

Une population de tortues serpentine (*Chelydra serpentina*) confrontée à des captures accidentelles lors d'opérations de contrôle de castors

Jean Lapointe, Marc J. Mazerolle, Michel Duranseau et Pierre Fournier

Volume 144, numéro 1, printemps 2020

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1070083ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/1070083ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (imprimé)

1929-3208 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Lapointe, J., Mazerolle, M. J., Duranseau, M. & Fournier, P. (2020). Une population de tortues serpentine (*Chelydra serpentina*) confrontée à des captures accidentelles lors d'opérations de contrôle de castors. *Le Naturaliste canadien*, 144(1), 43–55. <https://doi.org/10.7202/1070083ar>

Résumé de l'article

La tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) est une espèce préoccupante au Canada. Son déclin est appréhendé en raison des menaces actuelles, dont les principales seraient celles qui augmentent la mortalité des adultes. Nous avons étudié la population du lac Mud à Rouyn-Noranda. Six spécimens adultes, 2 mâles et 4 femelles, ont fait l'objet d'un suivi télémétrique en 2018. L'objectif était de connaître leurs déplacements et de déterminer les habitats sélectionnés pendant la période d'activité. La superficie des domaines vitaux avant la ponte (moyenne = 25,8 ha, $n = 5$) était plus faible qu'après la ponte (moyenne = 204,7 ha, $n = 5$). À l'échelle du domaine vital, les tortues ont sélectionné les ruisseaux et les marécages avant la période de ponte. Toutefois, aucune sélection d'habitats n'a été détectée après la période de ponte. Du 13 mai au début septembre 2018, la plupart (67 %) des spécimens étudiés franchissaient un passage aquatique où le castor était piégé à des fins de contrôle. Cet endroit isolait un secteur d'hibernation important des zones d'activités estivales. Afin de diminuer les risques de mortalité accidentelle, nous recommandons une méthode de contrôle des castors mieux adaptée aux déplacements des tortues serpentine.

Une population de tortues serpentine (*Chelydra serpentina*) confrontée à des captures accidentelles lors d'opérations de contrôle de castors

Jean Lapointe, Marc J. Mazerolle, Michel Duranseau et Pierre Fournier

Résumé

La tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) est une espèce préoccupante au Canada. Son déclin est appréhendé en raison des menaces actuelles, dont les principales seraient celles qui augmentent la mortalité des adultes. Nous avons étudié la population du lac Mud à Rouyn-Noranda. Six spécimens adultes, 2 mâles et 4 femelles, ont fait l'objet d'un suivi télémétrique en 2018. L'objectif était de connaître leurs déplacements et de déterminer les habitats sélectionnés pendant la période d'activité. La superficie des domaines vitaux avant la ponte (moyenne = 25,8 ha, $n = 5$) était plus faible qu'après la ponte (moyenne = 204,7 ha, $n = 5$). À l'échelle du domaine vital, les tortues ont sélectionné les ruisseaux et les marécages avant la période de ponte. Toutefois, aucune sélection d'habitats n'a été détectée après la période de ponte. Du 13 mai au début septembre 2018, la plupart (67 %) des spécimens étudiés franchissaient un passage aquatique où le castor était piégé à des fins de contrôle. Cet endroit isolait un secteur d'hibernation important des zones d'activités estivales. Afin de diminuer les risques de mortalité accidentelle, nous recommandons une méthode de contrôle des castors mieux adaptée aux déplacements des tortues serpentine.

MOTS CLÉS : déplacements, domaine vital, hibernacle, microhabitat, utilisation de l'habitat

Abstract

The snapping turtle (*Chelydra serpentina*) is a species of special concern in Canada, where it continues to face a number of threats, the most important being those that increase adult mortality. In 2018, 2 adult males and 4 adult females from the Mud Lake population in Rouyn-Noranda (Quebec) were tracked using telemetry. The objectives of this study were to describe the movements of the individuals and to identify the habitats used. Results showed that the home range before egg laying (mean = 25.8 ha, $n = 5$) was smaller than that used afterwards (mean = 204.7 ha, $n = 5$). Before egg laying, the turtles preferentially selected creeks and swamps. However, after this period, no specific habitat selection was observed. Between mid-May and early September, most (67%) of the individuals studied crossed through a narrow creek where beavers are trapped for control purposes. This waterway separated an important hibernation area from the areas used during the summer. To reduce the risk of incidental take, we recommend the use of a beaver control method that is adapted to and does not interfere with the movement of snapping turtles.

KEYWORDS: habitat use, hibernacula, home range, microhabitat, movements

Introduction

La tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) vit dans les milieux humides d'Amérique du Nord depuis presque 90 millions d'années (Steyermark et collab., 2008). Cette espèce possède des caractéristiques remarquables en matière d'âge correspondant à la maturité sexuelle et de survie annuelle (Steyermark et collab., 2008). La maturité sexuelle des juvéniles est différée chez les individus vivant aux plus grandes latitudes, longitudes et altitudes, et les adultes sont presque invulnérables à la prédation (Moll et Iverson, 2008; Steyermark et collab., 2008). De plus, ils ont la capacité de survivre et de se reproduire pendant des décennies après avoir atteint l'âge de se reproduire. Ces diverses caractéristiques permettent à l'espèce de subsister dans différents milieux humides de son aire de répartition. Cependant, tout comme chez d'autres espèces de tortues, les experts appréhendent un déclin des populations

(COSEPAC, 2008). Au Canada, la tortue serpentine est inscrite comme espèce préoccupante à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch. 29) depuis 2011 (Gouvernement du Canada, 2010).

Jean Lapointe (biologiste, M. Sc.) est responsable des espèces inexploitées au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue.

Marc J. Mazerolle (biologiste, Ph. D.) est professeur adjoint au Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval.

Michel Duranseau est enseignant. Pour son implication dans le domaine du piégeage, il a reçu le prix Pierre « Esprit » Radisson 2014.

Pierre Fournier est technicien de la faune au MFFP, Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue.

jean.lapointe@mffp.gouv.qc.ca

Les facteurs associés au déclin de l'espèce incluent l'augmentation prolongée des taux de mortalité juvénile et adulte (Congdon et collab., 1994; COSEPAC, 2008). Par exemple, la chasse a contribué au déclin de la tortue serpentine dans certaines régions situées au nord de son aire de répartition (van Dijk, 2012). Au Canada, la chasse a récemment été bannie pour protéger cette espèce (Gouvernement de l'Ontario, 2017; Government of Saskatchewan, 2014). Par ailleurs, le commerce de spécimens prélevés en nature a récemment pris beaucoup d'ampleur aux États-Unis, notamment pour répondre à la forte demande domestique de la Chine (Colteaux et Johnson, 2017; van Dijk, 2012). D'autres menaces de nature anthropique peuvent contribuer au déclin des populations de tortues serpentes, comme les collisions avec les véhicules sur les routes (Gibbs et Shriver, 2002), les prises accessoires reliées à la pêche et la persécution (COSEPAC, 2008).

Depuis quelques années, des captures accidentelles de tortues serpentes sont rapportées dans le cadre d'opérations de contrôle de castors réalisées dans un rayon de quelques dizaines de kilomètres autour de Rouyn-Noranda au Québec. Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) peut autoriser, selon les conditions qu'il détermine, le contrôle des animaux prédateurs en dehors du cadre légal et réglementaire applicable. Il doit s'assurer du respect de ces conditions, afin que ces opérations n'aient pas pour conséquence de nuire à la faune et ses habitats.

Ces prises accidentelles se manifestent alors que nous assistons, depuis plusieurs années, à une diminution de l'intérêt que les piégeurs portent au castor résultant de la faible valeur de sa fourrure (Fortin et collab., 2001). Actuellement, les castors sont très abondants en Abitibi-Témiscamingue et peuvent causer des dommages s'ils construisent leurs digues à proximité d'infrastructures anthropiques (routes, voies ferrées, bâtiments). Le contrôle des castors s'avère alors nécessaire.

En 2016, des travaux réalisés au lac Mud y ont confirmé la présence d'une population de tortues serpentes, c'est-à-dire d'individus occupant un plan d'eau à un moment précis et d'au moins une femelle utilisant un site de ponte (Galbraith, 2008). C'est à la suite de cette découverte que la Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue (DGFa-08) du MFFP s'est engagée à étudier la population de ce plan d'eau, et ce, en mettant l'accent sur le problème des captures accidentelles lors du contrôle des castors par le piégeage. L'absence de sélectivité des méthodes utilisées lors des opérations de contrôle du castor préoccupe la DGFa-08 et certains intervenants de l'Abitibi-Témiscamingue dans ce domaine. Cette préoccupation provient surtout du fait que les pièges sont installés dans les cours d'eau, aux endroits utilisés par beaucoup d'espèces aquatiques et semi-aquatiques lors de leurs déplacements. Ainsi, des loutres de rivière (*Lutra canadensis*), des visons d'Amérique (*Mustela vison*) et des rats musqués (*Ondatra zibethicus*), mais aussi des espèces de tortues comme la tortue serpentine, peuvent être capturés accidentellement. À Rouyn-Noranda, sur 9 cas portés à notre attention d'une tortue serpentine prise dans un piège à castor, au moins 3 spécimens (22 %) n'ont pas survécu

(BORAQ, 2020). Le tiers de ces prises ont été effectuées dans l'émissaire du lac Mud.

