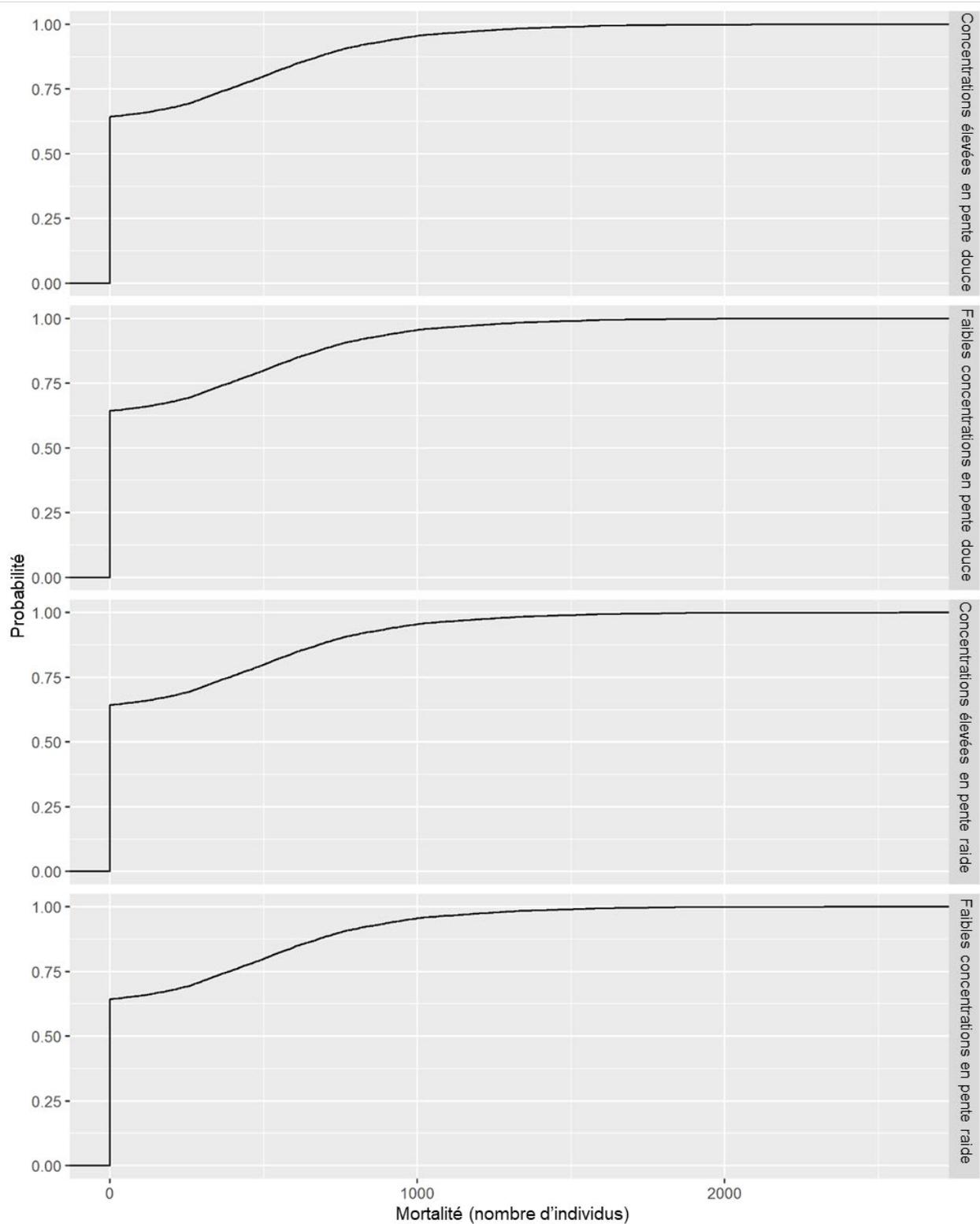


Figure B120. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la villeuse haricot dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

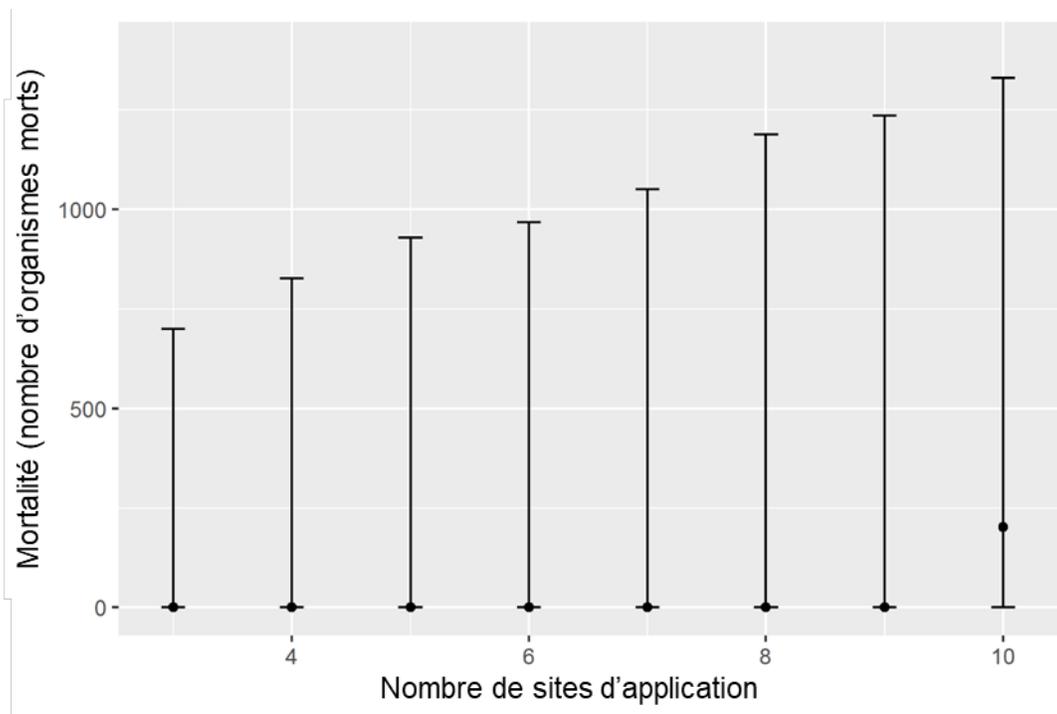


Figure B121. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la villeuse haricot dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

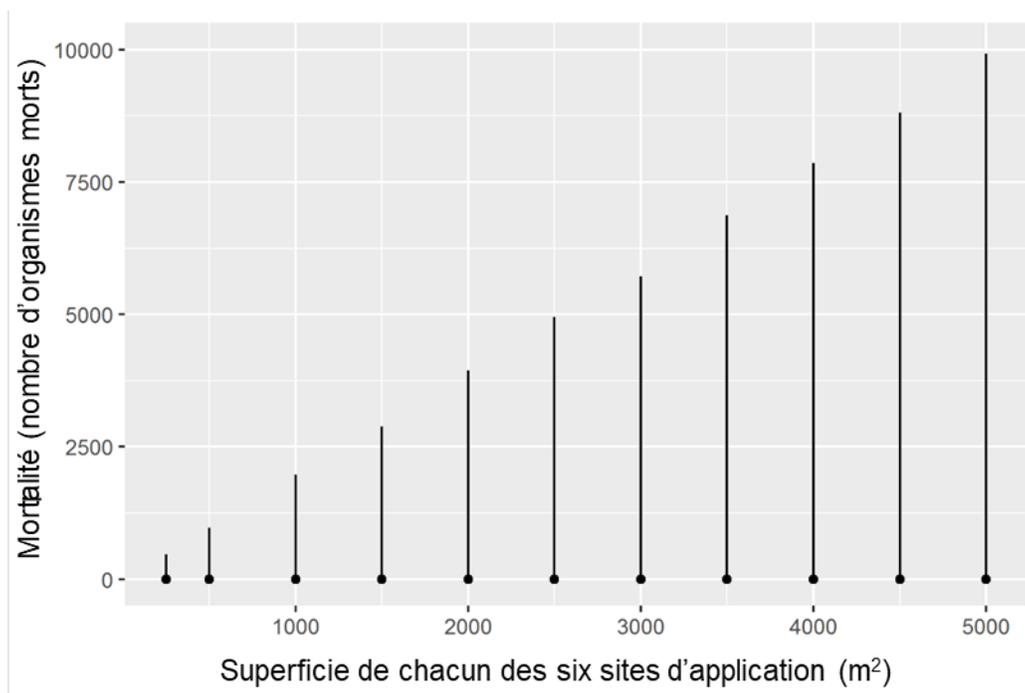


Figure B122. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la villeuse haricot dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

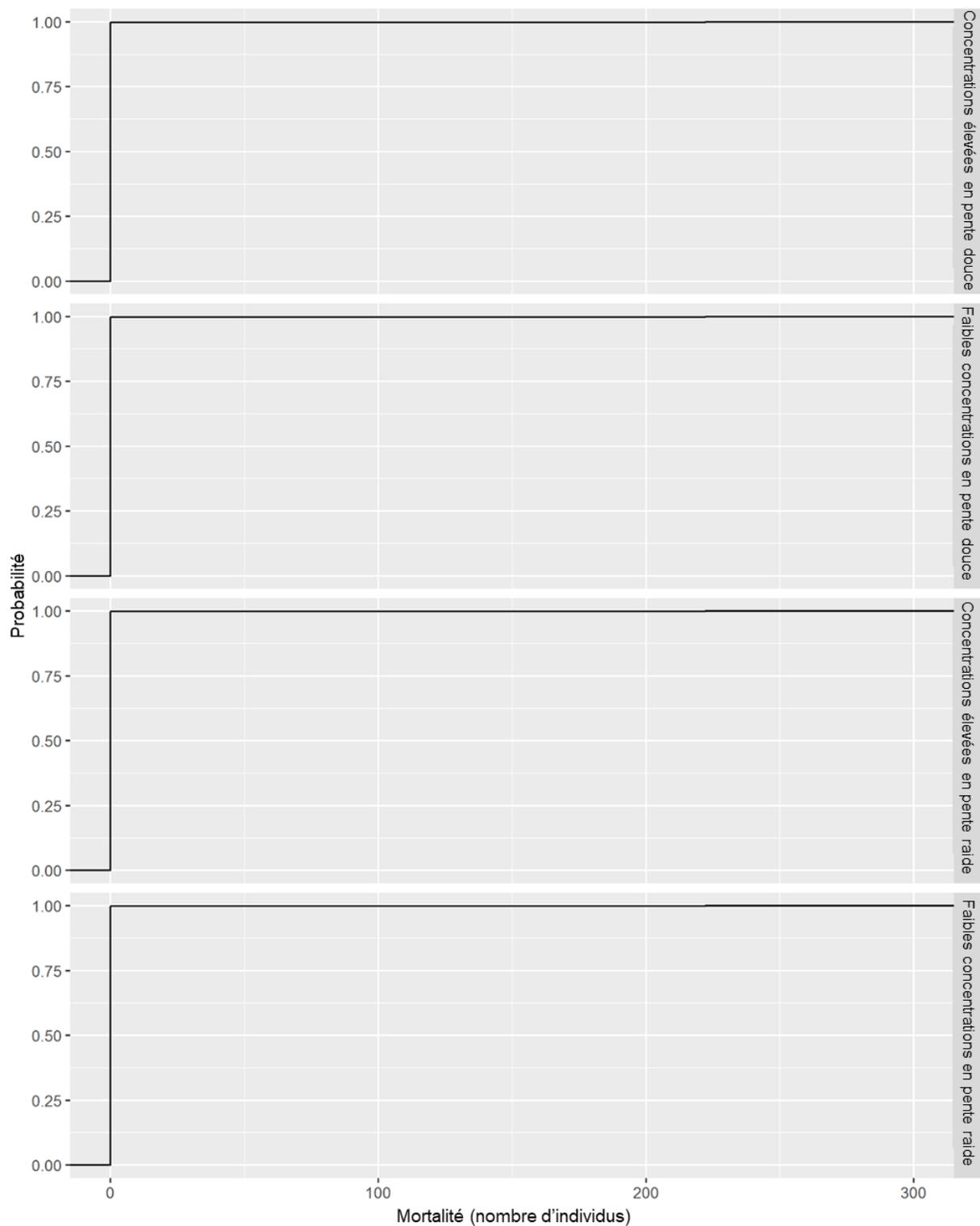


Figure B123. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de l'obovarie ronde dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

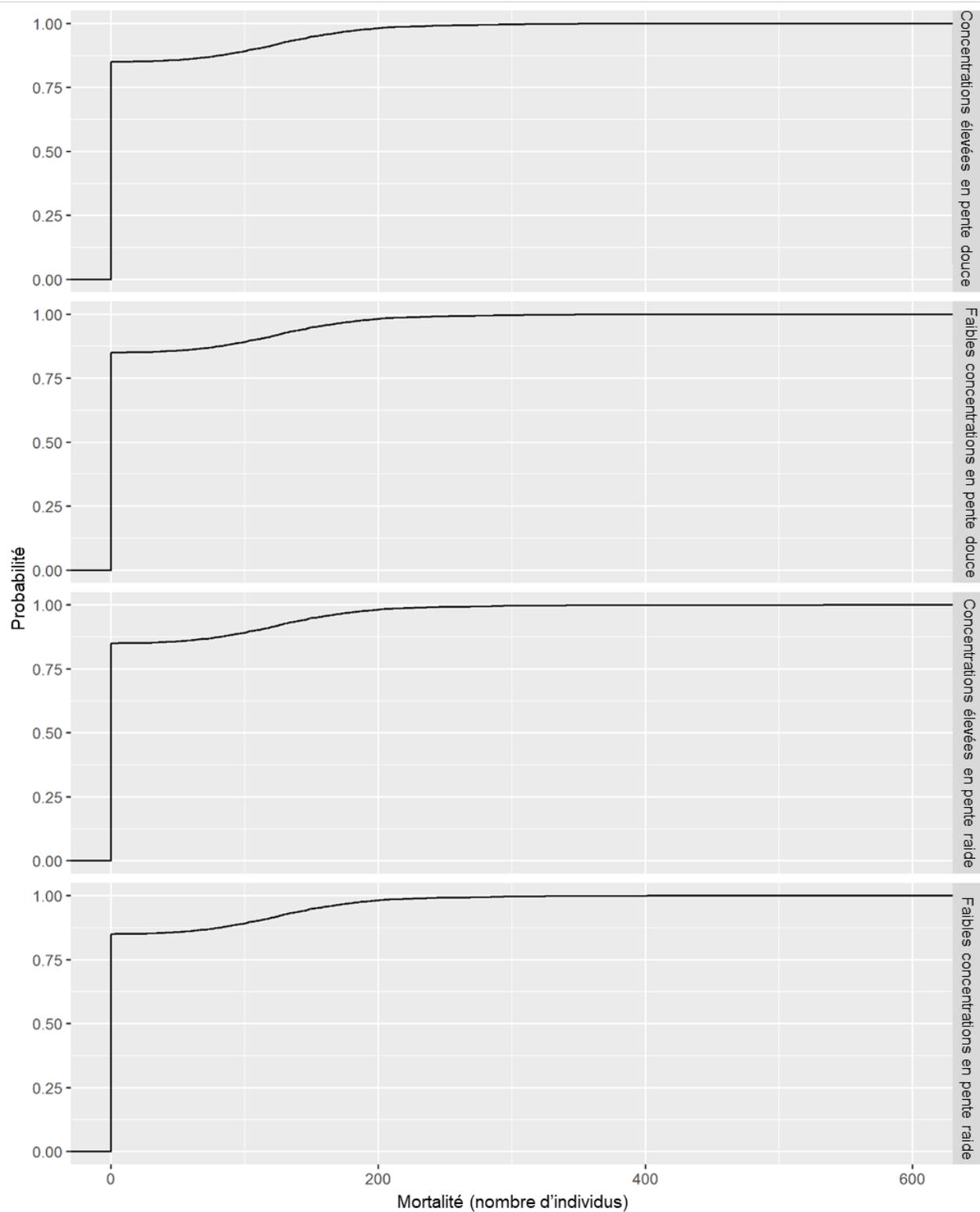


Figure B124. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la pleurobème écarlate dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

