

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

CONTRIBUTION DES SAVOIRS LOCAUX DES PIÉGEURS DANS LA  
COMPRÉHENSION DE L'OCCUPATION DES HABITATS PAR LE PÉKAN ET  
LA MARTRE D'AMÉRIQUE EN FORÊT TEMPÉRÉE FEUILLUE

THÈSE  
PRÉSENTÉE  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR  
PAULINE SUFFICE

JUILLET 2019



# BIBLIOTHÈQUE

Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue  
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

## **Mise en garde**

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

## **Warning**

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue obtained the permission of the author to use a copy of this document for non-profit purposes in order to put it in the open archives Depositum, which is free and accessible to all.

The author retains ownership of the copyright on this document. Neither the whole document, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

## REMERCIEMENTS

Cette thèse a été possible grâce aux membres de mon comité d'encadrement qui m'ont guidés tout au long du doctorat. Louis Imbeau et Hugo Asselin, je vous remercie pour votre ouverture d'esprit qui a permis de concrétiser ce projet. Je suis honorée d'avoir pu partager ces belles années à vos côtés. Vos dévouements à la recherche et à l'encadrement des étudiants sont des modèles dont je suis fière d'avoir bénéficié. Je vous remercie de m'avoir permis de m'accomplir en menant ce projet et en faisant partie intégrante de la vie universitaire. Pierre Drapeau, merci pour tes conseils avisés qui ont particulièrement su ajuster nos travaux. Marianne Cheveau, c'est un plaisir de bénéficier de ton expérience et de partager notre passion pour des espèces aussi fascinantes. Marc Mazerolle, je te remercie pour ta pédagogie et ta patience à travers les défis techniques que tu m'as permis de relever.

L'expérience des piégeurs étant au cœur de cette thèse, je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont accordé leur confiance et ont contribué à l'avancée des connaissances sur le pékan et la martre d'Amérique au Québec. Je remercie les piégeurs qui ont pris le temps de me rencontrer et de me partager leur expérience. Je remercie également nos collaborateurs : Pascal Bibeau (Kebaowek), Danny Bisson (Timiskaming First Nation), Simon Charest (Wolf Lake) et Jimmy Papatie (Kitcisakik).

Toute cette thèse est teintée de réflexions initiées entre deux «Roudor» sur les routes du Témiscamingue grâce à mon partenaire de terrain et maintenant ami : Pierre Fournier. Pierre, je tiens à te remercier d'avoir été un pilier sur lequel je pouvais compter de la préparation du terrain à l'interprétation de nos résultats. J'ai eu une expérience de terrain inestimable à tes côtés, mais j'en sors surtout humainement

grandie grâce à ton amitié. Je tiens à souligner l'importance des onze pékans (surnommés Jean, Tornade, Kitty Pryde, Malicia, Scott, Mystic, Marrow, Meggan, Hank, Logan et Dazzler) et d'une martre fidèle (Marcel) qui par leur curiosité ont nourri la nôtre. La logistique de terrain, notamment pour capturer ces individus, a demandé l'implication de nombreuses personnes pour lesquelles j'ai beaucoup de reconnaissance : merci à Diane Beauchamp, Jacques Bertrand, Jonathan Bonin-Bourgault, Archie Brazeau, Claude Brisson (Matamec Explorations), Loydy Brousseau (Tembec), Jean-François Caissie (Tembec), Joëlle Castonguay, Tiphaine Després, Louis Dumont, Elias Ganivet, Dany Gareau, George Norman Joly, Raynald Julien, Stéphane Lair, Guillaume Lauzon (MFFP), Alexandre Leduc, Ambroise Lycke, Dominic McGraw, Daniel Nadeau, Steve Raymond, Sarah Sherman Quirion, Noël Thibault, ainsi que toutes les personnes qui nous ont fourni des appâts.

Mes affiliations à la Chaire en Aménagement Forestier Durable et au Centre d'Étude de la Forêt (CEF) m'ont permis de côtoyer de nombreux étudiants et professionnels qui m'ont amenée à repousser mes limites en recherche. Pour leur soutien technique, leurs recommandations et leur réconfort, je remercie : Benjamin Andrieux, Annie Claude Bélisle, Robin Besançon, Joëlle Castonguay, Émeline Chaste, Victor Danneyrolles, Mélanie Desrochers, Flavie Ferrer, Cécile Fouquembert, Ann Gervais, Mohammed Henneb, Sophie Laliberté, Danièle Laporte, Marie-Hélène Longpré, Aurore Lucas, Zacharie Moulin, Mélissande Nagati, Marine Pacé, Philippe Poliquin, Clémentine Ols, Clémentine Pernot et Marie-Ève Sigouin. Il y a un peu de vous tous dans cette thèse! Je remercie mes collègues de la Fédération des Trappeurs Gestionnaires du Québec qui ont fait preuve de compréhension et de patience dans ma conciliation études-travail.

Je remercie les Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT) d'avoir financé cette thèse, ainsi que les bourses de stage et de participation à des congrès du CEF de m'avoir donné l'opportunité de rencontrer de nombreux spécialistes

des mustélidés à travers l'Amérique du Nord. Je remercie les personnes qui m'ont accueillie au sein de leur équipe lors de mon stage mobile entre la Colombie-Britannique et la Californie : Rich Weir, Scott Yaeger, Eric Lofroth, Gabrielle Aubertin, Frances Stewart, Jason Fisher, Sean Matthews, David Green, Rebecca Green, Kathryn Purcell, Tessa Smith ainsi que toute la Dinkey crew (Brandon, Cloe, Emerson, Jake, Jon, Jordan, Leah, Logan, Nate, Staci et Suzie). Je remercie également le Martes Working Group de m'avoir accueillie lors du 7<sup>e</sup> symposium international Martes qui a eu lieu au Wisconsin en 2018.

À l'issue de cette thèse, je suis convaincue que la réussite d'un tel projet repose sur un mélange de passion, de folie, bien sûr de travail, mais surtout de soutien moral. Mes fascinations pour les mustélidés et la valorisation de l'expérience ont beau m'avoir menée à imaginer ce doctorat, et à le concrétiser, je n'aurais pas eu la force d'en traverser les épreuves seule. Merci à toutes les personnes qui se sont investies dans cette aventure pour en faire ressortir le meilleur (et qui n'auront peut être pas été citées dans ces remerciements, je m'en excuse). Je réservais mes derniers remerciements à mes proches qui malgré la distance physique ou mon manque de disponibilité ont contribué pour beaucoup à l'accomplissement de ce projet de vie. Je pense particulièrement à ma famille qui m'encourage à «faire de mes rêves des projets réalistes», malgré les conséquences que cela leur impose en étant de l'autre côté de l'océan. Je pense à ma belle-famille et mes amis qui, de l'Abitibi à la Gaspésie, ont accompagné chaque étape de ce long processus. Je pense particulièrement à l'équipe du chenil Akkada qui m'a offert ma plus belle zoothérapie. Et enfin, je termine en remerciant Alex qui consolide mon équilibre au quotidien et s'est littéralement impliqué corps et âme dans cette thèse.

## DÉDICACE

*À mes grands-parents qui m'ont  
inculqué la valeur de l'expérience.*

## AVANT-PROPOS

Le corps de cette thèse est composé de trois articles scientifiques présentés en anglais et publiés ou destinés à la publication dans des revues avec comité de lecture. Le premier article est publié, le deuxième article a été accepté pour publication et le troisième article est en cours de préparation pour soumission. La thèse comporte également une introduction et une conclusion générales rédigées en français.

Chapitre I. Introduction générale.

Chapitre II. Suffice, P., Asselin, H., Imbeau, L., Cheveau, M. et Drapeau, P. (2017). More fishers and fewer martens due to cumulative effects of forest management and climate change as evidenced from local knowledge. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 13: 51.

Chapitre III. Suffice, P., Cheveau, M., Mazerolle, M.J., Imbeau, L., Asselin, H. et Drapeau, P. (accepté). Habitat and climate shape fisher and marten distributions. *The Journal of Wildlife Management*.

Chapitre IV. Suffice, P., Mazerolle, M. J., Imbeau, L., Cheveau, M., Asselin, H. et Drapeau, P. (en préparation). Is site occupancy by American marten influenced by fisher presence in the temperate deciduous forest? *Journal of Mammalogy*.

Chapitre V. Conclusion générale.

Avec le soutien de mes différents co-auteurs, j'ai procédé à l'élaboration des protocoles expérimentaux et à la collecte des données associées aux chapitres I et III. Les données utilisées dans le chapitre II proviennent d'une entente avec le Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs du Québec, représenté par Mme Marianne Cheveau. Bien que les résultats n'aient pu être intégrés à cette thèse, les manipulations lors de la capture de pékans vivants et de l'installation de colliers GPS répondaient aux exigences du comité d'éthique animale de l'Université du Québec en Abitibi Témiscamingue (2015-09-01).

En tant que principale contributrice à l'analyse des données et à la rédaction des articles, je suis la première auteure des trois chapitres de cette thèse. Mon directeur Louis Imbeau, mes codirecteurs Hugo Asselin et Pierre Drapeau et les membres de mon comité d'encadrement Marianne Cheveau et Marc Mazerolle sont intervenus à chaque étape de cette thèse, c'est-à-dire l'élaboration des protocoles, l'analyse des données et la rédaction des manuscrits.

Louis Imbeau est un spécialiste de la faune boréale qui s'intéresse plus particulièrement aux espèces sensibles aux effets cumulatifs de l'aménagement forestier. Ses travaux récents documentent notamment l'importance des vieilles forêts, la disponibilité de cavités ainsi que le recrutement du bois mort pour diverses espèces fauniques. Hugo Asselin partage ses intérêts de recherche entre les sciences naturelles et sociales. Ses travaux portent particulièrement sur la documentation des savoirs traditionnels, la gouvernance et la gestion intégrée des ressources et l'acceptabilité sociale des pratiques forestières. Il travaille aussi sur l'influence du climat et des perturbations naturelles et anthropiques sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers. Pierre Drapeau s'intéresse aux relations entre la faune et l'habitat, à l'effet de la structure des paysages sur la distribution de la faune et, dans une perspective appliquée, à l'intégration de la faune à l'aménagement des écosystèmes forestiers. Il travaille notamment sur la problématique des changements du couvert forestier en forêt boréale et de ses effets



sur la diversité biologique en utilisant les oiseaux et les mammifères comme indicateurs. Marianne Cheveau est spécialiste des animaux à fourrure et de l'intégration de leurs besoins en aménagement forestier durable. Elle a plus particulièrement étudié l'utilisation de l'habitat de la martre en forêt boréale en alliant les connaissances traditionnelles autochtones et l'utilisation de colliers télémétriques. Marc Mazerolle quantifie et modélise les mécanismes influençant les dynamiques de populations animales dans des environnements forestiers sous différents types de perturbations (espèces exotiques, feux, coupe, routes, agriculture) et à différentes échelles spatiales. Il s'intéresse particulièrement aux approches permettant d'estimer les paramètres démographiques après avoir tenu compte de la probabilité de détection imparfaite.

## TABLES DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS .....	vi
LISTE DES FIGURES.....	xiii
LISTE DES TABLEAUX.....	xvii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES .....	xix
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS .....	xxii
RÉSUMÉ .....	xxiv
ABSTRACT.....	xxvii
CHAPITRE I INTRODUCTION.....	1
1.1 Le pékan et la martre d'Amérique.....	1
1.1.1 Phylogénie et morphologie comparées .....	1
1.1.2 Domaine vital.....	3
1.1.3 Relations interspécifiques .....	4
1.1.4 Influence des conditions hivernales .....	7
1.1.5 Habitat des mustélidés forestiers.....	9
1.1.6 Enjeux de l'aménagement forestier pour les mustélidés.....	11
1.2 Exploitation de la forêt tempérée feuillue au Québec .....	14
1.2.1 La forêt tempérée feuillue .....	14
1.2.2 Aménagement forestier écosystémique.....	16
1.3 Problématique de la thèse .....	19
1.3.1 Accès à l'information.....	21
1.3.2 Co-construction des savoirs .....	23
1.4 Objectifs de la thèse.....	26
CHAPITRE II MORE FISHERS AND FEWER MARTENS DUE TO CUMULATIVE EFFECTS OF FOREST MANAGEMENT AND CLIMATE CHANGE AS EVIDENCED FROM LOCAL KNOWLEDGE.....	28
2.1 Résumé .....	29
2.2 Abstract.....	30

2.3	Introduction.....	31
2.4	Methods .....	33
	2.4.1 Study area.....	33
	2.4.2 Recruitment of participants .....	37
	2.4.3 Data collection and analysis.....	38
	2.4.4 Ethical considerations .....	39
2.5	Results .....	40
	2.5.1 Predator-prey relationships .....	40
	2.5.2 Evolution of captures .....	44
	2.5.3 Habitat.....	47
	2.5.4 Forest management .....	49
	2.5.5 Winter conditions.....	51
2.6	Discussion.....	52
2.7	Conclusion.....	57
2.8	Declarations .....	58
	2.8.1 Ethics approval and consent to participate.....	58
	2.8.2 Funding .....	58
	2.8.3 Author contributions .....	58
	2.8.4 Acknowledgements .....	59
	2.8.5 Author information (optional).....	59
CHAPITRE III HABITAT AND CLIMATE SHAPE FISHER AND MARTEN DISTRIBUTIONS .....		60
3.1	Résumé .....	61
3.2	Abstract.....	61
3.3	Introduction.....	62
3.4	Study area .....	66
3.5	Methods .....	69
	3.5.1 Pelt sales data.....	69
	3.5.2 Habitat data .....	70
	3.5.3 Climatic data .....	71
	3.5.4 Statistical analyses .....	72
3.6	Results .....	77
	3.6.1 Yields .....	77
	3.6.2 Habitat changes .....	79

3.6.3	Changes in rain conditions .....	80
3.6.4	Model comparisons for fisher .....	80
3.6.5	Model comparisons for marten .....	86
3.7	Discussion.....	92
3.7.1	Habitat changes .....	92
3.7.2	Changes in rain conditions .....	95
3.7.3	Cumulative impacts and relative importance of habitat and climate change.....	97
3.7.4	Inter-specific relations: the missing link? .....	98
3.7.5	Management implications .....	99
3.8	Acknowledgements.....	100
CHAPITRE IV SITE OCCUPANCY BY AMERICAN MARTEN AND FISHER IN TEMPERATE DECIDUOUS FOREST .....		101
4.1	Résumé .....	102
4.2	Abstract.....	103
4.3	Introduction.....	104
4.4	Methods .....	107
4.4.1	Study area.....	107
4.4.2	Species detection design .....	108
4.4.3	Habitat .....	109
4.4.4	Detection covariates .....	111
4.4.5	Statistical analyses .....	112
4.5	Results .....	115
4.5.1	Habitat .....	115
4.5.2	Sampling conditions.....	115
4.5.3	Detections.....	120
4.5.4	Covariate effects on site occupancy and species detection.....	123
4.6	Discussion.....	131
4.6.1	Species co-ocurrence.....	131
4.6.2	Variables influencing occupancy .....	133
4.6.3	Variables influencing detection.....	136
4.7	Conclusion.....	139
CHAPITRE V CONCLUSION GÉNÉRALE .....		141
ANNEXE A .....		156

ANNEXE B.....	158
ANNEXE C.....	165
RÉFÉRENCES.....	174

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Montage de deux photos prises par des caméras à détecteur de mouvement montrant la différence de taille entre un pékan à gauche et une martre à droite.....	2
1.2 Répartition géographique actuelle de la martre d'Amérique ( <i>Martes americana</i> ) en rouge et du pékan ( <i>Pekania pennanti</i> ) en orange. Le carré blanc indique notre aire d'étude pour les chapitres II et IV. [Source des données: <a href="http://www.natureserve.org">http://www.natureserve.org</a> ].....	6
1.3 Services écosystémiques fournis par le bois mort dans les forêts (illustration basée sur un dessin de Tim Yearington).....	12
2.1 Location of the study area in the northern part of the geographic range where fisher (solid) and American marten (hatched) overlap. The study area is structured into traplines that are distributed in the 3 bioclimatic domains. Also shown are the clustering areas of participants having provided similar information [Source of ranges: <a href="http://www.natureserve.org">http://www.natureserve.org</a> ].....	34
2.2 Number of fisher (black) and American marten (grey) pelts that were sold per trapping season in Abitibi-Témiscamingue (Marianne Cheveau, MFFP, Unpublished Data). .....	3
2.3 Predator-prey relationships of American marten and fisher, based on local knowledge. Line thickness indicates the relative importance of the relationship. Grey lines indicate a winter relationship, while dotted lines indicate predation exclusively on young animals. [Source of images: <a href="http://www.shutterstock.com">www.shutterstock.com</a> ] .....	41

- 3.1 Average yields (number of pelts sold per 100 km<sup>2</sup>) for fisher (top) and marten (bottom) according to fur-bearing animal management unit (FAMU) in Quebec, Canada, between the 1984-1985 and 2014-2015 trapping seasons. Hatched areas represent the three zones separated according to forest logging intensity, from the least intensive in the south to the most intensive in the north. The map was constructed with the program Nødebo in QGIS 2.160 (Quantum GIS Development Team 2017), using NAD 83/Quebec Lambert projection (EPSG 32198). ..... 68
- 3.2 Annual variation in fisher (left) and marten yields (right) according to fur-bearing animal management unit in Quebec between 1984 and 2014 by coniferous (top), mixed (center) and hardwood (bottom) forest zone. Boxes represent the 1st and 3rd quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance. .... 78
- 3.3 Effect of year on fisher (left) and marten yields (right) predicted from multi-model inference for each forest zone (hardwood, mixed, coniferous) of Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Black lines denote estimates; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals. Note that axes are not at the same scale but reflect differences in yield between forest zones for the two species. .... 84
- 3.4 Predicted fisher yields as a function of the fur-bearing animal management unit proportion of deciduous (top) and mixedwood (bottom) stands > 12 m in the hardwood forest zone (HFZ, left) and the coniferous forest zone (CFZ, right) of Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Black lines are estimates; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals.. 85
- 3.5 Predicted marten yields as a function of the fur-bearing animal management unit proportion of agricultural fields in the mixed forest zone (MFZ) of Quebec, Canada, between 1984 and 2014. The black line is the estimate; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals. .. 90
- 3.6 Predicted marten yields as a function of the number of days with rain (top) and amount of rain (bottom) that fell in the winter preceding the trapping season in the mixed forest zone (MFZ) of Quebec, Canada, between 1984 and 2014. The black line is the estimate; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals..... 91

- 3.7 Predicted marten yields as a function of the amount of rain that fell during the trapping season in the coniferous forest zone (CFZ) of Quebec between 1984 and 2014. The black line is the estimate; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals. .... 92
- 4.1 Variation among sites in the proportions of water bodies (Water), quantities of forest habitat by height class (4-7 m; 7-12 m; > 12 m), and by stand dominance group (D: deciduous, M: mixedwood, C: coniferous). Values are percentages of each habitat type at each spatial scale around the sites (radii: 0.5, 1, 3 and 5 km) in 2015 (similar in 2016). Boxes represent the 1st and 3rd quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance. .... 116
- 4.2 Variation among sites in terms of the proportions of habitat suitable for fisher (HSF: white boxes) and marten (HSM: gray boxes), as defined from local knowledge shared by trappers. The values represent the percentages of each habitat type at each spatial scale around the sites (radii: 0.5, 1, 3 and 5 km) in 2015 (similar in 2016). Boxes represent the 1st and 3rd quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance. .... 117
- 4.3 Variation among sites in terms of edge density ( $\text{km}/\text{km}^2$ ) between stands < 4 m in height and stands  $\geq$  4 m in height. Values are edge densities at each spatial scale around the sites (radii: 0.5, 1, 3 and 5 km) in 2015 (similar in 2016). Boxes represent the 1st and 3rd quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance. .... 118
- 4.4 Variation among sites in terms of road density index corresponding to the length of roads weighted according to their use class ( $\text{km}/\text{km}^2$ ). Weighted road indices are summarized by increasing spatial scale around the sites (radii : 0.5, 1, 3 and km) in 2015 (similar in 2016). Boxes represent the 1st and 3rd quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance. .... 119



4.5	Site occupancy by fisher and marten assessed using cameras at 49 sites in western Québec, Canada during autumn 2015 and 2016. Circles represent sites where at least one fisher was detected in 2015 (small, orange) and 2016 (large, red). Squares indicate sites where at least one marten was detected in 2015 (small, light green) and 2016 (large, dark green). Gray circles indicate sites without detection. The base map corresponds to "Google Terrain" using XYZ Tiles in QGIS 3.2.3 (Quantum GIS Development Team 2017). .....	121
4.6	Number of sites as a function of number of days with detection of fisher (a) and marten (b) in a network of 49 camera traps that were baited and monitored in western Québec, Canada during autumn 2015 and 2016.....	122
4.7	Model-averaged probability of site occupancy by marten ( $\Psi^{BA} = \Psi^{Ba}$ ) as a function of the quantity of habitat suitable for marten (HSM), as defined by local knowledge, within radii of 1 km (a), 3 km (b) and 5 km (c) around the site, during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada.....	127
4.8	Model-averaged probability of site occupancy by marten ( $\Psi^{BA} = \Psi^{Ba}$ ) as a function of the quantity of habitat suitable for fisher (HSF), as defined by local knowledge, within a 3 km radius around the site during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada.....	128
4.9	Model-averaged probability of marten detection ( $p^B = r^{Ba} = r^{BA}$ ) as a function of Julian day, during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada. ....	129
4.10	Model-averaged probabilities of marten ( $p^B = r^{Ba} = r^{BA}$ , circles) and fisher ( $p^A = r^A$ , square) detection as a function of year, during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada.....	130
4.11	Model-averaged probability of fisher detection ( $p^A = r^A$ ) as a function of the quantity of daily rainfall (mm) during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada.....	131

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
<p>3.1 Hypotheses tested using linear mixed models to analyze variation in fisher and marten yields / year / fur-bearing animal management unit (FAMU) in Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Hypotheses are derived from interviews with local trappers (Suffice et al. 2017).....</p>	74
<p>3.2 Selection based on the Akaike information criterion for small samples (AICc) among linear mixed models explaining fisher yields in Québec, Canada, between 1984 and 2014. All models included a random intercept and a random slope of year for each fur-bearing animal management unit, a first order continuous autocorrelation structure, as well as fixed effects for the number of trappers who sold at least one marten or fisher pelt, and marten pelt price of the previous year .....</p>	81
<p>3.3 Model averaged estimates of variables for which the 95% confidence interval (CI) excluded 0 (<math>\beta_i</math> [lower confidence limit, upper confidence limit]) in models explaining fisher yield per year per fur-bearing animal management unit in Quebec between 1984 and 2014 .....</p>	82
<p>3.4 Selection based on the Akaike information criterion for small samples (AICc) among linear mixed models explaining marten yields in Québec, Canada, between 1984 and 2014. All models included a random intercept and a random slope of year for each fur-bearing animal management unit, a first order continuous autocorrelation structure, as well as fixed effects for the number of trappers who sold at least one marten or fisher pelt, and marten pelt price of the previous year .....</p>	87
<p>3.5 Model-averaged estimates of variables for which the 95% confidence interval (CI) excluded 0 (<math>\beta_i</math> [lower confidence limit, upper confidence limit]) in models explaining marten yield per year per fur-bearing animal management unit in Quebec, Canada, between 1984 and 2014. ....</p>	88

- 4.1 Two-species site occupancy models evaluating effects of covariates on the probability of site occupancy by fisher ( $\psi^A$ ), and by marten, when fisher is present ( $\psi^{BA}$ ) or absent ( $\psi^{Ba}$ ) in stands in the mixedwood region of western Quebec. Note that each series of models in the table was run with either marten occupancy independent of fisher presence ( $\psi^{BA} = \psi^{Ba}$ , 25 models) or marten occupancy depending on the presence of the fisher ( $\psi^{BA} \neq \psi^{Ba}$ , 25 models), for a total of 50 candidate models that included variables not strongly correlated with one another ( $|r| < 0.7$ ). ..... 114
- 4.2 Rankings of two-species occupancy models for all spatial scales combined and for each spatial scale separately according to their relative weights ( $w_i$ ). Only models with Akaike weights  $\geq 0.01$  are presented ..... 124
- 4.3 Covariate effects estimated by multi-model inference (logit scale) on occupancy and detection of fisher ( $\psi^A$  and  $p^A = r^A$ ) and marten ( $\psi^{BA} = \psi^{Ba}$  and  $p^B = r^{Ba} = r^{BA}$ ), together with their respective 95 % confidence intervals, which were derived from two-species occupancy models. .... 126

## LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

AGRI	Agriculture
Agr	Terres agricoles
AICc	Critère d'information d'Akaike de second ordre
AT	Active trapper (trappeurs actifs )
$\beta_i$	Estimé de l'effet d'une variable dans un modèle
C4to12	Peuplements forestiers résineux de 4 à 12 m de hauteur
C> 12	Peuplements forestiers résineux de plus de 12 m de hauteur
ca. 1250-1750 CE	<i>Circa</i> (autour de) 1250-1750 of Current Era (de l'ère courante)
CFZ	Coniferous forest zone (zone de forêt résineuse)
CI	Confidence interval (intervalle de confiance)
D4to12	Peuplements forestiers feuillus de 4 à 12 m de hauteur
D> 12	Peuplements forestiers feuillus de plus de 12 m de hauteur
DBH	Diameter at breast height (diamètre à hauteur de poitrine)
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
e-obs GmbH	Compagnie de colliers télémétriques

e.g.	<i>exempli gratia</i> (par exemple).
E	Elders (ainés)
Ex	Experts
FAMU	Fur-bearing animal management
FSC	Forest Stewardship Council
HA	Hugo Asselin
HFZ	Hardwood forest zone (zone de forêt feuillue)
HSF	Habitat suitable for fisher (Habitat propice au pékan)
HSM	Habitat suitable for marten (Habitat propice à la martre)
IFC	Institut de la fourrure du Canada
i.e.	<i>id est</i> (c'est-à-dire)
LI	Louis Imbeau
M4to12	Peuplements forestiers mixtes de 4 à 12 m de hauteur
M> 12	Peuplements forestiers mixtes de plus de 12 m de hauteur
MC	Marianne Cheveau
MFFP	Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs
MQH	Modèle de qualité d'habitat
n	Nombre d'entités

N	Nord
NE	No effect (aucun effet)
O	Ouest
OMNR	Ontario Ministry of Natural Resources
Ph.D.	Philosophiæ doctor (docteur en philosophie)
PD	Pierre Drapeau
PS	Pauline Suffice
RLRQ	Recueil des lois et des règlements du Québec
RT	Recommended trappers (trappeurs recommandés)
SD	Standard deviation (écart-type)
TLGIRT	Tables Locales de Gestion Intégrée des Ressources et du Territoire
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
Viz.	<i>videre licet</i> (c'est-à-dire)
vs	Versus
$\omega_i$	Poids d'Akaike
Z1, Z2, Z3, Z4	Zones 1, 2, 3 et 4

## LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

cm	Centimètre
g/cm <sup>2</sup>	Gramme par centimètre carré
ha	Hectare
kg	Kilogramme
km	Kilomètre
km <sup>2</sup>	Kilomètre carré
m	Mètre
mm	Millimètre
m <sup>3</sup>	Mètre cube
=	Égal à
≠	Différent de
>	Supérieur à
≥	Supérieur ou égal à
<	Inférieur à
≤	Inférieur ou égal à
%	Pourcent
Δ	Variation
°C	Degré Celsius
\$	Dollar canadien
Ψ <sup>A</sup>	Probabilité d'occupation d'un site de l'espèce dominante
Ψ <sup>BA</sup>	Probabilité d'occupation d'un site de l'espèce subordonnée, considérant que l'espèce dominante est présente

$\psi^{Ba}$	Probabilité d'occupation d'un site de l'espèce subordonnée, considérant que l'espèce dominante est absente
$p^A$	Probabilité de détection de l'espèce dominante, considérant que la l'espèce subordonnée est absente
$p^B$	Probabilité de détection de l'espèce subordonnée, considérant que l'espèce dominante est absente
$r^A$	Probabilité de détection l'espèce dominante, considérant que les deux espèces sont présentes
$r^{BA}$	Probabilité de détection de l'espèce subordonnée, considérant que les deux espèces sont présentes et que l'espèce dominante a été détectée
$r^{Ba}$	Probabilité de détection de l'espèce subordonnée, considérant que les deux espèces sont présentes et que l'espèce dominante n'a pas été détectée
$ r $	Coefficient de corrélation



## RÉSUMÉ

Le pékan (*Pekania pennanti*) et la martre d'Amérique (*Martes americana*) sont deux espèces focales utilisées pour guider l'aménagement forestier durable qui vise notamment à préserver la biodiversité. Comme dans le reste de l'Est de l'Amérique du Nord, la récolte de pékans par le piégeage au Québec est globalement en hausse tandis que celle de martres est en baisse. Ces deux mustélidés partagent la même niche écologique, mais par sa plus grande taille le pékan pourrait avoir un avantage compétitif sur la martre lorsqu'ils sont sympatriques. Le pékan est toutefois limité dans ses déplacements par un couvert de neige non compacte. L'objectif de cette thèse était de comprendre les rôles respectifs des conditions d'habitat, des conditions climatiques ainsi que de la compétition interspécifique pour expliquer l'augmentation du pékan et la diminution de la martre au Québec. Nous avons utilisé trois méthodes dont les échelles spatiales et temporelles étaient complémentaires

Le Témiscamingue est l'une des régions de la forêt tempérée feuillue où il se capture le plus de martres au Québec. Cette région correspond aussi à la limite nordique de l'aire de répartition du pékan. L'augmentation des captures de pékans des dernières années suggérait une augmentation des interactions entre les deux espèces qui pourrait expliquer la diminution des captures de martres. Des analyses de 41 entrevues semi-dirigées de piégeurs autochtones et non autochtones ont permis d'élaborer plusieurs hypothèses portant sur les effets des changements du couvert forestier et de la compaction du couvert de neige sur le piégeage de ces deux espèces. Les piégeurs ont souligné que la martre et le pékan ne sont pas exclusifs aux forêts de conifères, bien que la martre y soit plus étroitement associée que le pékan. De plus, le pékan tire parti des environnements ouverts, y compris les systèmes agroforestiers. Par ailleurs, l'augmentation de la fréquence des phénomènes de gel-dégel qui entraînent la formation d'une croûte de glace à la surface de la neige, liée aux changements climatiques, favorise les déplacements du pékan qui étant plus lourd bénéficie d'une surface glacée. En outre, le pékan a été identifié comme un compétiteur, voire même un prédateur de la martre. Les savoirs locaux des piégeurs pointent vers deux interprétations quant au pékan ; il est moins affecté que la martre par l'aménagement forestier et il semble également bénéficier du changement climatique pour étendre son aire de répartition.

Une approche de sélection de modèles basée sur ces savoirs locaux a ensuite été utilisée pour évaluer les impacts respectifs des changements d'habitat et des conditions climatiques sur les relations interspécifiques du pékan et de la martre à long terme et à plus grande échelle spatiale. Les rendements annuels de récolte de pékans et de martres (nombre de fourrures vendues /100 km<sup>2</sup>) dans 85 unités de gestion des animaux à fourrure du Québec ont été analysés pour la période de piégeage entre les saisons de 1984-1985 et 2014-2015. Les analyses révèlent que le pékan bénéficie surtout d'un accroissement des superficies couvertes par des forêts mixtes de plus de 12 m résultant de décennies de récolte forestière qui ont contribué à augmenter la composante feuillue de la matrice forestière. La martre, quant à elle, subit l'augmentation des pluies hivernales et printanières qui réduiraient sa capacité de thermorégulation et entraveraient ses mouvements en réduisant l'accès aux zones subnivales par la création d'une croûte de glace sur la neige. La baisse des rendements de captures de martre coïncide également avec l'augmentation des rendements de captures de pékan, suggérant une possible compétition interspécifique.

Des données issues d'un réseau de 49 pièges photographiques déployé pendant deux automnes ont permis de documenter l'occupation de sites par les deux espèces dans la forêt tempérée feuillue à une plus fine échelle spatiale que celle des unités de gestion des animaux à fourrure. Des modèles d'occupation de sites multiespèces ont ensuite permis d'évaluer l'utilisation des habitats ainsi que l'influence du pékan sur la martre. Ces analyses montrent que l'occupation de sites par la martre n'est pas affectée par la présence du pékan durant l'automne. Par contre, la disponibilité de vieux peuplements mixtes ou résineux denses explique la répartition spatiale de la martre à l'échelle de son domaine vital de même qu'à l'échelle du paysage. De plus, un indice d'habitat propice à l'utilisation par la martre, développé à partir des savoirs locaux des piégeurs de la région d'étude, a permis de mettre en perspective l'importance de combiner plusieurs attributs de l'habitat de la martre pour décrire la structure des peuplements recherchée par cette dernière, soit la composition spécifique, l'âge et la densité des peuplements. Cet indice permet de raffiner le modèle de qualité d'habitat de la martre d'Amérique pour la forêt tempérée feuillue du Québec. Les résultats de cette thèse suggèrent que la martre serait une espèce focale pertinente pour guider l'aménagement de la partie nordique de la forêt tempérée feuillue.

Enfin, cette thèse met en valeur la complémentarité des approches intersectorielles (sciences sociales – sciences naturelles) pour l'avancée des connaissances. La combinaison de l'expertise des piégeurs et de nouvelles technologies pairées à de nouvelles méthodes d'analyses statistiques ont permis de documenter la présence d'espèces élusives à moindre coût et ainsi d'approfondir notre compréhension de la répartition de ces deux espèces dans la zone de transition entre la forêt tempérée feuillue et la forêt boréale. Cette co-construction des savoirs permet de mieux définir

les facteurs qui affectent les populations de deux mustélidés considérés comme des espèces focales pour l'aménagement forestier au Québec. L'inclusion de ces connaissances dans le processus de gestion intégrée des ressources forestières devrait bénéficier aux différentes parties prenantes à toutes les étapes de l'aménagement forestier.

Mots clés : Mésocarnivore, savoir local, aménagement forestier durable, changements climatiques, forêt tempérée feuillue, habitat, relations interspécifiques.

## ABSTRACT

The fisher (*Pekania pennanti*) and the American marten (*Martes americana*) are two focal species used to guide sustainable forest management, which among other goals aims to conserve biodiversity. Fisher harvests by trappers are globally increasing in Quebec as in the rest of Eastern North America, whereas marten harvests are declining. These two mustelids share the same ecological niche, although the larger size of fishers could give them a competitive advantage over martens when both species are sympatric. However, fisher movements are limited when snow cover is not compact. The objective of this dissertation was to acquire knowledge on the respective roles of habitat conditions, climatic conditions and competition to explain the increase of the fisher and the decrease of marten in Quebec. We used three methods (local knowledge, harvest data and survey data with cameras) whose spatial and temporal scales were complementary.

Témiscamingue is one of the regions characterized by temperate deciduous forests in Quebec where marten captures are highest. This region also corresponds to the northern limit of the fisher's range. Increased fisher captures suggested increased interactions between the two species, that could explain why marten captures have declined. Analyses of 41 semi-structured interviews with Indigenous and non-Indigenous trappers generated several hypotheses about the effects of changes in forest cover and snow cover compaction on these two species. Trappers highlighted that marten and fisher are not exclusive to coniferous forests, although marten shows a closer association to such forests than fisher. Fisher apparently also takes advantage of open environments, including agroforestry systems. Moreover, the increased frequency of freeze-thaw events due to climate change cause the formation of an ice crust on the snow surface, which favors fisher movements. In addition, fisher was identified as a competitor, even a predator, of marten. Local knowledge of trappers suggests that fisher is less affected than marten by forest management and that it also appears to benefit from climate change to extend its range.

Model selection based on this local knowledge was then used to determine the respective effects of habitat changes and climatic conditions on fisher and marten populations in Quebec. Annual fisher and marten harvest yields (number of furs sold / 100 km<sup>2</sup>) in 71 fur-bearing animals management units in Quebec were analyzed for the

period between the 1984-1985 and 2014-2015 trapping seasons. Fishers benefitted mainly from the increased abundance of mixed forests > 12 m tall, resulting from decades of forest harvesting. Fisher harvest decreased with increasing spring rains, which can affect survival during the period of young rearing. Marten harvest decreased with increasing winter rains which lower thermoregulation capacity, and hamper movements by creating an ice crust on the snowpack, reducing access to sub-nivean areas. Decline in marten harvest during the 30-year study period coincided with an increase in fisher harvest, suggesting possible interspecific competition.

Data from a network of 49 camera traps monitored over two autumn seasons documented fisher and marten habitat occupancy in the temperate deciduous forest at a finer spatial scale than furbearer management units. Multi-species site occupancy models were then used to evaluate habitat use and fisher's influence on marten. These analyses demonstrate that marten occupancy is not affected by fisher presence in the autumn. However, the availability of dense old coniferous or mixed stands explains the spatial distribution of marten across its home range as well as at the landscape scale. In addition, an index of potential habitat developed from the empirical knowledge of trappers in the study area made it possible to put into perspective the importance of combining several attributes of marten habitat to describe desired stand structure: specific composition, age and density of the stands. This habitat index improves the habitat quality model for American marten in temperate deciduous forests. Results suggest that marten could be a relevant focal species to guide the management of temperate deciduous forests.

Finally, this dissertation highlights that bridging research approaches of social sciences - humanities and natural sciences enhances the advancement of knowledge about mustelids ecology. The combination of trappers' expertise and new technologies in field biology (camera traps and statistical analyses) has made it possible to document the presence of elusive species at lower costs while increasing our understanding of the distribution of these two species at the transition zone of the northern temperate and the boreal forest. This co-construction of knowledge made it possible to better define the factors affecting the populations of two mustelids identified as focal species for forest management in Quebec. Including such knowledge in the process of integrated forest resource management should benefit the different stakeholders at all steps of forest management.

Keywords : Mesocarnivore, local knowledge, sustainable forest management, climate change, temperate deciduous forest, habitat, interspecific interactions.

## CHAPITRE I

### INTRODUCTION

#### 1.1 Le pékan et la martre d'Amérique

##### 1.1.1 Phylogénie et morphologie comparées

Le pékan (*Pekania pennanti*) et la martre d'Amérique (*Martes americana*) sont des carnivores de moyenne taille, aussi appelés mésocarnivores. Ils appartiennent à la famille des Mustélidés et à la sous-famille des Guloninae (Koepfli *et al.*, 2017). Leur corps allongé se prolonge avec une longue queue qui correspond à près du tiers de leur taille totale (Powell *et al.*, 2003). Le pékan est environ 3 fois plus gros que la martre d'Amérique (Figure 1.1). Les mâles sont considérablement plus gros que les femelles chez les deux espèces. Les martres adultes mâles pèsent généralement entre 0,6 et 1,0 kg, mais peuvent atteindre 1,4 kg, et mesurent généralement entre 50 et 70 cm de long. Les femelles pèsent généralement entre 0,4 et 0,7 kg, mais peuvent atteindre 1 kg, et mesurent entre 45 et 60 cm de long. Les pékans adultes mâles pèsent entre 3,5 et 5,5 kg, et mesurent 90 à 120 cm, tandis que les femelles pèsent généralement entre 2,0 et 2,5 kg, et mesurent 75 à 95 cm de long.



Figure 1.1 Montage de deux photos prises par des caméras à détecteur de mouvement montrant la différence de taille entre un pékan à gauche et une martre à droite.

Les têtes du pékan et de la martre sont triangulaires, mais leurs museaux sont moins pointus que ceux des renards (*Vulpes* sp.). Les oreilles du pékan sont larges et arrondies, alors que celles de la martre sont plutôt pointues. Les pékans ont un pelage brun foncé sur le corps avec des pattes et une queue noires. Leurs têtes sont plutôt dorées ou argentées. De nombreux pékans ont des taches blanches ou crème irrégulières sur la poitrine ou les aines; mais les taches de la poitrine ne deviennent jamais assez grosses pour s'étendre à la gorge. La couleur du pelage de la martre varie davantage. Le corps peut être brun foncé à clair, voire doré avec une queue et des pattes brun foncé. Les martres ont de grandes taches irrégulières de couleur crème à doré sur le menton et la gorge. Les pékans et les martres sont digitigrades avec cinq doigts à chaque patte. Leurs griffes sont tranchantes, courbes et semi-rétractables. Leurs squelettes leur permettent

une grande variété de mouvements, y compris la course au sol, le long des troncs et des branches des arbres.

### 1.1.2 Domaine vital

La plupart des individus de ces deux espèces ne sont pas nomades, mais vivent dans des zones assez confinées, appelées domaines vitaux, où ils pratiquent leurs activités quotidiennes : recherche de nourriture, d'accouplement et soin aux jeunes (Powell, 2000). Le pékan et la martre sont des animaux solitaires et territoriaux. Leur territorialité est cependant intersexuelle et permet aux domaines vitaux des mâles de chevaucher ceux des femelles. Les deux espèces se reproduisent une fois par année et ont généralement de 2 à 3 jeunes à la fin mars ou au début du mois d'avril (Powell *et al.*, 2003). Les martres juvéniles se dispersent de leur territoire natal à 4-6 mois et la dispersion peut prendre plus de quatre mois (Johnson, 2008). Dans l'Est de l'Amérique du Nord, le domaine vital de la martre est en moyenne de 2,1 à 5,7 km<sup>2</sup> pour le mâle et 1,0 à 3,4 km<sup>2</sup> pour la femelle (Québec [Canada] : Godbout et Ouellet, 2008; Ontario [Canada] : Thompson et Colgan, 1987; Maine [USA] : Philipps *et al.*, 1998; Adirondack Park [USA] : Jensen, 2012; Wisconsin [USA] : Dumyahn *et al.*, 2007).

Les pékans juvéniles cessent d'utiliser les tanières natales à l'âge de 8 semaines, mais restent avec leur mère jusqu'à l'âge de 22 semaines (Arthur *et al.*, 1993; Powell *et al.*, 2003). Les juvéniles se dispersent entre la mi-août et le mois de mai de l'année suivante pour établir leur propre domaine vital (Arthur *et al.*, 1993). Les domaines vitaux des pékans sont en moyenne de 9.2 à 38 km<sup>2</sup> pour les mâles et 3.6 à 29.9 km<sup>2</sup> pour les femelles (Powell *et al.*, 2003; Tully, 2006; Koen *et al.*, 2007), mais peuvent atteindre des maximums de 56 km<sup>2</sup> pour les femelles en Ontario (Tully, 2006). La taille du domaine vital dépend de l'abondance des ressources (Thompson et Colgan, 1987; Jensen *et al.*, 2012).



### 1.1.3 Relations interspécifiques

Le pékan et la martre sont des mésocarnivores dont les régimes alimentaires sont assez similaires (Powell *et al.*, 2003; Zielinski et Duncan, 2004; Manlick *et al.*, 2017). Les deux espèces s'attaquent à des petits mammifères tels que les campagnols à dos roux (*Myodes gapperi*), les écureuils et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), mais consomment également des oiseaux, des reptiles, des insectes, des noix, des fruits et des plantes. Le pékan est un prédateur plus généraliste et consomme des mammifères de taille petite à moyenne (y compris le porc-épic (*Erethizon dorsatum*)) et des charognes (Powell, 1993; Powell *et al.*, 2017). Ce chevauchement dans les préférences de proies entraîne ainsi une compétition directe pour les ressources alimentaires.

Compte tenu de leur taille réduite et de leur capacité à prospérer dans divers habitats, les mésocarnivores sont généralement plus abondants que les grands carnivores (Roemer *et al.*, 2009). Selon la théorie de cascade trophique (Hairston *et al.*, 1960), les consommateurs secondaires (prédateurs) influencent directement l'abondance des consommateurs primaires (herbivores) et, indirectement l'abondance des producteurs primaires (végétation) en réduisant les effets de l'herbivorie. Par exemple, en Norvège, les habitats où les populations de prédateurs (principalement les mustélidés) étaient intactes présentaient des densités de campagnol gris (*Clethrionomys rufocanus*) et des dommages aux plantes cinq fois moins importants que les habitats sans prédateurs (Hambäck *et al.*, 2004). Le pékan étant le seul prédateur important du porc-épic, il est par exemple considéré comme un contrôleur biologique des populations de ce rongeur qui endommage les arbres (Powell *et al.*, 2017). De même, en sylviculture, la consommation des glands de chêne rouge par les rongeurs est un facteur important pour le succès de régénération de cette essence en raréfaction (Burns et Honkala, 1990; Lessard *et al.*, 2018). Si les mésocarnivores peuvent réguler les populations de proies, l'inverse est également vrai. En effet, la disponibilité de nourriture, au même titre que la disponibilité d'abris pour le repos et l'élevage des jeunes, est déterminante pour

l'utilisation d'un territoire par les mésocarnivores. La présence des compétiteurs et des prédateurs influence également les populations de mésocarnivores et leur utilisation de l'habitat.

Lorsque plusieurs espèces appartenant à un même groupe taxonomique exploitent une ressource commune de la même manière et en même temps, elles partagent la même niche écologique et font partie de la même guildes écologique (Root 1967). Les mésocarnivores sont souvent affectés par la présence d'espèces de plus grande taille appartenant à la même guildes lorsqu'ils vivent en sympatrie, c'est-à-dire dans une même zone géographique (Donadio et Buskirk, 2006). La compétition interspécifique de deux espèces qui convoitent les mêmes ressources limitées influence leur utilisation de l'habitat et peut conduire à la ségrégation des niches lorsque les individus de ces espèces changent leur utilisation de l'habitat ou leur activité pour éviter la compétition (Palomares et Caro, 1999). Si la présence d'un concurrent dominant réduit la capacité d'un animal à utiliser une zone, il peut être exclu de cette zone par la compétition d'interférence et utiliser des refuges moins appropriés (Durant, 1998; Tannerfeldt *et al.*, 2002). Les effets comportementaux de cette compétition peuvent alors évoluer jusqu'à se traduire au niveau des populations (Tannerfeldt *et al.*, 2002).

Les espèces qui coexistent évoluent naturellement par des adaptations morphologiques et comportementales afin de diminuer le risque de compétition (Hunter et Caro, 2008). Toutefois, des facteurs tels que les perturbations anthropiques et les conditions climatiques changeantes influencent également l'utilisation de l'habitat par les espèces (Graham et Grimm, 1990; Lodge, 1993). Les coupes forestières altèrent notamment la disponibilité de l'habitat par sa fragmentation à l'intérieur de l'aire de répartition des espèces (Potvin *et al.*, 2000).

Le pékan et la martre d'Amérique partagent une partie de leur aire de répartition (Figure 1.2). Appartenant à la même guildes, les deux espèces pourraient se concurrencer lorsqu'elles sont sympatriques. L'utilisation de l'habitat du pékan et de la martre pourrait en effet être affectée par les relations de compétition ou de prédation entre ces deux espèces (Krohn *et al.*, 1997). Ces relations pourraient particulièrement expliquer l'utilisation fine des habitats là où les aires de répartition se chevauchent. Plus spécifiquement, en raison de sa plus grande taille, le pékan pourrait dominer et exclure la martre des secteurs qu'il occupe (Fisher *et al.*, 2013).

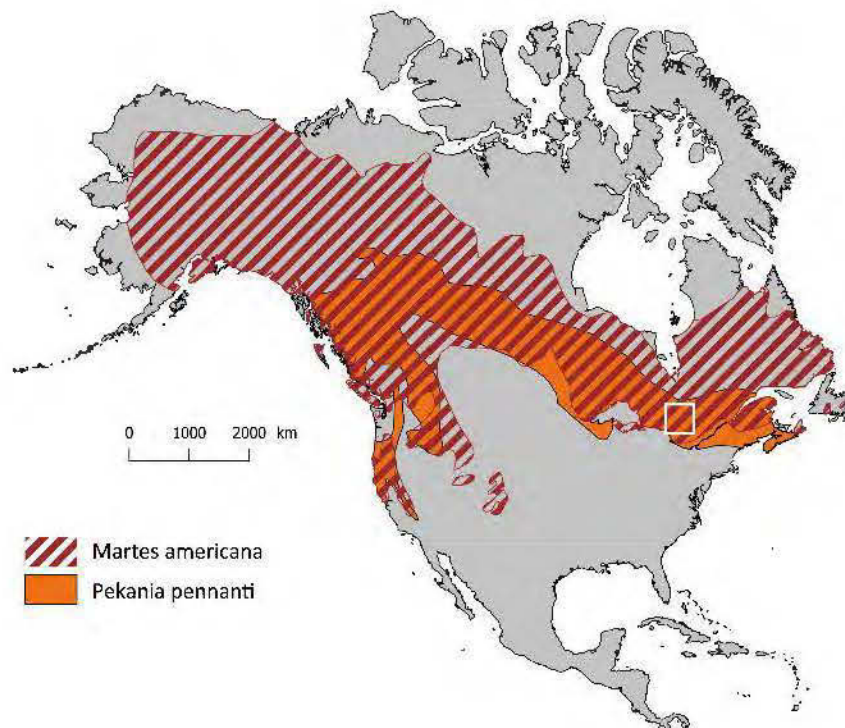


Figure 1.2. Répartition géographique actuelle de la martre d'Amérique (*Martes americana*) en rouge et du pékan (*Pekania pennanti*) en orange. Le carré blanc indique notre aire d'étude pour les chapitres II et IV. [Source des données: <http://www.natureserve.org> ]

Dans l'est de l'Amérique du Nord, les aires de répartition géographique du pékan et de la martre ont été contractées suite à la colonisation (Krohn, 2012). Le défrichement des terres a engendré une perte d'habitat tandis que le piégeage non réglementé a entraîné une surexploitation des animaux à fourrures. Après une diminution au milieu du XIX<sup>e</sup> siècle, les populations de pékans ont augmenté depuis la moitié du XX<sup>e</sup> siècle dans l'est de son aire de répartition, notamment dans le nord-est des États-Unis, en Ontario et au Québec (Bowman *et al.*, 2006; Lancaster *et al.*, 2008; Krohn, 2012; Lewis *et al.*, 2012; LaPoint *et al.*, 2015; NYSDEC, 2015). Ce rétablissement du pékan est en partie dû aux efforts de réintroduction et à une recolonisation naturelle (Carr *et al.*, 2007a; Stewart *et al.*, 2017), mais pourrait également être associé à l'impact cumulatif des changements climatiques et des modifications d'habitat (Lancaster *et al.*, 2008; Krohn, 2012). En revanche, malgré les efforts de réintroduction, les populations de martres peinent à se rétablir et les ratios de captures de martres par rapport aux captures de pékans diminuent (Krohn, 2012). En règle générale, les facteurs abiotiques limitent la répartition des espèces aux limites nord de leur aire de répartition, tandis que, dans les limites sud, où les conditions environnementales ont tendance à être moins contraignantes, elles sont limitées par les interactions biotiques (Lomolino *et al.*, 2016). Dans un contexte de réchauffement climatique à long terme, il est suggéré que les limites nord de l'aire de répartition du pékan vont s'étendre et les limites sud de l'aire de répartition de la martre d'Amérique continueront à se contracter (Krohn, 2012). Parmi les facteurs qui influencent l'utilisation de l'habitat par le pékan et la martre, les conditions hivernales et la disponibilité de sites de repos semblent parmi les plus importants.

#### 1.1.4 Influence des conditions hivernales

Actifs toute l'année, les pékans et les martres présentent différentes adaptations qui leur permettent notamment de survivre aux conditions hivernales. Pour conserver leurs habiletés de prédateurs, leurs réserves de gras sont plutôt limitées, surtout pour la

martre (Leonard, 1980; Buskirk et Harlow, 1989; Cobb, 2000). Les martres et les pékans sont en effet très maigres pour leur taille, avec seulement 2,4 à 4,6 % de leur masse corporelle sous forme de lipides extractibles. Un comportement de recherche de nourriture efficace est donc particulièrement important en hiver. Les martres et les pékans peuvent jeûner pendant 1 à 5 jours lorsque les conditions météorologiques sont particulièrement rudes (Mustonen et Nieminen, 2012). Par contre, la forme profilée de leur corps, en particulier celui des martres, leur permet d'utiliser l'espace sous-nival (Raine, 1987; Sherburne et Bissonette, 1994; Krohn *et al.*, 2005). Cet espace se forme notamment grâce aux structures près du sol telles que les gros débris ligneux qui créent un réseau pour les déplacements sous la neige (Corn et Raphael, 1992). L'utilisation de l'espace sous-nival fournit un environnement thermiquement avantageux pour chercher de la nourriture et échapper aux rudes conditions hivernales (Taylor et Buskirk, 1994).

Les déplacements dans la neige engendrent des dépenses énergétiques qui varient en fonction de l'épaisseur, de la portance de la neige et de la vitesse de déplacement des individus (Crête et Larivière, 2003). Les conditions de neige affectent particulièrement la dispersion des pékans (Raine, 1987; Krohn *et al.*, 2005; Carr *et al.*, 2007b; Garroway *et al.*, 2011; Bertrand *et al.*, 2017), car ils sont plus grands et plus massifs (18,2 à 32,0 g/cm<sup>2</sup>) que les martres (9,1 à 12,2 g/cm<sup>2</sup>) (Krohn *et al.*, 2005). Les pékans tendent donc à être plus contraints par une neige profonde et non compacte que les martres.

L'altération des conditions de neige au cours des dernières décennies a eu des effets directs sur la répartition des mésocarnivores du Nord, mais qui varient selon les espèces (Pozzanghera *et al.*, 2016). Selon les scénarios de réchauffement climatique (Logan *et al.*, 2011), la diminution prévue de l'épaisseur du couvert nival au cours des prochaines années pourrait modifier la dynamique des populations et affecter l'utilisation future des habitats de la martre et du pékan (Wasserman *et al.*, 2012; Wilsey *et al.*, 2013).

L'augmentation de la fréquence des épisodes de pluie hivernale ou verglaçante et d'alternance de périodes de gel et dégel durant l'hiver affecte la qualité du couvert nival et l'accès à un espace sous-nival (Callaghan et Johansson. 2015; Domine *et al.*, 2018). La compaction et la cristallisation de la neige dues aux phénomènes mentionnés précédemment augmenteraient la portance de la neige, facilitant les déplacements du pékan (Kilpatrick et Rego, 1994, Pomeroy et Brun 2001). Par contre, ces mêmes phénomènes réduisent la capacité isolante de la neige et diminuent l'épaisseur du couvert nival qui rapprochent les températures de l'espace sous-nival de celles de l'extérieur (Taylor et Buskirk, 1996, Pomeroy et Brun, 2001). Les mustélidés ne pourraient donc plus y trouver refuge pour se protéger des rigueurs de l'hiver (Taylor et Buskirk, 1994, Williams *et al.*, 2015).

#### 1.1.5 Habitat des mustélidés forestiers

À l'échelle du peuplement, l'occurrence des pékans et des martres est fortement associée aux forêts denses et aux hautes canopées fermées où se trouvent des structures de repos (Buskirk, 1992; Powell et Zielinski, 1994; Potvin *et al.*, 2000; Powell *et al.*, 2003; Fuller *et al.*, 2005). Les arbres de gros diamètre fournissent aux deux espèces des cavités dans lesquelles elles peuvent trouver refuge et élever leurs jeunes (Powell *et al.*, 2003). La martre dépendrait cependant davantage que le pékan d'un couvert de protection contre la prédation et les intempéries (Powell *et al.*, 2003). Cette protection est notamment assurée par les peuplements âgés et composés majoritairement de résineux, mais pas exclusivement (Potvin *et al.*, 2000; Cheveau *et al.*, 2013). La dépendance de la martre au couvert résineux serait plus marquée à l'Ouest qu'à l'Est de son aire de répartition où elle utilise davantage de peuplements qui ont une plus grande composante de feuillus (Potvin *et al.*, 2000; Powell *et al.*, 2003). Les arbres résineux permettent par contre d'intercepter la neige dont l'accumulation au sol limite les déplacements des mustélidés en hiver, notamment ceux du pékan (Powell *et al.*, 2003).

