



Rapport final des travaux
remis au
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
(Direction de la planification et de la coordination)

Projet de recherche

**Modélisation des écosystèmes terrestres du Nunavik
à l'horizon 2100**

Dominique Berteaux, Dép. de biologie, chimie et géographie, UQAR
Pascale Ropars, Dép. de biologie, chimie et géographie, UQAR et ArcticNet

Le 1 mars 2022

Membres de l'équipe de recherche : Pascale Ropars, Département de biologie, chimie et géographie, UQAR et ArcticNet et Dominique Berteaux, Département de biologie, chimie et géographie, UQAR

Membre du comité directeur : Jean-François Bergeron, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Claude Morneau, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Élise Rioux-Paquette, Administration régionale Kativik, Benoît Tremblay, Ministère de l'Environnement et de la Lutte aux Changements Climatiques

Mots clés : Biodiversité, Bernache du Canada, Bœuf musqué, Caribou migrateur, Changements climatiques, Modélisation climatique, Modélisation écosystémiques, Nunavik

Citation suggérée : Ropars P, D Berteaux, 2022. Modélisation des écosystèmes terrestres du Nunavik à l'horizon 2100. Rapport final remis au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (Direction de la planification et de la coordination). Université du Québec à Rimouski, 125 pages.

Avant-propos

Ce rapport d'étape est le troisième et dernier rapport pour le projet « Modélisation des écosystèmes terrestres du Nunavik à l'horizon 2100 ». Il fait état de l'ensemble des travaux entrepris depuis mars 2018, et tient compte des commentaires émis par les membres du comité de suivi du projet lors de notre première rencontre

Le rapport comprend 4 sections principales qui permettent de mieux appréhender les changements potentiels futurs dans les écosystèmes terrestres du Nunavik. Conformément aux livrables prévus pour ce projet, la première section correspond à un portrait de la biodiversité animale potentielle au cours du 21^e siècles. La deuxième section présente la vulnérabilité aux changements climatiques des écosystèmes terrestres du Nunavik. La troisième section présente le portrait potentielle des communautés végétales au 21^e siècle. La quatrième section décrit les liens potentiels entre les changements encourus dans la couverture végétale et le déplacement des aires de répartition des espèces animales. Une brève description de la portée et des limites de la modélisation de niche climatique conclut le rapport.

Conformément aux livrables prévus pour ce projet, ce rapport final contient :

- i. Une synthèse écrite des résultats obtenus ;
- ii. Un sommaire exécutif en français et en anglais ;
- iii. Un court résumé visant la plateforme du MFFP ;
- iv. Une carte (non régie par des licences) de la vulnérabilité aux changements climatiques des écosystèmes nordiques (zone de tundra du Nunavik);
- v. Une carte (non régie par des licences) de la répartition potentielle future des grandes zones de végétation du Nunavik, basée sur les résultats obtenus par le projet « Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales au Nunavik au 21^e siècle » ;
- vi. Un à cinq scénarios de biomasse/productivité potentielle des communautés végétales nordiques, basés sur les résultats obtenus par le projet « Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales au Nunavik au 21^e siècle »;
- vii. Un résumé écrit des impacts et enjeux des changements potentiels pour l'horizon 2100 sur les écosystèmes terrestres du Nunavik, appuyé sur la plus récente littérature scientifique ;
- viii. Une discussion écrite des liens potentiels entre les changements encourus dans la couverture végétale (productivité/biomasse/hauteur des espèces impliquées) et le déplacement des aires de répartition des espèces animales, en particulier celles jugées écologiquement importantes ;

- ix. Une à cinq fiches synthèses expliquant de façon accessible les méthodes utilisées et les résultats obtenus ;
- x. Manuscrit, à l'étape finale de préparation avant soumission pour révision par les pairs, d'une publication scientifique internationale, dont le titre provisoire est « *Vulnerability of the tundra ecosystem to climate change : a case study in Nunavik, Canada* ».
- xi. Une liste des événements de diffusion réalisés.

Ce rapport final est fourni en cinq copies en format boudiné avec page couverture, de même qu'en format électronique pdf.

D'autre part, ce rapport final est accompagné :

- i. Des fichiers électroniques des cartes individuelles produites ;
- ii. Des fichiers électroniques des données servant à la production des cartes.

Notons finalement que :

- i. Une présentation des résultats dans une rencontre scientifique a eu lieu à la réunion annuelle d'ArcticNet en 2019 (Halifax, Nouvelle-Écosse).
- ii. Une présentation de diffusion des connaissances par le responsable du projet auprès des partenaires du Nunavik et aux instances gouvernementales québécoises sera réalisée quand les conditions sanitaires liées à la COVID-19 le permettront.

Table des matières

Avant-propos	iv
Liste des figures	x
Liste des tableaux.....	xiv
Résumé court pour la plateforme de diffusion du Ministère.....	1
Sommaire exécutif	2
Executive summary	3
1. Biodiversité animale : quel avenir au cours du 21 ^e siècle ?.....	4
1.1 Richesse spécifique du Nunavik au cours du 21 ^e siècle.....	5
1.2 Le caribou migrateur, une espèce jugée importante	9
1.2.1 Répartition potentielle future.....	9
1.3 Bœuf musqué, un compétiteur potentiel du caribou migrateur	11
1.3.1 Répartition potentielle future.....	12
1.4. Loup gris, le prédateur par excellence.....	13
1.4.1 Répartition potentielle future.....	13
1.5 Renard arctique.....	14
1.5.1 Répartition potentielle future.....	14
1.6 Renard roux.....	16
1.6.1 Répartition potentielle future.....	16
1.7 Ours noir	16
1.7.1 Répartition potentielle future.....	17
1.8 Castor	19
1.8.1 Répartition potentielle future.....	19
1.9 Ours blanc	21
1.9.1 Répartition potentielle future.....	22
1.10 Lemming d’Ungava	24
1.10.1 Répartition potentielle future.....	24
1.11 Bernache du Canada	26
1.11.1 Répartition potentielle future.....	26
2. La vulnérabilité aux changements climatiques des écosystèmes terrestres du Nunavik	27

2.1 Revue de littérature sur les différents indices de vulnérabilité utilisés en écologie	27
2.2 Développement d'un indice de vulnérabilité écologiquement parlant	28
2.3 Spatialisation des réseaux trophiques, une étape intermédiaire nécessaire.....	29
2.4 La vulnérabilité des écosystèmes terrestres du Nunavik : les résultats.....	33
3. Les communautés végétales : quel avenir au cours du 21 ^e siècle.....	35
3.1 Premier volet : Répartition potentielle future des grandes zones de végétation au Nunavik	35
3.1.1 Objectif et méthodologie.....	35
3.1.2 Résultats de la modélisation : la pessière à lichens.....	36
3.1.3 Résultats de la modélisation : la toundra forestière	38
3.1.4 Résultats de la modélisation : la toundra arbustive	39
3.1.5 Résultats de la modélisation : la toundra herbacée ou rase	41
3.1.6 Discussion sur l'approche méthodologique	41
3.2 Deuxième volet : Biomasse végétale potentiellement disponible au cours du 21 ^e siècle au Nunavik	41
3.2.1 Objectif et méthodologie.....	41
3.2.2 Biomasse pour la période de référence.....	42
3.2.3 Biomasse potentielle pour les périodes futures.....	44
3.3 Troisième volet : Productivité des espèces ligneuses	46
3.3.1 Objectif et méthodologie.....	46
3.3.2 Productivité de l'épinette noire.....	47
3.3.3. Productivité du bouleau glanduleux.....	48
4. Liens potentiels entre les changements encourus dans la couverture végétale et le déplacement des aires de répartition des espèces animales.....	50
4.1 Caribou migrateur	50
4.1.1 Impact du changement du couvert végétal.....	50
4.1.2 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du caribou : Neige et patrons de dégel et d'englacement des cours d'eau	52
4.1.3 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du caribou : Augmentation de la prévalence des feux	52
4.1.4 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du caribou : Prévalence des insectes piqueurs et parasitaires.....	52
4.1.5 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du caribou : Prédation.....	53

4.2 Bœuf musqué.....	54
4.2.1 Impact du changement du couvert végétal.....	54
4.2.2 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du bœuf musqué : Parasites.....	55
4.2.3 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du bœuf musqué : Cryosphère.....	55
4.3 Loup gris.....	56
4.3.1 Impact du changement du couvert végétal.....	56
4.4 Renard arctique.....	57
4.4.1 Impact du changement du couvert végétal.....	57
4.4.2 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du renard arctique : compétition interspécifique avec le renard roux	57
4.4.3 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du renard arctique : autres effets des changements climatiques	59
4.5 Renard roux.....	59
4.5.1 Impact du changement du couvert végétal.....	59
4.5.2 Autres facteurs influençant les populations de renards roux	61
4.5.3 Au Nunavik.....	62
4.6 Ours noir	62
4.6.1 Impact du changement du couvert végétal.....	62
4.7 Castor	63
4.7.1 Impact du changement du couvert végétal.....	63
4.7.2 Autres facteurs influençant la répartition potentielle future du castor : Conditions climatiques.....	63
4.7.3 Autres facteurs influençant la répartition potentielle future du castor : Conditions hivernales.....	64
4.7.4 Mitigation des effets des changements climatiques par la présence du castor	64
4.8 Ours blanc	65
4.8.1 Impact du changement du couvert végétal.....	65
4.8.2 Impact des changements climatiques sur l’habitat de l’ours blanc	65
4.8.3 Impact des changements climatiques sur l’abondance et l’accessibilité aux proies	66
4.8.4 Autres effets des changements climatiques.....	66
4.8.5 Effets projetés des changements climatiques	67

4.9 Lemming d'Ungava	67
4.9.1 Impact du changement du couvert végétal et d'autres facteurs liés aux changements climatiques	67
4.10 Bernache du Canada	68
4.10.1 Impact du changement du couvert végétal.....	68
4.10.2 Autres facteurs influençant la répartition potentielle future de la bernache : Interactions trophiques	69
5. Portée et limites d'interprétation de la modélisation de niche climatique	70
Références	71
Liste des présentations réalisées	93
Annexe A : Une publication scientifique internationale à soumettre	94
Annexe B : Fiche synthèse – approche générale de la modélisation écosystémique	108
Annexe C : Fiche synthèse – modélisation de niche climatique.....	110
Portée et limites d'interprétation de la modélisation de niche climatique	112

Liste des figures

Figure 1 Changements potentiels projetés dans le nombre d'espèces de mammifères et d'oiseaux sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d'Ungava, au Nunavik. Le nombre d'espèces observé dans la période de référence (1981-2010) est représenté dans le panneau de gauche, tandis que celui projeté pour la période 2071-2100 est représenté en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas. 6

Figure 2 Changements potentiels projetés dans le nombre d'espèces d'oiseaux sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d'Ungava, au Nunavik. Le nombre d'espèces observé dans la période de référence (1981-2010) est représenté dans le panneau de gauche, tandis que celui projeté pour la période 2071-2100 est représenté en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas. 6

Figure 3 Changements potentiels projetés dans le nombre d'espèces de mammifères sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d'Ungava, au Nunavik. Le nombre d'espèces observé dans la période de référence (1981-2010) est représenté dans le panneau de gauche, tandis que celui projeté pour la période 2071-2100 est représenté en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas. 7

Figure 4 Changements potentiels projetés dans la répartition des espèces sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d'Ungava, au Nunavik. Les gains (cartes de gauche) et les pertes (cartes de droites) potentielles en espèces entre 2071-2100 et 1981-2010 sont représentés pour le RCP 4,5 (cartes du haut) et le RCP 8,5 (cartes du bas). Les gains et les pertes sont représentés en pourcentage. 8

Figure 5 Proportion des espèces d'oiseaux et de mammifères pour lesquels nous observons une augmentation (vert) et une diminution (rouge) de leur aire de répartition potentielle dans notre région d'étude pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100, sous deux RCP (RCP 4,5 et RCP 8,5). 8

Figure 6 Modélisation de niche climatique du caribou migrateur (*Rangifer tarandus*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5. 10

Figure 7 Données d'observations de groupes de bœufs musqués (points blancs). Les points rouges correspondent aux trois sites de relâchement de bœufs musqués : dans la région de Tasiujaq, au nord de Kuujuaq et à la rivière à la Baleine (Le Hénaff et Crête

1989). Les données d'observations proviennent de différentes sources, mais sont colligées par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 12

Figure 8 Modélisation de niche climatique du renard arctique (*Vulpes lagopus*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5. 15

Figure 9 Modélisation de niche climatique de l'ours noir (*Ursus americanus*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5. 18

Figure 10 Modélisation de niche climatique du castor du Canada (*Castor canadensis*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5. 20

Figure 11 Situation et tendances des sous-populations d'ours polaires au Canada en 2018. Trois sous-populations se retrouvent sur le territoire du Nunavik, soit celles du sud de la baie d'Hudson (SH), celle du bassin Fox (BF) et celle du détroit de Davis (DD). Cette carte est tirée d'ECCC (2018). 22

Figure 12 Modélisation de niche climatique de l'ours blanc (*Ursus maritimus*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5. 23

Figure 13 Modélisation de niche climatique du lemming de l'Ungava (*Dicrostonyx hudsonius*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5. 25

Figure 14 Extrait de la matrice des relations prédateurs-proies. Chaque colonne représente un prédateur et chaque ligne représente une proie. 0 = absence de lien, 1 = lien de prédation. 30

Figure 15 Changements potentiels projetés dans le nombre de liens au sein des réseaux trophiques sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d'Ungava, au Nunavik. Le

nombre de liens trophiques pour 1981-2010 est représenté dans le panneau de gauche, tandis que celui projeté pour 2071-2100 est représenté en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas..... 31

Figure 16 Changements potentiels projetés dans la connectance des réseaux trophiques sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. Les valeurs de connectance pour 1981- 2010 sont représentées dans le panneau de gauche, tandis que celles projetées pour 2071-2100 sont représentées en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas..... 32

Figure 17 Changements potentiels projetés dans la généralité des prédateurs sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. La généralité des prédateurs pour 1981-2010 est représentée dans le panneau de gauche, tandis que celle projetée pour 2071-2100 est représentée en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.... 32

Figure 18 Changements potentiels projetés dans la précarité des proies sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. La précarité des proies pour 1981-2010 est représentée dans le panneau de gauche, tandis que celle projetée pour 2071-2100 est représentée en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.... 33

Figure 19 Indice de vulnérabilité aux changements climatiques des écosystèmes terrestres de la toundra de la péninsule d’Ungava (Nunavik, Québec) sous le RCP 4,5 à gauche et le RCP 8,5 à droite, à l’horizon 2071-2100..... 34

Figure 20 Classification de pixels dans quatre grandes zones de végétation au Québec nordique réalisées à l’aide d’analyse de groupements contraints spatialement. Cette classification a été utilisée comme répartition des grandes zones de végétation dans la période de référence. La zone 1 correspond à la toundra herbacée, la zone 2 à la toundra arbustive, la zone 3 à la toundra forestière et la zone 4 à la pessière à lichen. Cette classification utilise les données combinées de composition et de configuration spatiale de la végétation (à partir de la carte de végétation du nord du Québec produite par le MFFP). Carte tirée du rapport d’avancement 2 (avril 2019) produit par l’équipe de Stéphane Boudreau, pour le MFFP..... 36

Figure 21 Modélisation de niche climatique de la pessière à lichens au Québec. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (a) RCP 4,5 et (b) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5..... 37

Figure 22 Modélisation de niche climatique de la toundra forestière au Québec. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (a) RCP 4,5 et (b) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5.....	39
Figure 23 Modélisation de niche climatique de la toundra arbustive au Québec. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (a) RCP 4,5 et (b) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5.....	40
Figure 24 Biomasse végétale moyenne par communauté végétale au Québec nordique pour la période de référence. Il est à noter que la biomasse arborescente n'est pas comptabilisée ici. Les données sont issues des travaux de l'équipe de Stéphane Boudreau, pour le projet « Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales du Nunavik au 21ème siècle ».....	43
Figure 25 Compétition interspécifique entre le renard roux et le renard arctique. Cette figure est inspirée d'Elmhagen et collaborateurs (2017).	58
Figure 26 Facteurs influençant la dynamique de population du renard roux dans la portion nord de sa répartition. Cette figure est tirée et modifiée d'Elmhagen et collaborateurs (2017).....	60
Figure 27 Schématisation des grandes étapes de réalisation du projet.	109
Figure 28 Schématisation des étapes nécessaires à l'élaboration d'un modèle de niche climatique et à la projection de la répartition potentielle future d'une espèce. Les étapes pour la modélisation future doivent être répétées pour chacun des scénarios climatiques et pour chacun des horizons. Les chiffres entre parenthèses font référence aux différentes étapes présentées dans le corps du texte. Le schéma a été modifié à partir de celui présenté dans Berteaux et coll. (2014).	111

Liste des tableaux

Tableau 1 Biomasse moyenne par hectare des différents groupes taxonomiques (espèces arborescentes exclues) pour chacun des quatre grandes communautés végétales du Nord du Québec. Ces données ont été calculées à partir de celles fournies par l'équipe de Stéphane Boudreau (ULaval). 44

Tableau 2 Biomasse totale estimée pour l'ensemble de la communauté (en kilotonnes). La biomasse a été estimée pour chaque taxon, pour chaque zone de végétation..... 46

Tableau 3 Projection qualitative de la productivité potentielle de l'épinette noire dans deux régions du Nord québécois estimée pour deux périodes futures et deux scénarios de forçage radiatif (RCP). + : augmentation légère de la productivité, ++ : augmentation notable, +++ : augmentation importante, ++++ : augmentation très importante. 48

Tableau 4 Projection qualitative de la productivité potentielle du bouleau glanduleux dans deux régions du Nord québécois estimée pour deux périodes futures et deux scénarios de forçage radiatif (RCP). Il est à noter que par soucis d'uniformité, nous avons uniquement considéré les formations arbustives pour chacune des stations. + : augmentation légère de la productivité, ++ : augmentation notable, +++ : augmentation importante, ++++ : augmentation très importante, +++++ : énorme augmentation..... 49

Résumé court pour la plateforme de diffusion du Ministère

Les impacts environnementaux des changements climatiques affectent tous les écosystèmes, qu'ils soient terrestres, marins ou d'eau douce. À cause de l'amplification polaire, c'est dans l'Arctique que l'amplitude des changements climatiques est la plus grande. Afin de bien appréhender les changements futurs et informer les mesures d'adaptation et de conservation, les scénarios de changement écologique sont parmi les outils les plus utiles. Dans le cadre de ce projet, nous avons donc modéliser les conditions climatiques potentielles futures au Nunavik au cours du 21^e siècle, et utiliser ces projections pour modéliser les changements potentiels dans la biodiversité animale. Nous avons développé un indice de vulnérabilité aux changements climatiques des écosystèmes terrestres qui tient compte de l'ampleur des changements du climat (exposition) et de la réorganisation potentielle du réseau trophique (sensibilité). Nous avons également tiré parti de certains résultats issus des travaux de recherche de l'équipe de Stéphane Boudreau. En utilisant leurs résultats comme intrants de nos analyses, nous avons pu dresser un portrait plus détaillé de l'avenir potentiel des communautés végétales nordiques. Pour terminer, nous avons décrit les liens potentiels entre les changements encourus dans la couverture végétale et le déplacement des aires de répartition des espèces animales jugées importantes au Nunavik, notamment le caribou migrateur, la bernache du Canada et l'ours noir.

Sommaire exécutif

Les impacts environnementaux des changements climatiques affectent tous les écosystèmes, qu'ils soient terrestres, marins ou d'eau douce. Ces conséquences sont d'autant plus importantes que le climat change fortement ou que les services écologiques rendus sont élevés. À cause de l'amplification polaire, c'est dans l'Arctique que l'amplitude des changements climatiques est la plus grande. Afin de bien appréhender les changements futurs et informer les mesures d'adaptation et de conservation, les scénarios de changement écologique sont parmi les outils les plus utiles.

Un travail colossal a été entrepris afin de modéliser les changements potentiels dans la biodiversité animale au Nunavik au cours du 21^e siècle. En plus de modéliser la répartition potentielle future de toutes les espèces de mammifères et d'oiseaux pour cette période, nous avons développé un indice de vulnérabilité aux changements climatiques des écosystèmes terrestres qui tient compte de l'ampleur des changements du climat (exposition) et de la réorganisation potentielle du réseau trophique, c'est-à-dire des liens de prédation qu'entretiennent les espèces entre elles (sensibilité). Parmi les résultats obtenus, notons que l'amplitude des changements climatiques est plus élevée dans la toundra de la péninsule d'Ungava et cette amplitude est d'autant plus forte que l'on se déplace vers le nord, qu'une importante réorganisation spatiale de nombreuses espèces animales est attendue, qu'un gain en espèces est projeté dans la toundra de la péninsule d'Ungava et qu'une forte réorganisation des réseaux trophiques sera provoquée par les changements climatiques, ce qui implique une vulnérabilité importante des écosystèmes.

Afin de maximiser la portée des projets financés par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, nous tirons parti de certains résultats issus des travaux de recherche du projet *Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales du Nunavik au 21^e siècle*. En utilisant ces résultats comme intrants de nos analyses, nous avons pu dresser un portrait plus détaillé de l'avenir potentiel des communautés végétales nordiques, et fournir aux autorités gouvernementales responsables de la conservation des outils sur lesquels s'appuyer pour le développement durable de cette région. Parmi ces outils, notons par exemple des scénarios de biomasse et de productivité potentiels pour deux périodes futures (2041-2070 et 2071-2100).

Pour terminer, nous avons décrit les liens potentiels entre les changements encourus dans la couverture végétale et le déplacement des aires de répartition des espèces animales jugées importantes au Nunavik, notamment le caribou migrateur, la bernache du Canada et l'ours noir. Les deux premières espèces sont importantes pour l'alimentation des habitants du Nord, alors que l'ours noir l'est en raison du fait qu'il est un prédateur d'une ressource à valeur culturelle majeure.

Executive summary

Terrestrial, marine and freshwater ecosystems are impacted by climate change. The consequences of climate change are stronger when the magnitude of recent and projected climate changes are higher or when the ecological services are high. Because of polar amplification, the amplitude of climate change is greatest in the Arctic. In order to understand future changes and inform adaptation and conservation measures, ecological change scenarios are among the most useful tools.

Extensive work has been undertaken to model potential changes in animal biodiversity in Nunavik over the 21st century. In addition to modeling the potential future distribution of all mammal and bird species for this period, we developed a climate change vulnerability index for terrestrial ecosystems that takes into account the magnitude of climate change (exposure) and the potential reorganization of the food web, i.e. the predation links between species (sensitivity). Among other things, we note that the magnitude of climate change is higher in the Ungava Peninsula tundra and that this magnitude is stronger the further north you go, when a significant spatial reorganization of many animal species is expected, when a gain in species is projected in the Ungava Peninsula tundra and when a strong reorganization of food webs will be caused by climate change, which implies a significant vulnerability of ecosystems.

In order to maximize the scope of projects funded by the Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, we built on some of the results obtained by the project *Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales du Nunavik au 21e siècle* led by Stéphane Boudreau. By using these results as inputs to our analyses, we have been able to develop a more detailed picture of the potential future of northern plant communities, and to provide conservation authorities with tools on which to build for the sustainable development of this region. These tools include, for example, potential biomass and productivity scenarios for two future time periods (2041-2070 and 2071-2100).

Finally, we described the potential links between changes in land cover and shifts in the distribution of wildlife species considered important in Nunavik, including migratory caribou, Canada geese and black bears. The first two species are important because they are widely hunted by local communities, while black bear is important because it is a predator of a culturally important wildlife species.

1. Biodiversité animale : quel avenir au cours du 21^e siècle ?

Les impacts environnementaux des changements climatiques affectent tous les écosystèmes, qu'ils soient terrestres, marins ou d'eau douce. Ceci a des conséquences sur les bénéfices que les êtres humains peuvent tirer des écosystèmes. Ces conséquences sont d'autant plus importantes que le climat change fortement ou que les services écologiques rendus sont élevés. À cause de l'amplification polaire, c'est dans l'Arctique que l'amplitude des changements climatiques est la plus grande (McBean et al. 2005). D'autre part, les écosystèmes arctiques sont fortement structurés par la neige, la glace, et la phénologie des saisons de croissance (Berteaux et al. 2017), ce qui ajoute à l'ampleur des impacts écologiques attendus. Finalement, l'Arctique est une des régions du monde où les populations humaines dépendent le plus fortement des écosystèmes locaux, particulièrement de la faune, pour leur alimentation et leur bien-être (Gagnon et al. 2018).

Dans ce contexte, une surveillance serrée (monitoring) des écosystèmes et des populations animales est nécessaire pour déceler les changements en cours (Christensen et al. 2013) et une bonne compréhension des mécanismes écologiques qui régissent la dynamique des écosystèmes et des populations est primordiale pour interpréter les variations observées (Van der Putten et al. 2010, van Oudenhove et al. 2014). Ceci dit, notre capacité à projeter ces dynamiques dans l'avenir est un enjeu majeur. En effet, les scénarios de changement écologique sont parmi les outils les plus efficaces pour aider à atténuer les impacts de ces changements, ou s'y adapter (Berteaux et al. 2014).

Les systèmes naturels sont trop complexes pour que des prédictions fiables de leurs changements futurs soient possibles à toutes les échelles d'organisation, d'espace et de temps (Berteaux et al. 2006). Par exemple, il est impossible de prédire un siècle à l'avance la taille d'une population animale donnée. Trop de facteurs sont en jeu et ces facteurs ont trop d'interactions entre eux. Cependant, des projections précises sont possibles à certaines échelles. Par exemple, on peut prédire l'évolution d'une communauté végétale plusieurs dizaines d'années à l'avance si quelques connaissances clefs sont disponibles.

Nous nous reposons sur la prémisse qu'il est possible de bâtir des scénarios, imprécis mais raisonnables, de la répartition future d'un grand nombre d'espèces à l'aide de scénarios de changement climatique couplés à des modèles de niche écologique (Berteaux et al. 2010). Nous nous sommes ensuite basés sur ces scénarios pour estimer et cartographier un indice de vulnérabilité des écosystèmes terrestres. Conformément à la littérature du domaine (Berteaux et al. 2014, page 120), cette vulnérabilité est fonction de l'exposition (c'est-à-dire le degré auquel la toundra est soumise à des variations climatiques, et de la sensibilité (c'est-à-dire le potentiel de changement de la toundra à la suite d'une exposition aux changements climatiques.)

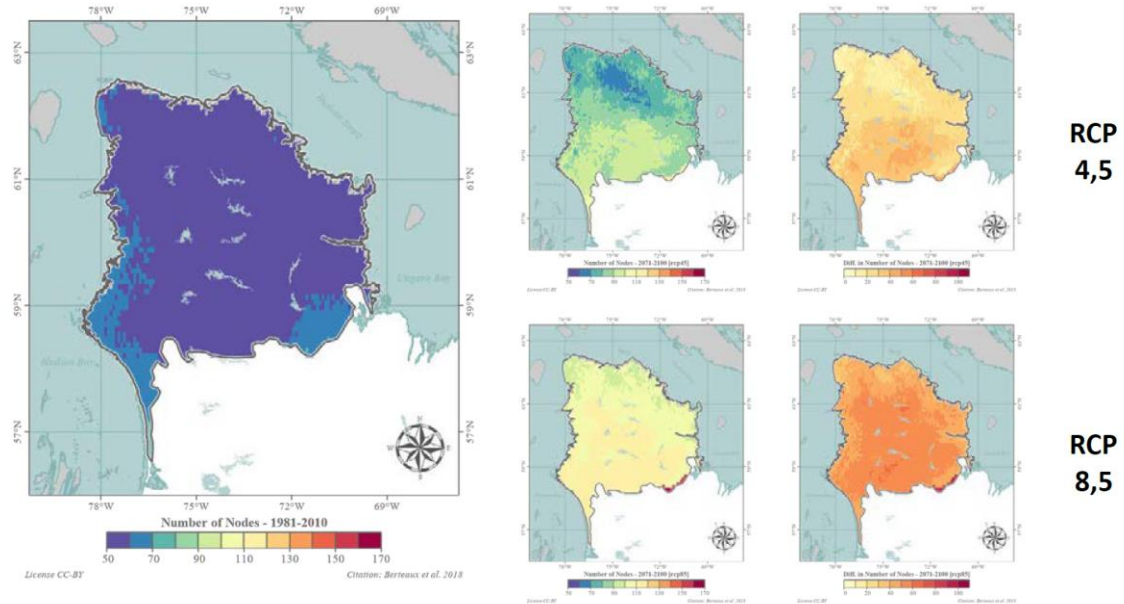
Nous avons donc colligé les zones d'occurrence (ou polygones de répartition) des différentes espèces d'oiseaux et de mammifères de la région étudiée. Bien que moins précises que des données ponctuelles récoltées sur le terrain, les zones d'occurrence ont néanmoins l'avantage de permettre de modéliser l'ensemble des espèces présentes dans l'aire d'étude. Pour les mammifères, les données proviennent de la base de données *Digital Distribution Maps* de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN 2014), tandis que pour les oiseaux, nous avons utilisé la base de données *Bird Species Distribution Maps of the World*, administrée conjointement par *BirdLife International* et *NatureServe* (BirdLife International et NatureServe 2015).

La distribution spatiale de 183 espèces (37 mammifères et 146 oiseaux) a ensuite été modélisée et projetée dans le futur sous les divers scénarios de changements climatiques. La modélisation climatique pour 6 espèces de mammifères et 5 espèces d'oiseaux n'a pas pu être réalisée en raison de leur présence sur l'ensemble de la région de modélisation lors de la période de référence ; nous assumons donc que ces espèces seront présentes sur l'ensemble du territoire dans les périodes futures.

Bien que ces scénarios climatiques ne soient pas présentés ici, leur développement a été une étape nécessaire pour la réalisation du projet. Pour les lecteurs désireux d'en connaître davantage, il est possible de se rendre sur la page web du projet [Toundra-Nunavik](#). Des détails sur la méthodologie retenue sont disponibles sur la page d'accueil, tandis que la représentation cartographique de différentes variables climatiques sont téléchargeables sous l'onglet *Climate change*. Nous précisons cependant que les projections seront présentées pour deux périodes futures (2041-2070 et 2071-2100) et pour deux scénarios de forçage radiatif (RCP, pour *Representative Concentration Pathway*). Ici, les RCP les plus communs ont été retenus, à savoir le RCP 4,5 (correspondant à un forçage radiatif de +4,5 W/m² par rapport à 1750) et le RCP 8,5 (correspondant à un forçage radiatif de +8,5 W/m² par rapport à 1750).

1.1 Richesse spécifique du Nunavik au cours du 21^e siècle

La richesse spécifique (ou nombre d'espèces) des mammifères et des oiseaux diminue du sud vers le nord du Québec. Ce gradient s'explique entre autres par la rigueur du climat qui limite la répartition d'un bon nombre d'espèces vers le nord. Parmi les espèces de mammifères recensés dans notre aire de modélisation, nous retrouvons néanmoins une grande diversité de tailles (des micromammifères au bœuf musqué), de préférences alimentaires (des carnivores comme le loup gris aux insectivores comme la chauve-souris cendrée) et d'habitats préférentiels (des milieux fortement anthropisés chez la souris grise à la toundra arbustive prisée par le caribou migrateur). Les espèces aviaires montrent également un large éventail d'habitudes (migratrice ou résidente, diurne ou nocturne ou crépusculaire), se retrouvent à tous les niveaux du réseau trophique (proies, proies et prédateurs, prédateurs) et colonisent une multitude d'habitats (marins, aquatiques et terrestres). Une liste exhaustive des 196 espèces d'intérêt est archivée dans Nordicana D (doi : 10.5885/45550CE-E683169B5540412E).

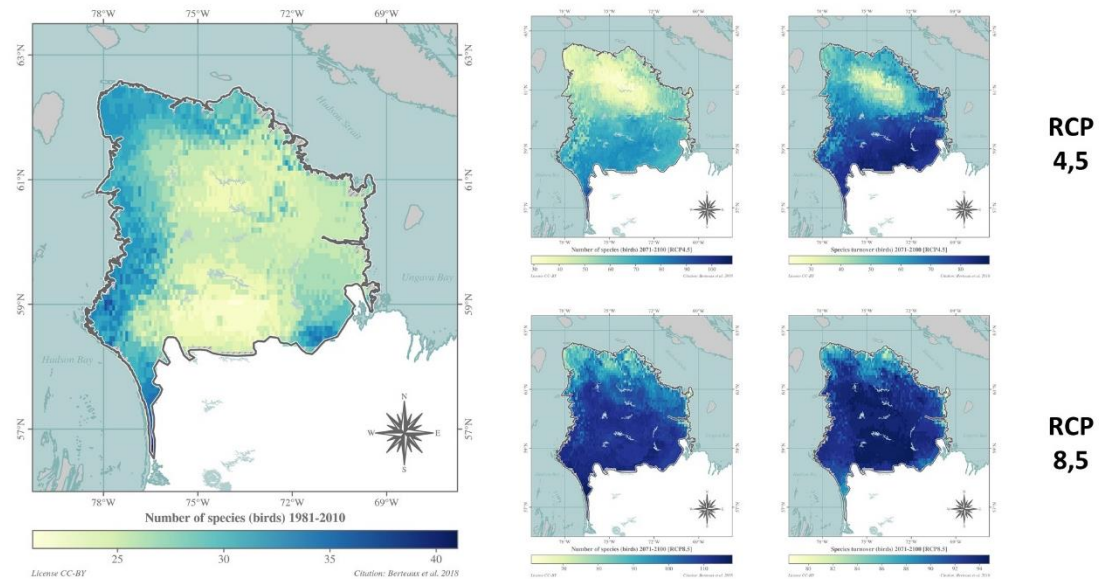


PÉRIODE DE RÉFÉRENCE 1981-2010

2071-2100

DELTA

Figure 1 Changements potentiels projetés dans le nombre d’espèces de mammifères et d’oiseaux sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. Le nombre d’espèces observé dans la période de référence (1981-2010) est représenté dans le panneau de gauche, tandis que celui projeté pour la période 2071-2100 est représenté en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.



PÉRIODE DE RÉFÉRENCE 1981-2010

2071-2100

DELTA

Figure 2 Changements potentiels projetés dans le nombre d’espèces d’oiseaux sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. Le nombre d’espèces observé dans la période de référence (1981-2010) est représenté dans le panneau de gauche, tandis que celui projeté pour la période 2071-2100 est représenté en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.

La richesse spécifique totale (Figure 1), le nombre d'espèces d'oiseaux (Figure 2), ainsi que le nombre d'espèces de mammifères (Figure 3) dont la niche climatique chevauche l'aire d'étude augmentent entre 1981-2010 et 2071-2100, que ce soit pour le RCP 4,5 (cartes du haut) ou le RCP 8,5 (cartes du bas). Ceci est particulièrement vrai pour les oiseaux, dont le nombre d'espèces est projeté d'augmenter de façon importante dans le centre de la péninsule (Figure 2).