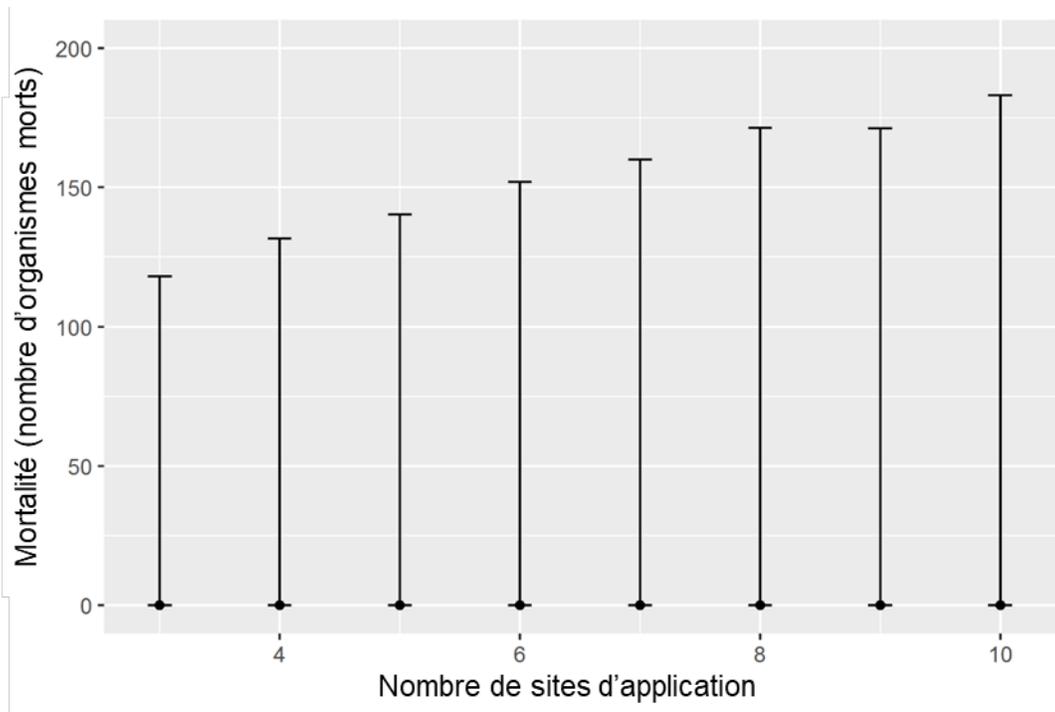


Figure B125. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la pleurobème écarlate dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

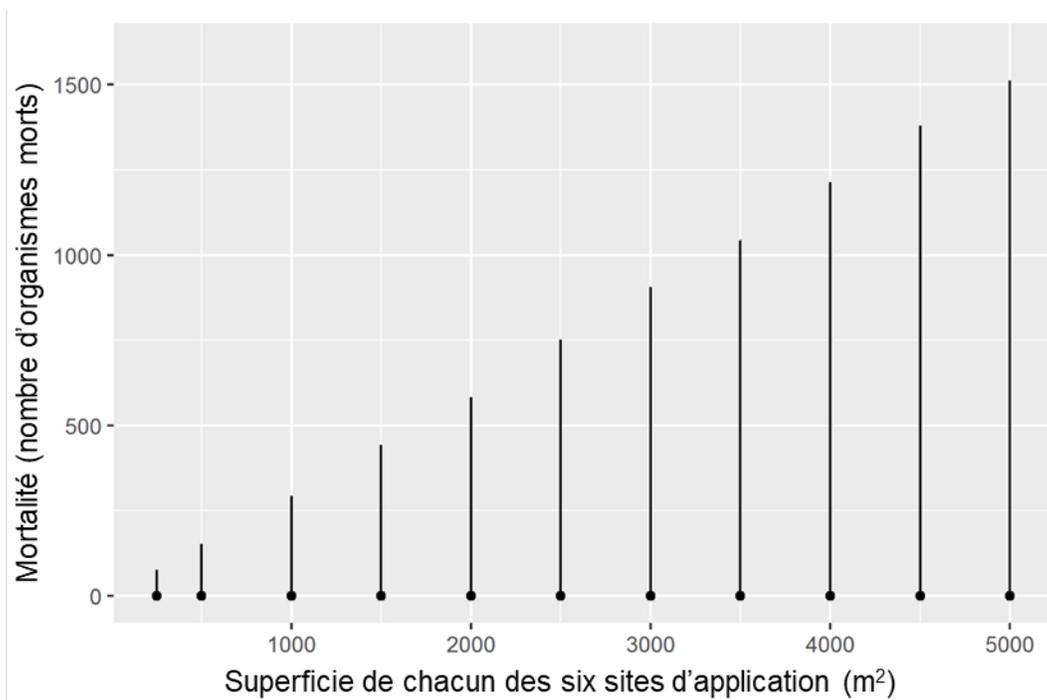


Figure B126. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la pleurobème écarlate dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

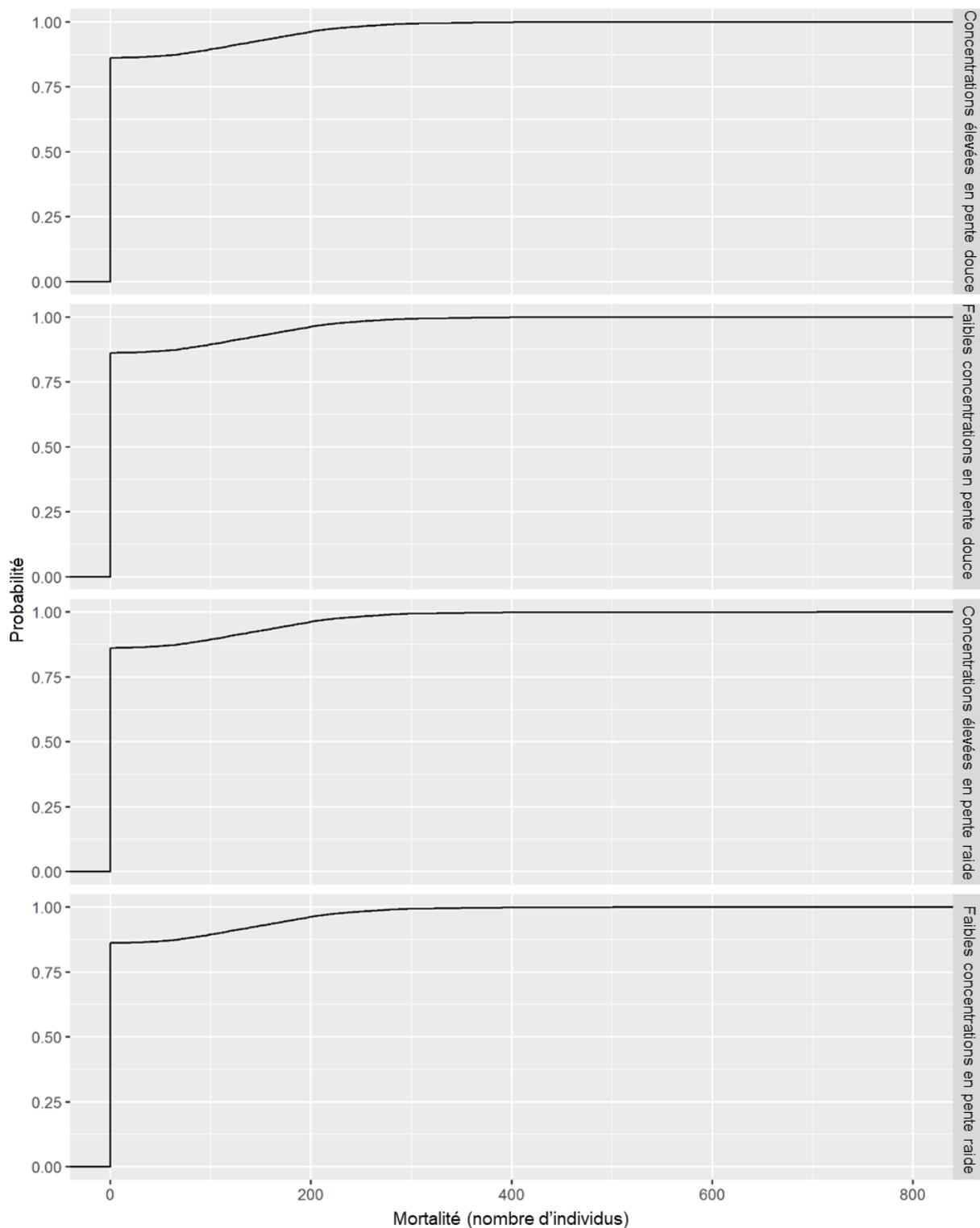


Figure B127. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la pleurobème écarlate dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

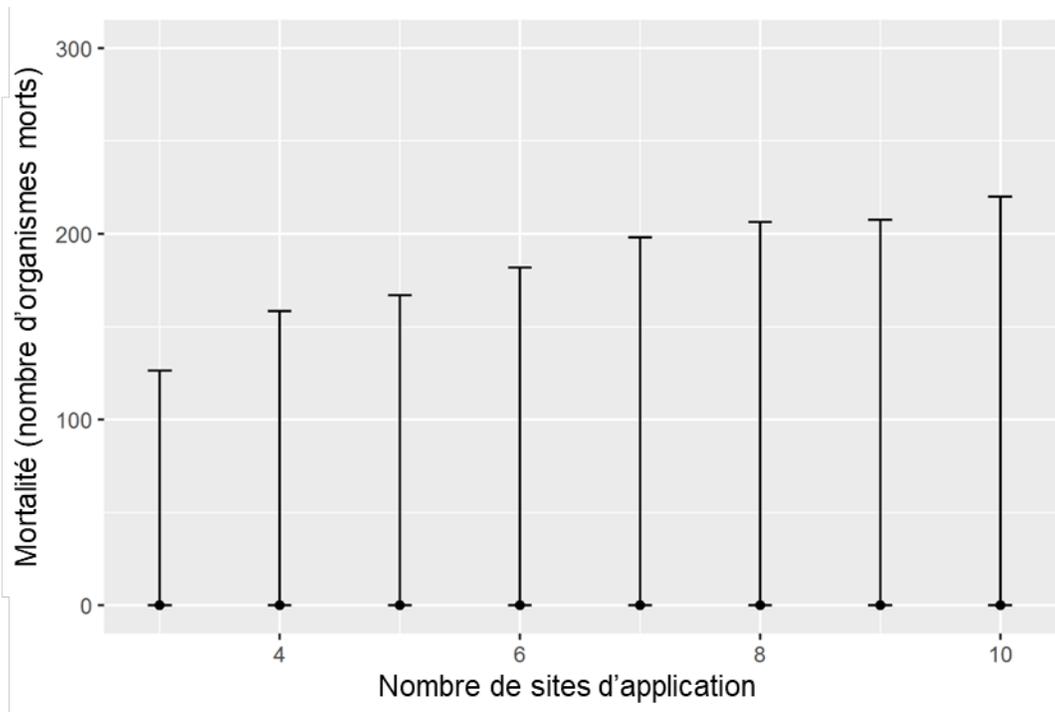


Figure B128. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la pleurobème écarlate dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

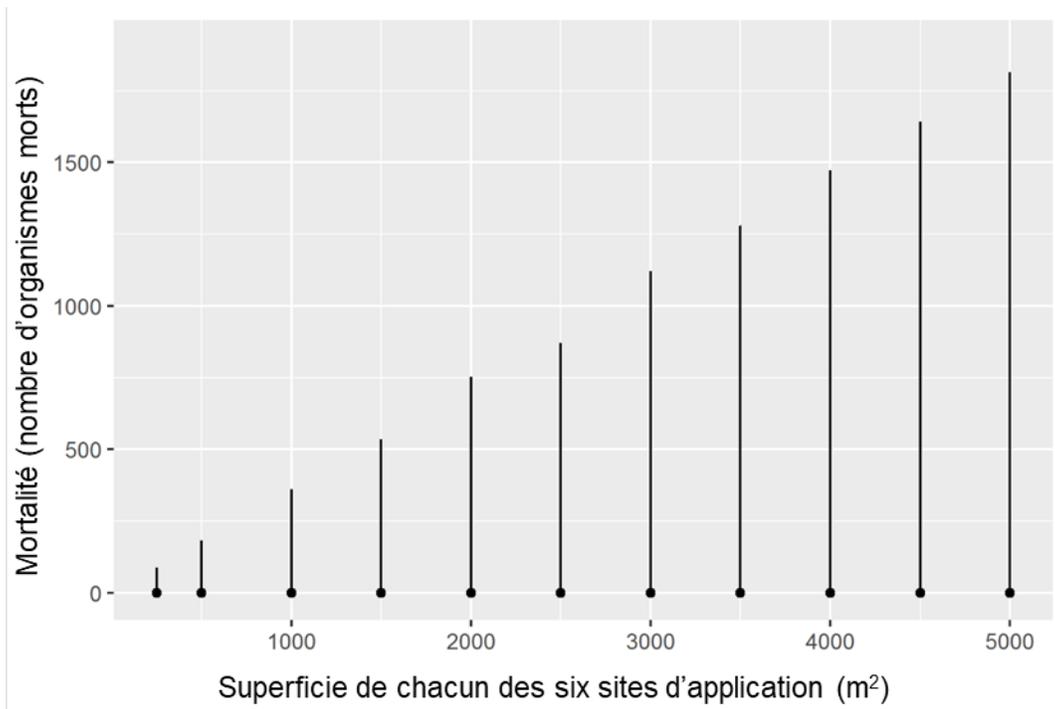


Figure B129. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la pleurobème écarlate dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