Les deux espèces ont aussi besoin d'une structure physique près du sol en hiver pour accéder aux espaces sous-niveaux dans lesquels elles se nourrissent et se reposent (Buskirk et Ruggiero, 1994; Gilbert *et al.*, 1997). Les débris ligneux au sol contribuent à cette structure physique (Corn et Raphael, 1992). Dans les régions tempérées à l'Est de l'Amérique du Nord, une structure complexe près du sol peut aussi être fournie par le sapin baumier (*Abies balsamea*) après seulement quelques décennies de succession. Les peuplements de début de succession peuvent également être utilisés par les mustélidés où ils peuvent chasser le lièvre d'Amérique et se nourrir sur des carcasses de cervidés (Potvin *et al.*, 2000; Potvin *et al.*, 2005; Powell *et al.*, 2017). Par contre, les pékans comme les martres éviteraient les zones ouvertes (Buskirk et Powell, 1994). L'absence de prédateurs importants, tels que le cougar (*Puma concolor*) ou le lynx roux (*Lynx rufus*) au Nord-Est de l'aire de répartition du pékan pourrait toutefois expliquer une utilisation de milieux plus ouverts qu'ailleurs dans son aire de répartition (Wengert *et al.*, 2014; Powell *et al.*, 2017). Certaines populations de pékan se sont même étendues dans des jeunes forêts, semi-urbaines, fragmentées ou en milieu agroforestier (Lewis *et al.*, 2012; LaPoint *et al.*, 2013).

Les changements dans les caractéristiques et la disponibilité de grands arbres et de grandes quantités de débris ligneux grossiers affectent directement la manière dont les pékans et les martres utilisent les forêts (Gilbert *et al.*, 2017). Ces changements entraînent également des conséquences indirectes telles que des changements dans la composition et l'abondance relative des proies. L'exploitation forestière affecte donc l'habitat des mustélidés et leurs populations. En simplifiant les structures verticale et horizontale, la récolte de bois limite en effet l'accès aux proies, la présence d'abris durant l'hiver et une protection contre les prédateurs (Thompson et Harestad, 1994; Payer et Harrison, 2003). La martre constitue une des espèces les plus sensibles à la récolte forestière (Thompson, 1991; Chapin *et al.*, 1998; Potvin *et al.*, 2000; Fuller et Harrison, 2005; Cheveau *et al.*, 2013). Ainsi, elle ne tolère pas plus de 30 à 40% de son

domaine vital en peuplements en régénération de moins de 6 m de hauteur (Chapin *et al.*, 1998; Payer et Harrison, 2000; Fuller et Harrison, 2005; Potvin *et al.*, 2000). Dans l'Ouest de l'Amérique du Nord, l'altération de l'habitat par les coupes forestières fait partie des menaces à la survie des populations de pékan (Weir *et al.*, 2012, Aubry *et al.*, 2013).

#### 1.1.6 Enjeux de l'aménagement forestier pour les mustélidés

L'intensification et l'extension des activités forestières industrielles ont engendré une transformation du paysage forestier. Des écarts importants entre les paysages aménagés et naturels ont été créés en ce qui concerne l'étendue, la fréquence et la sévérité des perturbations engendrées par l'exploitation forestière qui diffèrent de celles des perturbations qui affectent naturellement la forêt (Gauthier *et al.*, 2008). L'addition des coupes forestières aux épidémies d'insectes, feux et chablis a accru la vulnérabilité des écosystèmes aux impacts cumulatifs des perturbations anthropiques et naturelles (Gauthier *et al.*, 2008; Boucher *et al.*, 2009). Dans un contexte où des changements climatiques majeurs apparaissent simultanément aux perturbations anthropiques (IPCC, 2018), les préservations des processus écologiques et de la biodiversité sont des éléments clés pour assurer la résilience des écosystèmes (Holling 1973).

La raréfaction des forêts anciennes au profit d'un rajeunissement des peuplements forestiers ainsi que la simplification de la structure interne de ces peuplements ont conduit à la transformation voire à la perte d'écosystèmes naturels et à la diminution de la biodiversité (Imbeau *et al.*, 2001; Siitonen, 2001; Cyr *et al.*, 2009, Bouchard *et al.*, 2010). Une grande quantité d'arbres creux, d'arbres de gros diamètre et d'arbres cariés est une caractéristique structurale qui distingue les forêts anciennes de celles aménagées (Tyrrell et Crow, 1994; Doyon *et al.*, 2005; Angers *et al.*, 2005). La diminution de la disponibilité en matière ligneuse âgée ou morte dans les forêts aménagées est d'ailleurs considérée comme l'une des principales causes de perte de



diversité biologique (Gauthier *et al.*, 2008). Le bois mort sert particulièrement de cache pour les mustélidés et de couvert de protection pour leurs proies (micromammifères et petits mammifères, oiseaux, amphibiens). Les plus grandes cavités, comme celles créées dans les chicots par une vaste pourriture du cœur, sont notamment utilisées comme tanières par le pékan et la martre. Les débris ligneux au sol fournissent pour leur part des structures physiques qui permettent des passages par dessus les ruisseaux, au-dessus du sol de la forêt et dans la neige (Stevens, 1997). Outre l'offre d'habitat et d'alimentation, le bois mort contribue considérablement à un ensemble d'autres services écosystémiques tels que le cycle des nutriments, la fertilité du sol, la régulation de l'eau, de l'air et du climat, les aménités (i. e., plaisirs et agréments que procurent un lieu ou un paysage) dont les humains profitent au contact de la nature (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) (Figure 1.3).

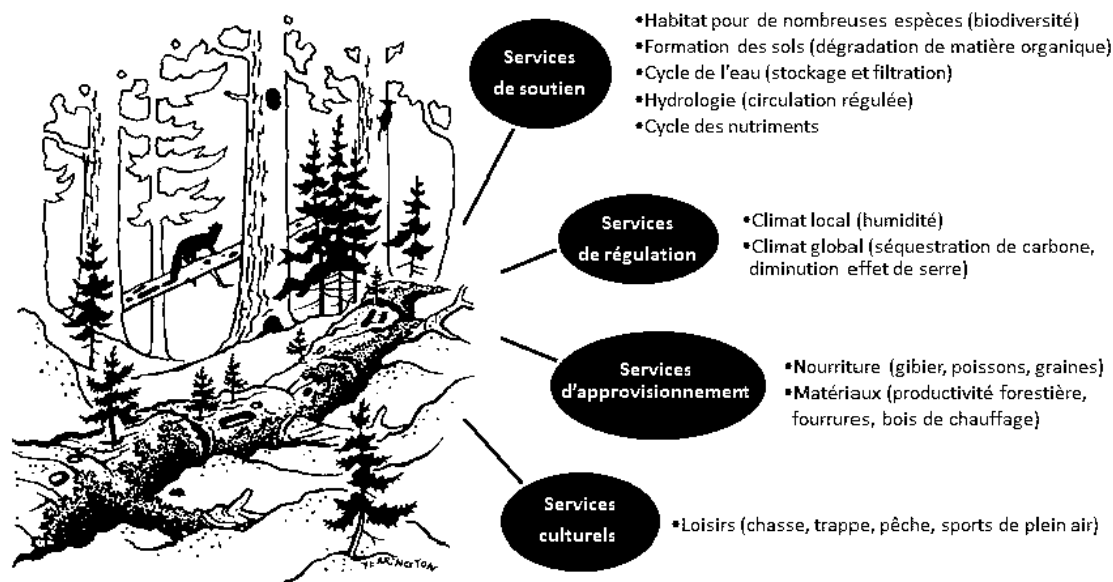


Figure 1.3 Services écosystémiques fournis par le bois mort dans les forêts (illustration basée sur un dessin de Tim Yearington).

Les aménagistes sont de plus en plus conscients que l'enlèvement total du bois mort après la récolte peut être nuisible à l'écosystème forestier. Paillet *et al.* (2010) rapportent même qu'en forêt la richesse en espèces est directement influencée par l'intensité des aménagements forestiers. Les coupes de récupération dans les forêts brûlées ou ayant subi des chablis, la récolte des bois dits « secs et sains », ainsi que la récolte des peuplements sénescents influencent la disponibilité des débris ligneux, et la biodiversité qui y est associée à l'échelle des peuplements et des paysages (Drapeau *et al.*, 2002; Butler *et al.*, 2004). En Finlande, par exemple, la diminution des quantités de bois mort est la principale cause du statut menacé de plus de 600 espèces de champignons, bryophytes, lichens et insectes (Rassi *et al.*, 2010).

Le maintien de la variabilité naturelle du bois mort, tant au niveau du peuplement que du paysage est un objectif pour la gestion durable des forêts (Gauthier *et al.*, 2008). La rétention d'arbres morts ou sénescents est d'ailleurs préconisée pour aider à atteindre les objectifs de préservation de la biodiversité et les exigences de la certification dans les pratiques sylvicoles modernes (Forest Stewardship Council Canada Working Group, 2004). Dans une perspective d'aménagement durable des forêts, certaines formes de bois mort constituent donc des éléments clés qui doivent se voir accorder une importance particulière. Il s'agit des chicots et débris ligneux de gros calibre; des arbres (particulièrement feuillus) susceptibles d'atteindre de forts diamètres et de former des cavités naturelles; des débris ligneux au sol et des chicots en état avancé de décomposition; ainsi que des petits débris ligneux que constituent les branches et les houppiers (Jetté *et al.*, 2013a).

L'exploitation intensive passée des grands conifères et des feuillus durs au Québec a notamment entraîné les raréfactions de certaines essences, classes d'âge et de bois mort dans la forêt tempérée feuillue (Doyon et Bouffard, 2009; Boulet 2015). Le pékan et la

martre d'Amérique utilisent tous les deux la forêt tempérée feuillue et peuvent donc être affectés par les changements qui y surviennent.

## 1.2 Exploitation de la forêt tempérée feuillue au Québec

### 1.2.1 La forêt tempérée feuillue

La forêt tempérée feuillue est un biome présent principalement en Europe, en Chine et en Amérique du Nord. Sa plus grande superficie continue se situe dans l'Est du Canada (Ontario, Québec et Nouveau-Brunswick). La diversité des espèces d'arbres présentes dans la forêt tempérée feuillue forme une gamme très variée de peuplements. Au Québec, les peuplements les plus répandus dans la forêt tempérée feuillue sont des érablières. Bien qu'elles soient dominées par l'érable à sucre (*Acer saccharum*), les érablières se composent également d'autres essences feuillues telles que le chêne rouge (*Quercus rubra*), le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) et le frêne noir (*Fraxinus nigra*). Certains peuplements résineux sont presque exclusifs à cette zone de feuillus. Ils comprennent les prucheraies, composées surtout de la pruche du Canada (*Tsuga canadensis*), et des pinèdes formées par le pin blanc (*Pinus strobus*) et le pin rouge (*Pinus resinosa*).

La zone de la forêt feuillue du Québec se divise entre trois domaines bioclimatiques : l'érablière à caryer cordiforme, l'érablière à tilleul et l'érablière à bouleau jaune (Saucier *et al.*, 1998; Majcen *et al.*, 2003). Le domaine de l'érablière à caryer occupe l'extrême sud-ouest de la province. Un peu plus au nord et à l'est, dans la vallée du Saint-Laurent et dans la vallée de la Gatineau, on trouve le domaine de l'érablière à tilleul. Le domaine de l'érablière à bouleau jaune constitue la partie la plus nordique de la forêt feuillue. Il couvre la portion sud du plateau des Laurentides et les côtes des Appalaches. Dans ces trois domaines, les forêts feuillues occupent divers habitats, en excluant ceux aux conditions extrêmes comme les sols très humides, très secs et

extrêmement pierreux, surtout colonisés par des peuplements mélangés et résineux. Les sols très humides sont généralement favorables aux peuplements composés de sapin baumier (*Abies balsamea*), d'érable rouge (*Acer rubrum*), d'épinette rouge (*Picea rubens*), d'épinette blanche (*Picea glauca*), de thuya de l'Est (*Thuja occidentalis*) et d'épinette noire (*Picea mariana*).

Les travaux portant sur la dynamique naturelle des forêts ont montré que la majorité des érablières se régénèrent en continu sous la canopée ou dans des petites trouées créées par la chute d'arbres (Majcen *et al.*, 2003; Després *et al.*, 2017). Les perturbations majeures telles que les feux et les épidémies d'insectes ne sont pas fréquentes en forêt feuillue et ne couvrent pas des superficies considérables comme en forêt boréale. Par contre, le vent, le verglas, le dépérissement et les agents pathogènes qui causent la mortalité des arbres sont des perturbations naturelles fréquentes en forêt feuillue. Toutes ces perturbations naturelles créent des ouvertures de petites dimensions dans le couvert forestier. Depuis la colonisation, l'exploitation de la forêt tempérée feuillue a grandement modifié le paysage (Danneyrolles *et al.*, 2016). Les forêts feuillues actuelles présentent des changements de composition et de structure par rapport aux forêts naturelles préindustrielles (Doyon et Bouffard, 2009).

Au Québec, la forêt tempérée feuillue occupe la partie méridionale de la province et fournit d'importants volumes de matière ligneuse. Le volume marchand des feuillus durs est estimé à un billion de mètres cubes et la possibilité forestière annuelle est estimée à près de 7,8 millions m<sup>3</sup> (Majcen *et al.*, 2003). Ces feuillus durs sont transformés par de nombreuses usines de déroulage, de sciage et de pâtes et papier répartis sur tout le territoire (Boulet, 2015). La forêt tempérée feuillue constitue un apport économique important pour plusieurs localités en fournissant des milliers d'emplois en forêt et en usine. Les bois feuillus de qualité servent à la fabrication de meubles, de planchers et de boiseries, alors que les arbres de moindre qualité sont

utilisés pour la pâte et le bois de chauffage. Les érablières offrent également la possibilité d'être exploitées pour la production de sirop d'érable (Boulet, 2015). L'acériculture regroupe environ 10 000 producteurs au Québec; certains vivent de cette production, mais plusieurs en tirent un revenu complémentaire (Majcen *et al.*, 2003, Boulet, 2015). Outre son importance économique, l'acériculture demeure un élément indissociable de la tradition et de la culture québécoise. De plus, la forêt feuillue offre à la population un vaste choix d'activités de plein air : villégiature, camping, ski de fond, randonnée pédestre, chasse, pêche et piégeage (Majcen *et al.*, 2003). Ses beautés naturelles et ses coloris automnaux lui confèrent une renommée mondiale pour le tourisme. L'exploitation de la forêt feuillue doit ainsi tenir compte de ses valeurs écologique, économique et sociale.

### 1.2.2 Aménagement forestier écosystémique

Le développement des connaissances grâce à la recherche en écologie forestière permet désormais de développer une foresterie plus respectueuse des processus intervenant dans la dynamique forestière. Avec l'entrée en vigueur de la loi sur l'aménagement durable du territoire forestier en 2013 (RLRQ, chapitre A-18.1), le Québec a pris un tournant majeur en foresterie. Cette loi a notamment permis d'adopter une approche écosystémique de la gestion forestière et de prioriser l'élaboration de critères et d'indicateurs afin de réduire les écarts entre les forêts aménagées et naturelles. L'aménagement écosystémique propose ainsi de reproduire les patrons spatiotemporels issus des perturbations naturelles afin de poursuivre l'exploitation forestière tout en maintenant conjointement la biodiversité et la fonctionnalité des écosystèmes (Gauthier *et al.*, 2008; Perera *et al.*, 2004). L'application d'un aménagement forestier écosystémique change la façon de concevoir et d'aménager la forêt. Ce nouveau type de gestion tient compte simultanément de plusieurs enjeux en considérant la forêt comme un tout fonctionnel (Gauthier *et al.*, 2008).

### 1.2.2.1 Approche par filtre brut

L'aménagement écosystémique vise à produire des paysages dont les caractéristiques s'approchent de celles des paysages naturels, et adopte donc une approche qui repose sur le filtre brut (Bujold, 2013). Le filtre brut se base sur le principe qu'en maintenant l'écosystème dans un état qui se rapproche de son état naturel, les conditions qui contribuent à maintenir l'abondance, la diversité et la répartition des espèces ont plus de chances d'être satisfaites (Hunter, 1990). Les attributs du filtre brut comprennent notamment le maintien ou la restauration de la composition forestière, de la structure d'âge des forêts, de l'organisation spatiale et de la présence d'arbres résiduels (dont les arbres à cavités et le bois mort au sol) (OMNR, 2001). Essentiellement, le filtre brut répond aux besoins d'un large éventail d'espèces en maintenant un large éventail de conditions forestières. Le filtre fin assure quant à lui qu'aucune espèce ne tombe entre les mailles du filtre brut à cause d'exigences spécialisées. Il permet par exemple de protéger certains sites particuliers comme les frayères pour les poissons.

Les espèces animales répondent positivement à une augmentation des quantités d'habitats dont elles ont besoin pour compléter leur cycle biologique (Fahrig, 2003, 2013; Drapeau *et al.*, 2016). La quantité d'habitats est ainsi définie comme un élément primordial pour le maintien de la répartition des espèces, de la taille de leurs populations, et de la biodiversité en général (Fahrig, 2013). L'identification des caractéristiques d'habitat répondant aux besoins spécifiques d'une espèce permet ainsi de contribuer à l'élaboration des stratégies d'aménagement écosystémique (Linehan *et al.*, 1995; Lambeck, 1997; Boutin et Hebert, 2002; Wiens, 2009). L'abondance de différentes espèces indicatrices dépendantes de telles caractéristiques d'habitat, tant à l'échelle du peuplement qu'à celle du paysage, est également un bon indicateur du maintien d'un habitat adéquat. Il est généralement plus simple d'établir des cibles de maintien d'attributs en considérant les besoins de certaines espèces, plutôt qu'en tentant de décrire toute la variabilité de ces attributs dans la forêt naturelle (Jetté *et al.*,

2013b). En utilisant les connaissances sur les besoins en habitats des espèces les plus sensibles aux pratiques forestières, il est possible d'obtenir des données complémentaires au filtre brut (Drapeau *et al.*, 2009). Puisqu'il est impossible d'évaluer les conséquences de l'aménagement forestier sur toutes les espèces sensibles, plusieurs auteurs suggèrent l'utilisation d'espèces focales (Lambeck, 1997; Rempel *et al.*, 2004).

#### 1.2.2.2 Espèces focales

La notion d'espèce focale a été associée aux enjeux de conservation de la biodiversité (Lambeck, 1997), mais est désormais également utilisée pour la mise en valeur des ressources fauniques. Le choix d'une espèce focale doit se faire à partir des connaissances de ses exigences et du seuil critique associé aux attributs clés qui permettent de répondre à ces exigences. En fonction des enjeux régionaux de conservation et de mise en valeur, les espèces focales servent à mieux cibler les attributs écologiques à maintenir, à ajuster les objectifs d'aménagement écosystémique en conséquence et, enfin, à valider biologiquement l'efficacité de stratégies d'aménagement écosystémique retenues (Drapeau *et al.*, 2008; Grenon *et al.*, 2010). Les espèces focales utilisées pour guider l'aménagement forestier sont des espèces dont les populations sont à risque d'être affectées négativement par les activités forestières, par l'altération de leur habitat (Landres *et al.*, 1988). Certaines espèces fauniques peuvent aussi avoir une valeur économique, sociale et culturelle pour les populations humaines (Bélanger *et al.*, 2012). Ces espèces peuvent faire l'objet d'activités de récolte (chasse, pêche, piégeage), d'observation ou de toute autre activité de loisir ou pratique traditionnelle (Bujold, 2013). Les effets des stratégies d'aménagement sur ces valeurs fauniques sont une considération importante dans un contexte de gestion intégrée des ressources forestières et d'une politique de création de valeur, tels qu'appliqués au Québec (Bélanger *et al.*, 2012).

Au Québec, la stratégie d'aménagement durable des forêts (MFFP, 2015) prévoit la mise en place d'un suivi d'espèces sensibles à l'aménagement forestier dans le but de s'assurer que les pratiques d'aménagement écosystémique recréent des conditions favorables aux espèces et à la diversité biologique. Le choix des espèces focales a été guidé par la nécessité de faire le lien entre les besoins en habitats des espèces fauniques vivant sur le territoire et les enjeux d'aménagement écosystémique concernant la structure d'âge des forêts, l'organisation spatiale des forêts, la composition végétale, la structure interne des peuplements, le bois mort et les milieux humides. Trois espèces fauniques sensibles à l'aménagement forestier ont donc été identifiées pour chacune des cinq zones forestières présentes au Québec (érablières, sapinière à bouleau jaune, sapinière à bouleau blanc, pessière à mousse de l'ouest et pessière à mousse de l'est) (Cheveau, 2015). Des modèles de qualité d'habitat (MQH) basés sur les besoins en habitats de ces espèces sont actuellement développés pour être utilisés dans l'aménagement forestier (Cheveau et Dussault, 2013). Parmi les espèces focales retenues, la martre d'Amérique a été identifiée comme une espèce focale pour les pessières à mousses (de l'ouest et de l'est) et les sapinières (à bouleau blanc et à bouleau jaune), tandis que le pékan a été identifié comme une espèce focale pour l'érablière à bouleau jaune (Cheveau, 2015).

### 1.3 Problématique de la thèse

Comme dans le reste de l'Est de l'Amérique du Nord, les populations de pékan sont en hausse au Québec (Lewis et al., 2012). Les captures de pékans par le piégeage sont globalement en hausse, tandis que celles des martres sont à la baisse. En examinant différents paramètres liés à l'exploitation par le piégeage, Poulin *et al.* (2006) ont identifié que cette hausse de la récolte de pékans au Québec est davantage associée à une augmentation des populations qu'à un accroissement de la pression de piégeage. Le pékan est une espèce particulièrement sensible à la surexploitation et à la destruction



des habitats en raison de la faible densité de ses populations (Powell, 1993; Douglas et Strickland, 1987) et de sa capacité limitée de dispersion (Arthur *et al.*, 1993). Une augmentation importante des densités de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et d'orignaux (*Alces americanus*) pourrait avoir contribué à augmenter le taux de survie des pékans en permettant une disponibilité accrue de carcasses issues de bêtes tuées à la chasse et non retrouvées ou d'animaux morts d'inanition (Poulin *et al.*, 2006). Les carcasses d'espèces proies de grande taille fournissent en effet plus d'énergie par unité d'effort et pourraient faciliter l'augmentation des populations de pékan (Powell, 1979; Powell *et al.*, 2017). En raison de la compétition interspécifique, le succès de rétablissement du pékan pourrait causer le déclin de la martre (Krohn *et al.*, 1997, Fisher *et al.*, 2013, Manlick *et al.*, 2017).

Toutefois, le pékan pourrait être limité dans ses mouvements sur un couvert de neige important et pourrait ainsi se restreindre à des sites ayant une plus faible épaisseur de neige. Une accumulation moindre de neige dans une région donnée ouvrirait de nouveaux habitats pour le pékan. Ainsi, il pourrait devenir moins dépendant du type de peuplement pour la chasse et le repos (Kilpatrick et Rego, 1994). Selon les scénarios de réchauffement climatique (Logan *et al.*, 2011), la diminution prévue de l'épaisseur du couvert nival dans le sud du Québec au cours des prochaines années pourrait modifier la dynamique actuelle et affecter l'utilisation future des habitats de la martre et du pékan, comme dans d'autres secteurs de leurs aires de répartition (Wasserman *et al.*, 2012, Wilsey *et al.*, 2013).

Les besoins en habitats de la martre ont été étudiés en forêt mixte et résineuse au Québec (Potvin *et al.*, 2000, Cheveau *et al.*, 2013). Néanmoins, nous disposons de peu d'informations pour le sud de son aire de répartition en forêt tempérée feuillue, là où la martre entre en compétition directe avec le pékan. De plus, nous ignorons les rôles respectifs des conditions d'habitats créées par l'aménagement forestier, les conditions

climatiques changeantes, ainsi que de la compétition entre la martre et le pékan pour expliquer l'utilisation de l'habitat par ces deux espèces au Québec.

### 1.3.1 Accès à l'information

Les suivis scientifiques des populations de mustélidés sont difficiles en raison de leur faible densité, et sont donc rarement disponibles. Le développement de technologies satellitaires telles que les colliers télémétriques enregistrant des localisations GPS peut faciliter l'accès à des données abondantes. La fiabilité de ces technologies était par contre encore instable lorsque nous avons initié cette thèse. Malgré nos efforts déployés sur le terrain et le succès de capture de 11 pékans (8 femelles, 3 mâles), les colliers GPS (e-obs GmbH) ont fait défaut. Le faible succès de récupération des données ne nous a pas permis d'inclure un chapitre spécifique à ce sujet dans cette thèse. Par contre, au vu de l'incertitude dans l'obtention de résultats à partir de colliers, nous avons préalablement adopté des approches alternatives.

En parallèle à ces questionnements scientifiques, les savoirs écologiques locaux des piégeurs autochtones et allochtones peuvent apporter des éléments de réponses complémentaires. En entretenant une utilisation continue des ressources sur un territoire particulier pendant de longues périodes, les piégeurs peuvent témoigner de leur perception des changements à long terme qui surviennent dans l'environnement (Bridger *et al.*, 2016). Les savoirs écologiques locaux font ainsi l'objet d'un intérêt grandissant en recherche (p. ex. : Berkes et Berkes, 2009, Tanguay, 2010, Uprety *et al.*, 2012, Asselin, 2015). Cet intérêt découle, entre autres, des limites des connaissances scientifiques à relever les défis environnementaux (Grenier, 1998). L'exigence de la certification forestière à prendre en compte les intérêts des populations locales contribue également à cet intérêt grandissant. Même si la consultation et la cogestion des ressources naturelles et fauniques sont légiférées (Gilchrist et Mallory, 2007), la prise en compte des savoirs locaux et l'harmonisation des usages demeurent jusqu'à ce

jour peu communs au Québec (Lathoud, 2005, Cheveau *et al.*, 2008, Fortier *et al.*, 2008). D'importants changements de mentalités et de visions politiques restent nécessaires avant de voir une participation entière des communautés et une intégration effective des savoirs écologiques locaux dans la planification forestière (Wyatt *et al.*, 2010). Il n'en demeure pas moins que l'intégration des savoirs scientifiques et locaux pourrait contribuer à élaborer de meilleures stratégies d'aménagement forestier (Jacqmain *et al.*, 2005, Grenon *et al.*, 2010, Tanguay, 2010, Asselin, 2015). Le pékan et la martre (respectivement *ojiig* et *waabizheshi* en anishinaabemowin) sont deux espèces importantes dans les cultures Anishnaabeg (Caduto et Bruchac, 1988; Dumyahn *et al.*, 2007) comme dans d'autres cultures autochtones (Powell *et al.*, 2017). Elles font notamment parties des légendes utilisées par les communautés pour transmettre leurs enseignements entre les générations (ex : « How fisher went to the Skyland : the origin of the big dipper », Caduto et Bruchac, 1988). Les deux espèces ont également une place importante dans l'économie de la fourrure et sont particulièrement prisées des piégeurs (IFC, 2016). Le pékan et la martre sont parmi les espèces les plus recherchées par les piégeurs en raison de la facilité à les capturer et à préparer leur fourrure dont la valeur marchande est parmi les meilleures des espèces exploitées pour leur fourrure (ÉcoRessources, 2014). Entre 1984 et 2014, le prix moyen de vente à l'encan d'une fourrure de martre ou de pékan était d'environ 75\$. En 2012, alors que le prix de vente avait atteint un prix record de 126\$/martre et 149\$/pékan, il s'est vendu 22665 peaux de martres et 5011 peaux de pékans au Québec. Les revenus générés par ces ventes représentaient 2,71 millions de dollars canadiens grâce aux captures de martre et 420 000\$ grâce aux captures de pékan (ÉcoRessources, 2014). Ainsi, le pékan et la martre sont au cœur des activités de piégeage qui permettent à leurs adeptes de développer leur expérience en milieu naturel.

### 1.3.2 Co-construction des savoirs

#### 1.3.2.1 Le piégeage au Québec

Parmi les différentes activités de prélèvement de la faune, le piégeage est probablement la plus complexe et celle qui demande de mettre à profit le plus grand nombre d'habiletés (MFFP, 2017). Le piégeur doit en effet connaître et maîtriser diverses techniques afin de les adapter aux différents animaux à fourrure selon la période de l'année. Il doit aussi connaître la biologie et le comportement des espèces qu'il convoite pour être en mesure de prévoir leur présence sur le territoire et de positionner ses engins de capture en conséquence. Le réseau de piégeage du Québec comprend des réserves à castor, des territoires de piégeage et de la zone libre. Le piégeage dans les réserves à castor est réservé exclusivement aux Premières Nations. Les activités de prélèvement de la faune y sont organisées par les communautés autochtones elles-mêmes. Les réserves à castor sont ainsi divisées en terrains de piégeage familiaux, considérés comme des écosystèmes entiers devant faire l'objet d'une bonne gestion. Les territoires de piégeage, d'une superficie moyenne de 60 km<sup>2</sup>, sont exclusifs au détenteur du bail qui y est rattaché, ou à un certain nombre de piégeurs certifiés ayant l'autorisation de ce dernier. L'exploitation d'un terrain de piégeage est conditionnelle à l'obtention d'un bail de droits exclusifs de piégeage d'une durée de neuf ans qui fixe les conditions de l'entente entre le gouvernement et le locataire. Le titulaire d'un permis de piégeage professionnel qui détient un bail de droits exclusifs de piégeage doit annuellement, pendant la période de validité de son permis, transiger avec un commerçant de fourrures, un apprêteur ou une maison d'encan au moins quinze fourrures non apprêtées par année provenant d'au moins cinq espèces d'animaux à fourrure piégés sur le territoire décrit dans son bail (<https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/piegeage/>). L'enregistrement de ces transactions permet le suivi de la récolte entre les années. Le piégeage en zone libre est autorisé à tous les piégeurs certifiés (sous réserve d'avoir obtenu l'accord du propriétaire dans le cas d'un terrain privé). L'enregistrement de la récolte annuelle dans la zone libre n'est pas exigé par le gouvernement. Au-delà des informations fournies

par les ventes de fourrures, l'expérience des trappeurs et la connaissance qu'ils accumulent au cours de nombreuses saisons de piégeage constituent une source d'informations précieuse et souvent inexploitée, qui enrichirait notre compréhension des espèces à densités relativement faibles, telles que les mustélidés (Strickland, 1994, Bridger *et al.*, 2016).

#### 1.3.2.2 Savoirs écologiques locaux

Pour les écologistes, les savoirs écologiques locaux permettent d'améliorer la recherche scientifique et la gestion des ressources, et d'évaluer l'impact environnemental des activités humaines (Huntington, 2000). Ces savoirs sont vus comme un moyen de combler le manque de compréhension des phénomènes biologiques et de protéger les espèces et les écosystèmes (Shackeroff et Campbel, 2007). L'intégration de ces savoirs est ainsi une méthode qui permet une gestion adaptative des ressources. Les savoirs écologiques locaux constituent un corpus cumulatif de connaissances, de pratiques et de croyances, évoluant selon des processus adaptatifs, et transmis de génération en génération par la culture, sur la relation des êtres vivants (y compris les humains) les uns avec les autres et avec leur environnement (Berkes *et al.* 2000). L'intégration des savoirs écologiques locaux, notamment les savoirs traditionnels autochtones, dans une recherche scientifique permet de combiner des adaptations issues de traditions culturellement différentes : autochtone et occidentale (Berkes *et al.*, 2000; Bélisle *et al.* 2018). Inclure les savoirs écologiques locaux dans un projet de recherche nécessite par contre de faire tomber les barrières entre les disciplines et entre les cultures (Shackeroff et Campbel, 2007). Une telle approche nécessite notamment une collaboration entre les sciences sociales et les sciences naturelles, et nécessite l'élaboration d'un comité de recherche multidisciplinaire.

La recherche participative implique que les participants soient considérés comme des collaborateurs et non des sujets d'étude (Shackeroff et Campbel, 2007). De plus, il est important que les partenariats ne soient pas définis uniquement par les chercheurs. Il est donc nécessaire de clarifier les bénéfices mutuels qu'un projet de recherche collaboratif peut apporter aux scientifiques et aux communautés. Les lignes directrices de ce projet de recherche ont donc été conjointement établies par les communautés participantes et les chercheurs (Asselin et Basile, 2012). Cette démarche s'inscrit directement dans celle de la gestion intégrée des ressources forestières. Les piégeurs et les communautés autochtones sont d'ailleurs appelés par le gouvernement du Québec à participer aux Tables Locales de Gestion Intégrée des Ressources et du Territoire (TLGIRT) pour orienter les plans d'aménagement régionaux. Les résultats de cette recherche collaborative visent donc à faciliter les prises de décisions permettant de considérer les intérêts des piégeurs autochtones et allochtones. Des rencontres de groupe ont permis de confronter les idées pour mieux comprendre le point de vue de chacun, et de discuter les résultats. Ainsi, la participation d'experts locaux à toutes les étapes du projet a permis d'assurer que les résultats soient transférés aux collectivités locales.

### 1.3.2.3 Développement des technologies

La répartition des carnivores élusifs est difficile à documenter, mais les caméras déclenchées à distance constituent une technique rentable et non invasive pouvant compléter les données d'observation basées sur les récoltes des piégeurs (Moruzzi *et al.* 2002; Gompper *et al.*, 2016). Les caméras à détecteur de mouvement sont utilisées pour enregistrer à distance les activités de la faune depuis plus de 40 ans (Cutler et Swann, 1999). Les premiers systèmes utilisaient des caméras 35 mm connectées à des plaques de pression associées à un appât (Moruzzi *et al.*, 2002). Toutefois ces dispositifs étaient longs à installer et ne permettaient d'être autonomes que pour quelques photos selon la longueur de la pellicule (généralement 24 photos). Cette technologie n'était donc pas

souvent utilisée par les biologistes avant le développement de systèmes de caméras numériques avec détecteur infrarouge. Les caméras à détecteur de mouvement permettent désormais d'enregistrer des milliers de photos de haute résolution ( $> 8$  mégapixels) de façon autonome. L'utilisation de photographies permet notamment une confirmation de l'espèce plus fiable que l'identification basée sur des pistes (Bull *et al.*, 1992). De plus, les caméras sont désormais déclenchées par le mouvement ou la chaleur et filment à la fois de jour et de nuit. Certaines caméras sont même équipées de diodes électroluminescentes noires, non brillantes et invisibles aux yeux des mammifères. L'intérêt grandissant pour l'utilisation des pièges photographiques en recherche repose également sur l'accessibilité à un équipement performant à moindres frais (50 à 800\$ /caméra) (O'Connell *et al.*, 2011). Bien que les caméras entraînent parfois des erreurs de détection en raison des appâts ou des leurres olfactifs utilisés pour attirer les animaux, elles semblent être le meilleur compromis pour évaluer la répartition des mésocarnivores dans des zones relativement vastes (O'Connell *et al.*, 2011, Monterroso *et al.*, 2014; Gompper *et al.* 2016). Pour ce qui est de l'analyse statistique des données de pièges photographiques, les développements récents des modèles d'occupation des sites permettent d'ailleurs de tenir compte de la détection imparfaite des espèces. Les pièges photographiques constituent ainsi une technique quantitative non invasive pour fournir des données à des modèles d'occupation de sites permettant de déduire la présence potentielle d'une espèce particulière dans une zone donnée (MacKenzie *et al.* 2006; O'Connell et Bailey 2011).

#### 1.4 Objectifs de la thèse

L'objectif général de cette thèse était de mesurer l'utilisation des habitats par le pékan et de déterminer son interaction avec la martre d'Amérique dans un environnement modifié par l'aménagement forestier et soumis à des changements climatiques en forêt tempérée feuillue. L'ordre des chapitres représente la chronologie de réalisation des

travaux et la continuité de la réflexion menée à travers cette recherche. Dans le deuxième chapitre de cette thèse, nous avons documenté les savoirs locaux des piégeurs exerçant leur activité depuis plusieurs années, voire plusieurs générations, sur les mêmes territoires au Témiscamingue. Ce territoire est situé dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune pour lequel le pékan a été identifié comme espèce focale, mais également dans la zone de chevauchement entre les aires de répartition de la martre et du pékan. L'information recueillie auprès des experts locaux a ensuite servi à élaborer des hypothèses de recherche et à alimenter la construction des modèles à tester dans les deux autres chapitres. Dans le troisième chapitre, nous avons évalué la contribution relative des changements de couvert forestier et des changements de précipitations sous forme de pluie pour expliquer l'augmentation de la récolte de pékans et la diminution de la récolte de martre à l'échelle du Québec sur une longue période temporelle (1984 à 2014). Dans le quatrième chapitre, nous avons analysé les facteurs favorisant l'occupation de sites ainsi que la cooccurrence du pékan et de la martre aux échelles du domaine vital et du paysage. Dans le cinquième et dernier chapitre, nous mettons en avant les contributions de la thèse à l'avancement des connaissances et nous soulevons plusieurs pistes de recherche à développer. Enfin, nous concluons sur les solutions qui pourraient être adoptées pour mieux considérer les besoins en habitat de la martre et du pékan dans les territoires aménagés de la forêt tempérée feuillue.



## CHAPITRE II

### MORE FISHERS AND FEWER MARTENS DUE TO CUMULATIVE EFFECTS OF FOREST MANAGEMENT AND CLIMATE CHANGE AS EVIDENCED FROM LOCAL KNOWLEDGE

(PLUS DE PÉKANS ET MOINS DE MARTRES EN RAISON DES EFFETS  
CUMULATIFS DE L'AMÉNAGEMENT FORESTIER ET DES CHANGEMENTS  
CLIMATIQUES, D'APRÈS LES SAVOIRS LOCAUX)

Pauline Suffice<sup>1\*</sup>, Hugo Asselin<sup>1</sup>, Louis Imbeau<sup>1</sup>, Marianne Cheveau<sup>2</sup>, Pierre Drapeau<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4, Canada ; <sup>2</sup> Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec, 880, chemin Sainte-Foy, 2e étage, Québec (Québec) G1S 4X4, Canada ; <sup>3</sup> Université du Québec à Montréal, 405 Rue Sainte-Catherine Est, Montréal (Québec) H2L 2C4, Canada

Article publié dans *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* (2017) 13:5, DOI 10.1186/s13002-017-0180-9

## 2.1 Résumé

Les suivis de populations d'animaux à fourrure sont relativement rares en raison de la faible densité de leurs populations. En plus des données sur le nombre d'individus récoltés, l'expérience des piégeurs fournit des informations sur l'écologie et le statut des espèces exploitées. Le pékan (*Pekania pennanti*) et la martre d'Amérique (*Martes americana*) sont des mustélidés sensibles à l'aménagement forestier et donc considérés comme des indicateurs écologiques de la santé de la forêt. Les populations de pékan ont augmenté dans l'Est de l'Amérique du Nord depuis le début des années 2000, ce qui aurait pu entraîner une extension au nord-est de l'aire de répartition de l'espèce et un chevauchement accru avec celle de la martre. De plus, les habitats des deux espèces sont sujets à des perturbations naturelles et anthropiques. L'objectif de cette étude était de documenter les savoirs locaux des piégeurs afin d'identifier les facteurs pouvant expliquer la variation des populations du pékan et de la martre, ainsi que leurs interactions. Nous avons réalisé 41 entrevues semi-dirigées avec des piégeurs autochtones et non autochtones de la région de l'Abitibi-Témiscamingue, dans l'ouest du Québec (Canada), à la limite Nord de l'aire de répartition des deux espèces de mustélidés qui se chevauchent. Les piégeurs ont souligné que la martre et le pékan ne sont pas exclusifs aux forêts de conifères, bien que la martre leur soit plus étroitement associée que le pékan. Le pékan semble tirer parti des milieux plus ouverts, y compris des systèmes agroforestiers. De plus, les changements climatiques augmentent la fréquence des phénomènes de gel-dégel qui provoquent la formation d'une croûte de glace à la surface de la neige, ce qui favorise les déplacements du pékan. Le pékan a été identifié comme un compétiteur et même un prédateur de la martre. De plus, les pékans sont moins affectés par l'aménagement forestier que la martre et semblent également bénéficier davantage du changement climatique.

## 2.2 Abstract

**Background:** Monitoring of fur-bearing species populations is relatively rare due to their low densities. In addition to catch data, trappers' experience provides information on the ecology and status of the harvested species. Fisher (*Pekania pennanti*) and American marten (*Martes americana*) are mustelids that are sensitive to forest management and therefore considered to be ecological indicators of forest health. Fisher populations have increased in eastern North America since the early 2000s and this could have resulted in a northeastern extension of the species' range and increased overlap with marten's range. Moreover, habitats of both species are subject to natural and anthropogenic disturbances. The objective of this study was to document the knowledge held by local trappers in the northern area of sympatry between fisher and marten to identify factors that could explain variations in populations of these two species and interactions between them.

**Method:** 41 semi-directed interviews with Indigenous and non-Indigenous trappers in the Abitibi-Témiscamingue region of western Quebec (Canada), at the northern limit of the overlapping ranges of the two mustelid species.

**Results:** Trappers highlighted the lack of exclusivity of marten and fisher to coniferous forests, although marten is more closely associated with them than is fisher. Fisher apparently also takes advantage of open environments, including agroforested systems. Moreover, climate change increases the frequency of freeze-thaw events that cause the formation of an ice crust on the snow surface, which favors fisher movements.

**Conclusion:** The fisher was identified as a competitor and even a predator of the marten. Furthermore, the fisher is less affected than the marten by forest management, and it also seems to benefit from climate change to a greater extent.

### 2.3 Introduction

Fur-bearing mammals are considered to be particularly sensitive to habitat loss and fragmentation (Buskirk, 1992; Cheveau *et al.*, 2013; Proulx, 2000; Wiebe *et al.*, 2013). Their habitats have been affected especially by major changes that are incurred through human activities, such as forest harvesting and agricultural development (Lodge, 1993; Manlick *et al.*, 2017). Climate change could further modify or reduce the quality of available habitats (Graham et Grimm, 1990; Wilsey *et al.*, 2013). Yet climate change and anthropogenic disturbances such as forest harvesting may also increase access to new territories by modifying biotic and abiotic factors that otherwise would limit a species' potential to utilize a territory (Schneider et Root, 2002). Given that climate change and anthropogenic disturbances occur over long periods of time, resulting in complex cumulative impacts, they are often difficult to understand and to document (Gallant *et al.*, 2016; Johnson, 2011).

Populations of fur-bearing animals typically exhibit low densities. Consequently, monitoring these species to document their status is relatively rare (Becker, 1991; Hiller *et al.*, 2011). Sales of trapped pelts have long been used by wildlife managers to track fluctuations in the abundance of certain wildlife populations (Gese, 2001; Kawaguchi *et al.*, 2015; Poulin *et al.*, 2006). However, from one year to the next, fur sales can be influenced by animal population status and trapping efforts, which depend upon numerous social (e.g., employment-trapping conciliation, trappers' health status), economic (e.g., variation in fur prices, available material resources), and environmental (e.g., weather, local habitat disturbance) factors (Daigle *et al.*, 1998; Dorendorf *et al.*, 2016; Erickson, 1982). Beyond information that is provided by fur sales, the experience of trappers and the knowledge that they accumulate over many trapping seasons is an invaluable, frequently untapped source of information, which would enrich our

understanding of species with relatively low densities, such as mustelids (Berkes et Berkes, 2009; Bridger *et al.*, 2016; Strickland, 1994).

The growing interest in local knowledge is due, among other things, to the potential saving on time and money needed to gather the scientific information required to meet environmental challenges (Asselin, 2015; Cheveau *et al.*, 2008). In addition to the number of individuals that are caught, trappers' experience allows us to learn more about the ecology of exploited species (Bridger *et al.*, 2016; Tendeng *et al.*, 2016). Trappers continuously monitor population dynamics as well as natural and anthropogenic forest disturbances. Trappers have developed a solid expertise regarding ecosystem responses, including wildlife responses to habitat changes, over broad spatiotemporal scales (Stevenson, 2005; Watson *et al.*, 2003). Knowledge on habitat requirements of those species which are most sensitive to forest practices, from both local and scientific sources, is essential for the conservation of key habitats (Drapeau *et al.*, 2009).

Both fisher (*Pekania pennanti*) and American marten (*Martes americana*) are mustelids trapped for their fur that play a key role in forest social-ecological systems in eastern North America. They are sensitive to forest management prescriptions and considered to be ecological indicators of forest health (Buskirk, 1992; Cheveau, 2015; McLaren *et al.*, 1998). American marten is one of the species most frequently sought by trappers because of its ease of capture and the high market value that is placed upon its fur (ÉcoRessources, 2014; Obbard *et al.*, 1987; Strickland, 1994). In addition, marten and fisher are important in some Indigenous cultures, notably those of the Anishnaabeg (Caduto et Bruchac, 1988) and the Cree (Cheveau, 2010). These species can be considered as cultural keystone species that are essential in maintaining the complexity of socio-ecological systems (Garibaldi et Turner, 2004).

During the 1970s, the fisher experienced periods of low abundance in North America (Powell, R., 1993). This was attributed to over-exploitation of its fur and habitat loss (Powell, R., 1993). Since the early 2000s, the populations appear to have recovered and the interest of trappers in the fisher has intensified, resulting in a substantial increase in fisher pelt sales, especially in Quebec (Poulin *et al.*, 2006). Sales of fisher pelts apparently indicate that their geographical distribution could be expanding towards the northeast. This change in fisher distribution would thus result in greater overlap with marten's range in habitats that are undergoing natural (Zielinski *et al.*, 2017) or anthropogenic disturbances (Manlick *et al.*, 2017; Sweitzer *et al.*, 2016). The objective of this study was to document the local knowledge of trappers in western Quebec (Canada), where distributions of fisher and marten are sympatric, to identify factors that could explain variation in populations of the two species and the interactions between them.

## 2.4 Methods

### 2.4.1 Study area

Fisher and marten are two species that are endemic to North America. The geographic distribution of the fisher is the least extensive of the two species, and straddles the southern portion of marten's range (Powell *et al.*, 2003). Fisher is found mainly in temperate and boreal forests of North America. Since the mid-1800s, the geographic distribution of the fisher has decreased considerably, primarily due to changes associated with the Little Ice Age (ca. 1250-1750 CE) in eastern North America (Lewis *et al.*, 2012).

The study was located in Abitibi-Témiscamingue, western Quebec, at the northern limit of the overlapping ranges of the two mustelid species (Figure 2.1). According to climate change scenarios, snowpack thickness should decrease and spring rainfall will

likely increase in the region (Logan *et al.*, 2011). The study area covers a latitudinal gradient encompassing three bioclimatic domains: sugar maple-yellow birch; balsam fir-yellow birch; and balsam fir-white birch (Saucier *et al.*, 1998).

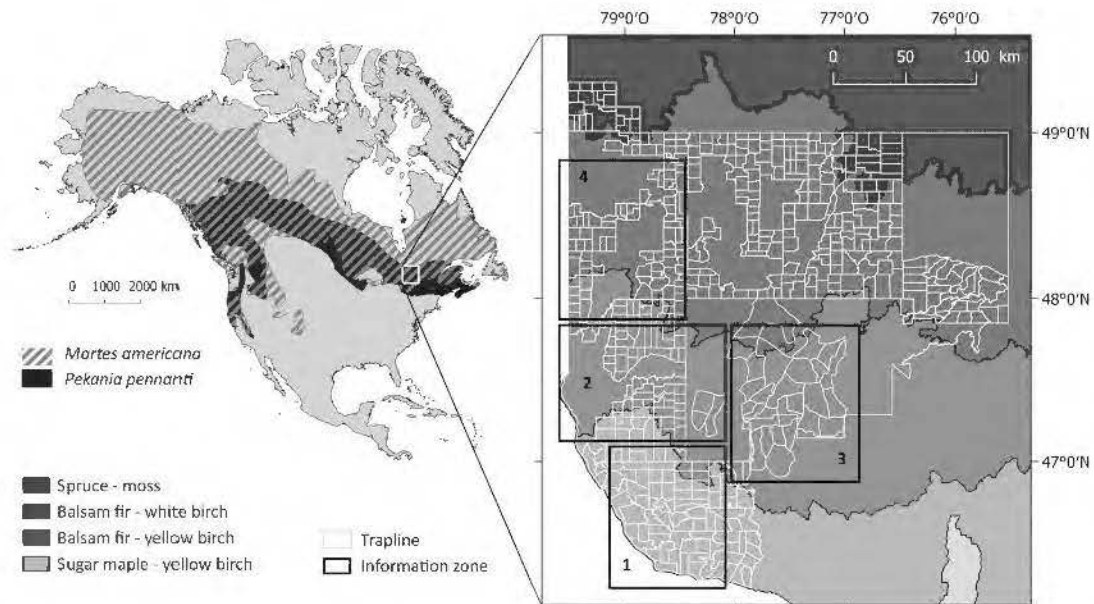


Figure 2.1 Location of the study area in the northern part of the geographic range where fisher (solid) and American marten (hatched) overlap. The study area is structured into traplines that are distributed in the 3 bioclimatic domains. Also shown are the clustering areas of participants having provided similar information [Source of ranges: <http://www.natureserve.org> ]

The sugar maple-yellow birch bioclimatic domain occupies the northernmost part of the temperate deciduous zone. The main overstory species are sugar maple (*Acer saccharum*), yellow birch (*Betula alleghaniensis*), red oak (*Quercus rubra*), eastern hemlock (*Tsuga canadensis*), white pine (*Pinus strobus*) and red pine (*Pinus resinosa*). Després *et al.* (2017) have shown that frequent and small gaps are the main natural disturbance agents in this area. In this bioclimatic domain, fisher represents 40 % of

the combined sales of marten and fisher pelts (10-year average, 2006 to 2015) (MFFP, 2017).

The balsam fir-yellow birch domain corresponds to the transition between the northern temperate zone and the boreal zone. The main tree species are yellow birch and conifers, such as balsam fir (*Abies balsamea*), white spruce (*Picea glauca*), pines (*Pinus* spp.), and eastern white cedar (*Thuja occidentalis*). Spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks and catastrophic wildfires are the two main natural disturbances (Bouchard *et al.*, 2006; Grenier *et al.*, 2005). In this sub-domain, fisher constitutes 17 % of the combined sales of marten and fisher pelts.

The balsam fir-white birch domain occupies the southern part of the boreal zone. The forest landscape is dominated by fir and white spruce stands, with paper birch (*Betula papyrifera*), trembling aspen (*Populus tremuloides*), black spruce (*Picea mariana*), jack pine (*Pinus banksiana*), eastern larch (*Larix laricina*), and white cedar. As is the case in the balsam fir-yellow birch domain, spruce budworm and fire are the main natural disturbances (Bergeron *et al.*, 2004; Morin, 1994; Morin *et al.*, 2008). In this domain, marten dominates fur sales, with fisher accounting for about 8 % of combined sales. In the three bioclimatic domains, logging has become a major source of disruption over the last few decades (e.g., Ndione, 2014).

Despite a sharp downturn in fur prices over the past few decades, together with habitat loss and the development of fur farms, trapping activities still generate substantial revenues (Daigle *et al.*, 1998; ÉcoRessources, 2014). The province of Quebec registers the highest sales of American marten (15 to 30 %) and fisher (25 to 33 %) pelts in Canada (IFC, 2016). In Quebec, about 8000 trapping licenses have been purchased annually since 2010 (MFFP, 2016). Commercial trapping is practiced in three categories of territory: structured (traplines), unstructured (open access) and restricted access to Indigenous people only. Abitibi-Témiscamingue is one of the most popular



regions for trapping in Quebec; in 2012, the economic benefits (gross domestic product, tax revenues) generated by trappers, weighted by population, were the highest in the province (ÉcoRessources, 2014).

The study area straddles the traditional territory of several Indigenous communities for which trapping is an important cultural and subsistence activity (Papatie, 2004; Saint-Arnaud *et al.*, 2009). Some trappers in the region are concerned about a decline in marten catches, which have been observed with concomitant increases in fisher catches (Figure 2.2). Other trappers are concerned about a decrease in fishers in some parts of the region. Our preliminary conversations with trappers (both Indigenous and non-Indigenous) have suggested intra-regional variability in the evolution of fisher and marten abundances. Trapline area averages 100 km<sup>2</sup> in Abitibi-Témiscamingue (minimum area = 21 km<sup>2</sup> and maximum area = 643 km<sup>2</sup> for 498 traplines).

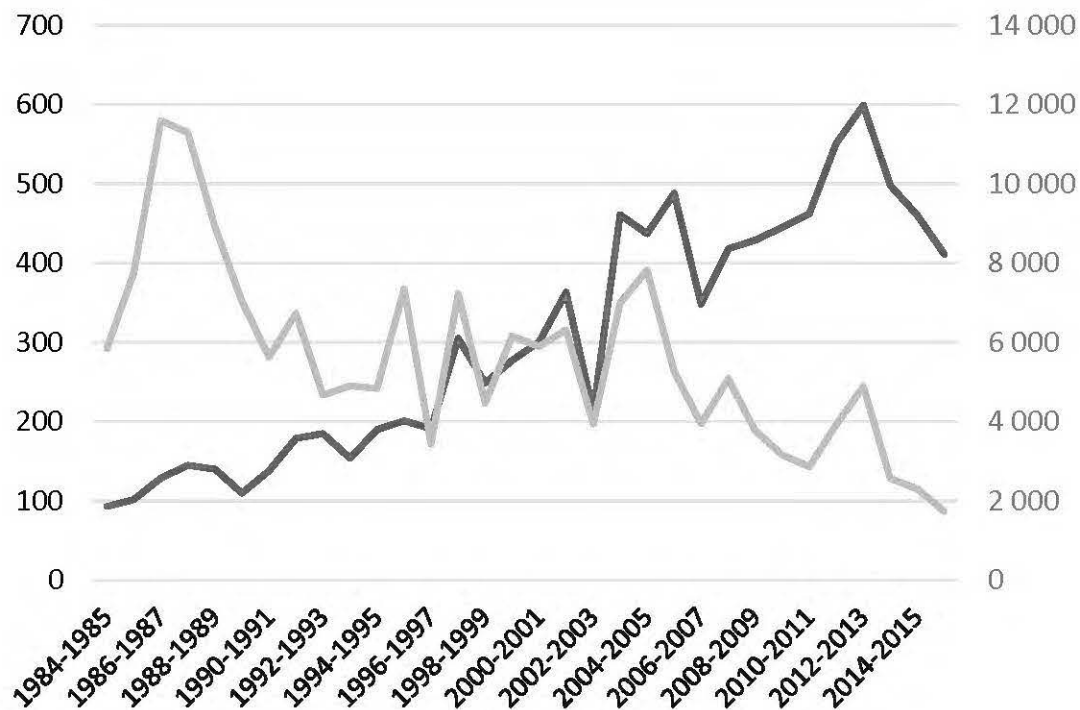


Figure 2.2 Number of fisher (black) and American marten (grey) pelts that were sold per trapping season in Abitibi-Témiscamingue (Marianne Cheveau, MFFP, Unpublished Data).