La population du lac Mud occupe la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce, ce qui la rend d'autant plus sensible. À de telles latitudes, les menaces anthropiques sont réduites, mais les populations sont moins denses (Galbraith et collab., 1988). De plus, la maturité sexuelle des individus y est différée par rapport aux régions plus méridionales (Moll et Iverson, 2008). Finalement, le recrutement de nouveaux individus dans la population est plus faible, en raison du climat plus froid et de la saison de croissance plus courte (Bobyn et Brooks, 1994). Face à l'augmentation potentielle de l'abondance du castor et, par le fait même, des opérations de contrôle des spécimens causant des dommages, notre objectif principal était de déterminer l'utilisation de l'habitat par la tortue serpentine du lac Mud, pendant sa période d'activité. Ces informations permettront de recommander des mesures pour diminuer les risques de captures accidentelles et de prioriser la protection des habitats fragiles de la tortue serpentine.

Description de l'aire d'étude et des méthodes

Aire d'étude

L'aire d'étude, d'une superficie de 1350 ha, est située dans le bassin hydrographique de niveau 1 de la rivière des Outaouais, à la limite nord-ouest du sous-bassin de niveau 2 de la rivière Barrière (MDDELCC, 2017) (figure 1). Son centroïde (long.: 79,296274° O.; lat.: 48,192432° N.) se trouve à 21 km à l'ouest du centre-ville de Rouyn-Noranda, au Québec. L'aire d'étude est constituée de lacs, de marécages, de tourbières ouvertes (ombrotrophes et minérotrophes), d'étangs, de marais, de rivières et de ruisseaux (Bazoge et collab., 2015; CIC, 2009; Warner et Rubec, 1997) (tableau 1). Le reste du paysage est composé de milieux forestiers quelquefois perturbés par les opérations forestières, de dénudés secs, de sites affectés par l'industrie minière du passé et par d'autres milieux modifiés par l'homme, comme des secteurs de villégiature.

Le complexe des lacs Mud, King of the North et Fortune, qui est situé dans l'aire d'étude, est occupé par des villégiateurs riverains. Les castors sont responsables de la hausse du niveau des eaux de ce complexe lorsqu'ils endiguent un rétrécissement du ruisseau Mud, émissaire du lac du même nom. La digue de castors se trouve à quelques dizaines de mètres en amont d'un barrage aménagé par Canards Illimités Canada (CIC). La hausse du niveau des eaux porte préjudice à certains riverains en mettant en danger leurs infrastructures. La destruction de la digue et le contrôle des castors sont donc périodiquement nécessaires pour permettre le libre écoulement des eaux dans le ruisseau Mud et ramener le niveau d'eau à celui permis par le barrage de CIC.

La cartographie de l'aire d'étude a été réalisée en utilisant ArcGIS version 10 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, Californie). Pour aider à la classification des milieux humides, nous avons eu recours aux orthophotographies en haute résolution de la ville de Rouyn-Noranda, aux fichiers numériques des 3^e et 4^e inventaires forestiers (MFFP, 2015; MRNF, 2009), à l'imagerie 3D et à des photographies prises lors de relevés de végétation.

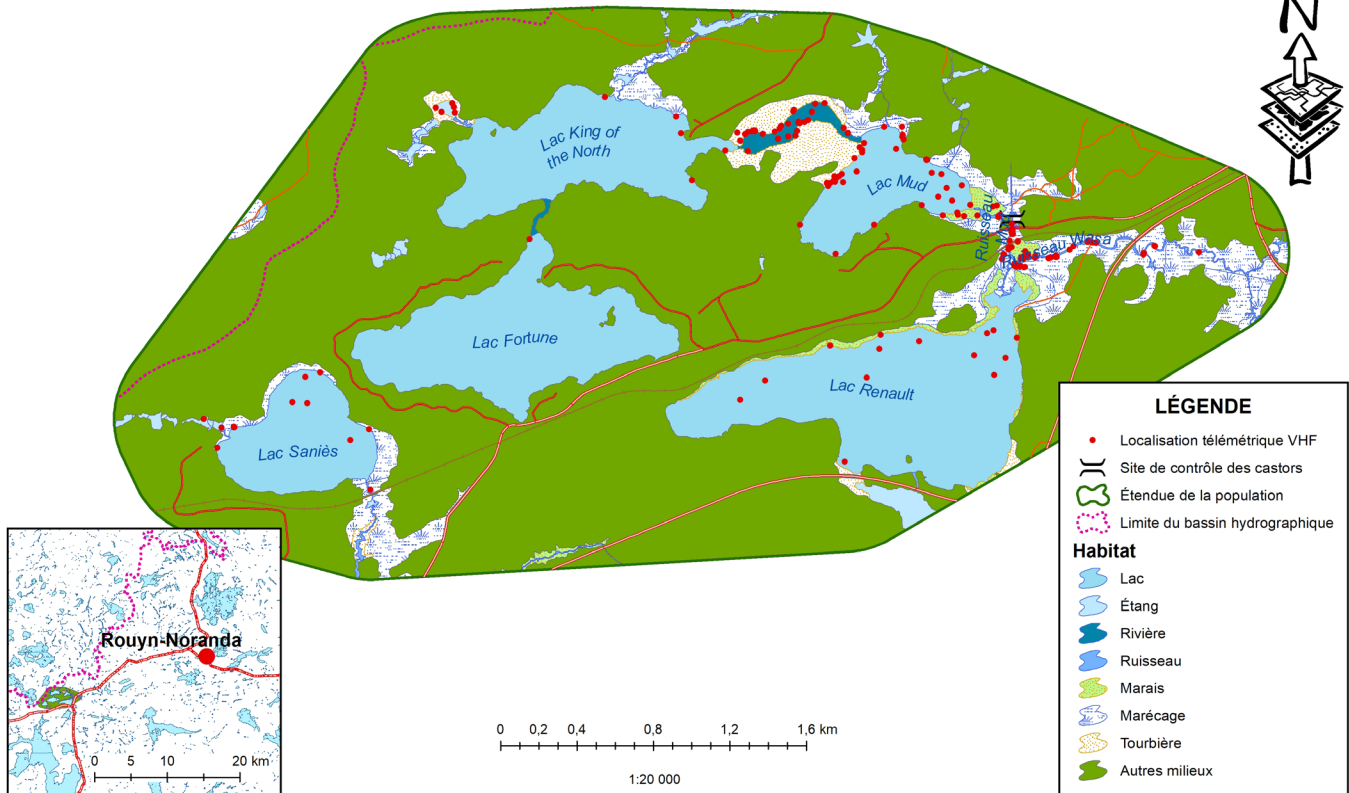


Figure 1. Carte de l'aire d'étude correspondant à l'étendue estimée de la population de tortues serpentine. La limite du bassin hydrographique de niveau 1 de la rivière des Outaouais, les localisations télémétriques VHF des tortues ainsi que l'emplacement du site où ont lieu les opérations de contrôle de castors y sont représentés.

Tableau 1. Description des catégories d'habitats considérées dans les analyses de sélection d'habitats d'une population de tortues serpentine dans la région de Rouyn-Noranda, Québec.

Catégorie	Description	Source	Superficie (ha)
Étang	Étendue d'eau d'une superficie < 8 ha. Cette catégorie comprend les étangs à castors.	CIC (2009)	13,5
Lac	Étendue d'eau d'une superficie ≥ 8 ha.	CIC (2009)	302,5
Marécage	Milieu humide dont la végétation arbustive ou arborescente occupe plus de 25 % de la superficie.	Bazoge et collab. (2015)	79,6
Marais	Milieu humide dont la végétation est dominée par les plantes graminoides, émergées ou latifoliées. Les arbres ou arbustes occupent 25 % ou moins de la superficie.	Bazoge et collab. (2015)	10,5
Rivière	Cours d'eau d'au moins 6 m de largeur et d'une superficie d'au moins 0,2 ha, incluant des zones d'eau profonde et peu profonde.	CIC (2009)	5,8
Ruisseau	Cours d'eau de moins de 0,2 ha de superficie, et dont le lit occupe une largeur d'environ 1 à 6 m. Petit cours d'eau représenté par un trait continu sur les cartes topographiques à l'échelle 1:20 000 du ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec.	CIC (2009)	4,6
Tourbière ouverte	Tourbière ombrotrophe (bog) : milieu humide dont la végétation est dominée par la sphaigne. Tourbière minérotrophe (fen) : milieu humide dont le tapis végétal est dominé par des espèces graminoides et des mousses brunes. Cette catégorie est surtout représentée par des tourbières ombrotrophes.	Bazoge et collab. (2015); Warner et Rubec (1997)	21,4
Autres milieux	Tout autre milieu n'appartenant pas aux autres catégories. En général, des milieux terrestres.		912,5
Total			1350,4

Capture et manipulations

La campagne de capture a été réalisée du 29 mai au 14 juillet 2017. Les tortues serpentes ont été capturées à l'aide de 25 verveux sans filet-guide (Les Industries Fipec inc., Hope Town, Québec), appâtés avec une boîte de sardines dont le couvercle était entrouvert. Pour chacun des verveux, la boîte de sardines était remplacée approximativement toutes les 24 heures. Après la capture, les tortues ont été maintenues en contention dans un bac bien aéré, gardées à l'ombre et approvisionnées en eau.

Un numéro a été attribué à chacun des spécimens en limant les écailles marginales de la partie postérieure de la dossière. La dossière, le plastron, le poids, la distance entre le plastron et le cloaque (DPC), ainsi que le lobe postérieur du plastron (LLP) ont été mesurés. La longueur totale de la dossière (LTD) a été utilisée pour discriminer les adultes des immatures. Selon Mosimann et Bider (1960), les mâles et femelles deviendraient matures à une LTD d'environ 200 mm dans une population de l'extrémité sud du Québec. Plus au nord-ouest, la première ponte des femelles provenant d'une population du parc provincial Algonquin surviendrait lorsqu'elles ont une LTD de 249 à 258 mm (Galbraith et collab., 1989). Nous avons donc considéré adultes les individus ayant une LTD > 258 mm, puisqu'aucune donnée n'était disponible pour une région aussi nordique que notre aire d'étude et qu'il existe une corrélation positive entre la latitude et la longueur de la dossière à l'âge de la maturité sexuelle (Moll et Iverson, 2008). Le sexe a été déterminé selon le rapport DPC sur LLP. Les mâles présentent généralement un rapport DPC sur LLP > 1,2, alors que chez les femelles, ce rapport est généralement < 1,1 (Ernst et Lovich, 2009).