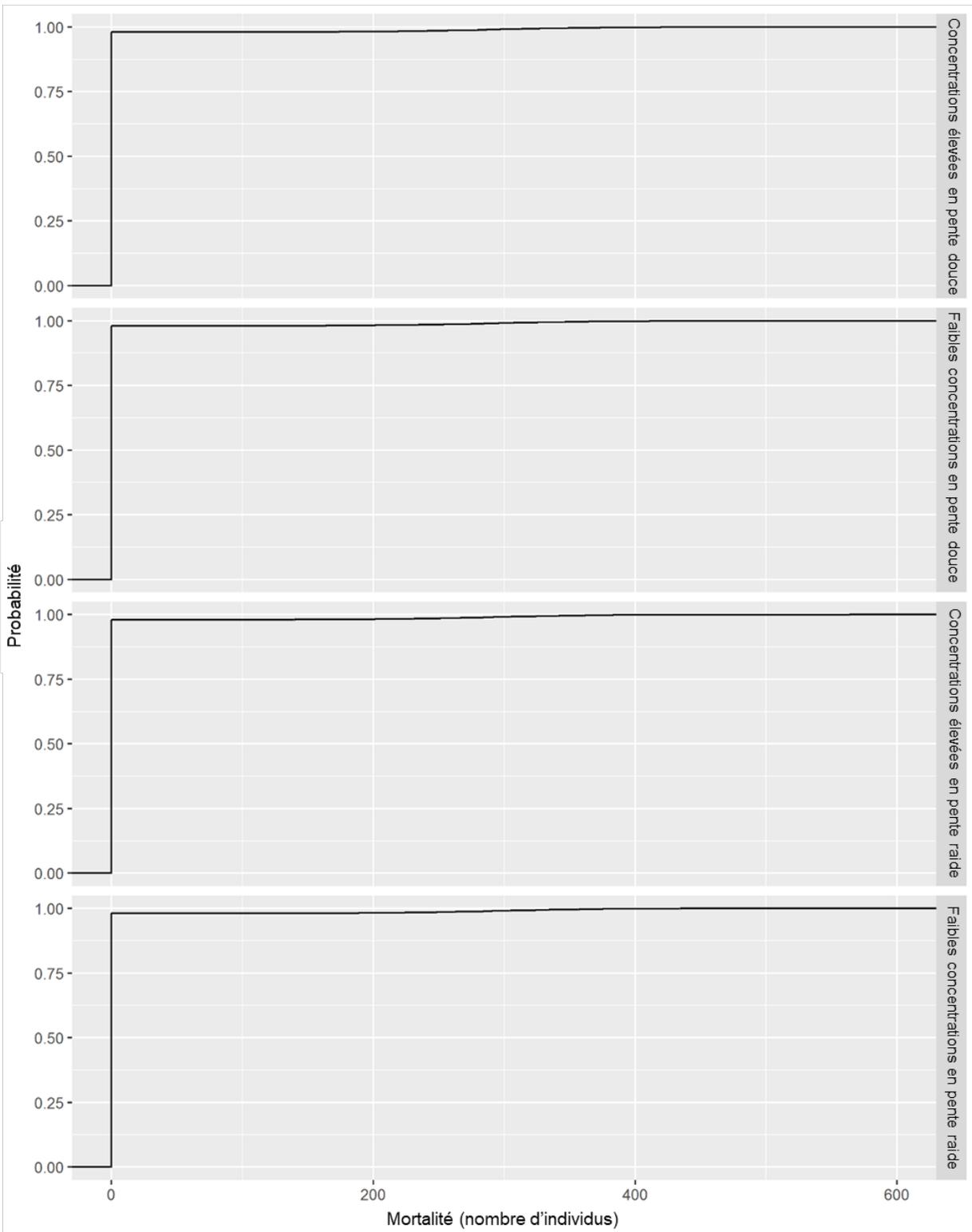


Figure B130. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la mulette du necture dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

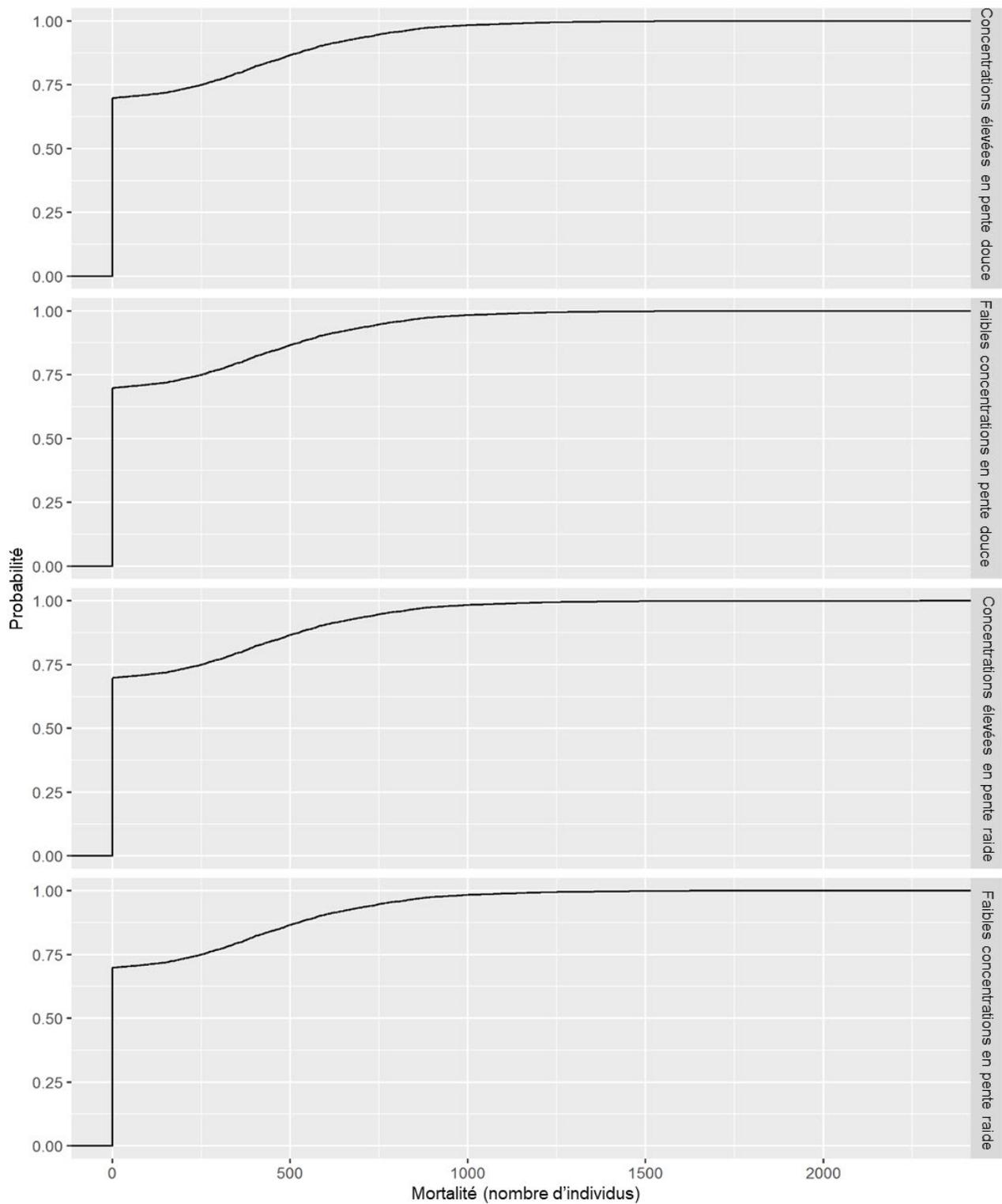


Figure B131. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de l'épioblasme tricorne dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

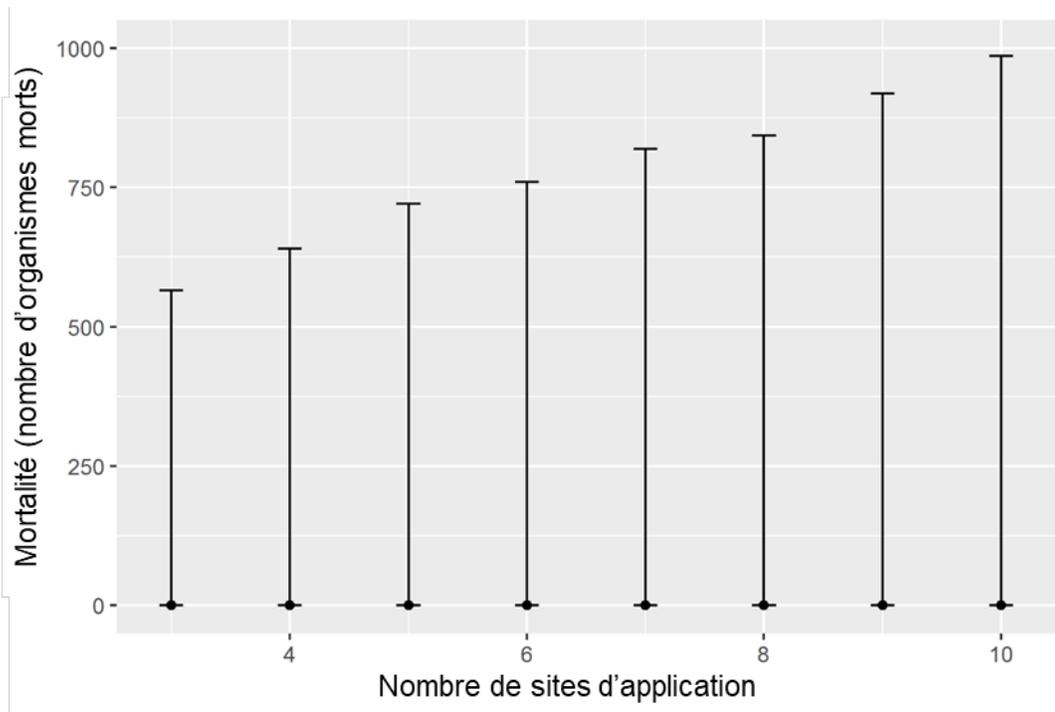


Figure B132. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de l'épioblasme tricorne dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

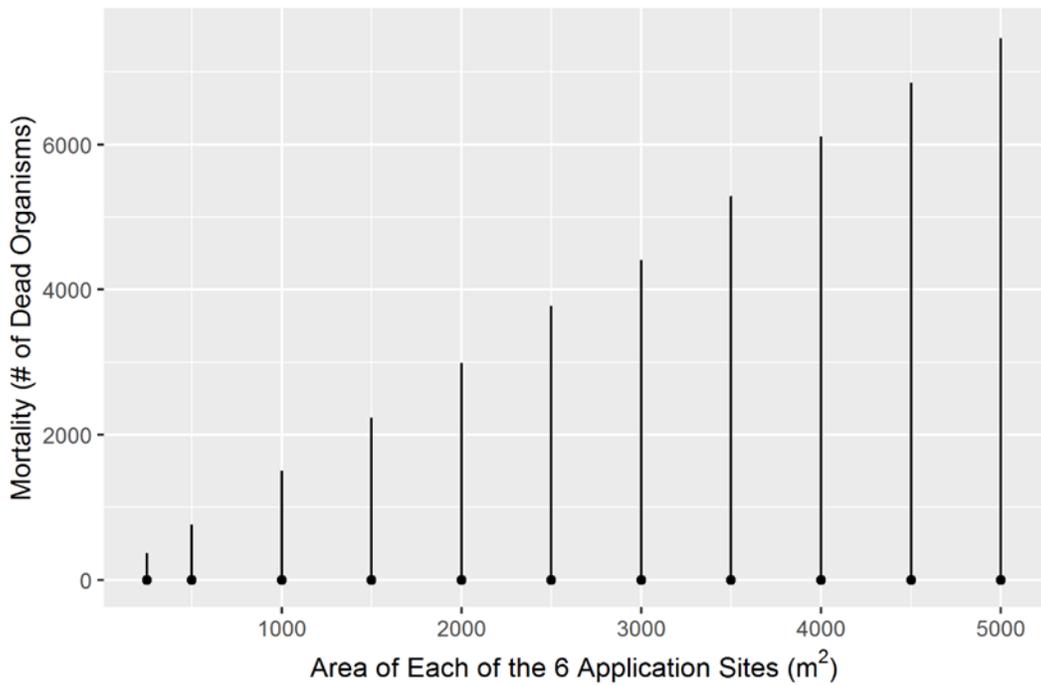


Figure B133. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de l'épioblasme tricorne dans la rivière Sydenham. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