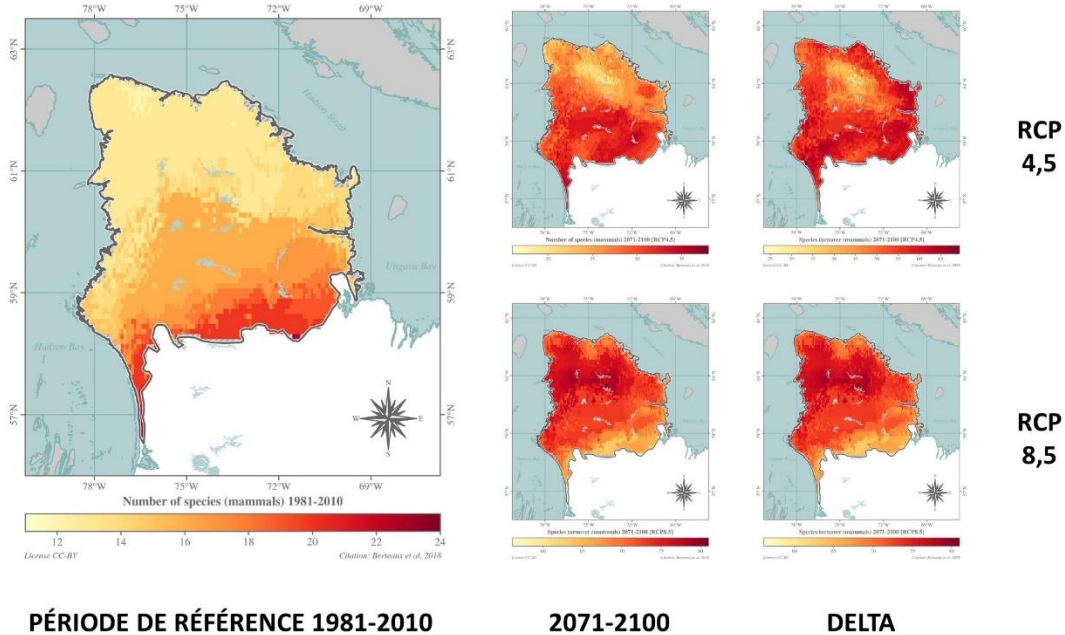


Figure 3 Changements potentiels projetés dans le nombre d'espèces de mammifères sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d'Ungava, au Nunavik. Le nombre d'espèces observé dans la période de référence (1981-2010) est représenté dans le panneau de gauche, tandis que celui projeté pour la période 2071-2100 est représenté en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.

Les gains et pertes en espèces sont plus faibles dans la région correspondant aux hauts plateaux de l'Ungava pour l'horizon 2071-2100 RCP 4,5 (au centre, légèrement désaxée vers le nord; Figure 4, cartes du haut), mais ceci est moins marqué sous le scénario RCP 8,5 (Figure 4, cartes du bas).

Pour les deux périodes futures et les deux scénarios de forçage radiatif, les gains en espèces sont plus élevés que les pertes (Figure 5). Pour chacun des scénarios, la proportion d'espèces d'oiseaux et de mammifères dont l'aire de répartition augmente dans notre aire d'étude varie entre 56 et 75%, tandis que celle dont l'aire de répartition diminue dans notre aire d'étude ne dépasse pas les 20%.

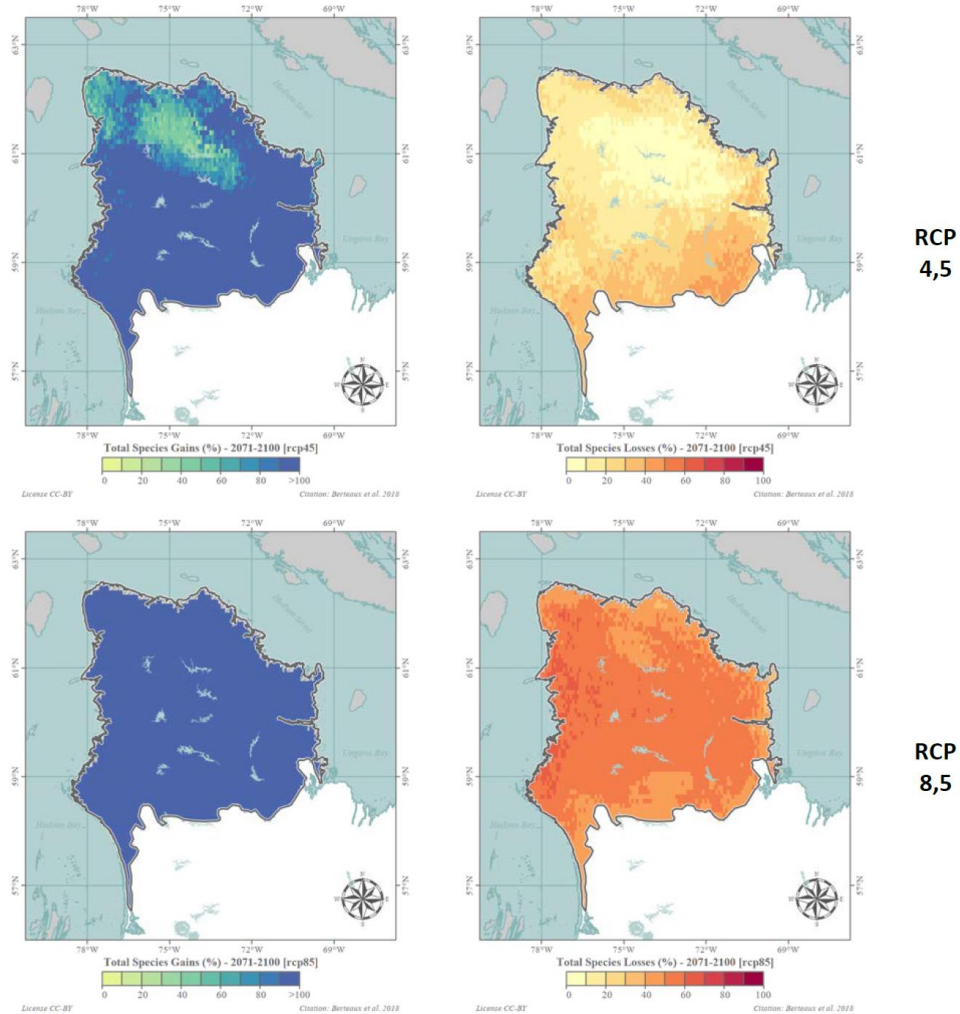


Figure 4 Changements potentiels projetés dans la répartition des espèces sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d'Ungava, au Nunavik. Les gains (cartes de gauche) et les pertes (cartes de droites) potentielles en espèces entre 2071-2100 et 1981-2010 sont représentés pour le RCP 4,5 (cartes du haut) et le RCP 8,5 (cartes du bas). Les gains et les pertes sont représentés en pourcentage.



	2041-2070		2071-2100	
	RCP 4,5	RCP 8,5	RCP 4,5	RCP 8,5
Oiseaux 	↑ 16% ↓ 64%	↑ 18% ↓ 75%	↑ 18% ↓ 70%	↑ 20% ↓ 73%
Mammifères 	↑ 14% ↓ 56%	↑ 12% ↓ 70%	↑ 9% ↓ 67%	↑ 16% ↓ 67%

Figure 5 Proportion des espèces d'oiseaux et de mammifères pour lesquels nous observons une augmentation (vert) et une diminution (rouge) de leur aire de répartition potentielle dans notre région d'étude pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100, sous deux RCP (RCP 4,5 et RCP 8,5).

Pour les lecteurs désireux d'apprécier les résultats de la modélisation de niche climatique pour chacune des espèces d'oiseaux et de mammifères à l'étude, il est possible de les visualiser ainsi que de les télécharger sur le site web Toundra-Nunavik. Vous pourrez y trouver les niches climatiques potentielles de chaque espèce et ce, pour trois périodes futures (2011-2040, 2041-2070, 2071-2100) et deux scénarios d'émission de gaz à effets de serre (RCP 4.5 et RCP 8.5). Certaines espèces présentent au Nunavik revêtent une importance écologique ou sociale si grande que nous détaillerons ici les effets des changements climatiques en cours et à venir au 21^e siècle.

1.2 Le caribou migrateur, une espèce jugée importante

(Crédit photo : Joëlle Taillon)



Le caribou migrateur est une espèce clé au Nunavik comme ailleurs en Arctique (AMAP 2002), tant pour le rôle central qu'il joue dans les écosystèmes qu'il habite que pour l'importance culturelle et socioéconomique qu'il occupe chez les communautés autochtones du Nord. Chassé pour une consommation locale, le caribou migrateur représente une source importante de nourriture pour les résidents du Nord (Ferguson et Messier 1997, Jean et Lamontagne 2004).

Comptant plusieurs milliers de représentants, les caribous migrateurs sont répartis en deux troupes : celui de la rivière George (TRG), dont l'aire de répartition se situe dans la partie est du Nunavik et qui chevauche également le Labrador et le Nunatsiavut, et celui de la rivière aux Feuilles (TRF) qui occupe une grande partie de la péninsule de l'Ungava et qui s'étend au sud jusqu'au 52^e parallèle. Bien qu'ayant connu d'importantes fluctuations au cours des dernières décennies, les caribous migrateurs demeurent les plus importants herbivores de la région. Selon les plus récentes estimations, le TRG et la TRF compteraient 8 100 et 187 000 caribous, respectivement (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, données non publiées, 2020 et 2018, respectivement).

De par son statut particulier, le caribou migrateur a été largement étudié au Nunavik comme ailleurs en Arctique. Parmi les études dont il fait l'objet, plusieurs s'intéressent aux impacts des changements climatiques sur la dynamique de population de l'espèce. Nous en recensons ci-dessous les principaux faits saillants.

1.2.1 Répartition potentielle future

La modélisation de niche climatique du caribou migrateur prédit une contraction de son aire de répartition au Québec-Labrador pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100, contraction qui résulte en une extirpation complète dans le scénario le plus pessimiste à la fin du siècle (Figure 6). Il va sans dire que ces projections demeurent des scénarios potentiels, et que différents facteurs biotiques et abiotiques viendront moduler cette réponse.

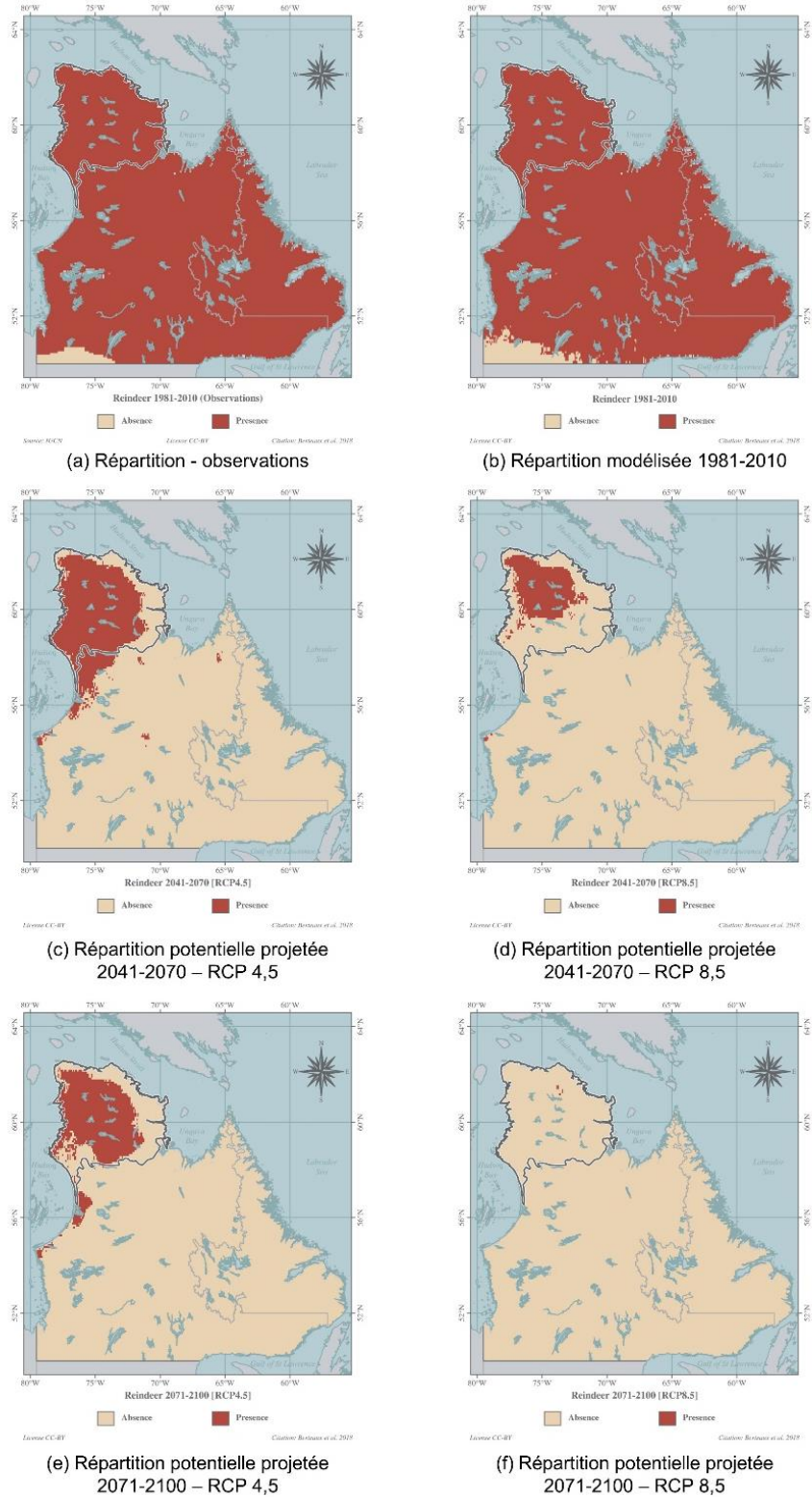


Figure 6 Modélisation de niche climatique du caribou migrateur (*Rangifer tarandus*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5.

1.3 Bœuf musqué, un compétiteur potentiel du caribou migrateur

(crédit photo : Sandra Angers-Blondin)



Le bœuf musqué est le deuxième ongulé en importance dans le monde circumpolaire et comme le caribou, il représente une source cruciale de nourriture et de revenu pour les peuples nordiques (Meakin et Kurvits 2009). En plus de consommer sa viande, les autochtones chassent le bœuf musqué de façon sportive et vendent sa laine, appelée *qiviuk* (Nuttal et coll. 2010). Au Nunavik par contre, l'arrivée récente du bœuf musqué en fait une espèce culturellement moins importante qu'ailleurs en Arctique.

Grand herbivore particulièrement bien adapté aux conditions rigoureuses de l'Arctique, le bœuf musqué est vulnérable aux changements climatiques en cours et prévus. Des études paléocéologiques ont effectivement démontré que les espèces arctiques comme le bœuf musqué ont subi un déclin de leurs populations lors de périodes interglaciaires (Campos et coll. 2010). Afin de dresser un portrait éclairé de l'avenir de la population de bœufs musqués au Nunavik, nous recensons ici les principaux effets des changements climatiques observés et prévus sur le bovidé.

Historiquement absent du Nunavik (Jean et coll. 2006), le bœuf musqué a été introduit en 1967 dans le but d'en faire l'élevage, puis relâché progressivement entre 1973 et 1978 (Le Hénaff 1986). Les 55 bœufs musqués initialement relâchés aux environs des villages nordiques de Kuujuaq et de Tasiujaq semblent s'être particulièrement bien adaptés aux conditions du Nunavik : la population du bovidé a atteint 533 individus en 1991, puis 1400 en 2003 (Jean et coll. 2006). Aux meilleures de nos connaissances et d'après de récents inventaires, le bœuf musqué colonise maintenant l'essentiel de la côte de la péninsule de l'Ungava et les rives de la rivière aux Mélèzes (Figure 7). Les dernières estimations officielles du bœuf musqué au Nunavik dénombrèrent 4 000 individus (inventaires de 2016 et 2019 ; Cuyler et coll. 2020).

Bien que nous détenions très peu d'information sur les interactions entre le caribou migrateur et le bœuf musqué au Nunavik, l'arrivée relativement récente de ce dernier soulève des craintes au sein des communautés inuites. Celles-ci s'inquiètent du fait que le bovidé pourrait évincer le caribou migrateur de certains secteurs sensibles (Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage 2012). L'expansion récente du bœuf musqué pourrait effectivement entraîner un plus grand chevauchement des aires de répartition de ces deux grands herbivores et augmenter la compétition pour les ressources alimentaires, source de nourriture pour le loup. De plus, les Inuits soutiennent que le bœuf musqué dégagerait une odeur désagréable pour les caribous, éloignant ces derniers des sites prisés par le bœuf musqué (E. Rioux-Paquette, communication personnelle, 2021).

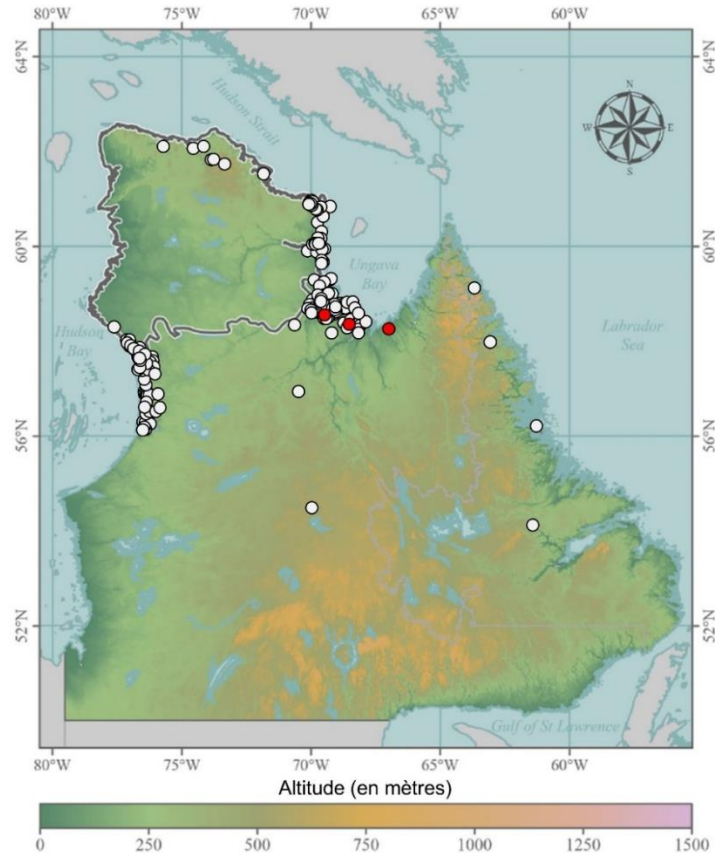


Figure 7 Données d’observations de groupes de bœufs musqués (points blancs). Les points rouges correspondent aux trois sites de relâchement de bœufs musqués : dans la région de Tasiujaq, au nord de Kuujuaq et à la rivière à la Baleine (Le Hénaff et Crête 1989). Les données d’observations proviennent de différentes sources, mais sont colligées par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

1.3.1 Répartition potentielle future

Les modèles de niche s’appuient sur des prémisses qu’il faut connaître et comprendre afin d’éviter les fausses interprétations. Entre autres, ils supposent que les espèces soient en équilibre avec les conditions climatiques de la période de référence (Guisan et Theurillat 2000) et que les espèces n’évolueront pas durant la période couverte par la projection (Bertheaux et coll. 2014). Comme le bœuf musqué est une espèce nouvellement introduite, il est peu probable qu’il utilise l’ensemble de sa niche climatique potentielle. Nous n’avons donc pas réalisé une modélisation de sa répartition potentielle future, mais nous discuterons des différents impacts que les changements climatiques en cours et à venir entraîneront pour la population de bœufs musqués au Nunavik dans les prochaines sections.

1.4. Loup gris, le prédateur par excellence

(crédit photo : Getty Images/iStockPhoto)



Prédateur par excellence de plusieurs écosystèmes terrestres de l'Arctique, le loup gris est un mammifère mobile qui vit en meute pour chasser. Il peut coloniser un large éventail d'habitats sous différents climats, passant de la toundra arctique aux forêts subtropicales (Boitani et coll. 2018). L'intensification de la colonisation des Européens sur le continent nord-américain au 19^e siècle a nui aux meutes de loups vivant le plus au sud et a exterminé plusieurs populations historiquement présentes aux États-Unis et au Canada (Wayne et coll. 1992).

Alors que le loup gris est absent du sud du Québec depuis le début du 20^e siècle (Peterson 1966), le Nunavik en compte 2500 et 4000 pour l'ensemble du territoire au nord du 55^e parallèle (Jolicoeur et Heneault 2002). Dans cette région, il est le principal prédateur du caribou migrateur, mais se nourrit également d'autres cervidés et occasionnellement de petits mammifères et d'oiseaux.

Bien qu'il s'agisse d'une espèce importante des écosystèmes terrestres de l'Arctique, peu d'études se sont intéressées aux effets des changements climatiques sur la dynamique de population du loup gris. Notons cependant l'effet allégué de la quantité de neige au sol sur ses stratégies de chasse. Lors des hivers plus neigeux sur Isle Royale (États-Unis), les loups chassent en plus grands groupes et augmentent de ce fait le nombre d'originaux tués par jour (Post et coll. 1999). Bien que ceci ne se traduise pas toujours par une augmentation significative de la population de loups (Post et coll. 1999), il s'ajoute à l'effet positif qu'auront vraisemblablement les changements climatiques sur l'abondance des proies du loup gris au Nunavik. Par exemple, l'original pourrait migrer vers le nord en raison de l'adoucissement des températures, mais également en raison de la fragmentation de son habitat. De ce fait, la survie et le succès reproducteur du loup pourraient augmenter. Pour terminer, la modélisation de l'effet des changements prévus dans la répartition des mammifères dans les régions subarctiques de l'Europe suggère que le loup gris, tout comme la majorité des autres mammifères recensés, profitera des conditions climatiques plus clémentes à l'horizon 2080 (Hof et coll. 2012).

1.4.1 Répartition potentielle future

La modélisation climatique du loup gris n'a pas été réalisée en raison sa présence sur l'ensemble de la région de modélisation dans la période de référence ; nous assumons donc que cette espèce sera présente sur l'ensemble du territoire dans les périodes futures. Il va sans dire que cette supposition est conditionnelle à la présence de ses proies en nombre suffisant pour soutenir le maintien de sa population.

1.5 Renard arctique

(crédit photo : Tore Nordstad/Norwegian Polar Institut)



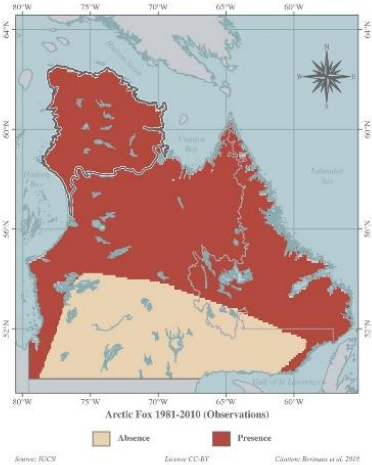
Le renard arctique est une espèce phare des écosystèmes nordiques, et ce, pour différentes raisons : sa répartition est circumpolaire (Angerbjorn et Tannerfeldt 2014), il possède une valeur économique et culturelle importante (Gagnon et Berteaux 2009) et il est considéré comme une espèce indicatrice des changements climatiques par l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN 2009). De plus, cette espèce est menacée dans différentes régions (ex. Temple et Terry 2007), soulignant l'importance d'en suivre les populations (Berteaux et coll. 2017b). Le renard arctique est en effet considéré comme une espèce en danger en Norvège, en Suède et en Finlande (Hersteinsson et coll. 2007, Liukko et coll. 2010), où l'on observe sa disparition dans certaines parties méridionales de la toundra arctique (ex. Skrobov 1960, Chirkova 1968, Hersteinsson et Macdonald 1992) et alpine (ex. Angerbjorn et coll. 1995, Kaikusalo et Angerbjorn 1995, Linnell et coll. 1999, Elmhagen et coll. 2002, Frafjord 2003, Dalen et coll. 2004, Killengreen et coll. 2007).

Au Nunavik, le renard arctique est généralement rencontré dans la toundra, mais il peut se déplacer en deçà de la limite des arbres en hiver lorsque la nourriture est plus rare. Au meilleur de nos connaissances, aucune estimation du nombre de renards arctiques au Nunavik n'a été faite.

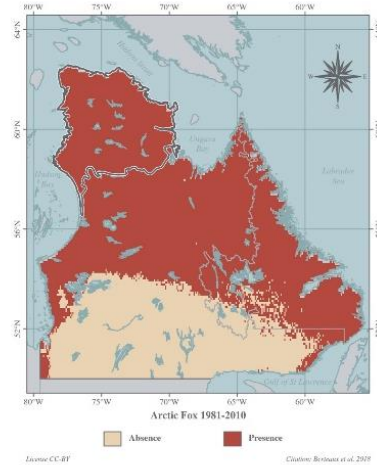
1.5.1 Répartition potentielle future

De façon intéressante, la modélisation de niche climatique pour le renard arctique prédit une transgression de sa limite sud de répartition au cours du 21^e siècle (Figure 8). Écologiquement parlant, il semble peu probable qu'une telle situation se produise, notamment en raison des interactions grandissantes que l'espèce devrait avoir avec le renard roux. Les résultats de modélisation obtenus pour cette espèce montrent bien que les variables climatiques ne sont pas les seules à contraindre l'aire de répartition des espèces.

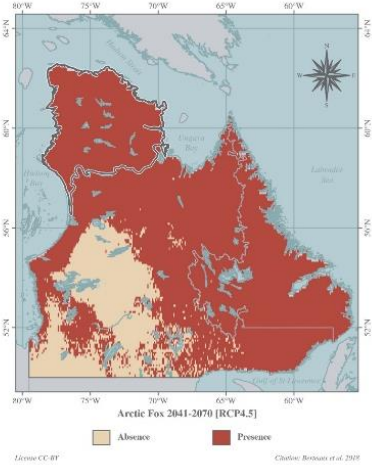
Espèce bien adaptée aux conditions rigoureuses de l'Arctique, le renard arctique fait face à deux principales menaces découlant des changements climatiques récents : l'arrivée en plus grand nombre du renard roux dans les écosystèmes terrestres nordiques et la fluctuation de l'abondance des petits mammifères (Tannerfeldt et coll. 2002).



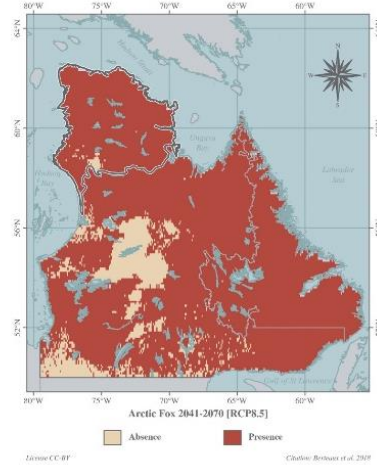
(a) Répartition - observations



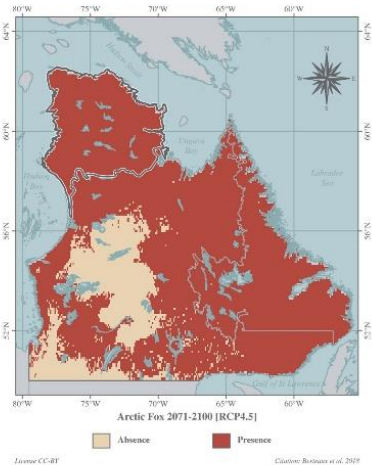
(b) Répartition modélisée 1981-2010



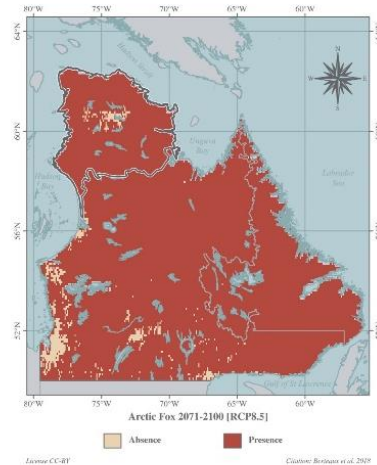
(c) Répartition potentielle projetée
2041-2070 – RCP 4,5



(d) Répartition potentielle projetée
2041-2070 – RCP 8,5



(e) Répartition potentielle projetée
2071-2100 – RCP 4,5



(f) Répartition potentielle projetée
2071-2100 – RCP 8,5

Figure 8 Modélisation de niche climatique du renard arctique (*Vulpes lagopus*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5.

1.6 Renard roux

(crédit photo : Sandra Angers-Blondin)



Le renard roux est l'une des espèces les plus largement répandues dans le monde. Son aire de répartition recouvre la grande majorité des territoires européens, nord-américains et asiatiques, et l'espèce a été introduite en Australie où il s'est étendu dans l'ensemble du pays (Hoffmann et Sillero-Zubiri 2016). Les habitats et les conditions environnementales dans lesquels évolue le renard roux sont donc variés (Barton et Zalewski 2007), passant des conditions tempérées des forêts de feuillus aux environnements subarctiques froids. Au Canada, le renard roux est présent sur l'ensemble du territoire jusqu'à l'île de Baffin, y compris au Nunavik. Au meilleur de nos connaissances, aucune estimation de population n'a été réalisée pour le renard roux au Nunavik.

Le renard roux est probablement le mammifère pour lequel l'expansion nordique de l'aire de répartition est la plus connue (Post et coll. 2009). En effet, plusieurs évidences suggèrent que l'aire de répartition du renard roux s'est étendue vers le nord dans la toundra arctique (Marsh 1938, Skrobov 1960, MacPherson 1964, Hersteinsson et Macdonald 1992) et en altitude dans la toundra alpine (Hersteinsson et Macdonald 1992, Frafjord 2003, Dalen et coll. 2004). L'espèce est également rencontrée en plus forte abondance dans certaines régions à l'intérieur de son aire de répartition (Elmhagen et coll. 2015).

1.6.1 Répartition potentielle future

Comme pour le loup gris, la modélisation climatique du renard roux n'a pas été réalisée en raison sa présence sur l'ensemble de la région de modélisation dans la période de référence ; nous assumons donc que cette espèce sera présente sur l'ensemble du territoire dans les périodes futures retenues pour notre analyse (2041-2070, 2071-2100).

1.7 Ours noir

(crédit photo : Ignacio Yufera/www.iyufera.com)



L'ours noir est une espèce omnivore et opportuniste s'alimentant d'une grande diversité d'espèces végétales et animales, notamment plusieurs arthropodes (Larivière 2001, Lesmerises et coll. 2015). Bien qu'il soit généralement associé aux massifs forestiers (Pelton 2001), l'ours noir est retrouvé dans une vaste gamme d'environnements. En effet, il est retrouvé dans les tourbières jusqu'aux forêts subtropicales, en passant par la forêt boréale et dans certaines portions de la toundra (Veitch et Harrington 1996).

Au Québec nordique, l'ours noir est présent dans la moitié méridionale du Nunavik et semble restreint au sud de la limite des arbres (Figure 9). Les plus récentes estimations de population dénombrent environ 3000 individus, soit environ 0,10 ours

par 100 km² (Lamontagne et coll. 2006). De nombreuses observations d'individus au-delà de leur aire de répartition historique sont cependant recensées par les habitants du Nord, suggérant que l'ours noir est en processus d'expansion géographique dans la péninsule de l'Ungava. Des entrevues réalisées entre 2007 et 2009 recensent des observations d'ours noir jusqu'à Kangiqsujaq, village situé au 61^e parallèle nord (Cuerrier et coll. 2015), tandis que cette espèce aurait atteint le village de Salluit situé sur pointe de la péninsule depuis environ 5 ans (S.D. Côté, communication personnelle, 2017). Des ours noirs ont également été observés à l'intérieur des terres, loin des villages (M. Bonin, communication personnelle, 2019). Des observations de tanières dans la péninsule de l'Ungava suggèrent que l'ours noir y passe maintenant l'hiver, faisant passer le statut de l'ours noir de simple visiteur estival à résidant (Taillon et coll. 2016). De plus, les mentions de plus en plus fréquentes suggèrent que la population d'ours noirs serait en croissance au Nunavik.

Au Nunavik, l'ours noir est le deuxième prédateur en importance du caribou après le loup gris. Lorsqu'il s'attaque au cervidé, il cible davantage les faons, mais réussit à capturer des adultes lorsqu'il arrive à les surprendre (Taillon et coll. 2016). L'importante diminution de l'effectif des deux troupes de caribous migrateurs au Nunavik a stimulé de nombreux projets d'études par l'équipe de Caribou Ungava, basée à l'Université Laval (<https://www.caribou-ungava.ulaval.ca/accueil/>). Un de ces projets s'intéresse à l'influence de la prédation sur la dynamique de population du caribou et suggère que l'ours noir au Nunavik pourrait consommer une plus grande proportion de viande que ses conspécifiques du sud (M. Bonin, communication personnelle, 2019).

1.7.1 Répartition potentielle future

La modélisation de niche climatique de l'ours noir montre qu'une transgression de la limite nord de répartition de l'espèce pourrait être possible au cours du 21^e siècle, surtout dans le scénario pessimiste (Figure 9d, f). Comme il en a été question dans la section précédente, des observations de cette espèce ont déjà été rapportées au-delà de sa limite septentrionale de répartition et ce, à des latitudes qui ne devraient être atteinte qu'à la fin du siècle selon la modélisation de niche climatique.