Une fois les mesures prises, une balise ATS W510 Wildlink GPS Logger (Advanced Telemetry Systems Inc., Isanti, Minnesota) a été installée sur la marge postérieure de la dossière, lorsque l'individu capturé était une femelle adulte. Ce type de balises permet d'emmagasiner des données de localisation, lorsque les tortues sortent de l'eau et se rendent sur les sites de ponte. Pour les mâles adultes, l'installation d'une balise Holohil AI-2F (Holohil Systems Ltd., Carp, Ontario) a été préférée, ceux-ci ne fréquentant pas les sites de ponte. Les balises ont été fixées à la dossière des spécimens à l'aide d'écrous, de boulons et de rondelles en acier inoxydable. Les manipulations étaient encadrées par le certificat de bons soins aux animaux no CPA-17-13 délivré par le Comité de protection des animaux du MFFP.

Suivi télémétrique

Le suivi télémétrique de 2017 s'est échelonné du 2 juin, le lendemain des premières captures, au 3 novembre. En 2018, le suivi a commencé le 14 mai et a pris fin le 2 novembre. La technologie VHF a été utilisée pour localiser les 2 types de balises. En général, chacune des tortues a été localisée 2 fois par semaine, à l'aide d'une antenne Yagi à 3 éléments de marque Sirtrack (Sirtrack, Hawkes Bay, Nouvelle-Zélande) et d'un récepteur VHF ATS R1000. Une fois une tortue localisée,

un appareil de géolocalisation d'une précision de $\pm 3-5$ m (Garmin GPSMAP 62s ou Inreach Explorer+; Garmin North America, Olathe, Kansas) a été utilisé pour enregistrer la position en degrés décimaux (NAD 83). Les dates de passage dans le ruisseau Mud, endroit où le contrôle des castors est le plus intensif, ainsi que celles d'arrivée et de départ des sites d'hibernation ont été déterminées de façon approximative, en raison de l'absence de suivi quotidien. Lorsqu'une date exacte était inconnue, la médiane entre la date la plus tardive et la date la plus hâtive a été utilisée comme date de passage. La même méthode a été utilisée pour déterminer les dates d'arrivée et de départ des sites d'hibernation. Par ailleurs, l'imprécision du système de positionnement global (GPS) utilisé a été considérée pour établir les dates d'arrivée et de départ pour ces derniers sites. Les géolocalisations enregistrées dans les balises des femelles ont été récupérées périodiquement pendant la période active, de façon à éviter une perte de données en cas de dysfonctionnement au cours de l'étude. Un suivi des températures de l'eau du ruisseau Wasa, utilisé lors de l'hibernation, a été effectué en y installant un enregistreur iButton FS1923-F5# (Maxim Integrated, San Jose, Californie).

Analyses statistiques

Les données télémétriques recueillies en 2017 n'ont pas été utilisées dans les analyses statistiques. Les premières femelles fréquentant le lac Mud n'ont été capturées qu'en juillet 2017, la dernière ayant été capturée en octobre (prise opportuniste à l'extérieur de la campagne de capture). Par conséquent, nous n'avons qu'une image incomplète de la période d'activité en 2017. Ainsi, pour la délimitation des domaines vitaux et les analyses de sélection d'habitats, seules les localisations obtenues en 2018 à l'aide de la technologie VHF ont été utilisées. Les localisations de type GPS emmagasinées dans les balises télémétriques ont uniquement été utilisées pour repérer les sites de ponte et documenter le comportement des individus. Le regroupement des localisations obtenues avec les 2 types de technologies aurait apporté un biais dans les analyses. En effet, les GPS des balises ATS W510 sont uniquement fonctionnels lorsque leur antenne est hors de l'eau. Par conséquent, la répartition des localisations obtenues avec cette technologie était inévitablement différente de la répartition des localisations de type VHF (Land et collab., 2008). Les localisations enregistrées par les balises GPS étaient également non représentatives de la répartition réelle.

Les localisations télémétriques des spécimens ont été regroupées en 3 périodes distinctes : avant, pendant et après la ponte. La période avant la ponte a commencé à la date où toutes les tortues avaient quitté leur site d'hibernation et s'est terminée à la date précédant l'arrivée la plus hâtive d'une femelle à son site de ponte. La période de ponte a débuté à la date la plus hâtive d'arrivée d'une femelle à son site de ponte pour prendre fin à la date de ponte la plus tardive. La période après la ponte a commencé à la date suivant la fin de la période de ponte et s'est terminée à la date où toutes les tortues étaient arrivées à leur site d'hibernation. La période active est constituée par le regroupement de ces 3 périodes.

Les domaines vitaux en période de ponte n'ont pas été estimés, faute d'avoir suffisamment de localisations de type VHF. Pour la même raison, la période de ponte n'a pu être considérée dans les analyses de sélection d'habitats. Toutefois, les localisations en période de ponte ont été utilisées pour l'estimation des domaines vitaux et pour les analyses de sélection d'habitats qui concernent toute la période active.

Domaines vitaux

La délimitation des domaines vitaux à partir des estimateurs par noyau fixe (KDE : *kernel density estimates*) donne des résultats très variables en fonction du facteur de lissage utilisé, bien que cette méthode soit plus pertinente d'un point de vue biologique (Row et Blouin-Demers, 2006). Pour contrer cette incohérence, nous avons utilisé la méthode suggérée par Row et Blouin-Demers (2006) pour les études de sélection d'habitats par l'herpétofaune. Dans un premier temps, nous avons calculé le domaine vital de chaque individu par période avec des polygones minimaux convexes (MCP) à 100 %. Ensuite, la superficie du domaine vital de chacun des individus par période a été recalculée avec des KDE à 95 %, en faisant varier le facteur de lissage. Pour chaque individu par période, un graphique présentant la relation entre le facteur de lissage et la superficie du domaine vital a été tracé. Le facteur de lissage retenu a été celui qui permettait d'obtenir une superficie du domaine vital identique avec les 2 méthodes d'estimation. Il s'agit d'une manière objective de déterminer le facteur de lissage (Row et Blouin-Demers, 2006).

Puisque la superficie d'un domaine vital estimée à partir de données télémétriques est influencée par le nombre de localisations (Girard et collab., 2002), nous avons utilisé des régressions linéaires pour estimer la relation entre ces 2 variables, avant la ponte, après la ponte et pendant toute la période active. Les superficies des domaines vitaux avant la ponte et après la ponte ont été comparées à l'aide d'un test *t* apparié, à un seuil de signification de 10 %. L'estimation des domaines vitaux a été réalisée dans l'environnement R (R Development Core Team, 2019) à l'aide de l'extension *rhr* (Signer et Balkenhol, 2015).

Sélection d'habitats

La sélection d'habitats a été analysée à 2 échelles (Johnson, 1980), soit celles du paysage (2^e ordre) et du domaine vital (3^e ordre). Les analyses ont été réalisées pour 3 périodes distinctes : avant la ponte, après la ponte et pendant toute la période active. L'étendue de la population (sélection de 1^{er} ordre) a été définie comme le MCP à 100 % de l'ensemble des localisations télémétriques pour les individus regroupés, élargi d'une zone tampon de 470 m, de façon à englober tous les domaines vitaux (sélection de 2^e ordre) estimés à l'aide des KDE à 95 % de ces individus (Edge et collab., 2010; Paterson et collab., 2012).

La méthode de Conner et Plowman (2001) basée sur les distances euclidiennes a été utilisée pour tester l'utilisation non aléatoire des habitats. À l'intérieur de la superficie correspondant à l'étendue de la population, une

grille de 1357 points espacés de 100 m a été créée. Ces points représentaient les localisations aléatoires. Dans les analyses de sélection de 2^e ordre, la disponibilité des habitats a été mesurée par la distance moyenne entre les points aléatoires dans l'étendue de la population et le plus proche représentant de la catégorie d'habitat *j*, pour chaque catégorie d'habitats *j*. Pour un habitat *j* donné, la valeur de la distance moyenne (r_{ij}) était donc la même pour tous les individus *i*. L'utilisation des habitats a été mesurée par la distance moyenne (u_{ij}) entre les points aléatoires inclus dans le domaine vital de l'individu *i* et le plus proche représentant de la catégorie d'habitats *j*.

Dans les analyses de sélection de 3^e ordre, la disponibilité des habitats a été mesurée par la distance moyenne (r_{ij}) entre les points aléatoires inclus dans le domaine vital de l'individu *i* et le plus proche représentant de la catégorie d'habitat *j*. L'utilisation des habitats a été mesurée par la distance moyenne (u_{ij}) entre les localisations télémétriques incluses dans le domaine vital de l'individu *i* et le plus proche représentant de la catégorie d'habitats *j*. Pour les 2 niveaux d'analyse, le rapport $d_{ij} = u_{ij}/r_{ij}$ a été calculé pour chaque individu *i* et chaque catégorie d'habitats *j*. Si l'habitat est utilisé aléatoirement, l'espérance de ce rapport sera égale à 1 pour chacune des catégories d'habitats. Si une catégorie d'habitat est sélectionnée par un individu, la valeur du rapport sera < 1 et inversement, si elle est évitée, elle sera > 1.