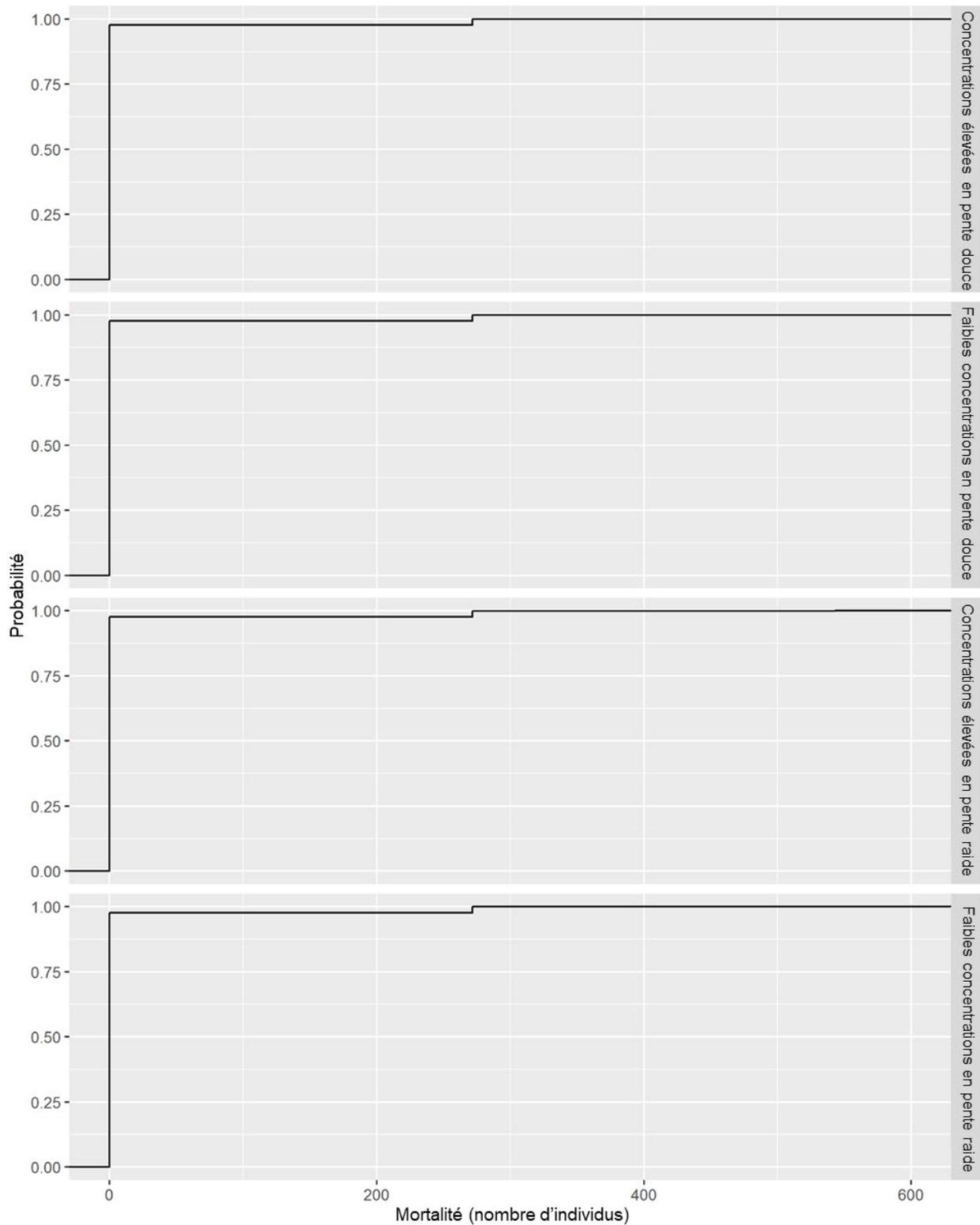


Figure B134. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de l'obliquaire à trois cornes dans la rivière Sydenham à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

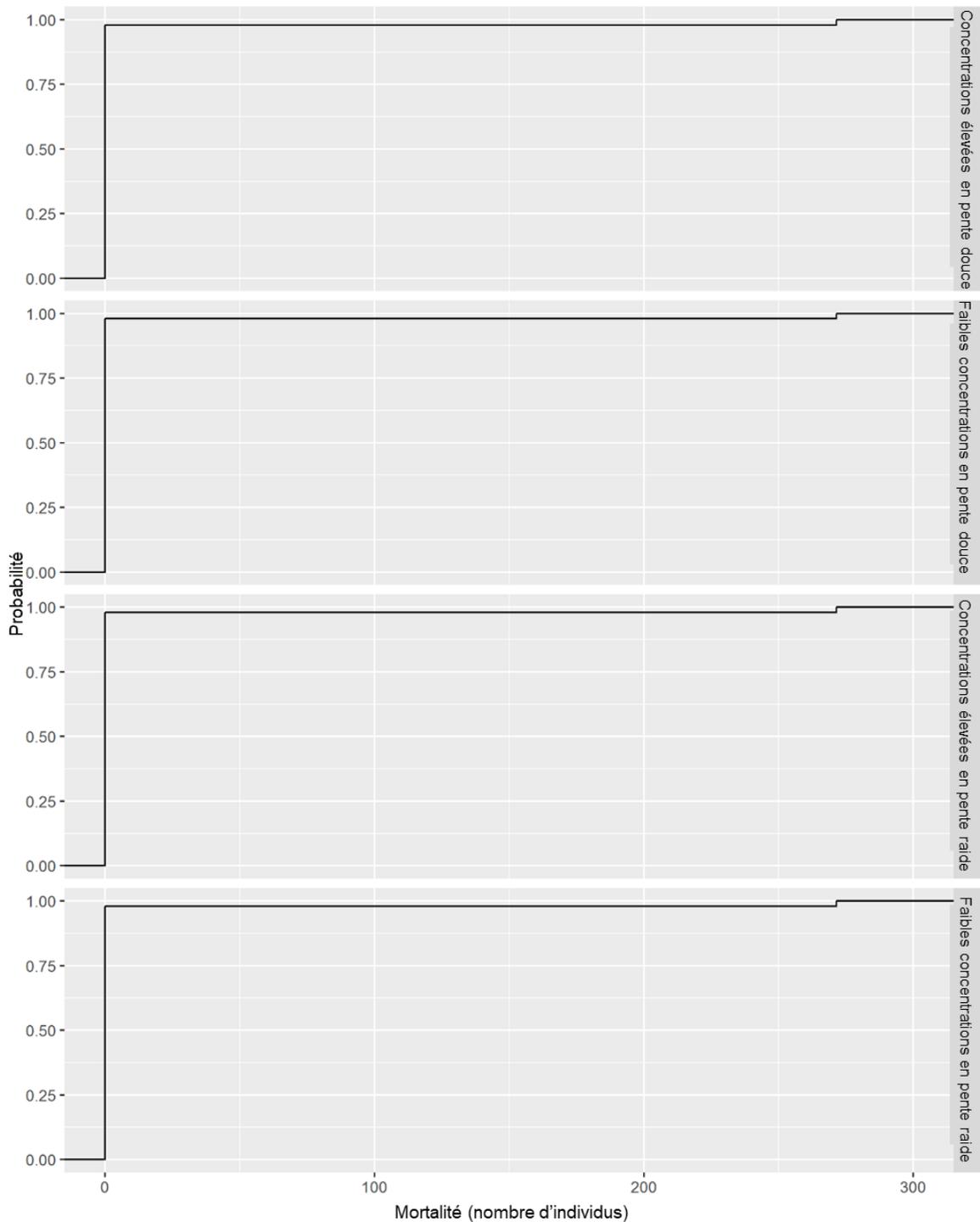


Figure B135. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de l'obliquaire à trois cornes dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

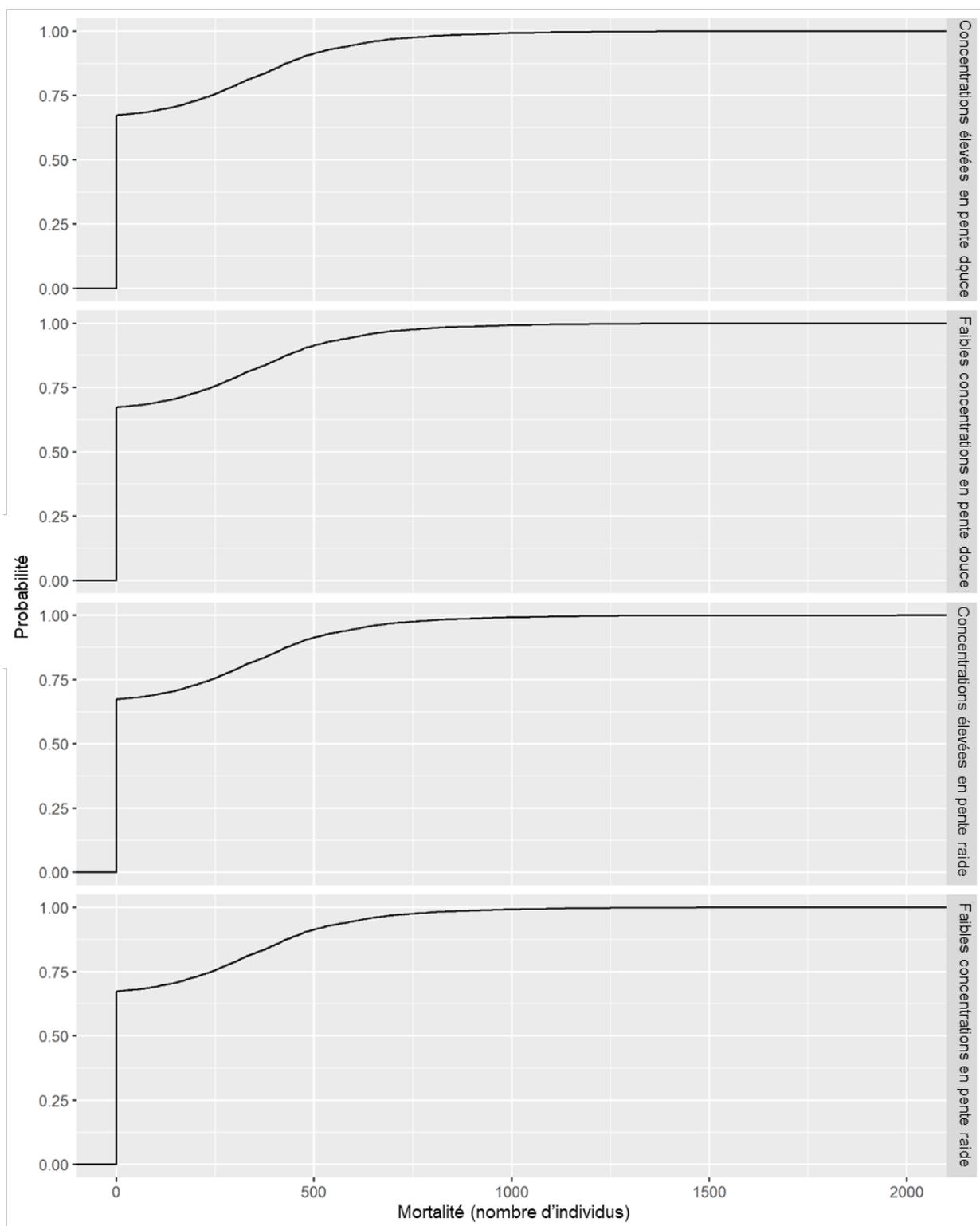


Figure B136. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la lamproscie fasciolée dans la rivière Thames à la suite de l'application de Bayluscide à six sites de 500 m² selon différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide. Les valeurs de probabilité représentent la probabilité que $\leq n$ mortalités se produisent à la suite de l'application de Bayluscide.

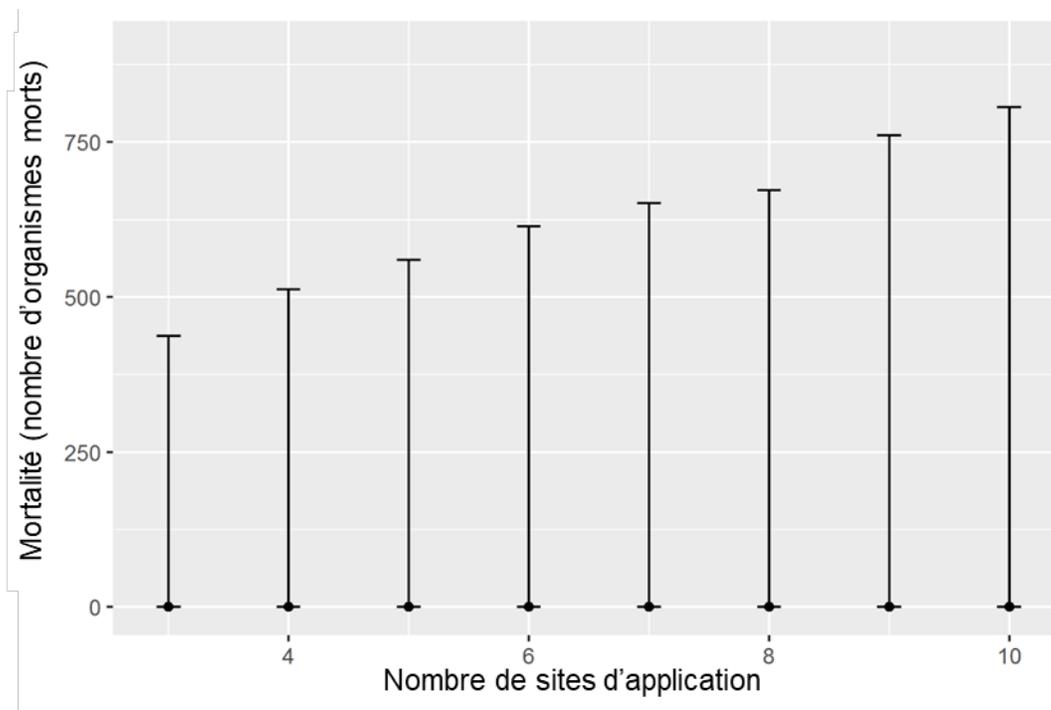


Figure B137. L'influence du nombre de sites d'application de 500 m² sur la mortalité de la lampesile fasciolée dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

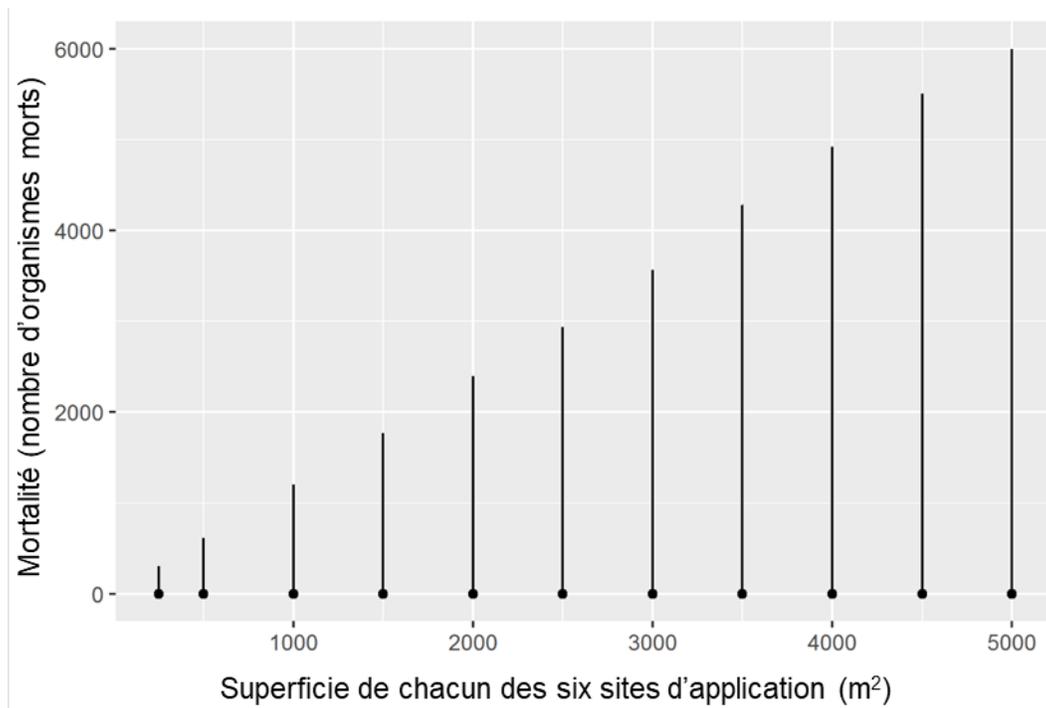


Figure B138. L'influence de la taille de six sites d'application sur la mortalité de la lampesile fasciolée dans la rivière Thames. Les barres d'erreur représentent le 95^e centile supérieur et inférieur.