#### 2.4.2 Recruitment of participants

Trapping is an activity that requires knowledge of the biology and ecology of furbearers. This knowledge develops with experience over the years. The use of land and natural resources thus fuels trappers' knowledge (Joshi *et al.*, 2004). To ensure the sustainability of their harvests, trappers must pay particular attention to the sampling effort that they deploy under changing environmental conditions (IFC, 2006). Traplines are thus considered to be integral ecosystems that must be managed responsibly (Saint-Arnaud *et al.*, 2009). Trappers are recognized as "land custodians," who are particularly interested in documenting changes in the distribution and harvesting of fur-bearing animals and the effects of habitat disturbances on forest operations and climate change (IFC, 2006). We sought to meet with experts, both Indigenous and non-Indigenous,

who were the most recognized by their peers because of their experience in trapping and their knowledge of the forest in general, and the habitats of marten and fisher in particular. We have created four groups: i) marten trappers who were active on the same territory for several years (active trappers, AT); ii) trappers who were recognized as experts by their peers, but who are no longer able to carry out their activities on a full-time basis because of their age (recommended trappers, RT); iii) experts who were involved in the management of trapping areas or in fur sale (experts, Ex); iv) elders (Elders, E). Inclusion of elders has been justified, given their important role in the transmission of forest-related knowledge over the generations, and which has increased the temporal depth of information. We used the “snowball sampling method,” whereby people in the communities identified the most experienced trappers, who in turn were able to suggest other trappers, and so on (Davis et Wagner, 2003; Gamborg *et al.*, 2012). This identification of local experts by peers ensures the recruitment of the best-informed individuals (Davis et Wagner, 2003; Goodman, 1961).

#### 2.4.3 Data collection and analysis

We interviewed the participants in semi-directed individual interviews (Patton, 2002). This is a flexible survey technique that offers possibilities for acquiring additional information, within a familiar exchange framework (Rousseau, 2008). We conducted 41 interviews with Indigenous (n = 27) and non-Indigenous (n = 14) trappers. Indigenous trappers were members of the Anishnaabeg communities of Kebaowek (n = 5), Kitcisakik (n = 17), Timiskaming First Nation (n = 4) and Wolf Lake (n = 1). Most participants were men (n = 38) over the age of 40 (n = 37). Geographic areas were delineated a posteriori in order to group participants with consistent information: Zone 1 (n = 8), Zone 2 (n = 14), Zone 3 (n = 14) and Zone 4 (n = 4) (Figure 2.1). The activities of one participant covered the entire study area. Interviews were conducted in French, English or Anishinaabemowin, depending upon the preference of each participant. Anishinaabemowin interviews were conducted in the presence of a contact

person with whom the participants were familiar and who could provide translation. Codes that were used to identify participants corresponded to their status (AT, RT, Ex or E), followed by a number corresponding to the order in which they were encountered, and the area to which they could relate (Z1, Z2, Z3, Z4).

The interviews were intended to provide a better understanding of trappers' perceptions of marten and fisher habitat use, and the interactions between the two species. The purpose of the questions that were asked was to document the perspectives of trappers on marten and fisher ecology within the study area and their perceptions regarding the effects imposed by forest management and changes in snow cover (Annexe A). The main themes of the interviews were: (1) predator-prey relationships of marten and fisher; (2) the evolution of annual harvest success; (3) characteristics of locations that were utilized by each species, including hunting, cover and breeding sites; (4) the effects of forest management on habitats; and (5) changes in winter conditions. Interviews were conducted between August 2015 and March 2016. Participants were re-contacted following the analysis of the individual interviews to complete and validate the information (Asselin et Basile, 2012). Thematic analysis of the interviews was conducted using QSR NVivo 10 software, which made it possible to divide the corpus of information into themes to define its meaning by successive deconstructing-restructuring operations (Deschenaux, 2007). Precise identification of species that were mentioned by the participants was not always possible. They are presented at the most precise taxonomic level possible, i.e., according to genus or family.

#### 2.4.4 Ethical considerations

This project has responded to a request from Indigenous communities to investigate and better understand the reasons behind fluctuations in fisher and marten populations in their territories. We received a certificate from the Ethics Review Board at UQAT (the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, # 2015-04). The project was

also approved by the Band Councils of the participating communities: Kitcisakik, Timiskaming First Nation, Kebaowek and Wolf Lake. Each meeting began with a presentation of the context of the study and the rules of confidentiality. Participants were asked for their consent prior to the interview. Participants were involved in this research on a voluntary basis. Participants who wished received a summary of the main results of the research. Preliminary results were presented to the participating communities in advance of manuscript preparation and submission.

## 2.5 Results

### 2.5.1 Predator-prey relationships

#### 2.5.1.1 Marten prey species

According to the participants, the marten feeds primarily on squirrels and other small mammals (Figure 2.3). The term "mouse" was used generically to refer to several small mammals, including voles, shrews and other unspecified species. Squirrels included several species of Sciuridae, such as the red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*), the large flying squirrel (*Glaucomys sabrinus*) and the striped chipmunk (*Tamias striatus*). Marten also hunt snowshoe hare (*Lepus americanus*) and gallinaceous birds, including ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) and spruce grouse (*Falcapennis canadensis*), especially in winter. Ruffed grouse catches were attributed to hunting under the snow, but the marten also consumes the eggs and preys upon the young of this species. Further, participants felt that the marten's ability to climb trees also allowed it to feed upon small perching birds. Other dietary components that were cited by participants included carcasses of moose (*Alces americanus*) and beaver (*Castor canadensis*), animals that had been caught in traps, and red raspberries (*Rubus idaeus* L.).

[The marten, she eats a lot of mice. A year where you have a lot of mice – and this is a 3-year mouse cycle – the marten will raise four young, (...) but the following

year you will have practically no babies. The squirrel is also a feast for the marten: when you have the marten, you do not hear squirrel calls.] [E1-Z2]

[People think that the marten catches hares, partridge, but it is mostly the mouse that it hunts. When there is too much snow, she switches to the air (in the trees) to catch squirrels, flying squirrels.] [AT12-Z2]

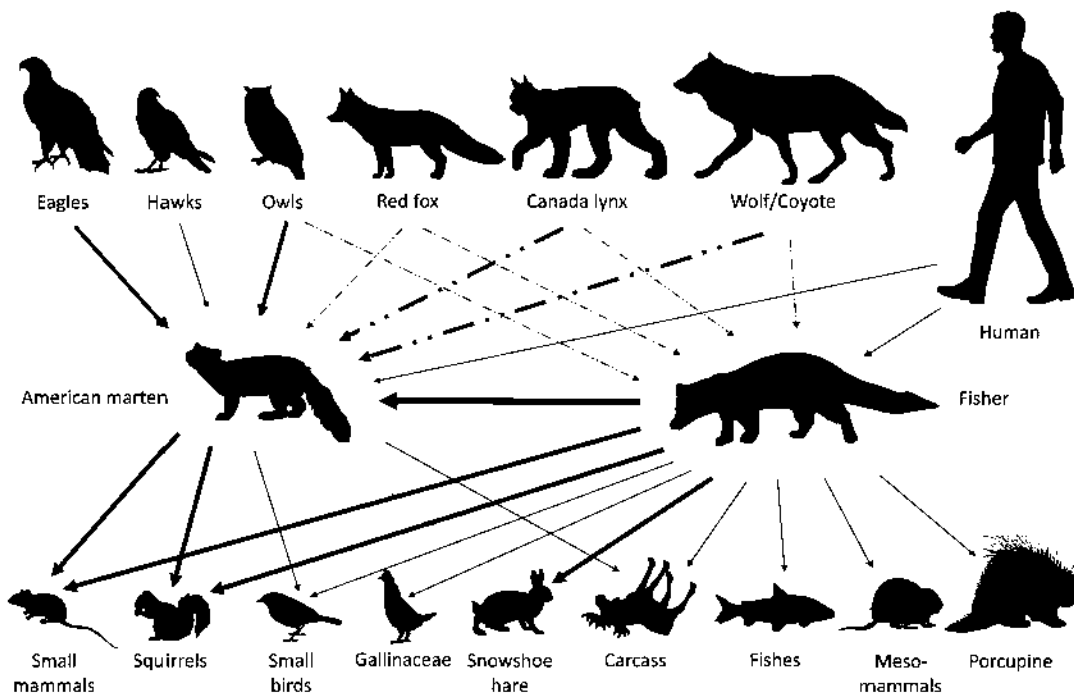


Figure 2.3 Predator-prey relationships of American marten and fisher, based on local knowledge. Line thickness indicates the relative importance of the relationship. Grey lines indicate a winter relationship, while dotted lines indicate predation exclusively on young animals. [Source of images: www.shutterstock.com]

### 2.5.1.2 Fisher prey species

Participants have pointed out that the fisher is very opportunistic and eats whatever it encounters. It is a known predator of the North American porcupine (*Erethizon dorsatum*), but this species is not its main food source. Like the marten, the fisher hunts hare, squirrels, gallinaceous birds, small mammals, and small birds. Because of its size and strength, the fisher can access a greater diversity of prey than can marten, including (semi-)aquatic animals (fish, beaver, muskrat [*Ondatra zibethicus*], mink [*Neovison vison*]) and larger-sized terrestrial animals, such as woodchucks (*Marmota monax*), striped skunk (*Mephitis mephitis*), farm chickens (*Gallus gallus domesticus*), domestic cats (*Felis silvestris catus*), and even red fox (*Vulpes vulpes*). Fishers also feed upon moose carcasses or animals caught in traps, including martens. Most participants also pointed out that the fisher also eats live martens and is one of the latter's principal predators. Like the marten, the fisher also eats berries.

[(The fisher) even eats fish, it goes up to whitefish spawning grounds, where it often drags fish ashore, like the lynx. The marten she does not do that, she is not able to kill a fish in the water.] [Ex30-Z3]

[(The fisher) is the only animal that is going to eat porcupine, it is able to go and kill it, it flips it on its back and seizes the prey by the neck.] [AT2-Z1]

### 2.5.1.3 Relationship between the marten and fisher

Fisher and the marten share the same “pantry” and compete for the same resources, but the fisher also exerts direct predation pressure upon the marten. In addition to martens that have been caught in traps and eaten by a fisher, as evidenced by tracks around the carcasses, the trappers supported their observations based upon the tracks of fishers that appeared to chase down the martens. In Indigenous communities, this is common knowledge that has been passed down from generation to generation, since the

participants mentioned that "this is what the elders say." Several trappers have recalled that the fisher, through its strength, agility and rapidity, has the ability to chase and catch marten. Participants have reported that the more fishers that are observed on a territory, the fewer the number of martens.

[Clearly, it is the fisher that has the upper hand. It is faster on the ground, but the marten is faster when climbing trees. But the marten, sometimes, it jumps from tree to tree and misses its mark. The fisher waits on the ground beneath the tree. If the marten falls to the ground, it is done for, it is so fast! In the snow, the marten is going to walk under windthrow, but the fisher struggles more, it is too big. That is why the marten loves the windthrow, the overturned wood, the old roots. The fisher will go there too, but it lacks the facility of the marten.] [AT8-Z1].

[But fishers also eat martens. They kill martens. I saw that they chase them, from the tracks, the fishers run after the martens.] [RT38-Z1]

#### 2.5.1.4 Predators

Most participants identified the fisher as the principal predator of the marten. Other predators of marten that were recognized by participants were, in decreasing order of frequency: raptors, grey wolf (*Canis lupus*), Canada lynx (*Lynx canadensis*), red fox, coyote (*Canis latrans*), the domestic dog (*Canis lupus familiaris*) and other martens. Among the birds of prey, some participants noted that they were mostly owls, including great horned owl (*Bubo virginianus*), together with eagles (bald eagle, *Haliaeetus leucocephalus*; golden eagle, *Aquila chrysaetos*), falcons and hawks. Participants pointed to increased observations of bald eagles, golden eagles and owls. For wolves, coyotes, foxes and lynxes, participants indicated that these would mainly prey on young or martens caught in traps, while the fisher would probably have difficulty catching live adults. The presence of coyote is relatively recent in the region, since it



arrived in Témiscamingue (zones 1 and 2) about 15 years ago. Trappers have indicated that it is mainly concentrated in agroforestry environments. They also pointed out that wolf and lynx populations have been increasing throughout the region for several years. Participants had more difficulty identifying predators of the fisher. They consider that because of its size, rapidity, ferocity and ability to climb trees, it can flee most other carnivores. However, they pointed out that fisher mortality must occur mainly among the young, which can be caught more easily by canids such as wolves, coyotes and foxes, or by lynxes. Some have mentioned that wolves and coyotes mostly eat fishers when these are caught in traps. Other potential sources of mortality in fishers that were cited by participants are human, birds of prey, mainly great horned owl that preyed upon the young, and infections that were incurred from porcupine spines. It has also been mentioned that fishers eat one another when defending their territories where they are very numerous. Several trappers reported that fisher and marten populations were also influenced by competition from lynx.

[The little ones (fishers) surely have predators, but not the adults.] [RT29-Z3]

[The wolf and coyote are able to attack (the fisher) quite easily because the wolf attacks pretty much everything that moves. When you have a lot of wolves on a territory, there is hardly anything else.] [AT4-Z2]

## 2.5.2 Evolution of captures

### 2.5.2.1 Marten captures

Participants have all found that marten captures have been declining for several years, but more markedly in the 2015-2016 season. The trappers were unanimous in stating that they have observed far fewer tracks recently compared to previous seasons. These responses point to several underlying causes. First, participants mentioned fluctuations in trapping effort, which intensify when the price of pelts from the previous season was

high. Second, some trappers admitted to having captured a large number of martens in the 1980s, and observed mainly females in subsequent years, which can be interpreted as an indicator of over-exploitation. Third, several participants stressed the ease with which marten could be caught in traps, together with the increased likelihood of over-trapping them quickly when capture regulation was not yet implemented. Fourth, when prices for marten pelts were high, participants had noted an increase in competition by more occasional trappers. Since then, prices have dropped substantially and trapping has decreased. Several trappers suggested that fur price on the marketplace was the main factor regulating marten catches.

Several trappers have suspected severe winters (e.g., 2014 and 2015) as being potentially responsible for the decline in marten populations. Participants further attributed the general decline in marten populations to changes in their habitats and to direct mortality incurred by forest harvesting machinery. Participants underscored the fact that after logging, game can desert the territory due to the lack of protection, thereby reducing the prey base upon which marten relies. Further, they explained that marten avoids crossing large canopy openings, such as those created by harvesting operations; rather, it prefers to move along the edges of intact forest.

According to participants, the number of captured martens fluctuates with food availability, especially the abundance of small mammals. In years when trappers observed many small mammals, they found that the marten was not sufficiently hungry to explore the territory and potentially fall prey to a trap. Indeed, martens moved less since they had access to abundant food which could reduce the attractiveness of bait presented in a trapping device (Kawaguchi *et al.*, 2015). In contrast, participants were surprised that in recent years, even after a year of high small mammal abundances, marten captures no longer increased. They often referred to the asynchronous cycles of lynx and snowshoe hare as a model for marten and small mammals. Some stated that

there would be a 2-year lag between a small mammal peak and a marten peak. A link was also made with ruffed grouse, but the suggested agreement between cycles here was much less pronounced. In Zone 3, a decline in populations of both hares and ruffed grouse is the main explanation that accounted for the scarcity of martens, which can no longer find food in cutover territories. According to several participants, decline in marten catches apparently coincided with increases in fisher abundance, particularly in the northern part of the study area (Zones 2 and 4).

[A year where martens have no trouble finding food, it is going to be a year where people are going to catch less. When it has food, it will stay there, it will move less, is less in search. So it is going to have less opportunity to go through a trap. (...) A year like this year when the sampling was less good, I call it a year for nature. I'm happy with that.] [Ex9]

#### 2.5.2.2 Fisher captures

Participants in Zones 2 and 3 (see Figure 2.1) indicated that fisher populations had decreased, particularly in the late 1980s as a result of increased trapping efforts that were driven by high fur prices. At that time, they indicated that the price of fisher pelts was higher than that of marten. In addition, Zone 3 participants attributed reduction in fisher abundance to the cutting of red and white pine that this species utilized as resting sites or used for raising young. Participants in Zones 2 and 3 found that as a result of the aforementioned period, fewer fishers travelled during the 1990s. Since the mid-1990s, participants reported that numbers of captured fishers remained relatively stable in Zone 1 (Figure 2.1), while they have been increasing since 2000 in Zone 2, increasing since 2010 in Zone 3, and increasing since 2007 in Zone 4. According to Zone 4 participants, fisher captures commenced in 2000. They attributed this development to fisher recovery in places that are difficult to access with forestry machinery, viz., on steep slopes and near rivers. In contrast, participants from Zone 2

noted that increases in fisher captures coincided with the arrival of raccoon (*Procyon lotor*) to the area. Raccoons are found predominantly in Zones 1 and 2, and more recently, in Zone 3. Zone 2 trappers have also noted that raccoon populations have increased, especially since the development of cereal crops (especially corn) in the zone.

Peaks in populations that had been observed by participants likely included incidental captures that were made in traplines originally planned for marten or fox capture. Peaks were also the result of changes in the type, size and layout of traps that were designed specifically to capture fishers. For example, trappers employ larger traps, which are situated closer to the ground. They recognized the risk of the trapped animal being damaged by small mammals or by overheating when their bodies came in contact with the soil, but stressed greater capture efficiency. Other trappers have even installed snares that are specifically made to trap fishers for only a few years, similar to those they would deploy for foxes. Some participants mentioned that indicators of fisher presence, such as captures or snow tracks, had decreased throughout the study area over the past 5 years; in some areas of Zones 1 and 3, these declines occurred over the past 10 years. One explanation mentioned by the participants was based upon reductions in fisher populations due to a substantial harvest by trappers. Other explanations were related to general changes in habitat and the possibility that severe winters could affect the survival and, therefore, the state of fisher populations.

### 2.5.3 Habitat

#### 2.5.3.1 Marten habitat

Most participants identified their best marten capture sites as being primarily located in conifer stands, especially spruce. Participants trapped martens in other conifer stands, which were dominated by fir, white cedar, pine, and hemlock, yet mixed forests were also suitable for marten capture. Trappers set up traps primarily in mature stands, viz., old forests where there are more branches, which they characterized as "dirty and dense

forests." While participants considered that martens used hardwood forests, these were more likely to be transient habitats. Indeed, trappers indicated that martens move with great difficulty through hardwood stands because of snow accumulation and, especially in winter, hardwood forests are too open to avoid predator attacks. According to the participants, good marten habitat is at the interface between coniferous and hardwood forests. Martens require cover to protect themselves from predators, but they also need to find food. Participants stressed the need for ground structures where small mammals can hide. Trappers further indicated that the presence of gaps or windthrows favors the presence of marten. This type of habitat structuring is mostly found in mature forests and on hillsides. Participants also explained that riparian areas were strategic locations for setting traps because martens often travel through these zones. Finally, participants emphasized the presence of old trees in which martens can make their dens, such as in woodpecker cavities or downed wood on the ground, and in old birch trees or snags.

#### 2.5.3.2 Fisher habitat

Some participants attributed the same habitats to the fisher as to the marten, but several others emphasized the importance of large pine and white cedar utilization by the former species, particularly large hollow trees where fishers could take refuge. Participants also mentioned that fishers could travel greater distances than martens. Trappers likewise frequently set their traps along watercourses, which was part of the same strategy that was employed for capturing martens. Yet some trappers noted that more fishers could be caught in the hills, in contrast to results obtained for marten. Similarly, trappers found that they could catch more fishers than martens in deciduous forests. Unlike martens, fishers utilized cut-overs; indeed, fisher populations increased with the concomitant removal of forest canopies during logging. Trappers in Zone 2 reported successful fisher captures in a variety of habitats, ranging from mature forest to agroforestry landscapes, to edges of agricultural fields, and even in close proximity to human habitation rather than deep within forest stands. In the same area, trappers

snared fishers in traplines that were intended for capturing foxes. Several trappers have indicated that fishers can use more sparse habitats than martens because they have less need for protective cover against predators. Experts have reported that trappers associate the presence of fishers with that of Canada lynx. They explained that the two predators share the same food resources, i.e., snowshoe hare and ruffed grouse.

#### 2.5.4 Forest management

##### 2.5.4.1 Changes in forest structure and composition

Most trappers have deplored the adverse effects imposed by industrial forestry practices on the vegetation, which destroys the forest understory through the passage of harvesting machinery. Even when logging is followed by replanting, "game forests" are transformed into "deserted gardens." Participants reported a marked change in forest composition in Zone 1 resulting from the exploitation of large coniferous species, such as white and red pines. They also noted a general increase in the proportion of hardwood tree species throughout the territory. Zone 4 participants have pointed out, however, that hardwood species do not provide good habitat for marten. All participants disapproved of the few old forests that were left intact by forest management. They explain that by changing the composition of forest species, the entire ecosystem has become impoverished.

[There is nothing in a plantation: no birds, no hares, it is a ghost forest.] [Ex16-Z2]

##### 2.5.4.2 Effects on marten and fisher

Effects of forest management on marten and fisher that were cited by participants were related mainly to protective cover and food availability. Some trappers also mentioned that sun exposure of the animal coats makes the fur look pale. The fur of martens and fishers appears lighter in areas where the forest is more open, such as in hardwood

stands and in cut-overs. In general, marten habitat would progressively become less adequate, but fishers appear to be capable of living in sparser forest stands. The return of marten following logging would appear, however, to be more rapid in mixedwood than in softwood stands. In the mixedwoods, regeneration would be faster, permitting marten return in 6 to 10 years. Trappers estimated that softwood stand would have to achieve a height of 12 feet (3.66 m) before marten return was noticeable. Yet habitat changes that are induced by forest harvesting would benefit certain species, such as snowshoe hare, moose and beaver, which settle more quickly after harvesting and proliferate in the region. One participant noted that for the last 10 years, he no longer perceived cyclic dips in hare populations. Forest management would also benefit lynx and wolves, the populations of which have been increasing throughout the region for several years. Participants remarked that increases in Canada lynx and grey wolf populations were exacerbated by limited trapping of both species for several years (bag limit on lynx, and a lack of trapper interest in the wolf).

[In cut forests, animals, if they have no shelter, they do not stay there.] [RT18-Z3]

[Because when it has been cut, the marten, you can forget about it. And, I'm going to tell you that right now, it is pitiful. It is the opposite for the fisher.] [AT11-Z2]

#### 2.5.4.3 Orientation for development

Participants advocated that forest cover should be maintained not only to retain predator food sources, but also to protect the marten from "all predators that can run after it." They emphasized the importance of retaining pines and white cedars, in particular, as resting sites for marten and fisher. More generally, they stressed the need to conserve dead wood on site. They considered that protection strips (forest that is left untouched) around lakes and wetlands were not wide enough to act as appropriate buffers. Partial cuts were much more appreciated than clear-cuts by the trappers.

Although they recognized that the forest industry currently maintains harvest retention patches, trappers did not consider that these were large enough to support game. Rather than leaving a plot of standing timber in the midst of a large clear-cut, participants suggested that smaller cuts surrounded by large-diameter trees promoting natural regeneration were preferable. They recommended a forest harvesting system, such as gaps or strip-cuts, which permit harvesting of forest patches, while retaining the forest matrix.

#### 2.5.5 Winter conditions

Participants stressed that they were attentive to climatic conditions, particularly weather that influence fur quality of the species that they harvest. They further indicated that snow conditions greatly influence the movements of all animals, as well as those of trappers. Winter characteristics determine the duration and intensity of trapping activity. Participants found that the seasons have shifted through time, with "the fall that is later and the spring that never wants to happen." In addition, most participants reported that over the past decade, the quantity of snow falling annually tended to decrease. However, some were more circumspect in their opinions, mentioning that it was difficult to ascertain whether there was a general trend, given large within- and between-year variation. All noted that winters were generally milder, however. Within the same winter, the amplitude of temperature variation becomes more and more important, more periods of thawing, sometimes accompanied by winter rains followed by intense cold. Lakes do not have time to freeze thoroughly, such that the surface ice layer is thinner than before. Trappers also mentioned that freeze-thaw events were much more frequent during the same winters. Large temperature variations favor the formation of an ice crust on the surface of the snow, thereby increasing the load-bearing properties of the snow for small animals. According to participants the period during which the crust was present has begun earlier and has become increasingly longer through winters. Soft snow is an important factor limiting the



movements of the fisher, which then mainly uses "trampled corridors" left by snowshoe hares. In the presence of a crust, it is certainly easier for fishers to move about and hunt. However, several trappers noted that crusts have not been as thick as observed in the past. Participants also reported an increase in the frequency and intensity of winds, which caused more frequent large windthrows in recent years.

[There was not as much crust as that, before, the crust was just in springtime. Now it happens in winter, in December it has already happened. Before it was only March-April, when the sun starts to rise much higher above the horizon, it melts on top. Sometimes, it is too thin for us to walk on, but it does not bother the animals.] [AT22-Z2]

[I have always benefited from the crust, but it happens earlier now and it will last longer because we have had a lot of rain and it has permeated the snow from one side to the other. For a fisher, it must be paradise.] [AT4-Z2]

[If there is soft snow, the marten is going to have the advantage over the fisher that runs after him. On the hard (snow), I think the fisher would have the advantage.] [AT6-Z4]

[The best fur is when it is cold. Pelts are darker when taken later, and the same is true for all species. The price is better for dark fur.] [RT36-Z1]

## 2.6 Discussion

Information that was derived from interviews with local trappers regarding the evolution of marten populations and pelt counts had exhibited the same trends as fur sales data that were compiled by the Government of Quebec (Ministry of Forests, Wildlife and Parks, MFFP) at the regional level (Figure 2.2). Fisher abundance appears

to have increased, especially since the 2000s at the northern limit of its range (Zones 2 and 4). Compared to Zone 3, Zone 2 is a region that contains more agricultural operations and more mixedwood stands than coniferous stands. However, trappers have noted a recent decline in fisher populations, which is particularly pronounced in Zone 3. The main cause of this decline is attributed by trappers to the decrease in large conifers that are used as resting and rearing sites. Marten populations are decreasing throughout the study area. However, trappers have acknowledged the discrepancy between sales of pelts that were recorded for each trapline and what was actually taken. One of the main reasons is the harvest on unstructured territories and exchanges between trappers to respect harvesting thresholds set by the government that would permit them to retain their rights to exploitation. Interviews were also used to identify changes in populations of other species for which the Quebec Ministry of Forests, Wildlife and Parks did not have data, such as unexploited (e.g., prey) species or those for which the fur sales data do not reflect these observed changes (lynx exploitation thresholds), or the particular nature of a species (e.g., wolves, which trappers are targeting for the challenge that its capture represents).

Trappers who were interviewed in this study were concerned about marten populations, a species that is particularly vulnerable to habitat alterations caused by logging operations. Concerns were expressed about the lack of protective cover, which has been incurred through the increase in hardwood species (Danneyrolles *et al.*, 2016) and reductions in coarse woody debris (CWD) on the ground surface (Bowman *et al.*, 2000; Fauteux *et al.*, 2013). The marten has long been perceived as being dependent upon mature and aging conifer stands (Cheveau *et al.*, 2013; Strickland et Douglas, 1987). These stands generally provide greater quantities of CWD than do younger stands, forest plantations and intensively managed stands (Hély *et al.*, 2000). CWD provides subnival spaces that can be used by marten (Corn et Raphael, 1992). Subnival spaces are particularly important for prey accessibility and provide protection against

predation, together with resting sites for thermoregulation (Buskirk *et al.*, 1988; Chapin *et al.*, 1997; Sherburne et Bissonette, 1994; Vigeant-Langlois et Desrochers, 2011). Consequently, habitat use by marten is mainly dependent upon the internal structure of the forest (Coffin *et al.*, 1997; Payer et Harrison, 2003). Fishers, in contrast, appear to be able to exploit a greater diversity of habitats, including more open forest environments, the edges of agricultural environments, and even urban areas (Bridger *et al.*, 2016; LaPoint *et al.*, 2013). Fishers are not necessarily old-growth forest specialists, and are known to utilize young forests, mixedwood stands and ecotones (Bridger *et al.*, 2016). A study that was conducted in 2016 in New York State (Fuller *et al.*, 2016), however, showed that occupation of the territory by the fisher was positively influenced by proportions of coniferous and mixedwood forests, but negatively affected by the density and proportion of agricultural environments. Like marten, the fisher likely would be more dependent upon the structure of the forest than on the age or type of settlement (Bridger *et al.*, 2016; Coffin *et al.*, 1997; Payer et Harrison, 2003; Vigeant-Langlois et Desrochers, 2011). Participants also pointed out that mustelid habitats were especially consistent with those of their main prey: snowshoe hares, squirrels and other small mammals. These prey species and, therefore, fisher and marten, require coarse woody debris, vegetation cover, and structurally complex forests (Chapin *et al.*, 1997; Weir et Harestad, 2003). This complex structure is encountered mainly in old-growth forests, but may also be present in younger stands that have suffered windfalls or insect outbreaks (Potvin *et al.*, 2000; Siitonen *et al.*, 2000).

Participants stressed the importance of the availability of resting and rearing sites, which they did not consider to be sufficiently protected by forest management. Fishers depend upon the availability of large moribund trees that often have rotting heartwood, such as white pine, white cedar and yellow birch, in which they can make their dens and raise their young (Uprety *et al.*, 2013; Weir *et al.*, 2012). As noted by Bridger *et*

*al.* in 2016 (Bridger *et al.*, 2016), managers need to consider the importance of den availability for martens and fishers. The scarcity of dead wood is a further ecological challenge to forest management (Angers, 2009; Fridman et Walheim, 2000; McCarthy et Bailey, 1994; Siitonen *et al.*, 2000). Protection measures for dead wood were previously mainly guided by FSC (Forest Stewardship Council) forest certification (FSC, 2004). With the introduction of ecosystem-based forest management, silvicultural practices have tended to create forest landscapes that contain all of the diversity of natural forests, including the composition and shape of stands and the presence of trees of different sizes, snags or woody debris (Beese *et al.*, 2003; Gauthier *et al.*, 2008; Kuuluvainen, 2009; MFFP, 2015). Participants also encourage forest development that creates small openings, similar to gaps that naturally drive the development of sugar maple-yellow birch stands (Després *et al.*, 2017).

More generally, participants reported that the return of martens after logging was more rapid in mixedwood than in softwood stands. Most mixedwood harvest cuts are partial cuts, while softwood stands are cut more intensively. In 2005, Potvin *et al.* (2005) determined that cut mixedwood stands had higher lateral cover and higher regeneration compared to cut conifer stands. Forest management influences populations of competitors and even predators of marten and fisher. Lynx, wolf and coyote probably benefited indirectly from forest management, which favoured their main prey, including snowshoe hare and moose (Lesmerises *et al.*, 2012; Potvin *et al.*, 2005; Simard, 2016). Marten would thus be the victim of apparent competition (Holt, 1984). Whether through habitat alterations or its effects on prey or predator species, forest management appears to be detrimental to marten, while favouring the fisher.

The fisher is limited in its movements over snowpacks that do not fully support its weight and is dependent upon the coniferous cover that intercepts the snow (Raine, 1987). However, lower snow accumulation and ice crusting over a longer period of

time result in greater load-bearing capacity of the snowpack, which seems to favour the fisher, thereby providing it with access to new habitats (Kilpatrick et Rego, 1994; Wilsey *et al.*, 2013). The experience of trappers also has made it possible to document this snow load-bearing capacity, a characteristic for which no scientific follow-ups have been performed over long temporal and spatial scales.

Climate change and human activity have led to changes in abundances of other species, which in turn may influence the population dynamics of fisher and marten. Raccoon and coyote populations have increased in the northern part of their ranges (Boisjoly *et al.*, 2010; Randa et Yungler, 2006). Populations of bald eagles and other raptor species have appeared to be recovering naturally throughout North America, since the use of DDT was discontinued (Grier, 1982; Kirk et Hyslop, 1998). All of these changes appear to be detrimental to marten, which would increase the abundance of predators and competitors while leading to marten habitat degradation at the same time. The fisher would be less affected, having fewer predators than marten.

The fisher may exert competitive dominance, thereby excluding marten from areas that the latter occupies (Fisher *et al.*, 2013). Indeed, competition between the two species has been reported by the participants. Yet interviews with trappers indicated that the principal relationship between fishers and martens was predation by the former on the latter species. To our knowledge, no study has yet been able to evaluate effectively the extent of predation of fisher on marten. In 2010, McCann *et al.* (2010) documented predation by fishers on martens in northern Wisconsin, which would occur only during the winter. Both fisher and marten eat squirrels, other small mammals and snowshoe hares, but in different proportions. They explained that their overlapping diets may lead to greater interactions in the winter when hunting by both predators decreases prey populations (Cumberland *et al.*, 2001; Giuliano *et al.*, 1989). Additional studies would be required to identify the importance of marten in the diet of fisher in areas where the

species are sympatric. Assessment of predation by fisher on marten would be all the more relevant as the abundance of fisher increases north of its current range, resulting in greater interactions with marten.

In this study, it was difficult to distinguish between effects of natural and anthropogenic disturbances on the population dynamics of marten and fisher. Whether it is forest rejuvenation, increasing the proportion of deciduous species, intensifying agricultural activities, climate change, or the consequences of their effects on other animal species, all of these factors are cumulative and, according to the experiences of the trappers who were interviewed, appear to favour the fisher to the detriment of the marten.

## 2.7 Conclusion

Trappers' experience has shown that martens and fishers are not exclusive to coniferous stands, although the marten is more closely associated with these forests than is the fisher. Trappers also identified the fisher as an important predator of martens. The fisher appears to benefit from open environments, including landscapes that have undergone extensive human alteration, such as forest cut-overs and agroforestry systems. For example, forest management frequently affects the marten, but has much less of an effect on the fisher. Climate change is likely to benefit the fisher by facilitating snow conditions that are favorable to its movement. Forest management and climate change therefore benefit the fisher, to the detriment of the marten, which is facing habitat declines, increases in predation, and competition from the fisher and other carnivores.

## 2.8 Declarations

### 2.8.1 Ethics approval and consent to participate

This project has responded to a request from Indigenous communities to investigate and better understand the reasons behind fluctuations in fisher and marten populations in their territories. We received a certificate (Annexe A) to conduct this research involving human subjects from the Ethics Review Board of Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (#2015-04). The project was also approved by the Band Councils of the participating communities: Kitecisakik, Timiskaming First Nation, Kebaowek, and Wolf Lake. Each interview began with a presentation of the study's context and a recall of the confidentiality protection measures. Free, prior and informed consent was obtained from the participants before beginning the interviews (Annexe B). Participants were involved in this research on a voluntary basis.

### 2.8.2 Funding

This research was funded by the Fonds de recherche du Québec: Nature et technologies (FRQNT). The funding body played no role in the design of the study, in the collection, analysis and interpretation of data, or in the writing of the manuscript.

### 2.8.3 Author contributions

PS, HA and LI designed the research project. PS performed the data collection and analysis, with inputs from all coauthors. PS, HA and LI drafted the paper. MC and PD provided theoretical inputs and comments on the draft manuscript. All authors read and approved the final manuscript.

#### 2.8.4 Acknowledgements

The research team would like to thank all of those individuals who took the time to share their experience and passion with us. Thanks to the collaborators who facilitated the contacts with interviewees: Pascal Bibeau, Danny Bisson, Simon Charest, Julie Delfour, Pierre Fournier, Claude Grenier, and Jimmy Papatie. WFJ Parsons translated the manuscript.

#### 2.8.5 Author information (optional)

PS is a biologist. She conducted this research within the framework of her Ph.D. in environmental sciences. HA holds the Canada Research Chair in Aboriginal Forestry. He has been involved in participatory research with indigenous communities for more than 12 years. LI and PD specialize in wildlife management and sustainable forest management. MC is in charge of research on terrestrial wildlife management, with the Quebec Ministry of Forests, Wildlife and Parks (MFFP).



## CHAPITRE III

### HABITAT AND CLIMATE SHAPE FISHER AND MARTEN DISTRIBUTIONS

(L'HABITAT ET LE CLIMAT DÉFINISSENT LES RÉPARTITIONS DU PÉKAN  
ET DE LA MARTRE)

Pauline Suffice<sup>1\*</sup>, Marianne Cheveau<sup>2</sup>, Louis Imbeau<sup>1</sup>, Marc Mazerolle<sup>3</sup>, Hugo Asselin<sup>1</sup>, Pierre Drapeau<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4, Canada ; <sup>2</sup> Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec, 880, chemin Sainte-Foy, 2e étage, Québec (Québec) G1S 4X4, Canada ; <sup>3</sup> Centre d'étude de la forêt, Département des sciences du bois et de la forêt, Pavillon Abitibi-Price, 2405 rue de la Terrasse, Université Laval, Québec (Québec) Canada, G1V 0A6; <sup>4</sup> Université du Québec à Montréal, 405 Rue Sainte-Catherine Est, Montréal (Québec) H2L 2C4, Canada

### 3.1 Résumé

Depuis le milieu des années 1900, les populations de pékans (*Pekania pennanti*) ont augmenté dans plusieurs régions de l'est de l'Amérique du Nord, en particulier dans la partie nord de l'aire de répartition de l'espèce. Les changements dans la répartition des pékans ont entraîné un chevauchement croissant avec la martre d'Amérique (*Martes americana*), dont les populations pourraient être en déclin. Leurs interactions se produisent notamment dans les habitats modifiés par des perturbations naturelles et anthropiques. L'objectif de notre étude était de déterminer les effets respectifs des changements d'habitat et des conditions climatiques sur les populations de pékan et de martre au Québec en se basant sur les savoirs locaux des piégeurs. Les rendements annuels des captures de pékans et de martres (nombre de fourrures vendues / 100 km<sup>2</sup>) ont été analysés entre les saisons de piégeage 1984-1985 et 2014-2015. Les pékans bénéficiaient principalement de l'abondance accrue de forêts mixtes de plus de 12 m de haut, résultant de plusieurs décennies d'exploitation forestière. La récolte de pékan diminuait par contre avec l'augmentation des pluies froides au printemps, pendant la période d'élevage des jeunes dont la survie pourrait être affectée. La récolte de martre diminue quant à elle après des hivers pluvieux où la pluie crée une croûte à la surface de la neige qui réduit l'accès au couvert sous-nival. Le déclin des rendements de martre coïncidait avec une augmentation des rendements de pékans, suggérant une possible compétition interspécifique.

### 3.2 Abstract

Since the mid-1900s, fisher populations (*Pekania pennanti*) have increased in several eastern jurisdictions of North America, particularly in the northern part of the species range. Changes in fisher distribution have led to increased overlap with the southern portion of the range of American marten (*Martes americana*), whose populations may

be locally declining. This overlap occurs particularly in habitats undergoing natural and anthropogenic modification. The objective of our study was to determine the respective effects of habitat changes and climatic conditions on fisher and marten populations in Quebec based on trapper knowledge. Annual fisher and marten harvest (number of pelts sold/100 km<sup>2</sup>) were analyzed between the 1984-1985 and 2014-2015 trapping seasons using linear mixed models. Fishers benefitted mainly from the increased abundance of mixed forests > 12 m tall, resulting from decades of forest harvesting. Fisher harvest decreased with increasing spring rains, which can affect survival during the period of young rearing. Marten harvest decreased with increasing winter rains which lower thermoregulation capacity, and hamper movements by creating an ice crust on the snowpack, reducing access to sub-nivean areas. Decline in marten harvest during the 30-year study period coincided with an increase in fisher harvest, suggesting possible interspecific competition.

### 3.3 Introduction

Unregulated harvest and habitat loss have led to significant declines in populations of several forest carnivores in North America (Tapper and Reynolds, 1996; Krohn, 2012). Fisher (*Pekania pennanti*) and American marten (*Martes americana*) are 2 North American mustelids whose populations have drastically decreased due to overexploitation for fur and loss of habitat due to timber harvesting (Powell *et al.*, 2003; Williams *et al.*, 2007). After a decline during the mid-19<sup>th</sup> century, fisher populations have rebounded since the mid-20<sup>th</sup> century in the eastern portion of the species range, particularly in the northeastern United States, and in the Canadian provinces of Ontario and Quebec (Bowman *et al.*, 2006; Lancaster *et al.*, 2008; Krohn, 2012; Lewis *et al.*, 2012; LaPoint *et al.*, 2015). Fisher recovery is due in part to reintroduction efforts and natural recolonization (Carr *et al.*, 2007b; Stewart *et al.*, 2017), but it is also associated with habitat modification, as well as beneficial effects from climate change (Lancaster

*et al.*, 2008). In some cases, fisher re-establishment success could result in marten decline, due to interspecific competition (Krohn *et al.*, 1997; Fisher *et al.*, 2013; Manlick *et al.*, 2017). Because of its larger size, fisher is a dominant competitor of marten (Krohn *et al.*, 1997). Interference competition from fishers could have indeed forced martens to leave shared territories (Tannerfeldt *et al.*, 2002). However, marten populations appear to be recovering in several parts of eastern North America shared with fisher (Aylward *et al.*, 2018), but not in Quebec. Fisher harvest in Quebec is generally increasing, while that of martens is decreasing (Poulin *et al.*, 2006; Suffice *et al.*, 2017; Lavoie *et al.*, 2019). According to Poulin *et al.* (2006), increased fisher harvesting in Quebec is more strongly associated with population increases than with increased trapping pressure.

Anthropogenic disturbance and climatic conditions can upset established equilibria and induce changes in habitat use by species (Graham and Grimm, 1990; Lodge, 1993). North American forests have been greatly affected by human activities over recent decades (agricultural intensification, urbanization and forest logging) (Reif, 2013; Bridger *et al.*, 2017). Forest logging differs from natural disturbances in terms of frequency, intensity and spatial extent. It has resulted in younger, more fragmented forests with different tree species composition (Schulte *et al.*, 2007; Boucher *et al.*, 2014; Grondin *et al.*, 2018). This in turn increased the number of wildlife species requiring early successional habitat but reduced the number of species requiring mature contiguous forest (Drapeau *et al.*, 2000; Nitscke, 2008; Plante *et al.*, 2018). Such modifications in the structure and composition of forest landscapes have a direct effect on habitat availability for mustelids (Buskirk, 1992; Payer and Harrison, 2005; Spencer *et al.*, 2015).

At the population level, fishers are strongly associated with dense forests and high, closed canopies used as resting sites (Buskirk, 1992; Powell and Zielinski, 1994; Potvin

*et al.*, 2000; Powell *et al.*, 2005). Large diameter trees often provide cavities used as refuges by fishers, whereas conifers intercept snow, reducing accumulation on the ground and facilitating fisher movement (Powell *et al.*, 2003). The absence of important predators in northern portions of the fisher's range could explain the use of more open habitats than elsewhere in its distribution (Wengert *et al.*, 2014), particularly along forest edges adjacent to agricultural fields and in younger forests (Suffice *et al.*, 2017). Fishers also find important food sources in such habitats: snowshoe hare (*Lepus americanus*) and cervids carcasses (Potvin *et al.*, 2005). In contrast, martens are more dependent upon protective cover from predation and inclement weather (Powell *et al.*, 2003). Consequently, martens are known to occupy mature forests with dense cover and complex structure close at ground level, where they hunt for small mammals (Buskirk and Ruggiero, 1994; Bissonette *et al.*, 1997; Chapin *et al.*, 1998; Potvin *et al.*, 2000; Fuller *et al.*, 2005). Recovery of marten populations in the northeastern United States coincides with the re-establishment of older, larger forest patches (Aylward *et al.*, 2018). However, the association between marten and old, dense coniferous stands is not exclusive (Cheveau *et al.*, 2013). For example, snowshoe hares, which are more important prey for marten in the eastern than in the western portion of its range, are associated with early successional hardwood stands (Potvin *et al.*, 2000).

Altered snow conditions in recent years have also directly affected the northern distribution of mesocarnivores (including fisher and marten) with differing effects depending upon species (Pozzanghera *et al.*, 2016). The energy expenditure associated with animal movement through snow varies according to snow depth and the lift it provides, together with the speed of the individual's movements (Crête and Larivière, 2003). Snow conditions particularly affect fisher dispersal (Raine, 1983; Krohn *et al.*, 2005; Carr *et al.*, 2007a; Garroway *et al.*, 2011; Bertrand *et al.*, 2017) because they are much larger and heavier than martens and exert greater foot loading (18.2 to 32.0 g cm<sup>-2</sup> versus 9.1 to 12.2 g cm<sup>-2</sup>). Compared to martens, movements of fishers tend to

be more strongly constrained by deep, uncompacted snow (Kilpatrick and Rego, 1994; Krohn *et al.*, 2005). Presence of an ice crust resulting from freeze-thaw events increases snow lift, which can facilitate fisher movements (Suffice *et al.*, 2017). Conversely, the ice crust limits sub-nivean access (Berteaux *et al.*, 2017), which is the principal medium through which martens move (Raine, 1987; Sherburne and Bissonette, 1994; Krohn *et al.*, 2005). Climate change could simultaneously be a challenge to marten populations at the southern edge of the species distribution (Lavoie *et al.*, 2019), and benefit fisher at the northern edge of its distribution (Manlick *et al.*, 2017). Understanding what the drivers of wildlife distribution are is important to decipher the role of human activities and establish best practices for timber and wildlife management considering climate change.

In a previous study documenting the knowledge of Quebec trappers about fisher and marten habitat use (Suffice *et al.*, 2017), lack of exclusivity of both species to coniferous forests was highlighted, although marten was stated to be more closely associated with coniferous forests than fisher. Fisher apparently also uses open environments, including agricultural fields and younger forest. Moreover, climate change increases the frequency of freeze-thaw events that cause the formation of an ice crust on snow surface, favoring fisher movements and accessibility to new territories. According to trappers, fisher is less affected by forest management than marten, and it also seems to benefit to a greater extent from the effects of climate change. The increase in winter rainfall frequency and forest cover changes have been identified by trappers as the major factors that may explain changes in fisher and marten abundance. Our objective was to quantify the respective effects of habitat change and climatic conditions on the numbers of fishers and martens trapped in Quebec between the 1984-1985 and 2014-2015 trapping seasons. We tested hypotheses developed using a combination of local knowledge from trappers (Suffice *et al.*, 2017) and a literature review.

### 3.4 Study area

The Province of Quebec (Canada) is divided into 96 fur-bearing animal management units (FAMUs, Figure 3.1). Our analysis includes 71 FAMUs, ranging in land area from 169 to 23 820 km<sup>2</sup>, represented 346,750 km<sup>2</sup>. We excluded territories above 51° N, which have not been extensively exploited for fur, and Anticosti Island, where fishers and martens are absent. We also had to remove FAMUs corresponding to beaver (*Castor canadensis*) reserves where furbearer exploitation is exclusive to Indigenous people and where data on the number of annual trappers are not recorded.

Tree species included maple (*Acer* spp.), birch (*Betula* spp.), poplar (*Populus* spp.), balsam fir (*Abies balsamea*), pine (*Pinus* spp.) and spruce (*Picea* spp.). We divided FAMUs into three zones that differed in logging intensity. First, the southernmost zone includes areas in the sugar maple (*Acer saccharum*) – bitternut hickory (*Carya cordiformis*) and sugar maple-basswood (*Tilia americana*) bioclimatic domains (hardwood forests, 11 FAMUs). These forests are mostly on private land and have so far been relatively untouched by timber exploitation compared to those in the two other zones. Second, the intermediate zone includes areas in the sugar maple-yellow birch (*Betula alleghaniensis*) and balsam fir (*Abies balsamea*)-yellow birch domains (mostly mixed forests, 35 FAMUs), which have been mainly managed through partial cuts. Third, the northernmost zone includes areas in the balsam fir-paper birch (*Betula papyrifera*) and spruce (*Picea mariana*)-feather moss domains (mostly coniferous forests, 25 FAMUs), mainly exploited with clearcuts.

The study area was flat (mostly within 500 m above sea level) except for a few mountainous uprisings with the highest peak reached to 1,181 meters above sea level. The study area has a cold and wet continental climate. On average, temperature remains near or below the freezing point from November to March, but typically exceeds 10 °C

from June to September (climate normals 1981-2010, Gouvernement du Québec, 2019). Annual precipitation averages 1,000 mm, of which about 75 % fall as rain. Average monthly precipitation is greater than 55 mm. The annual snowfall averages 275 centimeters. Snowfall can occur as early as October, but snow does not significantly accumulate on the ground until November. Snowfall usually ends in April, occasionally in May.

In Québec, fisher and marten can hunt American red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*), northern flying squirrel (*Glaucomys sabrinus*), striped chipmunk (*Tamias striatus*), snowshoe hare (*Lepus americanus*) and gallinaceous birds, including ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) and spruce grouse (*Falci pennis canadensis*), especially in winter. Other dietary components included carcasses of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), North American moose (*Alces americanus*) and north American beaver. Fisher can access to larger-sized animals such as muskrat (*Ondatra zibethicus*), woodchucks (*Marmota monax*), striped skunk (*Mephitis mephitis*) and North American porcupine (*Erethizon dorsatum*). Fisher and marten can also find fruits such as red raspberries (*Rubus idaeus* L.) and nuts such as beaked hazelnut (*Corylus cornuta*). The main predators are raptors, grey wolf (*Canis lupus*), Canada lynx (*Lynx canadensis*), red fox (*Vulpes vulpes*) and coyote (*Canis latrans*). Bobcat (*Lynx rufus*) and cougar (*Puma concolor*) are rare if not absent in Québec. Among the birds of prey, they are mostly owls, including great horned owl (*Bubo virginianus*), together with eagles (bald eagle, *Haliaeetus leucocephalus*; golden eagle, *Aquila chrysaetos*), falcons and hawks.



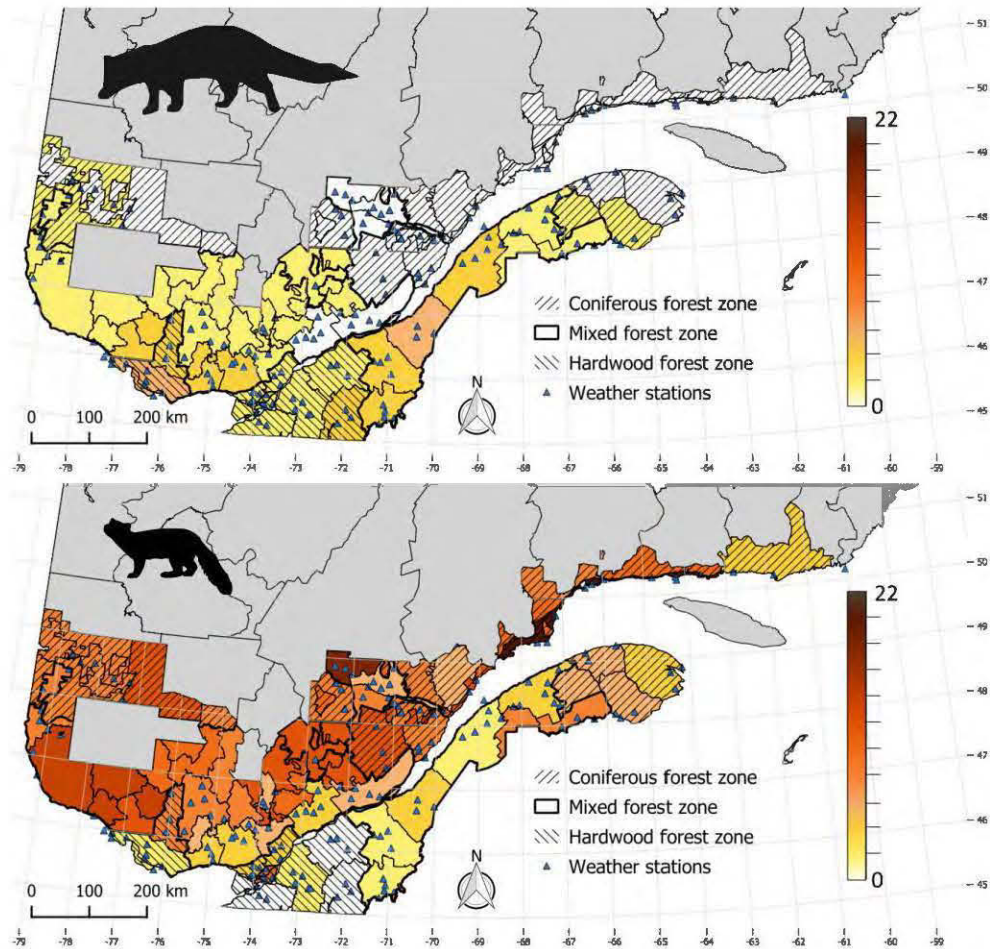


Figure 3.1 Average yields (number of pelts sold per 100 km<sup>2</sup>) for fisher (top) and marten (bottom) according to fur-bearing animal management unit (FAMU) in Quebec, Canada, between the 1984-1985 and 2014-2015 trapping seasons. Hatched areas represent the three zones separated according to forest logging intensity, from the least intensive in the south to the most intensive in the north. The map was constructed with the program Nødebo in QGIS 2.160 (Quantum GIS Development Team 2017), using NAD 83/Quebec Lambert projection (EPSG 32198).

### 3.5 Methods

#### 3.5.1 Pelt sales data

The Quebec Ministry of Forests, Wildlife and Parks (MFFP, *Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs*) has recorded the number of pelts that have been sold in each of the FAMUs since the 1984-1985 trapping season (Oct to Mar). Trappers capture martens and fishers using the same devices, usually consisting of body gripping traps set on a live tree or on a pole. The only regulation on fisher and marten trapping in Quebec is the length of the trapping season, which remained constant over the studied time period (i.e. from October to March). In order to account for variation in area among FAMUs, we calculated pelt yield (number of pelts sold per 100 km<sup>2</sup>) per FAMU per year. Part of the harvest is not traded as raw pelts, and can be tanned and processed for crafts. Despite some limitations, we consider that pelt sales data are a reasonable index of total harvest that can be used to assess temporal changes in populations of low density species such as mustelids (Gese, 2001; Kawaguchi *et al.*, 2015).

While all pelt sales are supposed to be recorded in a provincial register, including trapping season, FAMU and trapper's certificate number, we are aware that part of the harvest is not recorded. The government also collects information about trapping effort (number of traps and number of trapping days) using a "trapper's notebook". Unfortunately, however, as these notebooks are filled on a voluntary basis and are not well distributed throughout Quebec, the number of notebooks available per year per FAMU did not provide adequate coverage of the whole territory. Moreover, the notebooks have moderate reliability for trapping effort, as the trappers frequently use the same trapping devices to capture marten and fisher, as well as other species like raccoon, but effort must be registered separately for marten and fisher. We learned through interviews (Suffice *et al.*, 2017) that trappers do not all record effort the same way, which makes the notebooks difficult to compare with each other. Consequently,

we preferred to use two variables to account for potential variations in trapping effort: the number of trappers having sold at least one marten or one fisher pelt in a given FAMU in a given year, and the average auction price of a marten pelt in the previous year. We are confident these data are representative of population trends.

### 3.5.2 Habitat data

Between 1984 and 2014, the forests of Quebec were subjected to three governmental decadal inventories during the periods 1979-1990 (Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec 1984), 1990-2002 (Létourneau *et al.*, 2009), and 2002-2018 (Lemieux *et al.*, 2015). Forest mapping is produced at the stand scale by interpretation of aerial photographs. These inventories make it possible to follow major trends in forest structure and composition. We used maps from the SIFORT (*Système d'Information FORestière par Tesselle*) database (Pelletier *et al.*, 2007), composed of 14 ha polygons that are each assigned the stand characteristics of the eco-forest map polygon found at its center. It takes approximately 10 years to inventory the entire forest territory of Quebec. Thus, all FAMUs are not inventoried the same year. We matched pelt sales data from each trapping season (1984-2014) in each FAMU with the forest inventory data that were nearest in time and that covered the largest area of each FAMU.