Pour chaque niveau de sélection d'habitats et pour chacune des périodes retenues, un jeu de données différent a été créé et analysé. Chaque jeu de données contenait l'identifiant de l'individu, la catégorie d'habitats, le rapport *d* et la variable Contrôle dont la valeur était fixée à 1. L'hypothèse nulle, c'est-à-dire que l'habitat est utilisé aléatoirement, a été testée en utilisant une analyse de la variance multivariée (MANOVA). La variable explicative était la catégorie d'habitat, alors que les variables dépendantes étaient le rapport *d* et la variable Contrôle. Les individus ont été utilisés comme répétitions. Dans le cas d'une différence significative à un seuil de signification de 10 %, un test de Dunnett (Day et Quinn, 1989) a été utilisé pour identifier les habitats sélectionnés et ceux évités en comparant le rapport *d* à la valeur 1. La condition d'homoscédasticité de la variance a été vérifiée à l'aide d'un test de Levene (Brown et Forsythe, 1974). Le calcul des distances euclidiennes a été effectué avec l'outil Proche d'ArcGIS 10. Les comparaisons multiples relatives aux analyses de sélection d'habitats ont été effectuées dans l'environnement R avec l'extension *multcomp* (Hothorn et collab., 2008).

Type de microhabitats utilisés

Après avoir enregistré une localisation de type VHF, le type de microhabitats était noté, selon les catégories suivantes : sous un surplomb de rive (SR), sous une structure flottante ou semi-flottante (SF), sous un amas de branches (AB), à l'intérieur d'une hutte de castors (HC), dans une cavité autre qu'une hutte de castors (AC), en eau libre (EL) ou dans un autre microhabitat (AU). Lors des relevés télémétriques, les notes sur le type de microhabitats étaient prises à des moments variés, de 8 h à 16 h (HNE). Nous avons comparé les distributions des fréquences

des types de microhabitats utilisés avant la ponte et après la ponte à l'aide d'un test G du rapport de vraisemblance. Nous n'avons pas inclus les données en période de ponte, puisque l'échantillon était trop petit, plusieurs cellules ayant une fréquence < 5 (Scherrer, 1984). Pour les 2 périodes retenues, les classes AC et AB ont été fusionnées à la classe HC, afin de réduire à 1 le nombre de cellules ayant une fréquence inférieure à 5. Lorsqu'une différence était déclarée significative après avoir testé l'homogénéité des distributions de fréquences des types de microhabitats utilisés, les proportions de chacune des catégories étaient comparées en utilisant un test de proportions binomiales (fonction *prop.test* de R) et en appliquant la correction de Bonferroni pour obtenir un seuil de signification global de 10%.

Résultats

Effort et succès de capture

La campagne de capture réalisée en 2017 a duré 32 nuits. Au total, 784 nuits-pièges ont été consacrées à la campagne de capture. Le succès de capture s'est établi à 6,4 captures par 1000 nuits-pièges. Trois femelles parmi 5 adultes ont été capturées lors de cette campagne, et une autre femelle adulte a été capturée à la main, de manière opportuniste, à l'automne de cette même année (tableau 2). Une balise télémétrique a été installée sur la dossière des 6 spécimens. Plusieurs des résultats présentés concernent seulement 2 mâles et 3 femelles, puisqu'une des femelles n'a utilisé l'aire d'étude qu'à partir de la fin de l'été jusqu'à la fin de l'hibernation, en 2018.

Tableau 2. Tortues serpentes capturées dans la région de Rouyn-Noranda, Québec, au cours de la campagne du printemps et de l'automne 2017.

Nom	Sexe	Longueur de la dossière (cm)	Modèle de balises
Bi	Mâle	35,6	Holohil AI-2F
Bénédictte	Femelle	28,5	ATS W510
Bertha	Femelle	33,7	ATS W510
Forrest	Mâle	35,0	Holohil AI-2F
Pénélope	Femelle	32,1	ATS W510
Zuma	Femelle	28,7	ATS W510

Périodes d'activité

En 2018, la période active des tortues serpentes de notre échantillon a commencé le 13 mai et s'est terminée le 15 octobre. La date d'entrée et de sortie d'hibernation d'un des mâles adultes est toutefois inconnue. La période avant la ponte s'est échelonnée du 13 mai au 14 juin, la période de ponte, du 15 au 29 juin et la période après la ponte, du 30 juin au 15 octobre.

Suivi télémétrique

En 2018, le suivi télémétrique a permis d'enregistrer un total de 527 localisations télémétriques en période active, 254 avec la technologie VHF et 273 avec la technologie GPS des

balises ATS W510 (tableau 3). En moyenne, 42 localisations de type VHF (étendue: de 36 à 49; $n = 6$) et 68 localisations de type GPS ont été obtenues par individu (étendue: de 20 à 146; $n = 4$).

Tableau 3. Nombre de localisations télémétriques de tortues serpentes par type de technologie et par sous-période dans la région de Rouyn-Noranda, Québec, en 2018.

Type	Période			Total
	Avant la ponte	Ponte	Après la ponte	
VHF	62	31	161	254
GPS	166	90	17	273

Domaines vitaux

Il n'y avait pas de relation entre le nombre de localisations télémétriques de type VHF et la superficie du domaine vital avant la ponte ($F_{(1,3)} = 0,645$, $P = 0,481$), après la ponte ($F_{(1,3)} = 0,973$, $P = 0,397$) et pendant toute la période active ($F_{(1,3)} = 4,126$, $P = 0,135$). Selon ces résultats, le nombre de localisations par individu était suffisant pour que les domaines vitaux estimés soient représentatifs des vrais domaines vitaux. En période active, la superficie des domaines vitaux s'établissait en moyenne à 234,0 ha (étendue: de 48,5 à 485,6 ha, écart type = $\pm 165,9$ ha, $n = 5$). Avant la ponte, les domaines vitaux étaient significativement plus petits qu'après la période de ponte ($P = 0,09$). Avant la ponte, ceux-ci avaient une superficie moyenne de 25,8 ha (étendue: de 19,3 à 34,9 ha, écart type = $\pm 6,3$ ha, $n = 5$), alors qu'après la ponte, ils atteignaient en moyenne 204,7 ha (étendue: de 47,0 à 480,7 ha, écart type = $\pm 180,5$ ha, $n = 5$).

Sélection de l'habitat

Sélection à l'échelle du paysage (2^e ordre)

L'analyse MANOVA suggère que la sélection du domaine vital à l'intérieur de l'étendue de la population pendant toute la période active n'était pas aléatoire ($F_{(14,64)} = 2,961$, $P = 0,002$). Les marécages ($d = 0,467$, $P < 0,001$), les lacs ($d = 0,597$, $P = 0,011$), les rivières ($d = 0,658$, $P = 0,040$) et les ruisseaux ($d = 0,661$, $P = 0,04$) étaient sélectionnés pour établir le domaine vital, alors que les milieux terrestres étaient évités ($d = 1,595$, $P < 0,001$) (figure 2a).

Avant la ponte, nos résultats suggèrent également une sélection non aléatoire du domaine vital ($F_{(14,64)} = 3,657$, $P < 0,001$). À cette période, les marécages ($d = 0,251$, $P = 0,002$), les ruisseaux ($d = 0,459$, $P = 0,031$) et les marais ($d = 0,459$, $P = 0,031$) étaient sélectionnés pour établir le domaine vital, alors que les milieux terrestres étaient évités ($d = 1,870$, $P < 0,001$) (figure 2b). Après la ponte ($F_{(14,64)} = 3,208$, $P < 0,001$), la sélection du domaine vital était en faveur des marécages ($d = 0,466$, $P = 0,006$), des lacs ($d = 0,609$, $P = 0,071$) et des marais ($d = 0,631$, $P = 0,099$), alors que les milieux terrestres étaient toujours évités ($d = 1,772$, $P = 0,011$) (figure 2c).