ANNEXE C : RÉSULTATS CUMULATIFS DE MORTALITÉ POUR LES ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE EN FONCTION DES CALCULS DE SUPERFICIE PAR INDIVIDU

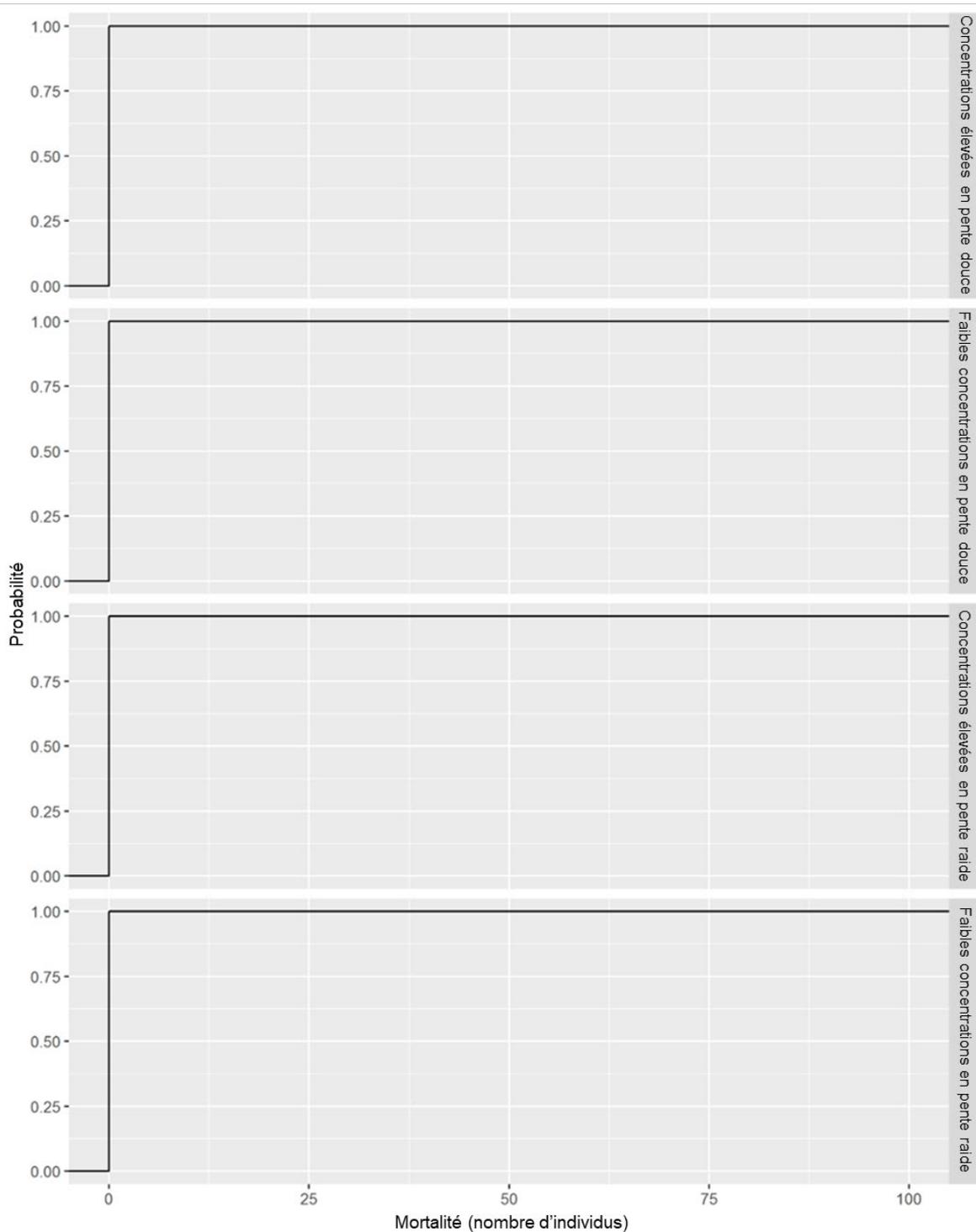


Figure C1. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du chevalier noir à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide basées sur des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

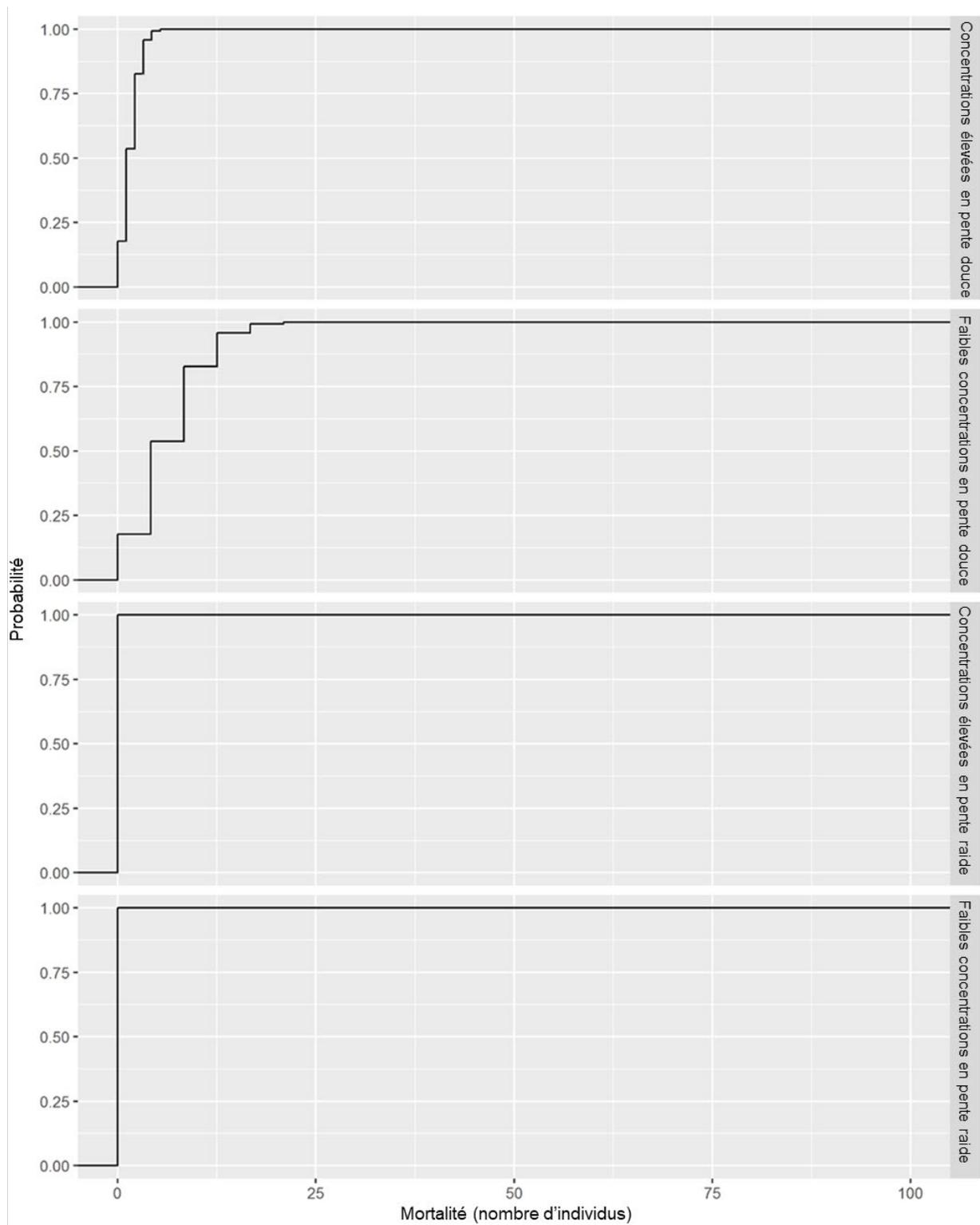


Figure C2. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du fondule rayé à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

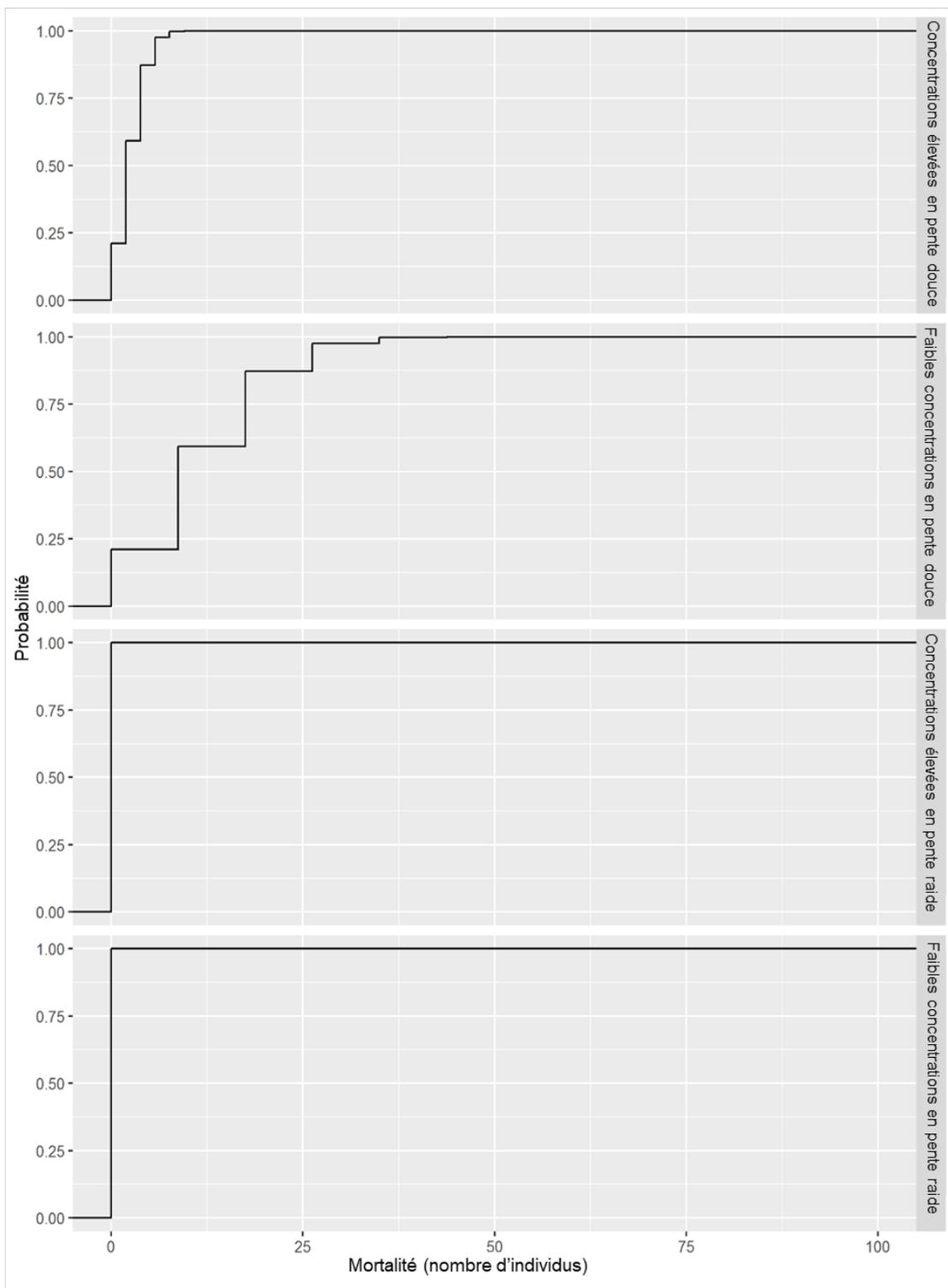


Figure C3. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du fouille-roche gris à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide basées sur des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

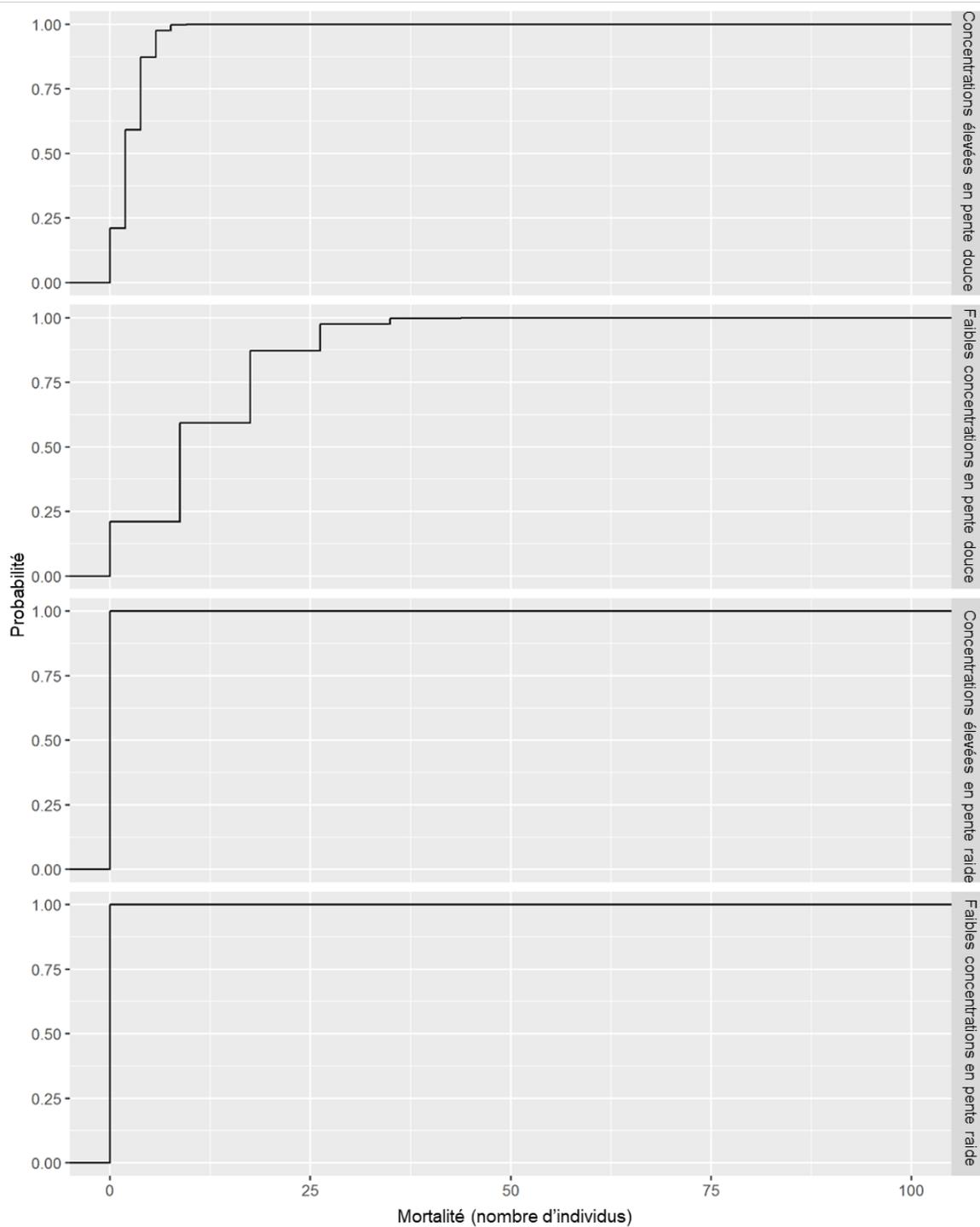


Figure C4. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du dard de sable à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