For each FAMU, we calculated the area that was covered by forest and by agriculture as a percentage of total area. We grouped forest stands into six major forest cover types by combining two criteria considered important for mustelids: (1) structure as described from height classes (4-12 m, > 12 m); and (2) tree species composition (deciduous, mixed, coniferous) (Potvin *et al.*, 2000; Purcell *et al.*, 2012; Cheveau *et al.*, 2013). We considered stands that were 4 to 12 m in height to be young forests. Stands taller than 12 m generally consist of mature and old-growth forests with large diameter trees, together with moribund and dead ones (snags; downed dead wood), which

provide a diversity of micro-habitats used by both fisher and marten. Yet, presence of trees taller than 12 m does not necessarily mean that a stand should be considered mature. Relative contributions of young, mature and old forests in the > 12 m height class depend on bioclimatic domain and on the dynamics of natural and anthropogenic disturbances. In the hardwood forest zone, very few intact old-growth forests remain (Angers *et al.*, 2005), given that these areas have experienced many anthropogenic disturbances such as conversion of forests to agricultural use (Jobin *et al.*, 2003; Domon and Bouchard, 2007) or more recently to urban development (Domon *et al.*, 2000). Stands taller than 12 m are more likely to consist of relatively young forests that have only recently reached 12 m, or mature forests that have been disturbed by low-intensity logging or maple (*Acer saccharum*) syrup production in the past. The mixed forest zone marks the transition between temperate and boreal forests, where stands are mainly harvested by partial cuts. In the coniferous forest zone, prior to the recent deployment of commercial forestry, landscapes were dominated by forests more than 100-years-old (Bergeron *et al.*, 2006). Consequently, stands that are taller than 12 m in this zone are mainly mature and old-growth.

We mapped changes in forest composition and the area of land under agriculture (AGRI) in each FAMU by computing the difference in area of a given cover type between the forest inventories of the 1980s and 2010s. We designated forest stands 4 to 12 m tall as being dominated by deciduous (Deciduous 4-12m), mixedwood (Mixedwood 4-12 m) or coniferous (Coniferous 4-12 m) species; we gave similar designations to stands more than 12 m tall (Deciduous > 12 m, Mixedwood >12 m, Coniferous > 12 m).

### 3.5.3 Climatic data

We summarized rainfall abundance to evaluate the potential for ice crust formation on snow surface. We compiled daily meteorological data with BioSIM 11.4.6.0 (Régnière

and St-Amant, 2007; Regnière *et al.*, 2017). The software interpolates regional temperature and precipitation data for a given location from nearby weather stations, adjusted for differences in elevation, latitude, and longitude using regional gradients. We extracted the data from BioSIM corresponding to the distance-weighted average of the three weather stations that were closest to the centroid of each FAMU. We then compiled the data to obtain the sum of rainfall (mm) and the number of days with rainfall for three distinct periods: (1) the trapping season (15 November to 1 March); (2) the winter preceding the trapping season (15 November to 30 April), to test for the delayed effect (one year lag) of rain on adult survival and reproduction; and (3) the period of cold spring rainfall during the first few weeks of life of young mustelids (15 March to 30 May, before trapping season) to assess their survival potential (Macdonald and Newman, 2002). We calculated cold spring rain as the number of days when rainfall was greater than the 3<sup>rd</sup> quartile of the distribution for daily rainfall data ( $> 1.7$  mm), at the same time that minimum temperature was less than the 3<sup>rd</sup> quartile of the distribution for daily minimum temperature data ( $< 2.2$  °C). We used the same spring period for both species, considering that female fishers and martens both give birth in late March or April (Powell *et al.*, 2003). We modeled temporal variation in climatic variables by linear regressions with year as an explanatory variable at the level of each FAMU. We then mapped each regression coefficient estimate representing the slopes of the regressions to represent the effect of year on each of the variables.

#### 3.5.4 Statistical analyses

We applied logarithmic transformation to homogenize the variance of fisher and marten yield data (number of pelts sold /100 km<sup>2</sup>). We analyzed changes in yield per FAMU per year using linear mixed models in the nlme package of R 3.4.2 (Pinheiro *et al.*, 2018 ; R Core Team, 2017). We included a random intercept and different year slopes for each FAMU in the models. We included two variables in each model to reflect variations in trapping effort, namely, the number of trappers having traded at

least one marten or fisher pelt and the average auction price of a marten pelt in the previous year. All models included a first-order continuous autocorrelation structure (CAR1) between consecutive observations from a given FAMU to account for the time series structure of the data. We formulated candidate models based on the hypotheses derived from interviews with local trappers and from a literature review (Suffice *et al.*, 2017, Table 3.1). The models that we constructed to test the effects of rain considered trapping season (Seasonal Rain), the winter preceding the trapping season (Winter Rain), and the spring before the trapping season (Spring Rain). The model testing the effects of agricultural fields included a quadratic term (Agriculture<sup>2</sup>) at the FAMU scale to determine the potentially negative effects of too much agricultural activity. We included three models combining different uncorrelated variables ( $|r| < 0.7$ ) in the analyses (stands from 4 to 12 m and rain conditions; stands taller than 12 m and rain conditions; agricultural fields and rain conditions). We standardized all numeric variables prior to analysis. We conducted independent analyses for the three geographical zones under study. Parameters were estimated by maximum likelihood. We identified the top models among the candidate model set with model selection based on the Akaike Information Criterion corrected for small sample size ( $AIC_c$ ). We quantified the effect of variables appearing in the most parsimonious models ( $\Delta AIC_c < 4$ ) with multi-model inference using the shrinkage estimator (*AICcmodavg* package; Burnham and Anderson, 2002; Mazerolle, 2017).

Table 3.1– Hypotheses tested using linear mixed models to analyze variation in fisher and marten yields / year / fur-bearing animal management unit (FAMU) in Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Hypotheses are derived from interviews with local trappers (Suffice et al. 2017).

Hypothesis	Model	Explanatory variables	Predicted fisher response	Predicted marten response
Trappers capture more fishers but fewer martens over time (Poulin et al. 2006, Suffice et al. 2017).  Number of captures increases with trapping effort.	Null	[Year + (Year   FAMU)	+	-
		+ Number of trappers	+	+
		+ Marten pelt price from preceding year]	+	+
Fishers can use younger and more open forests than the old stands described in the literature (Suffice et al. 2017). Lack of important predators (such as cougar or bobcat) in the northern part of its range in Quebec could explain the use of open habitats by fisher (Wengert et al. 2014). Martens depend on a dense canopy offering protection against predation and inclement weather. Forests with trees less than 12 m in height do not have these characteristics.	Stands 4-12 m	Deciduous 4-12 m	+	-
		+ Mixedwood 4-12 m	+	-
		+ Coniferous 4-12 m	+	-
		+ [Null model]		

*(Table 3.1 continues on the next pages)*

(continued from table 3.1)

<p>Fishers need large trees used as refuge and to raise the young; such trees are found in older forests which can also provide protective cover by intercepting snow (Aubry et al. 2013). The structural complexity of older forests increases the availability of prey dependent on dead wood (small mammals) (Fauteux et al. 2012) and a dense cover (snowshoe hare, <i>Lepus americanus</i>) (Fuller and Harrison 2013).</p> <p>Old coniferous stands are more amenable to a complex internal structure and a dense canopy on which marten depends (Cheveau et al. 2013). However, martens also use hardwood stands, as long as they are old and dense (Suffice et al. 2017).</p>	Stands >12m	Deciduous > 12 m	+	+
		+ Mixedwood > 12 m	+	+
		+ Coniferous > 12 m	+	+
		+ [Null model]		
<p>In the absence of important predators, fishers can use more open areas such as agricultural fields (Suffice et al. 2017). The ecotone between forest and agricultural fields may offer a greater diversity of prey for fisher. However, more agricultural fields also means less forest on which fishers depend. Agricultural fields are open areas where marten could be more vulnerable to predation.</p>	Agriculture	Agriculture		
		+ Agriculture <sup>2</sup>	+	-
		+ [Null model]		

(Table 3.1 continues on the next page)



(continued from table 3.1)

Fisher movements are limited in areas where snow is abundant. Crust increases snow lift and therefore the probability that a fisher can use a territory. More crust would favor fisher movements, survival and reproductive success. Marten use sub-nival environments to hunt and as protection against winter weather (Taylor and Buskirk 1994). Crust on the snowpack compromises sub-nival access (Berteaux et al. 2017).	Winter Rain	Winter Rain Days	+	-
		+ Winter Rain	+	-
		+ [Null model]		
Cold spring rainfall during the first few weeks of life of young mustelids can affect survival potential, and thus recruitment and number of captures by trappers the following year.	Cold Spring Rain	Spring Rain Days	-	-
		+ [Null model]		
Ice crust during the trapping season may favor fisher movements and increase the likelihood of encountering a trap.	Seasonal Rain	Seasonal Rain Days	+	+
		+ Seasonal Rain	+	+
		+ [Null model]		

Note: Number of trappers corresponds to the number of trappers having sold >1 marten or fisher pelt in a given FAMU in a given year. Pelt price is the average selling price of a marten pelt at the auction from the preceding year. Forest stands (% of fur-bearing animal management unit) include the 4-12 m height class with deciduous (Deciduous 4-12m), mixedwood (Mixedwood 4-12 m) and coniferous (Coniferous 4-12 m) dominance, and deciduous (Deciduous > 12 m), mixedwood (Mixedwood > 12m) and coniferous (Coniferous > 12m) stands > 12 m tall. Analysis of agricultural fields included linear (Agriculture) and quadratic (Agriculture<sup>2</sup>) effects. Rain conditions are considered according to the total rain amount per season (Winter Rain (mm): 15 Nov to 30 Apr, Seasonal Rain: 15 Nov to 1 Mar) and the number of days with rain (Winter Rain Days, Seasonal Rain Days). Spring weather conditions corresponded to the number of cold (< 2.2 °C) rainy (rain >1.7mm) days between 15 Mar and 30 May (Spring Rain Days).

## 3.6 Results

### 3.6.1 Yields

During the 1984-2014 study period, annual fisher yield averaged (mean  $\pm$  SD) 2.31 individuals / 100 km<sup>2</sup>  $\pm$  2.38 in the hardwood forest zone, 1.64 individuals / 100 km<sup>2</sup>  $\pm$  1.78 in the mixed forest zone, and 0.21 individuals / 100 km<sup>2</sup>  $\pm$  0.35 in the coniferous forest zone (Figure 3.2). During the same period, mean annual marten yield was 2.86 individuals / 100 km<sup>2</sup>  $\pm$  5.24 in the hardwood forest zone, 7.97 individuals / 100 km<sup>2</sup>  $\pm$  5.50 in the mixed forest zone, and 7.57 individuals / 100 km<sup>2</sup>  $\pm$  5.37 in the coniferous forest zone.

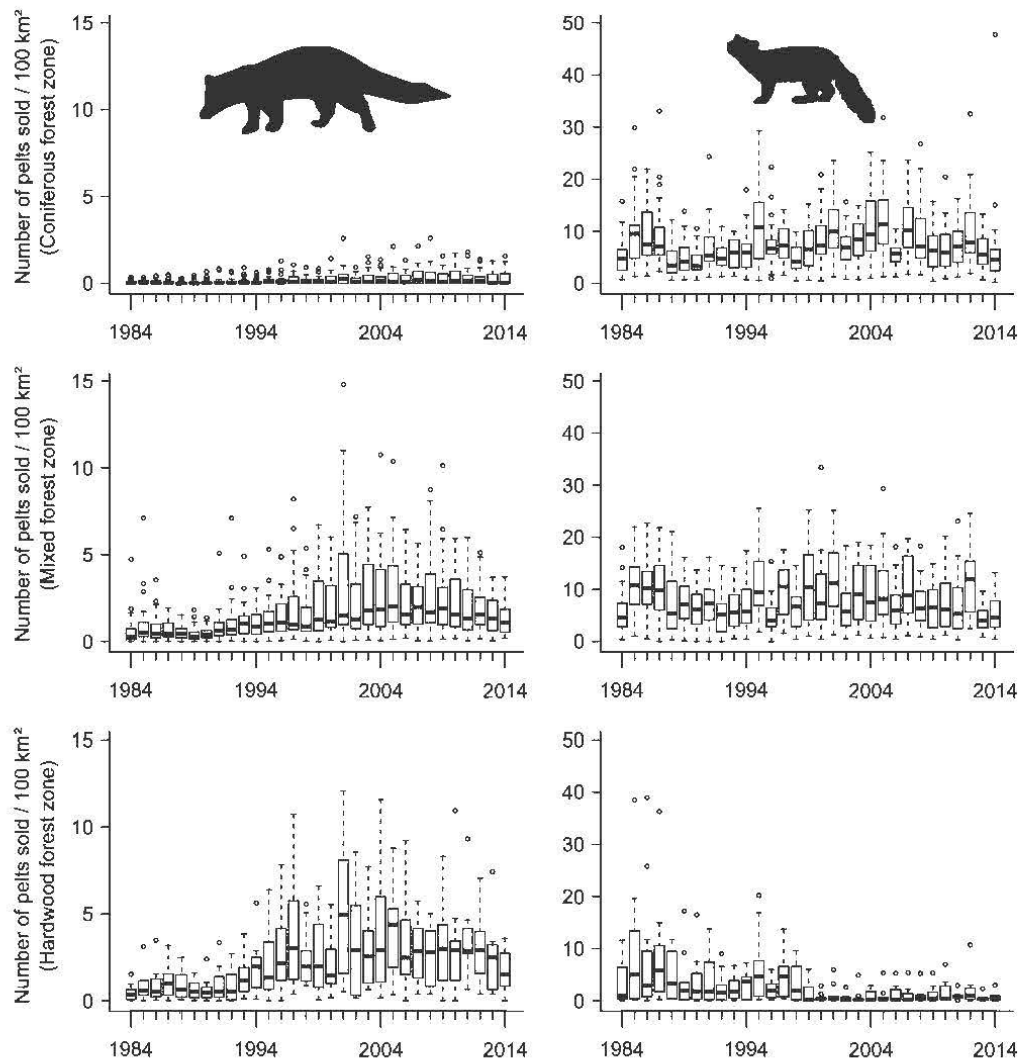


Figure 3.2 Annual variation in fisher (left) and marten yields (right) according to fur-bearing animal management unit in Quebec between 1984 and 2014 by coniferous (top), mixed (center) and hardwood (bottom) forest zone. Boxes represent the 1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup> quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance.

### 3.6.2 Habitat changes

Habitat type proportions by FAMU are characteristic of each of the three zones (Annexe C, Figure S1). By FAMU, agricultural fields changed very little overall (average variation between the two inventories [minimum, maximum] = -0.72 % [-5.41, 1.27]) (Annexe C, Figure S2). Deciduous stands area also changed very little with respect to height class: 4-12 m (-0.98 % [-9.42; 5.34]) (Annexe C, Figure S3); > 12 m (-0.95 % [-10.13; 5.57]) (Annexe C, Figure S4). In contrast, the area of mixedwood stands generally increased for both height classes: 3.08 % for 4-12 m [-10.41; 36.19]; and 3.18 % for > 12 m [-10.58; 11.84]. The area of coniferous stands > 12 m mainly decreased (-1.44 % [-14.19; 13.92]), while those in the 4-12 m height class remained relatively stable (0.66 % [-9.57; 10.75]), although there were increases in the northernmost FAMUs. Changes in forest composition and area under agriculture varied greatly across FAMUs, especially in the coniferous forest zone where mean forest age decreased. The proportion of mature forest was higher in the hardwood forest zone. Stand area in the 4-12 m height class declined (Annexe C, Figure S3), while the area of stands > 12 m increased (Annexe C, Figure S4)

### 3.6.3 Changes in rain conditions

Number of days with rain and total amount of rain that fell during the three periods showed inter-annual variations of different amplitudes among zones (Annexe C, Figures S5 and S6). Variation of rain conditions between 1984 and 2014 also varied among FAMUs (Annexe C, Figures S7 and S8). Over the 30-year study period, the number of days with rain during the winter increased in the northern and western parts of the study area, while it decreased in the southeast. Total rainfall increased in most areas, suggesting an increase in days with heavy rains. The number of days with cold rain ( $> 1.7$  mm) (min. temp.  $< 2.2$  °C) increased only in a few areas.

### 3.6.4 Model comparisons for fisher

Models that included winter rainfall or cold spring rain were by far the best ones for all three zones (Table 3.2). Models that combined the availability of stands  $> 12$  m, with winter rain (Akaike weight,  $\omega_i = 0.62$ ), cold spring rain ( $\omega_i = 0.24$ ), or trapping season rain ( $\omega_i = 0.09$ ) were the most parsimonious for the hardwood forest zone. For the mixed forest zone, the model with only spring rainfall had twice the weight of the one also including the amount of agricultural fields ( $\omega_i = 0.46$  vs  $\omega_i = 0.24$ ), and four times as the weight of the ones also including the availability of stands 4-12 m ( $\omega_i = 0.11$ ) or  $> 12$  m ( $\omega_i = 0.09$ ). The model that combined the availability of stands  $> 12$  m, with cold spring rain ( $\omega_i = 0.84$ ), was the most supported for the coniferous forest zone. All other models had  $\Delta AICc > 4$ . Annual fisher yield increased over time in all three zones but more so in the mixed forest zone (Table 3.3, Figure 3.3). Annual fisher yield increased with the number of trappers having sold at least one marten or fisher pelt in all three zones but the effect was stronger in the hardwood forest zone. Annual fisher yield decreased with average selling price of a marten pelt at the auction from the preceding year in all three zones, but the effect was weak. Annual fisher yields in the hardwood and coniferous forest zones increased with the the area covered by

mixedwood stands > 12 m (Figure 3.4), but there was no similar relationship in the mixed forest zone. Fisher yields in the hardwood and coniferous forest zones decreased despite increases in the area covered by deciduous stands > 12 m. Within mixed and coniferous zones, fisher yields decreased with increases in the number of cold and days with rain during the spring preceding the trapping season, but these relationships were weak (Table 3.3).

Table 3.2 Selection based on the Akaike information criterion for small samples ( $AIC_c$ ) among linear mixed models explaining fisher yields in Québec, Canada, between 1984 and 2014. All models included a random intercept and a random slope of year for each fur-bearing animal management unit, a first order continuous autocorrelation structure, as well as fixed effects for the number of trappers who sold at least one marten or fisher pelt, and marten pelt price of the previous year.

Zone	Fisher model	K	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	$AIC_c \omega$	LL
Hardwood forest	Stands > 12 m + Winter Rain	14	62.62	0.00	0.62	-16.59
	Stands > 12 m + Spring Rain	13	64.54	1.92	0.24	-18.64
	Stands > 12 m + Seasonal Rain	14	66.43	3.81	0.09	-18.49
Mixed forest	Cold Spring Rain	10	-266.20	0.00	0.46	143.21
	Agriculture + Cold Spring Rain	12	-264.90	1.30	0.24	144.61
	Stands 4-12 m + Cold Spring Rain	13	-263.32	2.89	0.11	144.84
	Stands >12 m + Cold Spring Rain	13	-262.96	3.24	0.09	144.67
Coniferous forest	Stands > 12 m + Cold Spring Rain	13	-1338.44	0.00	0.84	682.47

Note: K, the number of model parameters;  $\Delta AIC_c$ , difference in  $AIC_c$  between the top-ranked model vs other candidate models;  $AIC_c \omega$ , Akaike weight; LL, log-likelihood. Only models with  $\Delta AIC_c < 4$  are presented. Models are described in Table 3.1.

Table 3.3 Model averaged estimates of variables for which the 95% confidence interval (CI) excluded 0 ( $\beta_i$  [lower confidence limit, upper confidence limit]) in models explaining fisher yield per year per fur-bearing animal management unit in Quebec between 1984 and 2014.

Variable	Prediction	Hardwood Forest Zone	Mixed Forest Zone	Coniferous Forest Zone
Year	+	0.11 [0, 0.22]	0.19 [0.14, 0.24]	0.05 [0.01, 0.08]
Number of trappers	+	0.76 [0.65, 0.87]	0.27 [0.23, 0.31]	0.05 [0.03, 0.07]
Pelt price	+	-0.05 [-0.09, -0.01]	-0.04 [-0.06; -0.02]	-0.02 [-0.02, -0.01]
Deciduous 4-12 m	+			
Mixedwood 4-12 m	+			
Coniferous 4-12 m	+			
Deciduous > 12 m	+	-0.38 [-0.60, -0.16]		-0.11 [-0.20, -0.02]
Mixedwood > 12 m	+	0.31 [0.04, 0.56]		0.07 [0.01, 0.13]
Coniferous > 12 m	+			
Agriculture2	+			
Winter Rain Days	+			
Winter Rain	+			
Spring Rain Days	-		-0.02 [-0.04, 0]	-0.01 [-0.02, 0]
Seasonal Rain Days	+			
Seasonal Rain	+			

*(Notes on table are presented on the next page)*

( notes continued from table 3.3)

Note : Number of trappers corresponds to the number of trappers having sold at least one marten or fisher pelt in a given FAMU. Pelt price is the average selling price of a marten pelt at the auction from the preceding year. Forest stands (% of fur-bearing animal management unit) include the 4-12 m height class with deciduous (Deciduous 4-12m), mixedwood (Mixedwood 4-12 m) and coniferous (Coniferous 4-12 m) dominance, and deciduous (Deciduous > 12 m), mixedwood (Mixedwood > 12m) and coniferous (Coniferous > 12m) stands > 12 m tall. Analysis of agricultural fields included linear (Agriculture) and quadratic (Agriculture2) effects. Rain conditions are considered according to the total rain amount per season (Winter Rain (mm): 15 November to 30 April, Seasonal Rain: 15 November to 1 March ) and the number of days with rain (Winter Rain Days, Seasonal Rain Days). Spring weather conditions corresponded to the number of cold (< 2.2 °C) rainy (rain >1.7mm) days between 15 March and 30 May (Spring Rain Days).



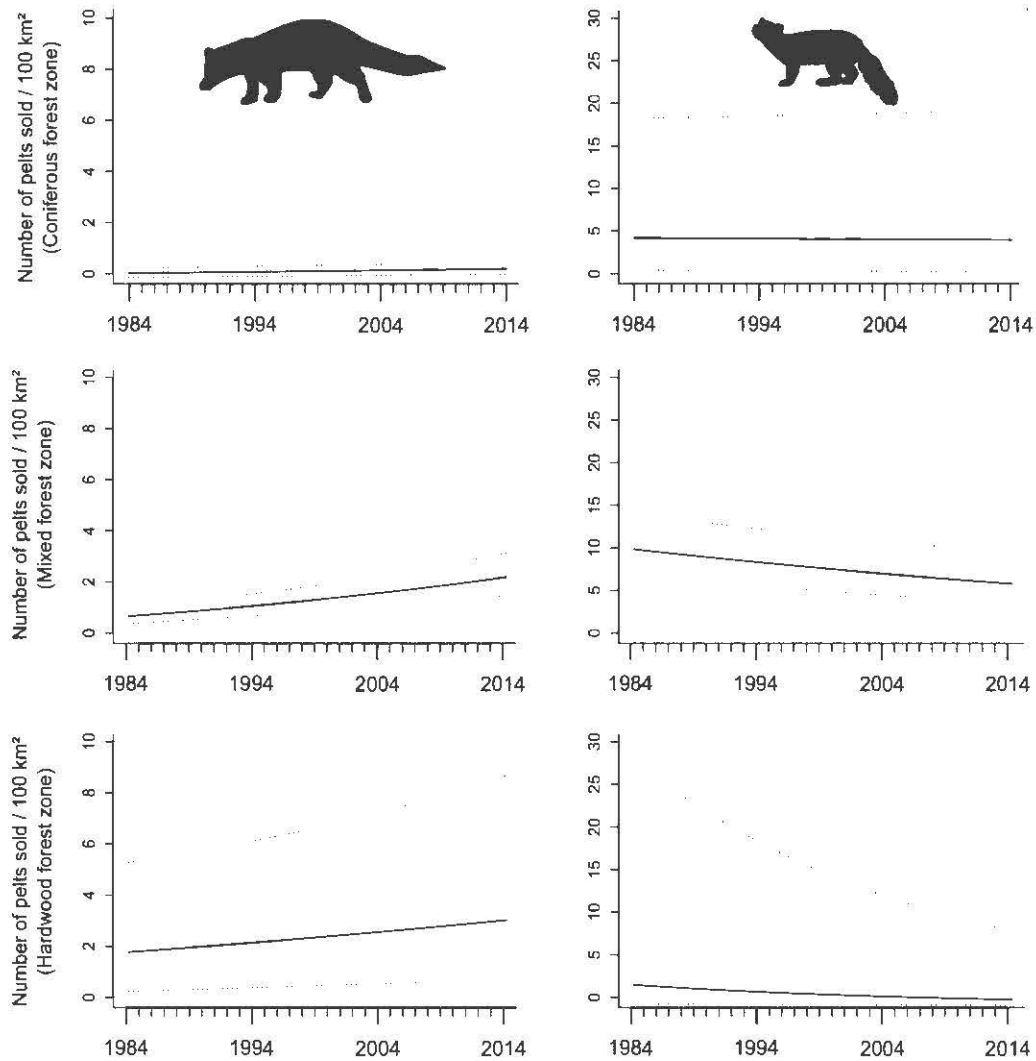


Figure 3.3 Effect of year on fisher (left) and marten yields (right) predicted from multi-model inference for each forest zone (hardwood, mixed, coniferous) of Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Black lines denote estimates; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals. Note that axes are not at the same scale but reflect differences in yield between forest zones for the two species.

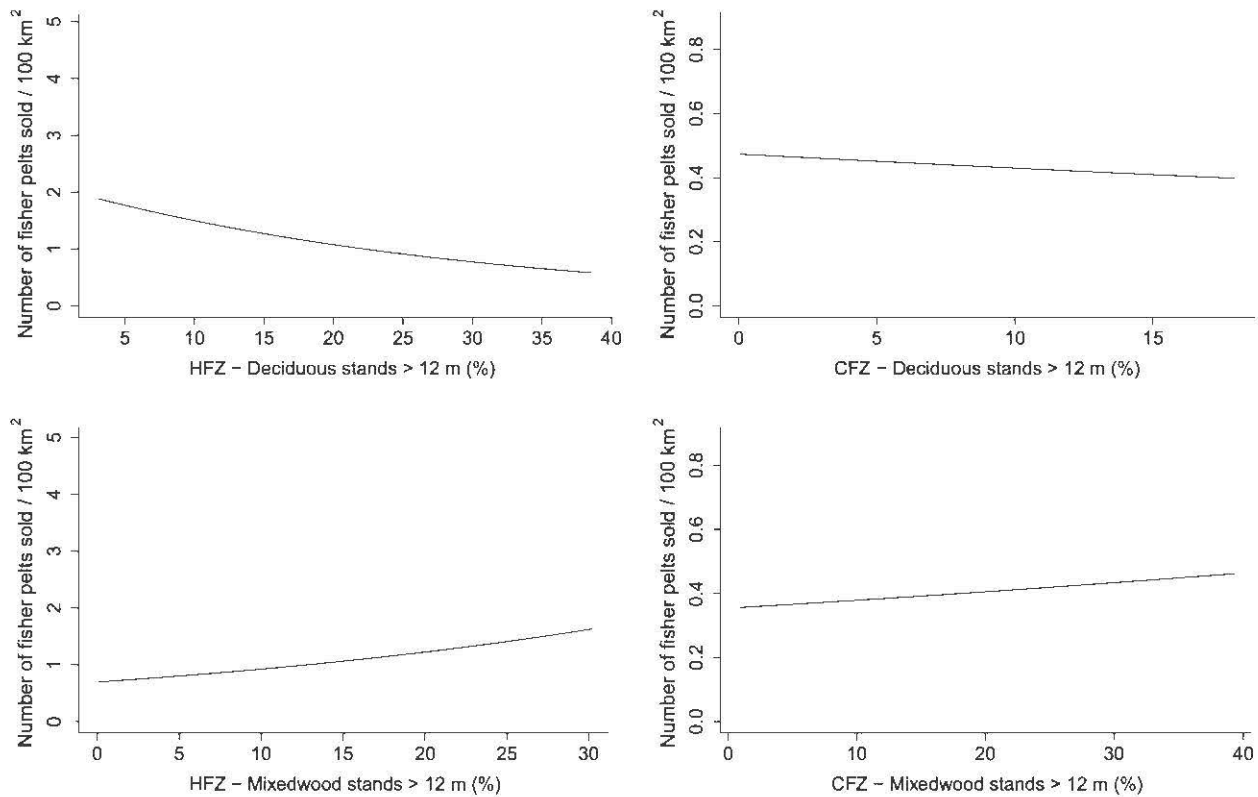


Figure 3.4 Predicted fisher yields as a function of the fur-bearing animal management unit proportion of deciduous (top) and mixedwood (bottom) stands > 12 m in the hardwood forest zone (HFZ, left) and the coniferous forest zone (CFZ, right) of Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Black lines are estimates; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals.

### 3.6.5 Model comparisons for marten

In the hardwood forest zone, the null model had the greatest weight to explain variation in marten yield (Table 3.4,  $\omega_i = 0.25$ ). Models that included cold spring rain ( $\omega_i = 0.19$ ), the availability of stands 4-12 m ( $\omega_i = 0.16$ ), or both ( $\omega_i = 0.10$ ) shared the majority of the rest of the weight. Models that included the availability of stands >12 m ( $\omega_i = 0.05$ ), the amount of agricultural fields ( $\omega_i = 0.04$ ) or winter rain ( $\omega_i = 0.04$ ) had weak support. In the mixed forest zone, the top-ranked model included the amount of agricultural fields and winter rain which accounted for most of the variation ( $\omega_i = 1$ ), far ahead of the second-best model which included the amount of agricultural fields and winter rain ( $\Delta AIC_c = 16.48$ ). In the coniferous forest zone, the top-ranked model included the availability of stands 4-12 m and trapping season rain (Table 3.4). This model had three times as the weight of the second ranked model (0.57 vs 0.13), which consisted of trapping season rain alone. A third model consisting of the amount of agricultural fields and trapping season rain had 12 % of the support. Marten yield decreased over time in both the hardwood forest and mixed forest zones (Table 3.5). Yet, no such relationship was found in the coniferous forest zone.

Annual marten yield in all three zones increased with the number of trappers having sold at least one marten or fisher pelt, but the effect was stronger in the mixed and coniferous forest zones (Table 3.5). Annual marten yield decreased with average selling price of a marten pelt at the auction from the preceding year in the mixed and coniferous zones (Table 3.5). The price of a marten pelt had a greater effect on annual marten yield than on annual fisher yield, but the effect was weak in both cases. No habitat variable (forest cover or agricultural setting) explained changes in marten yield in the hardwood forest and coniferous forest zones. In the mixed forest zone, marten yields decreased with increasing cover of agricultural fields (Figure 3.5). The number of days with rain and the amount of rain that fell in the winter preceding the trapping season had a negative effect in the mixed forest zone (Figure 3.6). The amount of rain

that fell during the trapping season had a positive effect on marten yield in the coniferous forest zone (Figure 3.7).

Table 3.4 Selection based on the Akaike information criterion for small samples ( $AIC_c$ ) among linear mixed models explaining marten yields in Québec, Canada, between 1984 and 2014. All models included a random intercept and a random slope of year for each fur-bearing animal management unit, a first order continuous autocorrelation structure, as well as fixed effects for the number of trappers who sold at least one marten or fisher pelt, and marten pelt price of the previous year.

Zone	Marten model	K	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	$AIC_c \omega_i$	LL
Hardwood forest	Null	9	438.00	0.00	0.25	-209.69
	Cold Spring Rain	10	438.50	0.50	0.19	-208.88
	Stands 4-12 m	12	438.93	0.94	0.16	-206.93
	Stands 4-12 m + Cold Spring Rain	13	439.78	1.78	0.10	-206.26
	Stands >12 m	12	441.23	3.23	0.05	-208.08
	Agriculture	11	441.61	3.61	0.04	-209.35
	Winter Rain	11	441.63	3.63	0.04	-209.36
	Mixed forest	Agriculture + Winter Rain	13	749.98	0.00	1
Coniferous forest	Stands 4-12 m + Seasonal Rain	14	588.61	0.00	0.57	
	Seasonal Rain	11	591.55	2.94	0.13	
	Agriculture + Seasonal Rain	13	591.70	3.08	0.12	

Note: K, the number of model parameters;  $\Delta AIC_c$ , difference in  $AIC_c$  between the top-ranked model vs other candidate models;  $AIC_c \omega_i$ , Akaike weight; LL, log-likelihood. Only models with  $\Delta AIC_c < 4$  are presented. Models are described in Table 3.1.

Table 3.5 Model-averaged estimates of variables for which the 95% confidence interval (CI) excluded 0 ( $\beta_i$  [lower confidence limit, upper confidence limit]) in models explaining marten yield per year per fur-bearing animal management unit in Quebec, Canada, between 1984 and 2014.

Variable	Prediction	Hardwood Forest Zone	Mixed Forest Zone	Coniferous Forest Zone
Year	-	-0.37 [-0.52, -0.21]	-0.14 [-0.22, -0.05]	
Number of trappers	+	0.45 [0.27, 0.63]	0.65 [0.58, 0.71]	0.67 [0.60, 0.70]
Pelt price	+		-0.06 [-0.09, -0.03]	-0.05 [-0.08, -0.02]
Deciduous 4-12 m	-			
Mixedwood 4-12 m	-			
Coniferous 4-12 m	-			
Deciduous > 12 m	+			
Mixedwood > 12 m	+			
Coniferous > 12 m	+			
Agriculture2	-		0.51 [0.02, 0.99]	
Winter Rain Days	-		-0.03 [-0.06, 0]	
Winter Rain	-		-0.09 [-0.12, -0.06]	
Spring Rain Days	-			
Seasonal Rain Days	+			
Seasonal Rain	+			0.04 [0.01, 0.08]

*(Notes on table are presented on the next page)*

*(notes continued from table 3.5)*

Note : Number of trappers corresponds to the number of trappers having sold at least one marten or fisher pelt in a given FAMU. Pelt price is the average selling price of a marten pelt at the auction from the preceding year. Forest stands (% of fur-bearing animal management unit) include the 4-12 m height class with deciduous (Deciduous 4-12m), mixedwood (Mixedwood 4-12 m) and coniferous (Coniferous 4-12 m) dominance, and deciduous (Deciduous > 12 m), mixedwood (Mixedwood > 12m) and coniferous (Coniferous > 12m) stands > 12 m tall. Analysis of agricultural fields included linear (Agriculture) and quadratic (Agriculture<sup>2</sup>) effects. Rain conditions are considered according to the total rain amount per season (Winter Rain (mm): 15 November to 30 April, Seasonal Rain: 15 November to 1 March) and the number of days with rain (Winter Rain Days, Seasonal Rain Days). Spring weather conditions corresponded to the number of cold (< 2.2 °C) rainy (rain >1.7mm) days between 15 March and 30 May (Spring Rain Days). Fisher yield corresponded to number of fisher pelts sold / 100 km<sup>2</sup>.

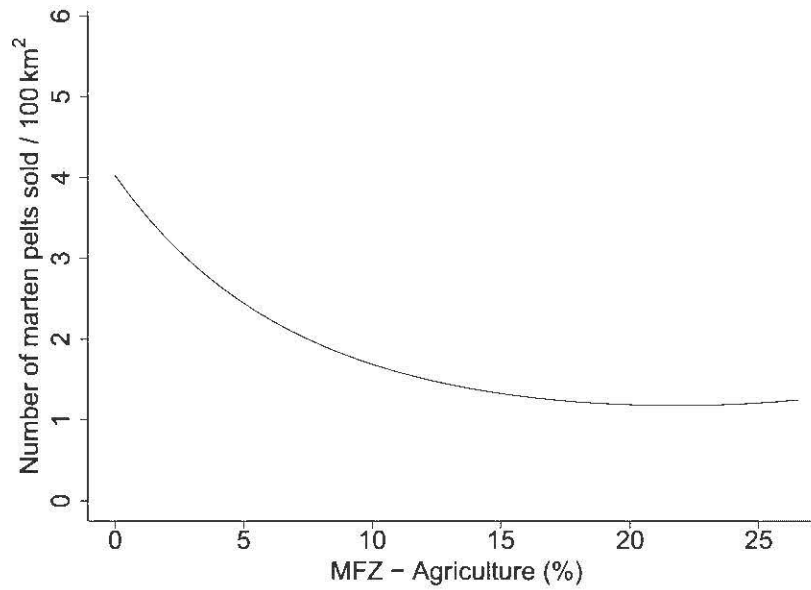


Figure 3.5 Predicted marten yields as a function of the fur-bearing animal management unit proportion of agricultural fields in the mixed forest zone (MFZ) of Quebec, Canada, between 1984 and 2014. The black line is the estimate; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals.

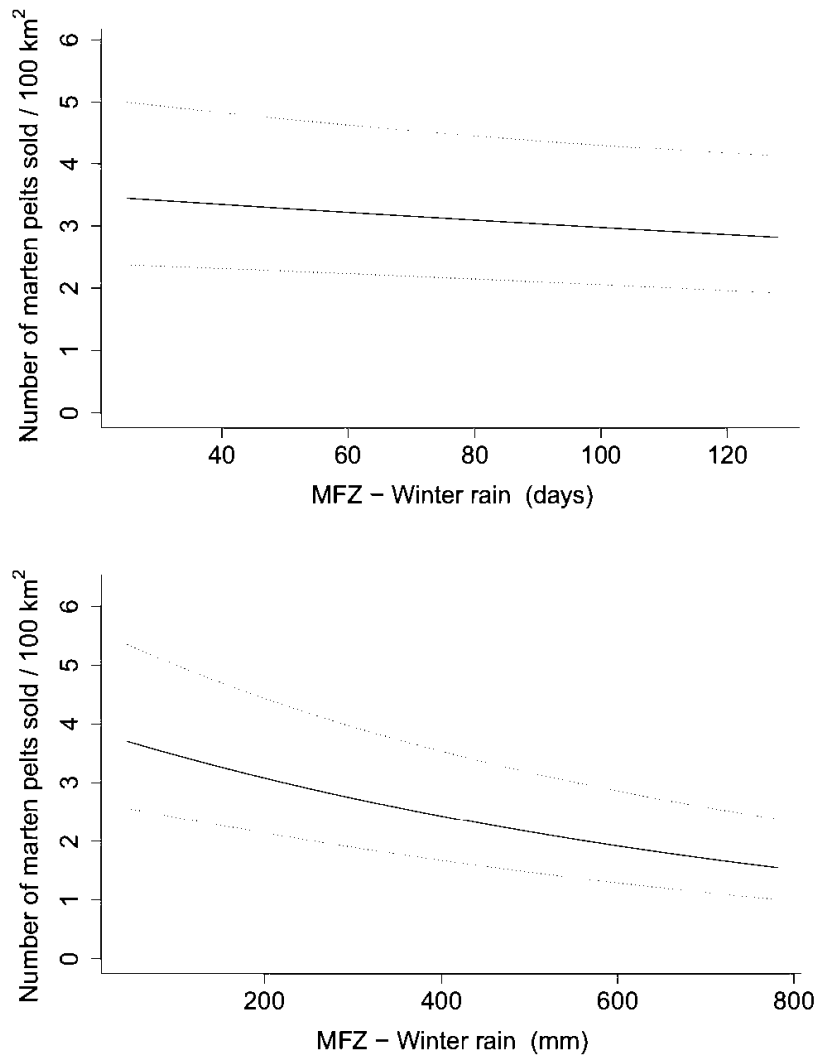


Figure 3.6 Predicted marten yields as a function of the number of days with rain (top) and amount of rain (bottom) that fell in the winter preceding the trapping season in the mixed forest zone (MFZ) of Quebec, Canada, between 1984 and 2014. The black line is the estimate; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals.



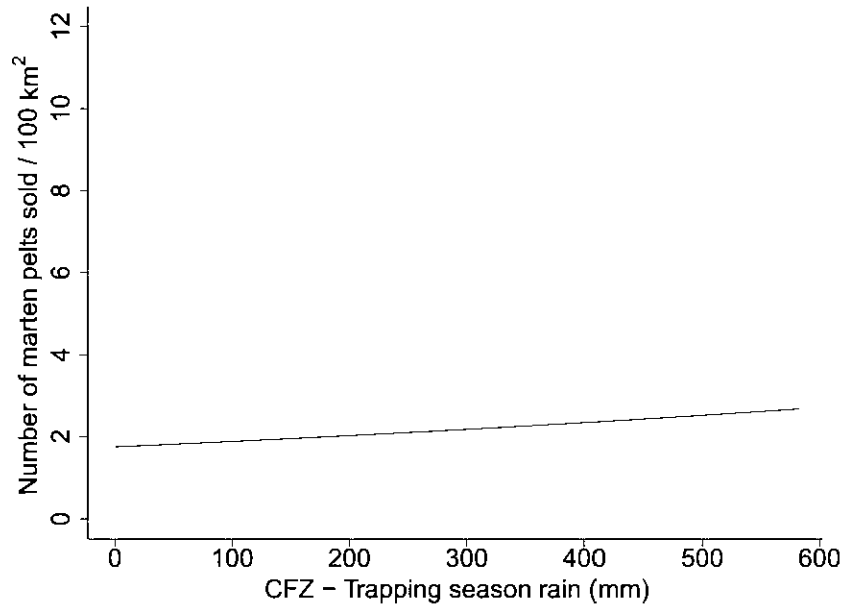


Figure 3.7 Predicted marten yields as a function of the amount of rain that fell during the trapping season in the coniferous forest zone (CFZ) of Quebec between 1984 and 2014. The black line is the estimate; dotted lines represent unconditional 95% confidence intervals.

### 3.7 Discussion

#### 3.7.1 Habitat changes

##### 3.7.1.1 Fisher

Fisher yields increased in all three zones, but more markedly so in the hardwood forest and mixed forest zones. While still low, fisher yield increased in the coniferous forest zone, where the species is at the northern edge of its range and densities are inherently low. The abundance of mixedwood stands >12 m increased fisher yields in both hardwood and coniferous forest zones. Deciduous stands > 12 m were not a good indicator of fisher populations at the landscape scale. According to other studies, the coniferous component of stands appears to be particularly important for fishers in

Quebec (Proulx, 2006, Sauder and Rachlow, 2014, Fuller *et al.*, 2016). Kelly (1977) determined that fishers avoid forest stands that are composed of 74 % or more deciduous trees. Deciduous dominated stands probably do not provide fishers with optimal conditions for winter movement. Because of their crown form, boreal softwood species provide cover that protects fishers by intercepting precipitation, including snow. In winter, fishers preferentially use dense stands with a large conifer component (mixed or dominant), given lower accumulations of snow on the ground, thereby facilitating movements (Raine, 1983; Hopkinson *et al.*, 2004). Within a forest matrix dominated by deciduous tree species, the coniferous component becomes particularly attractive for fisher movement. In the mixed forest zone, no habitat variable could explain increases in fisher yields. Yet, the habitat appears to remain adequate for the needs of fisher populations.

In the coniferous forest zone, the increase in fisher yields was significantly associated with mixedwood stands > 12 m which have increased in proportion over the past 30 years. On the one hand, a mixed species composition provides the best compromise for fisher in terms of structures that can intercept snow, while providing a variety of prey (Powell *et al.*, 2003). On the other hand, in the coniferous forest zone, the amount of deciduous stands > 12 m reduces fisher yields. These forest stands have little or no structure to intercept snow. Logging intensity in the coniferous forest zone favored early successional species, such as trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.), at the expense of conifers that dominated the canopy in pre-industrial times (Boucher *et al.*, 2014; Grondin *et al.*, 2018).

Modifications of the cover type and their associations with fisher captures support the hypotheses made by the trappers (Table 3.1). Trappers have indeed reported that fishers in Quebec use forests where the deciduous component has increased (Suffice *et al.*, 2017). Fishers especially use forests with complex structures, both vertically (several

layers of vegetation) and horizontally (downed woody debris) (Powell and Zielinski, 1994). The deciduous component provides fishers with a diversity of habitats and an abundance of prey species (Poulin *et al.*, 2006). Studies in eastern Maine and Connecticut have previously reported that fishers live in mixedwood and deciduous stands (Arthur *et al.*, 1989; Kilpatrick and Rego, 1994). Trappers in our study area shared their concerns about the availability of large hollow trees in which the fisher could find refuge and raise their young (Suffice *et al.*, 2017). Indeed, fishers require interior structures within which they can find refuge and raise young. Fishers typically use resting sites in large living trees with cavities or broken tops, or in large dead trees (Gess *et al.*, 2013; Green, 2017). The size of the trees that can be used as resting sites varies according to bioclimatic zone and tree species available (Weir and Almuedo, 2010; Aubry *et al.*, 2013). In the eastern portion of its range, fisher mainly uses deciduous trees with an average diameter at breast height (DBH) > 50 cm (Erb *et al.*, 2013; Gess *et al.*, 2013). In northern Quebec, trees over 30 cm in diameter are rare (Vaillancourt *et al.*, 2008), yet fisher populations have increased in the coniferous forest zone (spruce-moss bioclimatic domain). As in other regions, fishers in Quebec may use more often ground-level dens than large diameter trees (Kilpatrick and Rego, 1994; Gess *et al.*, 2013; Green, 2017).

In interviews, trappers noted that they were capturing greater numbers of fishers at farmland edges and that the animals could use relatively open habitats (Suffice *et al.*, 2017). Our analyses could not confirm these observations, as trapper observations were made at a finer spatial scale. The quality of the agricultural fields in Quebec varied very little between 1984 and 2014. Furthermore, the amount of land under agriculture likely does not reflect the quantity of edge between agricultural fields and forest stands that fishers use (Bridger *et al.*, 2017).

### 3.7.1.2 Marten

No habitat variable could explain the decrease in marten yields in the hardwood forest and mixed forest zones, where stands have increased both in area and height. We found no change in marten yields over time in the coniferous forest zone. In addition, changes in forest cover across Quebec did not influence marten populations. Yet, martens have been reported to occupy mature forest stands with dense cover and complex structure (Buskirk and Ruggiero, 1994; Bissonette *et al.*, 1997; Chapin *et al.*, 1998; Potvin *et al.*, 2000; Fuller *et al.*, 2005). Indeed, Cheveau *et al.* (2013) showed that in a predominantly coniferous (spruce) landscape, mixedwood stands were selected at both home range and landscape scales. Trappers mentioned that they often capture marten in deciduous stands (Suffice *et al.*, 2017). In conifer-dominated landscapes, martens seek out a diversity of habitat attributes to find food and protection. The quantity of coniferous stands, however, does not explain marten yields in Quebec, maybe because simply defining stands according to their height class does not reflect their structural complexity (McCann *et al.*, 2014). Further, by analyzing interactions at such a broad spatial scale, habitat loss observed by trappers at the trapline scale and its effect on marten populations were likely underestimated.

### 3.7.2 Changes in rain conditions

The variables describing rain conditions contributed to the best models in all three zones, but only cold spring rain influenced fisher yields in the mixed and coniferous forest zones. Although cold spring rain had a negative effect on fisher yield, captures of fisher increased in both zones. As expected, in the mixed forest zone, marten yields decreased with increasing amounts of rainfall and number of days with rainfall in the winter preceding the trapping season. The amount of rain that fell during the trapping season increased marten yields only in the coniferous forest zone. Rain increases snow density and promotes ice crust formation on snow surface that could limit access to sub-nivean areas used for cover and to access food (Callaghan and Johansson, 2015;

Williams *et al.*, 2015; Domine *et al.*, 2018). Cold rain could also exert direct effects on marten thermoregulation (Taylor and Buskirk, 1994). Martens have few fat reserves, which makes them potentially vulnerable to the cold when their fur is wet (Buskirk and Harlow, 1989). Increased rainfall could incur greater natural winter mortality in adult martens. By limiting marten access to sub-nivean space, rain-induced snow-crusting can cause martens to move more in search of food resources. Increasing rainfall during the trapping season facilitates travelling by snowshoe or snowmobile, and potentially increases the efficiency of trappers. Moreover, rain can increase marten vulnerability to trapping. High marten yields during a rainy trapping season can lead to a lower harvest in the following year. Phenomena that are observed at the local scale by Quebec trappers are difficult to capture at the provincial scale. In addition, our study used data over a period of about 30 years, which represents a short time scale compared to longer-term climate change. The use of average weather conditions over large areas (FAMUs) and annual time steps was also unlikely to portray spatial and temporal variation that would better represent freeze-thaw events affecting animal survival.

Weather conditions favoring increased snow load-bearing capacity could also have indirect effects on marten and fisher populations by influencing interspecific competition. Karniski (2014) observed responses along these lines in the Adirondack Mountains of the northeastern United States. More compact snow favors movement of coyote (*Canis latrans*) and red fox (*Vulpes vulpes*), which are not only two potential competitors and predators of martens, but also affect fishers (Pozzanghera *et al.*, 2016; Suffice *et al.*, 2017). Thus, snow compaction could have an indirect negative effect on martens by increasing competition with other mesocarnivores, which would also mitigate the positive effect of snow compaction on fishers.

### 3.7.3 Cumulative impacts and relative importance of habitat and climate change

In this study, changes in forest cover exerted stronger effects on fisher than did rainfall conditions. Too much emphasis has previously been placed on climate change in biodiversity scenarios, while other variables that arise from human activities may have similar or even greater effects at shorter time scales (Titeux *et al.*, 2016). Modifications of natural habitats through land use conversion and exploitation of natural resources are considered to be among the most important and immediate threats to biodiversity (Newbold *et al.*, 2015). Climate change and human activities exert cumulative effects on the plant and animal species compositions of communities, the changes of which can affect the distribution of fisher and marten (Carroll, 2007; Lawler *et al.*, 2012; Lavoie *et al.*, 2019). The greatest change in the forest landscapes of North America is the migration or even reduction of conifer-dominated stands, which are replaced by mixedwood or deciduous stands (Lawler *et al.*, 2012; Purcell *et al.*, 2012; Zielinski *et al.*, 2012). An increased risk of windthrow is also expected to occur in eastern Canada, mainly through an increased period during which the ground is unfrozen (Saad *et al.*, 2017). These changes could favor the creation of micro-habitats for small mammals and create new structures that could be exploited in the sub-nivean environment.

In addition to logging, climate change that affects forest fire regimes is expected to result in the loss of late-successional habitats, which may increase the probability of local extinction of species that are associated with these habitats, such as fisher and marten (Bergeron *et al.*, 2010; Lawler *et al.*, 2012; Purcell *et al.*, 2012). Changes in winter conditions should facilitate the movement of fishers as well as other mesocarnivores, and may change the partitioning of niches based upon snow characteristics (Whiteman and Buskirk, 2013; Manlick *et al.*, 2017). Indeed, many medium-sized predators have already expanded their ranges, which can affect food webs and trophic controls (Prugh *et al.*, 2009; Pokallus and Pauli, 2015). Species conservation and habitat management in response to climate change pose the challenge

of balancing the need to maintain current habitats and anticipate future changes in habitat and species distributions. Climate change scenarios predict conditions that favor fishers, but data that have been obtained by Zielinski *et al.* (2017) suggest that martens may be able to shift their niche to include warmer, less snowy habitats. Conservation of interacting species at the boundaries of their ranges require managers to be aware of interspecies tolerance, how each would uniquely respond to future climates, and how potential climate refuges could be integrated into existing habitats (Morelli *et al.*, 2016; Zielinski *et al.*, 2017).

#### 3.7.4 Inter-specific relations: the missing link?

Abundance of prey, competitors and predators have been identified by trappers as major factors that may explain changes in fisher and marten abundance (Suffice *et al.* 2017). Behavioral changes caused by interspecific competition, as well as by intraguild predation or interspecific killing, can have repercussions on the distribution of individuals, even species (King and Moors, 1979; Tannerfeldt *et al.*, 2002; Eriksson *et al.*, 2019). Unfortunately, prey, competitor and predator abundance variables were unavailable at the scale of our study. Variation in marten catches could be more closely related to fluctuations in food supply (Cheveau *et al.*, 2004; Jensen *et al.*, 2012; Fauteux *et al.*, 2015) than to habitat quality or climatic variation, although this remains to be demonstrated. Environmental changes in recent decades have contributed to changes in the distribution of fishers but also of other marten competitors. An assessment of the co-occurrence of mesocarnivores, as was conducted by Gompper *et al.* (2016), would make it possible to better consider the role of biotic factors in population dynamics.

Manlick *et al.* (2017) suggested that landscape homogenization leads to niche compression and that marten populations would be limited through increased competition with fishers. Dietary overlap between marten and fisher likely intensifies interspecific competition through interference, as previously demonstrated in

Wisconsin (Manlick *et al.*, 2017). Dietary overlap is also a major predictor of intraguild predation (Donadio and Buskirk, 2006), as observed by McCann *et al.* (2010) in Wisconsin, where fishers were the most common cause of winter mortality in marten. An inverse relationship between marten and fisher occurrence already has been observed in several sympatric populations, where coexistence has been attributed to mechanisms that reduce competition for shared resources, such as spatiotemporal segregation, differential habitat selection, and contrasting use of snow cover (Krohn *et al.*, 1997; Fisher *et al.*, 2013). In our analyses, marten yields declined in the hardwood and mixed forest zones, where fisher yields had increased the most. In the coniferous forest zone, where increases in fisher yield were low, marten yield has yet to decrease. These results suggest that habitat use by fisher and marten in Quebec may be influenced especially by interspecific relationships, but this remains speculative. Thus, the co-occurrence characteristics of the two species need to be studied at a finer spatial scale.

### 3.7.5 Management implications

Fishers mainly benefit from an increase in mixedwood stands taller than 12 m following decades of forest harvesting. The increase in fisher population at the northern edge of its range raises the question of the types of resting and rearing structures used by this species in stands without large diameter trees. Investigating rearing and resting structures would help understand fisher habitat requirements, a species known for its sensitivity to forest management. Furthermore, the negative effects of winter rain on fisher and marten populations highlight the need for protection cover to cope with climate change. The relationship that we identified between rainfall conditions and mustelid populations should also be further investigated by monitoring fisher and marten physical condition and reproductive success. Our results suggest that reproduction of these species could be particularly affected by cold spring rains. This hypothesis could be tested by monitoring population structure (juvenile:adult ratios) over several years.



### 3.8 Acknowledgements

We thank M. Desrochers for geomatics analysis, J. Alluard for statistical analysis, R. St-Amant for his advice regarding the use of BioSIM, and W.F.J. Parsons for English translation. We are indebted to the trappers for having formulated hypotheses based on their experience and knowledge. Lastly, we thank P. Fournier for sharing his expertise on trapping and field work. This project was supported by a grant from the *Fonds de Recherche du Québec: Nature et Technologies*.