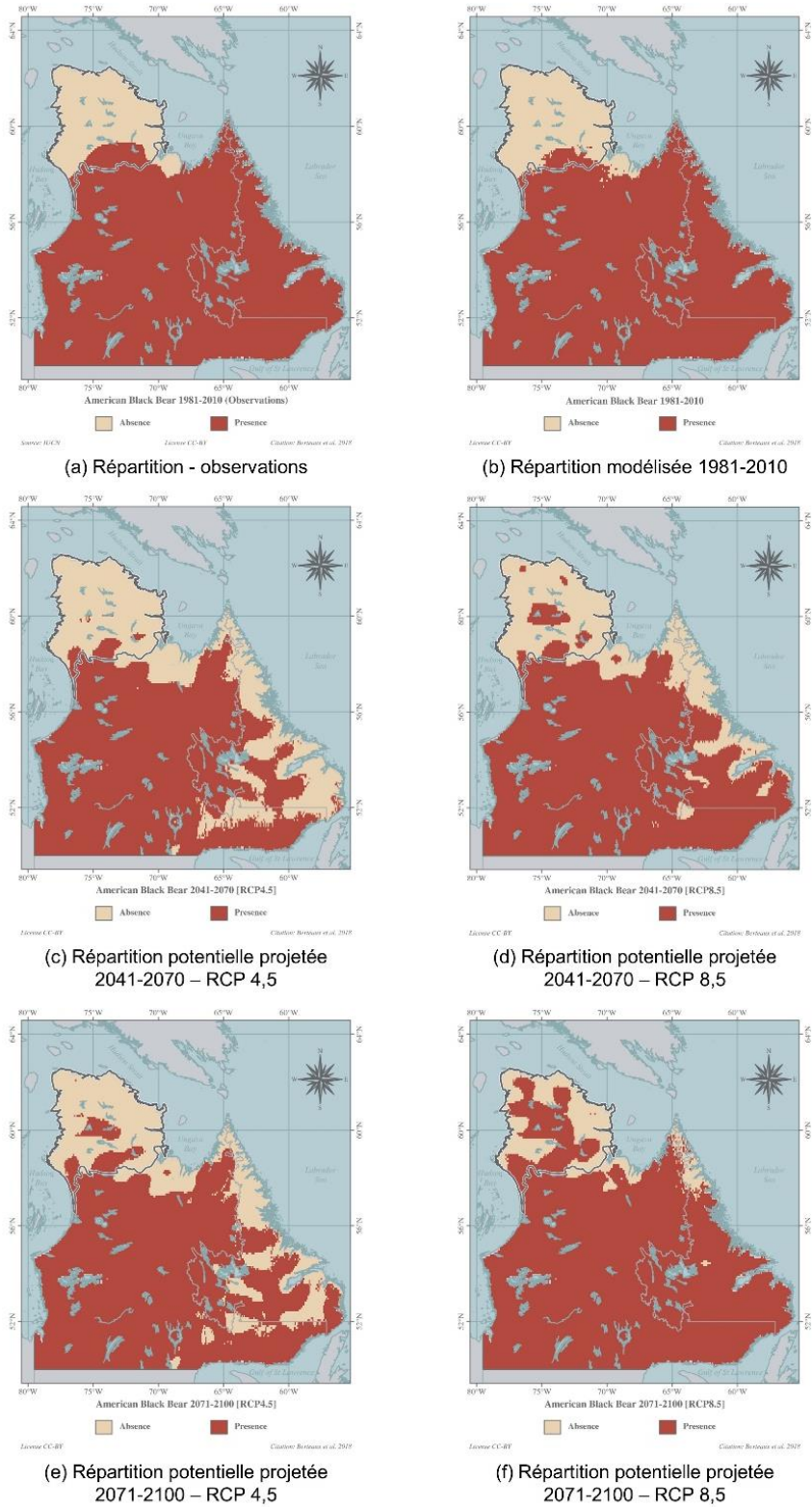


Figure 9 Modélisation de niche climatique de l'ours noir (*Ursus americanus*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5.

1.8 Castor

(crédit photo : Brian Lasenby / www.brianlasenby.com)



Ingénieur écosystémique par excellence, le castor a longtemps été à la base de l'économie canadienne. Il est l'animal à fourrure le plus important pour les communautés criées du Québec, autant pour la nourriture qu'il leur fournit que pour les revenus découlant de la vente de sa fourrure (James Bay et Northern Quebec Native Harvesting Research Committee 1982).

Le castor est un rongeur largement réparti en Amérique du Nord et fortement associé aux écosystèmes forestiers (Jenkins et Busher 1979, Baker et Hill 2003). Bien qu'il existe quelques observations de castors au nord de la limite des arbres, celles-ci sont généralement recensées dans des peuplements forestiers résiduels ou dans un cours d'eau relié à la forêt boréale par le réseau hydrologique (Jung et coll. 2016). Au Nunavik, la répartition historique du castor est limitée au nord par la limite des arbres, et les plus récentes estimations de densité de l'espèce s'élèvent à un maximum de 0,27 colonie par km² (Jarema et coll. 2009).

Au Nunavik, l'arrivée récente de l'espèce et l'observation de plus en plus fréquente de barrages dans les rivières avoisinant certains villages sèment l'inquiétude chez les résidents. Bien que la présence du castor soit favorable pour plusieurs espèces de poissons grâce aux refuges qu'il crée, les barrages pourraient avoir des effets contrastés chez les salmonidés (Malison et coll. 2014, Tape et coll. 2018). Les pêcheurs locaux craignent entre autres que les barrages nuisent à la migration de l'omble chevalier, une espèce particulièrement prisée par les Inuits (M. Neelin, comm. personnelle, 2019).

1.8.1 Répartition potentielle future

La modélisation de niche climatique du castor montre qu'une transgression de la limite nord de répartition de l'espèce pourrait être possible au cours du 21^e siècle (Figure 10). Comme il en a été question dans la section précédente, des observations de cette espèce ont déjà été rapportées au-delà de sa limite septentrionale de répartition et ce jusqu'au village de Tasiujaq.

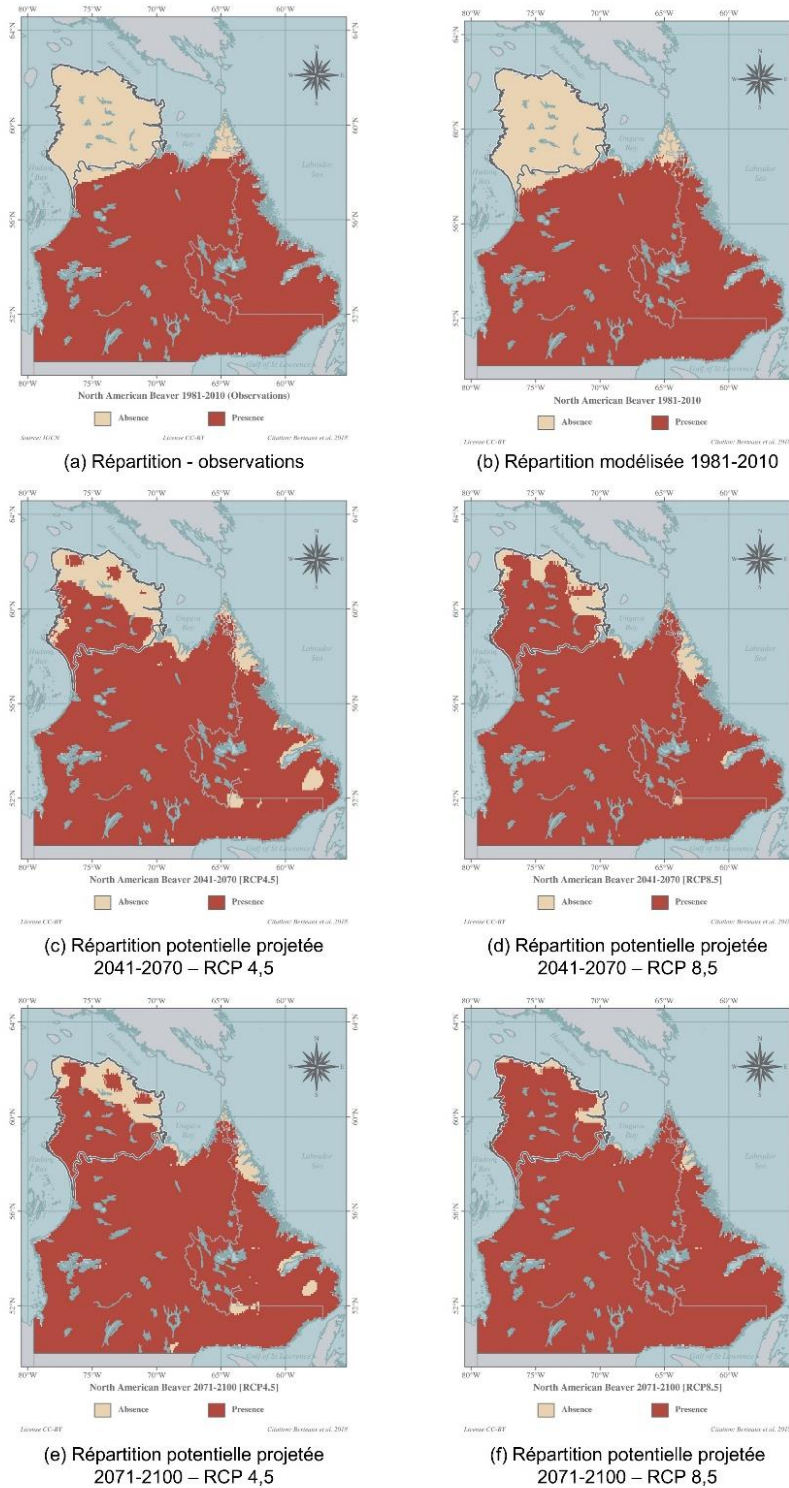


Figure 10 Modélisation de niche climatique du castor du Canada (*Castor canadensis*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5.

1.9 Ours blanc

(crédit photo : Ignacio Yùfera/www.iyufera.com)



Espèce phare des régions nordiques et symbole médiatique par excellence des effets négatifs des changements climatiques sur la faune, l'ours blanc revêt une importance culturelle pour les habitants du Nord québécois (NMRWB 2018). Cette espèce est considérée comme un symbole de courage et de force pour les habitants du Nunavik et le chasser demeure un important rite de passage à l'âge adulte pour les jeunes Inuits (NMRWB 2018).

Au Nunavik comme dans différentes autres régions du Canada (ECCC 2018), le nombre d'ours blancs recensés est en hausse. Dans la grande majorité des entrevues réalisées dans le cadre d'un rapport sur le savoir traditionnel inuit (NMRWB 2018), une majorité de répondants rapporte une augmentation des observations de cette espèce depuis les années 1970. De plus, certains mentionnent que les ours blancs sont maintenant observés dans certains endroits où ils étaient historiquement absents, ainsi qu'à plusieurs kilomètres à l'intérieur des terres (NMRWB 2018).

Ces observations sont corroborées par les suivis de populations à l'échelle de l'Arctique, qui relatent que les populations d'ours blancs au Nunavik sont stables ou vraisemblablement en croissance (ECCC 2017). Seule la sous-population du sud de la baie d'Hudson (sous-population SH; Figure 11) a récemment montré des signes de déclin. Des suivis récents des différentes sous-populations d'ours blancs ont suggéré des densités de 0,83 individu au 1000 km² pour la sous-population sud de la baie d'Hudson (SH, Figure 11; population totale : 943), 1,27 pour celle du détroit de Davis (DD, Figure 11; population totale : 2158) et 2,19 pour celle du Bassin de Foxe (BF, Figure 11; Hamilton et Derocher 2019; population totale : 2580). Les sous-populations du Nunavik sont parmi les moins vulnérables à l'échelle de l'Arctique selon un indice basé sur différents paramètres écologiques jugés pertinents pour la dynamique de population de l'espèce (p. ex. la période sans glace, la diversité d'espèces, etc. ; Hamilton et Derocher 2019).

Bien que la situation de l'ours blanc ne soit pas aussi alarmante que le laissent généralement sous-entendre les médias, il n'en demeure pas moins que les changements climatiques affectent l'écologie de cette espèce. Plusieurs scientifiques considèrent même que les changements climatiques sont le facteur à long terme le plus critique pour cette espèce et son habitat (Amstrup et coll. 2010, Obbard et coll. 2010, Hamilton et coll. 2014, Wiig et coll. 2015,). Nous recensons dans les prochains paragraphes les effets les plus importants des changements climatiques.

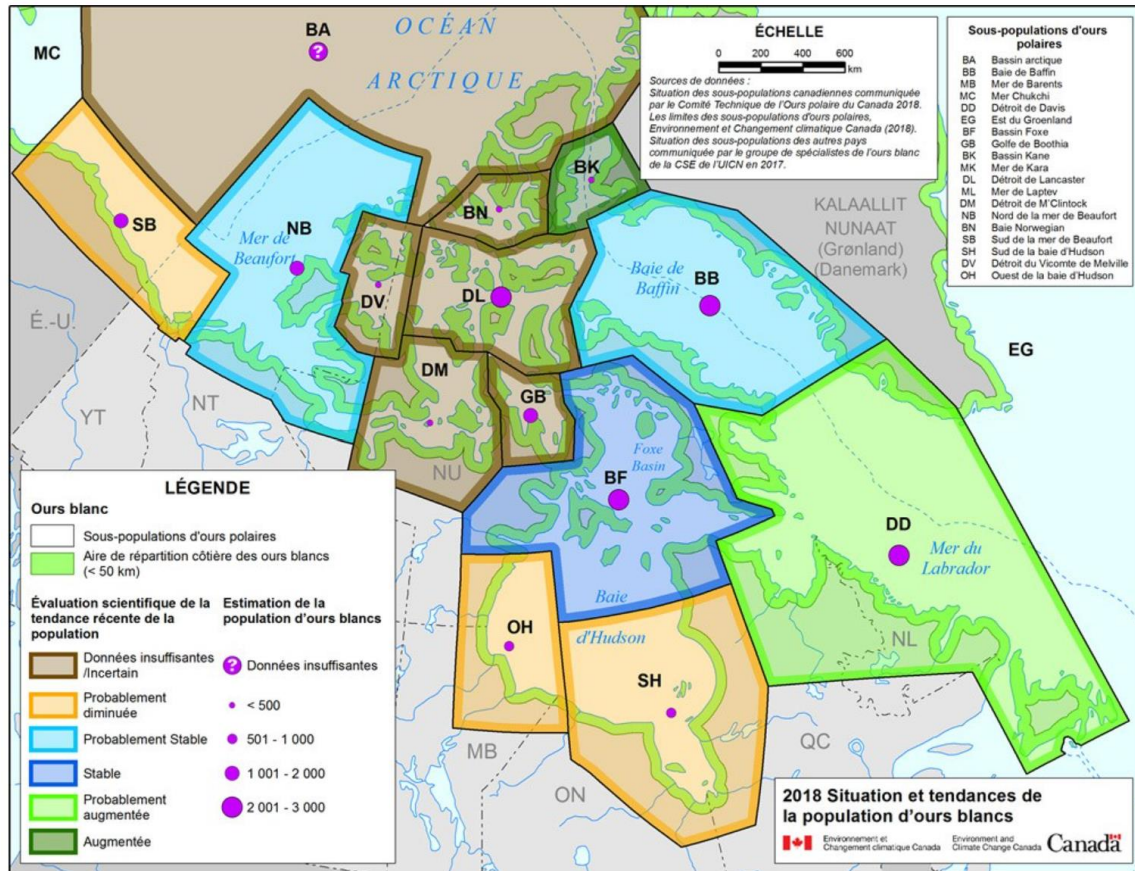


Figure 11 Situation et tendances des sous-populations d'ours polaires au Canada en 2018. Trois sous-populations se retrouvent sur le territoire du Nunavik, soit celles du sud de la baie d'Hudson (SH), celle du bassin Fox (BF) et celle du détroit de Davis (DD). Cette carte est tirée d'ECCC (2018).

1.9.1 Répartition potentielle future

La modélisation de niche climatique de l'ours polaire prédit une contraction de l'aire de répartition de l'espèce au Québec-Labrador pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100. De façon intéressante, la modélisation prédit également la présence de l'espèce dans la partie sud de la région (Figure 12), ce qui met bien en évidence que les variables climatiques ne sont pas les seules à contraindre l'aire de répartition des espèces. En effet, il est peu probable que cette espèce se retrouve à l'intérieur du territoire cri, loin de ses sources de nourriture marine.

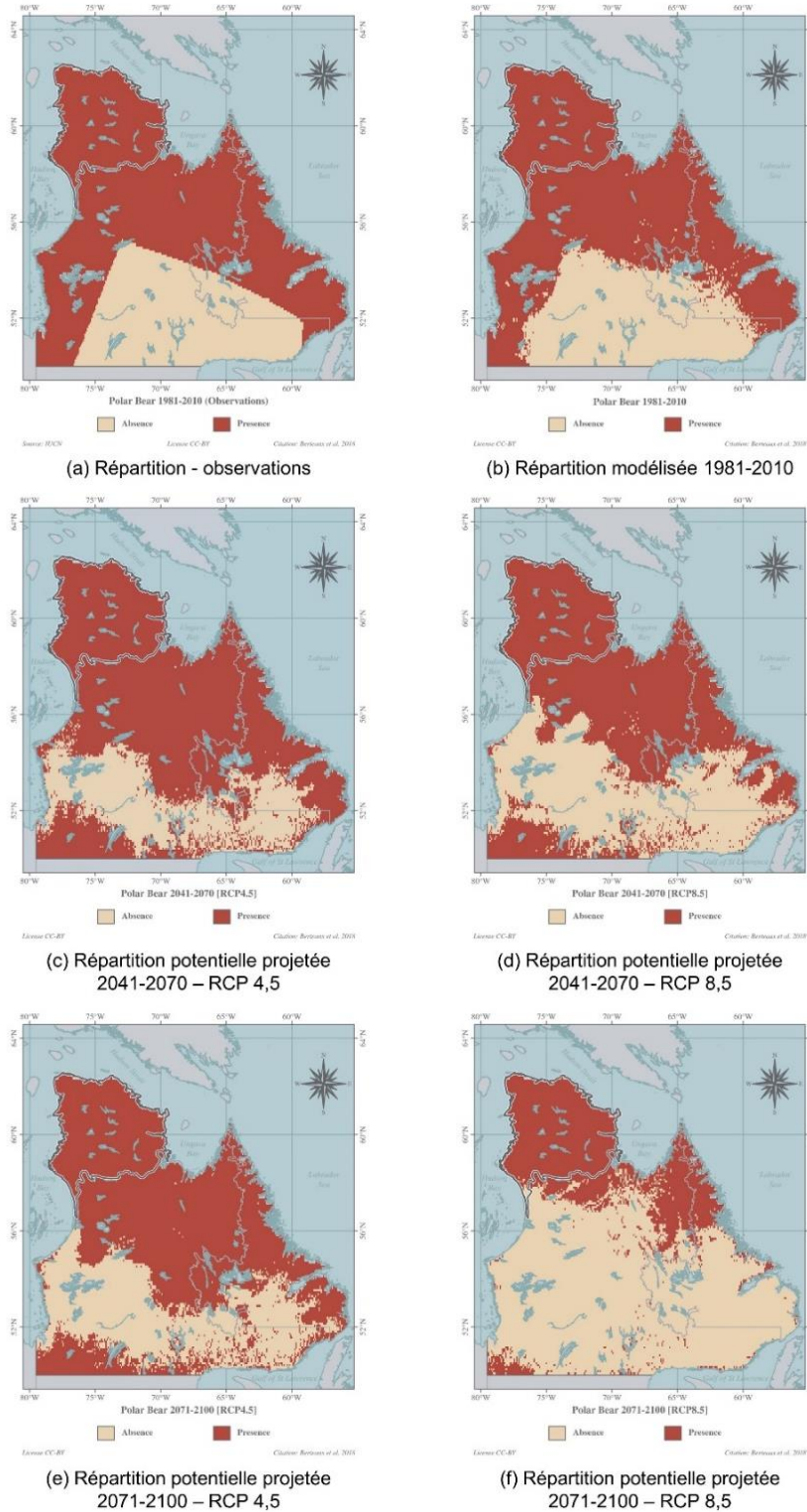


Figure 12 Modélisation de niche climatique de l'ours blanc (*Ursus maritimus*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5.

1.10 Lemming d'Ungava

(crédit photo : ainawgsd)



Petit rongeur d'une quinzaine de centimètres, le lemming d'Ungava vit uniquement dans la toundra arctique du nord du Québec et du Labrador. Il est présent dans la péninsule de l'Ungava, mais certaines populations sont retrouvées jusqu'à Schefferville (Desrosiers et coll. 2002). Comparativement à d'autres espèces de micromammifères, les lemmings utilisent préférentiellement les terrains arides et recouverts de lichens de la toundra et se nourrit d'une grande diversité de plantes (Desrosiers et coll. 2002). Avec les griffes de ses pattes antérieures qui s'allongent à l'approche de l'hiver, le lemming d'Ungava peut creuser efficacement dans la neige durcie, la glace et le sol gelé.

Les lemmings représentent les principales proies pour bon nombre de prédateurs de l'Arctique, notamment le harfang des neiges, le renard arctique, le labbe à longue queue et l'hermine. Par conséquent, ils représentent une espèce clé dans les écosystèmes nordiques et tout changement dans leur abondance et leur répartition peut percoler dans le réseau trophique qu'ils soutiennent.

Au meilleur de nos connaissances, aucune étude ne s'est attardée aux effets des changements climatiques sur le lemming d'Ungava. Aucun recensement exhaustif des populations au Nunavik n'a été effectué non plus, bien que certaines mentions aient été relevées ponctuellement. Par contre, plusieurs recherches ont été menées sur ses proches cousins du Groenland (*Dicrostonyx groenlandicus*) et de l'Europe (*Dicrostonyx torquatus*). Nous en recenserons ici les principaux résultats.

1.10.1 Répartition potentielle future

La modélisation de niche climatique du lemming d'Ungava prédit une contraction de l'aire de répartition de l'espèce au Québec-Labrador pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100 (Figure 13), contraction qui résulte en une extirpation complète dans le scénario le plus pessimiste à la fin du siècle (Figure 13f). Dans les autres scénarios (Figure 13c, d, e), le lemming d'Ungava serait potentiellement limité à la péninsule de l'Ungava, au-delà de la limite des arbres actuelles.

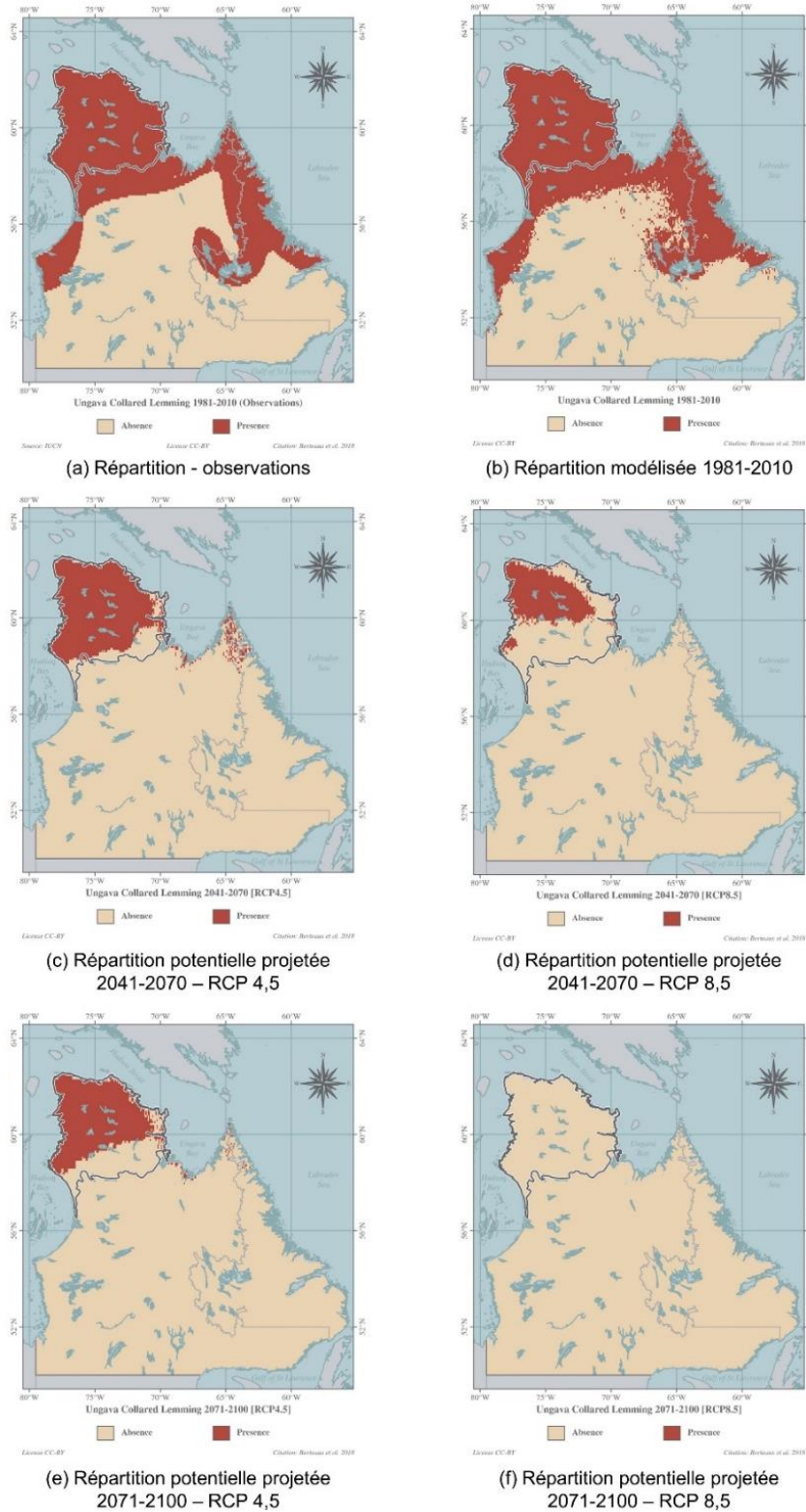


Figure 13 Modélisation de niche climatique du lemming de l'Ungava (*Dicrostonyx hudsonius*) au Québec-Labrador. Répartition (a) observée et (b) modélisée pour la période de référence 1981-2010. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (e) RCP 4,5 et (f) RCP 8,5.

1.11 Bernache du Canada

(crédit photo : Marc Fasol)



Oiseau migrateur d'Amérique du Nord, la bernache du Canada est une espèce qui revêt une importance culturelle et économique particulière pour les habitants du Nord québécois (Cotter et coll. 1995, Royer et Hermann 2013). Elle est chassée à la fois par les communautés criées et inuites, en particulier lors de leurs migrations printanières et estivales (KRG 2007).

En fonction de la localisation de leur aire d'estivage et d'hivernage, les bernaches du Canada sont regroupées en différentes sous-populations. Au Nunavik, la sous-population de l'Atlantique niche dans la péninsule d'Ungava et les plus grandes densités de couples nicheurs sont retrouvées le long des côtes des baies d'Hudson et d'Ungava (Malecki et Trost 1990, Harvey et coll. 2016). Cette population de bernaches est suivie annuellement par le Service Canadien de la Faune depuis 1993, ce qui nous permet d'obtenir un indice relativement fiable de l'abondance de cette population. Le recensement le plus récent (2015) estime la population totale du Nunavik à 864 357 individus (+/- 89 343), mais note une différence marquée dans la densité des couples nicheurs entre les côtes des baies d'Ungava (3,4 par km²) et d'Hudson (13,5 par km²; Harvey et coll. 2016). Depuis 1993, la population de bernaches du Canada au Nunavik est passée d'environ 300 000 individus dans les années 1990 à plus de 1 200 000 au milieu des années 2000 (Harvey et coll. 2016).

D'autres populations de bernache du Canada ont connu une croissance au cours des dernières décennies, notamment celle nichant dans le nord-ouest du Groenland (Burnham et coll. 2014). L'amélioration des conditions climatiques a été suggérée comme facteur ayant contribué à la plus grande abondance de différentes populations d'espèces aviaires, dont celles de bernaches du Canada (Fox et coll. 2011). D'autres populations sont néanmoins stables, comme celles de la vallée du Mississippi et du sud de la Baie James nichant toutes deux dans le nord de l'Ontario.

Les changements climatiques peuvent influencer les populations de bernaches du Canada de différentes façons, mais principalement en modifiant l'accessibilité à sa nourriture. Nous détaillerons dans les prochains paragraphes les principaux effets recensés dans la littérature scientifique.

1.11.1 Répartition potentielle future

Comme pour le loup gris et le renard roux, la modélisation climatique de la bernache du Canada n'a pas été réalisée en raison de sa présence sur l'ensemble de la région de modélisation dans la période de référence ; nous assumons donc que cette espèce sera présente sur l'ensemble du territoire dans les périodes futures.

2. La vulnérabilité aux changements climatiques des écosystèmes terrestres du Nunavik

2.1 Revue de littérature sur les différents indices de vulnérabilité utilisés en écologie

Dans les dernières décennies, le nombre d'études évaluant où, quand, pourquoi et comment la biodiversité pourrait être affectée par les changements climatiques a augmenté de façon exponentielle (Ordóñez 2020). Les preuves de ces effets proviennent de trois axes de recherche distincts :

1. les évaluations empiriques et basées sur des modèles des changements de répartition des espèces liés aux changements environnementaux (Chen et coll. 2011) ;
2. les changements de composition et de richesse spécifique (Blowes et coll. 2019) et ;
3. les liens entre les attributs biophysiques, éco-physiologiques ou biogéographiques et les réactions des populations aux changements environnementaux (Angert et coll., 2011).

Alors que le nombre d'études traitant des impacts des changements environnementaux continue à augmenter, il est essentiel de traduire les modèles observés et attendus de changement de la biodiversité en une mesure qui décrit la menace que représentent pour la biodiversité les effets négatifs des transformations environnementales. Cependant, l'évaluation des effets des changements en cours et projetés sur la biodiversité est un problème multifacette.

Les études portant sur la vulnérabilité aux changements climatiques se sont principalement concentrées sur une espèce ou un groupe d'espèces apparentées. Par contre, il est devenu évident que des études à l'échelle de l'écosystème sont nécessaires pour construire une image plus claire des changements écologiques auxquels ces derniers feront face et aux services qu'ils pourront fournir aux humains (Montoya et Raffaelli 2010). L'une des principales recommandations du *Arctic Biodiversity Assessment* (Meltøfte et coll. 2013) est d'ailleurs la nécessité d'adopter une approche de la gestion fondée sur les écosystèmes, en tant que cadre de coopération, de planification et de développement. Une façon intéressante et prometteuse pour synthétiser les effets des changements environnementaux sur la biodiversité est d'utiliser l'analyse de réseaux, c'est-à-dire d'évaluer l'impact des changements climatiques non pas sur chacune des espèces, mais bien sur les réseaux trophiques que ces dernières entretiennent entre elles.

Suite aux premières recherches sur Web of Science, il est devenu évident que l'utilisation d'indices de vulnérabilité aux changements climatiques à l'échelle des écosystèmes était un champ d'études nouveau et pour lequel peu d'information était disponible. Néanmoins, l'analyse de réseaux (trophiques ou autre ; *network analysis* en

anglais) peut nous donner quelques indices sur différentes approches à suivre pour caractériser la vulnérabilité. Par exemple, la connectance, un indice fréquemment utilisé en analyse de réseaux, est une mesure de la proportion d'interactions réalisées par rapport au nombre d'interactions possibles (Delmas et coll. 2019). Cet indice est utilisé pour caractériser la sensibilité d'un réseau (Dunne et coll. 2002, Montoya et coll. 2006); plus les espèces d'un réseau sont étroitement liées entre elles, plus le réseau sera sensible à une perturbation parce que cette dernière pourra se propager à l'ensemble du réseau. Pareillement, la modularité d'un réseau est utilisée comme mesure de la stabilité d'un réseau face à une perturbation. La modularité d'un réseau mesure la façon dont les espèces étroitement liées sont divisées en modules (Olesen et coll. 2007). Un module est défini comme un sous-système d'espèces qui ne se chevauchent pas et qui interagissent fortement entre elles. La grande modularité d'un réseau favorise donc la stabilité de celui-ci en contenant les perturbations à l'intérieur d'un module, limitant ainsi leur diffusion au reste de la communauté (Stouffer et Bascompte 2010, 2011). Cela a d'ailleurs été un élément clé dans le débat sur la diversité-stabilité (Krause et coll. 2003). En utilisant ces indices afin de déceler des variations spatiales (le long d'un gradient environnemental par exemple) ou temporelles (en utilisant la modélisation climatique), nous pourrions mieux comprendre de quelles façons les perturbations en cours ou à venir pourraient transformer les écosystèmes et les services qu'ils rendent (Tylianakis et coll. 2007, Tylianakis et Binzer 2013). Ces efforts ont par contre été entravés par la difficulté de quantifier la dissimilarité entre les réseaux, le défi consistant à trouver un moyen simple et écologiquement valable de mesurer la dissimilitude entre ceux-ci (Dale et Fortin 2010).

2.2 Développement d'un indice de vulnérabilité écologiquement parlant

Le développement d'un bon indice de vulnérabilité écosystémique est complexe et plusieurs approches sont possibles, sans qu'aucune ne puisse être pleinement validée. Nous avons exploré de multiples possibilités, avant d'en adopter une qui est à la fois conforme à la littérature scientifique, applicable aux données à notre disposition, calculable à l'échelle de chaque cellule de la grille d'étude et relativement intuitive d'un point de vue conceptuel. Dans l'approche retenue :

- i) L'exposition reflète simplement l'ampleur des changements climatiques projetés;
- ii) La sensibilité reflète la distribution géographique des espèces durant la période de référence et les liens trophiques qu'elles entretiennent entre elles. En effet, la position d'une cellule par rapport aux aires de répartition des espèces qui y sont présentes peut grandement influencer les effets des changements climatiques sur le taux de renouvellement potentiel des espèces dans cette cellule. De plus, l'ampleur des réorganisations attendues au sein des réseaux trophiques dépendra aussi des liens existant entre les espèces ;
- iii) La vulnérabilité, enfin, exprime à la fois le déplacement potentiel des aires de répartition des espèces (estimé par modélisation de niche) et le réarrangement potentiel des liens trophiques que ces déplacements devraient provoquer.

En termes simples, nous supposons que plus les changements climatiques provoqueront la modification d'une proportion importante des liens trophiques dans un écosystème, plus cet écosystème sera vulnérable aux changements climatiques.

Plus formellement, nous avons défini la vulnérabilité des écosystèmes terrestres du Nunavik comme étant le degré de dissemblance entre la structure du réseau trophique de la période de référence et celle d'un horizon futur. Ce degré de dissemblance a été estimé dans chaque cellule grâce à la projection des répartitions potentielles futures des espèces et de la matrice des relations trophiques entre espèces. L'approche est basée sur le cadre conceptuel de Poisot et al. (2012 ; voir aussi Koleff et al. 2003) qui divise les interactions trophiques en trois groupes :

- i) Les interactions présentes dans le réseau à la fois lors la période de référence et lors de la période future, noté *a*.
- ii) Les interactions présentes dans le réseau seulement lors de la période de référence, noté *b*.
- iii) Les interactions présentes dans le réseau seulement lors de la période future, noté *c*.

Le degré de dissemblance (ou dissimilarité) entre le réseau de référence et le réseau potentiel futur (noté ici *V* pour *Vulnérabilité*) est calculé par une formule basée sur l'indice de diversité β de Whittaker (1960) :

$$V = \frac{a + b + c}{\left[\frac{2a + b + c}{2} \right]} - 1$$

V varie de 0 à 1. *V* = 0 indique que l'on retrouve exactement les mêmes interactions trophiques entre la période de référence et la période future. *V* = 1 indique que l'on ne retrouve, durant la période future, aucune des interactions trophiques qui existaient durant la période de référence.