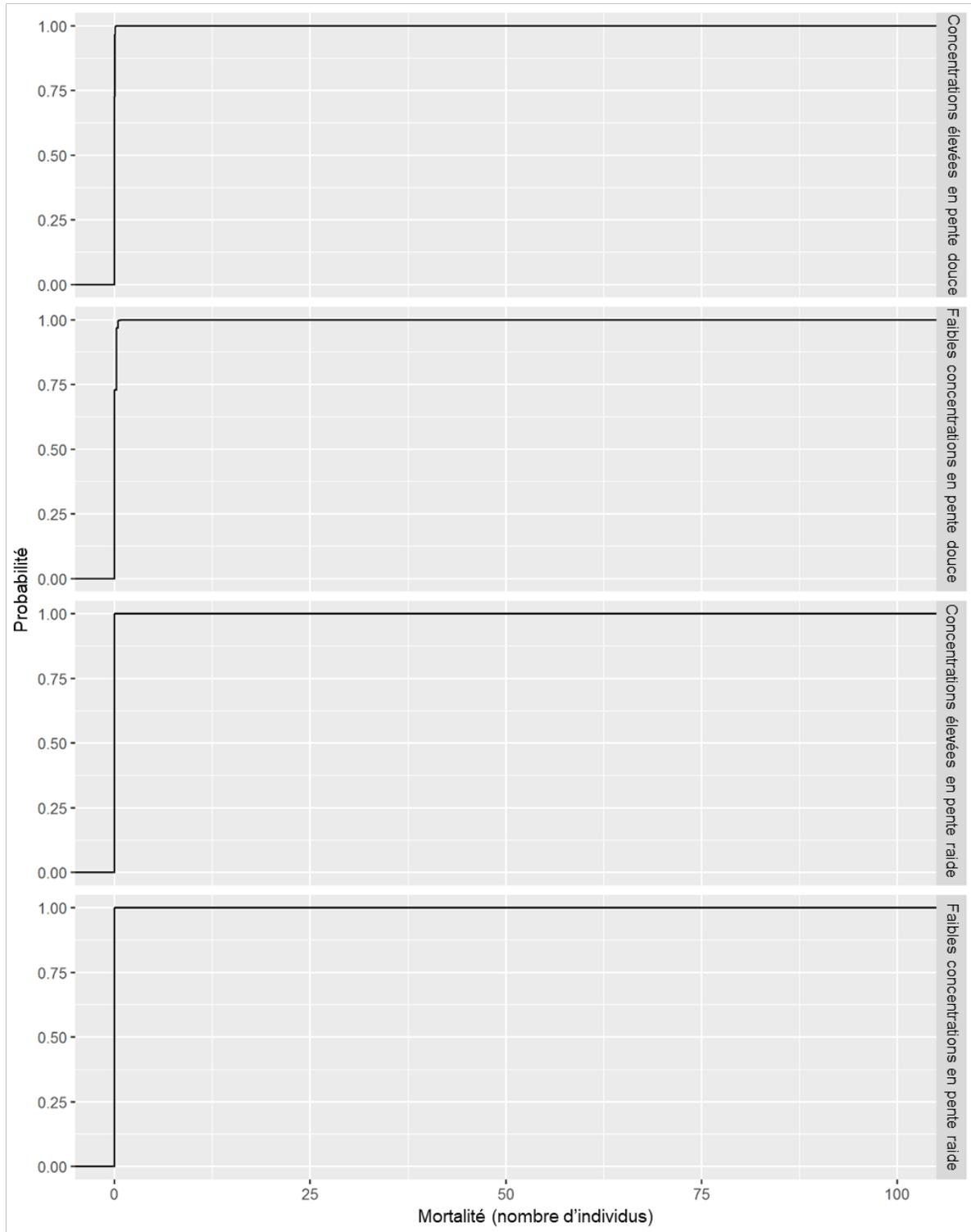


Figure C5. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du brochet vermiculé à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

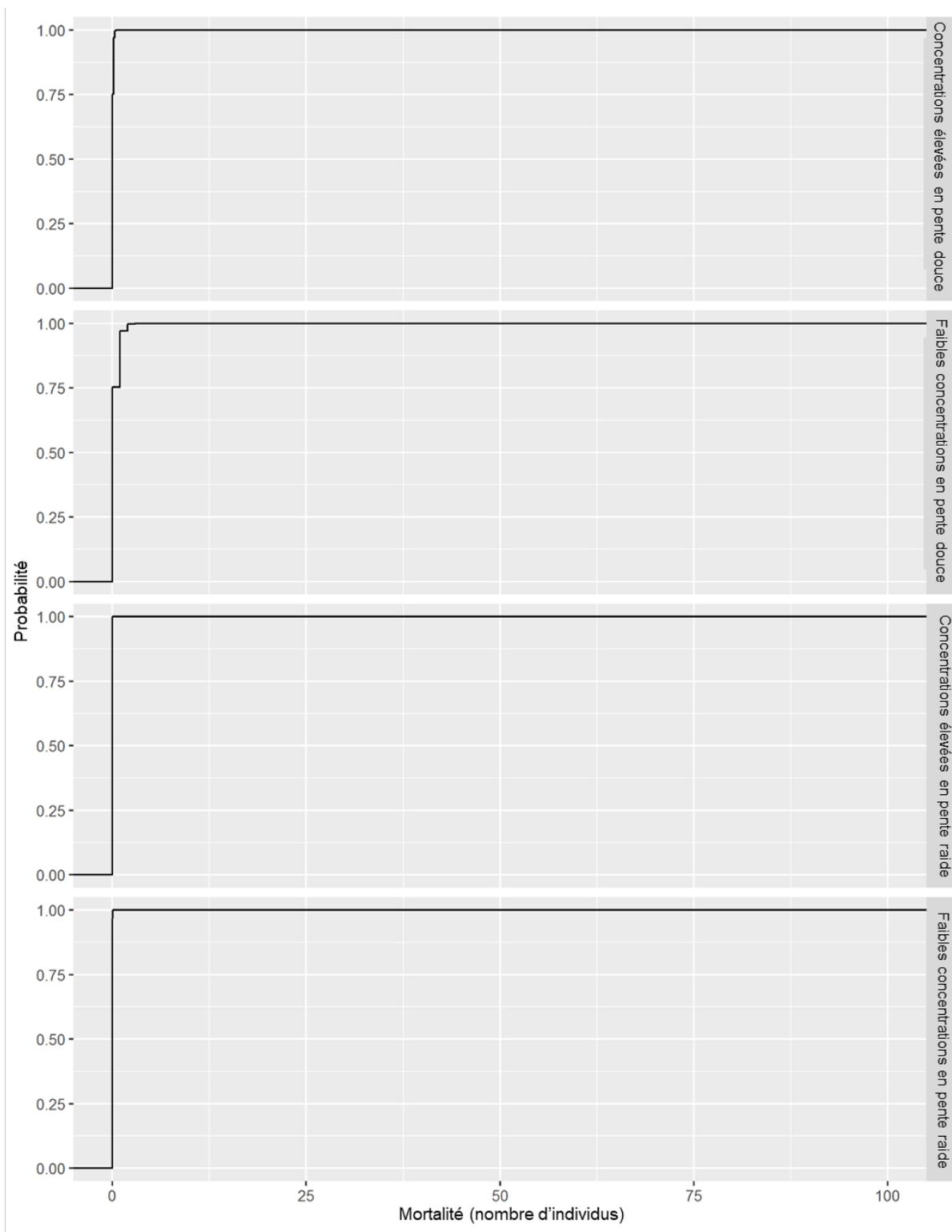


Figure C6. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du sucet de lac à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

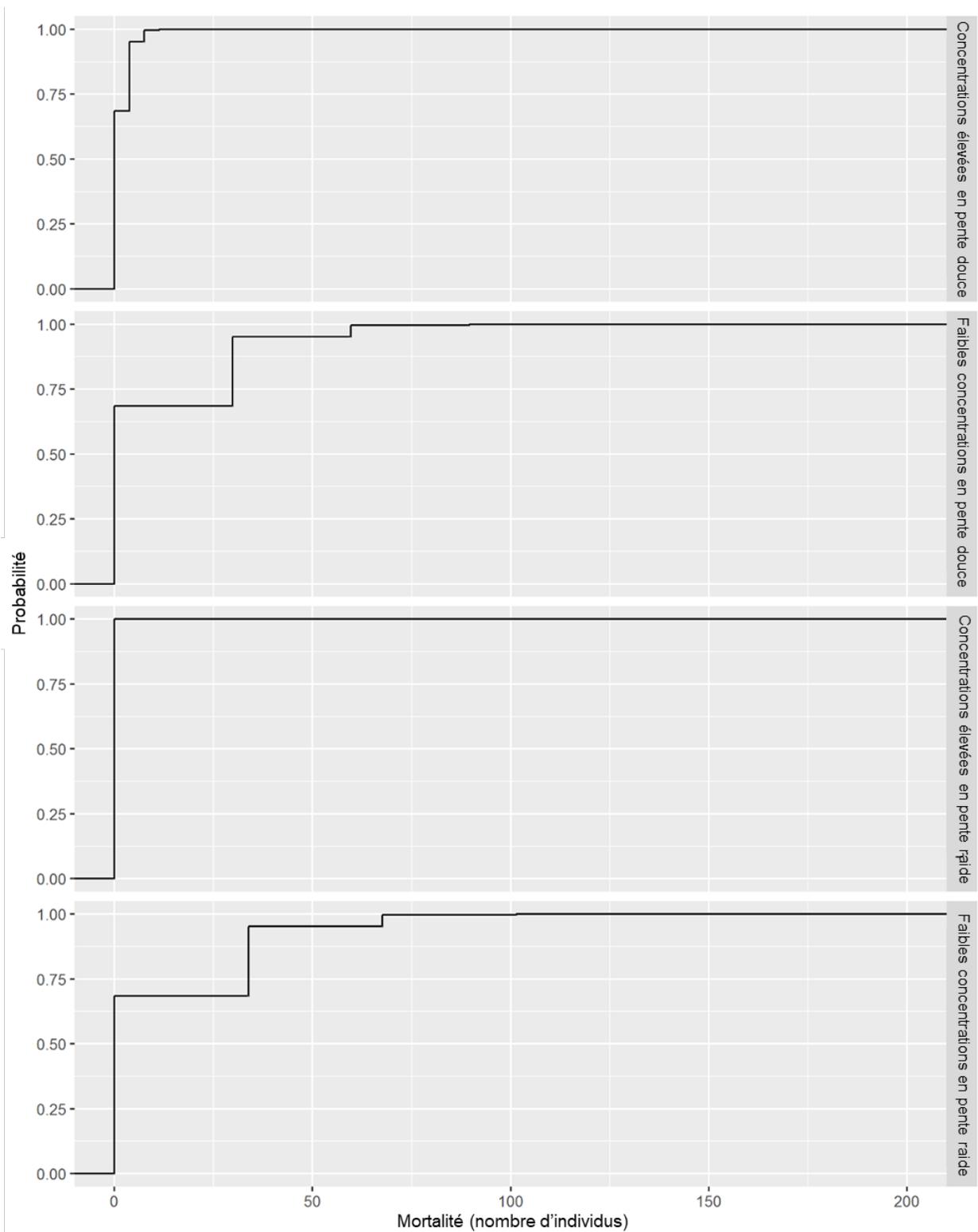


Figure C7. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du chat-fou du nord à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