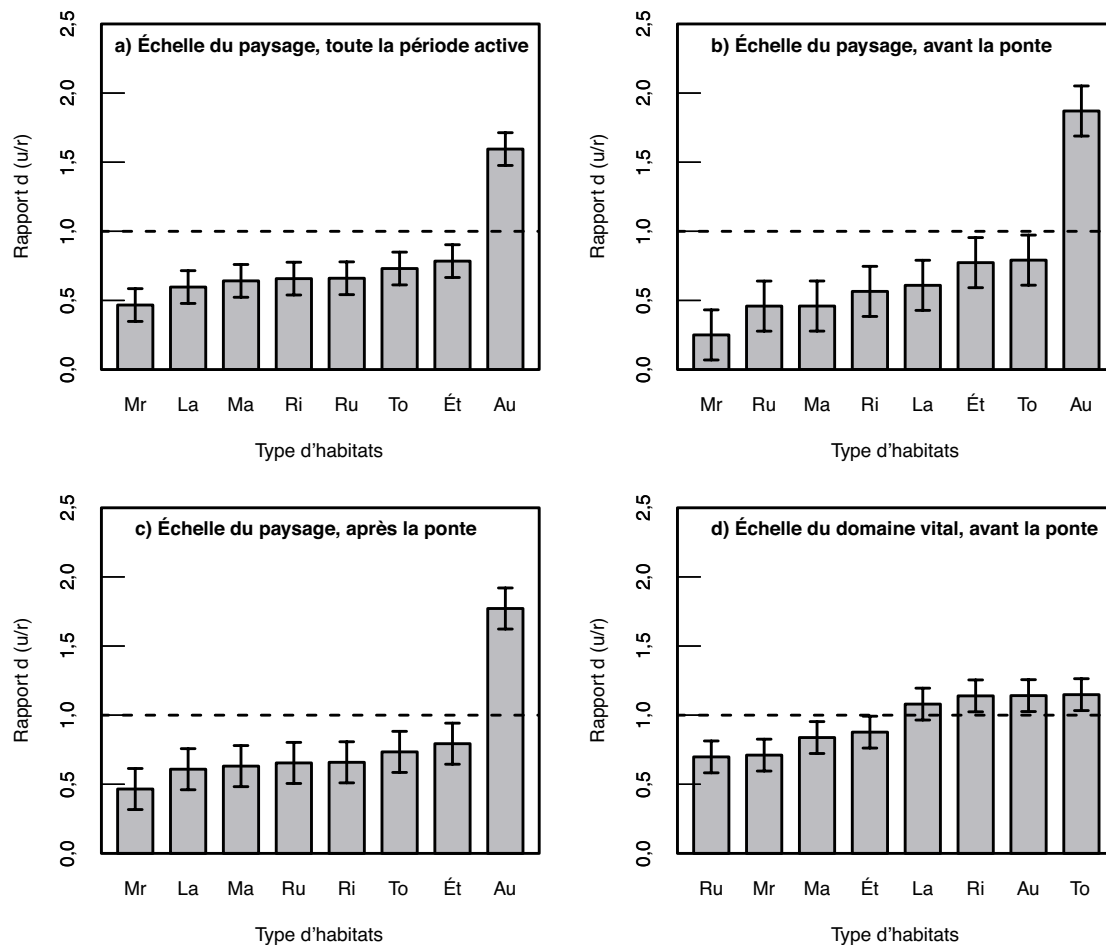


Figure 2. Sélection des habitats (rapport d) à l'échelle du paysage: a) pendant toute la période active, b) pendant la période avant la ponte et c) pendant la période après la ponte; d) sélection des habitats à l'échelle du domaine vital pendant la période avant la ponte. Abréviations – Au: autre, Ét: étang, La: lac, Ma: marais, Mr: marécage, Ru: ruisseau, Ri: rivière, To: tourbière. La ligne discontinue représente la valeur 1, correspondant à une absence de sélection par les individus. Un rapport $d < 1$ représente une sélection de la catégorie d'habitat, alors qu'une valeur > 1 représente un évitement. Les barres d'erreur représentent l'erreur type autour de la moyenne ($n = 5$).

Sélection à l'échelle du domaine vital (3^e ordre)

Nous avons aussi testé la sélection des habitats à l'intérieur du domaine vital avec des MANOVA. Nos résultats suggèrent une utilisation non aléatoire des habitats à l'intérieur du domaine vital avant la ponte ($F_{(14,64)} = 2,621, P = 0,005$), après la ponte ($F_{(14,64)} = 2,788, P = 0,003$) et pendant toute la période active ($F_{(7,32)} = 2,521, P = 0,006$). Avant la ponte, les tortues sélectionnaient les ruisseaux ($d = 0,698, P = 0,073$) et les marécages ($d = 0,711, P = 0,094$) (figure 2d). Les tortues évitaient les milieux terrestres après la ponte ($d = 1,576, P = 0,005$) et pendant toute la période active ($d = 1,638, P = 0,002$).

Types de microhabitats utilisés

Parmi les 211 localisations pour lesquelles le type de microhabitats a pu être enregistré, 93 (45,0%) étaient en eau libre, c'est-à-dire éloignées de la berge, sans être sous un abri

apparent. Trente-huit (18,0%) étaient sous une structure flottante ou semi-flottante (végétation flottante, îlot de végétation), 45 (17,5%) dans une hutte de castors, 27 (12,8%) sous un surplomb de rive, 7 (3,3%) sous un amas de branches, 6 (2,8%) dans une autre cavité qu'une hutte de castors et 1 (0,5%) sous un quai. Les distributions des fréquences des types de microhabitats utilisés avant et après la ponte n'étaient pas homogènes ($G = 44,187, dl = 3, P < 0,001$), ce qui indique que les tortues utilisaient des types de microhabitats différents au cours de ces 2 périodes. Les tortues étudiées ont été localisées moins souvent sous les structures flottantes et semi-flottantes ($P < 0,001$), ainsi que dans les microhabitats de la catégorie HC ($P < 0,001$), avant la période de ponte (figure 3). La catégorie HC ($n = 45$) incluait surtout des huttes de castors ($n = 33$), mais également des amas de branches ($n = 7$) et des cavités dans la berge ($n = 5$).

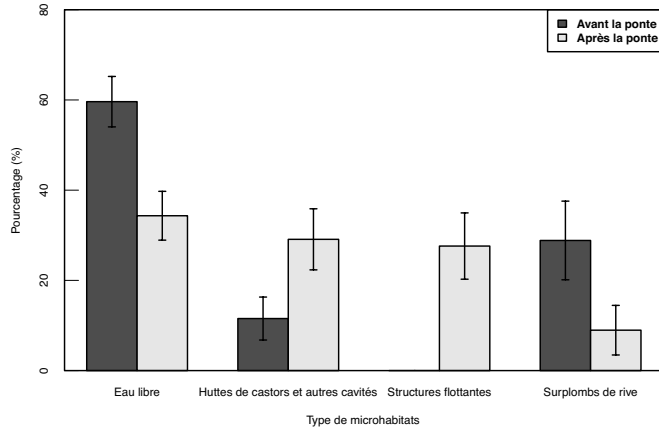


Figure 3. Types de microhabitats associés à l'emplacement des spécimens lors de la géolocalisation, selon la période. Les barres d'erreur représentent l'erreur type estimée à partir de la variance d'une variable binomiale.

Observations comportementales

Plusieurs déplacements saisonniers ont été observés au cours de la période active (figure 4). En 2018, ces migrations ont amené la plupart des tortues de notre étude à emprunter le tronçon du ruisseau Mud où des opérations de contrôle de castors se déroulent. En 2018, 3 des 4 femelles suivies ont traversé ce lieu de 2 à 6 fois, pendant la période active. L'un des mâles a traversé cet endroit 2 fois. Les 2 autres spécimens n'ont pas emprunté le ruisseau Mud.

Avant et pendant la période de ponte, les balises télémétriques ont fourni 163 localisations de type GPS que nous jugeons être surtout associées à un comportement de thermorégulation hors de l'eau ou en partie hors de l'eau. Ces localisations provenaient pour la plupart de la période avant la ponte (76,7%), au début juin 2018. De plus, la plupart de ces localisations ont été enregistrées dans les tourbières (86,5%), les marécages (6,1%) et les étangs (3,7%). Un mâle et 2 femelles marqués ont également été vus alors qu'ils thermorégulaient, en mai et en juin 2018.

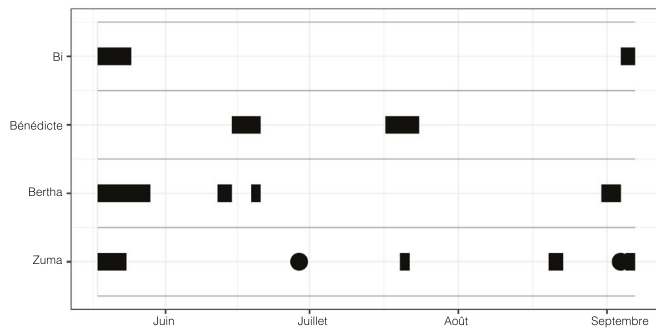


Figure 4. Calendrier des passages des tortues serpentines munies d'une balise télémétrique dans le tronçon du ruisseau Mud (Rouyn-Noranda, Québec) au cours de la saison active de 2018 pendant laquelle des opérations de contrôle de castors ont eu lieu. Les cercles représentent une date réelle, alors que les rectangles délimitent un intervalle de dates possibles.

Habitats sensibles

Sites de ponte

Un nouveau site de ponte a été découvert dans le cadre de cette étude. Une femelle de notre échantillon a pondu ses œufs le 17 juin 2018 en fin de journée, mais le résultat de la nidification n'est pas connu. Des résidus de coquilles ouvertes ont été trouvés en creusant. Toutefois, il a été impossible de déterminer si les coquilles provenaient de la ponte de 2018. Des résidus de coquilles ont été également découverts au début de l'été, indiquant que le site avait été utilisé antérieurement. Le nid avait été creusé dans le gravier, sur l'accotement d'une route provinciale, du côté sud.

Un deuxième nid a été trouvé à un site de ponte déjà connu (Lapointe, 2018). Le nid était situé en bordure d'une grande cour de gravier, sur un terrain privé. Le 29 juin 2018, une femelle qui n'était pas munie d'un émetteur y a pondu ses œufs. Le 9 octobre 2018, nous sommes allés vérifier le dénouement de la nidification, et 30 nouveau-nés léthargiques ont été découverts dans le nid. Les nouveau-nés peuvent passer l'hiver au nid, mais leur survie serait généralement plus faible que s'ils émergeaient à l'automne (Obbard et Brooks, 1981a; Sims et collab., 2001). Les jeunes tortues ont été transférées au Centre Éco-nature de Laval pour réhabilitation. Le 19 juin 2019, 18 des 21 tortues juvéniles toujours vivantes ont été relâchées dans leur milieu de provenance. Les 3 autres, malades, n'ont pu être relâchées.

Sites d'hibernation

En 2017 et 2018, 5 des 6 tortues suivies ont hiberné dans un grand secteur où les ruisseaux Mud et Wasa se rencontrent, en aval du lac Mud. Ces ruisseaux s'intègrent dans une matrice de marécages, de marais et d'étangs. Au cours des 2 années où des données sur l'hibernation sont disponibles, ces 5 spécimens ont hiberné soit en ruisseau ($n = 6$), en étang ($n = 1$) ou en marécage ($n = 3$). L'autre individu a hiberné en tourbière en 2017 et en rivière en 2018, entre les lacs Mud et King of the North. Une seule tortue a hiberné au même site en 2017 et en 2018. La distance moyenne entre les sites d'hibernation d'un même individu s'établissait à 162,3 m (étendue : de 2,2 à 358,8 m, écart type de $\pm 158,6$ m, $n = 6$).