2.3 Spatialisation des réseaux trophiques, une étape intermédiaire nécessaire

Afin de calculer notre indice de vulnérabilité, nous avons réalisé une revue de littérature exhaustive afin d'établir les relations trophiques (c'est-à-dire, les liens prédateurs-proies) qui existent entre chacune des espèces recensées (43 mammifères et 151 oiseaux). Nous avons également inclus les grands groupes taxonomiques ou fonctionnels de plantes et d'arthropodes (5 groupes d'arthropodes et 7 groupes de plantes, voir plus bas). Nous avons assumé que chacun de ces groupes était présent sur l'ensemble de l'aire d'étude, autant lors de la période de référence que lors des périodes futures. Les groupes taxonomiques ou fonctionnels retenus pour l'analyse de réseaux trophiques sont les suivants :

- i) Arthropodes :
 - a. Arachnides (*Arachnida*)
 - b. Coléoptères (*Coleoptera*)
 - c. Diptères (*Diptera*)

- d. Lépidoptères (*Lepidoptera*)
- e. Hyménoptères (*Hymenoptera*)
- ii) Plantes :
 - a. Arbustes rampants (incluant les arbustes à fruits comestibles)
 - b. Arbustes érigés
 - c. Cypéracées (*Cyperaceae*)
 - d. Lichens
 - e. Herbacées
 - f. Mousses (*Bryophyta*)
 - g. Poacées (*Poaceae*)

Tous les liens prédateurs-proies ont été colligés sur une matrice binaire de relations trophiques (0 = absence de lien, 1 = lien de prédation), dont la Figure 14 présente un extrait. La matrice complète est archivée dans Nordicana D (doi: 10.5885/45555CE-DA1FF11FA4254703).

	Espèce 1 Falco peregrinus	Espèce 2 Aquila chrysaetos	Espèce 3 Bubo scandiacus	Espèce 4 Corvus corax	Espèce 5 Dicrostonyx hudsonius	Espèce 6 Lepus americanus	Espèce 7 Lepus arcticus	Espèce n-1 Vulpes vulpes	Espèce n Vulpes lagopus
Espèce 1 Falco peregrinus	0	0	0	0	0	0	0	0	
Espèce 2 Aquila chrysaetos	0	0	0	0	0	0	0	0	
Espèce 3 Bubo scandiacus	0	0	0	0	0	0	0	0	
Espèce 4 Corvus corax	0	1	0	0	0	0	0	0	
Espèce 5 Dicrostonyx hudsonius	1	1	1	1	0	0	1	1	
Espèce 6 Lepus americanus	0	1	0	0	0	0	0	0	
Espèce 7 Lepus arcticus	0	1	0	0	0	0	1	1	
...	...								
Espèce n-1 Vulpes vulpes	0	0	0	0	0	0	0	0	
Espèce n Vulpes lagopus	0	0	0	0	0	0	0	0	

Figure 14 Extrait de la matrice des relations prédateurs-proies. Chaque colonne représente un prédateur et chaque ligne représente une proie. 0 = absence de lien, 1 = lien de prédation.

Grâce à la projection des niches climatiques de chacune des espèces de mammifères et d'oiseaux étudiées et à la matrice des relations trophiques, nous avons reconstruit le réseau trophique pour chacune des 4 258 cellules de 10 x 10 km de notre aire d'étude et ce, pour la période de référence et les périodes futures sous les deux scénarios de forçage radiatif (RCP 4,5 et RCP 8,5). Nous avons ensuite caractérisé et spatialisé ces réseaux trophiques à l'aide de certains indices largement utilisés dans la littérature scientifique :

- i) Nombre de liens (Figure 15) : cet indicateur correspond au nombre de liens prédateur-proie dans le réseau trophique.
- ii) Connectance (Figure 16) : cet indicateur est une mesure du degré de connectivité entre les espèces d'un réseau trophique.
- iii) Généralité des prédateurs (Figure 17) : cet indicateur représente le nombre moyen de proies par prédateur.
- iv) Précarité des proies (Figure 18) : plus largement connu sous le nom de « vulnérabilité des proies », cet indicateur représente le nombre moyen de prédateurs par proie.

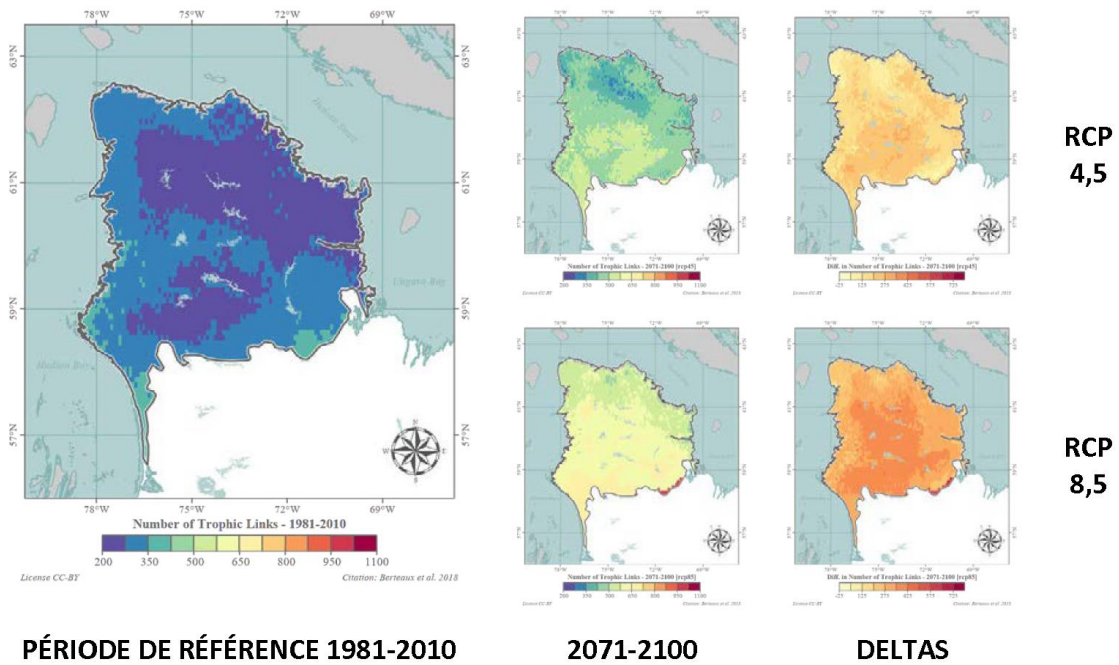


Figure 15 Changements potentiels projetés dans le nombre de liens au sein des réseaux trophiques sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. Le nombre de liens trophiques pour 1981-2010 est représenté dans le panneau de gauche, tandis que celui projeté pour 2071-2100 est représenté en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.

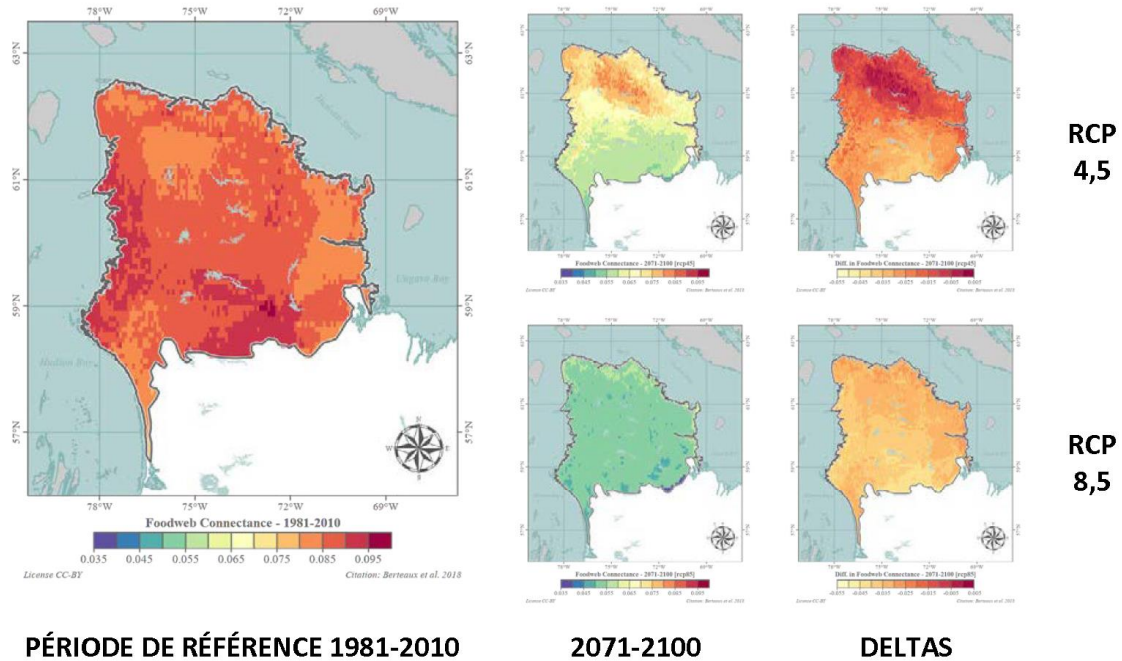


Figure 16 Changements potentiels projetés dans la connectance des réseaux trophiques sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. Les valeurs de connectance pour 1981- 2010 sont représentées dans le panneau de gauche, tandis que celles projetées pour 2071-2100 sont représentées en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.

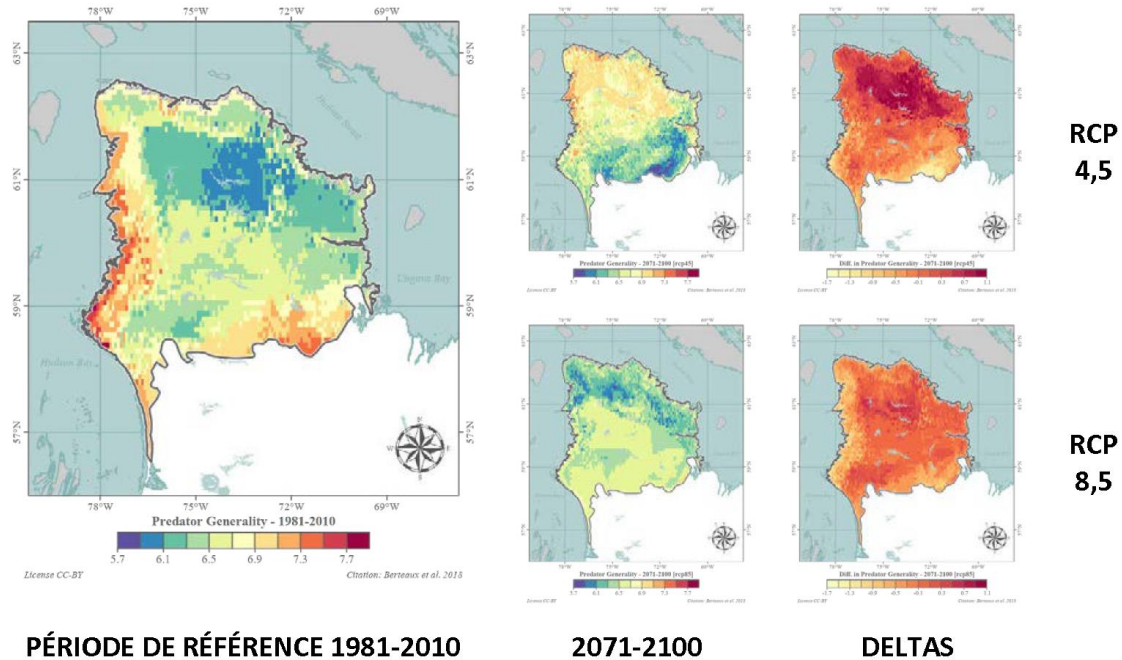
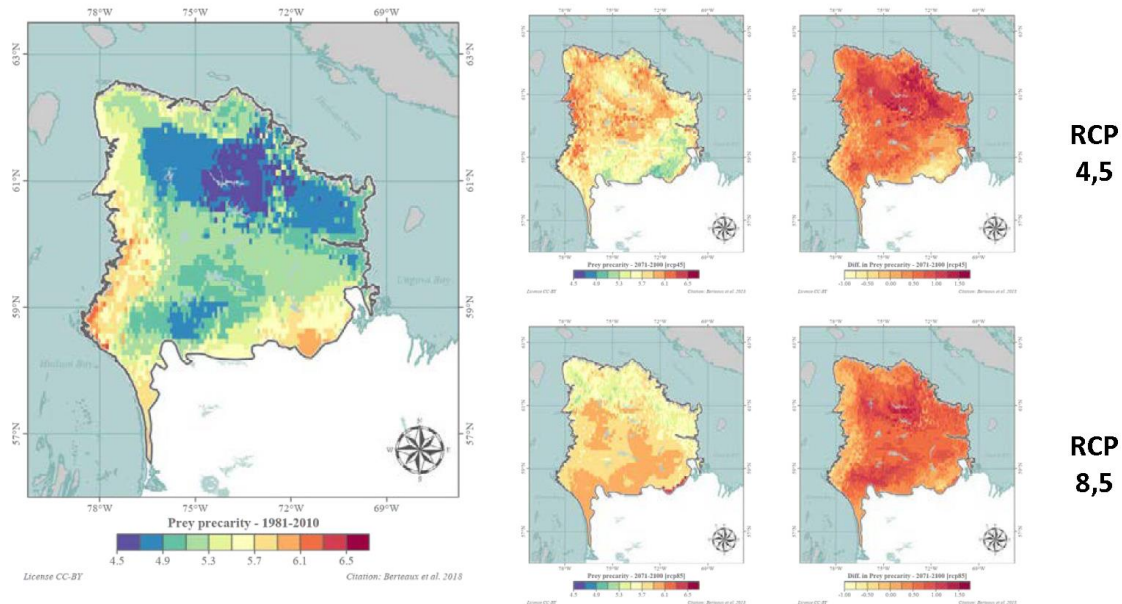


Figure 17 Changements potentiels projetés dans la généralité des prédateurs sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. La généralité des prédateurs pour 1981-2010 est représentée dans le panneau de gauche, tandis que celle projetée pour 2071-2100 est représentée en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.



PÉRIODE DE RÉFÉRENCE 1981-2010

2071-2100

DELTA

Figure 18 Changements potentiels projetés dans la précarité des proies sous deux RCP pour la toundra de la péninsule d’Ungava, au Nunavik. La précarité des proies pour 1981-2010 est représentée dans le panneau de gauche, tandis que celle projetée pour 2071-2100 est représentée en valeurs absolues (cartes du centre) et relatives à la période de référence (cartes de droite) sous le RCP 4,5 en haut et le RCP 8,5 en bas.

Tel qu’illustré à la Figure 15, le nombre de liens trophiques projetés augmente entre 1981-2010 et 2071-2100 pour les deux RCP. Cette augmentation est plus importante au centre de l’aire d’étude. La connectance, qui représente l’importance de la connectivité entre les différentes espèces d’un réseau, diminue sous les deux RCP à l’horizon 2071-2100 (Figure 16). Cependant, sous le RCP 4,5, la connectance demeure plus importante au nord de l’aire d’étude qu’au sud. Sous ce même scénario, la généralité des prédateurs (c’est-à-dire le nombre moyen de proies par prédateur) augmente dans la portion nord de l’aire d’étude tandis qu’elle diminue plus au sud (Figure 17, cartes du haut). Toutefois, sous le RCP 8,5 la généralité des prédateurs diminue de façon plus importante le long de la côte de la baie d’Hudson et demeure inchangée pour une grande partie de l’aire d’étude (Figure 17, cartes du bas). La précarité des proies est moindre sur les hauts plateaux de l’Ungava pour la période de référence et suit sensiblement les mêmes patrons de différences que la généralité des prédateurs (Figure 18).

Pour les lecteurs intéressés par d’autres indices permettant de caractériser la spatialisation des réseaux trophiques, il est possible de consulter la page web [Toundra-Nunavik](#), sous l’onglet *Trophic network*.

2.4 La vulnérabilité des écosystèmes terrestres du Nunavik : les résultats

L’indice de vulnérabilité (V) calculé pour 2071-2100 varie, selon les cellules, entre 0,80 et 1 pour le RCP 4,5 et entre 0,84 et 1 pour le RCP 8,5. Pour l’ensemble de notre aire d’étude, l’indice de vulnérabilité est en moyenne élevé (RCP 4,5 : $0,87 \pm 0,03$; RCP 8,5 :

0,94 ± 0,05), ce qui suggère que les changements climatiques entraineront une réorganisation très importante des réseaux trophiques de la toundra de la péninsule d'Ungava au Nunavik si les espèces se déplacent conformément aux projections des niches climatiques.

Nous observons également une variabilité spatiale de l'indice de vulnérabilité à l'échelle de l'aire d'étude. La région pour laquelle la vulnérabilité est la plus forte (Figure 19, couleur grenat) se situe dans la partie sud-est sous le scénario RCP 4,5 (carte de gauche) et s'étend dans tout l'est et le centre de la péninsule d'Ungava sous le RCP 8,5 (carte de droite). Les hauts plateaux de cette péninsule ainsi que la pointe nord-ouest de l'aire d'étude demeurent les régions les moins vulnérables sous les deux scénarios, bien que les valeurs de l'indice soient, dans tous les cas, élevées.

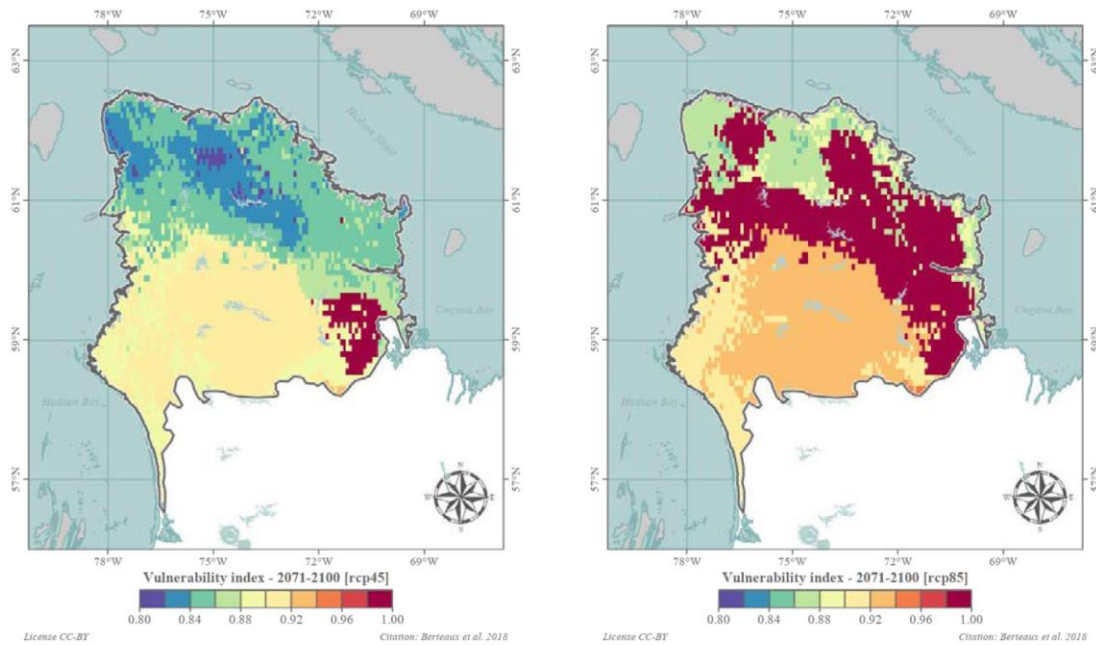


Figure 19 Indice de vulnérabilité aux changements climatiques des écosystèmes terrestres de la toundra de la péninsule d'Ungava (Nunavik, Québec) sous le RCP 4,5 à gauche et le RCP 8,5 à droite, à l'horizon 2071-2100.

3. Les communautés végétales : quel avenir au cours du 21^e siècle

Afin de maximiser la portée des projets financés par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, nous tirons parti de certains résultats issus des travaux de recherche de l'équipe de Stéphane Boudreau (Université Laval, projet « Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales du Nunavik au 21^e siècle »). En utilisant ces résultats comme intrants de nos analyses, nous avons pu dresser un portrait plus détaillé de l'avenir potentiel des écosystèmes nordiques québécois, et fournir aux autorités gouvernementales responsables de la conservation des outils sur lesquels s'appuyer pour le développement durable de cette région.

Cette partie du projet de recherche se divise en trois volets, chacun reposant sur un ensemble différent de données issues du travail de l'équipe de M. Boudreau. Le premier volet consiste à projeter la répartition potentielle future des grandes classes de végétation à l'échelle du Nunavik, le deuxième s'intéresse à la biomasse végétale potentiellement disponible au cours du 21^e siècle, tandis que le troisième a comme objectif d'estimer la productivité des espèces ligneuses au cours du 21^e siècle.

3.1 Premier volet : Répartition potentielle future des grandes zones de végétation au Nunavik

3.1.1 Objectif et méthodologie

L'objectif principal de ce volet est de projeter la répartition potentielle des grandes zones de végétation du Nunavik pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100, et ce, pour deux scénarios de forçage radiatif (RCP 4,5 et RCP 8,5). Pour ce faire, l'équipe de M. Boudreau nous a fourni le jeu de données suivant :

- (1) La répartition actuelle et géoréférencée des 4 grandes zones de végétation couvrant l'ensemble du territoire du Nunavik : du nord au sud, la toundra herbacée (ou toundra rase), la toundra arbustive, la toundra forestière et la pessière à lichens. Ces grandes classes de végétation ont été regroupées selon la composition et la configuration spatiale de la végétation sur le territoire. La version définitive de cette classification est illustrée à la Figure 20, et la méthodologie utilisée par cette classification est détaillée dans Boudreau et al. (2020).

Nous avons utilisé la méthode de modélisation de niche climatique décrite à la première section de ce rapport, et de façon plus approfondie dans notre 1^{er} rapport d'étape (Ropars et Berteaux 2019) afin de projeter la répartition potentielle future de ces grandes zones de végétation. Cette projection a été réalisée pour deux périodes (2041-2070 et 2071-2100), selon deux RCP (RCP 4,5 et RCP 8,5). Pour les lecteurs désireux d'obtenir plus de détails sur la méthodologie utilisée pour la détermination des grandes zones de végétation au Québec nordique, nous suggérons la lecture des différents rapports d'étapes de l'équipe de Stéphane Boudreau (Boudreau et al. 2019, 2020, 2021).

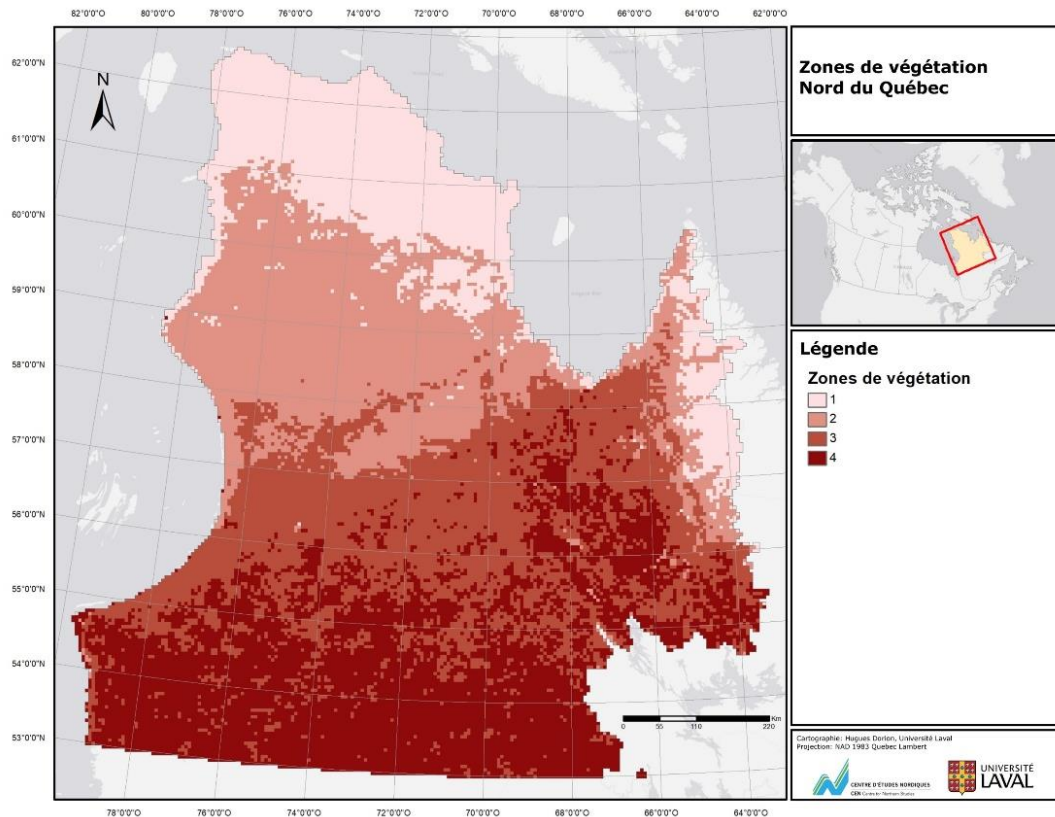


Figure 20 Classification de pixels dans quatre grandes zones de végétation au Québec nordique réalisées à l’aide d’analyse de groupements contraints spatialement. Cette classification a été utilisée comme répartition des grandes zones de végétation dans la période de référence. La zone 1 correspond à la toundra herbacée, la zone 2 à la toundra arbustive, la zone 3 à la toundra forestière et la zone 4 à la pessière à lichens. Cette classification utilise les données combinées de composition et de configuration spatiale de la végétation (à partir de la carte de végétation du nord du Québec produite par le MFFP). Carte tirée du rapport d’avancement 2 (avril 2019) produit par l’équipe de Stéphane Boudreau, pour le MFFP.

3.1.2 Résultats de la modélisation : la pessière à lichens

La modélisation de niche climatique de la pessière à lichens prédit une migration nordique de son aire de répartition au Québec pour les deux périodes futures (Figure 21), migration qui atteindrait la limite des arbres actuelle dès l’horizon 2041-2070. Il est important de rappeler que ces projections demeurent des scénarios potentiels, et que différents facteurs biotiques et abiotiques viendront moduler ce potentiel.

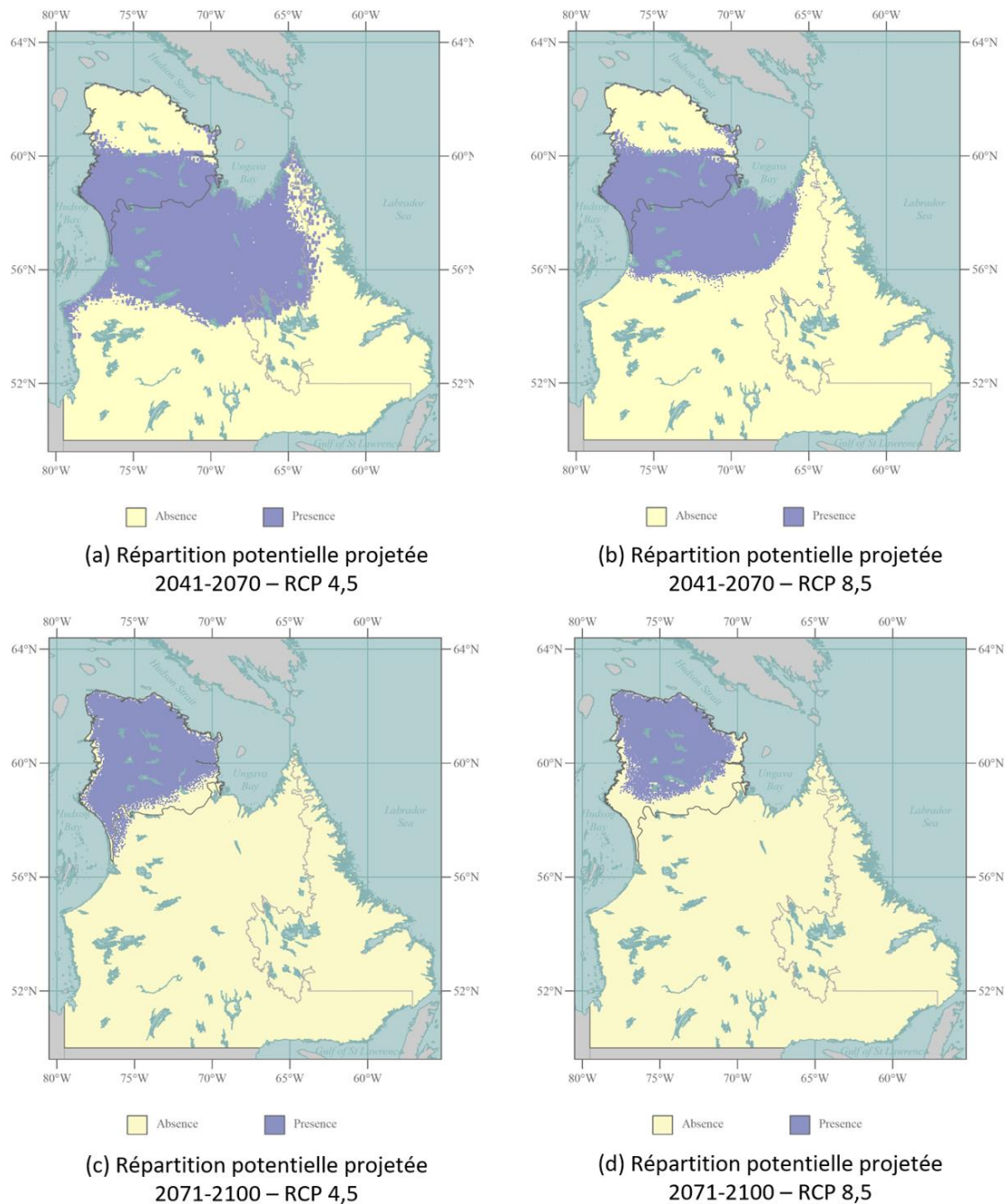


Figure 21 Modélisation de niche climatique de la pessière à lichens au Québec. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (a) RCP 4,5 et (b) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5.

D'après l'étude de Boudreau et collaborateurs (2019), la zone de transition entre la pessière à lichens et la toundra forestière est très faiblement expliquée par les variables bioclimatiques et écologiques testées (le meilleur modèle n'explique que 3% de la variabilité). Bien que ces résultats ne signifient pas que cette zone de transition restera

stable au cours du 21^e siècle, ils suggèrent que les changements projetés dans le régime climatique du Nord québécois n'en seront pas responsables. De plus, l'analyse comparative d'images satellitaires suggère que la forêt boréale subit du brunissement (*browning*; c'est-à-dire une diminution de son NDVI, un indice fréquemment utilisé comme proxy de la biomasse végétale; p. ex., Ju et Masek, 2016), suggérant que les effets positifs potentiels de l'adoucissement des températures pourraient être compensés voire surpassés par d'autres effets (p. ex., l'augmentation de la fréquence ou de la sévérité des feux, l'augmentation de la fréquence ou de la sévérité des épidémies d'insectes ravageurs).

3.1.3 Résultats de la modélisation : la toundra forestière

La modélisation de niche climatique de la toundra forestière prédit une migration nordique de son aire de répartition au Québec pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100 (Figure 22). La zone de la toundra forestière serait contrainte à la péninsule de l'Ungava à la fin du siècle. Il est de nouveau important de rappeler que ces projections demeurent des scénarios potentiels, et que différents facteurs biotiques et abiotiques viendront moduler ce potentiel.

D'après l'étude de Boudreau et collaborateurs (2019), la zone de transition entre la toundra forestière et la toundra arbustive est contrôlée par diverses variables climatiques, topographiques et écologiques. Afin de rendre compte de l'effet des monts Torngat et du fort gradient altitudinal qu'ils engendrent, Boudreau et ses collaborateurs ont donc analysé séparément les causes des transitions entre les grandes zones de végétation, en séparant le Québec nordique en deux zones à partir du point le plus au sud de la Baie d'Ungava : la zone de l'ouest comprend donc la majeure partie du territoire et la zone de l'est correspond à la bande de territoire limitrophe au Labrador (voir Boudreau et al. 2019, p.42). Pour la zone ouest, l'ensemble des variables climatiques, topographiques et écologiques expliquent un faible pourcentage de la variabilité (19%), tandis que le pergélisol explique à lui seul 15% de la variabilité observée dans la zone est (Boudreau et al. 2019). Cette zone de transition est donc peu susceptible de se modifier en réponse aux changements climatiques à venir.

Il est donc très peu probable que le potentiel suggéré par les résultats de la modélisation climatique se concrétise, et que la limite des arbres (zone correspondant grosso modo à la zone de transition entre la toundra forestière et la toundra arbustive) se déplace vers le nord au cours du 21^e siècle. En effet, très peu de recrues d'espèces arborescentes ont été recensées dans les peuplements arbustifs et les landes de cette région (station de recherche de la rivière Boniface), ce qui suggère que ces peuplements ne devraient pas développer de couvert forestier au cours des prochaines décennies (Boudreau et al. 2021). La limite des arbres pourrait cependant se déplacer quelque peu vers le nord dans la région est de la péninsule de l'Ungava, où de nombreuses recrues de mélèze laricin ont été observées au-delà de la limite des arbres dans les dernières années (Dufour-Tremblay et al. 2012). Ce déplacement potentiel demeure toutefois limité

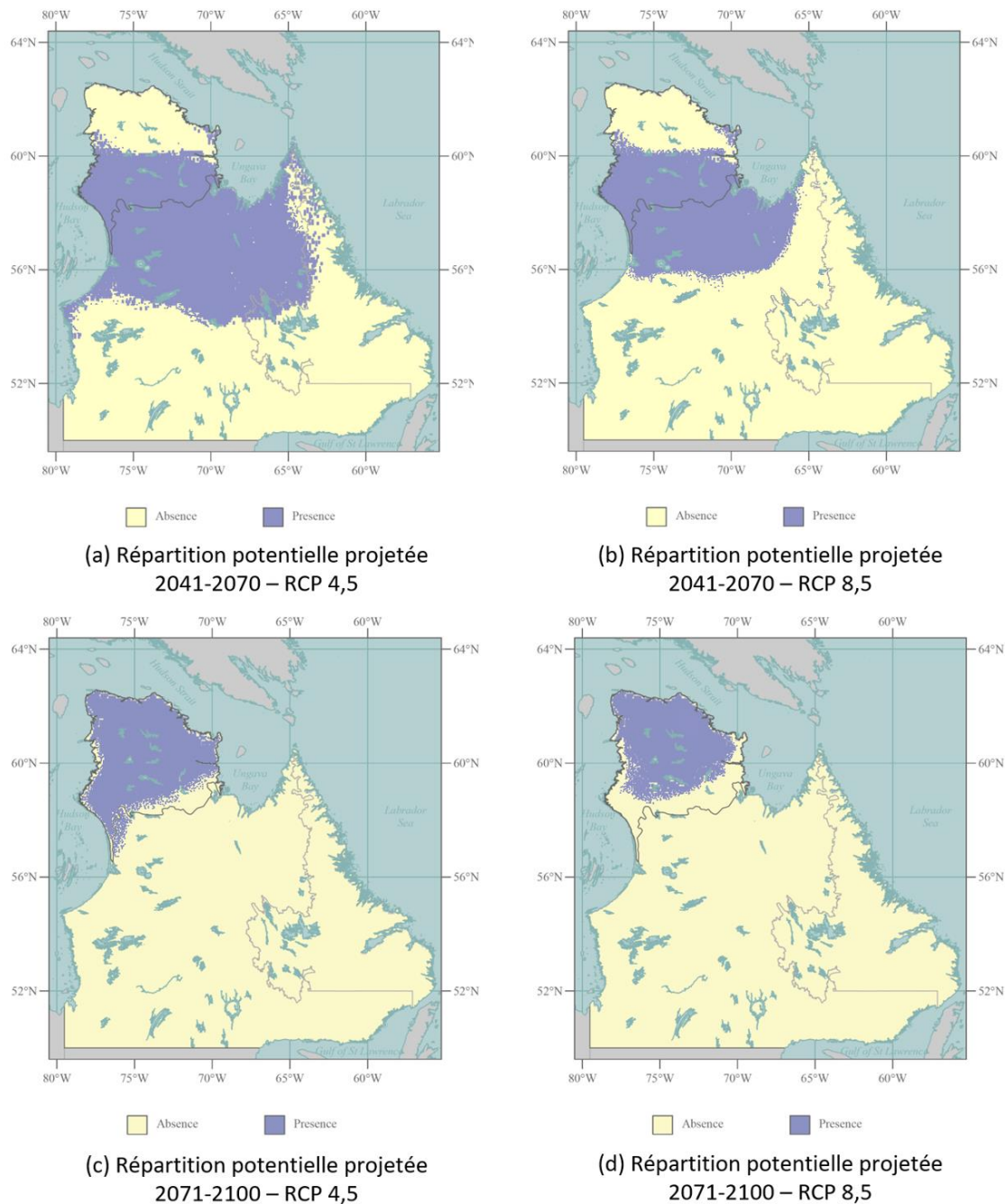


Figure 22 Modélisation de niche climatique de la toundra forestière au Québec. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (a) RCP 4,5 et (b) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5.