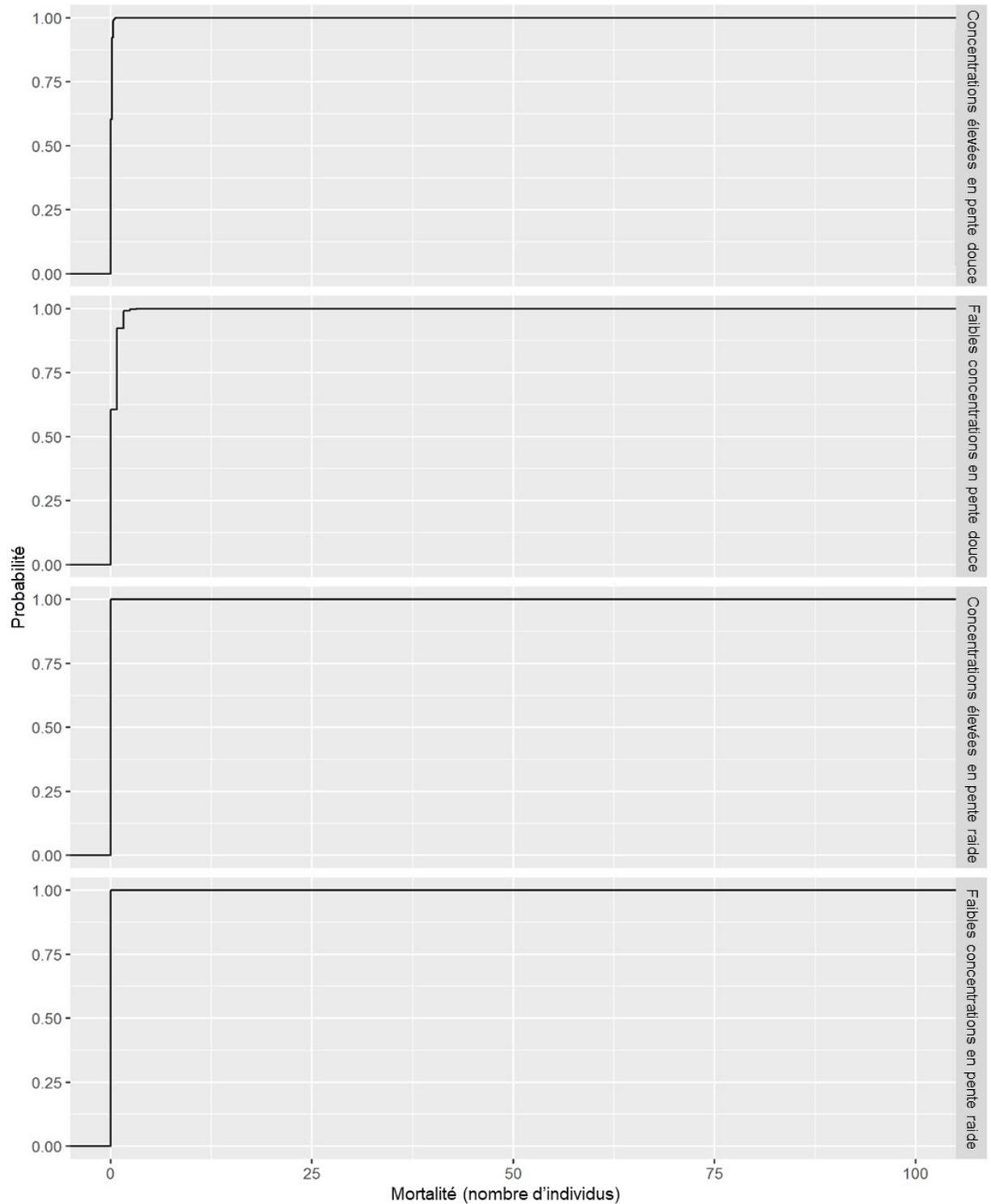


Figure C8. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du crapet du nord à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

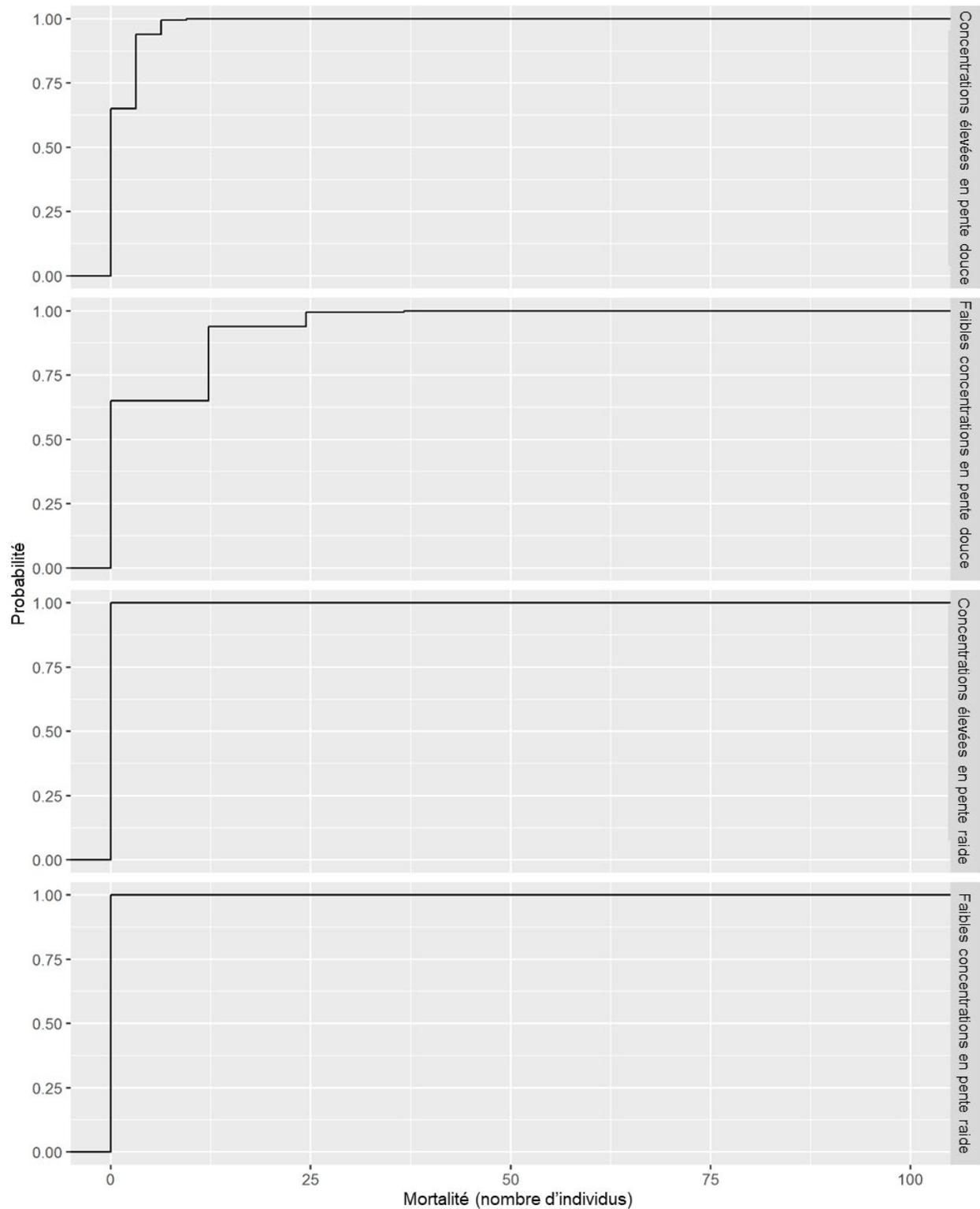


Figure C9. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du petit-bec à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

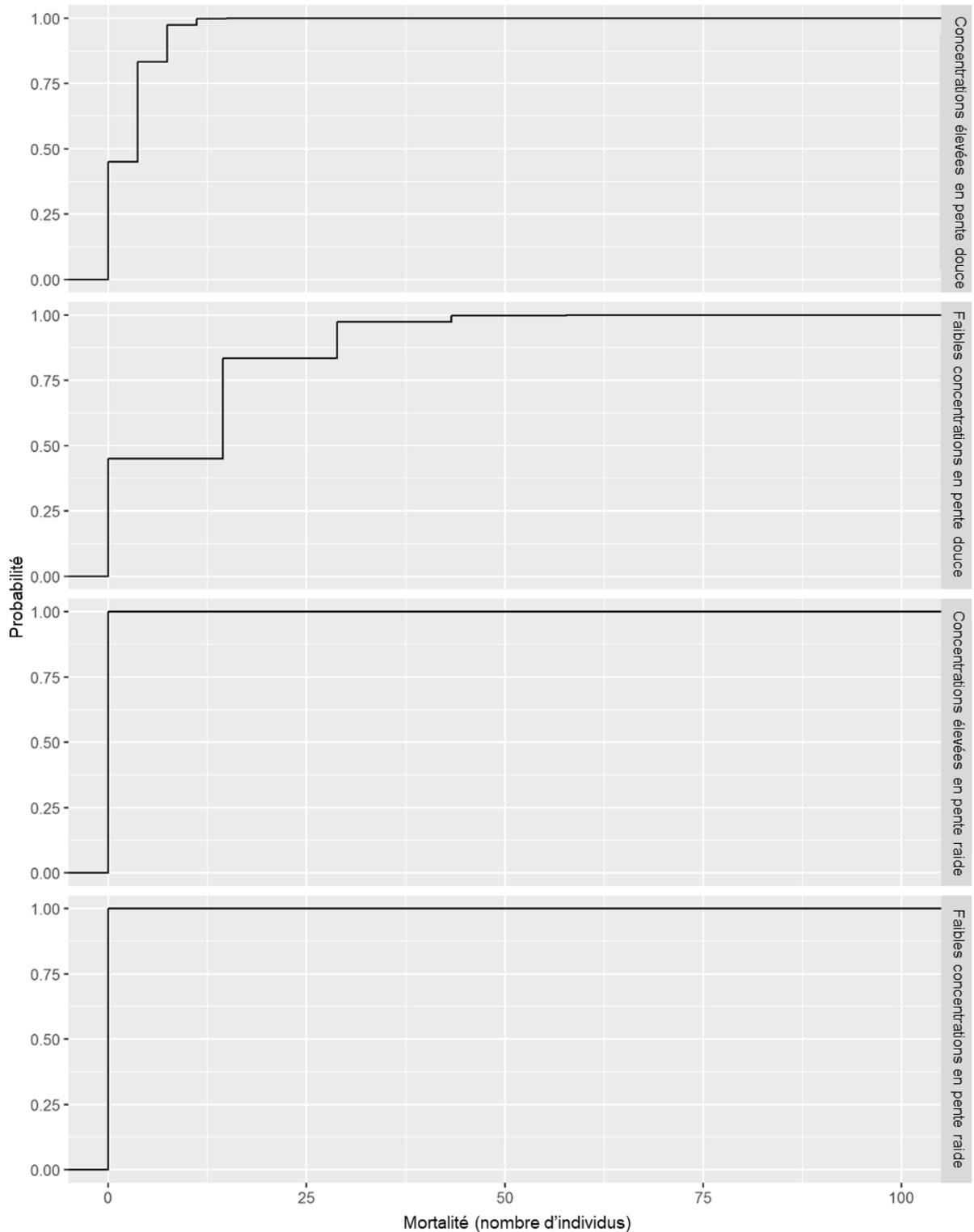


Figure C10. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du méné camus à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

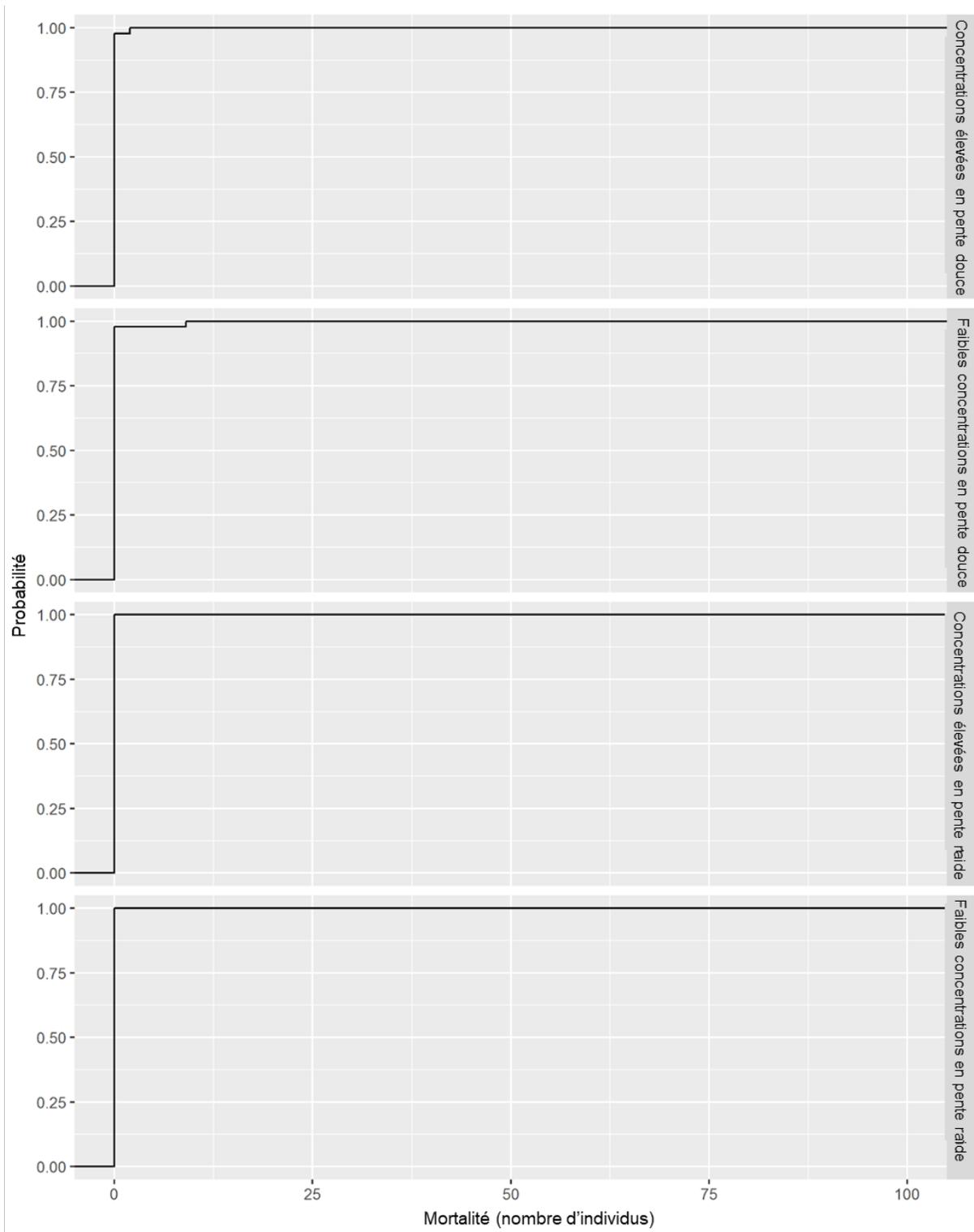


Figure C11. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du dard de rivière à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