Discussion

Succès de capture

Le succès de notre campagne de capture était très faible, s'établissant à seulement 6,4 captures par 1000 nuits-pièges. En guise de comparaison, nous avons obtenu un succès de capture de 177,1 tortues serpentines par 1000 nuits-pièges au lac Laperrière (Témiscamingue), en utilisant la même méthode de capture (données de 2017 non publiées). Paisley et collab. (2009) rapportent des succès de 201,2 captures par 1000 nuits-pièges au Wisconsin et de 226,2 captures par 1000 nuits-pièges au Minnesota.

À notre avis, le faible succès enregistré dans l'aire d'étude n'est pas seulement dû à la faible densité de la population de tortues serpentines, mais aussi au choix de la période de capture. En 2017, la campagne de capture a commencé le 29 mai

et a dû être prolongée jusqu'au 14 juillet, faute d'un nombre suffisant de captures. Les femelles sont généralement peu actives avant la ponte (Brown et Brooks, 1993). À cette période, elles se maintiennent dans des endroits peu profonds pour assurer leur thermorégulation. L'installation de verveux aurait été impossible à ces endroits. Il aurait été préférable d'amorcer la campagne de capture en juillet, de façon à avoir un meilleur succès (Brown et Brooks, 1993).

Périodes d'activité

En 2018, notre suivi télémétrique a commencé le 14 mai, alors que toutes les tortues avaient déjà quitté leur site d'hibernation. Toutefois, dans certains cas, les tortues ne s'étaient pas beaucoup éloignées. Nous avons dû utiliser les données emmagasinées dans l'enregistreur iButton du ruisseau Wasa pour estimer la date de sortie des sites d'hibernation. Dans le parc Algonquin en Ontario, les tortues serpentes commencent à être actives lorsque l'eau atteint 7,5°C, soit vers le début mai (Obbard et Brooks, 1981 b). Ainsi, la première journée où l'eau du ruisseau Wasa avait atteint une température moyenne d'au moins 7,5°C était le 13 mai 2018 (9,1°C). Nous avons donc retenu cette date pour le début de la période active.

Le faible nombre de femelles capturées a fourni peu de localisations permettant de déterminer la période de ponte. Selon les déplacements et les comportements observés en 2018, nous estimons que cette période s'échelonnait du 15 au 29 juin. Au Canada, la période de ponte de cette espèce commence généralement dans les 2 premières semaines de juin, mais peut également débuter plus tard. Elle dure de 2 à 3 semaines (Brown et Brooks, 1993; Robinson et Bider, 1988).

En 2018, toutes les tortues de notre étude avaient atteint leur site d'hibernation le 15 octobre. Dans le parc provincial Algonquin en Ontario, les tortues serpentes entrent en hibernation à la fin octobre (Ernst et Lovich, 2009). En comparaison, la période active serait plus courte d'environ 1 mois dans notre aire d'étude.

Domaines vitaux

La superficie moyenne de 234,0 ha des domaines vitaux des tortues que nous avons suivies pendant la période active était très élevée en comparaison avec ce qui est rapporté dans la littérature scientifique. Une étude réalisée dans le parc Algonquin sur 6 mâles et 3 femelles mentionne des superficies variant de 0,95 à 8,38 ha (Obbard et Brooks, 1981 b). Dans un milieu humide côtier du lac Ontario, Pettit et collab. (1995) ont estimé la superficie moyenne des domaines vitaux de 15 femelles à 8,6 et 9,7 ha, alors que celle des mâles était estimée à 2,2 et 3,4 ha, en 1990 et 1991. En Pennsylvanie, 9 adultes avaient en moyenne un domaine vital d'une superficie de 1,8 ha (Ernst, 1968).

La taille estimée des domaines vitaux était plus petite avant la ponte (moyenne = 25,7 ha) qu'après celle-ci (moyenne = 204,7 ha). Paterson et collab. (2012) ont observé le même phénomène dans le parc provincial Algonquin, sauf que la superficie moyenne des domaines vitaux (< 15 ha avant la ponte et < 32 ha après la ponte) était beaucoup plus faible.

Nos observations confirment que les femelles sont plutôt inactives et stationnaires en mai (Brown et Brooks, 1993), de même qu'au début de juin. L'agrandissement de la superficie du domaine vital après la ponte pourrait être dû à une hausse de l'activité d'alimentation pendant les mois plus chauds (Brown et Brooks, 1993). La grande superficie des domaines vitaux estimés au cours de notre étude pourrait être causée par la plus faible productivité des habitats des régions nordiques, qui oblige les individus à couvrir une plus grande superficie pour satisfaire leurs besoins énergétiques (Brown et collab., 1994; Paterson et collab., 2012).

Sélection d'habitats

La tortue serpentine est considérée comme généraliste (Bodie et collab., 2000; Paterson et collab., 2012) et utilise une niche étendue en matière d'habitats (Anthonysamy et collab., 2014). Dans le nord-est de l'Illinois, les résultats d'Anthonysamy et collab. (2014) suggèrent que cette espèce préfère les étangs, mais utilise fréquemment les marais de quenouilles et les cours d'eau. En Ontario, les travaux de Paterson et collab. (2012) suggèrent que les tortues serpentes sélectionnent les marais, les sites de ponte et les marécages, suivis des étangs, des lacs et des tourbières minérotrophes (fens).

Sélection à l'échelle du paysage (2^e ordre)

En période active, les individus suivis par télémétrie ont sélectionné des domaines vitaux qui contenaient une plus grande proportion de marécages, de lacs, de rivières, de ruisseaux et de marais que leur représentation à l'échelle de l'étendue de la population. Avant la ponte, les marécages, les ruisseaux et les marais étaient sélectionnés pour l'établissement du domaine vital, alors qu'après la ponte, le domaine vital était plutôt constitué de marécages, de lacs et de ruisseaux. La sélection de plusieurs types d'habitats à l'échelle du paysage est cohérente avec le caractère généraliste de l'espèce (Anthonysamy et collab., 2014; Bodie et collab., 2000; Paterson et collab., 2012).

Sélection à l'échelle du domaine vital (3^e ordre)

Nos analyses suggèrent que les tortues serpentes sélectionnaient les ruisseaux et les marécages à l'intérieur du domaine vital avant la période de ponte. Cette préférence s'explique directement par le fait que la plupart des tortues suivies hibernaient dans ces habitats et en émergeaient au printemps. De plus, nos données de géolocalisation et autres observations sur le terrain montrent que des spécimens se trouvaient sous seulement quelques centimètres d'eau dans les marécages, en mai et juin. Le même comportement a été remarqué dans les tourbières, mais à partir des localisations de type GPS qui n'ont pas été considérées dans les analyses de sélection d'habitats. De toute évidence, les tortues se réchauffaient en eau peu profonde ou en dehors de l'eau.

Après la ponte et pendant toute la période active, aucune sélection des habitats à l'intérieur des domaines vitaux n'a été détectée, mais les milieux terrestres ont été

manifestement évités. Paterson et collab. (2012) mentionnent qu'une population de tortues serpentine du parc provincial Algonquin était composée d'individus généralistes et d'individus hautement spécialisés. Nos analyses à l'échelle du domaine vital pourraient avoir échoué à mettre en évidence les habitats sélectionnés, en raison de préférences d'habitats différentes selon les individus.

Types de microhabitats utilisés

Aucune analyse de sélection des microhabitats en considérant leur disponibilité n'a été effectuée. Cependant, nous avons comparé les fréquences d'utilisation des microhabitats entre les périodes avant et après la ponte. Avant la ponte, les tortues suivies étaient moins souvent présentes sous les structures flottantes ou semi-flottantes, dans les huttes de castors, dans les autres cavités et sous les amas de branches. Ces résultats reflètent probablement des comportements différents pendant les 2 périodes. Avant la ponte, les tortues retireraient un avantage à demeurer immobiles en eau libre plutôt que se cacher, en raison de la nécessité d'accumuler la chaleur pour augmenter leur métabolisme afin de mieux assimiler la nourriture et, dans le cas des femelles, favoriser le développement des œufs (Obbard et Brooks, 1987; Spotila et Bell, 2008).

Observations comportementales

Entre le moment où les tortues quittent leur site d'hibernation en mai et leur retour en septembre, il peut y avoir plusieurs déplacements qui obligent celles-ci à emprunter le ruisseau Mud et à franchir le principal secteur susceptible d'occasionner des blessures ou des mortalités accidentelles. Avant la ponte, les tortues de notre échantillon étaient peu mobiles, prenant des bains de soleil dans des endroits peu profonds des tourbières, des marécages et des étangs, ou à l'extérieur de l'eau (figure 5). Les femelles adultes sont devenues plus actives vers la mi-juin en amorçant leurs déplacements vers les sites de ponte. En juillet et août, bien que les individus des deux sexes soient demeurés actifs, peu de passages ont été enregistrés dans le ruisseau Mud. Avant la ponte, le comportement de thermorégulation confère aux tortues un avantage, puisqu'en raison de leur taille imposante, elles retiennent la chaleur accumulée lorsqu'elles retournent en eaux plus froides. Leur métabolisme peut ainsi garder leur température corporelle de 0,25 à 0,5°C au-dessus de celle de l'eau (Spotila et Bell, 2008). De plus, chez les femelles adultes, le développement des œufs est fortement lié à la température de l'eau (Obbard et Brooks, 1987). Par ailleurs, les tortues profitent des eaux de surface plus chaudes pour augmenter la température de leur corps à un niveau qui permet l'assimilation de la nourriture (Spotila et Bell, 2008).

Les variations saisonnières occasionnées par la précocité du printemps pourraient modifier le calendrier comportemental des tortues (Loncke et Obbard, 1977; Obbard et Brooks, 1981b; 1987). Le début octobre semble être le début d'une période pendant laquelle toutes les tortues sont



Figure 5. Tortues serpentine se réchauffant en eau peu profonde : a) mâle prenant un bain de soleil dans un marécage, b) femelle thermorégulant dans une tourbière, 6 jours avant de pondre ses œufs. (Photos: Jean Lapointe, MFFP).