3.1.4 Résultats de la modélisation : la toundra arbustive

La modélisation de niche climatique de la toundra arbustive prédit une contraction de son aire de répartition au Québec pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100, contraction qui résulte en une extirpation complète dans le scénario le plus pessimiste à

la fin du siècle (Figure 23). Dans les modèles présentés, la toundra arbustive serait contrainte à la portion nord de la péninsule de l'Ungava dès la période 2041-2070 et sous le scénario optimiste (Figure 23a). Nous tenons toujours à rappeler que ces projections demeurent des scénarios potentiels, et que différents facteurs biotiques et abiotiques viendront moduler ce potentiel.

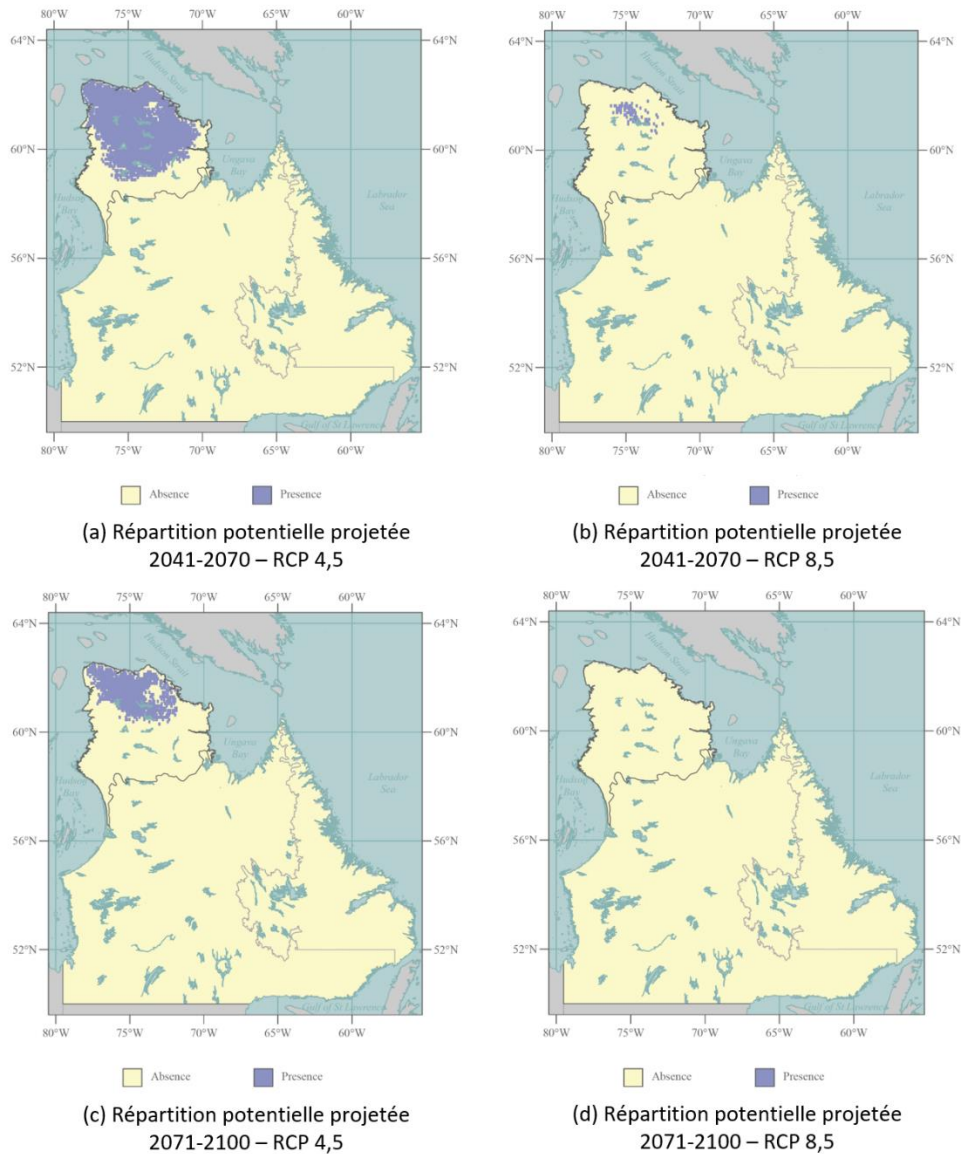


Figure 23 Modélisation de niche climatique de la toundra arbustive au Québec. Répartition potentielle projetée dans la période 2041-2070 pour le (a) RCP 4,5 et (b) RCP 8,5, et répartition potentielle projetée dans la période 2071-2100 pour le (c) RCP 4,5 et (d) RCP 8,5.

D'après l'étude de Boudreau et collaborateurs (2019), la zone de transition entre la toundra arbustive et la toundra herbacée est contrôlée par diverses variables climatiques (température estivale, température annuelle, température hivernale, précipitations), suggérant ainsi que cette zone de transition est avant tout contrôlée par

la température. Il est à noter que dans la partie est de cette zone de transition, l'altitude est un facteur particulièrement important pour expliquer la transition, étant donné le fort gradient altitudinal créé par les monts Torngat. Le meilleur modèle expliquant la zone de transition entre la toundra arbustive et la toundra herbacée explique 23% et 39% de la variabilité dans la région ouest et la région est, respectivement (Boudreau et al. 2019). Cette zone de transition est donc celle qui est la plus susceptible de se déplacer en réponse aux changements climatiques prévus.

3.1.5 Résultats de la modélisation : la toundra herbacée ou rase

La modélisation de niche climatique de la toundra herbacée prédit une extraction complète de sa répartition au Québec et ce, dès 2041-2070 (cartes non présentées). Une fois de plus, ces projections demeurent des scénarios potentiels, et différents facteurs biotiques et abiotiques viendront moduler ce potentiel. Par contre, la croissance accélérée des arbustes érigés observée dans les dernières décennies et ce, même dans les régions les plus septentrionales du Nunavik (Baie Déception ; Boudreau et al. 2021), suggère que la quasi-disparition de la toundra herbacée est probable au cours du 21^e siècle.

3.1.6 Discussion sur l'approche méthodologique

L'approche méthodologique utilisée dans ce volet de notre étude comporte des lacunes qui reflètent l'état actuel d'avancement de la science et dont il faut être conscient. Premièrement, la modélisation de niche climatique a été développée pour projeter l'aire de répartition potentielle d'une espèce, et non pas d'un ensemble d'espèces. L'approche s'appuie en effet sur la prémisse que la répartition de l'espèce est en équilibre avec les conditions climatiques et que cette dernière occupe donc toutes les niches potentielles dans le contexte climatique de référence. Dans notre cas, la répartition d'une formation végétale ou d'un domaine bioclimatique (p. ex. la toundra arbustive) couvre seulement une partie de l'aire de répartition des espèces qui la compose (p. ex., le bouleau glanduleux). De plus, il est à peu près impossible que les assemblages d'espèces des quatre formations végétales à l'étude ici se déplacent en bloc. La réponse aux changements environnementaux, qu'ils soient climatiques ou autres, est propre à chaque espèce. Nos résultats constituent donc au mieux une hypothèse pour le futur, la meilleure disponible actuellement.

3.2 Deuxième volet : Biomasse végétale potentiellement disponible au cours du 21^e siècle au Nunavik

3.2.1 Objectif et méthodologie

L'objectif principal de ce volet est de proposer des scénarios potentiels de biomasse des communautés végétales pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100, selon deux scénarios de forçage radiatif (RCP 4,5 et RCP 8,5). Pour ce faire, nous bénéficierons des données suivantes, fournies par l'équipe de M. Boudreau :

- (1) La biomasse végétale totale (kg) par quadrat de 0,16 m². Six quadrats seront échantillonnés par station, pour 6 à 7 stations réparties le long d'un gradient

latitudinal. La productivité totale (en g/m² par unité de temps) pourra être calculée à l'aide des mesures de biomasse obtenues. Il est à noter que la biomasse totale exclue la biomasse des espèces arborescentes, car ces données n'étaient pas disponibles.

- (2) La biomasse végétale par taxon (arbustes érigés/arbustes bas/herbacés/lichens/mousses) pour chacun de ces mêmes quadrats.

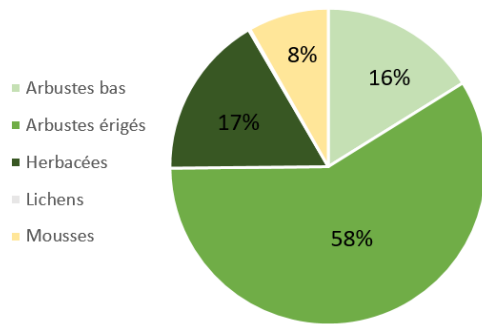
Bien que l'intensité de l'échantillonnage soit faible comparativement à l'étendue du territoire, nous pouvons obtenir une valeur moyenne de la biomasse végétale pour chacune des 4 grandes classes de végétation identifiées par l'équipe de Stéphane Boudreau. De plus, les différents quadrats échantillonnés ont été sélectionnés afin d'être représentatifs du couvert végétal dans un rayon de 5 km.

En substituant la répartition actuelle de ces grandes zones par leur répartition potentielle future, nous avons estimé la biomasse végétale potentielle par taxon pour l'ensemble du territoire du Nunavik, et ce, pour deux périodes futures (2041-2070 et 2071-2100) et deux scénarios de forçage radiatif (RCP 4,5 et RCP 8,5). Il est à noter que pour les fins de l'exercice, nous devons assumer que le pourcentage de chacun des groupes taxonomiques demeurera inchangé au cours du 21^e siècle

3.2.2 Biomasse pour la période de référence

En utilisant les données fournies par l'équipe de Stéphane Boudreau, nous avons estimé la biomasse totale ainsi que la biomasse par groupe taxonomique (arbustes bas, arbustes érigés, herbacées, lichens mousses) pour chacune des quatre grandes communautés végétales à l'étude (Figure 24 et Tableau 1).

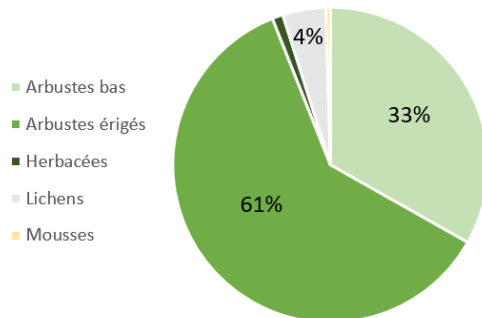
Parmi les différentes formations végétales étudiées, la toundra forestière est celle qui comporte la plus grande biomasse moyenne par hectare, quoique celle de la pessière à lichens entre dans les limites de l'écart-type (Figure 24; il est important de rappeler ici que la biomasse des espèces arborescentes n'est pas incluse). La toundra forestière compte en moyenne 2,6 fois plus de biomasse végétale par hectare que la toundra herbacée et 1,5 fois plus que la toundra arbustive. Parmi les taxons dont la biomasse a été mesurée, les arbustes érigés sont systématiquement les plus représentés, avec une biomasse moyenne qui représente entre 58% et 76% de la biomasse totale. Les arbustes bas suivent, sauf dans le cas de la toundra herbacée où les herbacées représentent le deuxième groupe taxonomique en importance. La biomasse des lichens représente de 7 à 8% de la biomasse totale dans la pessière à lichens et la toundra forestière, tandis qu'elle est pratiquement absente de la toundra herbacée. La biomasse mucinale est proportionnellement plus importante dans la toundra herbacée, bien qu'elle demeure relativement faible (8%). N'oublions pas que ces chiffres excluent la biomasse de arbres.



Toundra herbacée (1.2×10^7 ha)

3541 kg

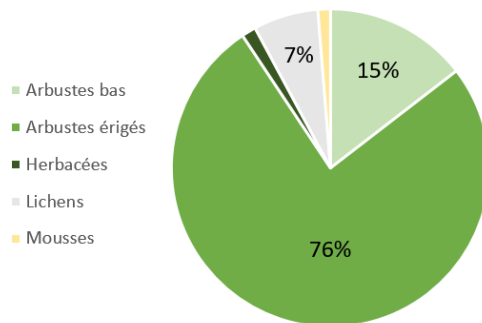
Biomasse totale moyenne par hectare



Toundra arbustive (1.7×10^7 ha)

6181 kg

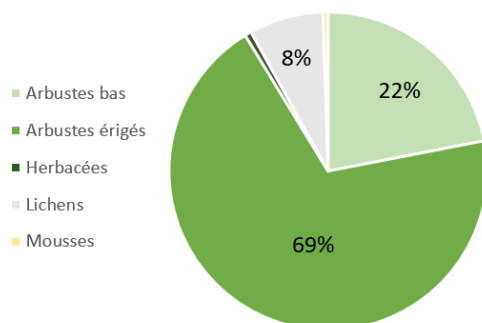
Biomasse totale moyenne par hectare



Toundra forestière (2.1×10^7 ha)

9217 kg

Biomasse totale moyenne par hectare



Pessière à lichens (2.0×10^7 ha)

8207 kg

Biomasse totale moyenne par hectare

Figure 24 Biomasse végétale moyenne par communauté végétale au Québec nordique pour la période de référence. Il est à noter que la biomasse arborescente n'est pas comptabilisée ici. Les données sont issues des travaux de l'équipe de Stéphane Boudreau, pour le projet « Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales du Nunavik au 21^{ème} siècle ».

Tableau 1 Biomasse moyenne par hectare des différents groupes taxonomiques (espèces arborescentes exclues) pour chacun des quatre formations végétales du Nord du Québec. Ces données ont été calculées à partir de celles fournies par l'équipe de Stéphane Boudreau (ULaval).

Type de végétation	Pessière à lichens		Toundra forestière		Toundra arbustive		Toundra herbacée	
	Moyenne (kg)	ET	Moyenne (kg)	ET	Moyenne (kg)	ET	Moyenne (kg)	ET
Arbustes bas	1 801	764	1 337	747	2 051	1 156	571	447
Arbustes érigés	5 690	5 712	6 998	4 639	3 758	2 853	2 078	3 923
Herbacées	55	62	135	342	68	56	593	274
Lichens	619	340	605	515	274	151	5	8
Mousses	41	33	117	175	28	16	292	187
Total	8 207	4 966	9 217	2 506	6 180	3 237	3 541	4 549

3.2.3 Biomasse potentielle pour les périodes futures

Les résultats de la modélisation de niche climatique utilisée dans ce projet ne peuvent être utilisés directement pour estimer la biomasse qui sera potentiellement disponible au cours du 21^e siècle. En effet, les projections se superposent ou au contraire, laissent de grands territoires sans communautés végétales pour les périodes futures, ce qui donnerait des estimations erronées. Nous nous sommes donc basés sur une combinaison des résultats obtenus, de la littérature disponible, et des conseils d'experts pour évaluer les changements potentiels dans les limites des grandes zones de végétation au cours du 21^e siècle, ce qui nous permet d'estimer la biomasse totale et par taxon potentiellement disponible pour le 21^e siècle. Nous proposons ici deux scénarios, l'un pour la période 2041-2070 et l'autre pour la période 2071-2100 (

Tableau 2). Bien que nous n'adhérions pas nécessairement au scénario de forçage radiatif optimiste (RCP 4,5), les résultats obtenus avec celui-ci se rapprochent davantage des prédictions que nous détaillons ici :

Période 2041-2070 :

- Toundra herbacée : Compte tenu des résultats de la modélisation de niche climatique de cette formation végétale et la croissance accrue des arbustes érigée sur l'ensemble du territoire, nous estimons que la toundra herbacée sera restreinte à une mince bande le long du détroit d'Hudson.
- Transition toundra arbustive / toundra herbacée : Compte tenu des résultats de la modélisation de niche climatique de cette formation végétale et la croissance accrue des arbustes érigée sur l'ensemble du territoire, nous estimons que la toundra arbustive s'étendra jusqu'à la bande occupée par la toundra herbacée. Au sud, elle conservera sa limite actuelle, étant donné la migration nordique peu probable de la limite des arbres pour la période 2041-2070.
- Transition toundra forestière / toundra arbustive : le peu de recrue d'espèces arborescentes à la transition toundra forestière / toundra arbustive suggère qu'il n'y aura pas de changement dans cette zone de transition, malgré les résultats de la modélisation de niche climatique.
- Transition pessière à lichens / toundra forestière : Compte tenu du nombre de recrues et la croissance accrue des espèces arborescentes dans les dernières décennies, nous estimons que la pessière à lichens pourrait gagner du terrain au détriment de la zone occupée par la toundra forestière. Cette migration nordique serait par contre de faible envergure (quelques kilomètres).

Période 2071-2100 :

- Toundra herbacée : Compte tenu des résultats de la modélisation de niche climatique de cette formation végétale et la croissance accrue des arbustes érigés sur l'ensemble du territoire, nous estimons que la toundra herbacée disparaîtra du paysage.
- Transition toundra arbustive / toundra herbacée : Compte tenu des résultats de la modélisation de niche climatique de cette formation végétale et la croissance accrue des arbustes érigée sur l'ensemble du territoire, nous estimons que la toundra arbustive s'étendra jusqu'à la pointe nord du Québec.
- Transition toundra forestière / toundra arbustive : le peu de recrue d'espèces arborescentes à la transition toundra forestière / toundra arbustive suggère qu'il y aura peu de changement dans cette zone de transition. Cette migration nordique serait par contre de faible envergure (quelques kilomètres).
- Transition pessière à lichens / toundra forestière : Compte tenu du nombre de recrues et la croissance accrue des espèces arborescentes dans les dernières décennies, nous estimons que la pessière à lichens pourrait gagner du terrain au détriment de la zone occupée par la toundra forestière. Cette migration nordique serait de plus grande envergure.

Tableau 2 Biomasse totale estimée pour l'ensemble des formations végétales (en kilotonnes). La biomasse a été estimée pour chaque taxon, pour chaque zone de végétation.

Zone	Taxon	Biomasse totale estimée (kg)			
		2041-2070	Delta	2071-2100	Delta
Toundra herbacée	Arbustes bas	2 250	-4 500	0	-6 751
	Arbustes ériges	8 179	-16 358	0	-24 537
	Herbacées	2 335	-4 671	0	-7 006
	Lichens	20	-39	0	-59
	Lycopodes	0	0	0	0
	Mousses	1 149	-2 299	0	-3 449
	Total	13 934	-27 877	0	-41 802
Toundra arbustive	Arbustes bas	50 857	16 142	53 170	18 455
	Arbustes ériges	93 183	29 577	97 420	33 814
	Herbacées	1 698	539	1 775	616
	Lichens	6 799	2 158	7 108	2 467
	Lycopodes	0	0	0	0
	Mousses	715	227	747	259
	Total	153 251	48 642	160 220	55 611
Toundra forestière	Arbustes bas	25 348	-3 293	27 079	-1 561
	Arbustes ériges	132 664	-17 234	141 727	-8 171
	Herbacées	2 563	-333	2 738	-158
	Lichens	11 485	-1 492	12 269	-707
	Lycopodes	430	-56	459	-26
	Mousses	2 221	-288	2 372	-137
	Total	174 710	-22 697	186 647	-10 761
Pessière à lichens	Arbustes bas	40 396	4 436	43 121	7 161
	Arbustes ériges	127 611	14 013	136 218	22 620
	Herbacées	1 236	136	1 320	219
	Lichens	13 890	1 525	14 826	2462
	Lycopodes	0	0	0	0
	Mousses	926	102	989	164
	Total	184 059	20 212	196 473	32 626

3.3 Troisième volet : Productivité des espèces ligneuses

3.3.1 Objectif et méthodologie

L'objectif principal de ce volet est de proposer des scénarios potentiels de productivité des espèces ligneuses pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100, selon deux scénarios de forçage radiatif (RCP 4,5 et RCP 8,5). Pour ce faire, nous bénéficions des données suivantes, fournies par l'équipe de M. Boudreau :

- (1) Des mesures de croissance radiale annuelle pour la principale espèce arborescente (l'épinette noire) et la principale espèce arbustive (le bouleau glanduleux). Ces mesures découlent de l'analyse des cernes de croissance de chacune des espèces.
- (2) Une évaluation de la sensibilité climatique de l'épinette noire et du bouleau glanduleux. Ces mesures sont issues de modèles à effets mixtes, dans lesquelles la variable réponse était la surface des cernes alors que les données de températures mensuelles et de précipitations mensuelles ont été utilisées comme effets fixes et les années comme effets aléatoires. Il est à noter que l'échantillonnage de l'équipe de Stéphane Boudreau ne permettait pas d'estimer la productivité d'autres groupes taxonomiques.

En considérant la sensibilité climatique de chacune des espèces dans chacun des sites d'échantillonnage ainsi que les changements climatiques projetés dans le climat au cours du 21^e siècle, nous avons estimé une productivité relative dans deux périodes futures (2041-2070 et 2071-2100) et pour deux scénarios de forçage radiatif (RCP 4,5 et RCP 8,5).

3.3.2 Productivité de l'épinette noire

Grâce aux travaux de Boudreau et collaborateurs, des études dendrochronologiques de l'épinette noire ont été entrepris à la station de recherche de la rivière Boniface (aux environs de la limite nord de la toundra forestière) ainsi qu'à la station de recherche du Lac à l'Eau-Claire (aux environs de la limite nord de la pessière à lichens). Les résultats suggèrent une augmentation de la croissance radiale de l'épinette noire depuis le début des années 1990, ce qui correspond à l'augmentation des températures observées dans le Nord québécois. Cette augmentation est plus marquée pour les individus échantillonnés à la station de recherche de la rivière Boniface, ce qui est en accord avec l'hypothèse stipulant que la sensibilité climatique devrait être plus élevée à la limite septentrionale de répartition d'une espèce. Pour les deux régions, les résultats obtenus suggèrent que la température des mois de juillet et août sont les déterminants climatiques les plus importants de la croissance radiale de l'épinette noire. Toutefois, ces deux variables n'expliquent qu'une faible proportion de la croissance annuelle (entre 24 et 32%), suggérant que cette dernière est également affectée par d'autres facteurs qui n'ont pas été inclus dans les analyses.

Les projections de productivité de l'épinette noire aux limites septentrionales de la toundra forestière (station de recherche de la rivière Boniface) et de la pessière à lichens (station de recherche du lac à l'Eau-Claire) sont basées sur les prémisses suivantes :

- (1) Les températures estivales augmenteront selon les projections climatiques réalisées par notre équipe (voir Berteaux et al. 2018) ;
- (2) Une faible proportion de la variabilité de la croissance annuelle de l'épinette noire est expliquée par les températures des mois de juillet et août, et cette sensibilité climatique demeure constante au cours du 21^e siècle ;

(3) Les autres facteurs écologiques demeurent stables au cours du 21^e siècle.

Tableau 3 Projection qualitative de la productivité potentielle de l'épinette noire dans deux régions du Nord québécois estimée pour deux périodes futures et deux scénarios de forçage radiatif (RCP). + : augmentation légère de la productivité, ++ : augmentation notable, +++ : augmentation importante, ++++ : augmentation très importante.

Horizon	RCP	Station de recherche de la rivière Boniface		Station de recherche du lac à l'Eau-Claire	
		Δ T estivale (°C)	Productivité végétale	Δ T estivale (°C)	Productivité végétale
2041-2070	RCP 4,5	+ 2,3	++	+ 1,9	+
	RCP 8,5	+ 4,1	+++	+ 3,8	++
2071-2100	RCP 4,5	+ 4,4	+++	+ 4,1	++
	RCP 8,5	+ 6,2	++++	+ 6,0	++++

3.3.3. Productivité du bouleau glanduleux

Grâce aux travaux de Boudreau et collaborateurs, des études dendrochronologiques du bouleau glanduleux ont été entreprises dans 5 régions différentes le long d'un gradient latitudinal (du sud au nord : Lac à l'Eau-Claire, Rivière Boniface, Lac Le Roy, Lac Payne, Baie Déception). De façon intéressante, la sensibilité climatique de cette espèce arbustive est plus faible aux stations écologiques situées aux extrémités du gradient latitudinal (Lac à l'Eau-Claire : 9 à 12%, et Baie Déception : 1 à 20%) et plus forte à la station centrale (Lac Le Roy : 43%). Ce patron appuie les données de productivité dérivées d'images satellitaires qui montrent que le verdissement (*greening*) est plus important dans la zone bioclimatique de la toundra arbustive. Comme pour l'épinette noire, la croissance annuelle du bouleau glanduleux augmente de façon importante au début des années 1990, ce qui correspond à l'augmentation des températures observées dans le Nord québécois. Pour toutes les stations, les résultats obtenus suggèrent que la température estivale est le déterminant climatique le plus important de la croissance radiale du bouleau glanduleux (sauf pour les formations forestières de la station du lac à l'Eau-Claire, où seule la température du mois d'octobre de l'année précédente explique une faible partie de la croissance annuelle). Toutefois, ces deux variables n'expliquent que partiellement la croissance annuelle (entre 24 et 32%), suggérant que cette dernière est également affectée par d'autres facteurs qui n'ont pas été inclus dans les analyses.

Les projections de productivité du bouleau glanduleux aux limites septentrionales de la toundra forestière (station de recherche de la rivière Boniface) et de la pessière à lichens (station de recherche du lac à l'Eau-Claire) sont basées sur les prémisses suivantes :

- (1) Les températures estivales augmenteront selon les projections climatiques réalisées par notre équipe (voir Berteaux et al. 2018) ;

- (2) La sensibilité climatique à chacune des stations demeure constante au cours du 21^e siècle, c'est-à-dire qu'elle demeure plus faible aux deux extrémités du gradient latitudinal et plus forte à la station centrale ;
- (3) Les autres facteurs écologiques demeurent stables au cours du 21^e siècle.

Tableau 4 Projection qualitative de la productivité potentielle du bouleau glanduleux dans deux régions du Nord québécois estimée pour deux périodes futures et deux scénarios de forçage radiatif (RCP). Il est à noter que par soucis d'uniformité, nous avons uniquement considéré les formations arbustives pour chacune des stations. + : augmentation légère de la productivité, ++ : augmentation notable, +++ : augmentation importante, ++++ : augmentation très importante, +++++ : énorme augmentation.

Horizon	RCP	Lac à l'Eau-Claire		Rivière Boniface		Lac Le Roy		Lac Payne		Baie Déception	
		ΔT été (°C)	Prod. vég.	ΔT été (°C)	Prod. vég.	ΔT été (°C)	Prod. vég.	ΔT été (°C)	Prod. vég.	ΔT été (°C)	Prod. vég.
2041-2070	RCP 4,5	+ 1,9	+	+ 2,3	+++	+ 2,6	+++	+ 2,7	++	+ 3,1	+
	RCP 8,5	+ 3,8	++	+ 4,1	++++	+ 4,5	++++	+ 4,5	+++	+ 4,7	++
2071-2100	RCP 4,5	+ 4,1	++	+ 4,4	++++	+ 4,7	++++	+ 4,6	+++	+ 4,9	++
	RCP 8,5	+ 6,0	+++	+ 6,2	++++ +	+ 8,2	++++ +	+ 8,3	++++	+ 9,0	+++

4. Liens potentiels entre les changements encourus dans la couverture végétale et le déplacement des aires de répartition des espèces animales

Tel que discuté dans la section précédente, les changements climatiques en cours et prévus au cours du 21^e siècle pourraient entraîner des changements importants dans la répartition des grandes communautés végétales du nord québécois. Nous rappelons cependant que ces projections ne sont que des scénarios potentiels, et qu'ils ne se basent que sur les changements projetés des différentes variables climatiques. Or, une multitude d'autres facteurs biotiques et abiotiques peuvent limiter ou favoriser les changements de répartition des espèces végétales, notamment les conditions édaphiques et la capacité de chaque espèce à se disperser pour coloniser d'autres milieux. Ceci étant dit, il est très probable que certaines des espèces composant les grandes formations végétales étudiées ici gagnent du terrain vers le nord au cours du siècle en cours. Cette progression entraînera sans aucun doute des changements majeurs dans la structure des formations végétales en place ainsi que dans la biomasse végétale disponible pour les herbivores.

4.1 Caribou migrateur

4.1.1 Impact du changement du couvert végétal

Certaines espèces consommées par le caribou migrateur dans son aire d'estivage ont récemment profité d'un adoucissement des conditions climatiques (Ropars et coll. 2015), permettant de ce fait à l'ongulé de consommer une ressource estivale plus abondante. C'est notamment le cas du bouleau glanduleux (*Betula glandulosa* Michx.), dont l'expansion a été observée dans les dernières décennies au Nunavik (TRG : Tremblay et coll. 2012, TRF : Ropars et Boudreau 2012), mais également celui de diverses espèces arbustives à l'échelle circumpolaire (p. ex. *Betula nana* L., *Salix arctica* Pallas, Fl. Ross.; Myers-Smith et coll. 2011). Les avantages qu'en retireront les caribous dépendront cependant de certaines conditions : (1) que l'allongement de la saison de croissance ne se traduise pas par une désynchronisation entre le maximum de production végétale et l'arrivée du caribou migrateur sur son aire d'estivage, (2) que la meilleure performance des espèces végétales consommées par le caribou se produise effectivement dans les habitats utilisés par ce dernier et (3), que les effets négatifs du broutement et du piétinement ne viennent pas masquer les effets positifs d'une augmentation de la température pour ces espèces végétales.

La modélisation de niche climatique de la toundra arbustive suggère que les arbustiaies érigées pourrait être retrouvées plus au nord et qu'elles pourraient supporter une plus grande quantité d'herbivores, dont le caribou migrateur. De plus, l'augmentation de la croissance radiale du bouleau glanduleux en fonction de l'adoucissement des températures estivales (Ropars et al. 2015, Boudreau et al. 2021) suggère que la

biomasse produite par cette espèce dans les prochaines décennies continuera d'augmenter, du moins, jusqu'à ce qu'un autre facteur vienne limiter sa croissance.

À leur arrivée sur leur aire d'estivage, les caribous migrants sont en déficit protéique en raison de leur régime alimentaire hivernal dominé par les lichens (Gerhart et coll. 1996). Ils doivent donc compter sur la consommation de feuilles nouvellement produites, riches en protéines, pour retrouver une balance protéique positive. Ceci est particulièrement vrai pour les femelles qui allaitent, car leurs faons dépendent uniquement du lait maternel pour combler leur besoin calorique (Cebrian et coll. 2008, Taillon et coll. 2013). Comme la qualité des feuilles décroît rapidement avec la maturation des plantes (Saucier 2014) et qu'un retardement de la période de croissance est à prévoir avec les changements climatiques, il est primordial pour le caribou migrant de maintenir une synchronie entre son arrivée sur son aire d'estivage et le maximum de production végétale. Bien que théoriquement valable, cette hypothèse d'une désynchronisation entre l'abondance des ressources et l'arrivée du caribou sur son aire d'estivage ne trouve pas beaucoup de support empirique. Au contraire, plusieurs études ne trouvent aucune évidence supportant l'idée que cette désynchronisation pourrait affecter le succès reproducteur du caribou (Tveraa et coll. 2013, Veiberg et coll. 2016, Gustine et coll. 2017). Gustine et collaborateurs (2017) avancent que la condition de la mère en hiver est plus importante que les conditions printanières pour expliquer le succès reproducteur.

Une étude expérimentale suggère qu'une augmentation des températures pourrait également diminuer la qualité nutritive de certaines espèces consommées par le caribou, notamment celle du bouleau glanduleux en début de saison estivale (Zamin et coll. 2017). Ceci est particulièrement préoccupant compte tenu du fait que cette période est caractérisée par une forte demande en nutriments pour soutenir l'allaitement des faons (Taillon et coll. 2013).

Même s'il s'agit d'un phénomène circumpolaire, l'expansion du couvert arbustif en réponse aux changements climatiques est hétérogène à l'échelle du paysage (Tape et coll. 2006, Ropars et Boudreau 2012). Il est donc probable que le caribou migrant ne profite pas pleinement de cette reprise végétale. Cette dernière semble d'ailleurs être maximale à l'écotone forêt boréale-toundra (McManus et coll. 2012), région dont de larges pans ont été peu fréquentés par le caribou migrant du TRF dans les dernières décennies (A. Truchon-Savard et S. Boudreau, communication personnelle, 2017). Par contre, une importante arbustation dans l'aire d'estivage historique du TRG pourrait permettre aux caribous de ce troupeau de profiter de ressources abondantes dans les prochaines années. Le broutement et le piétinement des caribous migrants peuvent aussi limiter la croissance des espèces arbustives consommées, comme le suggèrent de nombreuses études en Europe (p. ex., Olofsson et coll. 2009) et en Amérique du Nord (p. ex., Zamin et Grogan 2013). L'effet positif d'un adoucissement des températures estivales pourrait donc être masqué. Par contre, une étude récente dans l'aire d'estivage du TRF suggère que le broutement fait par le caribou ne limite pas le

recrutement de nouveaux arbustes, et ce même en période de forte abondance du cervidé (Morrissette-Boileau et coll. 2018).