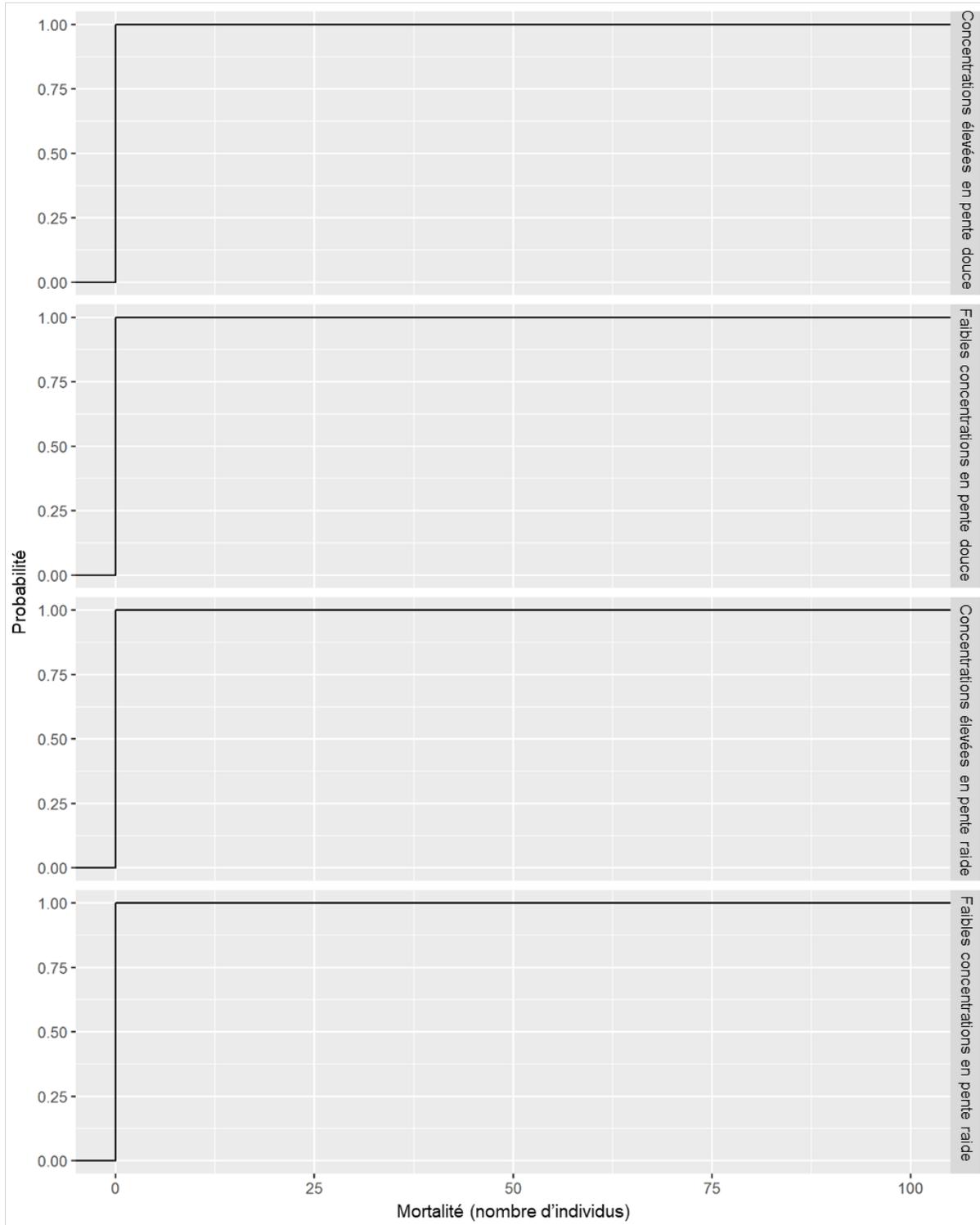


Figure C12. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du chevalier de rivière à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

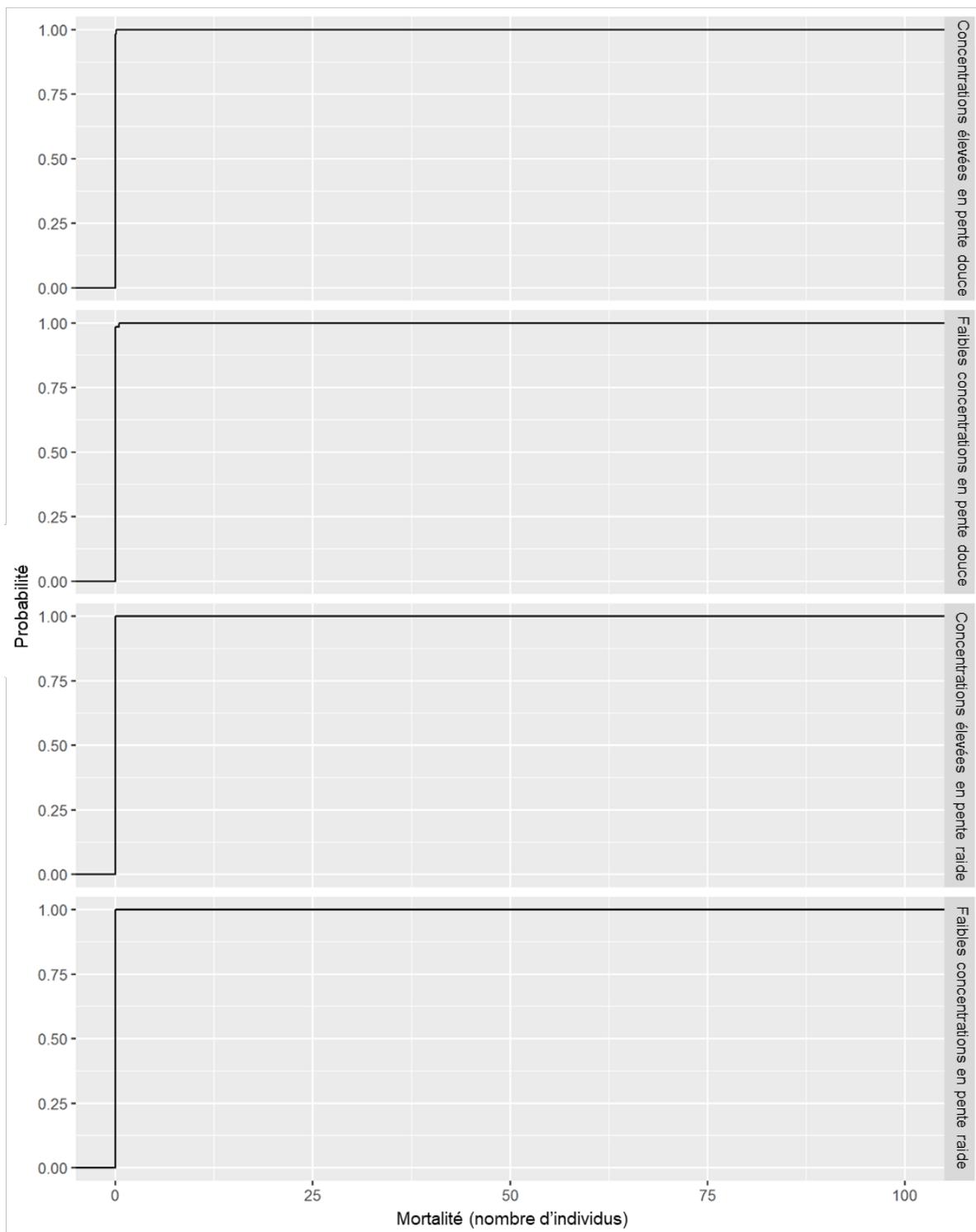


Figure C13. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité de la perche-truite à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

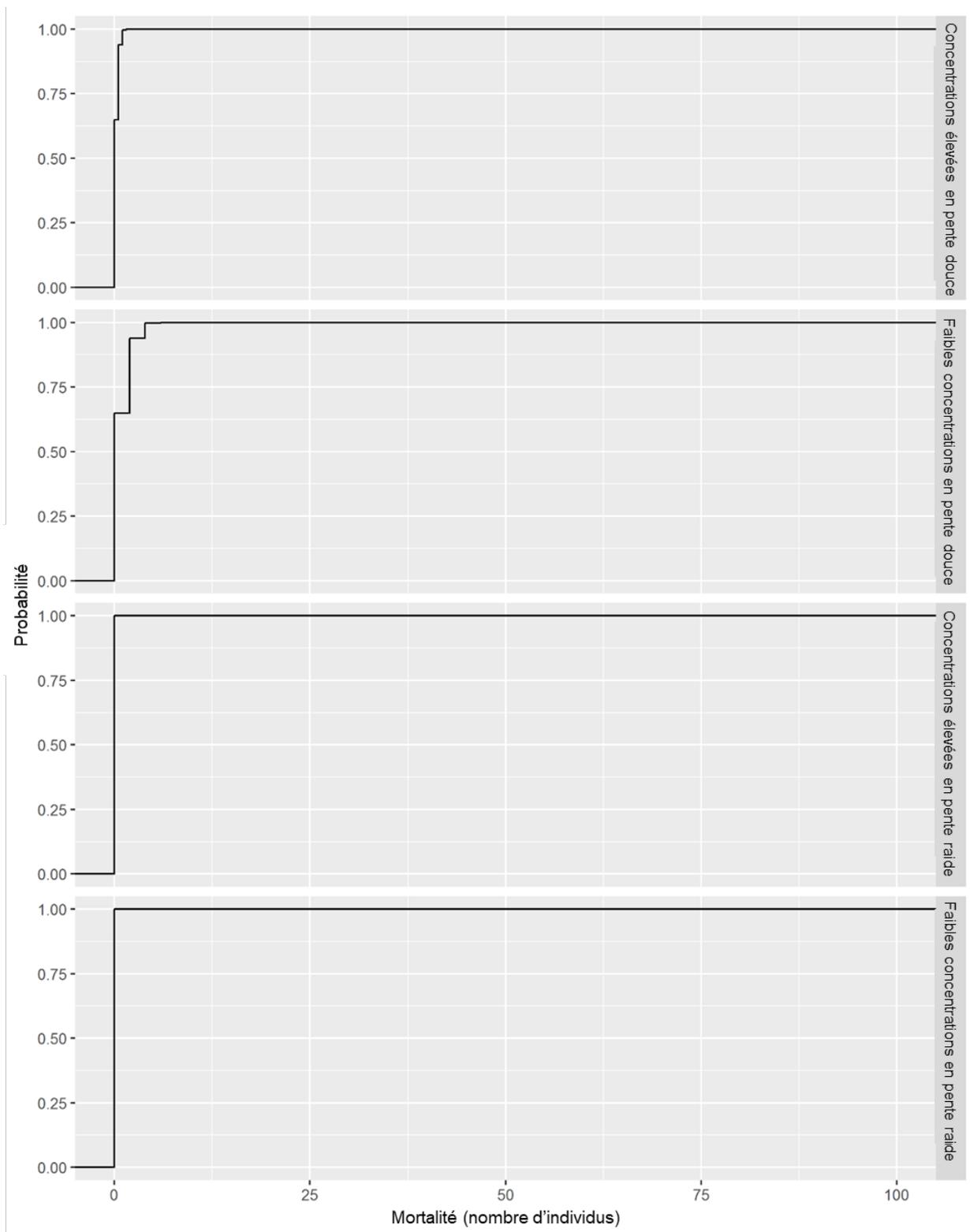


Figure C14. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du méné miroir à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.

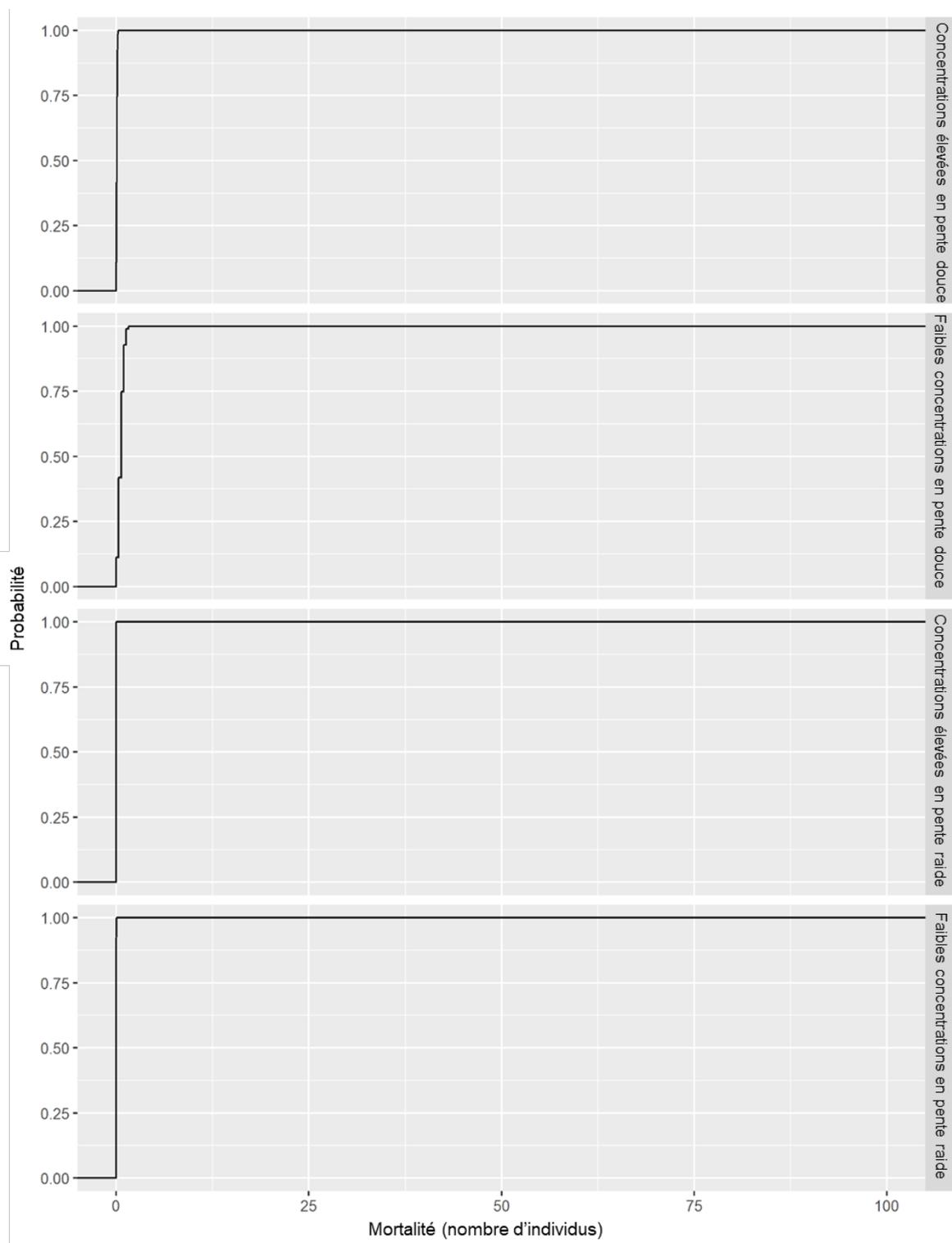


Figure C15. Résultats cumulés de la probabilité de mortalité du meunier tacheté à la suite de l'application du Bayluscide à six sites de 500 m² sur différentes valeurs de sensibilité au Bayluscide en fonction des densités calculées à l'aide de la superficie par individu.