à proximité de leur site d'hibernation et ne risquent plus de franchir le ruisseau Mud ni la route qui traverse ce dernier (BORAQ, 2020). Il n'y aurait donc pas de danger de mortalité accidentelle, jusqu'au moment où les tortues quittent leur site d'hibernation.

Habitats sensibles

Sites de ponte

En 2018, un nouveau site de ponte a été découvert, et un site de ponte du lac Mud déjà connu a été réutilisé avec succès. Deux femelles considérées comme adultes en raison de leur dossière plus longue que 258 mm ont exploré des sites à potentiel faible, mais ne semblent pas avoir pondu. Bien que la dossière des 2 femelles ait mesuré environ 286 mm, il est possible que celles-ci n'aient pas encore atteint la maturité sexuelle, puisque leur croissance est apparemment plus lente dans notre aire d'étude (Galbraith et collab., 1989). La seule femelle munie d'une balise télémétrique qui a pondu des œufs a dû parcourir une distance d'environ 3 km pour atteindre son site de ponte. Il semble que les sites de ponte potentiels soient peu disponibles dans l'environnement immédiat du lac Mud.

Sites d'hibernation

La plupart des tortues de notre échantillon hibernaient dans un grand secteur à la rencontre des ruisseaux Wasa et Mud. Cet endroit revêt donc une grande importance pour les tortues de notre aire d'étude. Tout évènement qui modifierait le régime des eaux pourrait menacer la survie de la population de tortues serpentine.

Recommandations

Nos travaux ont permis de proposer certaines mesures susceptibles de protéger les tortues serpentine et leurs habitats sensibles comme les sites de ponte et les hibernacles. Ces mesures devraient être appliquées en concertation avec les intervenants du milieu, afin d'améliorer leur acceptabilité. De plus, celles-ci pourraient être modulées selon les contraintes des intervenants. Par ailleurs, la méthode de piégeage suggérée pour diminuer les risques de capture de tortues ne s'adresse qu'aux intervenants dont les opérations de contrôle de castors sont encadrées par un permis de gestion de la faune. Au début de l'étude, la ville de Rouyn-Noranda a accepté de réaliser le contrôle des castors avec une méthode de piégeage semblable à celle que nous suggérons. Ainsi, aucune tortue n'a été capturée accidentellement pendant l'étude.

Les opérations de contrôle des castors constituent probablement la principale menace pesant sur la population de tortues serpentine étudiée, puisque la plupart des spécimens munis d'une balise doivent emprunter le ruisseau Mud entre la fin de l'hibernation en mai et le retour à l'hibernacle à l'automne.

De façon préventive, les efforts de capture de castors devraient être concentrés tôt au printemps, soit avant le 15 mai, même si aucune digue n'est encore construite. Les pièges de castor devraient être installés sur la terre ferme, afin de diminuer les risques de capture d'espèces aquatiques et semi-aquatiques non visées par les opérations de contrôle, et ne pas être opérationnels plus de 3 à 5 jours. Il est préférable d'installer beaucoup de pièges à castor, de façon à maximiser le succès de capture pendant une courte période. Lorsque les castors recommencent à endiguer le cours d'eau, les opérations de contrôle devraient être reprises. Exceptionnellement, en cas d'une menace imminente de l'intégrité d'une infrastructure (route, voie ferrée, bâtiment), le contrôle des castors devrait être autorisé autant dans le cours d'eau que sur la terre ferme. Il faudrait toutefois éviter l'installation des pièges de castor à l'entrée des huttes ou sur ces dernières, puisque les tortues serpentine utilisent ces endroits.

Afin d'assurer la pérennité des sites de ponte, il est essentiel que ceux situés le long des routes, dans les sablières et dans les gravières des terres publiques bénéficient d'une protection par le biais de mesures administratives. À cet effet, les travaux dans les sites de ponte devraient uniquement être autorisés à l'extérieur de la période de ponte et d'incubation. En Abitibi, nous recommandons que la réalisation des travaux soit restreinte du 15 juin au 15 octobre. Il est possible que les

jeunes passent l'hiver au nid, mais le taux de mortalité hivernal des nouveau-nés serait élevé dans un tel cas (Obbard et Brooks, 1981a; Parren et Rice, 2004). Ainsi, nous ne recommandons pas de modalité de protection en hiver.

Le secteur d'hibernation principal, situé à la jonction des ruisseaux Wasa et Mud, est l'endroit le plus sensible découvert lors de nos travaux. Il doit faire l'objet d'une protection particulière, puisque les menaces énoncées en discussion pourraient altérer la qualité des sites d'hibernation. Toutes les tortues de notre échantillon qui hibernaient à cet endroit l'ont quitté avant le début de juin et n'étaient de retour qu'à partir du milieu d'août. Ainsi, tous les travaux risquant d'altérer le régime hydrologique dans les ruisseaux Wasa et Mud devraient être réalisés entre le 1^{er} juin et le 1^{er} août.

Remerciements

Le financement provient de la Fondation de la faune du Québec. Les personnes et organismes suivants ont collaboré au projet : les employés de la DGFa-08, plusieurs bénévoles, la Ville de Rouyn-Noranda, l'Association des riverains du lac Fortune (ARLF) et l'équipe d'Éco-nature de Laval. Nous remercions particulièrement Alexane Gaudet, technicienne de la faune à la DGFa-08, Myriam Paquette, biologiste à la DGFa-08, Pierre Martineau, botaniste, Nathalie Dufresne, coordonnatrice de la table GIRT et soutien à l'aménagement du territoire de la Ville de Rouyn-Noranda, Ghislain Voyer, piégeur professionnel responsable du contrôle des castors à la Ville de Rouyn-Noranda, Cédric Laplante, alors président de l'ARLF et Anaïs Boutin, directrice de la protection et de la conservation au centre Éco-nature de Laval. Marc-Antoine Couillard, rédacteur adjoint du *Naturaliste canadien*, ainsi qu'un réviseur anonyme ont assuré la révision scientifique d'une précédente version du manuscrit. Par ailleurs, l'équipe du *Naturaliste canadien* a fait sa révision technique et linguistique. Advanced Telemetry Systems Inc. a fourni des balises additionnelles afin de poursuivre le suivi de la ponte, encore quelques années. ◀

Liste des références

- ANTHONY SAMY, W.J.B., M.J. DRESLIK, D. MAUGER et C.A. PHILLIPS, 2014. A preliminary assessment of habitat partitioning in a freshwater turtle community at an isolated preserve. *Copeia*, 2014 : 269-278. <https://doi.org/10.1643/CE-13-100>.
- BAZOGÉ, A., D. LACHANCE et C. VILLENEUVE, 2015. Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'expertise en biodiversité et Direction de l'aménagement et des eaux souterraines, Québec, 106 p. Disponible en ligne à : <http://www.jrenvironnement.com/documents/identification-delimitation-milieux-humides.pdf>.
- BOBYN, M.L. et R.J. BROOKS, 1994. Incubation conditions as potential factors limiting the northern distribution of snapping turtles, *Chelydra serpentina*. *Canadian Journal of Zoology*, 72 : 28-37. <https://doi.org/10.1139/z94-005>.
- BODIE, J.R., R.D. SEMLITSCH et R.B. RENKEN, 2000. Diversity and structure of turtle assemblages: associations with wetland characters across floodplain landscape. *Ecography*, 23 : 444-456. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00301.x>.