4.1.2 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du caribou : Neige et patrons de dégel et d'englacement des cours d'eau

La ressource alimentaire principale du caribou migrateur sur son aire d'hivernage est le lichen, qu'il soit terricole ou arboricole (Messier et Huot 1985). Les changements prévus dans le régime climatique du Nunavik pourraient entraîner une plus grande récurrence des redoux hivernaux, des événements de pluie sur neige et des épisodes de verglas dans les prochaines décennies. En créant une couche de neige compacte difficile à creuser, ces phénomènes climatiques pourraient limiter l'accès du caribou migrateur à sa principale source de nourriture hivernale (Messier et Huot 1985).

Le dégel hâtif et l'englacement tardif des cours d'eau prévus dans les prochaines décennies modifieront vraisemblablement les trajets et la phénologie migratoire du caribou. De plus, les conditions rencontrées lors de la migration pourraient engendrer des coûts de déplacement supplémentaires, notamment dans le cas d'une fonte hâtive de la neige au sol (Le Corre 2016). Déjà en carence protéique au printemps, les femelles pourraient être particulièrement affectées par ces conditions et pourraient du même coup limiter les chances de survie des faons.

4.1.3 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du caribou : Augmentation de la prévalence des feux

Une augmentation de la fréquence et de l'intensité des feux dans les régions arctique et subarctique risque également d'avoir des conséquences néfastes sur l'habitat de diverses espèces animales, dont le caribou migrateur. Joly et collaborateurs (2012) stipulent par exemple qu'une augmentation de l'intensité des feux pourrait réduire l'habitat hivernal du caribou. En hiver, les caribous s'alimentent principalement de lichens terricoles dont la croissance peut nécessiter plusieurs décennies. Une plus grande récurrence des feux limiterait donc l'étendue des habitats où les feux ont été absents pour plusieurs décennies, tout en augmentant celle des habitats dans leurs premiers stades de succession (Joly et coll. 2012).

4.1.4 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du caribou : Prévalence des insectes piqueurs et parasitaires

La prévalence des insectes piqueurs et des parasites du caribou migrateur pourrait augmenter en raison des changements climatiques (Witter et coll. 2012a, 2012b, Simard et coll. 2016). Une augmentation des insectes piqueurs est d'ailleurs déjà observée dans différentes communautés inuites (Communities of Ivujivik, Puvirnituk and Kangiqsujaq 2005). En se regroupant en grandes hardes, le caribou migrateur diminue le harcèlement fait par les insectes piqueurs (Bergerud et coll. 2008). Malgré cette stratégie, l'augmentation du nombre d'insectes et l'allongement de la saison d'infestation et de dérangement (Witter et coll. 2012a, 2012b) pourraient avoir un effet

négalif sur la croissance du caribou, notamment en réduisant le temps passé en alimentation. La présence importante d'insectes piqueurs peut également influencer le choix des habitats utilisés (Witter et coll. 2012b) et représenter un vecteur de certains parasites (Ducroq 2010).

La prévalence (présence ou absence du parasite) des différents parasites du caribou ainsi que la sévérité d'infection (nombre ou densité de parasites) peuvent être importants dans les deux troupeaux du Nunavik. Parmi les parasites les plus communs, notons par exemple la douve du foie (*Fascioloïdes magna*) qui infectait le tiers des femelles adultes évaluées du troupeau Rivière-aux-Feuilles entre 2007 et 2009 (Taillon 2012). Les infections parasitaires ne représentent généralement pas une source de mortalité chez le caribou, mais peut affecter davantage les individus en moins bonne condition physique (Hugues et coll. 2009).

Bien que les effets des insectes piqueurs et parasitaires ne soient généralement pas délétères pour le caribou migrateur (Fréchette 1986), ce dernier pourrait être davantage susceptible aux nouvelles espèces pour lesquelles il n'a pas encore développé de défense immunitaire (Taillon et coll. 2016). L'adoucissement des températures ainsi que l'arrivée potentielle d'autres cervidés au Nunavik pourraient en effet permettre à de nouvelles espèces parasitaires de gagner les régions occupées par le caribou migrateur (Dawe et Boutin 2016, Kennedy-Slaney et coll. 2018). Certaines de ces espèces, par exemple le ver des méninges et le prion responsable de la maladie débilifante chronique chez les cervidés, ont des effets mortels chez leurs hôtes (Taillon et coll. 2016).

4.1.5 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du caribou : Prédation

La pression de prédation sur le caribou est un facteur peu étudié de la dynamique de population des troupeaux du Nunavik. Il en est cependant un aspect primordial, surtout dans un contexte de fort déclin des effectifs de caribous (Wittmer et coll. 2005, Bergerud et coll. 2008). Au Nunavik, les principaux prédateurs du caribou migrateur sont le loup gris et l'ours noir (Crête et coll. 1990, Miller 2003).

Grand carnivore de la toundra, le loup est un prédateur efficace des faons et des caribous adultes, mais chasse également le lièvre et certaines espèces aviaires pour compléter sa diète. Le loup est connu pour sa capacité à suivre le caribou lors de sa migration (MFFP et Caribou Ungava, données non publiées), lui permettant ainsi de garder accessible cette source de nourriture tout au long de l'année. L'arrivée récente du bœuf musqué au Nunavik, ainsi que celle potentielle de nouvelles espèces de proies, pourraient permettre de maintenir les populations de loup à des effectifs supérieurs aux effectifs actuels. En effet, certaines espèces de cervidés (p. ex. cerf de Virginie ou orignal) pourraient migrer vers le nord en raison de l'adoucissement des conditions climatiques (Kennedy-Slaney et coll. 2018) et de la fragmentation de leur habitat plus au sud. Une étude canadienne démontre en effet que l'arrivée du cerf de Virginie dans le nord-est de l'Alberta s'est soldée par une augmentation du nombre de loups dans la

région et par conséquent de la mortalité de caribous forestiers par ce canidé (Latham et coll. 2011).

L'ours noir est quant à lui une espèce omnivore et opportuniste s'alimentant d'une grande diversité d'espèces végétales et animales, notamment plusieurs arthropodes (Lesmerises et coll. 2015). Lorsqu'il s'attaque au caribou, il cible davantage les faons, mais réussit à capturer des adultes lorsqu'il arrive à les surprendre (Taillon et coll. 2016). Les observations de plus en plus fréquentes d'ours noirs aux confins nordiques du Québec laissent présager que cette population est en croissance dans la péninsule de l'Ungava. Une étude récente montre que les conditions climatiques ont influencé le risque de prédation du caribou par l'ours noir à Terre-Neuve (Bastille-Rousseau et coll. 2018). Par exemple, un printemps pluvieux était lié à un plus faible taux de prédation vraisemblablement expliqué par la présence d'une ressource végétale plus abondante (Bastille-Rousseau et coll. 2018). Les prédictions les plus récentes soulignent que la quantité de précipitation devrait augmenter dans les prochaines décennies, et ce, pour toute l'année. Bien que ces changements puissent influencer la prédation chez les faons, l'ours noir demeure tout de même un prédateur secondaire du caribou, limitant de ce fait son influence sur la dynamique de population du caribou.

4.2 Bœuf musqué

4.2.1 Impact du changement du couvert végétal

Le régime alimentaire estival du bœuf musqué est dominé par les plantes graminoides, particulièrement par les espèces du genre *Carex*. Les plantes arbustives et herbacées sont généralement moins recherchées, mais leur importance varie d'une région à l'autre. D'après Klein (1986) par exemple, les bœufs musqués qui vivent dans le sud de leur aire de répartition utilisent fortement les saulaies comparativement aux prairies ou milieux humides qui prennent de l'importance dans le Haut-Arctique. Ceci est corroboré par les observations de Nault et Mathieu (1989) au Nunavik qui stipulent que plusieurs groupes de ce bovidé s'alimentent dans les saulaies situées le long des ruisseaux, principalement celles composées de saules planifoliés (*Salix planifolia* Pursh). En hiver, le régime alimentaire du bœuf musqué est également dominé par les plantes graminoides et les espèces ligneuses.

Plusieurs études montrent que l'augmentation récente des températures estivales a permis une meilleure performance des espèces végétales dans les régions arctiques et subarctiques (Tape et coll. 2006, Ju et Masek 2016). Ces meilleures performances sont généralement associées à une croissance accrue des espèces arbustives et graminoides (Ju et Masek 2016), permettant en principe aux bœufs musqués de jouir d'une plus grande abondance de nourriture. La modélisation de la répartition potentielle de la toundra arbustive suggère que celle-ci pourrait migrer vers le nord, ce qui pourrait soutenir une plus grande abondance d'herbivores, notamment le bœuf musqué. Cet apparent avantage pourrait cependant être masqué par d'autres événements climatiques que nous détaillons dans la section suivante.

4.2.2 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du bœuf musqué : Parasites

Les changements climatiques ainsi que les événements climatiques extrêmes bouleversent l'écologie des parasites (Kutz et coll. 2005, Hoberg 2010, Laaksonen et coll. 2010), favorisant l'émergence de nouvelles espèces en Arctique et l'expansion vers le nord des espèces déjà présentes (Kutz et coll. 2009). Les changements climatiques affectent donc et continueront d'affecter la charge parasitaire chez les bœufs musqués, et ce, de différentes façons. En permettant au nématode *Umingmakstrongylus pallikuukensis* de compléter son cycle de vie de plus en plus au nord, l'adoucissement des températures favorise une plus grande charge parasitaire chez les bœufs musqués de l'Ouest canadien (Kutz et coll. 2005). Ce nématode est d'ailleurs mis en cause dans la mort de plusieurs individus de cette région. En Norvège, une part importante d'une population de bœufs musqués a été décimée par une épidémie de *Pasteurella*, une bactérie responsable d'infections pulmonaires chez les ongulés (Ytrehus et coll. 2008). L'éclosion de ce type d'épidémie est associée à des températures chaudes et humides, conditions qui pourraient devenir de plus en plus fréquentes.

Des observations sur le terrain montrent entre autres que plusieurs individus étaient infectés par des parasites inconnus présents sur les sabots (S. Côté, communication personnelle). De plus, il est probable que les insectes piqueurs aient le même effet sur les bœufs musqués que sur les caribous migrants.

4.2.3 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du bœuf musqué : Cryosphère

Omniprésente à l'échelle circumpolaire, la cryosphère structure les écosystèmes arctiques et subarctiques. Par conséquent, tout changement dans celle-ci peut avoir des répercussions sur la dynamique de population des espèces animales et végétales (Berteaux et coll. 2017a). Par exemple, les redoux hivernaux de plus en plus fréquemment observés en Arctique entraînent des événements de pluie sur neige qui changent la structure du couvert neigeux. En formant des couches de glace difficilement pénétrables, ces événements peuvent entre autres limiter l'accès aux plantes pour les herbivores (Gustine et coll. 2011, Hansen et coll. 2013). De plus, des changements dans le couvert de neige pourraient influencer la performance des espèces végétales consommées par le bœuf musqué. Au Groenland par exemple, un couvert de neige plus important était associé à une plus faible biomasse de la principale espèce consommée par le bœuf musqué, le saule arctique (Forchhammer et coll. 2005). Comme les changements climatiques sont caractérisés par une tendance à la hausse des températures comme par de fortes variations des conditions climatiques, des hivers particulièrement neigeux pourraient limiter la quantité de nourriture disponible pour le bovidé.

Ainsi, une plus grande abondance de neige au sol ou une neige durcie par des événements de pluie sur neige influence négativement l'abondance de certaines populations de bœufs musqués (Forchhammer et coll. 2008), en augmentant le taux de mortalité (Forchhammer et coll. 2002, Schmidt 2006) et en diminuant le nombre de jeunes chez cette espèce d'ongulé (Schmidt et coll. 2015).

4.3 Loup gris

4.3.1 Impact du changement du couvert végétal

Débat par excellence parmi les écologistes, l'importance relative des relations descendantes (en anglais, *top-down*) et ascendantes (en anglais, *bottom-up*) dans le fonctionnement des écosystèmes prend tout son sens dans l'étude des effets des changements climatiques. Certains écologistes soutiennent que la productivité primaire demeure l'élément principal limitant la biomasse des niveaux trophiques supérieurs, particulièrement lorsque cette productivité est faible (effets ascendants).

L'adoucissement des températures devrait effectivement permettre une meilleure croissance des espèces végétales en place, augmentant de ce fait la productivité primaire disponible aux herbivores. Le phénomène d'arbustation, ou densification de la strate arbustive, que connaissent les régions arctiques et subarctiques en est un exemple patent (Myers-Smith et coll. 2011). Comme la quantité de ressources disponibles augmente, le nombre et la diversité d'herbivores devraient également augmenter dans les prochaines décennies, phénomène d'ailleurs déjà corroboré par l'arrivée de nouvelles espèces au-delà de leur aire de répartition en Alaska (Tape et coll. 2016a, 2016b, 2018).

À l'inverse, certains écologistes soutiennent que la guildes des prédateurs exerce une telle influence sur la dynamique de population de leurs proies qu'ils seront de ce fait les principaux moteurs de changement de l'écosystème qui les supporte (effets descendants). Un exemple de cette hypothèse est celui de la réintroduction du loup gris dans le parc national de Yellowstone, où cette espèce avait complètement disparu pendant 70 ans. Seulement 15 ans après le retour du loup dans la région, une diminution importante du nombre de wapitis était observée, réduisant de ce fait la pression de broutement sur les espèces ligneuses. À son tour, la plus grande disponibilité des espèces ligneuses aurait permis aux populations de castors et de bisons d'augmenter (Ripple et Beschta 2012). Plus près de notre contexte nordique, une étude récente suggère qu'un réseau trophique de l'Arctique canadien est principalement contrôlé par les relations prédateurs-proies (Ile Bylot, Legagneux et coll. 2012). Dans cette perspective, l'effet qu'exerceront les changements climatiques sur les populations de prédateurs devrait percoler dans l'ensemble du réseau trophique (en anglais, *cascading effects*).

Pour terminer, certaines études suggèrent que les prédateurs peuvent atténuer les effets des changements climatiques sur la dynamique de population de leurs proies (Wilmers et coll. 2006) ainsi que sur la guildes des charognards que les loups

approvisionnement (Wilmers et Getz 2005, Wilmers et Post 2006). Sur Isle Royale (États-Unis) par exemple, l'effet du climat sur la dynamique de population d'originaux est largement plus faible lorsque celle-ci est contrôlée par les loups (Wilmers et coll. 2007). En maintenant la population d'originaux en deçà de la capacité de support de l'écosystème, la prédation permet en effet de limiter les grandes fluctuations que les populations du cervidé pourraient subir face à un changement dans le régime climatique ou à un événement climatique extrême.

4.4 Renard arctique

4.4.1 Impact du changement du couvert végétal

Les changements potentiels dans la répartition et la composition des communautés végétales du Nord influenceront le renard arctique, mais principalement de façon indirecte (en modulant l'abondance de ses proies par exemple). Par contre, plusieurs autres facteurs auront une influence directe sur l'espèce. Les prochaines sections en décrivent certains.

Le renard arctique est adapté pour survivre à des conditions rigoureuses et à des environnements peu productifs (Fuglei et Oritsland 1999). Il est connu pour se nourrir de petits mammifères, mais peut s'alimenter d'autres espèces terrestres dans les creux d'abondance de lemmings (Ehrich et coll. 2015). Bien qu'ils puissent survivre, il semble que les renards arctiques peinent à se reproduire dans les périodes caractérisées par un creux d'abondance de lemmings (Elmhagen et coll. 2000, Angerbjorn et coll. 1999, Schmidt et coll. 2012). La disparition potentielle des grands cycles d'abondance de lemmings causée par les changements climatiques pourrait donc avoir des impacts sur la reproduction de cette espèce (Gilg et coll. 2009, mais voir Ehrich et coll. 2017 pour un contre-exemple).

4.4.2 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du renard arctique : compétition interspécifique avec le renard roux

Dans plusieurs régions nordiques, l'augmentation de la compétition avec le renard roux est avancée comme hypothèse pour expliquer le déclin du renard arctique (Hersteinsson et Macdonald 1992). Plus petits et moins robustes que leurs cousins, les renards arctiques semblent être exclus par les renards roux lorsque ces derniers atteignent des densités écologiquement significatives (Elmhagen et coll. 2017). En Laponie (Kaikusalo et coll. 2000) et en Alaska (Bailey 1992, Stickney et coll. 2014) par exemple, la diminution, voire l'extirpation du renard arctique coïncide avec l'établissement du renard roux et son utilisation extensive des tanières pour la reproduction. L'effet négatif de la présence du renard roux sur le renard arctique est également corroboré par l'augmentation de la population de ce dernier en Scandinavie après l'utilisation de l'abattage des renards roux comme mesure de conservation (Angerbjorn et coll. 2013, Hamel et coll. 2013).

Dans l'ensemble des régions où les deux espèces de canidés se retrouvent, le renard roux peut limiter l'accès du renard arctique à différentes ressources, notamment les tanières pour la reproduction (Figure 25). Des observations directes d'évincement de renards arctiques par des renards roux ont été recensées en Scandinavie (Tannerfeldt et coll. 2002, Rodnikova et coll. 2011). En plus de ces observations directes, des indices laissent croire que les renards arctiques évitent les régions où se trouvent leurs cousins. En effet, la probabilité qu'un renard arctique utilise une tanière pour la reproduction diminue avec l'augmentation de la présence du renard roux en Fennoscandie, qui est elle-même corrélée à des environnements plus productifs (Herfindal et coll. 2010). Le renard roux peut également limiter l'accès aux ressources alimentaires, comme les carcasses d'ongulés (Killengreen et coll. 2012, Hamel et coll. 2013). Quoique rarement, le renard roux peut chasser, tuer et consommer le renard arctique. Certains cas ont été recensés en Alaska et en Fennoscandie (Tannerfeldt et coll. 2002, Pamperin et coll. 2006, Stickney et coll. 2014). De plus, des analyses de contenus stomacaux confirment la consommation de renards arctiques dans le nord de la Norvège (Killengreen, données non publiées).

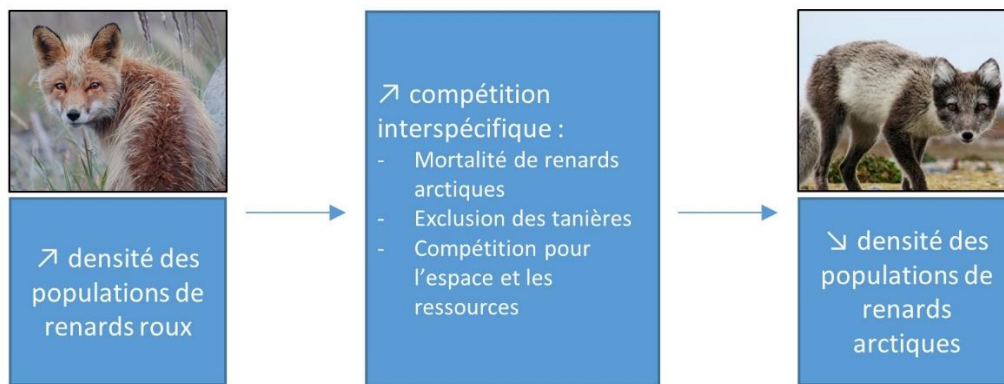


Figure 25 Compétition interspécifique entre le renard roux et le renard arctique. Cette figure est inspirée d'Elmhagen et collaborateurs (2017).

Il existe cependant certaines régions où les deux espèces de renards coexistent, sans indication qu'une diminution de l'effectif de renards arctiques ou une contraction de leur aire de répartition ne soient observées (sud du Yamal, nord du Yukon et île Bylot). Dans ces régions, le nombre de renards roux reste généralement faible (Rodnikova et coll. 2011, Gauthier et coll. 2013) et les installations humaines pouvant suppléer les renards sont peu nombreuses (Gallant et coll. 2012).

Comme il est à sa limite sud de répartition au Nunavik et que le renard roux est présent dans la région, tout porte à croire que le renard arctique pourrait voir sa population diminuer au cours des prochaines décennies. À notre connaissance, aucun suivi des populations de renards arctiques n'a été fait au Nunavik, quoique certains inventaires ponctuels aient été réalisés, notamment lors de la mise en place des différents parcs nationaux (voir les rapports disponibles en ligne à l'adresse suivante :

<http://www.nunavikparks.ca/en/documents>) et de l'établissement des niveaux de prélèvements d'espèces fauniques par les habitants du Nunavik (James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee 1988).

4.4.3 Autre facteur influençant la répartition potentielle future du renard arctique : autres effets des changements climatiques

Dans certaines régions, les ressources marines sont importantes pour le maintien des populations de renards arctiques (Roth 2003). Dans l'archipel Svalbard par exemple, le renard arctique utilise la glace de mer pour atteindre des proies tels que les phoques annelés juvéniles et les carcasses de phoques laissées par les ours blancs (Fuglei et Ims 2008, Ims et coll. 2013), mais également des canards et des oies qui nichent sur les îles adjacentes (Hanssen et coll. 2013). La disparition de la glace de mer pourrait donc compromettre l'accessibilité du renard arctique à ces ressources et ainsi fragiliser les populations du canidé.

Les événements climatiques extrêmes peuvent également influencer la dynamique de population du renard arctique. Des événements de pluie sur neige à Svalbard ont un impact sur le taux de croissance de la population de renards arctiques (Hansen et coll. 2013). En rendant la végétation plus difficilement accessible pour les herbivores, ces événements de pluie sur neige ont réduit l'effectif des populations d'herbivores, et donc des populations de consommateurs qui s'en nourrissent. Avec l'augmentation prévue des températures, les événements extrêmes devraient être plus fréquents, ce qui pourrait affecter les renards arctiques comme l'ensemble du réseau trophique (Hansen et coll. 2013)

En hiver, les conditions changeantes de neige pourraient affecter l'efficacité de prédation du renard arctique. En effet, une technique de chasse utilisée par les renards arctiques comme par les renards roux consiste à sauter et ainsi traverser le couvert de neige pour atteindre les petits mammifères (technique connue sous le nom de mulotage). Un couvert de neige épais peut donc entraver leur efficacité de chasse (Bilodeau et coll. 2013). Par contre, les renards utilisent d'autres techniques qui ne semblent pas affectées par la neige (Bilodeau et coll. 2013). De plus, il est difficile de prédire de quelle manière les conditions de neige changeront avec les changements climatiques.

4.5 Renard roux

4.5.1 Impact du changement du couvert végétal

Il est généralement admis que la répartition nordique de l'espèce est limitée par la disponibilité en nourriture (Hersteinsson et Macdonald 1992, Elmhagen et coll. 2017). Parmi les principaux mécanismes proposés, Hersteinsson et Macdonald (1992) suggèrent qu'une augmentation des températures estivales permettrait une meilleure croissance des espèces végétales, ce qui ultimement se traduirait par une plus grande abondance des proies du renard roux (productivité secondaire accrue; Figure 26). Bien

que l'augmentation récente des températures ait été mise en cause dans le verdissement (en anglais, *greening*) des écosystèmes nordiques (Myers-Smith et coll. 2011), l'effet subséquent sur la disponibilité en nourriture pour le renard roux reste à démontrer. Au contraire, des herbivores clés de ces écosystèmes ont vu leurs populations chuter dans certaines régions de l'Arctique en raison des changements climatiques (Ims et coll. 2008, 2011, Kausrud et coll. 2008, Gilg et coll. 2009, CAFF 2013). C'est le cas notamment du lemming commun en Norvège (*Lemmus lemmus*; Kausrud et coll. 2008) et du lemming à collier au Groenland (*Dicrostonyx groenlandicus*; Gilg et coll. 2009). En revanche, la densification de la strate arbustive est le facteur le plus probable dans la récente expansion du lièvre d'Amérique observée en Alaska (Tape et coll. 2016a).

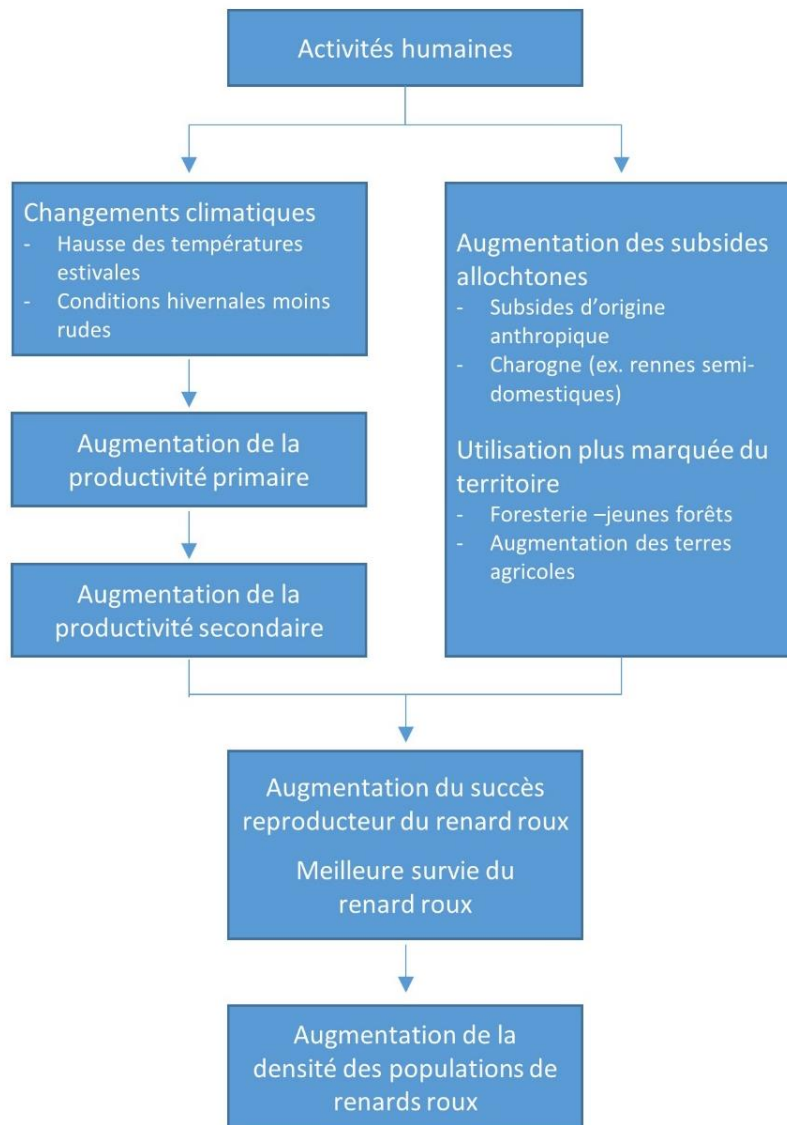


Figure 26 Facteurs influençant la dynamique de population du renard roux dans la portion nord de sa répartition. Cette figure est tirée et modifiée d'Elmhagen et collaborateurs (2017).

4.5.2 Autres facteurs influençant les populations de renards roux

Barton et Zalewski (2007) stipulent que ce seraient plutôt les températures hivernales qui limiteraient l'abondance du renard roux (Figure 26). Les auteurs suggèrent que les conditions hivernales difficiles imposeraient un stress thermique nécessitant un apport énergétique trop élevé pour la quantité de ressources disponibles, tout en limitant la durée de la période disponible pour la reproduction. Avec des températures hivernales plus douces, la dépense énergétique des renards serait moins grande. De plus, la saison sans neige serait allongée et permettrait un meilleur accès aux proies et une période de reproduction plus longue (Barton et Zalewski 2007).

En plus d'une tendance à la hausse des températures annuelles, les changements climatiques récents sont caractérisés par l'augmentation de la fréquence d'événements extrêmes. En Arctique, des événements de pluie sur neige sont en effet de plus en plus fréquemment observés. Dans la péninsule du Yamal en Russie, un épisode particulièrement sévère serait vraisemblablement à l'origine d'une première observation de reproduction de renard roux (Sokolov et coll. 2016). En effet, de fortes pluies en novembre ont mené à une mortalité importante de rennes dans cette région du Bas-Arctique, permettant une grande abondance de ressources à consommer pour le renard roux.

En plus de l'adoucissement des conditions climatiques, l'expansion nordique ou une plus grande présence du renard roux a été attribuée à la présence de forêts en régénération issues de pratiques forestières, de terres agricoles, ainsi que par des installations humaines qui fournissent des sources supplémentaires de nourriture (p. ex. poubelles, animaux tués sur la route; Hersteinsson et Macdonald 1992, Kurki et coll. 1998, Selas et Vik 2006, Selas et coll. 2010, Gallant et coll. 2012; Figure 26). Parmi ces sources supplémentaires, la présence de carcasses des rennes semi-domestiqués semble avoir été importante dans le maintien et la densification de certaines populations de renards roux en Scandinavie (Killengreen et coll. 2011, Henden et coll. 2014, Sokolov et coll. 2016). En fournissant un apport supplémentaire de nourriture, les carcasses de rennes permettraient en effet de limiter les effets délétères des longues périodes hivernales. De plus, la présence d'infrastructures humaines à Prudhoe Bay en Alaska a favorisé le maintien d'une population de renards roux en augmentant la disponibilité de nourriture localement (Sanzone et coll. 2010, Stickney et coll. 2014). Ces observations ont amené certains à suggérer que les changements climatiques n'ont pas augmenté la production secondaire à un niveau suffisamment élevé pour soutenir la migration nordique du renard roux (Gallant et coll. 2012). Ils suggèrent plutôt que la présence d'installations humaines ou un changement dans l'utilisation du territoire a été nécessaire jusqu'à ce jour pour soutenir la progression de l'espèce. Cette hypothèse pourrait expliquer l'absence de changements dans certaines populations de renards roux au Yukon (Gallant et coll. 2012) et sur l'île de Baffin (Gauthier et coll. 2013) dans les dernières décennies et ce, malgré une hausse des températures estivales et hivernales

4.5.3 Au Nunavik

Déjà présent sur l'ensemble du territoire, le renard roux pourrait néanmoins devenir de plus en plus abondant au Nunavik en raison de l'adoucissement prévu des températures. Des observations récentes de lièvres d'Amérique au-delà de la limite nord de répartition de l'espèce suggèrent que certaines proies du renard roux pourraient profiter de la densification de la strate arbustive observée dans les dernières décennies (Ropars et Boudreau 2012). De plus, une analyse spatiale de l'occupation du territoire du renard roux en Alaska révèle que ce dernier se retrouvait préférentiellement dans les zones de neige compacte et peu épaisse (Pozzanghera et coll. 2016). Avec l'augmentation prévue des températures, le Nunavik pourrait enregistrer une accumulation de neige moins importante et recevoir une plus grande proportion de neige à forte teneur en eau, neige qui se compacte plus facilement. Ainsi, le renard pourrait jouir de conditions plus favorables à son expansion, notamment en raison des coûts plus faibles liés aux déplacements, de meilleures opportunités de chasse et une plus grande facilité à fuir ses prédateurs (Pozzanghera et coll. 2016). L'augmentation de la population des différents villages nordiques ainsi que l'arrivée de nouvelles installations industrielles (par ex. des installations minières) pourraient également favoriser une plus grande densité de renards roux au Nunavik.

Comme le renard roux est un vecteur de maladies potentiellement transmissibles aux humains (zoonoses), sa présence autour des villages nordiques demeure un enjeu important au Nunavik. Entre autres, le renard roux peut être porteur de la rage qu'il peut ensuite transmettre aux nombreux chiens présents dans les villages nordiques. Le renard roux a également été identifié comme un porteur du nématode *Trichinella*, et donc comme réservoir de ce dernier au Nunavik (Bachand et coll. 2018). Bien que le renard roux ne représente pas une source directe d'infection pour les Inuits (Bachand et coll. 2018), il n'en demeure pas moins que les renards peuvent favoriser le maintien du nématode à des niveaux élevés dans la région.

4.6 Ours noir

4.6.1 Impact du changement du couvert végétal

Bien que peu d'études existent sur le sujet, la limite nord de répartition de l'ours noir dépend probablement de la disponibilité en ressources végétales et de la présence de compétiteurs. Dans l'Ouest canadien par exemple, la présence du grizzli (un compétiteur supérieur à l'ours noir) pourrait contraindre la répartition de ce dernier, même si les deux espèces cohabitent dans certaines régions (Merkle et coll. 2017). Au Nunavik, le grizzli est absent et aucune autre espèce ayant un potentiel compétiteur ne semble présente sur le territoire. Dans cette région, la limite nord de répartition de l'ours noir est donc fort probablement contrainte par la disponibilité en ressources végétales, qui elle-même est limitée par le climat. Le nord du Québec est une des régions ayant connu la plus forte augmentation du NDVI (*Normalized Differential Vegetation Index*; Ju et Masek 2016) un indice utilisé comme proxy pour la croissance végétale. De surcroît, les durées de la saison sans gel et de la saison de croissance se

sont allongées dans les dernières décennies (Charron 2015). Ceci suggère que la quantité de ressources végétales disponibles pour l'ours noir a augmenté à la limite de répartition de l'espèce, ce qui lui aurait permis de s'étendre vers le nord. Les projections climatiques pour la région suggèrent que cette tendance devrait s'accroître dans le futur (Mailhot et Chaumont 2017). Il est à noter également que l'entrée en hibernation de l'espèce est reliée à la disponibilité en nourriture, à la température et à l'accumulation de neige (Schooley et coll. 1994, Schwartz et coll. 1987). Les changements climatiques en cours et prévus au Nunavik devraient permettre à l'ours noir de prolonger sa saison d'activité.

D'autres facteurs pourraient également influencer la répartition de l'ours noir. Parmi ceux-ci, notons la fragmentation de son habitat (Laufenberg et coll. 2018) qui pourrait réduire l'étendue des régions qui lui sont aujourd'hui favorables, mais également la plus grande récurrence des feux projetée pour la forêt boréale canadienne (Bergeron et coll. 2010) qui pourrait favoriser la production de petits fruits.

4.7 Castor

4.7.1 Impact du changement du couvert végétal

Il est généralement admis que la limite nord de répartition du castor est entre autres contrainte par la disponibilité en bois (Tape et coll. 2018). Les castors sont des rongeurs territoriaux (Campbell et coll. 2005) qui s'alimentent principalement d'arbres ou d'arbustes décidus (Aleksiuk 1970, Campbell et coll. 2013). Peu mobiles en milieu terrestre, ils s'alimentent à proximité des plans d'eau où ils logent. Ainsi, les castors s'approvisionnent généralement près de la berge et rarement au-delà de 40 m (Parker et coll. 2001, Haarberg et Rosell 2006).

Le castor pourrait profiter de la densification de la strate arbustive et de la croissance en hauteur accrue de plusieurs espèces de saules, bouleaux et aulnes (Myers-Smith et coll. 2011) pour étendre sa répartition dans la toundra. En effet, le rongeur est connu pour se nourrir abondamment d'arbustes (Aleksiuk 1970), ainsi que pour utiliser ces derniers pour la construction de ses huttes et barrages (Jung et Staniforth 2010). Une étude récente en Alabama (États-Unis) démontre même que les castors choisissent préférentiellement des plans d'eau ayant une forte densité d'arbustes sur leurs rives (Francis et coll. 2017). Avec la meilleure croissance des arbustes observée dans le nord du Québec et ailleurs dans l'Arctique (Myers-Smith et coll. 2011, Ropars et coll. 2015), les berges de rivières et de lacs devraient devenir plus propices à la présence du castor au nord de la limite des arbres et favoriser son expansion au-delà de son aire de répartition historique.