## CHAPITRE IV

### SITE OCCUPANCY BY AMERICAN MARTEN AND FISHER IN TEMPERATE DECIDUOUS FOREST

(OCCUPATION DE SITES PAR LA MARTRE D'AMÉRIQUE ET LE PÉKAN EN  
FORÊT TEMPÉRÉE FEUILLUE)

Pauline Suffice<sup>1\*</sup>, Marc J. Mazerolle<sup>2</sup>, Louis Imbeau<sup>1</sup>, Marianne Cheveau<sup>3</sup>, Hugo Asselin<sup>1</sup>, Pierre Drapeau<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4, Canada ; <sup>2</sup> Centre d'étude de la forêt, Département des sciences du bois et de la forêt, Pavillon Abitibi-Price, 2405 rue de la Terrasse, Université Laval, Québec (Québec) Canada, G1V 0A6; <sup>3</sup> Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec, 880, chemin Sainte-Foy, 2e étage, Québec (Québec) G1S 4X4, Canada; <sup>4</sup> Université du Québec à Montréal, 405 Rue Sainte-Catherine Est, Montréal (Québec) H2L 2C4, Canada

#### 4.1 Résumé

Les interactions interspécifiques peuvent moduler les patrons d'occurrence des espèces et elles pourraient être un facteur clé dans les modèles de sélection d'habitat. Le pékan (*Pekania pennanti*) et la martre d'Amérique (*Martes americana*) sont deux mésocarnivores forestiers sympatriques dans l'est de l'Amérique du Nord. En raison de sa plus grande taille, le pékan pourrait être un compétiteur supérieur à la martre et l'exclure de certains secteurs. Nous souhaitons déterminer les effets de leurs interactions dans un environnement modifié par l'aménagement forestier et les changements climatiques. Nous avons considéré l'écologie de la martre et du pékan ainsi que les savoirs partagés par les piégeurs pour émettre les hypothèses que la répartition spatiale de ces espèces s'expliquerait par 1) la composition du couvert forestier; 2) la fragmentation de l'habitat; et 3) les relations de compétition entre les deux espèces. De plus, nous avons émis l'hypothèse que l'effet de ces trois critères est plus important à l'échelle du domaine vital plutôt qu'à l'échelle du paysage et que la martre change son utilisation de l'habitat en présence du pékan. Un réseau de 49 pièges photographiques suivis pendant deux automnes a permis de documenter l'occupation de site des deux espèces dans la forêt tempérée feuillue. Des modèles d'occupation de site multiespèces ont ensuite permis d'évaluer l'utilisation des habitats ainsi que l'influence du pékan sur la martre. Ces analyses montrent que l'occupation de sites par la martre n'était pas affectée par la présence du pékan durant l'automne. Par contre, la disponibilité de vieux peuplements résineux denses expliquait la répartition spatiale de la martre à l'échelle de son domaine vital de même qu'à celle du paysage. De plus, un indice d'habitat propice à l'utilisation développé à partir des savoirs empiriques des piégeurs de la région d'étude a souligné l'importance de combiner la composition, la hauteur, l'âge et la densité des peuplements pour décrire la structure du peuplement. Cet indice d'habitat permet de raffiner le modèle de qualité d'habitat de la martre d'Amérique pour la forêt tempérée feuillue. Nos résultats suggèrent que la martre

pourrait être une espèce focale pertinente pour guider l'aménagement de la forêt tempérée.

#### 4.2 Abstract

Interspecific interactions can modulate species occurrence patterns and could be a key factor in habitat selection models. The fisher (*Pekania pennanti*) and the American marten (*Martes americana*) are two sympatric forest mesocarnivores in eastern North America. Due to its larger size, the fisher could be a superior competitor to the marten and exclude it from certain areas. We aimed to determine the effects of interactions between marten and fisher in an environment modified by forest management and climate change. We considered the ecology of marten and fisher, together with knowledge shared by local trappers, to formulate hypotheses regarding the spatial distribution of these species based on the following three criteria: 1) composition of the forest cover, 2) habitat fragmentation, and 3) competitive relationships between the two species. We hypothesized that the effects of these three criteria are more important at the scale of the home range than at the landscape scale, and that marten changes its use of habitat in the presence of fisher. We used a network of 49 camera traps that we monitored over two autumn seasons to document site occupancy by both species in the temperate deciduous forest. We used two-species site occupancy models to assess habitat use and the influence of fisher on marten. On the one hand, these analyses demonstrated that marten site occupancy was not affected by fisher presence during the autumn. On the other hand, the availability of old dense coniferous stands explained the spatial distribution of marten both at the scale of its home range and the landscape. Further, we developed an index of potentially suitable habitat based upon empirical knowledge provided by local trappers, which highlighted the importance of combining stand composition, height, age and density to describe stand structure. This index refines the habitat quality model of American marten for temperate deciduous forests.

Our results suggest that marten could be a relevant focal species to guide temperate forest management.

### 4.3 Introduction

Ecological differences between species that lead to niche partitioning can occur in different basic ways: resource partitioning; density- or frequency-dependent predation, temporal or spatial niche partitioning (Amarasekare, 2003). Coexisting wildlife species have evolved through morphological and behavioural adaptations that reduce competition risk (Hunter and Caro, 2008). However, abiotic factors, human disturbances and climate change influence habitat use by species (Graham and Grimm, 1990; Lodge, 1993; Jensen et al., 2019). Changes in species distributions can lead to changes in interspecific interactions, which can modulate species occurrence patterns and may constitute a key variable in habitat selection models (Vanak and Gompper, 2010; Fisher *et al.*, 2013; Sweitzer and Furnas, 2016). Mesocarnivores are particularly affected by the presence of larger sympatric species (Donadio and Buskirk, 2006; Fisher *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2015; Zielinski *et al.*, 2017). However, monitoring of mesocarnivores is complex due to the absence of an appropriate framework for monitoring population trends over the short- and long-term, while accounting for the uncertainty associated with the low abundance of the species and probability of detection (Golding *et al.*, 2018).

The fisher (*Pekania pennanti*) and American marten (*Martes americana*) (hereafter, referred to as marten) are 2 solitary and elusive forest mesocarnivores. Habitat use by the 2 species is similar in many respects. Given their elongated morphology and limited fat stores, these two species must seek protection from severe weather conditions that would otherwise compromise their thermoregulation capacity (Zielinski, 2000; Powell *et al.*, 2003). Fisher and marten use habitats with complex horizontal and vertical

physical structures, which consist of a mixture of coniferous and deciduous forest species. The structural elements (i.e.: canopy cover, snags, coarse woody debris) of these forests provide fisher and marten with access to prey, resting and rearing sites for young, as well as protection from predators (Buskirk and Powell, 1994; Gilbert *et al.*, 1997; Powell *et al.*, 2003; Gilbert *et al.*, 2017).

Selection of habitat characteristics that are typical of late successional forests (large trees, complex vertical and horizontal structure) is often reported for both species (Raley *et al.*, 2012; Gilbert *et al.*, 2017). Yet, fisher apparently can use a larger range of forest types and spatial configurations that are associated with habitat fragmentation than can marten (Sauder and Rachlow, 2015). Some types of disturbances that promote forest heterogeneity could provide resources which are used by fisher (Sauder and Rachlow, 2015). In terms of composition (deciduous, mixedwood, coniferous) and age (regenerating, young sapling stage, mature, and old-growth forest), different forest stands would provide food resources and protective cover to fisher, especially if these habitats were spatially adjacent within the landscape. Given that fisher movement is difficult on uncompacted snow, fisher habitat is associated especially with conifers that intercept snow before it accumulates on the ground (Raine, 1987; Krohn *et al.*, 1995; Powell *et al.*, 2003; Manlick *et al.*, 2017).

The marten, in contrast, is known to be particularly sensitive to forest disturbances caused by logging, such as the net loss of mature and old-growth habitats, and their fragmentation within the landscape (Thompson, 1991; Potvin *et al.*, 2000; Wasserman *et al.*, 2012; Cheveau *et al.*, 2013). Marten are generally associated with dense coniferous forests, but they also use heterogeneous environments as long as they can find protection (Cheveau *et al.*, 2013). Interactions with other predators could influence marten distribution range and habitat selection (Krohn *et al.*, 1995; Fisher *et al.*, 2013; Suffice *et al.*, 2017). For instance, the fisher is larger than the marten and may exercise

competitive exclusion of the marten from certain areas (Thomasma, 1996, Fisher *et al.*, 2013). Regional coexistence of these two meso-predators could be facilitated by spatial segregation at a finer scale (Amarasekare, 2003). Effects of competition would then be more pronounced at the home range scale than at the landscape scale.

Marten and fisher occur sympatrically across portions of North America (Fisher *et al.*, 2013; Manlick *et al.*, 2017; Crooze *et al.* 2019). In Quebec, the marten's range is mainly sympatric with that of fisher in the temperate deciduous forest. Monitoring of annual fur sales over the past 30 years suggests that fisher harvesting has increased while marten harvesting has decreased (Chapter III). These fur sale results suggest that habitat use by fisher and marten could be influenced by interspecific relationships, although this is not necessarily the case in other sympatric territories (Gompper *et al.*, 2016; Crooze *et al.* 2019). In addition, while marten habitat requirements have been studied in mixedwood and coniferous boreal forests in Quebec (Potvin *et al.*, 2000; Godbout and Ouellet, 2008; Cheveau *et al.*, 2013), we have little information for the southern part of its Quebec range in temperate deciduous forests. Further, habitat requirements of fisher have yet to be documented in Quebec.

Our objective were to document fisher and marten habitat occupancy in the temperate deciduous forest and to evaluate fisher's influence on marten occupancy. We measured habitat occupancy by fisher and marten in the temperate deciduous forest using camera traps. We also identified the effects of their interactions in an environment that is being modified by forest management and by climate change. To do this, we used two-species site occupancy analyses to assess habitat use as well as the influence of a dominant species on a subordinate species (MacKenzie *et al.*, 2004, 2006). We formulated hypotheses based on literature and local knowledge shared by trappers (Suffice *et al.*, 2017). We hypothesized that the spatial distribution of these species is explained by 1) forest cover composition, 2) habitat fragmentation, and 3) competitive relationships

between the two species. Hypotheses that were supported by the literature and knowledge that was shared by trappers (Chapter III) indicated that the proportion of mixedwood and coniferous stands over 12 m have positive effects on site occupancy for both species. In contrast, we hypothesized that predominantly deciduous stands would not provide sufficient protection against predators for marten, but would be more used by fisher. Edge density would be of interesting for fisher (Powell, 1979; Sauder and Rachlow, 2015), where this predator could find a wide range of prey (Jones, 1991; Jones et Garton, 1994), while marten would prefer closed-canopy forests. Areas with high road densities would be avoided by both species (Gompper *et al.*, 2016). We hypothesized that marten change its use of habitat in the presence of fisher. Further, we hypothesized that the effect of these three criteria is more important at the fine spatial scale of the home range than at the landscape scale, and that marten changes its use of habitat in the presence of fisher.

#### 4.4 Methods

##### 4.4.1 Study area

We assessed site occupancy by marten and fisher in the Témiscamingue region (western Quebec, Canada). The study area is located mainly in the sugar maple – yellow birch bioclimatic domain, but extends northward into the balsam fir – yellow birch domain. The sugar maple – yellow birch domain occupies the northernmost part of Quebec’s temperate deciduous forest. Yellow birch (*Betula alleghaniensis*) is one of the main companion species of sugar maple (*Acer saccharum*). American beech (*Fagus grandifolia*), red oak (*Quercus rubra*), eastern hemlock (*Tsuga canadensis*), and eastern white pine (*Pinus strobus*) are the other major species in these forests. Windthrow is the main disruptive agent structuring natural forest dynamics in the sugar maple – yellow birch domain (Drever *et al.*, 2006; Després *et al.*, 2017). The balsam fir – yellow birch domain represents the transition from temperate to boreal forests.



These mixed stands are mainly composed of balsam fir (*Abies balsamea*) with yellow birch, white spruce (*Picea glauca*), and eastern white cedar (*Thuja occidentalis*). Outbreaks of the spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) and wildfires are the two main drivers of natural forest dynamics (Bouchard *et al.*, 2008). The study area straddles the Ontario border to the west, which is characterized by forests that are similar in composition to those of Témiscamingue. Unlike other jurisdictions where the ranges of marten and fisher overlap (Buskirk and Powell, 1994; Fisher *et al.*, 2013; Gompper *et al.*, 2016; Sweitzer and Furnas, 2016; Zielinski *et al.*, 2017), elevation is not a defining natural feature of this region. Témiscamingue is hilly (between 176 and 376 m), but does not present wide fluctuations in topographic relief.

Trapping is particularly important in this region where yields (number of captures/100 km<sup>2</sup>) of marten and fisher are among the highest in Quebec (Suffice *et al.*, submitted). Organization of trapping in the region is mainly through traplines. Each trapline is exclusive to a single trapper, who is responsible for sustainable exploitation of furbearers on the same territory for several years. Trapping pressure can be considered relatively stable from year to year within a trapline, although it can vary depending upon meteorological conditions, fur prices in the previous year, or family circumstances for the trapper (Daigle *et al.*, 1998). The northern part of the study area is non-exclusive trapline where several trappers are active in the same time, and trapping pressure can vary between years as a function of fur market conditions.

#### 4.4.2 Species detection design

We selected 49 sites along roadways that were accessible at all times. Based on the size of the home range of fisher females that were monitored in a region adjacent to our study area ( $29.9 \pm 5.19$  km<sup>2</sup>; Tully, 2006), the sites were separated by a minimum distance of 5.8 km from one another to ensure their independence. At each sampling site we installed a motion-detection camera (Bushnell Trophy Cam HD Aggressor No-

Glow, 119776C). Camera trapping has been used previously as a non-invasive means of detecting the presence of secretive animals including mustelids in a wide range of studies (Gompper *et al.*, 2006; O'Connell *et al.*, 2010; Fisher *et al.*, 2013; Burton *et al.*, 2015; Després-Einspenner *et al.*, 2017; Golding *et al.*, 2018). ). We used large baits from leftovers following the butchering of moose (bone, cutting waste, and skin) to simulate a cervid carcass on the ground. The bait was deployed in front of the camera at each site and was equivalent to half of a moose (half of the rib cage and two legs) without the meat. Logs greater than 15 cm in diameter were installed on top of the bait to prevent it from being moved by wolves (*Canis lupus*), coyotes (*Canis latrans*) or black bears (*Ursus americanus*). The bait retained a strong odor over the course of the study. In addition to the bait, a long-distance olfactory lure was placed on a tree within the camera's field of view (Forget's XLDC lures).

Cameras traps were operated from October 11 to December 6 in 2015 and from October 19 to December 12 in 2016. They were set up to take three consecutive photographs at each shutter release, with a 10-second pause between two shutter releases. In 2015, sites were visited, lured and if required re-baited every two weeks. In 2016, we visited sites every week to avoid data loss (filled memory, weak batteries, or camera thefts) and to refresh scent lures, but we maintained the re-baiting regimen at two-week intervals. Early snowfall disrupted this visitation schedule in the last few weeks of 2016. All photographs were inspected to determine detections of each species at a one-day scale (between two sunrises). The information was compiled into detection histories for each site for each year.

#### 4.4.3 Habitat

Relationships between wildlife and habitat depend upon the spatial scale at which occupied habitat is delineated (Levins, 1968; Wiens, 1989; Hall *et al.*, 1997). We studied habitat selection at the scale of marten and fisher home ranges, i.e. the second

order of Johnson's (1980) classification. We georeferenced each sampling site to the habitat layer of the geographic information system (ArcGIS 10.5, Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA). We quantified the respective proportions of each habitat type around each sampling site at different spatial scales using radii of 0.5, 1, 3 and 5 km, which represented areas of 0.78, 3.1, 28.3 and 78.5 km<sup>2</sup>, respectively. Fisher *et al.* (2011) tested a range of 20 spatial scales and found that fisher site occupancy was best predicted by habitat quantified within a 0.5 km radius. As no similar scale was found for marten, we used the 0.5 km scale around the cameras to quantify site occupancy in both species for comparison purposes. Spatial scales of radii 1, 3 and 5 km represented home range sizes of marten, female fisher and male fisher, respectively (Thompson and Colgan, 1987; Philipps *et al.*, 1998; Dumyahn *et al.*, 2007; Tully, 2006; Godbout and Ouellet, 2008; Jensen, 2012; Powell *et al.*, 2013).

The ecoforestry digital maps that we used (Quebec: Lemieux *et al.*, 2015; Ontario: OMNR, 2009) included updates of natural (windthrow, insect outbreaks and wildfire) and anthropogenic (partial or total cuts) disturbances prior to the beginning of the study period (October 2015). Our choice of habitat composition and fragmentation variables around the cameras was guided by the work of Potvin *et al.* (2000) and local knowledge that was shared by trappers (Suffice *et al.*, 2017). We grouped forest stands into six major types of forest cover by combining two criteria that are considered important for forest mustelids: structure based on two height classes (7-12 m, > 12 m); and dominant species composition described by three classes (deciduous: < 25% coniferous; mixed: 25-75% coniferous; coniferous: > 75% coniferous) (Potvin *et al.*, 2000; Cheveau *et al.*, 2013). There were very low proportion of forests in the 7-12 m class in our study area. As a result, we analyzed the effect of stand composition only for stands that were higher than 12 m.

We modified the habitat suitability index of Cheveau and Dussault (2013) developed for the boreal forest by calculating a habitat index more appropriate for the temperate forest in our study area. Trappers stated that in temperate forests, marten used mixedwood or mature coniferous stands that they described as "dirty and dense", corresponding to uneven multistage forests. They had also identified that deciduous stands were used by marten, but only as transient habitats. In the same region, trappers had identified fisher as also using mixedwood and coniferous stands, but these were not necessarily as dense nor as old as those used by marten. We developed indices of habitat suitability for fisher (HSF) and marten (HSM) based on the criteria that were identified by trappers to define the habitats of these two species in our study area. The HSF index corresponds to coniferous or mixedwood stands taller than 7 m with a density of 25 % or more. Site occupancy by fisher would be expected to increase with the proportion of HSF. The HSM index thus consisted of mixedwoods or coniferous stands that were > 12 m in height and over 90-years-old, with a density  $\geq$  60 %. Site occupancy by marten would be expected to increase with the proportion of HSM. We used HSF and HSM in our models to test hypotheses about whether occupancy can be explained by these habitat suitability measures developed using local knowledge.

We quantified forest fragmentation of the study area by considering edge density ( $\text{km}/\text{km}^2$ ) between forest cover (stands > 4 m in height) and open environments (vegetation  $\leq$  4 m in height). We also calculated a road density index ( $\text{km}/\text{km}^2$ ) by weighting the number of kilometers of roads by road class (with paved roads being weighted three times more than forest dirt roads).

#### 4.4.4 Detection covariates

Using meteorological data from the three nearest Environment Canada weather stations at each site (BioSIM 11.4.6.0: Régnière and St-Amant, 2007; Régnière *et al.*, 2017), we included the quantity of rainfall (Rain) and daily minimum temperature (Tmin) as

variables that could affect the probability of detecting the species. We expected that these factors would limit the movements of marten and fisher and, therefore, have a negative effect on their detection (Zielinski, 2000; Weir *et al.*, 2005). Rain could also reduce the effectiveness of the bait (carcass, skin and lure). We also considered day-of-year (Julian day) and the number of days since deployment of the lure (Lure) to be factors that could affect the probability of detection. We expected that detection probability would be higher at the end of the season (December) when access to food was more limited compared to the beginning of the season (October). We further predicted that lure effectiveness would diminish with the number of days following its application.

#### 4.4.5 Statistical analyses

The raw data for the analyses consisted of the detection histories of each species at each site (i.e., 0's and 1's indicating non-detection or detection for each day of sampling, respectively). Detection histories spanned between 26 and 57 days. Data for each year were superimposed and treated as being independent (Fuller *et al.*, 2016; Linden *et al.*, 2017). We constructed single-season models of co-occurrence for the two species (MacKenzie *et al.*, 2004). We quantified the effect of habitat variables on the occupancy of each species by taking into account the presence of its competitor by using the conditional parameterization approach of Richmond *et al.* (2010). This model formulation treats one of the two species as being dominant (A) and the other as the subordinate (B). Since fisher is a dominant competitive species (Krohn *et al.*, 1995), we predicted that the probability of marten occurrence would decrease in the presence of fisher. Thus, we considered the probabilities of site occupancy by fisher ( $\psi^A$ ) and marten, either in the absence ( $\psi^{Ba}$ ) or in the presence of fisher ( $\psi^{BA}$ ). In order to reduce the number of estimated parameters in the models, we applied constraints to the detection probabilities. Specifically, we considered the probability of detection of fisher ( $p^A$ ) to be independent of the presence of marten ( $p^A = r^A$ ). We considered the

probability of detecting marten to be independent of the presence and detection of fisher ( $p^B = r^{Ba} = r^{BA}$ ). We included the effect of year on all model parameters. Parameters were estimated by maximum likelihood using PRESENCE 2.12.17 software (USGS, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD; MacKenzie *et al.*, 2006).

We considered two scenarios of marten occupancy relative to fisher presence, i.e., either dependent upon the presence of fisher ( $\psi^{BA} \neq \psi^{Ba}$ ) or independent ( $\psi^{BA} = \psi^{Ba}$ ). For each of these 2 marten occupancy scenarios, we constructed 50 candidate models. Models included variables not strongly correlated with one another ( $|r| < 0.7$ ). Each of the two marten occupancy scenarios had 1 null model including only Year on all parameters (Table 4.1). Forty-eight models considered the effects of the variables at the four spatial scales on occupancy, using two sets of detection variables and 3 habitat scenarios. The two sets of detection probability variables consisted of the minimum temperature and the quantity of precipitation that fell with the number of days since the application of the lure (24 models) or the first two variables with Julian day (24 models). The 3 habitat scenarios consisted of: a habitat composition model by height class and species composition (16 models); a spatial fragmentation model including roads and edges (16 models); and a suitable habitat model that was defined by local knowledge (16 models).

Candidate models were compared for each spatial scale using the Akaike Information Criterion ( $AIC_c$ ) for small samples (Burnham and Anderson, 2002). We performed multimodel inference using the shrinkage estimator and unconditional 95 % confidence intervals for each parameter of interest (Burnham and Anderson, 2002). We have presented the predictors and their associated standard errors, which were calculated using the delta method (MacKenzie *et al.*, 2006; Oehlert, 1992).

Table 4.1 Two-species site occupancy models evaluating effects of covariates on the probability of site occupancy by fisher ( $\psi^A$ ), and by marten, when fisher is present ( $\psi^{BA}$ ) or absent ( $\psi^{Ba}$ ) in stands in the mixedwood region of western Quebec. Note that each series of models in the table was run with either marten occupancy independent of fisher presence ( $\psi^{BA} = \psi^{Ba}$ , 25 models) or marten occupancy depending on the presence of the fisher ( $\psi^{BA} \neq \psi^{Ba}$ , 25 models), for a total of 50 candidate models that included variables not strongly correlated with one another ( $|r| < 0.7$ ).

Models	Spatial scale	Occupancy ( $\psi^A, \psi^{BA}, \psi^{Ba}$ )	Detection ( $p^{A=f^A}, p^{B=f^Ba=f^{BA}}$ )
Null		Y	Y
Habitat	0.5 km	Y + D12 <sub>05k</sub> + M12 <sub>05k</sub> + C12 <sub>05k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + D12 <sub>05k</sub> + M12 <sub>05k</sub> + C12 <sub>05k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
	1 km	Y + D12 <sub>1k</sub> + M12 <sub>1k</sub> + C12 <sub>1k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + D12 <sub>1k</sub> + M12 <sub>1k</sub> + C12 <sub>1k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
	3 km	Y + D12 <sub>3k</sub> + M12 <sub>3k</sub> + C12 <sub>3k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + D12 <sub>3k</sub> + M12 <sub>3k</sub> + C12 <sub>3k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
5 km	Y + D12 <sub>5k</sub> + M12 <sub>5k</sub> + C12 <sub>5k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure	
	Y + D12 <sub>5k</sub> + M12 <sub>5k</sub> + C12 <sub>5k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay	
Fragmentation	0.5 km	Y + Roads <sub>05k</sub> + Edges <sub>05</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + Roads <sub>05k</sub> + Edges <sub>05</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
	1 km	Y + Roads <sub>1k</sub> + Edges <sub>1k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + Roads <sub>1k</sub> + Edges <sub>1k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
	3 km	Y + Roads <sub>3k</sub> + Edges <sub>3k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + Roads <sub>3k</sub> + Edges <sub>3k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
5 km	Y + Roads <sub>5k</sub> + Edges <sub>5k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure	
	Y + Roads <sub>5k</sub> + Edges <sub>5k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay	
Local knowledge	0.5 km	Y + HSF <sub>05k</sub> + HSM <sub>05k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + HSF <sub>05k</sub> + HSM <sub>05k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
	1 km	Y + HSF <sub>1k</sub> + HSM <sub>1k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + HSF <sub>1k</sub> + HSM <sub>1k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
	3 km	Y + HSF <sub>3k</sub> + HSM <sub>3k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure
		Y + HSF <sub>3k</sub> + HSM <sub>3k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay
5 km	Y + HSF <sub>5k</sub> + HSM <sub>5k</sub>	Y + Tmin + Rain + Lure	
	Y + HSF <sub>5k</sub> + HSM <sub>5k</sub>	Y + Tmin + Rain + JulianDay	

**Note:** Covariate acronyms: Y, year of monitoring; D12, M12 & C12, proportion of stands  $\geq 12$  m in height that were mainly deciduous, mixedwood, or coniferous; Roads, density index of roads weighted according to their class; Edges, interface length between stands  $> 4$  m in height & environments  $\leq 4$  m in height; HSF, index of habitat suitability for fisher identified by trappers (mixedwood or coniferous stands  $\geq 7$  m in height with a density  $\geq 25\%$ ); HSM, index of habitat suitability for marten identified by trappers (mixedwood or coniferous stands  $\geq 12$  m high and  $\geq 90$ -years-old, with a density  $\geq 60\%$ ).

## 4.5 Results

### 4.5.1 Habitat

Forests that were 7 to 12 m in height represented, on average, only 4 to 5 % of the area at the four spatial scales where we characterized habitat (Figure 4.1). In contrast, forests that were > 12 m in height accounted for 68 to 71% of the area that we characterized over the four spatial scales (Figure 4.1). Thus, forests over 7 m in height, corresponded mainly to forests over 12 m in height. HSF and HSM varied little across spatial scales, but variability among sites at a given spatial scale was larger at small compared to large spatial scales (Figure 4.2). The average quantity of HSF was five times that of HSM. Edge densities were comparable across spatial scales, but variability decreased with the size of the spatial scale being considered (Figure 4.3). The weighted road index was comparable among the three smallest spatial scales but decreased at the landscape scale (Figure 4.4).

### 4.5.2 Sampling conditions

Daily rainfall averaged  $2.58 \text{ mm} \pm 4.18 \text{ mm}$  [minimum, maximum: 0, 17.87] in 2015 and  $1.18 \text{ mm} \pm 2.31 \text{ mm}$  [0, 19.66] in 2016. Cumulative rainfall for the monitoring period was 116.85 mm ( $\pm 20.25$  [63.16, 144.17] in 2015 and 61.82 mm ( $\pm 5.14$  [35.61, 70.77]) in 2016. Daily minimum temperature averaged  $-1.03^\circ\text{C}$  ( $\pm 4.33$ , [-17.28, 11.26]) in 2015 and  $-1.88^\circ\text{C}$  ( $\pm 4.53$ , [-23.29, 7.87] in 2016. The number of days between two lure applications averaged 9 days in 2015 ( $\pm 7$ , [0, 26]) and 2016 ( $\pm 6$ , [0, 25]).



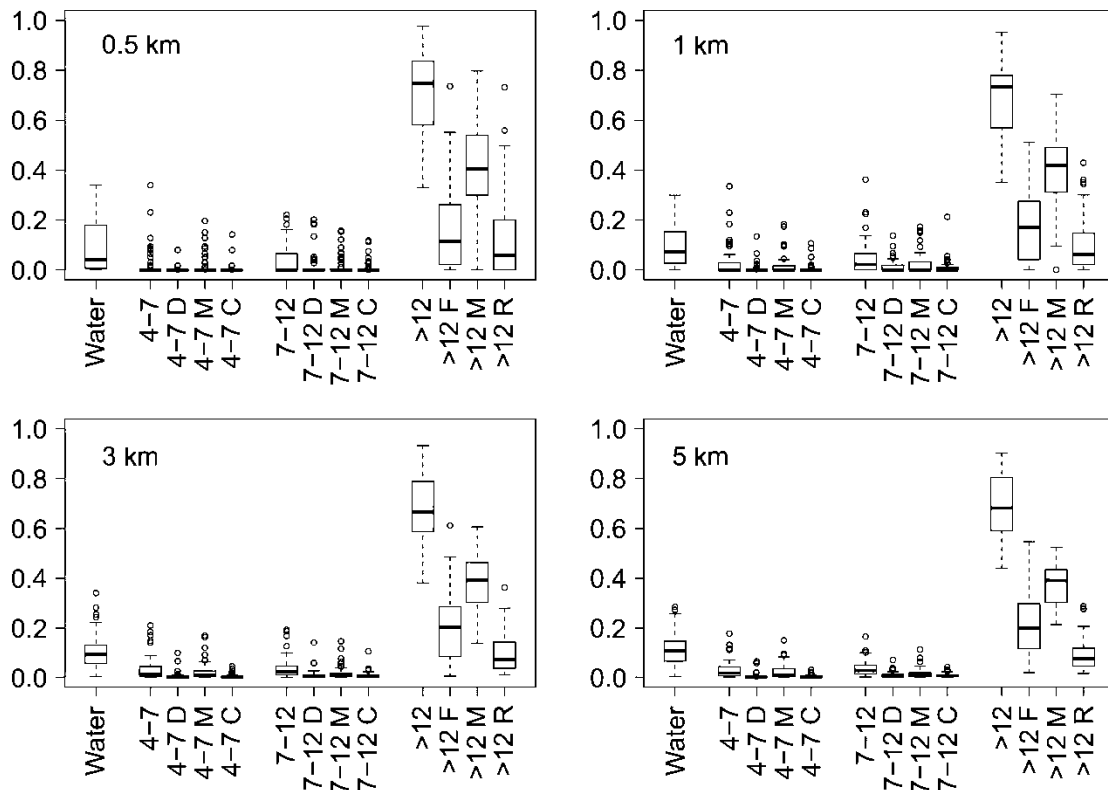


Figure 4.1 Variation among sites in the proportions of water bodies (Water), quantities of forest habitat by height class (4-7 m; 7-12 m; > 12 m), and by stand dominance group (D: deciduous, M: mixedwood, C: coniferous). Values are percentages of each habitat type at each spatial scale around the sites (radii: 0.5, 1, 3 and 5 km) in 2015 (similar in 2016). Boxes represent the 1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup> quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance.

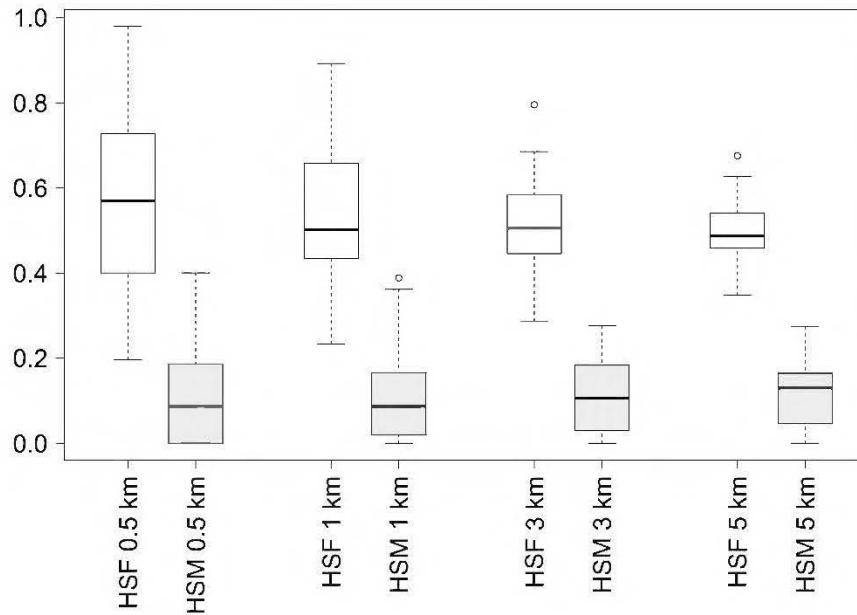


Figure 4.2 Variation among sites in terms of the proportions of habitat suitable for fisher (HSF: white boxes) and marten (HSM: gray boxes), as defined from local knowledge shared by trappers. The values represent the percentages of each habitat type at each spatial scale around the sites (radii: 0.5, 1, 3 and 5 km) in 2015 (similar in 2016). Boxes represent the 1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup> quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance.

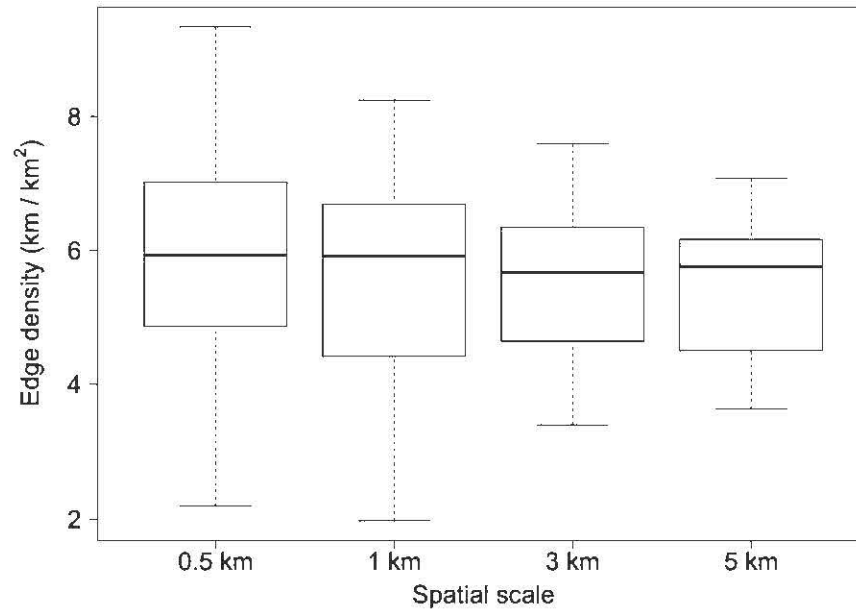


Figure 4.3 Variation among sites in terms of edge density ( $\text{km}/\text{km}^2$ ) between stands  $< 4$  m in height and stands  $\geq 4$  m in height. Values are edge densities at each spatial scale around the sites (radii: 0.5, 1, 3 and 5 km) in 2015 (similar in 2016). Boxes represent the 1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup> quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance.

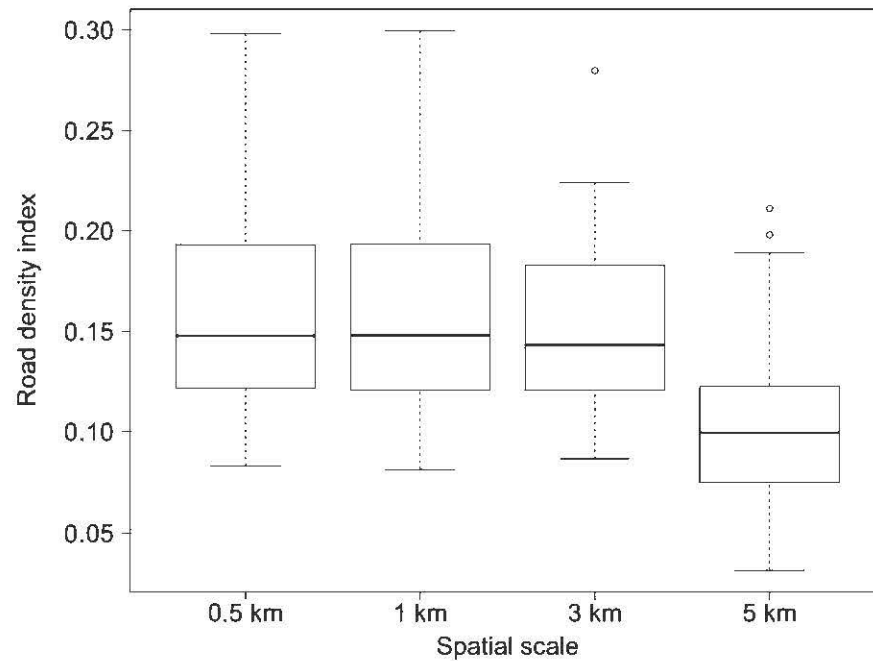


Figure 4.4 Variation among sites in terms of road density index corresponding to the length of roads weighted according to their use class ( $\text{km}/\text{km}^2$ ). Weighted road indices are summarized by increasing spatial scale around the sites (radii : 0.5, 1, 3 and km) in 2015 (similar in 2016). Boxes represent the 1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup> quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance.

### 4.5.3 Detections

The total number of camera days for 49 stations was 2216 (average per camera  $\pm$  SD, [minimum, maximum]:  $45 \pm 9$ , [26-57]) in 2015 and 2566 ( $52 \pm 3$ , [34, 53]) in 2016. Fisher was detected by camera traps at 21 sites (43 %) in 2015 and 19 sites (39%) in 2016, for a total of 33 different sites (67%), fisher was detected at 7 (14%) sites in both years (Figure 4.5). American marten was detected at 23 sites (47%) in 2015 and 27 sites (55%) in 2016, for a total of 32 sites (65%), of which 18 (37%) sites had detected marten in both years. The two species were detected on the same site at 10 sites (20%) each year, including 2 sites where both species were detected in both years. In total, fisher was detected in 100 out of 2216 camera days in 2015 (4.5%), with a maximum of 19 days at the same site, and in 105 out of 2566 camera days in 2016 (4.1 %), with a maximum of 20 days at the same site (Figure 4.6a). Marten was detected in 185 days in 2015 (8.3%) with a maximum of 29 days at the same site, and in 318 days in 2016 (12.4%) with a maximum of 39 days at the same site (Figure 4.6b).

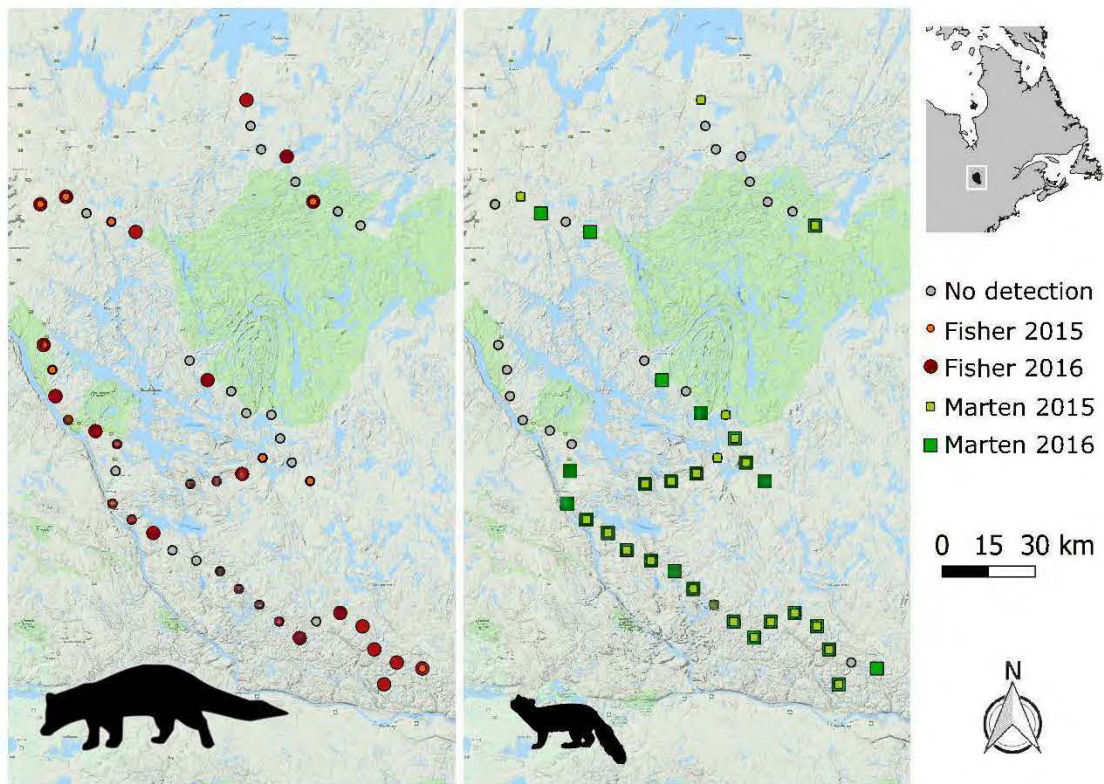


Figure 4.5 Site occupancy by fisher and marten assessed using cameras at 49 sites in western Québec, Canada during autumn 2015 and 2016. Circles represent sites where at least one fisher was detected in 2015 (small, orange) and 2016 (large, red). Squares indicate sites where at least one marten was detected in 2015 (small, light green) and 2016 (large, dark green). Gray circles indicate sites without detection. The base map corresponds to "Google Terrain" using XYZ Tiles in QGIS 3.2.3 (Quantum GIS Development Team 2017).

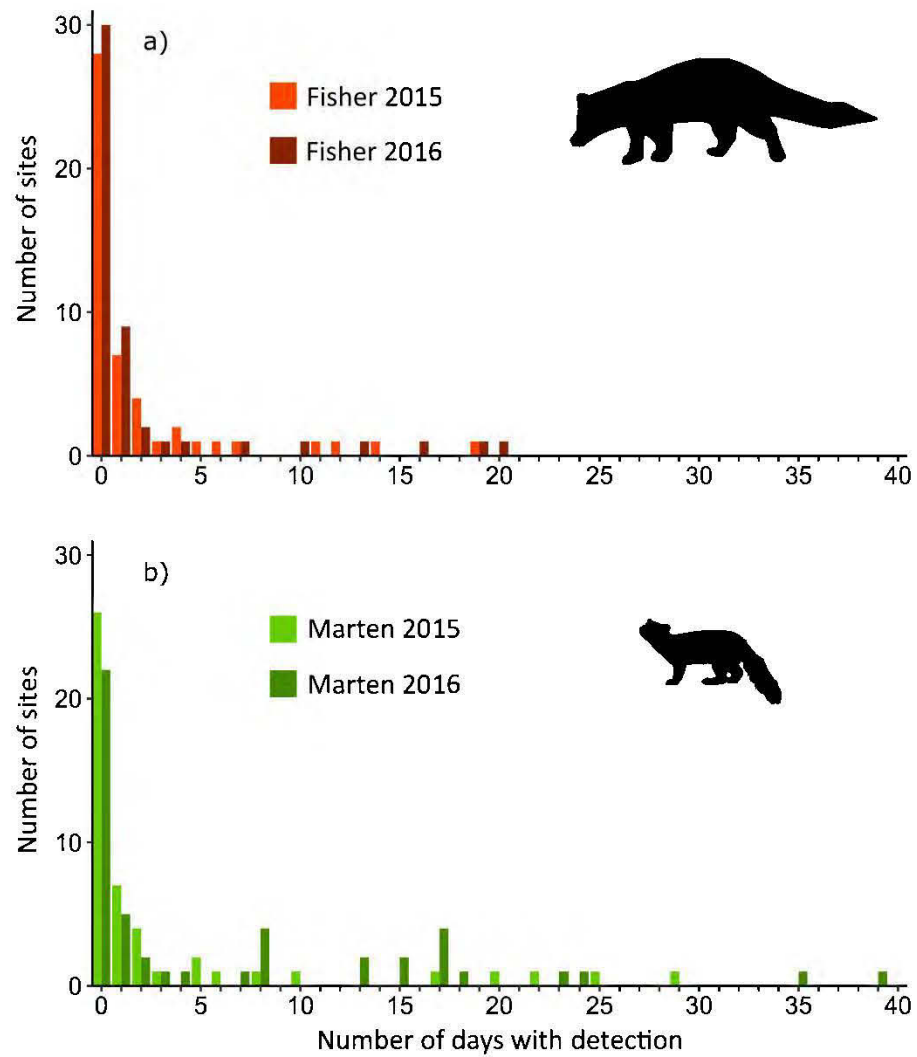


Figure 4.6 Number of sites as a function of number of days with detection of fisher (a) and marten (b) in a network of 49 camera traps that were baited and monitored in western Québec, Canada during autumn in 2015 and 2016.

#### 4.5.4 Covariate effects on site occupancy and species detection

Models for which the probability of marten occupancy was considered independent of fisher presence ( $\psi^{BA} = \psi^{Ba}$ ) were always more strongly supported than models considering an effect of fisher presence on marten occupancy. Specifically, models allowing marten occupancy to vary with the presence or absence of fisher had very low support (sum of Akaike weights = 0.01). As a result, the effects of habitat variables on site occupancy by marten were independent of the presence of fisher. In addition, models including the quantities of suitable habitats for fisher and marten (HSF and HSM) and the quantity of stands over 12 m in height (D12, M12 and C12) always had greater support compared to models considering the spatial fragmentation of habitats (Roads and Edge). The amount of habitat better explained site occupancy by both species than did the spatial fragmentation of the environment.

Comparisons of the 50 models across all spatial scales indicate that models including HSF and HSM within 3 and 5 km radii equally share most of the support (Table 4.2). Both models considered site occupancy by marten to be independent of the presence of fisher ( $\psi^{BA} = \psi^{Ba}$ ), as well as the effects of Julian day on detection probability. The model ranking third consisted of the quantities of deciduous (D12), mixedwood (M12) and coniferous (C12) stands > 12 m within a 5 km radius, but had low support (Akaike weight = 0.07, Table 4.2). The proportion of habitats suitable for marten or fisher (HSF and HSM) had as much weight at the 3 km scale around the cameras as at the 5 km scale in explaining site occupancy by marten. Therefore, multi-model inference indicated that there were no habitat variables that would explain site occupancy by either species when all spatial scales were considered (Table 4.3). When considering the models independently for each spatial scale, however, the probability of a site being occupied by marten ( $\psi^{BA} = \psi^{Ba}$ ) increased with the habitat suitability index of marten within a radius of 1 km (HSM<sub>1k</sub>: 0.81 [0.07; 1.55]), 3 km (HSM<sub>3k</sub>: 1.44 [0.79; 2.09])



and 5 km (HSM<sub>5k</sub>: 1.26 [0.14; 2.38], Figure 4.7), but decreased with the habitat suitability index of fisher within a 3 km radius (HSF<sub>3k</sub>: -0.69 [-1.24; -0.14], Figure 4.8).

The probability of detecting marten ( $p^B = r^{Ba} = r^{BA}$ ) decreased during the sampling period (JulianDay: -0.22 [-0.35; -0.1], Figure 4.9), but was greater in 2016 than 2015 (Y: 0.25 [0.05; 0.45], Figure 4.10). The probability of detecting fisher ( $p^A = r^A$ ) increased with the quantity of daily rainfall (Rain: 0.13 [0; 0.26], Figure 4.11).

Table 4.2 Rankings of two-species occupancy models for all spatial scales combined and for each spatial scale separately according to their relative weights ( $w_i$ ). Only models with Akaike weights  $\geq 0.01$  are presented.

Scale	Modèle	K	AIC <sub>c</sub>	$\Delta_i$ AIC <sub>c</sub>	$w_i$
All	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	18	4014.51	0.00	0.46
	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	18	4014.59	0.07	0.45
	$\psi^A (Y + \text{D12}_{5k} + \text{M12}_{5k} + \text{C12}_{5k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{D12}_{5k} + \text{M12}_{5k} + \text{C12}_{5k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	20	4018.35	3.84	0.07
	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) \psi^{BA} (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSF}_{5k}) \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	22	4023.02	8.50	0.01
0.5 km	$\psi^A (Y + \text{D12}_{05k} + \text{M12}_{05k} + \text{C12}_{05k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{D12}_{05k} + \text{M12}_{05k} + \text{C12}_{05k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	20	4039.16	0.00	0.72
	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{05k} + \text{HSM}_{05k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{05k} + \text{HSM}_{05k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	18	4041.32	2.17	0.24
	$\psi^A (Y + \text{Roads}_{05k} + \text{Edges}_{05k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{Roads}_{05k} + \text{Edges}_{05k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (\text{An} + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	18	4046.60	7.44	0.02

(The table 4.2 continues on the next page)

(continued from table 4.2)

1 km	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{1k} + \text{HSM}_{1k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{1k} + \text{HSM}_{1k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	18	4031.98	0.00	0.88
	$\psi^A (Y + \text{D12}_{1k} + \text{M12}_{1k} + \text{C12}_{1k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{D12}_{1k} + \text{M12}_{1k} + \text{C12}_{1k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	20	4036.19	4.21	0.11
	$\psi^A (\text{An} + \text{HSF}_{1k} + \text{HSM}_{1k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (\text{An} + \text{HSF}_{1k} + \text{HSM}_{1k}) p^A (\text{An} + \text{Tmin} + \text{Pluie} + \text{Leurre}) p^B (\text{An} + \text{Tmin} + \text{Pluie} + \text{Leurre})$	18	4041.55	9.57	0.01
3 km	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	18	4014.59	0.00	0.98
	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{Lure}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{Lure})$	18	4024.15	9.56	0.01
	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) \psi^{BA} (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{3k} + \text{HSM}_{3k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	22	4024.40	9.81	0.01
5 km	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) p^A (\text{An} + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (\text{An} + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	18	4014.51	0.00	0.85
	$\psi^A (Y + \text{D12}_{5k} + \text{M12}_{5k} + \text{C12}_{5k}) \psi^{BA} = \psi^{Ba} (Y + \text{D12}_{5k} + \text{M12}_{5k} + \text{C12}_{5k}) p^A (\text{An} + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (\text{An} + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	20	4018.35	3.84	0.13
	$\psi^A (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) \psi^{BA} (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) \psi^{Ba} (Y + \text{HSF}_{5k} + \text{HSM}_{5k}) p^A (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay}) p^B (Y + \text{Tmin} + \text{Rain} + \text{JulianDay})$	22	4023.02	8.50	0.01

Table 4.3 Covariate effects estimated by multi-model inference (logit scale) on occupancy and detection of fisher ( $\psi^A$  and  $p^A = r^A$ ) and marten ( $\psi^{BA} = \psi^{Ba}$  and  $p^B = r^{Ba} = r^{BA}$ ), together with their respective 95% confidence intervals, which were derived from two-species occupancy models.

Parameter	Variable	All	0.5 km	1 km	3 km	5 km
$\psi^A$						
$\psi^{BA} = \psi^{Ba}$	HSF				-0.69 [-1.24, -0.14]	
	HSM		0.81 [0.07, 1.55]		1.44 [0.79, 2.09]	1.26 [0.14, 2.38]
$p^A = r^A$	Rain	0.13 [0, 0.26]				
$p^B = r^{Ba} = r^{BA}$	Julian day	-0.22 [-0.35, -0.1]				
	Year	0.25 [0.05, 0.45]				

Note: Only estimates for which the 95% CI excluded 0 are presented. The covariates are described in Table 4.1.

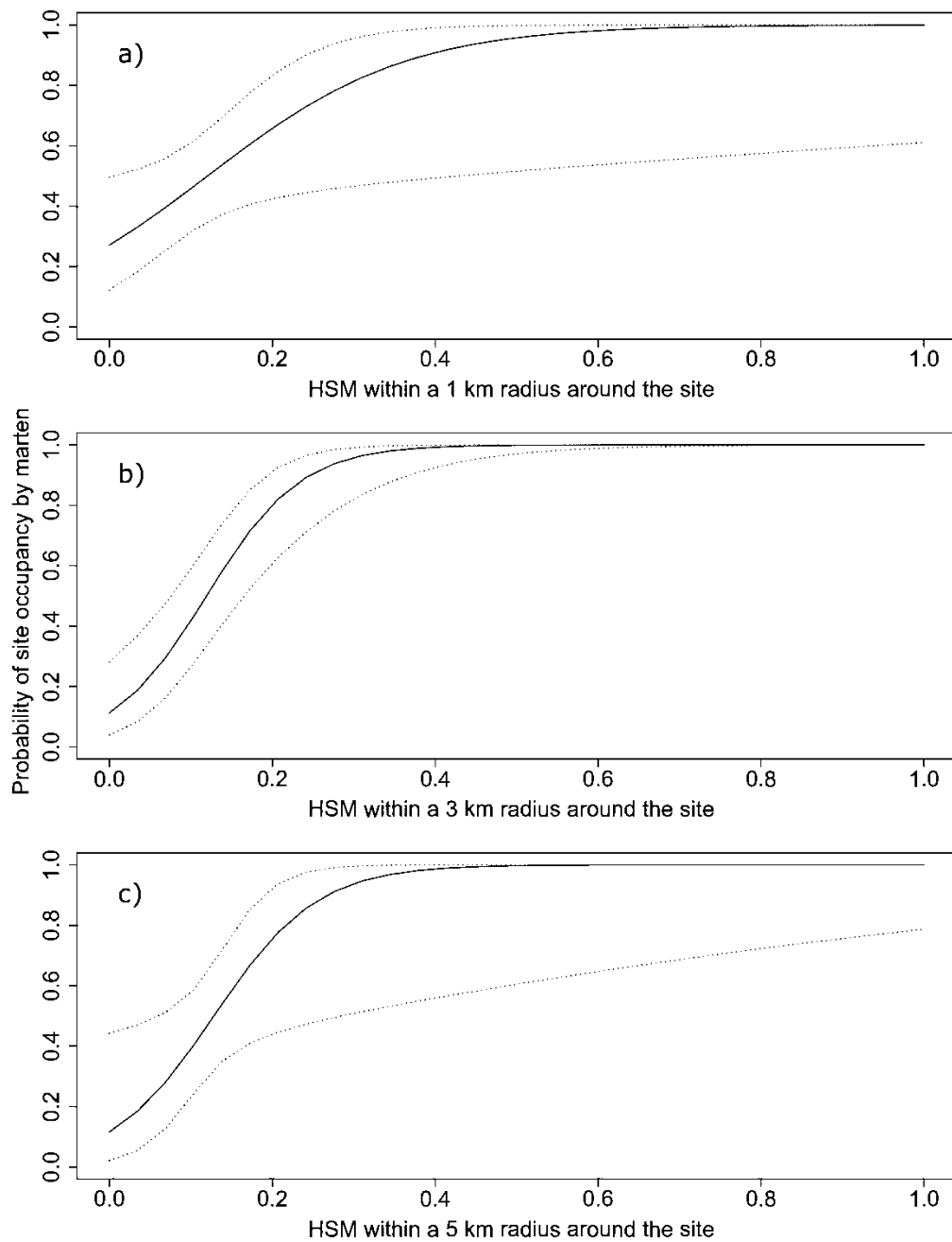


Figure 4.7 Model-averaged probability of site occupancy by marten ( $\Psi^{BA} = \Psi^{Ba}$ ) as a function of the quantity of habitat suitable for marten (HSM), as defined by local knowledge, within radii of 1 km (a), 3 km (b) and 5 km (c) around the site, during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada. These results are presented considering only one scale at a time.

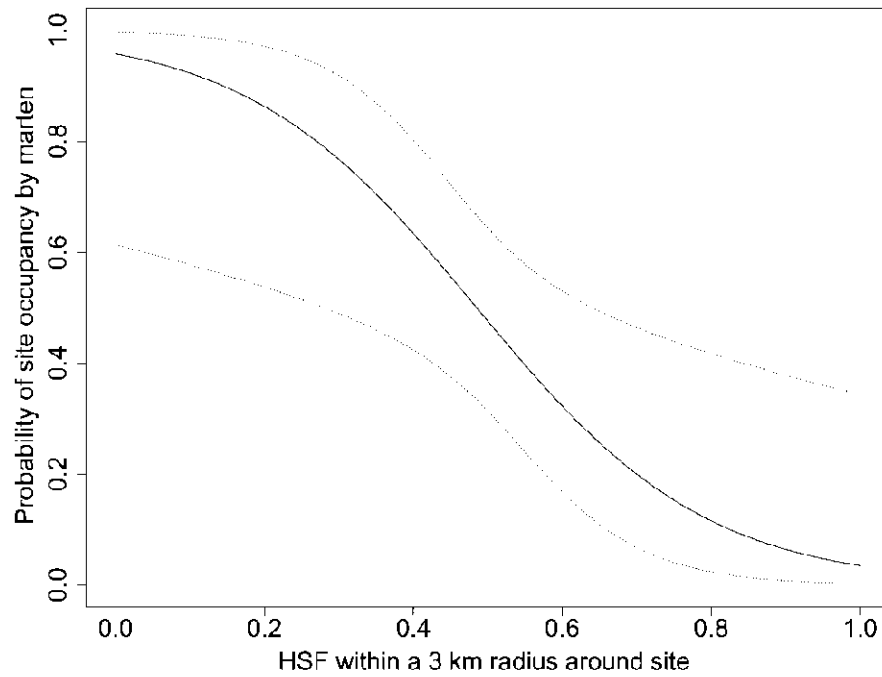


Figure 4.8 Model-averaged probability of site occupancy by marten ( $\Psi^{BA}=\Psi^{Ba}$ ) as a function of the quantity of habitat suitable for fisher (HSF), as defined by local knowledge, within a 3 km radius around the site during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada.