- [BORAQ], 2020. Banque d'observations sur les reptiles et amphibiens au Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, Canada. [Visité le 2020-02-23].
- BROWN, G.P. et R.J. BROOKS, 1993. Sexual and seasonal differences in activity in a northern population of snapping turtles, *Chelydra serpentina*. *Herpetologica*, 49 (3) : 311-318. <https://www.jstor.org/stable/3892749>.
- BROWN, R.A. et A.B. FORSYTHE, 1974. Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association*, 69 : 364-367. <https://doi.org/10.2307/2285659>.
- BROWN, G.P., C.A. BISHOP et R.J. BROOKS, 1994. Growth rate, reproductive output, and temperature selection of snapping turtles in habitats of different productivity. *Journal of Herpetology*, 28 : 405-410. <https://doi.org/10.2307/1564950>.
- [CIC] CANARDS ILLIMITÉS CANADA, 2009. Classification des milieux humides et modélisation de la sauvagine dans le Québec forestier (Documents cartographiques sur DVD). Canards Illimités Canada, Québec.
- COLTEAUX, B.C. et D.M. JOHNSON, 2017. Commercial harvest and export of snapping turtles (*Chelydra serpentina*) in the United States: trends and the efficacy of size limits at reducing harvest. *Journal for Nature Conservation*, 35 : 13-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2016.11.003>.
- CONGDON, J.D., A.E. DUNHAM et R.C. VAN LOBEN SELS, 1994. Demographics of common snapping turtles (*Chelydra serpentina*): implications for conservation and management of long-lived organisms. *American Zoologist*, 34 : 397-408.
- CONNER, L.M. et B.W. PLOWMAN, 2001. Using Euclidian distances to assess nonrandom habitat use. Dans : Millsbaugh, J.J. et J.M. Marzluff (éd.). *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, p. 275-290.
- [COSEPAC] COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA, 2008. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 51 p. Disponible en ligne à : https://faune-especes.canada.ca/registre-especes-peril/virtual_sara/files/cosewic/sr_snapping_turtle_0809_f.pdf.
- DAY, W.D. et G.P. QUINN, 1989. Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. *Ecological Monographs*, 59 : 433-463. <https://doi.org/10.2307/1943075>.
- EDGE, C.B., B.D. STEINBERG, R.J. BROOKS et J.D. LITZGUS, 2010. Habitat selection by Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) in a relatively pristine landscape. *Écoscience*, 17 : 90-99. <https://doi.org/10.2980/17-1-3317>.
- ERNST, C.H., 1968. A turtle's territory. *International Turtle and Tortoise Society Journal*, 2 : 9-34.
- ERNST, C.H. et J.E. LOVICH, 2009. *Turtles of the United States and Canada*. 2nd edition. The John Hopkins University Press, Baltimore, 827 p.
- FORTIN, C., M. LALIBERTÉ et J. OUZILLEAU, 2001. Guide d'aménagement et de gestion du territoire utilisé par le castor au Québec. Fondation de la faune du Québec, Sainte-Foy, 112 p.
- GALBRAITH, D.A., 2008. Population biology and population genetics. Dans : STEYERMARK, A.C., M.S. FINKLER et R.J. BROOKS (éd.). *Biology of the snapping turtle (*Chelydra serpentina*)*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 168-180.
- GALBRAITH, D.A., C.A. BISHOP et R.J. BROOKS, 1988. Factors affecting the density of populations of common snapping turtles (*Chelydra serpentina serpentina*). *Canadian Journal of Zoology*, 66 : 1233-1240. <https://doi.org/10.1139/z88-178>.
- GALBRAITH, D.A., R.J. BROOKS et M.E. OBBARD, 1989. The influence of growth rate on age and body size at maturity in female snapping turtles (*Chelydra serpentina*). *Copeia*, 1989 : 896-904. <https://doi.org/10.2307/1445975>.
- GIBBS, J.P. et W.G. SHRIVER, 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology*, 16 (6) : 1647-1652. Disponible en ligne à : <https://www.jstor.org/stable/3095421>.
- GIRARD, I., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, C. DUSSAULT et L. BRETON, 2002. Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home-range size estimations. *Journal of Wildlife Management*, 66 : 1290-1300. <https://doi.org/10.2307/3802962>.
- GOUVERNEMENT DE L'ONTARIO, 2017. Résumé des règlements de la chasse 2017. Gouvernement de l'Ontario, 92 p. Disponible en ligne à : <http://docs.files.ontario.ca/documents/5041/hunting-regulations-f-final-aug23.pdf>.
- GOUVERNEMENT DU CANADA, 2010. Décret modifiant l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril. *Gazette officielle du Canada*, Ottawa, partie 1, vol. 144, n° 27, p. 1833-1865.
- GOVERNMENT OF SASKATCHEWAN, 2014. The wildlife amendment regulations, 2013, no 2, SR 109/2013. Dans : *The Saskatchewan Gazette*, Regina, Part II, vol. 110, n° 1, p. 89-90.
- HOTHORN, T., F. BRETZ et P. WESTFALL, 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal*, 50 : 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>.
- JOHNSON, D.H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61 (1) : 65-71.
- LAND, E.D., D.B. SHINDLE, R.J. KAWULA, J.F. BENSON, M.A. LOTZ et D.P. ONORATO, 2008. Florida panther habitat selection analysis of concurrent GPS and VHF telemetry data. *Journal of Wildlife Management*, 72 : 633-639. <https://doi.org/10.2193/2007-136>.
- LAPOINTE, J., 2018. *Chelydra serpentina* (Snapping Turtle). Nesting range expansion. *Herpetological Review*, 49 : 316-317.
- LONCKE, D.J. et M.E. OBBARD, 1977. Tag success, dimensions, clutch size and nesting site fidelity for the snapping turtle, *Chelydra serpentina* (Reptilia, Testudines, Chelydridae) in Algonquin Park, Ontario, Canada. *Journal of Herpetology*, 11 : 243-244. <https://doi.org/10.2307/1563158>.
- [MDELCC] MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, 2017. Bassins hydrographiques multiéchelles du Québec. Disponible en ligne à : <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec>.
- [MFFP] MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2015. Norme de stratification écoforestière — Quatrième inventaire forestier. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers, Québec, 101 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/pdf/norme-stratification.pdf>.
- MOLL, D. et J.B. IVERSON, 2008. Geographic variation in life-history traits. Dans : STEYERMARK, A.C., M.S. FINKLER et R.J. BROOKS (éd.). *Biology of the Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*)*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 181-192.
- MOSIMANN, J.E. et J.R. BIDER, 1960. Variation, sexual dimorphism, and maturity in a Quebec population of the common snapping turtle, *Chelydra serpentina*. *Canadian Journal of Zoology*, 38 : 19-38. <https://doi.org/10.1139/z60-003>.
- [MRNF] MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE, 2009. Normes de cartographie écoforestière, troisième inventaire écoforestier. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers, Québec, 95 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/norme-cartographie-ecoforestiere.pdf>.
- OBBARD, M.E. et R.J. BROOKS, 1981a. Fate of overwintering clutches of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*) in Algonquin Park, Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, 95 : 350-352.
- OBBARD, M.E. et R.J. BROOKS, 1981b. A radio-telemetry and mark-recapture study of activity in the common snapping turtle, *Chelydra serpentina*. *Copeia*, 1981 : 630-637. <https://doi.org/10.2307/1444568>.
- OBBARD, M.E. et R.J. BROOKS, 1987. Prediction of the onset of the annual nesting season of the common snapping turtle, *Chelydra serpentina*. *Herpetologica*, 43 : 324-328. <https://www.jstor.org/stable/3892498>.

- PAISLEY, R.N., J.F. WETZEL, J.S. NELSON, C. STETZER, M.G. HAMERNICK et B.P. ANDERSON, 2009. Survival and spatial ecology of the snapping turtle, *Chelydra serpentina*, on the Upper Mississippi River. *Canadian Field-Naturalist*, 123 : 329-337. <https://doi.org/10.22621/cfn.v123i4.1002>.
- PARREN, S.G. et M.A. RICE, 2004. Terrestrial overwintering of hatchling turtles in Vermont nests. *Northeastern Naturalist*, 11 : 229-233. <https://www.jstor.org/stable/3858388>.
- PATERSON, J.E., B.D. STEINBERG et J.D. LITZGUS, 2012. Generally specialized or especially general? Habitat selection by snapping turtles (*Chelydra serpentina*) in central Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, 90 : 139-149. <https://doi.org/10.1139/z11-118>.
- PETTIT, K.E., C.A. BISHOP et R.J. BROOKS, 1995. Home range and movements of the common snapping turtle, *Chelydra serpentina serpentina*, in a coastal wetland of Hamilton Harbour, Lake Ontario, Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 109 : 192-200.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienne, Autriche. Disponible en ligne à : <http://www.r-project.org/>. [Visité le 2019-06-04].
- ROBINSON, C. et J.R. BIDER, 1988. Nesting synchrony: a strategy to decrease predation of snapping turtle (*Chelydra serpentina*). *Journal of Herpetology*, 22 : 470-473. <https://doi.org/10.2307/1564342>.
- ROW, J.R. et G. BLOUIN-DEMERS, 2006. Kernels are not accurate estimators of home-range size for herpetofauna. *Copeia*, 2016 : 797-802. <https://www.jstor.org/stable/4126545>.
- SCHERRER, B., 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin, éditeur, Chicoutimi, 850 p.
- SIGNER, J. et N. BALKENHOL, 2015. Reproducible home ranges (rhr): A new, user-friendly R package for analyses of wildlife telemetry data. *Wildlife Society Bulletin*, 39 : 358-363. <https://doi.org/10.1002/wsb.539>.
- SIMS, P.A., G.C. PACKARD et P.L. CHAPMAN, 2001. The adaptive strategy for overwintering by hatchling snapping turtles (*Chelydra serpentina*). *Journal of Herpetology*, 35 (3) : 514-517. <http://www.jstor.org/stable/1565974>.
- SPOTILA, J.R. et B.A. BELL, 2008. Thermal ecology and feeding of the snapping turtle, *Chelydra serpentina*. Dans : STEYERMARK, A.C., M.S. FINKLER et R.J. BROOKS (édit.). *Biology of the Snapping Turtle (Chelydra serpentina)*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 71-79.
- STEYERMARK, A.C., M.S. FINKLER et R.J. BROOKS, 2008. *Biology of the Snapping Turtle (Chelydra serpentina)*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 225 p.
- VAN DIJK, P.P., 2012. *Chelydra serpentina*. The IUCN red list of threatened species 2012. Disponible en ligne à : <https://www.iucnredlist.org/species/163424/97408395>.
- WARNER, B.G. et C.D.A. RUBEC, 1997. Système de classification des terres humides du Canada. 2^e édition. Centre de recherche sur les terres humides, Université de Waterloo, Waterloo, 68 p. Disponible en ligne à : http://www.gret-perg.ulaval.ca/fileadmin/fichiers/fichiersGRET/pdf/Doc_generale/frenchWetlands.pdf.

LA FAUNE, notre mission, notre passion !

Grâce à la générosité de nos donateurs et aux contributions des chasseurs, pêcheurs et piégeurs, 294 projets de conservation de la faune ont été soutenus en 2018-2019 !

- Des initiatives réalisées par des organismes du milieu ;
- Sélectionnées avec rigueur par des experts ;
- Pour des impacts réels sur les milieux de vie de la faune.

Julie Audet / Québec couleur nature

› Faites partie du mouvement faunique !

Devenez donateur mensuel :

www.fondationdelafaune.qc.ca/aide/don_mensuel/



iA
Valeurs mobilières

Gervais Comeau Conseiller en placement

1040, avenue Belvédère bureau 101, Québec (Québec) G1S 3G3
Téléphone : 418 681-2442 • gervais.comeau@iagto.ca



www.iavaleursmobilières.ca



Yvan Bedard
PHOTONATURE
Ph.D. Prof. émérite
Neuville, Qc
Canada G0A 2R0
1-418-561-7046

yvan_bedard@hotmail.com

PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS

<http://yvanbedardphotonature.com>