4.7.2 Autres facteurs influençant la répartition potentielle future du castor : Conditions climatiques

À l'instar d'autres espèces boréales, le castor pourrait profiter de conditions climatiques plus clémentes et des changements écologiques que celles-ci entraînent pour étendre

sa répartition vers le nord. Une étude récente (Jarema et coll. 2009) suggère d'ailleurs que la densité des colonies de castors au Québec est positivement liée à l'évapotranspiration annuelle, ainsi qu'à la température moyenne maximale printanière et estivale. Comme la majorité des modèles climatiques prédisent une augmentation de ces trois variables au cours du 21^e siècle, il est fort probable que la densité des castors augmente dans cette période. Cette prédiction est d'ailleurs corroborée par différentes entrevues menées au sein des communautés autochtones qui mentionnent qu'un nombre croissant de castors sont observés dans certains villages nordiques au Nunavik, mais également dans les Territoires du Nord-Ouest et au Yukon (Guyot et coll. 2006, Wesche et Chan 2010, M. Neelin, communication personnelle, 2019). Jarema et collaborateurs (2009) indiquent cependant que l'effet des changements climatiques prévus devrait être largement moins important à la limite nord de répartition de l'espèce qu'en son centre. Bien que ce résultat n'écarte pas une migration de l'aire de répartition du castor vers le nord, il suggère que l'adoucissement des températures devrait se traduire par une augmentation de la densité de l'espèce à l'intérieur de sa répartition historique.

La variabilité dans les patrons de températures et de précipitations ainsi que la plus grande récurrence d'événements climatiques extrêmes pourraient cependant être néfastes pour la survie et le succès reproducteur du castor. Chez son cousin européen, la stochasticité du climat ainsi que les fortes pluies estivales étaient corrélées à des taux plus faibles de survie et de reproduction (Campbell et coll. 2012, 2013). Les fortes pluies en été entraînent en effet des inondations en bordure de rivières et de lacs, ce qui peut nuire à la croissance des arbres et arbustes et donc à la performance du rongeur. L'augmentation prévue des événements extrêmes au Nunavik pourrait donc affecter négativement les castors localement (Mailhot et Chaumont 2017).

4.7.3 Autres facteurs influençant la répartition potentielle future du castor : Conditions hivernales

Outre la disponibilité en bois, l'accès à une source d'eau constante durant l'hiver pourrait également contraindre la limite nord de répartition du castor (MacFarlane et coll. 2015, Tape et coll. 2018). En effet, les castors ont besoin d'eau libre en dessous de la glace afin de pouvoir profiter d'un lieu d'hivernage adéquat ainsi que pour se déplacer, se protéger des prédateurs et accéder à leurs réserves de nourriture (MacFarlane et coll. 2015). Or, cette contrainte semble de moins en moins observée, en raison des températures hivernales qui se sont adoucies dans les dernières décennies (Charron 2015) et qui continueront vraisemblablement de le faire dans les prochaines décennies (Mailhot et Chaumont 2017).

4.7.4 Mitigation des effets des changements climatiques par la présence du castor

La présence de castor dans l'environnement permet de mitiger les effets des changements climatiques sur les ressources en eau (Albert et Trimble 2000, Burchsted et coll. 2010). Les milieux humides complexes créés par les barrages de ce rongeur

permettent d'augmenter l'hétérogénéité des habitats disponibles. De ce fait, ils augmentent la diversité spécifique d'une région (Hood et Bayley 2008, Gibson et Olden 2014) en plus de diminuer les risques de sécheresse associés à l'augmentation des températures estivales et à la diminution du couvert neigeux (Raymond et coll. 2014). Bien que les risques de sécheresse puissent être un enjeu dans le sud du Québec, il est peu probable qu'il en soit ainsi au Nunavik dans les prochaines décennies.

4.8 Ours blanc

4.8.1 Impact du changement du couvert végétal

Il est peu probable que les changements projetés dans la répartition des grandes zones de végétation aient un impact direct sur l'abondance et la répartition de l'ours blanc. Par contre, les changements climatiques ont et auront des conséquences importantes sur cette espèce. Nous détaillons quelques exemples dans les prochaines sections.

4.8.2 Impact des changements climatiques sur l'habitat de l'ours blanc

L'augmentation prévue des températures dans l'Arctique et les réductions d'épaisseur, de durée et d'étendue de glaces de mer qui en découlent auront des effets directs et indirects sur les ours blancs. Les effets directs pourraient inclure la perte d'habitat (c'est-à-dire l'étendue et la composition de la glace de mer), tandis que les effets indirects pourraient inclure des changements au niveau de l'écosystème affectant la disponibilité des proies (Hammill 2013). La fonte plus précoce de la glace de mer en été et la formation tardive de celle-ci à l'automne se traduiront probablement par une plus grande dépendance des ours pour les zones côtières terrestres (Derocher et coll. 2004, Stirling et Derocher 2012). D'ailleurs, un suivi à long terme de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson (OH; Figure 11) a permis d'établir un lien entre la fonte précoce de la glace de mer, le déclin de la natalité et la diminution de la condition physique chez l'ours blanc (Stirling et coll. 1999). Ceci s'est traduit par une diminution de la survie des adultes et par conséquent, une diminution de la taille de la sous-population (Regehr et coll. 2007). Dans la portion sud de la baie d'Hudson, un déclin dans la condition des individus de toutes les classes d'âge est observé depuis plusieurs années (Obbard et coll. 2016), mais ne s'était pas traduit par un déclin de la population jusqu'à tout récemment. Cependant, les changements d'habitat n'ont pas nécessairement d'impacts négatifs. Par exemple, la perte de glace multiannuelle s'accompagne généralement d'une augmentation de la glace de mer annuelle, glace constituant un habitat plus optimal pour l'espèce en raison d'une plus grande abondance de sa principale proie (Ferguson et coll. 2000, Hamilton et coll. 2014). De plus, la variabilité au sein de chaque écosystème signifie que certaines années seront plus productives pour les ours que d'autres.

En réponse au déclin de l'étendue de la glace de mer, les ours se déplacent de plus en plus vers les milieux terrestres, augmentant les rencontres entre cette espèce et les populations autochtones. Les observations d'ours consommant des ressources terrestres sont de plus en plus fréquentes, particulièrement dans la baie d'Hudson et

dans le bassin Fox (Rode et coll. 2015). Parmi les ressources consommées, notons divers petits fruits, des caribous, des bœufs musqués, des bernaches et des poissons (Russell 1975, Derocher et coll. 1993, Dyck et Romberg 2007, Ovsyanikov et Menyushina 2010, Gormezano et Rockwell 2013). Jusqu'à ce jour cependant, la consommation de ressources terrestres ne semble pas combler le manque à gagner causé par la perte de glace de mer (Rode et coll. 2015).

4.8.3 Impact des changements climatiques sur l'abondance et l'accessibilité aux proies

En plus des modifications de l'habitat mentionnées précédemment, les changements climatiques auront vraisemblablement une influence sur l'abondance des espèces consommées par l'ours blanc, de même que sur l'accessibilité à celles-ci. Dans une grande partie de leur aire de répartition, les ours dépendent essentiellement des phoques annelés chassés sur une plate-forme de glace de mer pour se nourrir (Thiemann et coll. 2008). Pour survivre pendant la période estivale, ils profitent d'une période d'hyperphagie dans laquelle ils accumulent une grande quantité d'énergie par la consommation de jeunes phoques. Ceci dit, les Cris et les Inuits mentionnent que les ours peuvent chasser efficacement les phoques en eau libre. Comme ce comportement a rarement été documenté (Furnell et Oolooyuk 1980), l'importance de celui-ci pour l'apport nutritionnel annuel des ours blancs n'est pas connue.

Les changements climatiques affecteront vraisemblablement les populations d'espèces consommées par l'ours blanc. Bien qu'il y ait une certaine incertitude quant à la manière dont les espèces de proies dépendantes de la glace (phoques barbus, phoques annelés, morses, etc.) réagiront aux changements des conditions de neige et de glace, une réduction globale de leur abondance est attendue (Hammill 2013, Stirling et Smith 2004).

4.8.4 Autres effets des changements climatiques

Les changements climatiques pourraient également affecter les tanières utilisées par les femelles. Les femelles creusent celles-ci dans des amoncellements de neige épais situés près de la côte, ou bien dans le sol et la tourbe. Les variations de température et de précipitations pourraient nuire à l'intégrité structurelle de ces tanières (Derocher et coll. 2004).

Peu d'informations sont disponibles sur la charge parasitaire et virale des ours blancs, et encore moins sur leurs effets délétères (Fagre et coll. 2015). Bien que des parasites de l'ours blanc pouvant infecter l'homme aient été fréquemment observés (*Trichinella* et *Brucella* ; Bohm et van Knapen 1989, Moller et coll. 2010, Castrodale 2011), les effets chez l'oursidés sont généralement éludés dans les recherches. Or, comme l'espèce subit de nombreuses pressions environnementales, une meilleure connaissance des maladies l'affectant est primordiale (Fagre et coll. 2015).

4.8.5 Effets projetés des changements climatiques

En raison de la relation fondamentale qui existe entre le maintien de populations d'ours blancs et la disponibilité de la glace de mer, les scientifiques s'accordent pour dire que l'augmentation projetée des températures et la diminution de l'étendue et de l'épaisseur de la glace de mer peuvent avoir un effet négatif à long terme sur les ours blancs. En 2005, le Groupe de spécialistes des ours blancs de l'*International Union for Conservation of Nature* (IUCN) a convenu à l'unanimité que la population mondiale pourrait diminuer de plus de 30% au cours des 45 prochaines années (c'est-à-dire en trois générations) en raison de la réduction projetée de la glace de mer (Aars et coll. 2006). Le maintien de suivis à long terme des sous-populations est donc nécessaire pour une meilleure compréhension des effets des changements climatiques sur l'espèce, de même que la poursuite des projets de recherches.

4.9 Lemming d'Ungava

4.9.1 Impact du changement du couvert végétal et d'autres facteurs liés aux changements climatiques

Le couvert végétal ne semble pas être le facteur limitant la présence et l'abondance des lemmings. D'autres facteurs, comme les conditions hivernales semblent être nettement plus importants. Comme plusieurs autres espèces de micromammifères, les populations de lemmings d'Ungava subissent d'importantes fluctuations cycliques. Dans certains cas, la densité de ces rongeurs peut passer de 0,6 à 400 individus par hectare (la densité normalement atteinte lors des sommets de populations varie entre 15 et 40 individus/ha ; Desrosiers et coll. 2002). De plus en plus d'évidences semblent montrer que les grands cycles d'abondance des petits mammifères comme les lemmings connaissent de plus faibles amplitudes (Groenland : Gilg et coll. 2009; Norvège : Ims et coll. 2008, Kausrud et coll. 2008). Les changements climatiques récents, et plus particulièrement leurs impacts sur les conditions hivernales sont généralement considérés comme en étant la cause principale (Ims et coll. 2008).

Un important couvert de neige est nécessaire à la survie et à une reproduction adéquate des lemmings en hiver (Forschammer et coll. 2008). En plus de fournir une meilleure protection contre certains prédateurs, un épais couvert de neige procure une isolation qui limite les stress thermiques subis par les lemmings (Duchesne et coll. 2011). De ce fait, l'abondance des populations de lemmings est généralement plus grande suite à des hivers rudes ayant connu de fortes précipitations en neige (Morris et coll. 2012).

La grande majorité des modèles climatiques prévoient des hivers plus courts et plus chauds pour le Nunavik au cours du 21^e siècle (Mailhot et Chaumont 2017). Ces conditions pourraient causer des cycles de gel-dégel plus fréquents, ce qui entraînerait un effet négatif sur la reproduction hivernale tout en favorisant le succès de prédation du renard arctique en raison d'un couvert protecteur moins important (Ims et coll. 2008).

Le lien entre l'abondance des lemmings et le climat est supporté à la fois par des études historiques et des modélisations climatiques. En effet, des analyses génétiques révèlent que l'abondance des lemmings en Europe diminue depuis la dernière période froide (le Petit Âge Glaciaire), ce que les auteurs attribuent à une perte d'environ 80% des habitats qui leur sont favorables (Prost et coll. 2010, 2013). De plus, la vaste majorité des modèles écologiques développés par une équipe du Groenland prédisent un allongement des cycles d'abondance du lemming ainsi qu'une diminution des maximums atteints par les populations de ce rongeur (Gilg et coll. 2009). La diminution de l'abondance maximale de lemmings est particulièrement préjudiciable aux populations de prédateurs, qui se sont adaptés à ces abondances cycliques pour maximiser leurs retombées. Par conséquent, le changement climatique induira indirectement un déclin du succès de reproduction et des densités de population des prédateurs et pourrait entraîner l'extinction locale de certaines espèces (Gilg et coll. 2009).

Enfin, le dégel du pergélisol entraîne généralement une augmentation de la teneur en eau du sol, bien que ceci soit hétérogène à l'échelle du paysage (Kokelj et Burn, 2003, Rowland et coll. 2010). Comme les lemmings d'Ungava utilisent préférentiellement les terrains arides, le dégel du pergélisol en cours et prévu pour le prochain siècle pourrait diminuer le nombre d'habitats favorables.

4.10 Bernache du Canada

4.10.1 Impact du changement du couvert végétal

La bernache est un herbivore qui se nourrit principalement de racines, de tiges et de graines de plusieurs espèces de graminoides, ainsi que de petits fruits (Cadieux et coll. 2005). Elle s'alimente préférentiellement dans les marais salés et dans les fens dominées par le Carex (Jefferies et coll. 2003). La quantité et la qualité de la nourriture disponible peuvent affecter la croissance des jeunes, entraînant de ce fait des effets délétères sur les populations de bernaches du Canada (Nicolai et coll. 2014).

L'augmentation en cours et prévue des températures moyennes favorise généralement une plus grande productivité primaire, qui devrait se traduire par une plus grande disponibilité en nourriture pour la bernache du Canada (Robinson et coll. 2014). Toutes choses étant égales par ailleurs, ceci devrait donc permettre une meilleure survie des bernaches et soutenir une reproduction accrue dans les régions déjà occupées ainsi qu'un déplacement nordique de l'aire de nidification de l'espèce (Jantunen et coll. 2014).

Phénomène déjà rapporté pour plusieurs espèces migratrices, le décalage entre les grands besoins énergétiques de celles-ci et le débourrement printanier des espèces végétales consommées semble également pouvoir affecter les populations de bernaches du Canada. Les jeunes doivent pouvoir compter sur un apport nutritionnel optimal afin de subvenir à leurs grands besoins nutritionnels après leur éclosion (Cargill

et Jefferies 1984, Sedinger et Raveling 1986). Or, plusieurs évidences semblent suggérer qu'il devient de plus en plus difficile de suivre la phénologie des plantes consommées afin de faire concorder l'éclosion des jeunes avec la période de disponibilité nutritionnelle optimale (Brook et coll. 2015). Ceci peut entraîner une croissance suboptimale des jeunes, ce qui peut affecter le maintien des populations de cette espèce. Les femelles adultes investissent une grande partie de leur quantité d'énergie dans la reproduction ($\leq 50\%$ de leur masse corporelle), et ils doivent reconstituer ces réserves avant la migration automnale (Ankney et MacInnes 1978, Ankney 1982, Gates et coll. 1998).

Les bernaches nichant dans le sud du Québec montrent cependant une certaine flexibilité dans le moment de ponte des œufs (Clermont et coll. 2018), ceux-ci étant pondus plus tôt lorsque les températures printanières sont plus chaudes. Cette population de bernaches se nourrit principalement de grains de l'année précédant laissés dans les champs agricoles et non pas de nouvelles pousses comme celles nichant au Nunavik. Ceci laisse donc croire que la nourriture n'est pas limitante et qu'une plus longue période de croissance pour les jeunes améliore leur condition avant la migration automnale

4.10.2 Autres facteurs influençant la répartition potentielle future de la bernache : Interactions trophiques

L'abondance de petits mammifères peut influencer la dynamique de population de la bernache du Canada, et ce, parce que les deux espèces partagent les mêmes prédateurs. Lors d'un creux d'abondance de lemming, certains prédateurs comme le renard arctique se nourrissent abondamment d'œufs de bernaches (Bêty et coll. 2001), diminuant de ce fait le nombre de jeunes à éclore (Robinson et coll. 2014). Comme les grandes abondances de lemmings tendent à diminuer avec les changements climatiques (voir la section 4.9 pour de plus amples détails), la pression de prédation sur les œufs de cette espèce pourrait s'accroître.

5. Portée et limites d'interprétation de la modélisation de niche climatique

Nous ne répéterons jamais assez que la modélisation de niche climatique est un outil essentiel pour éclairer de nombreuses décisions, notamment en ce qui a trait à la conservation (Berteaux et coll. 2014). Dans le cadre de notre étude, la vaste étendue du territoire couvert, la difficulté d'y accéder ainsi que la disponibilité limitée des informations biologiques faisait de la modélisation de niche climatique une approche toute désignée.

Par contre, les modèles de niche s'appuient sur des prémisses qu'il faut connaître et comprendre afin d'éviter les fausses interprétations. Tout d'abord, la répartition potentielle future prédite par la modélisation de niche climatique doit être interprétée comme étant l'ensemble des conditions climatiques qui seront favorables à une espèce donnée. Tel que nous l'avons utilisée, la modélisation de niche ne tient pas compte, par exemple, des capacités de dispersion des taxons ou des interactions interspécifiques qui pourraient limiter le déplacement d'une espèce. En effet, de grands mammifères terrestres capables de parcourir plusieurs dizaines de kilomètres par jour ont une capacité de dispersion beaucoup plus grande que les micromammifères comme les campagnols. De plus, le déplacement de l'aire de répartition du lièvre d'Amérique pourrait favoriser celui de ses prédateurs, et ce, indépendamment des changements du climat. Les modèles de niche supposent que les espèces soient en équilibre avec les conditions climatiques de la période de référence (Guisan et Theurillat 2000) et que les espèces n'évolueront pas durant la période couverte par la projection (Berteaux et coll. 2014), ce qui n'est pas toujours respecté. Par exemple, tout porte à croire que le bœuf musqué n'utilise pas l'ensemble de sa niche climatique potentielle en raison de son introduction récente dans le paysage québécois.

De plus, la modélisation de niche climatique est utilisée pour projeter la répartition potentielle d'une espèce. L'utilisation de cette technique pour modéliser la répartition potentielle d'une communauté est peu fréquente, et surtout inadéquate. Il est en effet peu probable qu'un ensemble d'espèces se déplace en bloc en réponse à des changements environnementaux, car chacune de celles-ci ont des besoins spécifiques.

Références

Aars J, Lunn NJ, Derocher AE 2006. Polar bears. Occasional paper 32. Proceedings of the 14th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, June 20–24 2005, Seattle, Washington, USA.

Albert S, Trimble T 2000. Beavers are partners in riparian restoration on the Zuni Indian Reservation. *Ecological Restoration* 18: 87–92.

Aleksiuk M 1970. The seasonal food regime of arctic beavers. *Ecology* 51: 264–270.

Allouche O, Tsoar A, Kadmon RJ 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223–1232.

AMAP 2002. Human Health Assessment: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, 256 p.

Amstrup SC, DeWeaver ET, Douglas DC, Marcot BG, Durner GM, Bitz CM, Bailey DA 2010. Greenhouse gas mitigation can reduce sea-ice loss and increase polar bear persistence. *Nature* 468: 955–958.

Angerbjorn A, Tannerfeldt M, Bjarvall A, Ericson M, From J, Noren E 1995. Dynamics of the Arctic fox population in Sweden. *Annales Zoologici Fennici* 32: 55–68.

Angerbjorn A, Tannerfeldt M, Erlinge S 1999. Predator-prey relationships: Arctic foxes and lemmings. *Journal of Animal Ecology* 68: 34–49.

Angerbjorn A, Eide NE, Dalen L, Elmhagen B, Hellstrom P, Ims RA, Killengreen S, Landa A, Meijer T, Mela M, Niemimaa J, Noren K, Tannerfeldt M, Yoccoz NG, Henttonen H 2013. Carnivore conservation in practice: replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology* 50: 59–67.

Angerbjorn A, Tannerfeldt M 2014. *Vulpes lagopus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T899A57549321.

Angert AL, Crozier LG, Rissler LJ, Gilman SE, Tewksbury JJ, Chuncu AJ 2011. Do species' traits predict recent shifts at expanding range edges? *Ecology Letters* 14: 677–689.

Ankney CD, MacInnes CD 1978. Nutrient reserves and reproductive performance of female lesser snow geese. *Auk* 95: 459–471.

Ankney CD 1982. Annual cycle of body weight in Lesser Snow Geese. Wildlife Society Bulletin 10: 60–64.

Bachand N, Ravel A, Leighton P, Stephen C, Iqbal A, Ndao M, Konecni K, Fernando C, Jenkins M 2018. Foxes (*Vulpes vulpes*) as sentinels for parasitic zoonoses, *Toxoplasma gondii* and *Trichinella nativa*, in the northeastern Canadian Arctic. International Journal of Parasitology: Parasites and Wildlife 7: 391-391.

Bailey EP 1992. Red foxes, *Vulpes vulpes*, as biological control agents for introduced Arctic foxes, *Alopex lagopus*, on Alaskan islands. Canadian Field-Naturalist 106: 200–205.

Baker BW, Hill EP 2003. Beaver (*Castor canadensis*). Dans Wild mammals of North America: Biology, management, and Conservation, second edition. A Feldhamer, BC Thompson, JA Chapman (éditeurs). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.

Barton KA, Zalewski A 2007. Winter severity limits red fox populations in Eurasia. Global Ecology and Biogeography 16: 281–289.

Bastille-Rousseau G, Schaefer JA, Peers MJL, Ellington EH, Mumma MA, Rayl ND, Mahoney SP, Murray DL 2018. Climate change can alter predator–prey dynamics and population viability of prey. Population Ecology 186: 141-150.

Bergeron Y, Cyr D, Girardin MP, 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.

Bergerud AT, Luttich SN, Camps L 2008. The return of caribou to Ungava. Les Presses des Universités McGill et Queen, Montréal/Kingston, 586 p.

Berteaux D, de Blois S, Angers JF, Bonin J, Casajus N, Darveau M, Fournier F, Humphries MM, McGill B, Larivée J, Logan T, Nantel P, Périé C, Poisson F, Rodrigue D, Rouleau S, Siron R, Thuiller W, Vescovi L 2010. The CC-Bio Project: studying the effects of climate change on Quebec biodiversity. Diversity 2: 1181–1204.

Berteaux D, Casajus N, de Blois S 2014. Changements climatiques et biodiversité du Québec: vers un nouveau patrimoine naturel. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada, 170p.

Berteaux D, Gauthier G, Domine F, Ims RA, Lamoureux SF, Lévesque E, Yoccoz NG 2017a. Effects of changing permafrost and snow conditions on tundra wildlife: critical places and times. Arctic Science 3:65–90.

Berteaux D, Thierry AM, Alisauskas R, Angerbjörn A, Buchel E, Doronina L, Ehrich D, Eide NE, Erlandsson R, Flagstad O, Fuglei E, Gilg O, Goltsman M, Henttonen H, Ims RA, Killengreen ST, Kondratyev A, Kruchenkova E, Kruckenberg H, Kulikova O, Landa A, Lang J, Menyushina I, Mikhnevich J, Niemimaa J, Norén K, Ollila T, Ovsyanikov N, Pokrovskaya L, Pokrovsky I, Rodnikova A, Roth JD, Sabard B, Samelius G, Schmidt NM, Sittler B, Sokolov AA, Sokolova NA, Stickney A, Unnsteinsdóttir ER, White PA 2017b. Harmonizing circumpolar monitoring of Arctic fox: benefits, opportunities, challenges and recommendations. *Polar Research* 36: 2.

Bêty J, Gauthier G, Giroux JF, Korpimäki E 2001. Are goose nesting success and lemming cycles linked? Interplay between nest density and predators. *Oikos* 93: 388–400.

Bilodeau F, Gauthier G, Berteaux D 2013. Effect of snow cover on the vulnerability of lemmings to mammalian predators in the Canadian Arctic. *Journal of Mammalogy* 94: 813-819.

BirdLife International et NatureServe 2015. Bird species distribution maps of the world, version 5.0. BirdLife International, Cambridge, UK et NatureServe, Arlington, USA.

Blowes SA, Supp SR, Antão LH, Bates A, Bruelheide H, Chase JM, Moyes F, Magurran A, McGill B, Myers-Smith IH, Winter M, Bjorkman AD, Bowler DE, Byrnes JEK, Gonzalez A, Hines J, Isbell F, Jones HP, Navarro LM, Thompson PL, Vellend M, Waldo C, Dornelas M 2019. The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science*, 366: 339–345.

Bohm J, van Knapen F 1989. Detection of serum antibodies to *Trichinella spiralis* by means of the enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA) in the population of Avanerssuak/Thule, Greenland. Dans *Proceedings of the Seventh International Conference on Trichinellosis*, Alicante, Spain, p. 218–222.

Boitani L, Phillips M, Jhala Y 2018. *Canis lupus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T3746A119623865.

Boudreau S, Simard M, Lévesque E, Dorion H, Beaupré C, Chagnon C, Gaspard A. 2019. Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales du Nunavik au 21^{ème} siècle – Rapport d’avancement. Rapport présenté au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec.

Boudreau S, Beaupré C, Gaspard A, Labreque-Foy JP. 2021. Évolution de la productivité et de la structure des communautés végétales du Nunavik au 21^{ème} siècle – Rapport d’avancement. Rapport présenté au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec.

Brook RW, Leafloor JO, Abraham KF, Douglas DC 2015. Density dependence and phenological mismatch: consequences for growth and survival of sub-arctic nesting Canada Geese. *Avian Conservation and Ecology* 10: 1.

Brose U, Jonsson T, Berlow E, Warren P, Banasek-Richter C, Bersier L, Blanchard J, Brey T, Carpenter S, Blandenier M, Cushing L, Hassan HD, Dell T, Edwards F, Harper-Smith S, Jacob U, Ledger ME, Martinez ND, Memmott J, Mintenbeck K, Pinnegar JK, Rall BC, Rayner TS, Reuman DC, Ruess L, Ulrich W, Williams RJ, Woodward G, Cohen JE 2006. Consumer-resource body-size relationships in natural food webs. *Ecology* 87: 2411–2417.

Burchsted D, Daniels M, Thorson R, Vokoun J 2010. The river discontinuum: applying beaver modifications to baseline conditions for restoration of forested headwaters. *Bioscience* 60: 908–922.

Burnham KK, Sinnott DR, Johnson JA, Burnham JL, Baroch JA, Konkel BW 2014. New species records and changes in abundance of waterfowl in northwest Greenland. *Polar Biology* 37: 1289–1300.

Cadieux MC, Gauthier G, Hugues RJ 2005. Feeding ecology of Canada geese (*Branta canadensis interior*) in subarctic inland tundra during brood-rearing. *The Auk* 122: 144–157.

CAFF 2013. Arctic biodiversity assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. Akureyri: Conservation of Arctic Flora and Fauna.

Campbell RD, Rosell F, Nolet B, Dijkstra V 2005. Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 58: 597–607.

Campbell RD, Nouvellet P, Newman C, Macdonald DW, Rosell F 2012. The influence of mean climate trends and climate variance on beaver survival dynamics. *Global Change Biology* 18: 2730–2742.

Campbell RD, Newman C, Macdonald DW, Rosell F 2013. Proximate weather patterns and spring green-up phenology effect Eurasian beaver (*Castor fiber*) body mass and reproductive success: the implications of climate change and topography. *Global Change Biology* 19: 1311–1324.

Campos PF, Willerslev E, Sher A, Orlando L, Axelsson E, Tikhonov A, Aaris-Sorensen K, Greenwood AD, Kahlke RD, Kosintsev P, Krakhmalnaya T, Kuznetsova T, Lemey P, MacPhee R, Norris CA, Shepherd K, Suchard MA, Zazula GD, Shapiro B, Gilbert MTP 2010. Ancient DNA analyses exclude humans as the driving force behind late Pleistocene

musk ox (*Ovibos moschatus*) population dynamics. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 107: 5675–5680.

Cargill SM, Jefferies RL 1984. The effects of grazing by Lesser Snow Geese on the vegetation of a sub-Arctic salt marsh. Journal of Applied Ecology 21: 669–686.

Castrodale L 2011. Human and Animal Brucellosis in Alaska. State of Alaska Epidemiology Bulletin, Bulletin No. 31, Anchorage, Alaska, USA.

Cebrian MR, Kielland K, Finstad G 2008. Forage quality and reindeer productivity: Multiplier effects amplified by climate change. Arctic Antarctic and Alpine Research 40: 48-54.

Charron I 2015. Élaboration du portrait climatique régional du Nunavik. Ouranos, Montréal, Canada, 86p.

Chen IC, Hill JK, Ohlemuller R, Roy DB, Thomas CD 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333: 1024–1026.

Chirkova AF 1968. The relationship between arctic fox and red fox in the far North. Problems North 2: 129–131.

Clermont J, Réale D, Giroux JF 2018. Plasticity in laying dates of Canada Geese in response to spring phenology. Ibis 160: 597-607.

Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage 2012. Délibérations et résumés de l'Atelier sur le caribou migrateur – Le déclin du caribou : inquiétudes partagées, solutions communes – Montréal, 11-13 septembre 2012, document préparé par TD Rudolph et A Bourbeau-Lemieux, Montréal, Canada, 93 p.

Communities of Ivujivik, Puvirnituk and Kangiqsujuq, Furgal C, Nickels S, Kativik Regional Government – Environment Department 2005. Unikkaaqatigiit: putting the human face on climate change: perspectives from Nunavik. Ottawa: Publication conjointe du Inuit Tapiriit Kanatimi, Nasivvik Centre for Inuit Health and Changing Environments à l'Université Laval et du Ajunnginiq Centre at the National Aboriginal Health Organization.

Cotter RC, Dupuis P, Tardif J, Reed A 1995. Canada Goose. Pages 262–265 dans Gauthier J, Aubry Y. The Breeding Birds of Québec: Atlas of the Breeding Birds of Southern Québec. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Canadian Wildlife Service, Environnement Canada, Montréal.

Crête M, Huot J, Gauthier L 1990. Food selection during early lactation by caribou calving on the tundra in Quebec. Arctic 43: 60-65.

Cuerrier A, Brunet ND, Gérin-Lajoie J, Downing A 2015. The study of Inuit knowledge of climate change in Nunavik, Quebec: a mixed methods approach. *Human Ecology* 43: 379-394.

Cuyler, C., Rowell, J., Adamczewski, J. et al. 2020. Muskox status, recent variation, and uncertain future. *Ambio* 49, 805–819.

Dale M, Fortin MJ 2010. From graphs to spatial graphs. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 21–38.

Dalen L, Elmhagen B, Angerbjorn A 2004. DNA analysis on fox faeces and competition induced niche shifts. *Molecular Ecology* 13: 2389–2392.

Dawe K, Boutin S 2016. Climate change is the primary driver of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) range expansion at the northern extent of its range; land use secondary. *Ecology and Evolution* 6: 6435-6451.

Delmas E, Besson M, Brice MH, Burkle LA, Dalla Riva GV, Fortin MJ, Gravel D, Guimaraes Jr PR, Hembry DH, Mewman EA, Olesen JM, Pires MM, Yeakel JD, Poisot T 2019. Analysing ecological networks of species interactions. *Biological Reviews* 94: 16-36.

Derocher AE, Andriashek D, Stirling I 1993. Terrestrial foraging by polar bears during the ice-free season in western Hudson Bay. *Arctic* 46: 251–54.

Derocher AE, Lunn NJ, Stirling I 2004. Polar bears in a warming climate. *Integrative and Comparative Biology* 44: 163–176.

Desrosiers N, Morin R, Jutras J 2002. Atlas des micromammifères du Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec. 92 p.

Duchesne D, Gauthier G, Berteaux D 2011. Habitat selection, reproduction and predation of wintering lemmings in the Arctic. *Oecologia* 167: 967-980.

Ducrocq J 2010. Écologie de la besnoitiose chez les populations de caribous (*Rangifer tarandus*) des régions subarctiques. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, 95 p.

Dunne JA, Williams RJ, Martinez ND 2002. Food-web structure and network theory: the role of connectance and size. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 12917–12922.

Dyck MG, Romberg S 2007. Observations of a wild polar bear (*Ursus maritimus*) successfully fishing Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and Fourhorn sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*). *Polar Biology* 30: 1625–1628.

ECCC Environnement et Changements Climatiques Canada 2017. Maps of Global and Canadian Subpopulations of Polar Bears and Protected Areas. Disponible à l'adresse suivante : <https://canadapreview.adobecqms.net/en/environment-climatechange/services/biodiversity/maps-sub-populations-polar-bears-protected.html>.

ECCC Environnement et Changements Climatiques Canada 2018. Circumpolar polar bear subpopulation and status map 2018. Disponible à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/biodiversity/maps-sub-populations-polar-bears-protected.html>.

Ehrich D, Ims RA, Yoccoz NG, Lecomte N, Killengreen ST, Fuglei E, Rodnikova AY, Ebbinge BS, Menyushina IE, Nolet BA, Pokrovsky IG, Popov IY, Schmidt NM, Sokolov AA, Sokolova NA, Sokolov VA 2015. What can stable isotope analysis of top predator tissues contribute to monitoring of tundra ecosystems? *Ecosystems* 18: 404–16.

Ehrich D, Cerezo M, Rodnikova AY, Sokolova NA, Fuglei E, Shtro VG, Sokolov AA 2017. Vole abundance and reindeer carcasses determine breeding activity of Arctic foxes in low Arctic Yamal, Russia. *BMC Ecology* 17: 32.

Elmhagen B, Tannerfeldt M, Verucci P, Angerbjorn A 2000. The Arctic fox (*Alopex lagopus*): an opportunistic specialist. *Journal of Zoology* 251: 139–49.

Elmhagen B, Tannerfeldt M, Angerbjörn A 2002 Foodniche overlap between Arctic and red foxes. *Canadian Journal of Zoology* 80: 1274–1285.

Elmhagen B, Kindberg J, Hellström P, Angerbjorn A 2015. A boreal invasion in response of climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra. *Ambio* 44: 39–50.

Elmhagen B, Berteaux D, Burgess RM, Ehrich D, Gallant D, Henttonen H, Ims RA, Killengreen ST, Niemimaa J, Norén K, Ollila T, Rodnikova A, Sokolov AA, Sokolova NA, Stickney AA, Angerbjorn A 2017. Homage to Hersteinsson and Macdonald: climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and Arctic fox decline. *Polar Research* 36: 3.