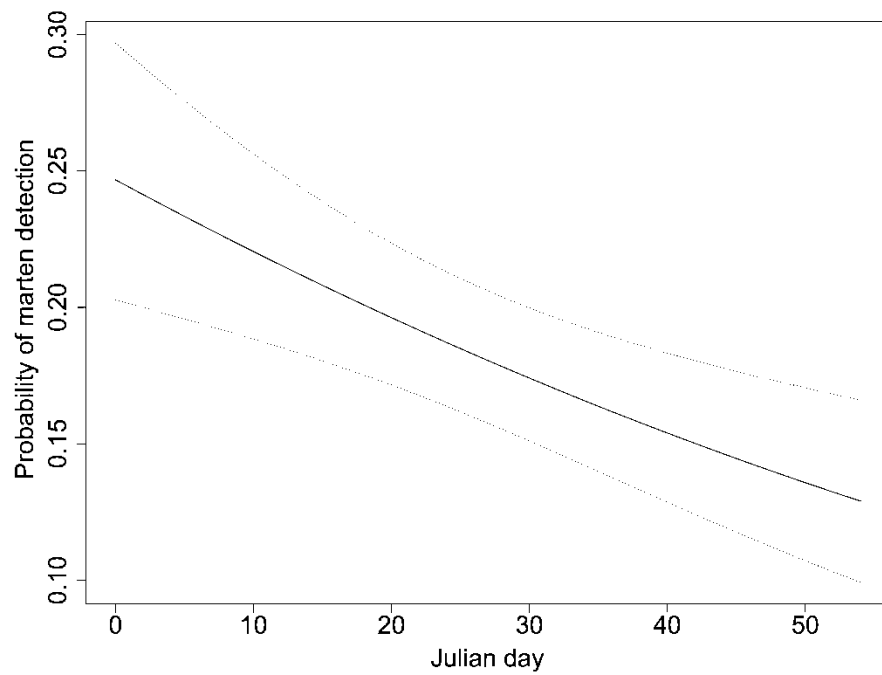


Figure 4.9 Model-averaged probability of marten detection ( $p^B = r^{Ba} = r^{BA}$ ) as a function of Julian day, during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada.

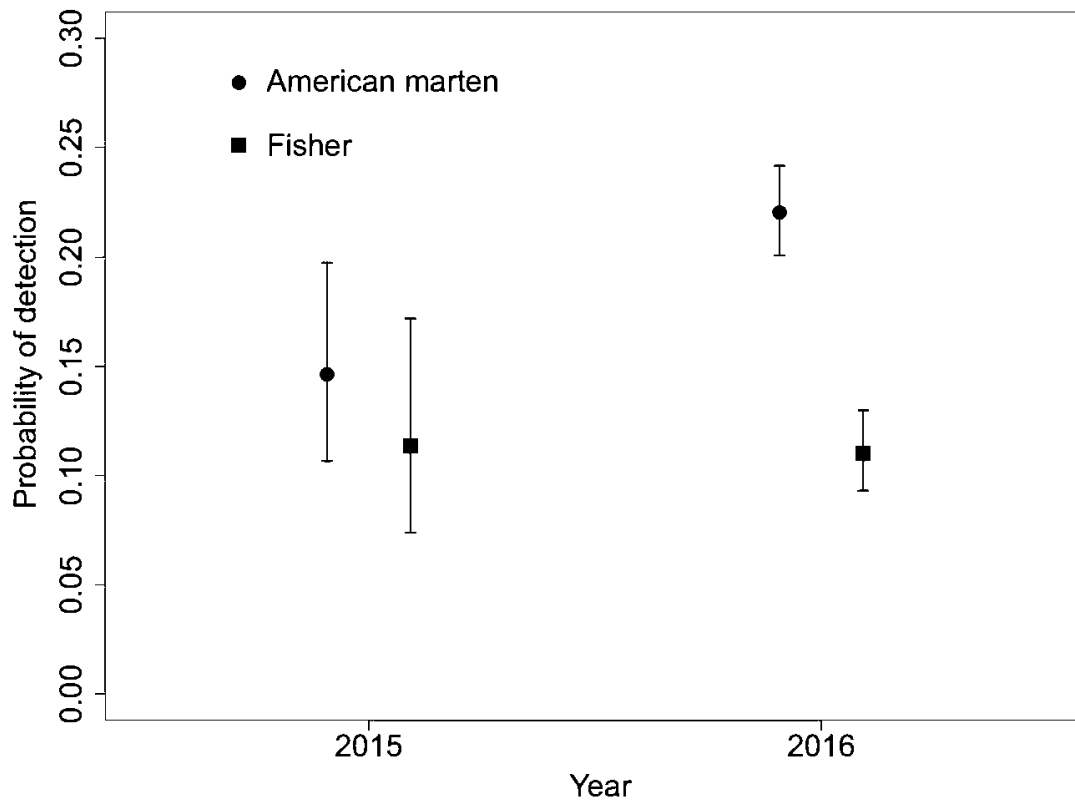


Figure 4.10 Model-averaged probabilities of marten ( $p^B = r^{Ba} = r^{BA}$ ) (circles) and fisher ( $p^A = r^A$ ) (square) detection as a function of year, during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada.

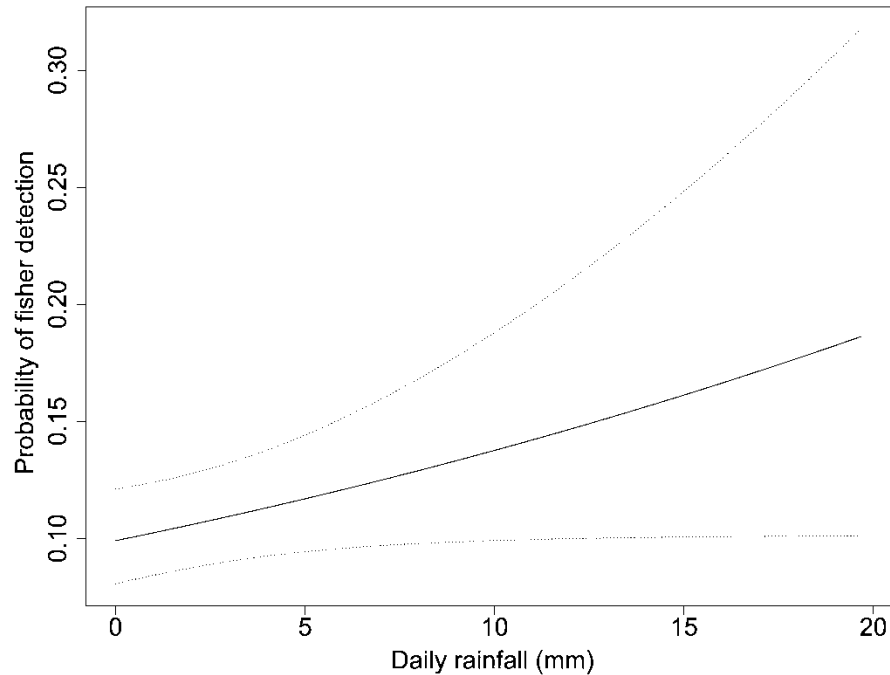


Figure 4.11 Model-averaged probability of fisher detection ( $p^A = r^A$ ) as a function of the quantity of daily rainfall (mm) during autumn 2015 and 2016 in western Québec, Canada.

## 4.6 Discussion

### 4.6.1 Species co-occurrence

Site occupancy by American marten was independent of the occupancy by fisher. This result suggests that in our study area where relative abundance of fisher was less than marten, fisher did not competitively exclude marten at the scale of our camera surveys. During the autumn, in Témiscamingue, there was apparently no spatial segregation between marten and fisher. Fisher *et al.* (2013) noted that marten and fisher select different habitat types in winter in the Rocky Mountains of Central Alberta and respond differently to habitat fragmentation. They concluded that marten site occupancy, was greater in the absence of fisher which would support hypothesized spatial segregation. However, our results are consistent with Gompper *et al.* (2016) in New York State,



where probability of marten site occupancy during summer did not vary with fisher occupancy. Manlick *et al.* (2017) also did not observe spatial segregation in a study conducted during the winter in Wisconsin. Fisher and marten would therefore share the same ecological niche in eastern North America, which would not be the case in the West. An alternative explanation for difference differences in the results could stem from different analytical approaches. Of the four studies referenced above, Fisher *et al.* (2013) was the only one that did not use models accounting for imperfect species detection.

Other intraguild competition mechanisms would have to be evaluated such as temporal niche partitioning, resource partitioning and population densities (Amarasekare, 2003). Sharing the same ecological niche implies sharing common food resources, which could be a source of subsequent interference competition or even intraguild predation (Donadio and Buskirk, 2006). The diet of fisher and marten overlap (Zielinski and Duncan, 2004; Manlick *et al.*, 2017). In Wisconsin, necropsies of dead marten identified fisher predation as a significant source of mortality for marten (McCann *et al.*, 2010). The potential role of intraguild predation would therefore require analysis to assess whether fisher predation could explain declines in marten harvests in Quebec (Chapter III). Analysis of fisher feces and stomach contents could be considered. In our study region, it would be particularly important to distinguish between intraguild predation and interspecific killing, especially because of marten carcasses from trapping. Therefore, a study of the potential role of intraguild predation in marten population dynamics should be conducted outside of the trapping season. Winter and spring (the period of young rearing) would probably be the best seasons in which the effects of fisher predation could be assessed on marten.

Historically, fisher and marten have coexisted in Témiscamingue, and their interspecific relationships do not appear to modulate their respective spatial

distributions at a local scale. However, ecological changes occur when geographical overlap between the species changes (Kordas *et al.*, 2011). The influence of fisher upon marten may thus be different in more northern landscapes recently colonized by fisher. Pelt sale data (Suffice *et al.*, submitted) indicate that fisher populations are expanding north of their range into the predominantly mixedwood boreal forests that are dominated by coniferous species. Access to new territories by fisher could modify habitat use of marten (Wasserman *et al.*, 2012; Manlick *et al.*, 2017). Thus, the influence of interspecific relationships regarding habitat selection by mesocarnivores in environments that are being newly exploited by a species would demand further exploration.

#### 4.6.2 Variables influencing occupancy

We identified a positive relationship between marten occupancy and the proportion of habitat considered suitable for the species (HSM) at distances of 1, 3 and 5 km from a given site. This habitat suitability index was a good predictor of habitat used by marten in the autumn. Scales used to better predict site use by marten (namely, 3.1, 28.3 and 78.5 km<sup>2</sup>) are within the size of its home range for comparable regions (1 to 5.7 km<sup>2</sup>), but these also overlap with much larger scales. The availability of suitable habitat for marten is therefore particularly important, not only at the scale of the home range, but also at a larger landscape scale, as Cheveau *et al.* (2013) noted for boreal forests. The availability of coniferous stands is important for marten in a matrix dominated by deciduous forest (Thomasma, 1996; McCann *et al.*, 2014).

The HSM index also includes variables related to the age (> 90 years) and density (> 60 %) of forest stands. These variables have a greater effect on marten site occupancy than does the habitat suitability index developed for fisher (HSF), which represents more open stands and has a negative effect on marten occupancy. Yet, the stand height criterion that differs between the two indices (> 7 m for HSF vs > 12 m for HSM) is

difficult to take into account in our analyses because of the low proportion of 7-12 m forests in our study area. In temperate eastern regions of North America, spruce budworm outbreaks, gap dynamics and presence of balsam fir can create old-growth vegetation conditions in younger stands (Powell *et al.*, 2003, Drever *et al.*, 2006; Després *et al.*, 2017). However, structural complexity directly increases with forest stand age, which is due to natural successional processes such as tree senescence and the creation of gaps in the canopy. In predominantly deciduous forests, marten may be particularly dependent upon stand age. The availability of resting sites is particularly important for marten habitat use (Gilbert *et al.*, 2017). Because of their increased structural complexity, mature forests are more likely to contain marten resting sites than younger stands. Joyce (2013) documented that in Wisconsin, resting sites used by marten are more abundant in older stands (> 100-years-old). Further, tracking data have confirmed the importance of coniferous composition, tree size, availability of woody debris and canopy closure for defining quality forest stands in habitat suitability index models used in Ontario (Bowman and Robitaille, 2005). Stand structural elements such as woody debris had been integrated into the Ontario models indirectly through their relationships with age and species composition. Such relationships could be established in stand inventory data from Quebec to better integrate structural availability into marten habitat suitability index.

The relationship between stand age and marten habitat use should be confirmed for the most demanding periods in terms of shelter and access to food (winter) and for rearing young (spring). The relationship between marten site occupancy and the proportion of habitat potentially suitable for marten that was identified by trappers at 3 and 5 km distances was stronger than those determined for the 0.5 km and 1 km radii. Indeed, the variability in habitat proportions among sites increased with the spatial scale. This is the result of the intersection between the zone of influence (or detection) around the cameras and the size of the stands, as identified in the forest inventories. At a fine

spatial scale, the probability of having a high diversity of stands is lower, and the proportion of good habitat is limited directly by the spatial scale that is being considered. Yet, distinguishing between 3 and 5 km radius scales was not possible through model selection, as models including HSM at these two scales had equal weight. When considering each spatial scale separately, the effect of HSM on marten site occupancy was greater at 3 km than at 1 and 5 km. Thus, habitat suitability index for marten should consider not only the quality of the stands, but also that of their neighbors within a radius of at least 3 km.

We did not find a relationship between edge density or road density indices and marten or fisher site occupancy at the spatial scales that we analyzed. Habitat occupancy by these two meso-predators was better explained by the quantity of good habitat than by the factors measuring habitat fragmentation. This results is consistent with theoretical and empirical population models that would indicate that effects of habitat loss are more important than those associated with habitat fragmentation (Andr en, 1994; Fahrig, 1997, 2003).

Over two consecutive years, fisher was detected in two-thirds of our sites, as was marten. Site occupancy by fisher was more variable between years than was that of marten. The number of sites where cameras detected at least one fisher was similar between years. Yet, detection did not take place on the same sites between years, suggesting greater mobility of fisher. This change could perhaps reflect winter harvesting by trapping or colonization of new sites by young fishers that dispersed in the summer. None of the habitat variables that were analyzed was able to explain site occupancy by fisher in T emiscamingue. Habitat availability at the landscape scale does not appear to be limiting for fisher in this deciduous forest region during the autumn. Tully (2006) found that habitat selection by radio-collared fishers corresponded to stands that generally had trees with large diameters at breast height (DBH), a high

diversity of species and, consequently, a high diversity of forest cover. Immature and younger developing stands with small DBHs were also used, but to a lesser extent. Sauder and Rachlow (2015) had demonstrated that fisher select its main area of use as a function of the heterogeneity and diversity of the habitat in their home range. While telemetry studies often extend over several months or even several seasons, our follow-up was limited to the autumn. Fisher habitat selection in our study area would require assessment over several seasons, particularly in winter and spring, when the animals are limited by snow and they must raise their young (Gilbert *et al.*, 2017). Their dependence upon large DBH trees could be particularly important during these two seasons.

Local knowledge provided by the trappers did not make it possible to identify the key characteristics that were sought by mustelids outside the trapping season. Consequently, periods of the year which remain more restrictive than the autumn in terms of foraging and shelter, i.e., winter and spring, remain poorly documented. Telemetry technologies are becoming increasingly able to answer these questions, but remain expensive and have uneven reliability. The use of cameras in winter and spring would fill a gap in information that local knowledge cannot provide regarding the needs of these species over an annual cycle. A better definition of habitat selection by fisher in winter would better characterize its relevance as a focal species in Quebec.

#### 4.6.3 Variables influencing detection

The probability of detection of each of the two mesocarnivores did not vary with the number of days elapsed after the application of the olfactory lures. The odor of the lure, combined with that of the carcasse and the skin, did not appear to fade, even during the maximum period between two lure applications (26 days). However, the decrease in the probability of marten detection with the progression of the season (Julian Days) in our study may be a consequence of trapping activity. Analyses of trapping success that

were based upon information shared by trappers in the region (unpublished data from the Quebec Ministry of Forests, Wildlife and Parks) indicate that the largest proportion of marten catches occur during the first week of November, which coincides with the middle of our camera monitoring period. In contrast, fishers were mainly caught by trappers in mid-November, at the end of our monitoring period, but this does not seem to have affected the detection of this species. The choice of the monitoring period was determined by the desire to maximize detection of forest mustelids, while taking into account poor winter accessibility of the forest roads. Thus, we targeted the autumn, which corresponds to the period during which young of the year actively establish territories, but also to the period during which access to food decreases (accumulation of snow on the ground, decreased daily temperature). Winter monitoring may help to better define the characteristics of selected habitats when environmental conditions exert the greatest energetic demands on the movement and thermoregulation of fisher and marten (Zielinski, 2000).

Detection probabilities for marten were higher in 2016 than in 2015, and may reflect factors not measured in our study, such as the abundance of prey, predators and competitors, or snow accumulation on the ground, which can alter foraging behavior (Jensen *et al.*, 2012, Sweitzer and Furnas, 2016). Our weekly visits to the field sites revealed that the onset of winter was earlier in 2016 than in 2015. Snow accumulation on the ground was particularly high (up to about 60 cm) as early as mid-November 2016, while the ground surface was still visible in mid-December 2015. An alternative explanation is that individuals became accustomed to the presence of carcasses at the same sites in both years, which could have become a preferred food source, when the search for live prey became more energy-consuming in the snow. Given the size of its home range, marten may be more likely to display greater fidelity towards an alternative food source than would fisher, which can cover a much larger territory. An analysis at a finer temporal scale using photo-identification based on natural marks or

DNA analysis from hair or feces would permit evaluation of the probability that a carcass would be visited after initial detection by an individual, together with assessment of the time that was spent by the same individual feeding upon the carcass.

Contrary to our hypothesis, the probability of detecting fisher in the autumn increased with rainfall. The meteorological factors that affect the activity of mesocarnivores are still poorly known. According to the thermal cost hypothesis, activity should be correlated with environmental conditions that are favourable to energy conservation (Zielinski, 2000). We expected that rainfall in the autumn reduce the movement of individuals of both species, which would seek to limit the risk of hypothermia. Similarly, minimum temperatures did not prove to be a constraint during the autumn. Further, we thought that rain would limit the dispersion of lure and bait odors. Diffusion of an odor mainly depends upon its concentration, wind speed, atmospheric stability, and vegetation (Pawlina and Proulx, 1999). Changes in weather conditions that are associated with rainfall could have exerted an effect not only on the spread of odors, but also on the daily activities of fisher. Tully (2006) reported that the daily catch rate for fisher improved with increased precipitation and lower temperatures, but that snow accumulation would ultimately limit fisher movement.

Snow and cold conditions are very demanding, as fisher needs to use more energy than in other periods to move about and to maintain a stable body temperature (Krohn *et al.*, 1995; Crête and Larivière, 2003). This increased need for energy to keep body warm could attract more fisher to the baits. Although we did not find any relationship between minimum temperature and detection probability of fisher, the positive effect of rainfall could also reflect preferential selection of baits when energy costs were higher than during dry weather conditions. Yet, Tully (2006) did not distinguish between rainfall and snowfall, nor did she measure snow accumulation on the ground or its load-bearing capacity. By measuring snow accumulation and density on the ground, Manlick *et al.* (2017) were able to identify a negative effect of snowfall on the probability of detecting

fisher in winter, but a positive relationship between the animals and snow cover density. Thus, it would be appropriate to document daily movements of fisher in relation to rainfall, snow accumulation on the ground, and snow cover load-bearing capacity in different seasons. Fine temporal resolution telemetry data, when combined with measurements acquired from local weather stations, including snow cover characterization, would provide a better understanding of fisher activity patterns. For example, in using telemetry collars and local weather stations, McCann *et al.* (2018) identified that fisher is more active in windy and cold winter weather. Unfortunately, data on snow cover conditions were not available for their study.

#### 4.7 Conclusion

Our study clearly reveals that site occupancy by marten is not affected by fisher presence during the autumn in the temperate deciduous forest, where the two species are sympatric. There was no evidence of intraguild competition between the two species at this time of the year or that the possible predation by fisher on marten does not affect the spatial distribution of these species. The availability of old and dense coniferous stands explained the spatial distribution of marten at the scale of both its home range as well as the landscape. Our results further show that occupancy by marten varied with the habitat suitability index developed from the empirical knowledge shared by trappers in the study (Suffice *et al.*, 2017). The index highlights the importance of combining several attributes of marten habitat to describe stand structure that is sought by this mesocarnivore, including stand composition, age and density. This index refines the habitat quality model for American marten that was initially developed for the boreal forest of Quebec for its application to the temperate forest. Our results suggest that marten may be a relevant focal species for the temperate forest.



In contrast site occupancy by fisher in the autumn did not vary with any of habitat characteristics deemed important for this species. Trappers had noted that the fisher is a generalist, which uses a wide variety of habitats during the autumn (Suffice *et al.*, 2017).

#### Acknowledgements

We thank the trappers for allowing us to formulate hypotheses based on their experiences. Thanks to P. Fournier, E. Ganivet and A. Leduc for their assistance in the field. Thanks to M. Desrochers, for her support in geomatics analysis. Thanks to A. C. Bélisle, M. Germain and H. Nguena for their support in statistical analysis. Thanks to L. Brousseau and R. Fournier for updating the forest inventory data with recent developments. This project was funded by the Fonds de Recherche du Québec: Nature et Technologies (FRQNT).

## CHAPITRE V

### CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif général de cette thèse était de mesurer l'utilisation des habitats par le pékan et de déterminer son interaction avec la martre d'Amérique dans un environnement modifié par l'aménagement forestier et qui est soumis à des changements climatiques à la limite septentrionale de la forêt tempérée. Nous avons intégré des données complémentaires provenant de différentes échelles spatiales et temporelles. Les entrevues réalisées auprès des piégeurs (Chapitre II) ont permis de relever l'importance du changement de couvert forestier et des facteurs climatiques sur la disponibilité d'habitat des deux mustélidés, mais également des effets respectifs de la compétition et de la prédation sur ces deux espèces. Les savoirs locaux colligés à l'échelle régionale nous ont ensuite permis d'élaborer un corpus d'hypothèses testées au moyen de la modélisation de données annuelles de récolte par le piégeage à l'échelle provinciale (Chapitre III) et de données quotidiennes de détection (pièges photographiques) du pékan et de la martre à l'échelle locale (Chapitre IV). Les résultats des modélisations dans ces deux chapitres ont permis d'expliquer les observations des piégeurs et de détecter des interactions complexes entre variables. Nous identifions d'abord les contributions à l'avancement des connaissances que cette thèse fondée sur l'apport complémentaire d'approches en sciences sociales (entrevues semi-dirigées) et en sciences naturelles (mesure *in situ* de l'occupation de sites par des espèces animales au moyen de pièges photographiques) a permis de faire. Nous discutons ensuite de l'implication de ces résultats pour la conservation de ces deux espèces dans un contexte

d'aménagement forestier écosystémique. Enfin, nous soulignons les limites de cette thèse et mettons en perspective des propositions pour de futures recherches sur les mésocarnivores.

## 5.1 Contributions à l'avancement des connaissances

La combinaison de données de différentes sources (entrevues auprès de piégeurs, données de récolte par piégeage et mesure *in situ* de l'occupation des sites au moyen de pièges photographiques) à des échelles spatiales et temporelles différentes a permis de constituer un ensemble d'informations complémentaires à faibles coûts. Cette recherche a notamment permis pour la première fois de dresser un portrait quantitatif de l'utilisation des habitats par le pékan et d'identifier les facteurs qui affectent ses populations au Québec. De plus, la recherche a permis d'identifier les effets des changements climatiques sur deux espèces vivant dans des environnements nordiques où les conditions hivernales sont souvent limitantes. Enfin, la recherche a permis de quantifier l'utilisation des habitats par la martre en forêt tempérée feuillue, où peu de données étaient disponibles.

### 5.1.1 Abondance des populations de pékan

Les besoins en habitats et les habitudes du pékan ont été peu documentés au Québec. Dans l'ouest de l'Amérique du Nord, les travaux de recherche sur le pékan se sont multipliés dans les dix dernières années en raison d'une diminution importante des populations (Lewis *et al.*, 2012; Powell *et al.*, 2017). L'altération des habitats par les perturbations naturelles (feux et épidémies liées à la sécheresse) et anthropiques (coupes forestières et exploitation illégale de marijuana) a ainsi été identifiée comme une menace importante à la survie des populations de pékan (Weir *et al.*, 2012; Aubry *et al.*, 2013; Powell *et al.*, 2017). Dans l'est de l'Amérique du Nord, le pékan semble plutôt en rétablissement généralisé, voire en expansion (Krohn, 2012; Lewis, 2012; Powell *et al.*, 2017). Contrairement à la situation de précarité à l'ouest de son aire de

répartition, cette thèse montre que les populations de pékan sont en augmentation au Québec. L'aire de répartition de l'espèce est même en expansion vers le nord. À la lumière de nos résultats, le pékan semble moins limité par des facteurs biotiques et abiotiques qu'ailleurs dans son aire de répartition. Toutefois le nombre de pékans capturés chaque année et les faibles probabilités de détection par caméras suggèrent que les densités de populations sont faibles au Québec.

#### 5.1.1.1 Habitat du pékan

Que ce soit par les savoirs locaux (Chapitre II) ou par les données d'occupation de sites obtenues par des pièges photographiques (Chapitre IV), nos résultats suggèrent que le pékan ne semble pas exercer une forte sélection d'habitats à l'automne et au début de l'hiver dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune. L'absence de prédateurs importants (tels que le cougar ou le lynx roux) et la disponibilité de proies de grandes tailles (telles que le lièvre d'Amérique, le porc-épic et les carcasses de cervidés) semblent permettre au pékan d'utiliser une grande diversité d'habitats (Poulin *et al.* 2006; Powell *et al.*, 2017). Les piègeurs ont précisé qu'au Témiscamingue le pékan utilise autant les vieilles forêts que les milieux agroforestiers, comme dans d'autres régions de l'Est de l'Amérique du Nord (Lewis *et al.*, 2012; LaPoint *et al.*, 2013). Par contre, la composition et la hauteur des peuplements forestiers se sont révélées particulièrement importantes à l'échelle de la province entre les années (Chapitre III).

L'élément qui permet d'expliquer le mieux l'augmentation des populations de pékan au Québec entre 1984 et 2014 est la quantité de peuplements mixtes de plus de 12 m. Les peuplements mixtes de plus de 12 m ont particulièrement augmenté pendant cette période en raison de changements dans la composition de la matrice forestière résultant de décennies d'exploitation forestière. Nous considérons la hauteur du peuplement comme un indice de la complexité structurelle interne des peuplements à partir des données cartographiques disponibles. À l'échelle de la province, ce résultat traduit

l'importance du couvert forestier mixte à structure complexe pour le pékan. Dans les peuplements mixtes, les arbres feuillus peuvent fournir des sites de repos et d'élevage des jeunes pour le pékan tandis que les arbres résineux peuvent intercepter les précipitations et limiter l'accumulation de neige au sol en hiver (Powell *et al.*, 2003).

#### 5.1.1.2 Climat

D'après les observations locales des piégeurs sur plusieurs années, les périodes de gel-dégel et les épisodes de pluie plus fréquents en hiver pourraient expliquer une utilisation plus diversifiée des habitats forestiers par le pékan au cours des dernières années. Les changements climatiques minimiseraient ainsi les contraintes de déplacements de cette espèce en augmentant la portance du couvert de neige. Le manque de données sur les variations du couvert de neige n'a pas permis de tester formellement cette hypothèse à partir des données de récolte annuelle de piégeage de pékans par unité de gestion des animaux à fourrure (UGAF). Bien que les changements climatiques puissent favoriser les déplacements du pékan, la disponibilité d'abris (tanières) pour se protéger des intempéries resterait probablement un élément important de l'habitat de cette espèce. Par contre, le couvert forestier résineux pourrait être moins recherché par le pékan lorsque la portance de la neige augmente. À l'échelle régionale du Témiscamingue (Chapitre IV), la répartition du pékan n'était effectivement pas spécifique aux peuplements mixtes ou résineux à l'automne. Ce résultat permet d'expliquer les observations des dernières années faites par les piégeurs de la région et colligées dans nos entrevues (Chapitre II). Les peuplements forestiers du Témiscamingue sont majoritairement de vieux peuplements à dominance feuillue. Dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune, l'utilisation de coupes partielles qui favorise le maintien d'un couvert permanent et la présence d'arbres vétérans (arbres semenciers ou à valeur faunique) est particulièrement encouragée (MRN, 2013). Les coupes progressives irrégulières et les coupes de jardinage permettent à la fois la régénération naturelle des peuplements de feuillus nobles tels

que le bouleau jaune et le maintien d'un habitat pour le lièvre, une proie importante du pékan et de la martre (Suffice *et al.* 2015 , Simard *et al.*, 2018). Les efforts déployés ces dernières années pour favoriser les coupes partielles avec maintien d'un couvert permanent pourraient donc accommoder autant le pékan que la martre (Simard *et al.*, 2018).

#### 5.1.1.3 Statut d'espèce focale à préciser

Les savoirs locaux (Chapitre II) et les pièges photographiques (Chapitre IV) nous ont informés sur l'utilisation diversifiée des habitats par le pékan en forêts mixtes et feuillues à l'automne. Notre territoire d'étude était principalement situé dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune pour lequel le pékan a été identifié comme espèce focale. Les résultats des Chapitres II et IV soulignent le caractère généraliste de cette espèce qui peut remettre en question la pertinence du pékan comme espèce focale. Toutefois, il est important de considérer que les données recueillies ne permettaient pas d'identifier la sélection d'habitats pendant les périodes les plus limitantes du cycle annuel du pékan: l'hiver pour les rigueurs du climat et le printemps pour l'élevage des jeunes. Le pin blanc a déjà été identifié par les savoirs traditionnels autochtones de notre région d'étude comme une essence d'arbre dans lesquels le pékan et la martre d'Amérique peuvent trouver refuge l'hiver et élever leurs jeunes au printemps (Uprety *et al.*, 2013). La dépendance aux arbres de gros diamètres pour s'y abriter reste toutefois à évaluer afin de déterminer quelles caractéristiques (essence, taille) sont recherchées par les mustélidés.

#### 5.1.2 Dynamique des populations de martre

Les résultats des trois chapitres de cette thèse sont particulièrement complémentaires pour le développement des connaissances quant aux facteurs affectant les populations de martre dans la saison de piégeage (automne et début d'hiver). Dans un contexte de gestion intégrée des ressources naturelles et du territoire, les connaissances acquises

sur les populations de martre permettent de mettre en perspective les relations entre les enjeux écologiques et sociaux, et les différentes échelles spatiales et temporelles qui doivent être considérées.

#### 5.1.2.1 Perte d'habitat

D'après les observations des piégeurs, l'aménagement forestier apparaît comme le principal responsable de la baisse de la récolte de martres. Pour un même nombre de pièges installés à l'échelle du terrain de piégeage, il a en effet été identifié qu'après une coupe forestière la récolte de martres diminue immédiatement, et ce, pour plusieurs années. Ces observations corroborent les études portant sur la perte d'habitat pour la martre suite aux coupes forestières (Thompson, 1991; Potvin *et al.*, 2000; Wasserman *et al.*, 2012; Cheveau *et al.*, 2013). À l'échelle de la province par contre, cette relation n'a pu être établie. Les échelles considérées dans les deux premiers chapitres de cette thèse étaient cependant différentes. D'une part, les données d'inventaires forestiers (Chapitre III) sont mises à jour seulement aux 10 ans environ tandis que les observations des piégeurs (Chapitre II) sont annuelles. L'échelle temporelle pour évaluer la réaction de l'écosystème à une perturbation était donc plus précise pour les observations des piégeurs que pour les données d'inventaires forestiers. D'autre part, les données de récolte annuelle de martres (Chapitre III) sont comptabilisées par unité de gestion des animaux à fourrure (UGAF) à partir des transactions de fourrures. Les interventions forestières sont ainsi moins susceptibles d'affecter une grande proportion de la superficie des UGAF (qui varie de 167 à 118570 km<sup>2</sup>) alors qu'elles peuvent affecter la majorité d'un terrain de piégeage (60 km<sup>2</sup> en moyenne). De plus, les données de récolte seules ne sont pas aussi précises que l'expérience des piégeurs. L'effort déployé pour le piégeage varie en effet d'un piégeur à l'autre, et même d'une année à l'autre pour un même piégeur. Le registre actuel de récolte des animaux à fourrure ne permet pas d'enregistrer des données uniformes concernant l'effort déployé par les piégeurs chaque année.

Le chapitre IV nous a permis de porter l'analyse d'occupation des habitats par la martre et le pékan à une échelle spatiale intermédiaire à celles des deux premiers chapitres. Le suivi par pièges photographiques offre notamment une meilleure précision pour faire le lien entre la qualité de l'habitat et l'utilisation effective de celui-ci par la martre. Les critères d'habitats définis par les piégeurs au Chapitre II ont permis d'expliquer l'occupation de site par la martre dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune. Le modèle d'habitat propice à l'utilisation par la martre développé à partir des savoirs locaux (Chapitre IV) précise les exigences de la martre en forêt feuillue à l'automne. De plus, ces données ont permis d'identifier que l'influence de la qualité de l'habitat sur l'occupation de site par la martre s'opère à l'échelle du paysage. L'occupation de site par la martre est ainsi influencée par la quantité de vieilles forêts mixtes ou résineuses dans un rayon d'au moins 3 km.

#### 5.1.2.2 Hiver et printemps pluvieux

Les savoirs locaux ont également permis de faire ressortir l'importance des conditions climatiques pour les populations de martre et de pékan. Lors des entrevues, les piégeurs ont souligné l'augmentation de la fréquence des épisodes de gel-dégel et de pluie pendant l'hiver. Ils ont également mentionné que leur récolte de martres est plus faible lorsque l'hiver précédent a été rude (alternance de grands froids, de redoux et de pluies). Bien que la résolution des données utilisées dans le Chapitre III soit grossière, nous avons identifié un lien entre les quantités de pluie et la récolte de martre l'année suivante. En analysant distinctement la pluie de l'hiver précédent et la pluie du printemps précédent, nos résultats du Chapitre III suggèrent un effet sur la survie des martres adultes et sur la survie des jeunes pékans. Les changements climatiques semblent ainsi avoir eu un effet sur le recrutement des populations de martre mais également de pékan au Québec dans les 30 dernières années. L'effet de l'augmentation des pluies hivernales et printanières sur les populations de mustélidés n'avait à notre connaissance pas été identifié avant la réalisation de cette thèse.



### 5.1.2.3 Interactions martre-pékan

Les savoirs locaux (Chapitre II) et les données de vente de fourrures (Chapitre III) ont montré des patrons inverses dans l'abondance des populations de pékan et de martre. Par contre, les données d'occupation de site (Chapitre IV) n'ont pas permis d'identifier d'effet de compétition entre les deux espèces. Nos résultats du Chapitre IV indiquent que la présence du pékan n'influence pas l'utilisation d'un site par la martre et qu'il n'y a donc pas d'exclusion territoriale de la martre par le pékan en période automnale. La compétition et la prédation mentionnées par les piégeurs pourraient toutefois affecter la taille des populations qui n'ont pas été mesurées dans les deux autres chapitres.

## 5.2 Limites et perspectives pour la recherche

### 5.2.1 Période de suivi

L'intégration des savoirs écologiques locaux dans la recherche dépend de l'écologie des espèces et de l'interaction que l'humain a avec ces espèces (Gagnon et Berteaux 2009). Les piégeurs connaissent surtout l'écologie des espèces pendant la période à laquelle ils les capturent, c'est-à-dire l'automne et le début de l'hiver. En réalité, l'effort déployé par les piégeurs est surtout concentré entre la mi-octobre et la mi-décembre. Ainsi l'expérience des piégeurs ne permet pas de définir l'utilisation des habitats du pékan et de la martre aux périodes les plus critiques pour leur survie et leur reproduction, pendant l'hiver et le printemps. De plus, la présence d'une espèce à un site ne permet pas à elle seule de caractériser les attributs recherchés par cette espèce à fine échelle spatiale. Les sites de détection (piège mortel du piégeur ou piège photographique) limitent la portée des résultats aux emplacements prédéterminés de ces sites. Moriarty *et al.* (2015) remettent même en doute la pertinence d'utiliser un appât aux sites de détection. Ils suggèrent que lorsque la motivation des individus est

animée par la faim, la curiosité et l'exploration lors de la dispersion, les détections aux sites appâtés peuvent ne pas représenter les préférences d'habitat. Par exemple, la présence d'une couverture neigeuse semblait faciliter la connectivité entre les milieux ouverts pour la martre. En été (défini comme la période libre de neige : juillet à novembre), comme les martres ne peuvent utiliser le couvert sous-nival, les paysages avec des réseaux de peuplements à structure complexe étaient essentiels au maintien de la connectivité fonctionnelle. Un suivi de l'occupation de sites sur toute une année serait donc nécessaire pour compléter le portrait automnal présenté dans cette thèse (Zielinski *et al.*, 2015).

### 5.2.2 Précision des données

L'utilisation de colliers GPS permettrait de mieux évaluer la sélection d'habitats en comparant les localisations des individus à la disponibilité des ressources. Plusieurs chercheurs soulignent toutefois que le décalage d'échelle spatiale entre les données de télémétrie et les inventaires forestiers peut conduire à des conclusions erronées (Johnson, 1984; Wright, 1999; Gilbert *et al.*, 1997; LaPoint *et al.*, 2013). Dans la région des Grands Lacs, des suivis de pistes dans la neige ont montré que les pékans cherchent leur nourriture dans de petites parcelles isolées de conifères à structure complexe dans de vastes peuplements feuillus. La résolution spatiale de ces bouquets de conifères était trop fine pour être décelée avec les bases de données forestières disponibles (Gilbert *et al.*, 2017 ; McCann *et al.*, 2014). Pour limiter ce problème d'échelle de résolution, l'utilisation de données LiDAR pourrait permettre une meilleure définition des données d'habitat (Joyce *et al.*, 2016). De plus, l'identification sur le terrain des structures utilisées pour le repos et l'élevage des jeunes permettrait de mieux définir les attributs recherchés par le pékan et la martre. L'installation de stations météorologiques locales mesurant l'épaisseur et la résistance de la neige permettrait aussi de mieux évaluer l'influence des conditions de neige sur les déplacements des animaux. Une caméra

installée devant une règle et programmée pour se déclencher à intervalles réguliers pourrait mesurer l'épaisseur du couvert de neige au sol de façon autonome.

Les suivis télémétriques étant particulièrement onéreux, il serait également pertinent de mettre en place un réseau de pièges photographiques pour suivre l'utilisation des habitats entre les saisons et idéalement entre les années. Le dispositif que nous avons déployé comprenait 49 caméras et était actif pour un maximum de 57 jours. Bien que notre effort d'échantillonnage (jours-caméras) ait été considérable, l'utilisation d'analyses statistiques exige de contraindre le nombre de variables pouvant être considérées dans les modèles. Un plus grand effort (nombre de sites et nombre de journées de suivi) permettrait d'augmenter la précision des intervalles de confiance et d'analyser plus de variables. Les effets de l'aménagement forestier sur l'utilisation de l'habitat par les mustélidés pourraient notamment être évalués à partir des quantités de perturbations (d'origines anthropiques et naturelles) de différentes intensités et de différents âges, à l'échelle du domaine vital et du paysage. La combinaison de pièges photographiques et d'autres méthodes de détection comme les pièges à poil ou les équipes de détection par l'odeur avec chien pisteur pourraient augmenter la performance de détection dans de futures recherches sur la répartition des espèces (Fisher et Bradbury, 2014 ; Moriarty *et al.*, 2018). Un suivi à long terme des populations des mustélidés par pièges photographiques pourrait aussi mesurer l'abondance de leurs proies (De Bondi *et al.*, 2010 ; Sweitzer et Furnas 2016).

### 5.2.3 Facteurs de mortalité

L'identification des facteurs de mortalité des martres au Québec permettrait de mieux expliquer la baisse des populations observée ces 30 dernières années. Les conséquences des pluies hivernales et printanières sur les populations de martre pourraient être définies grâce à la collaboration à long terme des piègeurs. L'analyse des carcasses des

individus piégés permettrait d'évaluer le rapport adultes / juvéniles (Flynn et Schumacher, 2009). Les rapports seraient ensuite analysés en fonction des conditions hivernales et printanières précédant la capture des individus. La prédation des martres par les pékans demanderait une attention particulière. Pendant la période de piégeage, les pékans peuvent se nourrir de carcasses de martres prises au piège. L'origine des restes de martres dans les contenus stomacaux de carcasses des pékans issues du piégeage ne permettrait toutefois pas de distinguer entre une prédation ou une consommation opportuniste de la martre par le pékan. La prédation des martres par des pékans pourrait par contre être plus fréquente pendant la période d'élevage des jeunes martres lorsqu'elles sont plus vulnérables. Des analyses de fèces récoltées à l'aide de chiens pisteurs en dehors de la saison de piégeage pourraient permettre d'évaluer si la martre fait partie du régime alimentaire du pékan (Fedriani *et al.*, 2000 ; Trites et Joy, 2005). Des analyses d'occupation de sites au printemps pourraient également permettre d'évaluer si la martre évite davantage les sites utilisés par le pékan.

### 5.3 Implications pour la conservation des mésocarnivores dans un contexte d'aménagement forestier écosystémique

#### 5.3.1 Utilisation des habitats par les espèces focales

Le caractère multidisciplinaire de nos travaux a permis d'approfondir notre connaissance de l'occupation des habitats par le pékan et la martre d'Amérique, de même que les facteurs écologiques qui y sont associés. La combinaison de l'expertise des piégeurs et de nouvelles technologies (pièges photographiques et analyses statistiques) s'est avérée efficace pour documenter à faibles coûts la présence d'espèces élusives. Nos résultats montrent que l'indice d'habitat propice à l'utilisation développé à partir des savoirs locaux des piégeurs prévoit bien l'occupation des sites par la martre. L'indice met en perspective l'importance de combiner plusieurs attributs de l'habitat

de la martre pour décrire la structure des peuplements recherchée par cette dernière, soit la composition spécifique, l'âge et la densité du peuplement. Cet indice permet de raffiner pour la forêt tempérée feuillue le modèle de qualité d'habitat de la martre d'Amérique initialement développé pour la forêt boréale mixte et résineuse du Québec (Cheveau et Dussault, 2013). De plus, nos résultats montrent que la disponibilité de vieux peuplements résineux denses explique la répartition spatiale de la martre à l'échelle de son domaine vital de même que du paysage. Nos résultats suggèrent donc que la martre pourrait être une espèce focale pertinente pour la forêt tempérée feuillue, notamment le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'Ouest, où notre étude a été réalisée. Comme pour le pékan, les besoins en habitats de la martre en forêt feuillue devraient toutefois être évalués dans les périodes les plus critiques de son cycle de vie (i.e. l'hiver et le printemps).

### 5.3.2 Intégration des savoirs écologiques locaux dans la planification forestière

L'une des grandes difficultés de la recherche écologique est de comprendre comment les processus environnementaux et démographiques qui affectent les populations biologiques diffèrent et interagissent entre les échelles spatiales et temporelles (Wilbanks, 2006; Gagnon et Berteaux, 2009). Les savoirs locaux et scientifiques sont généralement collectés séparément et viennent rarement nourrir simultanément la recherche scientifique. Même s'ils ont différents fondements épistémologiques, ces savoirs sont complémentaires l'un de l'autre (Berkes, 2000, Fraser *et al.*, 2006, Berkes, 2008; Asselin, 2015). La combinaison de méthodes provenant des sciences naturelles et sociales a permis de produire une meilleure compréhension de l'utilisation des habitats par le pékan et la martre. Nos résultats mettent en valeur la prise en compte des savoirs locaux pour l'avancée des connaissances sur ces deux espèces de mésocarnivores. En effet, la consultation des piégeurs (Chapitre II) a permis de mieux identifier les facteurs environnementaux qui ont le potentiel d'affecter les populations

des deux mustélidés, et que l'analyse des données de piégeage (Chapitre III) de même que celle de la détection du pékan et de la martre par pièges photographiques (Chapitre IV) ont quantitativement mesurés. Cela montre comment la participation active des communautés locales et l'intégration effective de leurs savoirs écologiques peuvent contribuer à améliorer substantiellement la planification forestière en vue d'élaborer de meilleures stratégies de conservation des populations de ces deux mésocarnivores dans un contexte de gestion intégrée et d'aménagement forestier durable (Jacqmain *et al.*, 2005, Grenon *et al.*, 2010, Tanguay, 2010, Cheveau *et al.*, 2008, Asselin, 2015).

L'expertise terrain des piégeurs demanderait donc à être davantage valorisée en recherche, mais également en gestion intégrée des écosystèmes forestiers. L'utilisation des données de récolte annuelle par le piégeage pourrait notamment être améliorée en systématisant l'enregistrement du succès de piégeage à l'échelle de chaque terrain de piégeage. La considération du nombre de captures en fonction de l'effort déployé par les piégeurs nécessite le développement d'un nouveau registre des activités de piégeage. Dans le cadre du premier plan de gestion des animaux à fourrure adopté en 2018, le gouvernement du Québec a récemment travaillé en collaboration avec la Fédération des Trappeurs Gestionnaires du Québec pour raffiner un outil de gestion des animaux à fourrure : le carnet du piégeur (MFFP, 2018). La nouvelle version de cet outil a été distribuée au début de la saison 2018-2019 à des piégeurs de chaque région. La représentativité des piégeurs remplissant le carnet reste à être révisée. Le succès d'un tel outil reposera sur la qualité de communication entre le gouvernement et les piégeurs. La mise en place d'une nouvelle base de données à fine résolution spatiale (terrain de piégeage) pourra permettre de mieux intégrer les connaissances locales dans l'évaluation des tendances de populations des animaux à fourrures.

La collaboration entre les piégeurs et les aménagistes de la forêt facilite le développement d'une vision partagée des relations entre les espèces et leur habitat

(Jaquain *et al.*, 2007, Tendeng *et al.*, 2014). L'inclusion des savoirs écologiques des communautés locales peut contribuer à construire un partenariat solide permettant d'augmenter l'acceptabilité sociale, la faisabilité économique et la viabilité écologique d'un aménagement (Uprety *et al.*, 2012). Les gestionnaires et scientifiques doivent dans un premier temps reconnaître et comprendre les divergences culturelles, mais également considérer pleinement et intégrer la vision des utilisateurs de la forêt, qui est différente de la leur (Wyatt *et al.*, 2013).

La mise en œuvre de l'aménagement forestier écosystémique dans un cadre de gestion intégrée des ressources et du territoire doit en ce sens décloisonner l'exploitation des ressources. Les ressources ligneuses et fauniques du milieu forestier ont traditionnellement été considérées comme indépendantes les unes des autres alors que la forêt est un tout où l'on doit tenir compte de l'interaction et des rétroactions entre les modes d'exploitation de ces multiples ressources dans le temps comme dans l'espace. Les différences entre les observations locales des piégeurs et les données disponibles pour la planification forestière soulignent par exemple la nécessité de développer une meilleure harmonisation des usages. Des efforts ont été déployés en ce sens ces dernières années par la mise en place des Tables Locales de Gestion Intégrée des Ressources et du Territoire (TLGIRT). L'efficacité de cette consultation reposerait toutefois sur une compréhension mutuelle des perspectives des utilisateurs de la forêt. Un des enjeux de communication entre les intervenants du secteur forestier repose sur les différences d'échelles utilisées pour la gestion de différentes activités comme l'exploitation de la matière ligneuse et l'exploitation des animaux à fourrure. L'aménagement forestier est planifié à long terme sur des unités d'aménagement forestier divisées en compartiments d'organisation spatiale (COS) de 30 à 250 km<sup>2</sup> (Jetté *et al.*, 2013a). Certains territoires de piégeage peuvent donc être entièrement affectés par l'aménagement forestier sur une courte période temporelle, tandis que d'autres sont épargnés. La perte d'habitats à l'échelle d'un terrain de piégeage a des

répercussions pendant plusieurs années sur les populations de martre. La martre est une des espèces exploitées les plus recherchées par les piégeurs en raison d'un rapport coûts/bénéfices avantageux. Les conséquences économiques de la perte d'habitats pour la martre sur un terrain de piégeage peuvent ainsi mettre en péril la rentabilité des activités liées au piégeage, et donc leur durabilité. L'organisation spatiale des aménagements forestiers devrait par conséquent davantage considérer les territoires des piégeurs dans un cadre de gestion intégrée des ressources.



ANNEXE A

LETTRE D'APPROBATION DU COMITÉ D'ÉTHIQUE DE LA RECHERCHE  
AVEC DES ÊTRES HUMAINS

COMITÉ D'ÉTHIQUE DE LA RECHERCHE AVEC DES ÊTRES HUMAINS  
(CÉR) – UQAT

CERTIFICAT D'ÉTHIQUE

ÉVALUATION DU 29 AVRIL 2015

Le Comité d'éthique de la recherche avec des êtres humains de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue certifie avoir examiné le formulaire de demande d'évaluation éthique d'un projet de recherche et les annexes associées tels que soumis par :

**Madame Pauline Suffice, étudiante au doctorat  
en sciences de l'environnement**

et intitulé : *Perceptions des trappeurs sur la sélection de l'habitat du pékan en forêt feuillue et sa cooccurrence avec la martre d'Amérique*

DÉCISION DU CÉR :

- Accepté
- Refusé : Suite aux dispositions des articles 5.5.1, 5.5.2 et 5.5.4 de la Politique d'éthique de la recherche avec des êtres humains de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
- Autre (voir commentaires ci-dessous)

Surveillance éthique continue : Rapport annuel Date : 5 août 2016  
Rapport final Date : À la fin du projet

Les formulaires modèles pour les rapports annuel et final sont disponibles sur le site Internet de l'UQAT : <http://recherche.uqat.ca/>

Membres du comité ayant participé à cette évaluation :

Nom	Poste occupé	Département ou discipline
Manon Champagne	Professeure	UER sc. de la santé
Margot Mowatt-Gaudreau		Représentante autochtone
Glorya Pellerin	Professeure	UER sc. de l'éducation

Date : 5 août 2015

  
buc: \_\_\_\_\_

Maria-Lourdes Lira-Gonzales, Ph. D.  
Présidente CÉR - UQAT  
Comité d'éthique de la recherche avec des êtres humains

ANNEXE B

FORMULAIRE DE CONSENTEMENT DES PARTICIPANTS AUX ENTREVUES  
SEMI-DIRIGÉES

## FORMULAIRE DE CONSENTEMENT

**TITRE DU PROJET DE RECHERCHE :**

*Perceptions des trappeurs sur la sélection de l'habitat du pékan en forêt feuillue et sa cooccurrence avec la martre d'Amérique.*

**NOM DES CHERCHEURS ET LEUR APPARTENANCE :**

Pauline Suffice, étudiante au doctorat, Institut de recherche sur les forêts (IRF), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT); Hugo Asselin, professeur, département des sciences du développement humain et social, UQAT; Louis Imbeau, professeur, IRF, UQAT; Pierre Drapeau, professeur, Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal

**COMMANDITAIRE OU SOURCE DE FINANCEMENT :**

Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies.

**CERTIFICAT D'ÉTHIQUE DÉLIVRÉ PAR LE COMITÉ D'ÉTHIQUE DE LA RECHERCHE DE L'UQAT LE :**

**PRÉAMBULE :**

Nous vous demandons de participer à un projet de recherche qui implique de partager votre perception du succès de piégeage et de l'utilisation de l'habitat de la martre et du pékan. Avant d'accepter de participer à ce projet de recherche, veuillez prendre le temps de comprendre et de considérer attentivement les renseignements qui suivent.

Ce formulaire de consentement vous explique le but de cette étude, les procédures, les avantages, les risques et inconvénients, de même que les personnes avec qui communiquer si vous avez des questions concernant le déroulement de la recherche ou vos droits en tant que participant.

Le présent formulaire de consentement peut contenir des mots que vous ne comprenez pas. Nous vous invitons à poser toutes les questions que vous jugerez utiles au chercheur et à lui demander de vous expliquer tout mot ou renseignement qui n'est pas clair.

**BUT DE LA RECHERCHE :**

Le but de la recherche est d'acquérir des connaissances sur l'utilisation des habitats par le pékan et de déterminer son interaction avec la martre d'Amérique dans un environnement modifié par l'aménagement forestier et les changements climatiques.

**DESCRIPTION DE VOTRE PARTICIPATION À LA RECHERCHE :**

Nous sollicitons votre participation à une entrevue d'une durée approximative de 30 minutes portant sur votre perception du succès de piégeage et de l'utilisation de l'habitat de la martre et du pékan. L'entrevue aura lieu au moment et à l'endroit qui vous conviendront. Avec votre accord, l'entrevue sera enregistrée pour faciliter la

transcription et l'analyse de vos propos. La présence d'un interprète pourra faciliter nos échanges dans la langue de votre choix.

**AVANTAGES POUVANT DÉCOULER DE VOTRE PARTICIPATION :**

Les entrevues réalisées avec vous et avec d'autres trappeurs permettront de mener à l'élaboration d'une vision commune des besoins en habitat du pékan et de la martre d'Amérique, au carrefour des connaissances traditionnelles et scientifiques, qui contribuera à établir des stratégies d'aménagement faunique et forestier culturellement adaptées en forêt feuillue. Ces informations permettront de mieux orienter les actions possibles afin d'atténuer les impacts de l'aménagement forestier sur la faune et ses habitats. L'entrevue vous permettra de mettre en relief vos préoccupations vis-à-vis du territoire sur lequel vous exercez vos activités. Vos intérêts et les enjeux vous concernant pourront être mieux pris en compte dans la mise en place de modalités d'aménagement faunique et forestier.

**RISQUES ET INCONVÉNIENTS POUVANT DÉCOULER DE VOTRE PARTICIPATION :**

Il n'y a pas de risque associé à votre participation à cette étude. Le seul inconvénient est le temps que vous accepterez de nous consacrer pour l'entrevue.

**ENGAGEMENTS ET MESURES VISANT À ASSURER LA CONFIDENTIALITÉ :**

Toutes les informations obtenues dans le cadre de cette recherche demeureront confidentielles. Votre nom et vos informations personnelles, de même que toute information qui permettrait de vous identifier, ne seront utilisés dans aucune publication ou communication. Seuls les chercheurs (Suffice, Asselin, Imbeau et Drapeau) auront accès aux enregistrements et aux transcriptions des entrevues, lesquels seront détruits 5 ans après la fin du projet. Les enregistrements et les transcriptions des

entrevues seront gardés dans un ordinateur protégé par un mot de passe. Votre nom sera remplacé par un code dans les fichiers d'analyse et dans les publications et les communications. La liste des correspondances entre les noms et les codes sera gardée dans un fichier dans un ordinateur protégé par un mot de passe. Seuls les chercheurs auront accès à la liste de correspondance des noms et des codes.

**INDEMNITÉ COMPENSATOIRE :**

Un certificat cadeau de 30\$ dans un commerce local vous sera remis pour votre participation au projet.

**COMMERCIALISATION DES RÉSULTATS ET CONFLITS D'INTÉRÊTS :**

Les résultats de la recherche ne feront pas l'objet d'une commercialisation. Les chercheurs n'ont aucun conflit d'intérêts à déclarer.

**DIFFUSION DES RÉSULTATS :**

Les résultats de la recherche paraîtront dans un article scientifique publié dans une revue avec comité de lecture. Si vous souhaitez recevoir une copie d'une fiche technique résumant les principaux résultats du projet, vous pourrez l'indiquer à la chercheuse et lui laisser vos coordonnées. Des présentations publiques des résultats du projet seront faites dans les communautés participantes, à l'association des trappeurs, au Parc national d'Opémican et au colloque annuel de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQÀM en aménagement forestier durable.

**CLAUSE DE RESPONSABILITÉ :**

En acceptant de participer à cette étude, vous ne renoncez à aucun de vos droits ni ne libérez les chercheurs et leurs institutions de leurs obligations légales et professionnelles à votre égard.

**LA PARTICIPATION DANS UNE RECHERCHE EST VOLONTAIRE :**

Vous participez à cette recherche à titre volontaire. Vous pouvez donc refuser de répondre à certaines questions ou interrompre votre participation à tout moment, sans condition et sans avoir à justifier votre décision. En cas de retrait de votre part, les données vous concernant seront détruites, dans la mesure où, selon le stade de la recherche, il sera possible de les retracer et de les éliminer des documents produits.

Pour tout renseignement supplémentaire concernant vos droits, vous pouvez vous adresser au :

Comité d'éthique de la recherche avec des êtres humains  
UQAT, Vice-rectorat à l'enseignement et à la recherche  
445, boul. de l'Université, Bureau B-309  
Rouyn-Noranda (Qc) J9X 5E4  
Téléphone : (819) 762-0971 # 2252  
[maryse.delisle@uqat.ca](mailto:maryse.delisle@uqat.ca)



**CONSENTEMENT :**

Je, soussigné(e), accepte volontairement de participer à l'étude *Perceptions des trappeurs sur la sélection de l'habitat du pékan en forêt feuillue et sa cooccurrence avec la martre d'Amérique.*

---

Nom du participant (lettres moulées)

---

Signature du participant

---

Date

Je désire obtenir une copie du résumé des résultats de la recherche à l'adresse courriel suivante :

---

Ce consentement était obtenu par :

---

Nom du chercheur (lettres moulées)

---

Signature

---

Date

**QUESTIONS :**

Si vous avez d'autres questions plus tard et tout au long de cette étude, vous pouvez joindre :

Pauline Suffice au :

Téléphone sans frais : 1-877-870-8728 poste 2635

Courriel : [Pauline.Suffice@uqat.ca](mailto:Pauline.Suffice@uqat.ca)

*Veuillez conserver un exemplaire de ce formulaire pour vos dossiers.*

ANNEXE C

INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE III

(CHAPTER III - SUPPORTING INFORMATION)

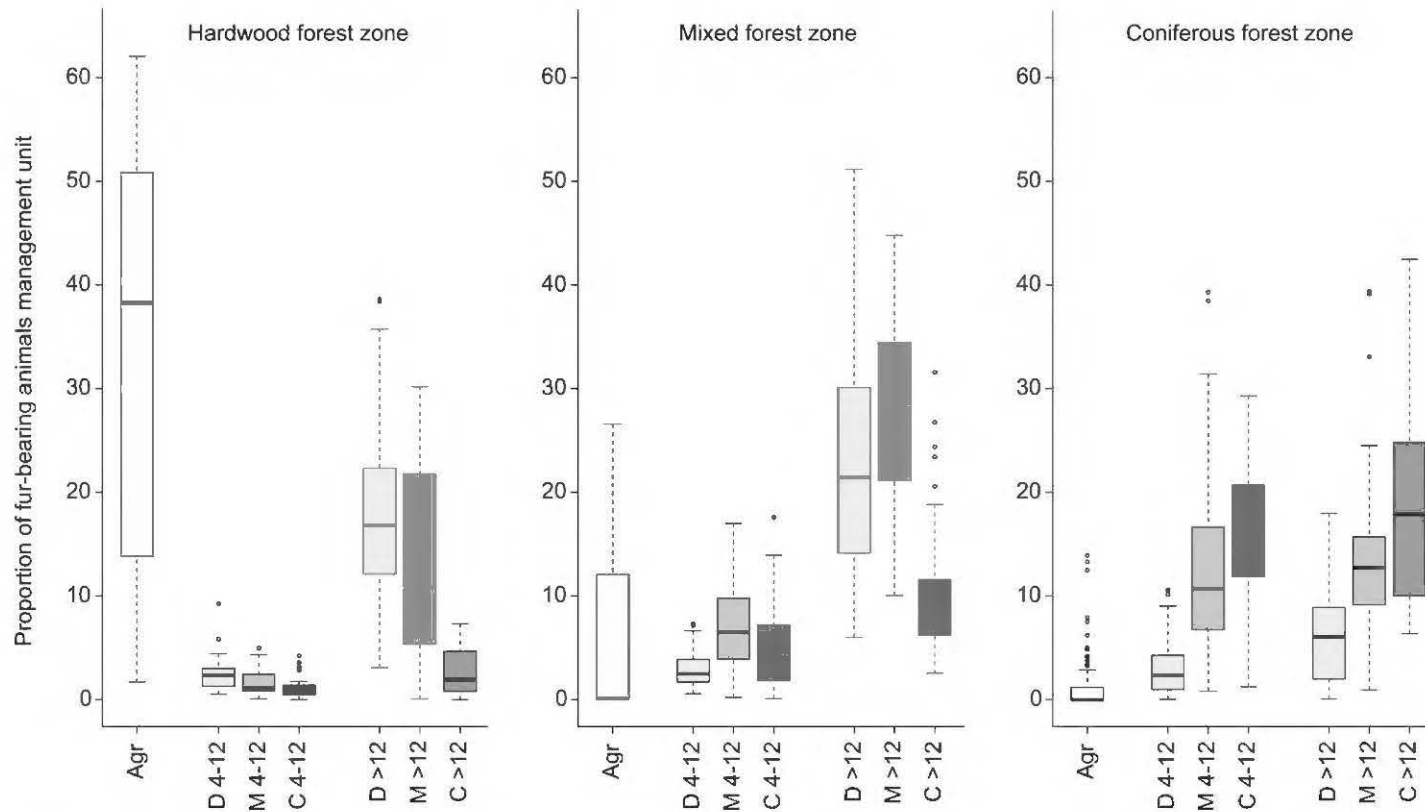


Figure S1 - Proportion of fur-bearing animal management units (%) with different habitat composition in the three forest zones (hardwood (left), mixed (center) and coniferous (right)) in Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Agr: agricultural fields; D 4-12, M 4-12, C 4-12: deciduous, mixedwood and coniferous stands 4-12 m tall; D > 12, M > 12 and C > 12: deciduous, mixedwood and coniferous stands taller than 12 m. Boxes represent the 1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup> quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance.

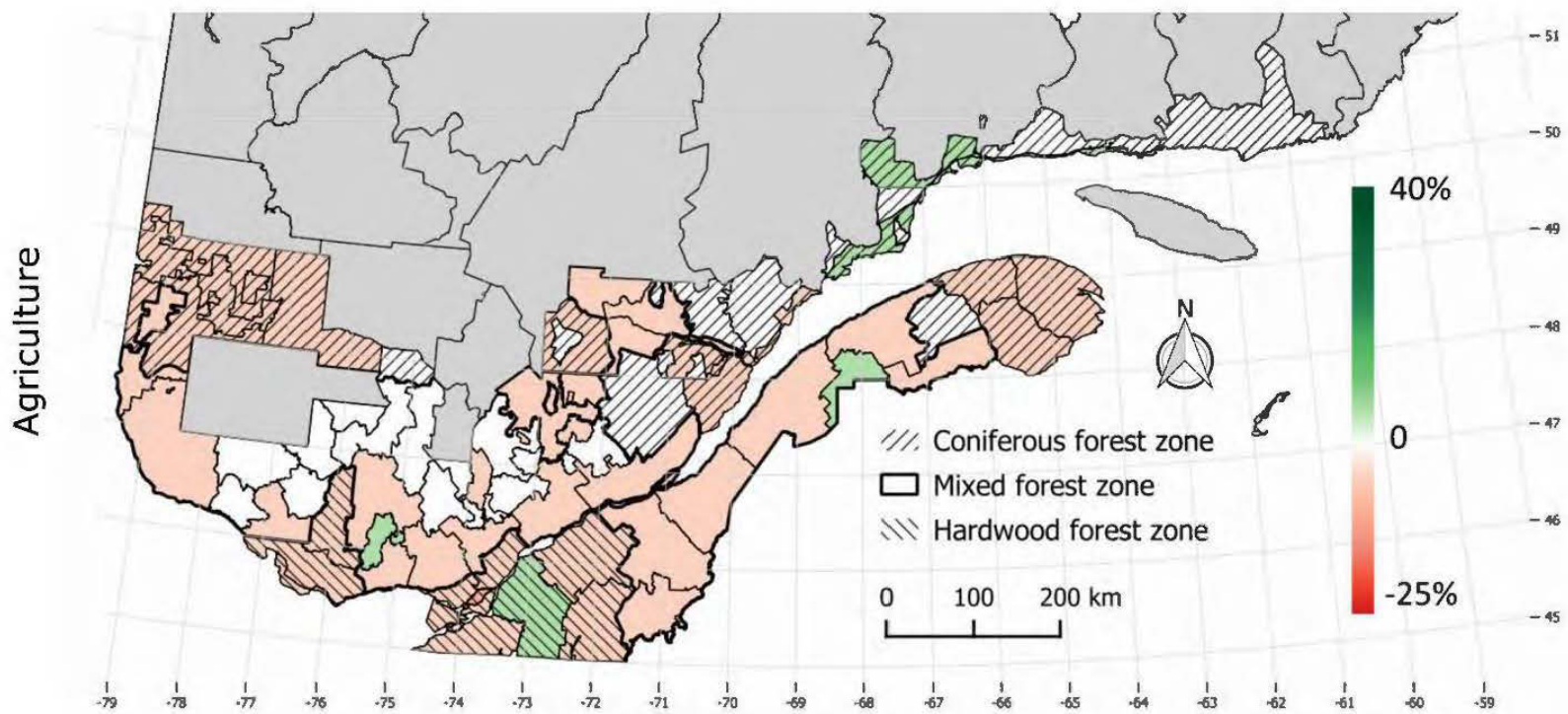


Figure S2 - Variation in abundance of agricultural fields (percentage change in area by fur-bearing animal management unit) in Québec, Canada, between 1984 and 2014. Territories shown in gray have been excluded from analyses.

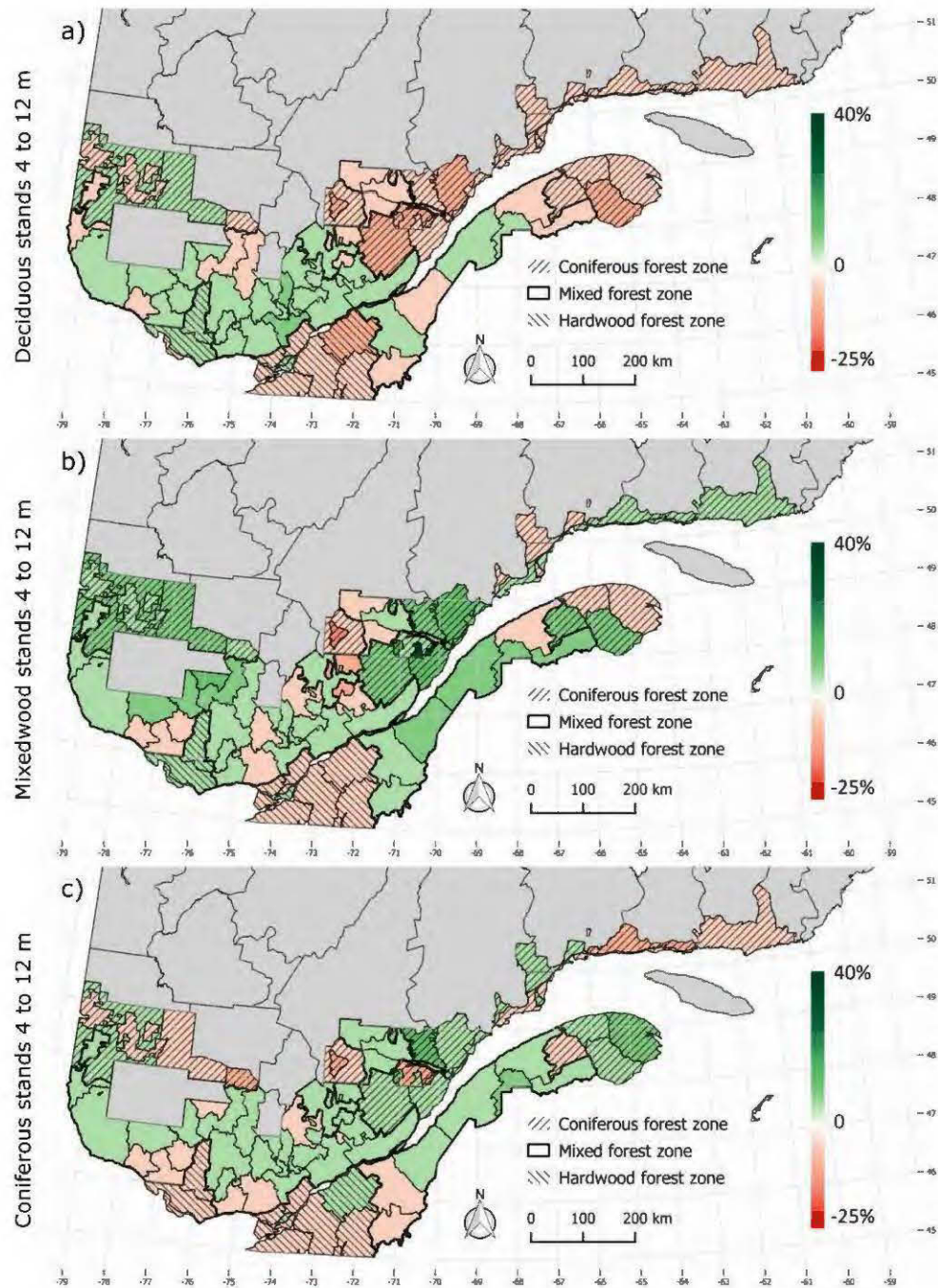


Figure S3 - Variation in abundance of stands in the 4-12 m height class (percentage change in area by fur-bearing animal management unit) in Québec, Canada, between 1984 and 2014, by cover type (top to bottom: deciduous, mixedwood, coniferous stands). Territories shown in gray have been excluded from analyses.

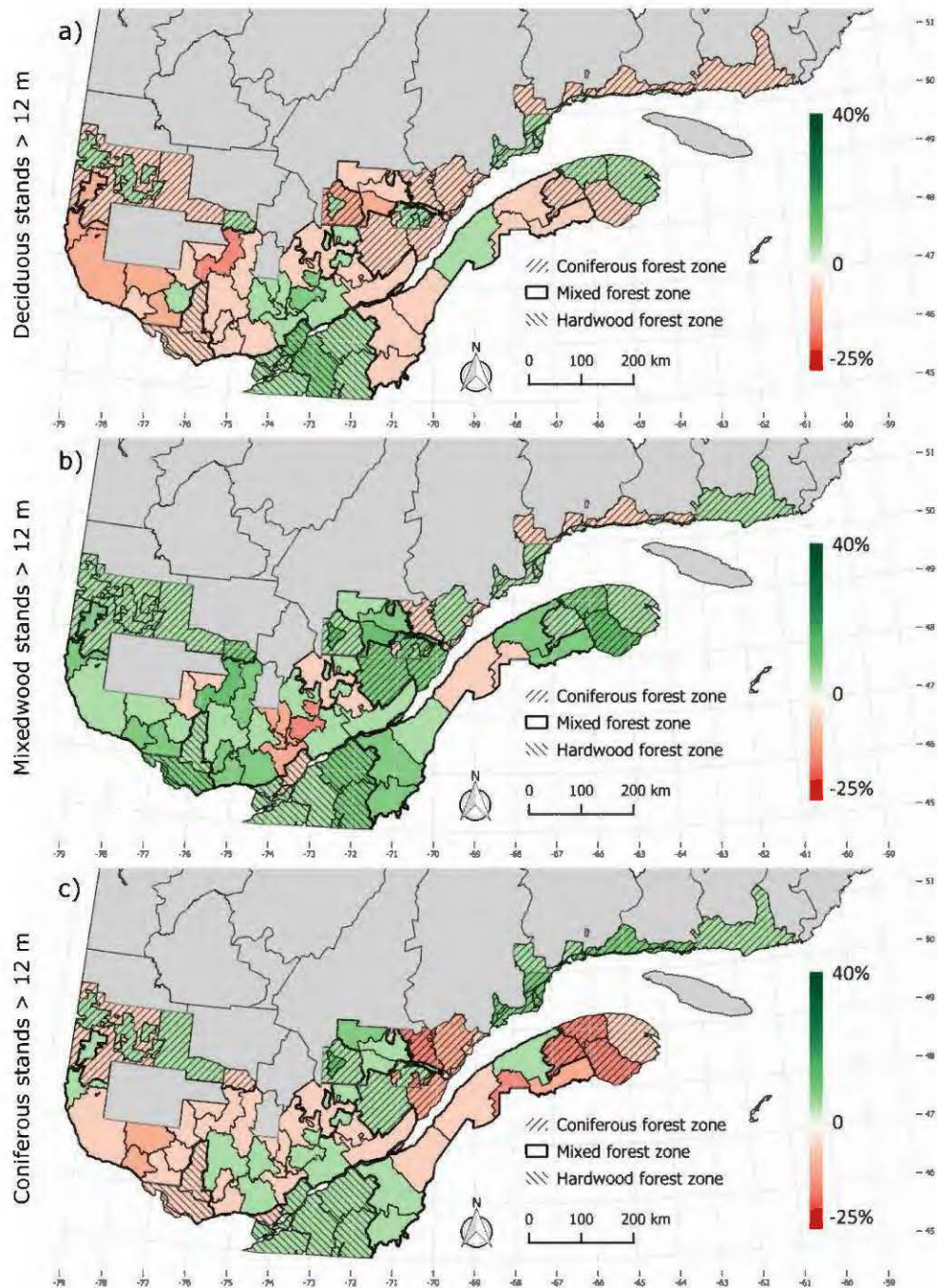


Figure S4 - Variation in abundance of stands in the >12 m height class (percentage change in area by fur-bearing animal management unit) in Québec, Canada, between 1984 and 2014, by cover type (top to bottom: deciduous, mixedwood, coniferous stands). Territories shown in gray have been excluded from analyses.

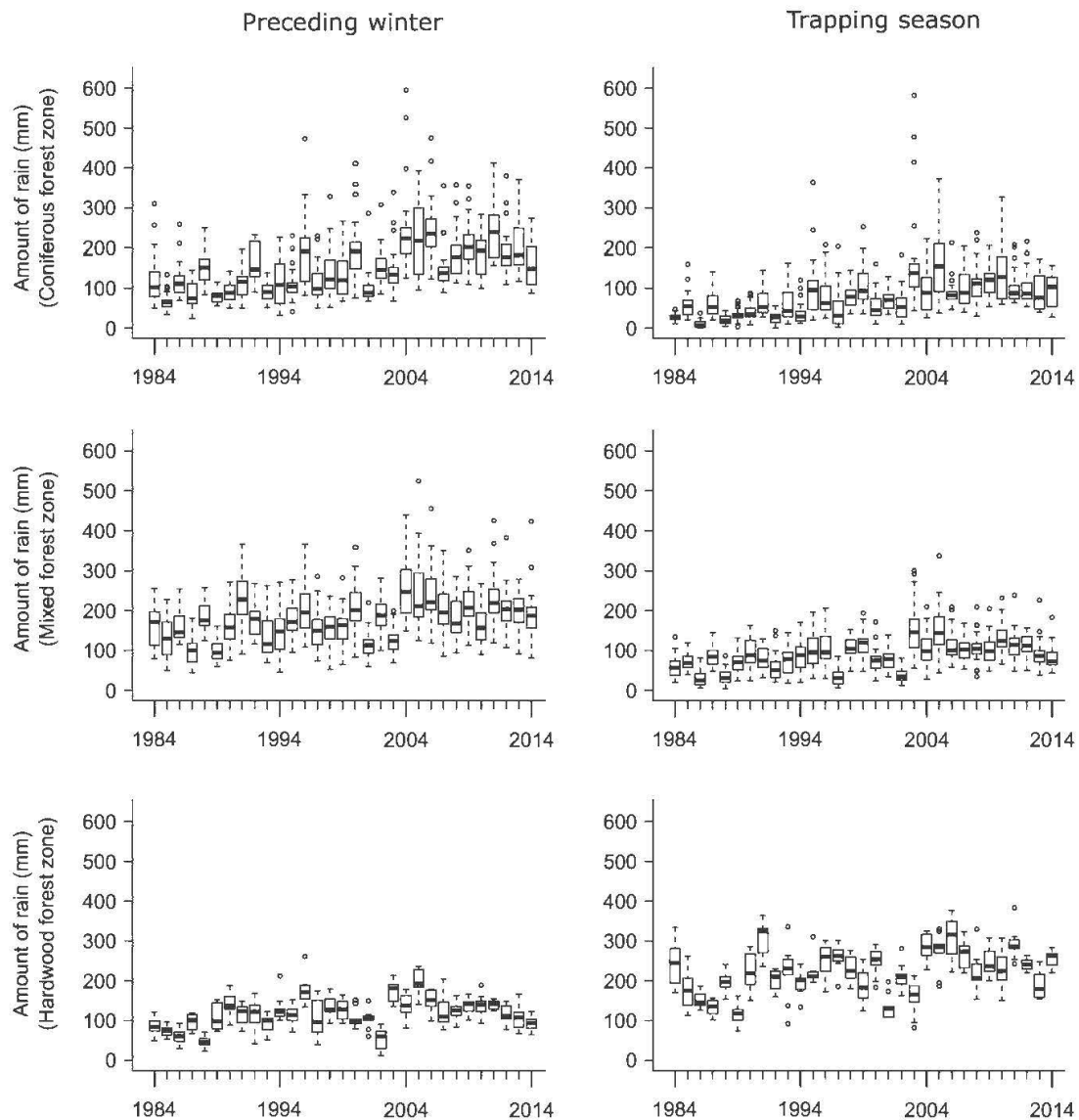


Figure S5 – Variation in the amount of rain falling during the preceding winter (left) and during the trapping season (right) between 1984 and 2014 for fur-bearing animal management units in each of the three forest zones in Quebec, Canada: coniferous (top), mixed (middle) and hardwood (bottom). Boxes represent the 1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup> quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance.

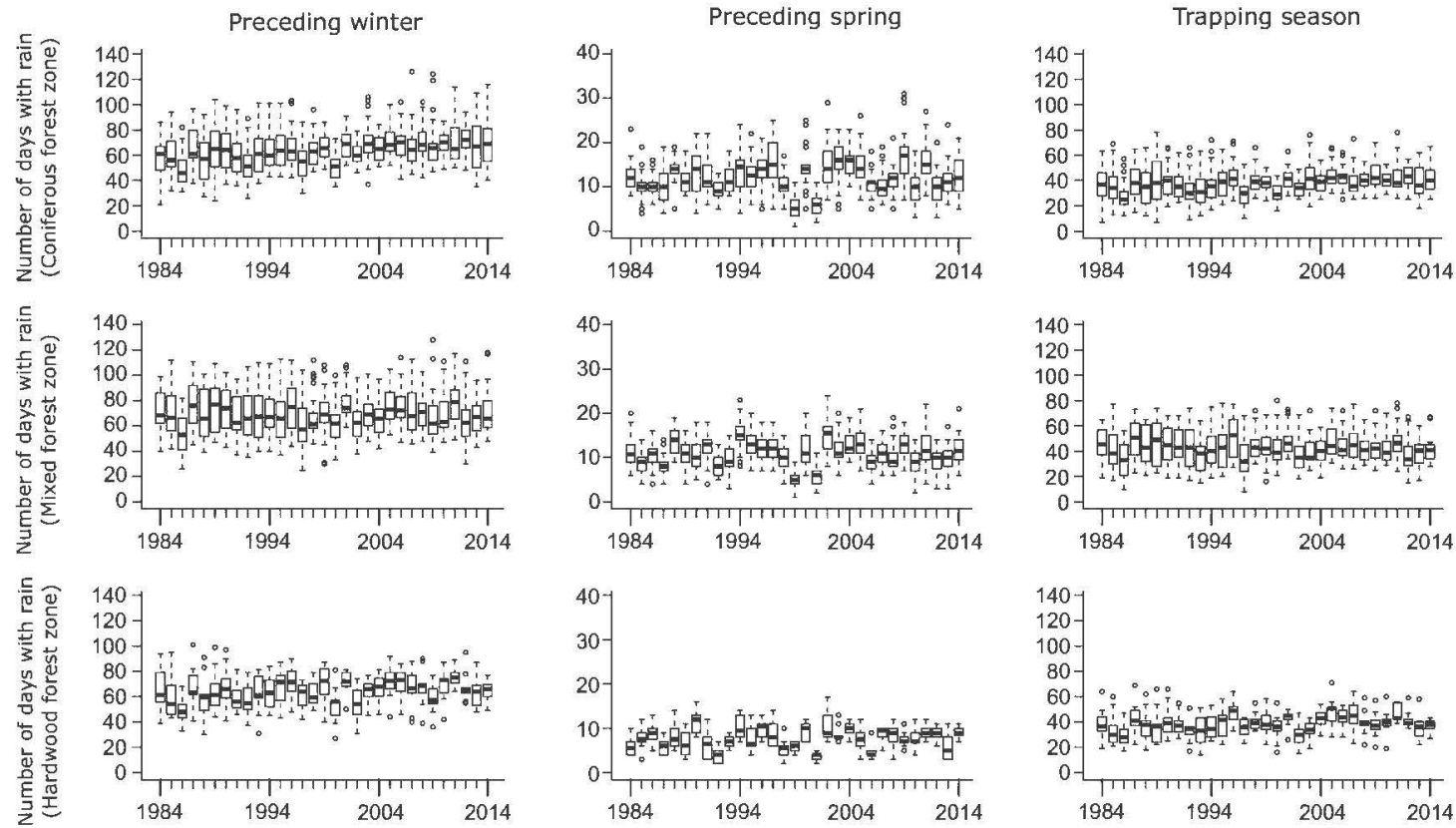


Figure S6 - Variation in the number of days with rain during the preceding winter (left), during the cold days of the preceding spring (center), and during the trapping season (right) between 1984 and 2014 for fur-bearing animal management units in each the three forest zones in Quebec, Canada: coniferous (top), mixed (middle) and hardwood (bottom). Boxes represent the 1st and 3rd quartiles (interquartile distance), while the horizontal line within the box is the median. Lower and upper whiskers represent scores outside the middle 50%. Open circles are outliers beyond 1.5 times the interquartile distance.



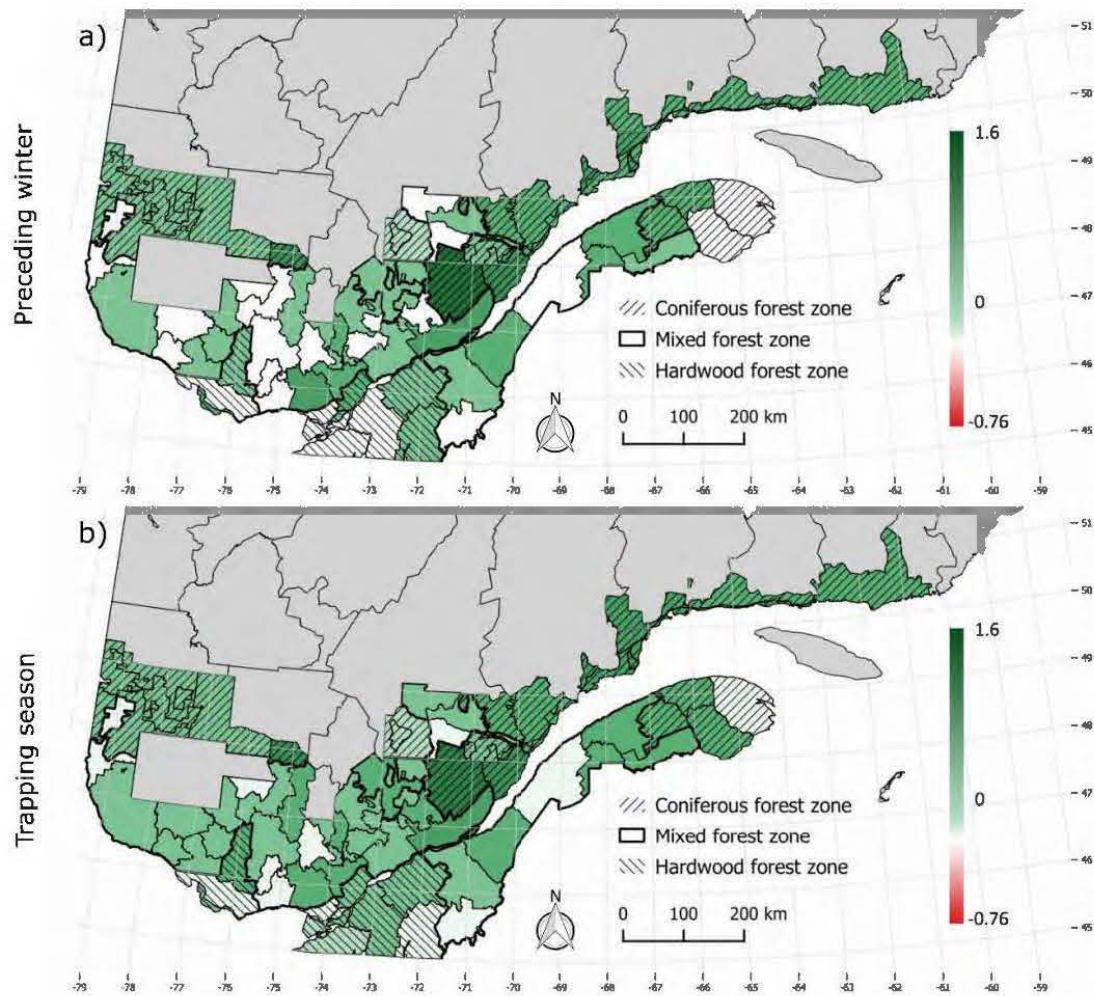


Figure S7 - Slope estimates of linear regressions representing temporal changes of the total amount of rain falling during the preceding winter (top) and during the trapping season (bottom) in Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Variables have previously been standardized. Fur-bearing animal management units (FAMUs) with no significant effect of year are shown in white (95 % CI included 0). FAMUs shown in gray were not included in the analyses.

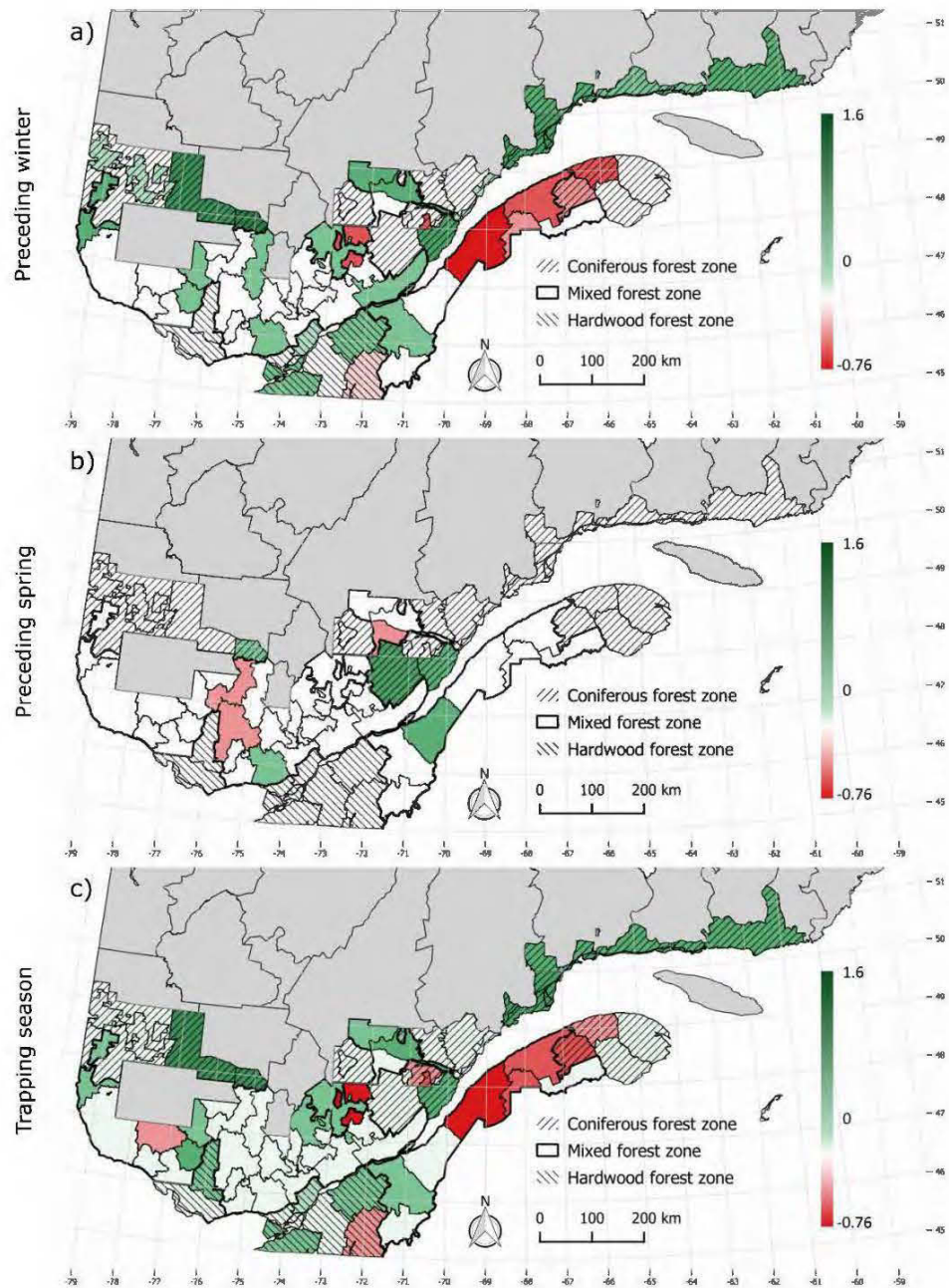


Figure S8 - Slope estimates of linear regressions representing temporal changes of the number of rainy days during the preceding winter (top), the preceding spring (middle) and during the trapping season (bottom) in Quebec, Canada, between 1984 and 2014. Variables have previously been standardized. Fur-bearing animal management units (FAMUs) with no significant effect of year are shown in white (95 % CI included 0). FAMUs shown in gray were not included in the analyses.

## RÉFÉRENCES

- Adams, E.S. (2001). Approaches to the study of territory size and shape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 277-303. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114034
- Allen, A.W. (1983). *Habitat suitability index models: fisher*. United States Fish and Wildlife Service Biological Report 82 (10.45).
- Amarasekare, P. (2003). Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecology Letters*, 6, 1109-1122. doi : 10.1046/j.1461-0248.2003.00530.x
- Andr n, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71(3), 355-366. doi:10.2307/3545823
- Angers, V.A., Messier, C., Beaudet, M. et Leduc, A. (2005). Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*, 217(2), 275-293. doi: 10.1016/j.foreco.2005.06.008
- Angers, V.-A. (2009). *L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Gouvrenement du Québec.
- Arthur, S.M., Krohn, W.B. et Gilbert, J.R. (1989). Home range characteristics of adult fishers. *The Journal of Wildlife Management*, 53(3), 674-679. doi: 10.2307/3809196
- Arthur, S.M., Paragi, T.F. et Krohn, W.B. (1993). Dispersal of juvenile fishers in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 57(4), 868-874. doi: 10.2307/3809091

- Asselin, H. (2015). Indigenous forest knowledge. Dans K. Peh, R. Corlett et Y. Bergeron (dir.), *Routledge Handbook of Forest Ecology* (p. 586-596). New York, NY, USA : Routledge.
- Asselin, H. et Basile, S. (2012). Éthique de la recherche avec les Peuples autochtones : qu'en pensent les principaux intéressés? *Éthique publique*, 14(1), 333-345.
- Aubry, K.B., Raley, C.M., Buskirk, S.W., Zielinski, W.J., Schwartz, M.K., Golightly, R.T., ... Yaeger, J.S. (2013). Meta-analyses of habitat selection by fishers at resting sites in the pacific coastal region. *The Journal of Wildlife Management*, 77(5), 965-974. doi: 10.1002/jwmg.563
- Aylward, C.M., Murdoch, J.D., Donovan, T.M., Kilpatrick, C.W., Bernier, C. et Katz, J. (2018). Estimating distribution and connectivity of recolonizing American marten in the northeastern United States using expert elicitation techniques. *Animal Conservation*. doi:10.1111/acv.12417
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. et Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi: 10.18637/jss.v067.i01
- Becker, E.F. (1991). A terrestrial furbearer estimator based on probability sampling. *The Journal of Wildlife Management*, 55, 730-737. doi: 10.2307/3809525
- Beese, W.J., Dunsworth, B.G., Zielke, K. et Bancroft, B. (2003). Maintaining attributes of old-growth forests in coastal B.C. through variable retention. *The Forestry Chronicle*, 79(3), 570-578. doi: 10.5558/tfc79570-3
- Bélangier, L., St-Hilaire, G. et Deshaies, M.-E. (2012). *Proposition d'espèces focales en appui à l'aménagement écosystémique et faunique de la réserve faunique des Laurentides (RFL)*. Rapport présenté à la Fondation de la faune du Québec (FFQ) dans le cadre du projet Aménagement écosystémique et aménagement des habitats fauniques de la réserve faunique des Laurentides (RFL). Nature Québec, QC.
- Bélisle, A.C., Asselin, H., LeBlanc, P. et Gauthier, S. (2018). Local knowledge in ecological modeling. *Ecology and Society*, 23(2). doi: 10.5751/ES-09949-230214
- Bergeron, Y., Flannigan, M., Gauthier, S., Leduc, A. et Lefort, P. (2004). Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for

sustainable forest management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33(6), 356-360. doi: 10.1579/0044-7447-33.6.356

- Bergeron, Y., Cyr, D., Drever, C.R., Flannigan, M., Gauthier, S., Kneeshaw, D., ... Logan, K. (2006). Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11), 2737-2744. doi: 10.1139/x06-177
- Bergeron, Y., Cyr, D., Girardin, M.P. et Carcaillet, C. (2010). Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. *International Journal of Wildland Fire*, 19, 1127-1139. doi: 10.1071/WF09092
- Berkes, F., Colding, J. et Folke, C. (2000). Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications*, 10(5), 1251-1262. doi: 10.1890/1051-0761(2000)010[1251:ROTEKA]2.0.CO;2
- Berkes, F. (2008). *Sacred ecology: traditional ecological knowledge and resource management* (2e ed.). New York, NY: Routledge.
- Berkes, F. et Berkes, M.K. (2009). Ecological complexity, fuzzy logic, and holism in indigenous knowledge. *Futures*, 41, 6-12. doi : 10.1016/j.futures.2008.07.003
- Berteaux, D., Gauthier, G., Domine, F., Ims, R.A., Lamoureux, S.F., Lévesque, E. et Yoccoz, N. (2017). Effects of changing permafrost and snow conditions on tundra wildlife: critical places and times. *Arctic Science*, 3(2), 65-90. doi: 10.1139/as-2016-0023
- Bertrand, P., Bowman, J., Dyer, R.J., Manseau, M. et Wilson, P.J. (2017). Sex-specific graphs: Relating group-specific topology to demographic and landscape data. *Molecular Ecology*, 26, 3898-3912. doi : 10.1111/mec.14174
- Bissonette, J.A., Harrison, D.J., Hargis, C.D. et Chapin, T.G. (1997). The influence of spatial scale and scale-sensitive properties on habitat selection by American marten. Dans J. A. Bissonette (dir.), *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale* (p. 368-385). New York, NY : Springer New York.

- Boisjoly, D., Ouellet, J.-P. et Courtois, R. (2010). Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. *Journal of Wildlife Management*, 74(1), 3-11. doi: 10.2193/2008-149.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. (2006). Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology*, 87, 2319-2329. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[2319:FDASSB]2.0.CO;2.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. (2008). Ecosystem management based on large-scale disturbance pulses: a case study from sub-boreal forests of western Quebec (Canada). *Forest Ecology and Management*, 256(10), 1734-1742. doi: 10.1016/j.foreco.2008.05.044
- Bouchard, M., Déry, S., Jacqmain, H., Jetté, J.-P. et Leblanc, M. (2010). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie 1 - Analyse des enjeux (version préliminaire 1.0)*. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, QC.
- Boucher, Y., Arseneault, D., Sirois, L. et Blais, L. (2009). Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology*, 24(2), 171-184. doi: 10.1007/s10980-008-9294-8
- Boucher, D., Gauthier, S., Noël, J., Greene, D.F. et Bergeron, Y. (2014). Salvage logging affects early post-fire tree composition in Canadian boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 325, 118-127. doi: 10.1016/j.foreco.2014.04.002
- Boulet, B. 2015. *Le portrait de la forêt feuillue et mixte à feuillus durs au Québec – Survol historique*. Document d'information. Bureau du forestier en chef. Québec, QC.
- Boutin, S. et Hebert, D. (2002). Landscape ecology and forest management: developing an effective partnership. *Ecological Applications*, 12(2), 390-397. doi: 10.1890/1051-0761(2002)012[0390:LEAFMD]2.0.CO;2
- Bowman, J.C., Sleep, D., Forbes, G.J. et Edwards, M. (2000). The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales. *Forest Ecology and Management*, 129(1-3), 119-124. doi: 10.1016/S0378-1127(99)00152-8

- Bowman, J.C., Donovan, D. et Rosatte, R.C. (2006). Numerical response of fishers to synchronous prey dynamics. *Journal of Mammalogy*, 87(3), 480-484. doi: 10.1644/05-MAMM-A-202R2.1
- Bowman, J., Phoenix, R.D., Sugar, A., Neil Dawson, F. et Holborn, G. (2008). Spatial and temporal dynamics of small mammals at a regional scale in canadian boreal forest. *Journal of Mammalogy*, 89(2), 381-387. doi: 10.1644/07-MAMM-A-147R1.1
- Bridger, M.C., Johnson, C.J. et Gillingham, M.P. (2016). Assessing cumulative impacts of forest development on the distribution of furbearers using expert-based habitat modeling. *Ecological Applications*, 26(2), 499-514. doi: 10.1890/15-0555
- Bridger, M.C., Johnson, C.J. et Gillingham, M.P. (2017). Working with experts to quantify changes in the abundance of furbearers following rapid and large-scale forest harvesting. *Forest Ecology and Management*, 402, 194-203. doi: 10.1016/j.foreco.2017.07.045
- Bujold, F. (2013). *Guide d'intégration des besoins associés aux espèces fauniques dans la planification forestière*. Gouvernement du Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Bull, E.L., Holthausen, R.S. et Bright, L.R. (1992). Comparison of 3 techniques to monitor marten. *Wildlife Society Bulletin*, 20(4), 406-410.
- Burnham, K.P. et Anderson, D.R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: a practical information-theoretic approach* (2e éd.). New York, NY : Springer.
- Burns, R. M. et Honkala, B. H. (1990). *Silvics of North America. Volume 1. Conifer / Volume 2. Hardwood*. Agriculture Handbook 654. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service.
- Burton, A.C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E. et Boutin, S. (2015). REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675-685. doi: doi:10.1111/1365-2664.12432
- Buskirk, S.W. et Harlow, H.J. (1989). Body-Fat Dynamics of the American Marten (*Martes americana*) in Winter. *Journal of Mammalogy*, 70(1), 191-193. doi: 10.2307/1381687

- Buskirk, S.W., Harlow, H.J. et Forest, S.C. (1988). Temperature regulation in American marten (*Martes americana*) in winter. *National Geographic Research* 4, 208-218.
- Buskirk, S.W. (1992). Conserving circumpolar forests for martens and fishers. *Conservation Biology*, 6(3), 318-320. doi: 10.1046/j.1523-1739.1992.06030318.x
- Buskirk, S.W. et Powell, R.A. (1994). Habitat ecology of fishers and American martens. Dans S.W. Buskirk, A.S. Harestad, M.G. Raphael, et R.A. Powell (dir.). *Biology and conservation of martens, sables and fishers* (p. 283-296). Ithica, NY, Cornell Univesity Press.
- Buskirk, S.W. et Ruggiero, L.F. (1994). American marten. Dans L.F. Ruggiero, K.B. Aubry, S.W. Buskirk, L.J. Lyon et W.J. Zielinski (dir.), *The scientific basis for conserving forest carnivores: American marten, fisher, lynx, and wolverine in the Western United States* (p. 38-73). Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Butler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. et Shkaepper, R. (2004). Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal sub-alpine forest. *Biology Conservation*, 119(3), 305-319. doi: 10.1016/j.biocon.2003.11.014
- Caduto, M.J. et Bruchac, J. (1988). How fisher went to the skyland: the origin of the big dipper. Dans *Keepers of the Earth: Native american stories and environmental activities for children* (p. 117-125).
- Callaghan, T.V. et Johansson, M. (2015). Chapter 5 - Snow, Ice, and the Biosphere. Dans Shroder, J. F., Haeberli, W. et Whiteman, C. (dir.), *Snow and Ice-Related Hazards, Risks and Disasters* (p. 139-165). Boston, MA : Academic Press.
- Carr, D., Bowman, J., Kyle, C.J., Tully, S.M., Koen, E.L., Robitaille, J.-F. et Wilson, P.J. (2007a). Rapid homogenization of multiple sources: genetic structure of a recolonizing population of fishers. *Journal of Wildlife Management*, 71(6), 1853-1861. doi: 10.2193/2006-274
- Carr, D., Bowman, J. et J. Wilson, P. (2007b). Density-dependent dispersal suggests a genetic measure of habitat suitability. *Oikos*, 116(4), 629-635. doi: 10.1111/j.0030-1299.2007.15568.x
- Carroll, C. (2007). Interacting effects of climate change, landscape conversion, and harvest on carnivore populations at the range margin: marten and lynx in the



- Northern Appalachians. *Conservation Biology*, 21(4), 1092-1104. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00719.x
- Chapin, T.G., Hanison, D.J. et Phillips, D.M. (1997). Seasonal habitat selection by marten in an untrapped forest preserve. *Journal of Wildlife Management*, 61, 707-717.
- Chapin, T.G., Harrison, D.J. et Katnik, D.D. (1998). Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology*, 12(6), 1327-1337. doi: 10.1111/j.1523-1739.1998.96227.x
- Cheveau, M., Drapeau, P., Imbeau, L. et Bergeron, Y. (2004). Owl winter irruptions as an indicator of small mammal population cycles in the boreal forest of eastern North America. *Oikos*, 107(1), 190-198. doi: 10.1111/j.0030-1299.2004.13285.x
- Cheveau, M., Imbeau, L., Drapeau, D. et Bélanger, L. (2008). Current status and future directions of traditional ecological knowledge in forest management: a review. *The Forestry Chronicle*, 84, 231-243. doi : 10.5558/tfc84231-2
- Cheveau, M. (2010). *Effets multiscalaires de la fragmentation de la forêt par l'aménagement forestier sur la martre d'Amérique en forêt boréale de l'est du Canada*. (Thèse de doctorat). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Cheveau, M., Imbeau, L., Drapeau, D. et Bélanger, L. (2013). Marten space use and habitat selection in managed coniferous boreal forests of eastern Canada. *The Journal of Wildlife Management*, 77(4), 749-760. doi : 10.1002/jwmg.511
- Cheveau, M. et Dussault, C. (2013). *Guide d'utilisation des modèles de qualité de l'habitat*. Gouvernement du Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats.
- Cheveau, M. (2015). *Démarche ayant mené à la sélection des espèces sensibles à l'aménagement forestier d'intérêt provincial*. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats.
- Cobb, E.W. (2000). *Physical condition of American martens, Martes americana, from two forest regions in northeastern Ontario*. (Mémoire de maîtrise). Laurentian University Sudbury, ON, Canada.

- Coffin, K.W., Kujala, Q.J., Douglass, R.J. et Irby, L.R. (1997). Interactions among marten prey availability, vulnerability, and habitat structure. Dans G. Proulx, H.N. Bryant et P.M. Woodard (dir.), *Martes: Taxonomy, ecology, techniques, and management* (p. 199-210). Edmonton, AB : The Provincial Museum of Alberta.
- Corn, J.G. et Raphael, M.G. (1992). Habitat characteristics at marten subnivean access sites. *Journal of Wildlife Management*, 56(3), 442-448. doi: 10.2307/3808856
- Crête, M. et Larivière, S. (2003). Estimating the costs of locomotion in snow for coyotes. *Canadian Journal of Zoology*, 81(11), 1808-1814. doi: 10.1139/z03-182
- Crites, S. et Dale, M. (1998). Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Canadian Journal of Botany*, 76(4), 641-651. doi: 10.1139/b98-030
- Croose, E., Bled, F., Fowler, N. L., Beyer Jr, D. E. et Belant, J. L. (2019). American marten and fisher do not segregate in space and time during winter in a mixed - forest system. *Ecology and Evolution*. doi:10.1002/ece3.5097
- Cumberland, R.E., Dempsey, J.A. et Forbes, G.J. (2001). Should diet be based on biomass? Importance of larger prey to the American marten. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 1125-1130. Doi: 10.2307/3784135
- Cutler, T.L. et Swann, D.E. (1999). Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin*, 27, 571-581. doi 10.2307/3784076
- Cyr, D., Gauthier, S., Bergeron, Y. et Carcaillet, C. (2009). Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 519-524. doi : 10.1890/080088
- Daigle, J.J., Muth, R.M., Dwick, R.R. et Glass, R.J. (1998). Sociocultural dimensions of trapping: a factor analysis study of trappers in six northeastern states. *Wildlife Society Bulletin*, 26, 614-625.
- Dannevrolles, V., Arseneault, D. et Bergeron, Y. (2016). Long-term compositional changes following partial disturbance revealed by the resurvey of logging

- concession limits in the northern temperate forest of eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(7), 943-949. doi: 10.1139/cjfr-2016-0047
- Davis, A. et Wagner, J.R. (2003). Who Knows? On the Importance of Identifying “Experts” When Researching Local Ecological Knowledge. *Human Ecology*, 31(3), 463-489.
- De Bondi, N., White, J.G., Stevens, M. et Cooke, R. (2010). A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities. *Wildlife Research*, 37(6), 456-465. doi :10.1071/WR10046
- Deschenaux, F. (2007). *Guide d'introduction au logiciel QSR Nvivo 7*. Association pour la recherche qualitative. Trois-Rivières, QC.
- Després, T., Asselin, H., Doyon, F., Drobyshev, I. et Bergeron, Y. (2017). Gap dynamics of late successional sugar maple-yellow birch forests at their northern range limit. *Journal of Vegetation Science*, 28, 368-378. doi: 10.1111/jvs.12480
- Després-Einspenner, M.-L., Howe, E.J., Drapeau, P. et Köhl, H.S. (2017). An empirical evaluation of camera trapping and spatially explicit capture-recapture models for estimating chimpanzee density. *American Journal of Primatology*, 79(7). doi: doi:10.1002/ajp.22647
- Domine, F., Gauthier, G., Vionnet, V., Fauteux, D., Dumont, M. et Barrere, M. (2018). Snow physical properties may be a significant determinant of lemming population dynamics in the high Arctic. *Arctic Science*, 4(4), 813-826. doi: 10.1139/as-2018-0008
- Domon, G., Beaudet, G. et Joly, M. (2000). *Évolution du territoire laurentidien: caractérisation et gestion des paysages*. Montréal, QC : Isabelle Quintin éditeur.
- Domon, G. et Bouchard, A. (2007). The landscape history of Godmanchester (Quebec, Canada): two centuries of shifting relationships between anthropic and biophysical factors. *Landscape Ecology*, 22(8), 1201-1214. doi: 10.1007/s10980-007-9100-z
- Donadio, E. et Buskirk, S. (2006). Diet, morphology, and interspecific killing in carnivora. *The American Naturalist*, 167(4), 524-536. doi: 10.1086/501033

- Dorendorf, R.R., Fix, P.J. et Prugh, L.R. (2016). Motivations of fur trappers in Interior Alaska. *Human Dimensions of Wildlife*. doi: 10.1080/10871209.2016.1193922
- Douglas, C.W. et Strickland, M.A. (1987). Fisher. Dans M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch (dir.), *Wild furbearer management and conservation in North America* (p. 510-529). Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, ON.
- Doyon, F., Gagnon, D. et Giroux, J.-F. (2005). Effects of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in a southwestern Quebec northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 209, 101-116. doi: 10.1016/j.foreco.2005.01.005
- Doyon, F. et Bouffard, D. (2009). *Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise*. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.
- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J.-F., Savard, J.-P.L., Bergeron, Y. et Vickery, W.L. (2000). Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of the boreal mix-wood forests. *Ecological Monographs*, 70(3), 423-444. doi:doi:10.1890/0012-9615(2000)070[0423:LSDACI]2.0.CO;2
- Drapeau, P., Nappi, A., Giroux, J.-F., Leduc, A. et Savard, J.-P.L. (2002). Distribution patterns of birds associated with coarse woody debris in natural and managed eastern boreal forests. Dans B. Laudenslayer, W.F. Laudenslayer, Jr., P.J. Shea, B.E. Valentine, C.P. Weatherspoon et T.E. Lisle (dir.), *Ecology and management of dead wood in western forests* (p. 193-205). General Technical Report PSW-GTR 181. United States Department of Agriculture, Forest Service Pacific Southwest Research Station, Albany, NY.
- Drapeau, P., Leduc, A., Kneeshaw, D.D. et Gauthier, S. (2008). Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessière à mousses. Dans Gauthier, S., Vaillancourt, M. A., Leduc, A., De Grandpre, L., Kneeshaw, D. D., Morin, H., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (dir.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale* (p. 361-392). Québec, QC, Canada : Presses de l'Université du Québec.
- Drapeau, P., Leduc, A. et Bergeron, Y. (2009). Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. Dans Villard, M.-A. et Jonsson, B. G. (dir.), *Setting conservation*

*targets in managed forest landscapes* (p. 129-160). New-York, NY: Cambridge University Press.

- Drapeau, P., Villard, M.-A., Leduc, A. et Hannon, S. (2016). Natural disturbance regimes as templates for the response of bird species assemblages to contemporary forest management. *Diversity and Distributions*, 22(4), 385-399. doi : 10.1111/ddi.12407
- Drever, C.R., Messier, C., Bergeron, Y. et Doyon, F. (2006). Fire and canopy species composition in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Témiscamingue, Québec. *Forest Ecology and Management*, 231(1), 27-37. doi: 10.1016/j.foreco.2006.04.039
- Dumyahn, J. B., Zollner, P. A. et Gilbert, J. H. (2007). Winter Home-range Characteristics of American Marten (*Martes americana*) in Northern Wisconsin. *The American Midland Naturalist*, 158(2), 382-394. doi : 10.1674/0003-0031(2007)158[382:WHCOAM]2.0.CO;2
- Durant, S.M. (1998). Competition refuges and co-existence: an example from Serengeti carnivores. *Journal of Animal Ecology*, 67(3), 370-386. doi: 10.1046/j.1365-2656.1998.00202.x
- ÉcoRessources. (2014). *L'industrie faunique comme moteur économique régional. Une étude ventilant par espèce et par région les retombées économiques engendrées par les chasseurs, les pêcheurs et les piégeurs québécois en 2012. Rapport technique présenté au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.*
- Erb, J., Coy, P. et Sampson, B. (2013). Reproductive ecology of fishers and American martens in Minnesota. Dans Cornicelli, L., Carstensen, M., Grund, M.D., Larson, M.A. et Lawrence, J.S. (dir.), *Summaries of wildlife research findings* (p. 100-109). Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul, MN.
- Erickson, D.W. (1982). Estimating and using furbearer harvest information. Dans Sanderson, G. C. (dir.), *Midwest furbearer management* (p. 53-66). Wichita, KS : Proceedings of the Symposium, 43rd Midwest Fish and Wildlife Conference.
- Eriksson, C.E., Moriarty, K.M., Linnell, M.A. and T. Levi. 2019. Biotic factors influencing the unexpected distribution of a Humboldt marten (*Martes caurina humboldtensis*) population in a young coastal forest. *PLoS ONE*, 14(5). doi:10.1371/journal.pone.0214653

- Fahrig, L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61, 603-610. doi: 10.2307/3802168
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40, 1649-1663. doi: 10.1111/jbi.12130
- FAPAQ (Société de la faune et des parcs du Québec) (2000). *Clé d'évaluation du potentiel d'habitat de la martre d'Amérique (Martes americana)*. Québec, Québec : Gouvernement du Québec, Société de la faune et des parcs du Québec.
- Fauteux, D., Mazerolle, M.J., Imbeau, L. et Drapeau, P. (2013). Site occupancy and spatial co-occurrence of boreal small mammals are favoured by late-decay woody debris. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(5), 419-427. doi: 10.1139/cjfr-2012-0397
- Fauteux, D., Cheveau, M., Imbeau, L. et Drapeau, P. (2015). Cyclic dynamics of a boreal southern red-backed vole population in northwestern Quebec. *Journal of Mammalogy*, 96(3), 573-578. doi: 10.1093/jmammal/gyv062
- Fedriani, J.M., Fuller, T.K., Sauvajot, R.M. et York, E.C. (2000). Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia*, 125(2), 258-270. doi: 10.1007/s004420000448
- Fisher, J.T., Anholt, B. et Volpe, J.P. (2011). Body mass explains characteristic scales of habitat selection in terrestrial mammals. *Ecology and Evolution*, 1(4), 517-528. doi: 10.1002/ece3.45
- Fisher, J.T., Anholt, B., Bradbury, S., Wheatley, M. et Volpe, J.P. (2013). Spatial segregation of sympatric marten and fishers: the influence of landscapes and species-scapes. *Ecography*, 36(2), 240-248. doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.07556.x
- Fisher, J.T. et Bradbury, S. (2014). A multi-method hierarchical modeling approach to quantifying bias in occupancy from noninvasive genetic tagging studies. *The Journal of Wildlife Management*, 78(6), 1087-1095. doi: 10.1002/jwmg.750

- Flynn, R.W. et Schumacher, T.V. (2009). Temporal changes in population dynamics of American martens. *The Journal of Wildlife Management*, 73(8), 1269-1281. doi: doi:10.2193/2008-169
- Fraser, D.J., Coon, T., Prince, M.R., Dion, R. et Bernatchez, L. (2006). Integrating traditional and evolutionary knowledge in biodiversity conservation: a population level case study. *Ecology and Society*, 11(2): 4. Récupéré de <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art4>
- Fridman, J. et Walheim, M. (2000). Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 131, 23-36. doi: 10.1016/S0378-1127(99)00208-X
- FSC. (2004). *National Boreal Standard*. Forest Stewardship Council Canada Working Group.
- Fuller, A.K., et Harrison, D.J. (2005). Influence of partial timber harvesting on american martens in north-central Maine. *Journal of Wildlife Management*, 69, 710-722. doi:10.2193/0022-541X(2005)069[0710:IOPTHO]2.0.CO;2
- Fuller, A.K., Linden, D.W. et Royle, J.A. (2016). Management decision making for fisher populations informed by occupancy modeling. *The Journal of Wildlife Management*, 80(5), 794-802. doi: 10.1002/jwmg.21077
- Gagnon, C.A. et Berteaux, D. (2009). Integrating traditional ecological knowledge and ecological science: a question of scale. *Ecology and Society*, 14(2): 19. Récupéré de <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art19/>
- Gallant, D., Gauvin, L.Y., Berteaux, D. et Lecomte, N. (2016). The importance of data mining for conservation science: a case study on the wolverine. *Biodiversity and Conservation*, 25(13), 2629-2639. doi: 10.1007/s10531-016-1188-5
- Gamborg, C., Parsons, R., Puri, R.K. et Sandøe, P. (2012). Ethics and research methodologies for the study of traditional forest-related knowledge. Dans Parrotta, J. A. et Trosper, R. L. (dir.), *Traditional forest-related knowledge: sustaining communities, ecosystems and biocultural diversity* (p. 535-562) : World Forest XII, IUFRO, The Christensen Fund & Springer.
- Garibaldi, A. et Turner, N. (2004). Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and Society*, 9(3), 1-18. doi: 10.5751/ES-00669-090301

- Garroway, C.J., Bowman, J. et Wilson, P.J. (2011). Using a genetic network to parameterize a landscape resistance surface for fishers, *Martes pennanti*. *Molecular Ecology* 20(19), 3978-3988. doi: 10.1111/j.1365-294X.2011.05243.x
- Garshelis, D. (2000). Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. Dans Boitani, L. et Fuller, T. K. (dir.), *Research techniques in animal ecology: Controversies and consequences* (p. 111-164). New York, NY : Columbia University Press.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., Grandpré, L.D., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (2008). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Québec, QC : Les Presses de l'Université du Québec.
- Gese, E.M. (2001). Monitoring of terrestrial carnivore populations. Dans Gittleman, J. L., Funk, S. M., MacDonald, D. W. et Wayne, R. K. (dir.), *Carnivore conservation* (p. 372-396) : Cambridge University Press & The Zoological Society of London.
- Gess, S.W., Ellington, E.H., Dzialak, M.R., Duchamp, J.E., Lovallo, M. et Larkin, J.L. (2013). Rest-site selection by fishers (*Martes pennanti*) in the eastern deciduous forest. *Wildlife Society Bulletin*, 37(4), 805-814. doi: 10.1002/wsb.300
- Gilbert, J.H., Wright, J.L., Lauten, D.L. et Probst, J.R. (1997). Den and rest-site characteristics of American marten and fisher in northern Wisconsin. Dans Proulx, G., Bryant, H.N. et Woodard, P.M. (dir.), *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management* (p. 135-145). Edmonton, AB : Provincial Museum of Alberta.
- Gilbert, J.H., Powell, R., McCann, N., Zollner, P. et Aldred, T. (2017). Habitat use by fishers and martens in mixed Laurentian forests of the southern Lake Superior region. Dans Zalewski, A., Wierzbowska, I., Aubry, K. B., Birks, J. D. S., O'Mahony, D. T. et Proulx, G. (dir.), *The Martes Complex in the 21st century: ecology and conservation*. Poland : Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences.
- Giuliano, W.M., Litvaitis, J.A. et Stevens, C.L. (1989). Prey selection in relation to sexual dimorphism of fishers (*Martes pennanti*) in New Hampshire. *Journal of Mammalogy*, 70, 639-641. doi: 10.2307/1381440



- Godbout, G. et Ouellet, J.-P. (2008). Habitat selection of American marten in a logged landscape at the southern fringe of the boreal forest, *Écoscience*, 15:3, 332-342, doi: 10.2980/15-3-3091
- Golding, J.D., Schwartz, M.K., McKelvey, K.S., Squires, J.R., Jackson, S.D., Staab, C. et Sadak, R. B. (2018). *Multispecies mesocarnivore monitoring: USDA Forest Service multiregional monitoring approach*. General technical Report RMRS-GTR-388. Fort Collins, Colorado: United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Gompper, M.E., Kays, R.W., Ray, J.C., LaPoint, S.D., Bogan, D.A. et Cryan, J.R. (2006). A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin*, 34(4), 1142-1151. doi: doi:10.2193/0091-7648(2006)34[1142:ACONTT]2.0.CO;2
- Gompper, M.E., Lesmeister, D.B., Ray, J.C., Malcolm, J.R. et Kays, R. (2016). Differential habitat use or intraguild interactions: what structures a carnivore community? *PLOS ONE*, 11(1), e0146055. doi: 10.1371/journal.pone.0146055
- Goodman, L.A. (1961). Snowball sampling. *Annals of Mathematical Statistics*, 32(1), 148–170.
- Gouvernement du Québec (2019). Normales climatiques 1981-2010; Climat du Québec. Ressource disponible en ligne sur : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/climat-qc.htm> [dernier accès le 5 mars 2019].
- Graham, R.W. et Grimm, E.C. (1990). Effects of global climate change on the patterns of terrestrial biological communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 5(9), 289-292. doi: 10.1016/0169-5347(90)90083-p
- Green, R.E. (2017). *Reproductive ecology of the fisher (Pekania pennanti) in the Southern Sierra Nevada: an assessment of reproductive parameters and forest habitat used by denning females* University of California, Davis, Ca. PhD.
- Grenier, D., Bergeron, Y., Kneeshaw, D. et Gauthier, S. (2005). Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(3), 656-666. doi: 10.1139/X05-005
- Grenon, F., Jetté, J.-P. et Leblanc, M. (2010). *Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec. Module 1 : Fondements et démarche de la mise en œuvre*. Québec, QC, Centre d'enseignement et de

recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.

- Grier, J.W. (1982). Ban of DDT and subsequent recovery of reproduction in Bald Eagles. *Science*, 218, 1232-1235. doi: 10.1126/science.7146905
- Grondin, P., Gauthier, S., Poirier, V., Tardif, P., Boucher, Y., et Bergeron, Y. (2018). Have some landscapes in the eastern Canadian boreal forest moved beyond their natural range of variability? *Forest Ecosystems*, 5(1). doi:10.1186/s40663-018-0148-9
- Hairston, N., Smith, F. et Slobodkin, L. (1960). Community structure, population control and competition. *American Naturalist*, 94: 421–425.
- Hall, L.S., Krausman, P.R. et Morrison, M.L. (1997). The habitat concept and a plea for standard technology. *Wildlife Society Bulletin*, 25(1), 173-182.
- Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å., Oksanen, T. et Schneider, M. (2004). Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. *Oikos*, 106: 85–92. doi : 10.1111/j.0030-1299.2004.13029.x
- Hély, C., Bergeron, Y. et Flannigan, M.D. (2000). Coarse woody debris in the southeastern Canadian boreal forest: composition and load variations in relation to stand replacement. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(5), 674-687. doi: 10.1139/x99-256
- Hiller, T.L., Etter, D.R., Belant, J.L. et Tyre, A.J. (2011). Factors affecting harvests of fishers and American martens in northern Michigan. *The Journal of Wildlife Management*, 75, 1399-1405. doi: 10.1002/jwmg.v75.6
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1-23. doi : 10.1146/annurev.es.04.110173.000245
- Holt, R.D. (1984). Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *The American Naturalist*, 124(3), 377-406. doi:doi:10.1086/284280
- Hopkinson, C., Sitar, M., Chasmer, L. et Treitz, P. (2004). Mapping snowpack depth beneath forest canopies using airborne lidar. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(3), 323-330. doi: 10.14358/PERS.70.3.323

- Hunter, M.L.J. (1990). *Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Hunter, J. et Caro, T. (2008). Interspecific competition and predation in American carnivore families. *Ethology Ecology & Evolution*, 20(4), 295-324. doi : 10.1080/08927014.2008.9522514
- Huntington, H. (2000). Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecological Applications*, 10(5), 1270-1274. doi:10.2307/2641282
- IFC. (2006). *Sustainable forest management for timber, furbearer and forest biodiversity : a guide for trappers, furbearer and forest managers*. (ISSN 0 662 42938-9). Ottawa, ON : Institut de la fourrure du Canada.
- IFC. (2016). *Statistiques de production de fourrures sauvages 2010-2011 à 2014-2015*. Institut de la fourrure du Canada. Récupéré de : <https://fur.ca/> [Dernier accès le 21 novembre 2016]
- Imbeau, L., Mönkkönen, M. et Desrochers, A. (2001). Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology*, 15(4), 1151-1162. doi: 10.1046/j.1523-1739.2001.0150041151.x
- IPCC (2018): Global warming of 1.5°C. An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H. O., Roberts, D. , Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J. B. R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M. I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M. et T. Waterfield (dir.). Geneva, Switzerland : World Meteorological Organization.
- Jacqmain, H., Bélanger, L., Hilton, S., et L. Bouthillier. 2007. Bridging native and scientific observations of snowshoe hare habitat restoration after clearcutting to set wildlife habitat management guidelines on Waswanipi Cree land. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(3), 530–539. doi:10.1139/X06-252.
- Jensen, P.G. (2012). *Ecology of American martens in Northern hardwood forests: Resource pulses and resource selection across temporal and spatial scales*. (Thèse de doctorat). Montréal, QC, McGill University.

- Jensen, P.G., Demers, C.L., McNulty, S.A., Jakubas, W.J. et Humphries, M.M. (2012). Marten and fisher responses to fluctuations in prey populations and mast crops in the northern hardwood forest. *Journal of Wildlife Management*, 76(3), 489-502. doi: 10.1002/jwmg.322
- Jensen, P.G. et Humphries, M.M. (2019). Abiotic conditions mediate intraguild interactions between mammalian carnivores. *Journal of Animal Ecology*. doi:10.1111/1365-2656.13024
- Jetté, J.-P., Leblanc, M., Bouchard, M. et Villeneuve, N. (2013a). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie I – Analyse des enjeux*. Québec, QC : Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers.
- Jetté, J.-P., Leblanc, M., Bouchard, M., Déry, S et Villeneuve, N. (2013b). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux*. Québec, QC : Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers.
- Jobin, B., Beaulieu, J., Grenier, M., Bélanger, L., Maisonneuve, C., Bordage, D. et Filion, B. (2003). Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 18(6), 575-590. doi: 10.1023/a:1026047625427
- Johnson, D.H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1), 65-71.
- Johnson, C.A. (2008). *Mammalian dispersal and its fitness correlates*. (Thèse de doctorat). University of Guelph.
- Johnson, C.J. (2011). Regulating and planning for cumulative effects: the Canadian experience. Dans P.R. Krausman et L.K. Harris (dir.), *Cumulative effects in wildlife management: impact mitigation* (p. 29-46). Boca Raton, FL : CRC Press.
- Jones, J.L. (1991). *Habitat use of fishers in northcentral Idaho* (Mémoire de maîtrise). University of Idaho.
- Jones, J.L., Garton, E.O., 1994. Selection of successional stages by fishers in North-Central Idaho. Dans S.W. Buskirk, A.S. Harestad, M.G. Raphael et R.A. Powell

- (dir.), *Biology and conservation of martens, sables and fishers* (p. 377-387). Ithica, NY: Cornell University Press.
- Joshi, L., Arévalo, L., Luque, N., Alegre, J. et Sinclair, F. (2004, March 17–20, 2004). Local ecological knowledge in natural resource management. Proceedings, bridging scales and epistemologies: linking local knowledge and global science in multi-scale assessments. Alexandria, Egypt.
- Joyce, M., Erb, J., Sampson, B. et Moen, R. (2016). *Using lidar data to quantify forest structural habitat variables important to fishers and martens*. State of Minnesota, Department of natural resources. Récupéré de [https://files.dnr.state.mn.us/wildlife/research/summaries/forest/2016\\_fisher-marten.pdf](https://files.dnr.state.mn.us/wildlife/research/summaries/forest/2016_fisher-marten.pdf)
- Karniski, N. 2014. *The effects of snow on American martens (Martes americana) and fishers (Martes pennanti) in the Adirondack Mountains of New York*. (Mémoire de maîtrise). State University of New York.
- Kawaguchi, T., Desrochers, A. et Bastien, H. (2015). Snow tracking and trapping harvest as reliable sources for inferring abundance: a 9-year comparison. *Northeastern Naturalist*, 22(4), 798-811. doi: 10.1656/045.022.0413
- Kilpatrick, H.J. et Rego, P.W. (1994). Influence of season, sex, and site availability on fisher (*Martes pennanti*) rest-site selection in the central hardwood forest. *Canadian Journal of Zoology*, 72, 1416-1419. doi: 10.1139/z94-187
- King, C.M. et Moors, P.J. (1979). On co-existence, foraging strategy and the biogeography of weasels and stoats (*Mustela nivalis* and *M. erminea*) in Britain. *Oecologia*, 39(2), 129-150. doi: 10.1007/bf00348064
- Kirk, D.A. et Hyslop, C. (1998). Population status and recent trends in Canadian raptors: a review. *Biological Conservation*, 83, 91-118. doi: [10.1016/S0006-3207\(97\)00051-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00051-7)
- Koen, E.L., Bowman, J., Findlay, C.S. et Zheng, L. (2007). Home range and population density of fishers in eastern Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 71(5), 1484–1493. doi:10.2193/2006-133
- Koepfli, K.P., Dragoo, J. W. et Wang, X. (2017). The evolutionary history and molecular systematics of the Musteloidea. Dans D.W. Macdonald, C. Newman et L.A. Harrington (dir.), *Biology and Conservation of Musteloids*. Oxford: Oxford University Press. doi: 0.1093/oso/9780198759805.001.0001

- Kordas, R.L., Harley, C.D.G. et O'Connor, M.I. (2011). Community ecology in a warming world: The influence of temperature on interspecific interactions in marine systems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1), 218-226. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.029>
- Krohn, W.B., Elowe, K.D. et Boone, R.B. (1995). Relations among fishers, snow, and martens: Development and evaluation of two hypotheses. *The Forestry Chronicle*, 71(1), 97-105. doi: 10.5558/tfc71097-1
- Krohn, W.B., Zielinski, W.J. et Boone, R.B. (1997). Relations among fishers, snow, and martens in California: results from small-scale spatial comparisons. Dans G. Proulx, H.N. Bryant et P.M. Woodard (dir.), *Martes: taxonomy, ecology, techniques and management* (p. 211-232). Proceedings of the Second International Martes Symposium, 12-16 August 1995. Edmonton, AB: Provincial Museum of Alberta.
- Krohn, W. B., Hoving, C., Harrison, D., Phillips, D. et Frost, H. (2005). Martes foot-loading and snowfall patterns in eastern North America: implications to broad-scale distributions and interactions of mesocarnivores. Dans D.J. Harrison, A.K. Fuller et G. Proulx (dir.), *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments* (p. 115-131). Boston, MA: Springer. doi: 10.1007/0-387-22691-5\_5
- Krohn, W.B. (2012). Distribution changes of American martens and fishers in eastern North America, 1699–2001. Dans K.B. Aubry, W.J. Zielinski, M.G. Raphael, G. Proulx et S.W. Buskirk (dir.), *Biology and Conservation of Martens, Sables, and Fishers: a New Synthesis* (p. 58–73). Ithaca, NY : Cornell University Press.
- Kuuluvainen, T. (2009). Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38(6), 309-315. doi: 10.1579/08-A-490.1
- Lambeck, J.L. (1997). Focal Species: a Multi-species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology*, 11, 849-856. doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x
- Lancaster, P.A., Bowman, J. et Pond, B.A. (2008). Fishers, farms, and forests in eastern North America. *Environmental Management*, 42(1), 93-101. doi: 10.1007/s00267-008-9102-x

- Landres, P.B., Verner, J. et Thomas, J.W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2(4), 316-328. doi: 10.1111/j.1523-1739.1988.tb00195.x
- LaPoint, S., Gallery, P., Wikelski, M. et Kays, R. (2013). Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape Ecology*, 28, 1615-1630. doi: 10.1007/s10980-013-9910-0
- LaPoint, S.D., Belant, J.L. et Kays, R.W. (2015). Mesopredator release facilitates range expansion in fisher. *Animal Conservation*, 18(1), 50-61. doi: 10.1111/acv.12138
- Lavoie, M., Renard, A., et Larivière, S. (2019). Timber harvest jeopardize marten persistence in the heart of its range. *Forest Ecology and Management*, 442, 46–52. doi:10.1016/j.foreco.2019.03.060
- Lawler, J.J., Safford, H.D. et Girvetz, E.H. (2012). Martens and fishers in a changing climate. Dans K.B. Aubry, W.J. Zielinski, M.G. Raphael, G. Proulx, et S.W. Buskirk (dir.), *Biology and Conservation of Martens, Sables, and Fishers: a New Synthesis* (p. 371–397). Ithaca, NY : Cornell University Press.
- Lemieux, L., Leboeuf, P. et Berger, J.P. (2015). *Norme de photo-interprétation: quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional*. Québec, QC: Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- Leonard, R. D. 1980. *Winter activity and movements, winter diet and breeding biology of the fisher in southeast Manitoba*. (Mémoire de maîtrise). Winnipeg, MB, University of Manitoba.
- Lesmerises, F., Dussault, C. et St-Laurent, M.-H. (2012). Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 276, 125-131. doi: 10.1016/j.foreco.2012.03.025
- Lessard, G., Blouin, D., Bournival, P. et Boulfroy, E. (2018). *Régénération de chêne rouge dans une érablière de sommet. Suivi après 8 ans de la régénération après ensemencement, plantation et préparation de terrain (UAF 64-52, secteur Brazeau)*. Rapport 2018-10. Sainte-Foy, QC : Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy (CERFO).
- Létourneau, J.-P., Bard, A. et Lambert, J. (2009). *Normes de cartographie écoforestière: troisième inventaire écoforestier*. Québec, QC: Ministère des

Ressources naturelles et de la Faune du Gouvernement du Québec et Forêt Québec.

Levins, R. 1968. *Evolution in changing environments*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

Lewis, J.C., Powell, R.A. et Zielinski, W.J. (2012). Carnivore translocations and conservation: insights from population models and field data for fishers (*Martes pennanti*). *PLoS One*, 7(3), 1-15. doi: 10.1371/journal.pone.0032726

Linden, D.W., Fuller, A.K., Royle, J.A. et Hare, M.P. (2017). Examining the occupancy–density relationship for a low-density carnivore. *Journal of Applied Ecology*, 54, 2043-2052. doi: 10.1111/066662.

Linehan, J., Gross, M. et Finn, J. (1995). Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. *Landscape and Urban Planning*, 33,179-193. doi: 10.1016/0169-2046(94)02017-A

Lodge, D.M. (1993). Species invasions and deletions: community effects and responses to climate and habitat change. Dans P.M. Kareiva, J.G. Kingsolver et R.B. Huey (dir.), *Biotic interactions and global change* (p. 367-387). Sunderland, MA : Sinauer Associates.

Lofroth, E. (1998). The dead wood cycle. Dans J. Voller et S. Harrison (dir.), *Conservation biology principles for forested landscapes* (p. 185-214). Vancouver, BC: UBC Press.

Lomolino, M.V., Riddle, B.R. et Whittaker, R.J. (dir.) (2016). Distributions of species: Ecological Foundations. Dans *Biogeography. Fifth Edition*. Sunderland, MA : Sinauer Associates, Inc.

Logan, T., Charron, I., Chaumont, D. et Houle, D. (2011). *Atlas de scénarios climatiques pour la forêt québécoise*. Ouranos et Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune.

Macdonald, D.W. et Newman, C. (2002). Population dynamics of badgers (*Meles meles*) in Oxfordshire, U.K.: numbers, density and cohort life histories, and a possible role of climate change in population growth. *Journal of Zoology*, 256(1), 121-138. doi: doi:10.1017/S0952836902000158



- MacKenzie, D.I., Bailey, L.L. et Nichols, J.D. (2004). Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73, 546-555. doi : 10.1111/j.0021-8790.2004.00828.x
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. et J.E. Hines (2006). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence* (2e ed.). New York, NY: Academic Press.
- Maher, C.R. et Lott, D.F. (2000). A review of ecological determinants of territoriality within vertebrate species. *The American Midland Naturalist*, 143(1), 1-29. doi: 10.1674/0003-0031(2000)143[0001:AROEDO]2.0.CO;2
- Majcen, Z., Bédard, S. et Godbout, C. (2003). *La forêt feuillue du Québec et la recherche en sylviculture. Note de recherche forestière n° 126*. Sainte-Foy, Québec: Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec.
- Manlick, P.J., Woodford, J.E., Zuckerberg, B. et Pauli, J.N. (2017). Niche compression intensifies competition between reintroduced American martens (*Martes americana*) and fishers (*Pekania pennanti*). *Journal of Mammalogy*, 98(3), 690-702. doi: 10.1093/jmammal/gyx030
- Mazerolle, M.J. (2017). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.1-1*. Récupéré de <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- McCann, N.P., Zollner, P.A. et Gilbert, J.H. (2010). Survival of adult martens in Northern Wisconsin. *The Journal of Wildlife Management*, 74, 1502-1507. doi: 10.1111/j.1937-2817.2010.tb01277.x
- McCann, N.P., Zollner, P.A. et Gilbert, J.H. (2014). Bias in the use of broadscale vegetation data in the analysis of habitat selection. *Journal of Mammalogy*, 95(2), 369-381. doi: 10.1644/13-MAMM-A-110
- McCann, N.P., Zollner, P.A. et Gilbert, J.H. (2018). Activity of fishers at multiple temporal scales. *Journal of Mammalogy*, gyy160-gyy160. doi: 10.1093/jmammal/gyy160
- McCarthy, B.C. et Bailey, R.R. (1994). Distribution and abundance of coarse woody debris in a managed forest landscape of the central Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research*, 24(7), 1317-1329. doi: 10.1139/x94-172

- McLaren, M.A., Thompson, I.D. et Baker, J.A. (1998). Selection of vertebrate wildlife indicators for monitoring sustainable forest management in Ontario. *The Forestry Chronicle*, 74, 241-247.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC : Island Press.
- MER. (1984). *Normes d'inventaire forestier*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'énergie et des ressources, Direction générale des publications gouvernementales.
- MFFP (2015). *Stratégie d'aménagement durable des forêts*. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Récupéré de <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/strategie-amenagement-durable-forets.pdf>
- MFFP. (2016) *Évolution des ventes de permis de chasse, de pêche et de piégeage – Vente de permis de piégeage par catégories*. Récupéré le 11 janvier 2017 de <https://mffp.gouv.qc.ca/le-ministere/etudes-rapports-recherche-statistiques/statistiques-de-chasse-de-piegeage/>
- MFFP (2017). *Manuel de formation sur le piégeage et la gestion des animaux à fourrure*. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs et Fédération des Trappeurs Gestionnaires du Québec.
- MFFP. (2017). *Système d'information sur les animaux à fourrure. Base de données des ventes de fourrures au Québec*. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- MFFP (2018). *Plan de gestion des animaux à fourrure au Québec 2018•2025*. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- Monterroso, P., Rich, L.N., Serronha, A., Ferreras, P. et Alves, P.C. (2014). Efficiency of hair snares and camera traps to survey mesocarnivore populations. *European Journal of Wildlife Research*, 60(2), 279-289. doi: 10.1007/s10344-013-0780-1
- Morelli, T.L., Daly, C., Dobrowski, S.Z., Dulen, D.M., Ebersole, J.L., Jackson, ... Beissinger, S.R. (2016). Managing climate change refugia for climate adaptation. *PLOS ONE*, 11(8), e0159909. doi: 10.1371/journal.pone.0159909

- Moriarty, K.M., Epps, C.W., Betts, M.G., Hance, D.J., Bailey, J.D. et Zielinski, W. J. (2015). Experimental evidence that simplified forest structure interacts with snow cover to influence functional connectivity for Pacific martens. *Landscape Ecology*, 30(10), 1865–1877. doi:10.1007/s10980-015-0216-2
- Moriarty, K.M., Linnell, M.A., Thornton, J.E. et Watts III, G.W. (2018). Seeking efficiency with carnivore survey methods: A case study with elusive martens. *Wildlife Society Bulletin*, 42(3), 403-413. doi: 10.1002/wsb.896
- Morin, H. (1994). Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 24(4), 730-741. doi: 10.1139/x94-097
- Morin, H., Laprise, D., Simard, A.-A. et Amouch, S. (2008). Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'Est de l'Amérique du Nord. Dans Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., Grandpré, L. D., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (dir.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale* (p. 165-192). Québec, QC : Presses de l'Université du Québec.
- Moruzzi, T.L., Fuller, T.K., DeGraaf, R.M., Brooks, R.T. et Li, W. (2002). Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildlife Society Bulletin*, 30(2), 380-386. doi: 10.2307/3784494
- MRN. 2013. *Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture*. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Québec, QC : Les Publications du Québec.
- Mustonen, A. et Nieminen, P. (2012). Ecophysiology of overwintering in northern Martes species. Dans K.B. Aubry, W.J. Zielinski, M.G. Raphael, G. Proulx et S.W. Buskirk (dir.), *Biology and Conservation of Martens, Sables, and Fishers: a New Synthesis* (p. 186-206). Ithaca, NY : Cornell University Press.
- Ndione, P.D. (2014). *Les impacts de la foresterie industrielle sur les activités traditionnelles autochtones en forêt tempérée mixte*. (Thèse de doctorat). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- New York State Department of Environmental Conservation [NYSDEC] (2015). *New York State Fisher Management Plan*. Albany, NY.

- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50. doi: 10.1038/nature14324
- Nitschke, C.R. (2008). The cumulative effects of resource development on biodiversity and ecological integrity in the Peace-Moberly region of Northeast British Columbia, Canada. *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1715-1740. doi: 10.1007/s10531-008-9376-6
- O'Connell, A.F., Nichols, J.D. et Karanth, K.U. (2011). *Camera traps in animal ecology*. New York, NY: Springer. doi: 10.1007/978-4-431-99495-4
- Obbard, M.E., Jones, J.G., Newman, R., Booth, A., Satterthwaite, A.J. et Linscombe, G. (1987). Furbearer harvests in North America. Dans M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch, B (dir.), *Wild furbearer management and conservation in North America*. (p. 1007-1034). Toronto, ON : Ontario Ministry of Natural Resources.
- Oehlert, G.W. (1992). A note on the delta method. *American Statistician*, 46, 27-29. doi : 10.1080/00031305.1992.10475842
- OMNR. (2001). *Forest management guide for natural disturbance pattern emulation, Version 3.1*. Ontario Ministry of Natural Resources. Toronto, ON: Queen's Printer for Ontario.
- OMNR (2009). *Forest Resources Inventory technical specification. Forest Information Manual 2009*. Ontario Ministry of Natural Resources: Toronto, ON: Queen's Printer for Ontario.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., ... Virtanen, R. (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*, 24 (1), 101-112. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x
- Palomares, F. et Caro, T.M. (1999). Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist*, 153(5), 492-508. doi: 10.1086/303189
- Papatie, J. (2004). *Vécu et réflexion de la communauté Anicinapek de Kitcisakik avec le régime forestier des Québécois*. Conseil des Anicinapek de Kitcisakik. Déposé par les Anicinapek de Kitcisakik, James Papatie, Ogima, dans le cadre de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.

- Patton, M.Q. (2002). *Qualitative research and evaluation methods*. Thousand Oaks, CA : Sage Publications, Inc.
- Payer, D.C. et Harrison, D.J. (2000). Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten. *Canadian Journal of Zoology*, 30(12), 1965-1972. doi :10.1139/x00-129
- Payer, D.C. et Harrison, D.J. (2003). Influence of forest structure on habitat use by American marten in an industrial forest. *Forest Ecology and Management*, 179(1), 145-156. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00517-0
- Payer D.C. et Harrison, D.J. (2005). Relationships between forest structure and habitat use by American martens in Maine, USA. Dans D.J. Harrison, A.K. Fuller et G. Proulx (dir.), *Martens and Fishers (Martes) in Human-Altered Environments* (p. 173-186). Boston, MA: Springer.
- Pawlina, I. et Proulx, G. (1999). Factors affecting trap efficiency: a review. Dans Proulx, G. (dir.), *Mammal Trapping* (p. 95-115). Sherwood Park, AB : Alpha Wildlife Publications.
- Pelletier, G., Dumont, Y. et Bédard, M. (2007). *SIFORT: système d'Information FORestière par Tesselle. Manuel de l'utilisateur*. Québec, QC.: Gouvernement du Québec.
- Perera, A.H., Buse, L.J. et Weber, M.G. (dir.). (2004). *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances: Concepts and Applications*. New-York, NY: Columbia University Press.
- Phillips, D.M., Harrison, D.J. et Payer, D.C. (1998). Seasonal changes in home-range area and fidelity of martens. *Journal of Mammalogy*, 79 (1): 180–190. Doi: 10.2307/1382853
- Plante, S., Dussault, C., Richard, J.H. et Côté, S.D. (2018). Human disturbance effects and cumulative habitat loss in endangered migratory caribou. *Biological Conservation*, 224, 129-143. doi: 10.1016/j.biocon.2018.05.022
- Pokallus, J.W. et Pauli, J.N. (2015). Population dynamics of a northern-adapted mammal: disentangling the influence of predation and climate change. *Ecological Applications*, 25(6), 1546-1556. doi: 10.1890/14-2214.1

- Pomeroy, J.W. et Brun, E. (2001). Physical properties of snow. Dans Jones, H. G., Pomeroy, J. W., Walker, D. A. et Hoham, K. W. (dir.), *Snow ecology: an interdisciplinary examination of snow-covered ecosystems*. (p. 45-126). Cambridge, UK : Cambridge University Press.
- Potvin, F., Bélanger, L. et Lowell, K. (2000). Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology*, 14, 844-857. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99036.x
- Potvin, F., Breton, L. et Courtois, R. (2005). Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 151-160. doi: 10.1139/x04-151
- Poulin, J.-F., Jolicoeur, H., Canac-Marquis, P. et Larivière, S. (2006). *Investigation sur les facteurs à l'origine de la hausse de la récolte de pékans (Martes pennanti) au Québec depuis 1984*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction du développement de la faune et Université du Québec à Rimouski, Département de biologie et des sciences de la santé.
- Powell, R.A. (1979). Ecological energetics and foraging strategies of the fisher (*Martes pennanti*). *Journal of Animal Ecology*, 48, 195-212.
- Powell, R.A. (1993). *The fisher: life history, ecology and behavior* (2e ed.). Minneapolis, MN: University of Minnesota Press,
- Powell, R.A. et Zielinski, W.J. (1994). Fisher. Dans L.F. Ruggiero, K.B. Aubry, S.W. Buskirk, L.J. Lyon et W.J. Zielinski (dir.), *The scientific basis for conservation of forest carnivores: American marten, fisher, lynx and wolverine in the western United States*. Fort Collins, CO: United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Powell, R.A., Buskirk, S.W. et Zielinski, W.J. (2003). Fisher and marten (*Martes pennanti* and *Martes americana*). Dans G. Feldhamer, B. Thompson et J. Chapman (dir.), *Wild mammals of North America* (p. 635–649). Baltimore, MD : Johns Hopkins University Press.
- Powell, R., Facka, A., Gabriel, M., Gilbert, J., Higley, J., LaPoint, S., ... Thompson, C. (2017). The fisher as a model organism. Dans D.W. Macdonald, C. Newman et L.A. Harrington (dir.), *Biology and Conservation of Musteloids* (p. 278-291): Oxford University Press. doi: 10.1093/oso/9780198759805.003.0011.

- Pozzanghera, C.B., Sivy, K.J., Lindberg, M.S. et Prugh, L.R. (2016). Variable effects of snow conditions across boreal mesocarnivore species. *Canadian Journal of Zoology*, 94(10), 697-705. doi: 10.1139/cjz-2016-0050
- Proulx, G. (2000). The impact of human activities on North America mustelids. Dans H.I. Griffiths (dir.), *Mustelids in a modern world: management and conservation aspects of small carnivore: human interactions* (p. 53-75). Leiden, The Netherlands : Backhuys Publishers.
- Prugh, L.R., Stoner, C.J., Epps, C.W., Bean, W.T., Ripple, W.J., Laliberte, A.S. et Brashares, J.S. (2009). The Rise of the Mesopredator. *BioScience*, 59(9), 779-791. doi: 10.1525/bio.2009.59.9.9
- Purcell, K.L., Thompson, C.M. et Zielinski, W.J. (2012). Chapter 4: Fishers and American martens. Dans M. North (dir.), *Managing Sierra Nevada forests*. (p. 47-60). General Technical Report PSW-GTR-237. Albany, CA : United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.
- Quantum GIS Development Team. (2017). *Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. Récupéré de <http://qgis.osgeo.org>
- Raine, R.M. (1983). Winter habitat use and responses to snow cover of fisher (*Martes pennanti*) and marten (*Martes americana*) in southeastern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology*, 61(1), 25-34. doi: 10.1139/z83-002
- Raine, M.A. (1987). Winter food habits and foraging behaviour of fishers (*Martes pennanti*) and martens (*Martes americana*) in southeastern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology*, 65, 745-747. doi: 10.1139/z87-112
- Raley, C.M., Lofroth, E.C., Truex, R.L., Yaeger, J.S. et Higley, J.M. (2012). Habitat ecology of fishers in western North America: A new synthesis. Dans K.B. Aubry, W.J. Zielinski, M.G. Raphael, G. Proulx et S.W. Buskirk (dir.), *Biology and Conservation of Martens, Sables, and Fishers: a New Synthesis* (p. 231–254). Ithaca, NY: Cornell University Press.
- Randa, L.A. et Yunker, J.A. (2006). Carnivore occurrence along an urban-rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy*, 87(6), 1154-1164. doi: 10.1644/05-MAMM-A-24R2.1

- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. et Mannerkoski, I. (2010). *The 2010 red list of Finnish species*. Helsinki, Finland : Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus.
- Régnière, J. et St-Amant, R. (2007). Stochastic simulation of daily air temperature and precipitation from monthly normals in North America north of Mexico. *International Journal of Biometeorology*, 51(5), 415-430. doi: 10.1007/s00484-006-0078-z
- Régnière, J., St-Amant, R., Béchard, A. et Moutaoufik, A. (2017). *BioSIM 11 User's manual*. Révision du rapport d'information LAU-X-129. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre.
- Reif, J. (2013). Long-term trends in bird populations: a review of patterns and potential drivers in North America and Europe. *Acta Ornithologica*, 48(1), 1-16. doi: 10.3161/000164513X669955
- Rempel, R.S., Andison, D.W. et Hannon, S.J. (2004). Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. *The Forestry Chronicle*, 80(1), 82-90. doi: 10.5558/tfc80082-1
- Roemer, G., Gompper, M., et Van Valkenburgh, B. (2009). The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience*, 59(2), 165-173. doi:10.1525/bio.2009.59.2.9
- Root, R.B. (1967). The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37 (4), 317–350. doi: 10.2307/1942327
- Rousseau, M.H. (2008). *L'acceptabilité sociale de l'aménagement forestier sur l'île d'Anticosti, un territoire à vocation faunique*. (Mémoire de maîtrise). Québec, QC : Université Laval.
- Ruggiero, L.F., Aubry, K.B., Buskirk, S.W., Lyon, L.J. et Zielinski, W.J. (1994). *The scientific basis for conserving forest carnivores: American marten, fisher, lynx, and wolverine in the western United States*. Fort Collins, CO: United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. doi: 10.2737/RM-GTR-254
- Saad, C., Boulanger, Y., Beaudet, M., Gachon, P., Ruel, J.-C. et Gauthier, S. (2017). Potential impact of climate change on the risk of windthrow in eastern Canada's forests. *Climatic Change*, 143(3), 487-501. doi: 10.1007/s10584-017-1995-z



- Saint-Arnaud, M., Asselin, H., Dubé, C., Croteau, Y. et Papatie, C. (2009). Developing criteria and indicators for aboriginal forestry : mutual learning through collaborative research. Dans M.G. Stevenson et D.C. Natcher (dir.), *Changing the culture of forestry in Canada : building effective institutions for aboriginal engagement in sustainable forest management* (p. 85-105). Edmonton, AB : CCI Press and Sustainable Forest Management Network.
- Saucier, J.-P., Bergeron, J.-F., Grondin, P. et Robitaille, A. (1998). Les régions écologiques du Québec méridional (3e version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'aubelle*, 124, 12.
- Sauder, J.D. et Rachlow, J.L. (2015). Forest heterogeneity influences habitat selection by fishers (*Pekania pennanti*) within home ranges. *Forest Ecology and Management*, 347, 49-56. doi: 10.1016/j.foreco.2015.03.009
- Schmidt, K. (1999). Variation in daily activity of the free-living Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Zoology*, 249(4), 417-425. doi: doi:10.1111/j.1469-7998.1999.tb01211.x
- Schneider, S.H. et Root, T. (2002). *Wildlife responses to climate change : North American case studies*. Washington, DC : Island Press.
- Schulte, L.A., Mladenoff, D.J., Crow, T.R., Merrick, L.C. et Cleland, D.T. (2007). Homogenization of northern U.S. Great Lakes forests due to land use. *Landscape Ecology*, 22(7), 1089-1103. doi: 10.1007/s10980-007-9095-5
- Shackeroff, J.M. et Campbel, L.M. (2007). Traditional ecological knowledge in conservation research: problems and prospects for their constructive engagement. *Conservation and Society*, 5(3), 343-360. Récupéré de <http://www.conservationandsociety.org/text.asp?2007/5/3/343/49241>
- Sherburne, S.S. et Bissonette, J.A. (1994). Marten subnivean access point use: response to subnivean prey levels. *Journal of Wildlife Management*, 58(3), 400-405. doi: 10.2307/3809309
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. et Rauh, J. (2000). Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 128(3), 211-215. doi: 10.1016/S0378-1127(99)00148-6

- Siitonen, J. (2001). Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as exemple. *Ecological Bulletins*, 49: 11-41.
- Simard, V. (2016). *Impact à moyen et long terme des coupes de jardinage sur l'habitat d'hiver du lièvre d'Amérique (Lepus Americanus) en érablière à bouleau jaune*. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda.
- Simard, V., Imbeau, L. et Asselin, H. (2018). Effects of selection cuts on winter habitat use of snowshoe hare (*Lepus americanus*) in northern temperate forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(9), 1049-1057. doi: 10.1139/cjfr-2018-0014
- Söderström, L. (1988). The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden. *Biological Conservation*, 45(3), 169-178. doi: 10.1016/0006-3207(88)90137-1
- Spencer, W. D., Rustigian-Romsos, H. , Ferschweiler, K. et Bachelet, D. (2015). Simulating effects of climate and vegetation change on distributions of martens and fishers in the Sierra Nevada, California, using Maxent and MC1. Dans: D. Bachelet et D. Turner (dir.), *Global Vegetation Dynamics, Concepts and Applications in the MC1 Model* (p.135-149). Geophysical Monograph 213. doi:10.1002/9781119011705.ch9
- Stevens, V. (1997). The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests. Victoria, BC: Ministry of Forests, Research Branch. Working Paper 30/1997.
- Stevenson, M. (2005). *Traditional knowledge and sustainable forest management*. Edmonton, AB : Sustainable Forest Management Network.
- Stewart, F.E.C., Volpe, J.P., Taylor, J.S., Bowman, J., Thomas, P.J., Pybus, M.J. et Fisher, J.T. (2017). Distinguishing reintroduction from recolonization with genetic testing. *Biological Conservation*, 214(Supplement C), 242-249. doi: 10.1016/j.biocon.2017.08.004
- Strickland, M.A. (1994). Harvest management of fishers and American marten. Dans S.W. Buskirk, A.S. Harestad, M.G. Raphael et R.A. Powell (dir.), *Martens, sables, and fishers: biology and conservation* (p. 149-164). Ithaca, NY : Cornell University Press.

- Strickland, M.A. et Douglas, C.W. (1987). Martes. Dans M. Novak (dir.), *Wild furbearer management and conservation in north America* (p. 530-546). Ottawa, ON : Ministry of Natural Resources.
- Suffice, P., Joannisse, G., Imbeau, L., Mazerolle, M.J. et Lessard, G. (2015). Short-term effects of irregular shelterwood cutting on yellow birch regeneration and habitat use by snowshoe hare. *Forest Ecology and Management*, 354, 160-169. doi: 10.1016/j.foreco.2015.06.025
- Suffice, P., Asselin, H., Imbeau, L., Cheveau, M. et Drapeau, P. (2017). More fishers and fewer martens due to cumulative effects of forest management and climate change as evidenced from local knowledge. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 13(1). doi:10.1186/s13002-017-0180-9
- Suffice, P., Cheveau, M., Imbeau, L., Mazerolle, M., Asselin, H. et Drapeau, P. (soumis). Habitat and climate shape fisher and American marten Québec distribution. *The Journal of Wildlife Management*.
- Sweitzer, R.A. et Furnas, B.J. (2016). Data from camera surveys identifying co-occurrence and occupancy linkages between fishers (*Pekania pennanti*), rodent prey, mesocarnivores, and larger predators in mixed-conifer forests. *Data in Brief*, 6, 783-792. doi: 10.1016/j.dib.2016.01.032
- Sweitzer, R.A., Furnas, B.J., Barrett, R.H., Purcell, K.L. et Thompson, C.M. (2016). Landscape fuel reduction, forest fire, and biophysical linkages to local habitat use and local persistence of fishers (*Pekania pennanti*) in Sierra Nevada mixed-conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 361, 208-225. doi: 10.1016/j.foreco.2015.11.026
- Tannerfeldt, M., Elmhagen, B. et Angerbjörn, A. (2002). Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia*, 132(2), 213-220. doi: 10.1007/s00442-002-0967-8
- Tapper, S. et J. Reynolds. (1996). The wild fur trade: historical and ecological perspectives. Dans: V.J. Taylor et N. Dunstone (dir.). *The Exploitation of Mammal Populations* (p. 28-44). Dordrecht, Holland: Springer.,
- Taylor, S.L. et Buskirk, S.W. (1994). Forest microenvironments and resting energetics of the American marten *Martes americana*. *Ecography*, 17(3), 249-256. doi: 10.1111/j.1600-0587.1994.tb00100.x

- Taylor, S.L. et Buskirk, S.W. (1996). Dynamics of subnivean temperature and wind speed in subalpine forests of the Rocky Mountains. *Journal of Thermal Biology*, 21(2), 91-99. doi: 10.1016/0306-4565(95)00029-1
- Tendeng, B., Asselin, H. et Imbeau, L. (2016). Moose (*Alces americanus*) habitat suitability in temperate deciduous forests based on Algonquin traditional knowledge and on a habitat suitability index. *Ecoscience*, 23, 77-87. doi: 10.1080/11956860.2016.1263923
- Thomasma, L.E. (1996). *Winter habitat selection and interspecific interactions of American martens (Martes americana) and fishers (Martes pennanti) in the Mc Cormick Wilderness and surrounding area* (Thèse de doctorat). Michigan Technological University, Houghton.
- Thompson, I.D. et Colgan, P.W. (1987). Numerical responses of martens to a food shortage in Northcentral Ontario. *The Journal of Wildlife Management*, 51(4), 824-835. doi: 10.2307/3801748
- Thompson, I.D. (1991). Could marten become the spotted owl of eastern Canada? *The Forestry Chronicle*, 67(2), 136-140. doi: 10.5558/tfc67136-2
- Thompson, I.D. (1994). Marten populations in uncut and logged boreal forests in Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 58, 272-280. doi: 10.2307/3809391
- Thompson, I.D. et Harestad, A.S. (1994). Effects of logging on American martens, and models for habitat management. Dans S.W. Buskirk, A.S. Harestad, M.G. Raphael et R.A. Powell (dir.), *Martens, sables, and fishers: biology and conservation* (p. 355-367). Ithac, NY: Cornell University Press.
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J.-B., Regos, A., Geijzendorffer, I.R., Cramer, W., Verburg, P.H. et Brotons, L. (2016). Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology*, 22(7), 2505-2515. doi: 10.1111/gcb.13272
- Trites, A.W. et Joy, R. (2005). Dietary analysis from fecal samples: how many scats are enough? *Journal of Mammalogy*, 86(4), 704-712. doi: 10.1644/1545-1542(2005)086[0704:daffsh]2.0.co;2
- Tully, S.M. (2006). *Habitat selection of fishers (Martes pennanti) in an untrapped refugium: Algonquin Provincial Park*. (Mémoire de maîtrise). Trent University, Peterborough, ON.

- Tyrell, L.E. et Crow, T.R. (1994). Structural characteristics of old-growth hemlock-hardwood forests in relation to age. *Ecology*, 75, 370-386. doi:10.2307/1939541
- Uprety, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon, F. et Boucher, J.-F. (2012). Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and applications. *Écoscience*, 19(3), 225-237. doi: 10.2980/19-3-3530
- Uprety, Y., Asselin, H. et Bergeron, Y. (2013). Cultural importance of white pine (*Pinus strobus* L.) to the Kitchisakik Algonquin community of western Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 43, 544–551. doi: 10.1139/cjfr-2012-0514
- Vaillancourt, M.-A., Drapeau, P., Gauthier, S. et Robert, M. (2008). Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2272-2285. doi: 10.1016/j.foreco.2007.12.036
- Vanak, A.T. et Gompper, M.E. (2010). Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1225-1232. doi: doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01870.x
- Vigeant-Langlois, C. et Desrochers, A. (2011). Movements of wintering American marten (*Martes americana*): relative influences of prey activity and forest stand age. *Canadian Journal of Forest Research*, 41, 2202-2208. doi: 10.1139/x11-133
- Wang, Y., Allen, M.L. et Wilmers, C.C. (2015). Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. *Biological Conservation*, 190, 23-33. doi: 10.1016/j.biocon.2015.05.007
- Wasserman, T.N., Cushman, S.A., Shirk, A.S., Landguth, E.L. et Littell, J.S. (2012). Simulating the effects of climate change on population connectivity of American marten (*Martes americana*) in the northern Rocky Mountains, USA. *Landscape Ecology*, 27(2), 211-225. doi: 10.1007/s10980-011-9653-8
- Watson, A., Alessa, L. et Glaspell, B. (2003). The relationship between traditional ecological knowledge, evolving cultures, and wilderness protection in the circumpolar north. *Conservation Ecology*, 8(1). Récupéré de <http://www.consecol.org/vol8/iss1/art2>

- Weir, R.D. et Harestad, A.S. (2003). Scale-dependent habitat selectivity by fishers in south-central British Columbia. *Journal of Wildlife Management*, 67, 73–82. doi: 10.2307/3803063
- Weir, R., Corbould, F. et Harestad, A. (2005). Effects of ambient temperature on the selection of rest structures by fishers. Dans D.J. Harrison, A.K. Fuller et G. Proulx (dir.) : *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments An International Perspective* (p 187-197). New York, NY: Springer. doi: 10.1007/b99487
- Weir, R.D. et Lara Almuedo, P. (2010). British Columbia's interior: fisher wildlife habitat decision aid. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 10(3), 35-41. Récupéré de <http://jem-online.org/index.php/jem/article/view/8/5>
- Weir, R.D., Phinney, M. et Lofroth, E.C. (2012). Big, sick, and rotting: why tree size, damage, and decay are important to fisher reproductive habitat. *Forest Ecology and Management*, 265, 230–240. doi: 10.1016/j.foreco.2011.10.043
- Wengert, G.M., Gabriel, M.W., Matthews, S.M., Higley, J.M., Sweitzer, R.A., Thompson, C.M., ... Sacks, B.N. (2014). Using DNA to describe and quantify interspecific killing of fishers in California. *The Journal of Wildlife Management*, 78(4), 603-611. doi: 10.1002/jwmg.698
- Whiteman, J.P. et Buskirk, S.W. (2013). Footload influences wildlife use of compacted trails in the snow. *Wildlife Biology*, 19(2), 156-164. doi: 10.2981/12-112
- Wiebe, P.A., Fryxell, J.M., Thompson, I.D., Borger, L. et Baker, J.A. (2013). Do trappers understand marten habitat? *Journal of Wildlife Management* 77, 379–391. doi: 10.1002/jwmg.471
- Wiens, J.A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385-397. doi: 10.2307/2389612
- Wiens, J.A. (2009). Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation. *Landscape Ecology*, 24(8), 1053-1065. doi: 10.1007/s10980-008-9284-x
- Wilbanks, T.J. 2006. How scale matters: some concepts and findings. Dans W.V. Reid, F. Berkes, T.J. Wilbanks et D. Capistrano (dir.). *Bridging scales and knowledge systems: concepts and applications in ecosystem assessment* (pages 21-35). Washington, DC: Island Press

- Williams, B.W., Gilbert, J.H. et Zollner, P.A. (2007). Historical perspective on the reintroduction of the fisher and American marten in Michigan and Wisconsin. General Technical Report NRS-5. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.
- Williams, C.M., Henry, H.A.L. et Sinclair, B.J. (2015). Cold truths: how winter drives responses of terrestrial organisms to climate change. *Biological Reviews*, 90(1), 214-235. doi: doi:10.1111/brv.12105
- Wilsey, C.B., Lawler, J.J., Freund, J.A., Haggmann, K., Hutten, K.M., McKenzie, D., Townsend, P.A. et Gwozdz, R. (2013). Tools for assessing climate impacts on fish and wildlife. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 4, 220-241. doi: 10.3996/062012-jfwm-055
- Wright, J.L. (1999). *Winter home range and habitat use by sympatric fishers and American martens in northern Wisconsin* (Mémoire de maîtrise). University of Wisconsin, Stevens Point.
- Wyatt, S., J.-F. Fortier, D. C. Natcher, M. A. Smith, and M. Hébert. 2013. Collaboration between Aboriginal peoples and the Canadian forest sector: a typology of arrangements for establishing control and determining benefits of forestlands. *Journal of Environmental Management*, 115, 21-31. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.10.038
- Zielinski, W.J. 2000. Weasels and martens - carnivores in northern latitudes. Dans S. Halle et N.C. Stenseth (dir.). *Activity patterns in small mammals* (p. 95-118). New York, NY: Springer Berlin Heidelberg.
- Zielinski, W.J. et Duncan, N.P. (2004). Diets of sympatric populations of American martens (*Martes americana*) and Fishers (*Martes pennanti*) in California. *Journal of Mammalogy*, 85(3), 470-477. doi: 10.1644/1383944
- Zielinski, W.J., Dunk, J.R. et Gray, A.N. (2012). Estimating habitat value using forest inventory data: The fisher (*Martes pennanti*) in northwestern California. *Forest Ecology and Management*, 275, 35-42. doi: 10.1016/j.foreco.2012.03.008
- Zielinski, W.J., Moriarty, K.M., Baldwin, J., Kirk, T.A., Slauson, K.M., Rustigian-Romsos, H.L. et Spencer, W.D. (2015). Effects of season on occupancy and implications for habitat modeling: the Pacific marten *Martes caurina*. *Wildlife Biology*, 21(2), 56-67. doi:10.2981/wlb.00077

Zielinski, W.J., Tucker, J.M. et Rennie, K.M. (2017). Niche overlap of competing carnivores across climatic gradients and the conservation implications of climate change at geographic range margins. *Biological Conservation*, 209, 533-545. doi: 10.1016/j.biocon.2017.03.016