Fagre AC, Patyk KA, Nol P, Atwood T, Hueffer K, Duncan C 2015. A review of infectious agents in polar bears (*Ursus maritimus*) and their long-term ecological relevance. *Ecohealth* 12: 528–539.

- Ferguson MA, Messier F 1997. Collection and analysis of traditional ecological knowledge about a population of arctic tundra caribou. *Arctic* 50: 17–28.
- Ferguson SH, Taylor MK, Messier F 2000. Influence of sea-ice dynamics on habitat selection by polar bears. *Ecology* 81: 761–772.
- Forchhammer MC, Post E, Stenseth NC, Boertmann DM 2002. Long-term responses in arctic ungulate dynamics to changes in climatic and trophic processes. *Population Ecology* 44: 113–120.
- Forchhammer MC, Post E, Berg TBG, Høye TT, Schmidt NM 2005. Local-scale and short-term herbivore-plant spatial dynamics reflect influences of largescale climate. *Ecology* 86: 2644–2651.
- Forchhammer MC, Schmidt NM, Høye TT, Berg TBG, Hendrichsen DK, Post E 2008. Population dynamical responses to climate change. *Advances in Ecological Research* 40: 391–419.
- Fox AD, Mitchell C, Weegman MD, Griffin LR, Thomas H, Stroud DA, Francis IS 2011. Potential factors influencing increasing numbers of Canada geese *Branta canadensis* in west Greenland. *Wildfowl* 61: 30–44.
- Frafjord K 2003. Ecology and use of arctic fox *Alopex lagopus* dens in Norway: tradition overtaken by interspecific competition? *Biological Conservation* 111: 445–453.
- Francis RA, Taylor JD, Dibble E, Strickland B, Petro VM, Easterwood C, Wang G 2017. Restricted cross-scale habitat selection by American beavers. *Current Zoology* 63: 703–710.
- Fréchette JL 1986. Guide pratique des principaux parasites et maladies de la faune terrestre et ailée du Québec. Distribution Pisciconsult inc., Saint Hyacinthe, Canada, 280 p.
- Fuglei E, Oritsland NA 1999. Seasonal trends in body mass, food intake and resting metabolic rate, and induction of metabolic depression in Arctic foxes (*Alopex lagopus*) at Svalbard. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 169: 361–369.
- Fuglei E, Ims RA 2008. Global warming and effects on the arctic fox. *Science Progress* 91: 175–191.
- Furnell DJ, Oolooyuk D 1980. Polar bear predation on ringed seals in ice-free water. *Canadian Field-Naturalist* 94: 88–89.

- Gagnon CA, Berteaux D 2009. Integrating traditional ecological knowledge and ecological science: a question of scale. *Ecology and Society* 14: 19.
- Gallant D, Slough BG, Reid DG, Berteaux D 2012. Arctic fox versus red fox in the warming arctic: four decades of den surveys in north Yukon. *Polar Biology* 35: 1421–1431.
- Gates RJ, Caithamer DF, Tacha TC 1998. Bioenergetics of Canada Geese during breeding and postbreeding in Northern Ontario. Pages 323–335 dans *Biology and Management of Canada Geese* (DH Rusch, MD Samuel, DD Humburg, BD Sullivan, éd.). Proceedings of the International Canada Goose Symposium, Milwaukee, Wisconsin.
- Gauthier G, Bêty J, Cadieux M-C, Legagneux P, Doiron M, Chevallier C, Lai S, Tarroux A, Berteaux D 2013. Long-term monitoring at multiple trophic levels suggests heterogeneity in responses to climate change in the Canadian Arctic tundra. *Philosophical Transaction of the Royal Society B* 368: 20120482.
- Gerhart KL, White RG, Cameron RD, Russell DE 1996. Body composition and nutrient reserves of arctic caribou. *Canadian Journal of Zoology* 74: 136-146.
- Gibson PP, Olden JD 2014. Ecology, management, and conservation implications of North American beaver (*Castor canadensis*) in dryland streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 391-409.
- Gilg O, Sittler B, Hanski I 2009. Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the high Arctic. *Global Change Biology* 15: 2634-2652.
- Gormezano LJ, Rockwell RF 2013. What to eat now? Shifts in polar bear diet during the ice-free season in western Hudson Bay. *Ecology and Evolution* 3: 3509–3523.
- Gravel D, Poisot T, Albouy C, Velez L, Mouillot D 2013. Inferring food web structure from predator-prey body size relationships. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 1083–1090.
- Guisan A, Theurillat JP 2000. Equilibrium modelling of alpine plant distribution: how far can we go? *Phytocoenologia* 30: 353-384.
- Gustine DD, Barboza PS, Lawler JP, Arthur SM, Shults BS, Persons K, Adams LG 2011. Characteristics of foraging sites and protein status in wintering muskoxen: insights from isotopes of nitrogen. *Oikos* 120: 1546-1556.
- Gustine DD, Barboza P, Adams L, Griffith B, Cameron R, Whitten K 2017. Advancing the match-mismatch framework for large herbivores in the Arctic: Evaluating the evidence for a trophic mismatch in caribou. *PLoS One* 12: 2.

- Guyot M, Dickson C, Paci C, Furgal C, Chan HM 2006. Local observations of climate change and impacts on traditional food security in two northern Aboriginal communities. *International Journal of Circumpolar Health* 65: 403-415.
- Haarberg O, Rosell F 2006. Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. *Journal of Zoology* 270: 201–208.
- Hamel S, Killengreen ST, Henden JA, Yoccoz NG, Ims RA 2013. Disentangling the importance of interspecific competition, food availability, and habitat in species occupancy: recolonization of the endangered Fennoscandian Arctic fox. *Biological Conservation* 160: 114–120.
- Hamilton SG, de la Guardia LC, Derocher AE, Sahanatien V, Tremblay B, Huard D 2014. Projected polar bear sea ice habitat in the Canadian Arctic Archipelago. *PLoS One* 9: 1–7.
- Hamilton SG, Derocher AE 2019. Assessment of global polar bear abundance and vulnerability. *Animal Conservation* 22: 83-95.
- Hammill MO 2013. Effects of climate warming on Arctic marine mammals in Hudson Bay: living on the edge. Dans *Responses of Arctic Marine Ecosystems to Climate Change* (Mueter FJ et coll., éditeurs). Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks, Alaska, USA, pp. 21–38.
- Hansen BB, Grotan V, Aanes R, Saether BE, Stien A, Fuglei E, Ims RA, Yoccoz NG, Pedersen AO 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the High arctic. *Science* 339: 313-315.
- Hanssen SA, Moe B, Bardsen BJ, Hanssen F, Gabrielsen GW 2013. A natural antipredation experiment: predator control and reduced sea ice increases colony size in a long-lived duck. *Ecology and Evolution* 3: 3554–3564.
- Harvey WF, Rodrigue J 2015. A Breeding Pair Survey of Atlantic Population Canada Geese in Northern Québec—2015. Unpublished Joint Report of the Maryland Department of Natural Resources and the Canadian Wildlife Service, Quebec Region. 9 pp.
- Henden JA, Stien A, Bardsen BJ, Yoccoz NG, Ims RA 2014. Community-wide mesocarnivore response to partial ungulate migration. *Journal of Applied Ecology* 51: 1525–1533.
- Herfindal I, Linnell JDC, Elmhagen B, Andersen R, Eide NE, Frafjord K, Henttonen H, Kaikusalo A, Mela M, Tannerfeldt M, Dalén L, Strand O, Landa A, Angerbjorn A 2010. Population persistence in a landscape context: the case of endangered Arctic fox populations in Fennoscandia. *Ecography* 33: 932–941.

Hersteinsson P, Macdonald DW 1992. Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos* 64: 505-515.

Hersteinsson P, Landa A, Eide NE, Linnell JDC, Henttonen H, Tikhonov A, Angerbjorn A 2007. *Vulpes lagopus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007: e.T899A13090095.

Hoberg E 2010. Invasive processes, mosaics and the structure of helminth parasite faunas. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties* 29: 255–272.

Hof AR, Jansson R, Nilsson C 2012. Future climate change will favour non-specialist mammals in the (sub)Arctics. *PLoS One* 7: e52574.

Hoffmann M, Sillero-Zubiri C 2016. *Vulpes vulpes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T23062A46190249.

Hood GA, Bayley SE 2008. Beaver (*Castor canadensis*) mitigate the effects of climate on the area of open water in boreal wetlands in western Canada. *Biological Conservation* 141: 556-567.

Hugues J, Albon SD, Irvines RJ, Woodin S 2009. Is there a cost of parasites to caribou? *Parasitology* 136: 253-265.

Ims RA, Henden JA, Killengreen ST 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79–86.

Ims RA, Yoccoz NG, Killengreen ST 2011. Determinants of lemming outbreaks. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 1970–1974.

Ims RA, Jepsen JU, Stien A, Yoccoz NG 2013. COAT – Climate-ecological Observatory for Arctic Tundra. Dans *FramCentre Report Series*. Tromso, Fram Centre.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change 2014. *Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Contributions of working group II to the fifth assessment report*. Cambridge, England/New York, NY: Cambridge University Press.

IUCN 2009. *Species and climate change: more than just the polar bear*. Cambridge: IUCN/Species Survival Commission.

IUCN 2014. *The IUCN Red List of Threatened Species, version 2014.1*. www.iucnredlist.org.

James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee 1982. The wealth of the land. Wildlife harvests by the James Bay Cree, 1972-73 to 1978-79. James Bay and Northern Quebec Native Research Committee. Québec, Canada, 811 p.

James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee 1988. Finale Report: Research to establish present level of harvesting for the Inuit of Northern Québec 1976-1980. James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee. Québec, Canada, 178 p.

Jantunen J, MacLeod AC, Leafloor JO, Scribner KT 2014. Nesting by Canada Geese on Baffin Island, Nunavut. *Arctic* 68: 310-316.

Jarema SI, Samson J, McGill BJ, Humphries MM 2009. Variation in abundance across a species' range predicts climate change responses in the range interior will exceed those at the edge: a case study with North American beaver. *Global Change Biology* 15: 508–522.

Jean D, Lamontagne G 2004. Plan de gestion du caribou (*Rangifer tarandus*) dans la région Nord-du-Québec 2004-2010. vol. 86 Ministère des Ressources naturelles et de la Faune - Secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec, Québec, Canada, 86 p.

Jean D, Rivard S, Bélanger M 2006. Inventaire et structure de population du bœuf musqué (*Ovibos moschatus*) au sud-ouest de la baie d'Ungava (août 2003). *Naturaliste Canadian* 130: 42-48.

Jefferies RL, Rockwell RF, Abraham KF 2003. The embarrassment of riches: agricultural food subsidies, high goose numbers, and loss of Arctic wetlands - a continuing saga. *Environmental Reviews* 11: 193-232.

Jenkins SH, Busher PE 1979. *Castor canadensis*. *Mammalian Species* 120: 1–8.

Jolicoeur H, Heneault N 2002. Répartition géographique du loup et du coyote au sud du 52e parallèle et estimation de la population de loups au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Canada, 45 p.

Joly K, Duffy PA, Rupp TS 2012. Simulating the effects of climate change on fire regimes in Arctic biomes: implications for caribou and moose habitat. *Ecosphere* 3: UNSP36.

Ju J, Masek JG 2016. The vegetation greenness trend in Canada and US Alaska from 1984–2012 Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 176: 1–16.

Jung TS, Staniforth JA 2010. Unusual beaver, *Castor canadensis*, dams in central Yukon. *Canadian Field Naturalist* 124: 274–275.

Jung TS, Frandsen J, Gordon DC, Mossop DH 2016. Colonization of the Beaufort coastal plain by beaver (*Castor canadensis*): A response to shrubification of the tundra? The Canadian Field-Naturalist 130: 332–335.

Kaikusalo A, Angerbjorn A 1995. The Arctic fox population in Finnish Lapland during 30 years, 1964-93. Annales Zoologici Fennici 32: 69–77.

Kaikusalo A, Mela M, Henttonen H 2000. Häviääkö naali Suomesta? (Will the Arctic fox become extinct in Finland?) Suomen Riista 46: 57–65.

Kausrud KL, Mysterud A, Steen H, Vik JO, Ostbye E, Cazelles B, Framstad E, Eikeset AM, Mysterud I, Solhoy T, Stenseth NC 2008. Linking climate change to lemming cycles. Nature 456: 93–97.

Kennedy-Slaney L, Bowman J, Walpole AA, Pond BA 2018. Northward bound: the distribution of white-tailed deer in Ontario under a changing climate. Wildlife Research 45: 220-228.

Killengreen ST, Ims RA, Yoccoz NG, Brathen KA, Henden JA, Schott T 2007. Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. Biological Conservation 135: 459–472.

Killengreen ST, Lecomte N, Ehrich D, Schott T, Yoccoz NG, Ims RA 2011. The importance of marine vs. human-induced subsidies in the maintenance of an expanding mesocarnivore in the Arctic tundra. Journal of Animal Ecology 80: 1049–1060.

Killengreen ST, Stromseng E, Yoccoz NG, Ims RA 2012. How ecological neighbourhoods influence the structure of the scavenger guild in low arctic tundra. Diversity and Distributions 18: 563-574.

Klein DR 1986. Latitudinal variation in foraging strategies. Dans Gudmundsson (éditeur) Grazing research at northern latitudes. Plenum Press, p. 237-246.

Kokelj SV, Burn CR 2003. Ground ice and soluble cations in near-surface permafrost, Inuvik, Northwest Territories, Canada. Permafrost Periglacial Processes 14: 275–289.

KRG 2007. Lacs-Guillaume-Delisle-et-à-l'Eau-Claire park project. Status report. Kativik, Regional Government, Kuujuaq, Québec.

Kurki S, Nikula A, Helle P, Lindén H 1998. Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. Journal of Animal Ecology 67: 874-886.

Kutz SJ, Hoberg EP, Polley L, Jenkins EJ 2005. Global warming is changing the dynamics of Arctic host-parasite systems. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 272: 2571–2576.

Kutz SJ, Dobson AP, Hoberg EP 2009. Where are the parasites? *Science* 326: 1187–1188.

Laaksonen S, Pusenius J, Kumpula J, Venalainen A, Kortet R, Oksanen A, Hoberg E, 2010. Climate change promotes the emergence of serious disease outbreaks of filarioid nematodes. *EcoHealth* 7: 7–13.

Lamontagne G, Jolicoeur H, Lefort S 2006. Plan de gestion de l'ours noir, 2006-2013. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune. Québec. 487 pages.

Larivière S 2011. *Ursus americanus*. *Mammalian Species* 647: 1-11.

Latham ADM, Latham MC, McCutchen NA, Boutin S 2011. Invading white-tailed deer change wolf-caribou dynamics in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 75: 204-212.

Laufenberg JS, Johnson HE, Doherty PF, Breck SW 2018. Compounding effects of human development and a natural food shortage on a black bear population along a human development-wildland interface. *Biological Conservation* 224: 188-198.

Le Corre MV 2016. Influence du climat, de la disponibilité des ressources et de la taille des populations sur la phénologie et les patrons de migration du caribou migrateur, *Rangifer tarandus*. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Canada.

Le Hénaff D 1986. Bœuf musqué, plan tactique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la pêche, Direction de la Faune, Québec, Canada, 48 p.

Le Hénaff D, Crête M 1989. Introduction of muskoxen in northern Québec: the demographic explosion of a colonizing herbivore. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1102-1105.

Legagneux P, Gauthier G, Berteaux D, Bêty J, Cadieux MC, Bilodeau F, Bolduc E, McKinnon L, Tarroux A, Therrien JF, Morissette L and Krebs CJ 2012. Disentangling trophic relationships in a High Arctic tundra ecosystem through food web modeling. *Ecology* 93: 1707-1716.

Lesmerises R, Rebouillat L, Dussault C, St-Laurent MH 2015. Linking GPS telemetry surveys and scat analyses helps explain variability in black bear foraging strategies. *PLoS One* 10: e0129857.

Linnell JDC, Strand O, Landa A 1999. Use of dens by red *Vulpes vulpes* and Arctic *Alopex lagopus* foxes in alpine environments: can interspecific competition explain the non-recovery of Norwegian Arctic fox populations? *Wildlife Biology* 5: 167–176.

Liukko UM, Henttonen H, Hanski IK, Kauhala K, Kojola I, Kyheröinen EM 2010. Mammals. Dans P Rassi et coll. (editeurs): *The 2010 Red List of Finnish species*. pp. 311–319. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus.

Macfarlane WW, Wheaton JM, Bouwes N, Jensen ML, Gilbert JT, Hough-Snee N, Shivik JA 2015. Modeling the capacity of riverscapes to support beaver dams. *Geomorphology* 277: 72–99.

MacPherson AH 1964. A northward range extension of the red fox in the eastern Canadian arctic. *Journal of Mammalogy* 45: 138–140.

Mailhot A, Chaumont D 2017. Élaboration du portrait bioclimatique futur du Nunavik – Tome I. Rapport présenté au Ministère de la forêt, de la faune et des parcs. Ouranos, Montréal, Canada, 216p.

Malecki RA, Trost RE 1990. A breeding ground survey of Atlantic Flyway Canada Geese, *Branta canadensis*, in northern Quebec. *Canadian Field-Naturalist* 104: 575-578.

Malison RL, Lorang MS, Whited DC, Stanford JA 2014. Beavers (*Castor canadensis*) influence habitat for juvenile salmon in a large Alaskan river floodplain. *Freshwater Biology* 59: 1229–1246.

Marsh D 1938. The influx of the red fox and its colour phases into the Barren Lands. *Canadian Field Naturalist* 52: 60–61.

McManus KM, Morton DC, Masek JG, Wang DD, Sexton JO, Nagol JR, Ropars P, Boudreau S 2012. Satellite-based evidence for shrub and graminoid tundra expansion in northern Quebec from 1986 to 2010. *Global Change Biology* 18: 2313-2323.

Meakin S, Kurvits T 2009. Assessing the Impacts of Climate Change on Food Security in the Canadian Arctic. pp. 1–48. Rapport préparé par GRID-Arendal, pour Indian and Northern Affairs, Canada, Ottawa, Canada.

Merkle JA, Polfus JL, Derbridge JJ, Heinemeyer KS 2017. Dietary niche partitioning among black bears, grizzly bears, and wolves in a multiprey ecosystem. *Canadian Journal of Zoology* 95: 663-671.

Messier F, Huot J 1985. Connaissances sur le troupeau de caribous de la rivière George. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, Canada 98 p.

Miller FL 2003. Caribou. Dans Feldhamer GA, Thompson BC, Chapman JA (éditeurs), *Wild mammals of North America – Biology, Management, and Conservation*, pp. 965-997. The Johns Hopkins University Press, Baltimore/Londres.

Moller LN, Koch A, Petersen E, Hjuler T, Kapel CM, Andersen A, Melbye M 2010. *Trichinella* infection in a hunting community in East Greenland. *Epidemiology and Infection* 138: 1252–1256.

Morris DW, Dupuch A, Halliday WD 2012. Climate-induced habitat selection predicts future evolutionary strategies of lemmings. *Evolutionary Ecology Research* 14: 689-705.

Morrisette-Boileau C, Boudreau S, Tremblay JP, Côté SD 2018. Revisiting the role of migratory caribou in the control of shrub expansion in northern Nunavik (Quebec, Canada). *Polar Biology* 41: 1845-1853.

Myers-Smith IH, Forbes BC, Wilking M, Hallinger M, Lantz T, Blok D, Tape KD, Macias-Fauria M, Sass-Klaassen U, Lévesque E, Boudreau S, Ropars P, Hermanutz L, Trant A, Collier LS, Weijers S, Rozema J, Rayback SA, Schmidt NM, Schaepman-Strub G, Wipf S, Rixen C, Ménard C, Venn S, Goetz S, Andreu-Hayles L, Elmendorf S, Epstein HE, Welker J, Grogan P, Hik D 2011. Shrub expansion in tundra ecosystems: dynamics, impacts and research priorities. *Environmental Research Letters* 6: 610–623.

Nault R, Mathieu C 1989. Habitats du bœuf musqué au Nouveau-Québec : Anse du comptoir. Québec, Canada.

Nicolai CA, Sedinger JS, Ward DH, Boyd WS 2014. Spatial variation in life-history trade-offs results in an ideal free distribution in Black Brant Geese. *Ecology* 95: 1323-1331.

NMRWB Nunavik Marine Regional Wildlife Board 2018. Nunavik Inuit Knowledge and Observations of Polar Bears: Polar bears of the Southern Hudson Bay sub-population. Projet réalisé et préparé pour NMRWB par Basterfield M, Breton-Honeyman K, Furgal C, Rae J, O'Connor M, 73 p.

Nuttall M, Berkes FBF, Kofinas G, Vlassova T, Wenzel G 2010. Hunting, herding, fishing, and gathering: Indigenous peoples and renewable resource use in the Arctic. *Arctic Climate Impact Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 646–690.

Obbard ME, Thiemann GW, Peacock E, DeBruyn TD 2010. Polar bears: Proceedings of the 15th working meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 29 June–3 July 2009, Copenhagen, Denmark. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission.

Obbard ME, Cattet MRL, Howe EJ, Middel KR, Newton EJ, Kolenosky GB, Abraham KF, Greenwood CJ 2016. Trends in body condition in polar bears (*Ursus maritimus*) from the

Southern Hudson Bay subpopulation in relation to changes in sea ice. *Arctic Science* 2: 15-32.

Olofsson J, Oksanen L, Callaghan T, Hulme PE, Oksanen T, Suominen O 2009. Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global Change Biology* 15: 2681-2693.

Ovsyanikov NG, Menyushina IE 2010. Number, condition, and activity of polar bears on Wrangel Island during ice free autumn seasons of 2005–2009. *Proceedings of the Marine Mammals of the Holarctic Meeting; 11–15 Oct 2010; Kaliningrad, Russia.*

Pamperin NJ, Follmann EH, Petersen B 2006. Interspecific killing of an Arctic fox by a red fox at Prudhoe Bay, Alaska. *Arctic* 59: 361–364.

Parker H, Haugen A, Kristensen O, Myrum E, Kolsing R, Rosell F 2001. Landscape use and economic value of Eurasian beaver (*Castor fiber*) on a large forest in southeast Norway. In *Proceedings 1st European-American Beaver Congress, Kazan.*

Pearson RG, Dawson TP 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361-371.

Pelton MR 2001. American black bear. pp 224–233 Dans JG Dickson, editeur. *Wildlife of southern forests: Habitat and management.* Hancock House Publ., Blaine, Washington, USA.

Peterson RL 1966. *The mammals of eastern Canada.* Oxford University Press. Toronto, Canada, 465 p.

Post E, Peterson RO, Stenseth NC, McLare BE 1999. Ecosystem consequences of wolf behavioural response to climate. *Nature* 401: 905-907.

Post E, Forchhammer MC, Bret-Harte MS, Callaghan TV, Christensen TR, Elberling B, Fox AD, Gilg O, Hik DS, Høye TT, Ims RA, Jeppesen E, Klein DR, Madsen J, McGuire AD, Rysgaard S, Schindler DE, Stirling I, Tamstorf MP, Tyler NJC, van der Wal R, Welker J, Wookey PA, Schmidt NM, Aastrup P 2009. Ecological dynamics across the arctic associated with recent climate change. *Science* 325: 1355–1358.

Pozzanghera CB, Sivy KJ, Lindberg MS, Prugh LR 2016. Variable effects of snow conditions across boreal mesocarnivore species. *Canadian Journal of Zoology* 94: 697-705.

Prost S, Smirnov N, Fedorov VB, Sommer RS, Stiller M, Nagel D, Knapp M, Hofreiter M 2010. Influence of climate warming on arctic mammals? New insights from ancient DNA studies of the collared lemming *Dicrostonyx torquatus*. PLoS ONE 5, e10447.

Prost S, Guralnick RP, Waltari E, Fedorov VB, Kuzmina E, Smirnov N, Kolfschoten TV, Hofreiter M, Vrieling K 2013. Losing ground: past history and future fate of Arctic small mammals in a changing climate. Global Change Biology 19, 1854–1864.

Raymond CL, Peterson DL, Rochefort RM 2014. Climate change vulnerability and adaptation in the North Cascades region, Washington. Portland, OR. General Technical Report, PNW-GTR-892, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Regehr EV, Lunn NJ, Amstrup SC, Stirling I 2007. Effects of earlier sea ice breakup on survival and population size of polar bears in Western Hudson Bay. Journal of Wildlife Management 71: 2673– 2683.

Ripple WJ, Beschta RL 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. Biological Conservation 145: 205-213.

Robinson BG, Franke A, Derocher AE 2014. The influence of weather and lemmings on spatiotemporal variation in the abundance of multiple avian guilds in the Arctic. PLoS ONE 9: e101495.

Rode KD, Robbins CT, Nelson L, Amstrup SC 2015. Can polar bears use terrestrial foods to offset lost ice-based hunting opportunities? Frontiers in Ecology and Environment 13: 138-145.

Rodnikova A, Ims RA, Sokolov AA, Skogstad G, Sokolov V, Shtro V, Fuglei E 2011. Red fox takeover of arctic fox breeding den: an observation from Yamal Peninsula, Russia. Polar Biology 34: 1609-1614.

Ropars P, Boudreau S 2012. Shrub expansion at the forest-tundra ecotone: spatial heterogeneity linked to local topography. Environmental Research Letters 7: 015501.

Ropars P, Lévesque E, Boudreau S 2015. How do climate and topography influence the greening of the forest-tundra ecotone in northern Quebec? A dendrochronological analysis of *Betula glandulosa*. Journal of Ecology, 103: 679-690.

Ropars P, Casajus N, Berteaux D 2017. La grande faune et son évolution possible Dans Mailhot A et Chaumont D (éditeurs) Élaboration du portrait bioclimatique futur du Nunavik – Tome I. Rapport présenté au Ministère de la forêt, de la faune et des parcs. Ouranos, Montréal, Canada, 216 p.

Roth JD 2003. Variability in marine resources affects arctic fox population dynamics. *Journal of Animal Ecology* 72: 668-676.

Rowland JC, Jones CE, Altmann G, Bryan R, Crosby BT, Geernaert GI, Hinzman LD, Kane DL, Lawrence DM, Mancino A, Marsh P, McNamara JP, Romanovsky VE, Toniolo H, Travis BJ, Trochim E, Wilson CJ 2010. Arctic landscapes in transition: responses to thawing permafrost. *EOS: Transactions American Geophysical Union* 91: 229–231.

Royer MJS, Herrmann TM 2013. Cree Hunters' Observations on Resources in the Landscape in the Context of Socio-Environmental Change in the Eastern James Bay. *Landscape Research* 38: 443-460.

Russell RH 1975. The food habits of polar bears of James Bay and southwest Hudson Bay in summer and autumn. *Arctic* 28: 117–29.

Sanzone D, Streever B, Burgess B, Lukin J (éditeurs) 2010. Long-term ecological monitoring in BP's North Slope oil fields: 2009 annual report. British Petroleum Exploration (Alaska) Inc, Anchorage, Alaska, USA.

Saucier V 2014. Réponses du bouleau glanduleux au réchauffement climatique et au broutement par le caribou migrateur. Mémoire de maîtrise, Département de biologie, Université Laval, Québec, Canada.

Schmidt NM 2006. Climatic, Agriculture and Density-Dependent Dynamics Within and Across Trophic Levels in Contrasting Ecosystems. Thèse de doctorat, Department of Ecology, Royal Veterinary and Agricultural University, Denmark.

Schmidt NM, Ims RA, Høye TT, Gilg O, Hansen LH, Hansen J, Lund M, Fuglei E, Forchhammer MC, Sitter B 2012. Response of an arctic predator guild to collapsing lemming cycles. *Proceedings of the Royal Society B* 279: 4417-4422.

Schmidt NM, Pedersen SH, Mosbacher JB, Hansen LH 2015. Long-term patterns of muskox (*Ovibos moschatus*) demographics in high arctic Greenland. *Polar Biology* 38: 1667-1675.

Schooley RL, MacLaughlin CR, Matula GJ, Krohn WB 1994. Denning chronology of female black bears: effects of food, weather, and reproduction. *Journal of Mammalogy* 75: 466-477.

Schwartz CC, Miller SD, Franzmann AW 1987. Denning ecology of three black bear populations in Alaska. *International Conference on Bear Research and Management* 7: 281-291.

Sedinger JS, Raveling DG 1986. Timing of nesting by Cackling Canada Geese in relation to the quality and availability of their food plants. *Journal of Animal Ecology* 55: 1083-1102.

Selas V, Vik JO 2006. Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*V. vulpes*) populations in Norway, 1897–1976. *Journal of Zoology* 269: 299–308.

Selas V, Johnsen BS, Eide NE 2010. Arctic fox den use in relation to altitude and human infrastructure. *Wildlife Biology* 16: 107–112.

Simard AA, Kutz S, Ducrocq J, Beckmen K, Brodeur V, Campbell M, Croft B, Cuyler C, Davison T, Elkin B, Giroux T, Kelly A, Russell D, Taillon J, Veitch A, Côté SD 2016. Variation in the intensity and prevalence of macroparasites in migratory caribou: a quasi-circumpolar study. *Canadian Journal of Zoology* 94: 607-617.

Skrobov VD 1960. On the interrelations of the polar fox and the fox in the tundra of the Nenets national region. *Zoologicheskii Zhurnal* 39: 469–471.

Sokolov AA, Sokolov NA, Ims RA, Brucker L, Ehrich D 2016. Emergent rainy winter warm spells may promote boreal predator expansion into the Arctic. *Arctic* 69: 121-129.

Stickney AA, Obritschkewitsch T, Burgess RM 2014. Shifts in fox den occupancy in the greater Prudhoe Bay area, Alaska. *Arctic* 67: 196-202.

Stirling I, Lunn NJ, Iacozza J 1999. Long-term trends in the population ecology of polar bears in Western Hudson Bay in relation to climatic change. *Arctic* 52: 294–306.

Stirling I, Smith TG 2004. Implications of warm temperatures and an unusual rain event for the survival of ringed seals on the coast of southeastern Baffin Island. *Arctic* 57: 59–67.

Stirling I, Derocher AE 2012. Effects of climate warming on polar bears: A review of the evidence. *Global Change Biology* 18: 2694–2706.

Taillon J 2012. Bilan de la récolte des données de condition corporelle sur les paires de femelle-faon des troupeaux Rivière-George et Rivière-aux-Feuilles de 2007 à 2009. Caribou Ungava, Québec, Université Laval, 95 p.

Taillon J, Barboza PS, Côté SD 2013. Nitrogen allocation to offspring and milk production in a capital breeder. *Ecology* 94: 1815-1827.

Taillon J, Brodeur V, Rivard S 2016. État de la situation biologique du caribou migrateur, troupeau de la rivière aux Feuilles, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Disponible sur le site web : <http://mffp.gouv.qc.ca/publications/faune/etat-situation-caribou-riviere-Feuilles.pdf> [10 avril 2019].

Tannerfeldt M, Elmhagen B, Angerbjorn A 2002. Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia* 132:213–220.

Tape KD, Sturm M, Racine C 2006. The evidence for shrub expansion in Northern Alaska and the Pan-Arctic. *Global Change Biology* 12: 686–702.

Tape KD, Christie K, Carroll G, O'Donnell JA 2016a. Novel wildlife in the Arctic: The influence of changing riparian ecosystems and shrub habitat expansion on snowshoe hares. *Global Change Biology* 22: 208–219.

Tape KD, Gustine DD, Ruess RW, Adams LG, Clark JA 2016b. Range expansion of moose in Arctic Alaska linked to warming and increased shrub habitat. *PLoS One* 11: e0152636.

Tape KD, Jones BM, Arp CD, Nitze I, Grosse G 2018. Tundra be dammed: Beaver colonization of the Arctic. *Global Change Biology* 24: 4478–4488.

Temple HJ, Terry A 2007. The status and distribution of European mammals. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Thiemann GW, Iverson SJ, Stirling I 2008. Polar bear diets and arctic marine food webs: insights from fatty acid analysis. *Ecological Monograph* 78: 591–613.

Tremblay B, Levesque E, Boudreau S 2012. Recent expansion of erect shrubs in the Low Arctic: evidence from Eastern Nunavik. *Environmental Research Letters* 7: 035501.

Tveraa T, Stien A, Bårdsen BJ, Fauchald P 2013. Population densities, vegetation green-up, and plant productivity: impacts on reproductive success and juvenile body mass in reindeer. *PLoS One* 8: e56450.

Veiberg V, Loe LE, Albon SD, Irvine RJ, Tveraa T, Ropstad E, Stien, A 2016. Maternal winter body mass and not spring phenology determine annual calf production in an Arctic herbivore. *Oikos* 126: 980–987.

Veitch AM, Harrington FH 1996. Brown bears, black bears, and humans in northern Labrador: An historical perspective and outlook to the future. *Journal of Wildlife Research* 1:244–249.

Wayne RK, Lehman N, Allard MW, Honeycutt RL 1992. Mitochondrial DNA variability of the gray wolf: genetic consequences of population decline and habitat fragmentation. *Conservation Biology* 4: 559–569.

Wesche SD, Chan HM 2010. Adapting to the Impacts of Climate Change on Food Security among Inuit in the Western Canadian Arctic. *EcoHealth* 7: 361–373.

Wiig O, Amstrup S, Atwood T, Laidre K, Lunn N, Obbard M, Regehr E, Thiemann G 2015. *Ursus maritimus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22823A14871490.

Wilmers CC, Getz WM 2005. Gray wolves as climate change buffers in Yellowstone. *PLoS Biology* 3: 571–576.

Wilmers CC, Post E 2006. Predicting the influence of wolf-provided carrion on scavenger community dynamics under climate change scenarios. *Global Change Biology* 12: 403–409.

Wilmers CC, Post E, Peterson RO, Vucetich JA 2006. Predator disease out-break modulates top-down, bottom-up and climatic effects on herbivore population dynamics. *Ecology Letters* 9: 383–389.

Wilmers CC, Post E, Hastings A 2007. The anatomy of predator–prey dynamics in a changing climate. *Journal of Animal Ecology* 76: 1037–1044.

Witter LA, Johnson CJ, Croft B, Gunn A, Poirier LM 2012a. Gauging climate change effects at local scales: weather-based indices to monitor insect harassment in caribou. *Ecological Applications* 22: 1838–1851.

Witter LA, Johnson CJ, Croft B, Gunn A, Gillingham MP 2012b. Behavioural trade-offs in response to external stimuli: time allocation of an Arctic ungulate during varying intensities of harassment by parasitic flies. *Journal of Animal Ecology* 81: 284–295.

Wittmer HU, Sinclair ARE, McLellan BN 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* 144: 257–267.

Ytrehus B, Bretten T, Bergsjø B, Isaken K 2008. Fatal pneumonia epizootic in musk ox (*Ovibos moschatus*) in a period of extraordinary weather conditions. *EcoHealth* 5: 213–223.

Zamin TJ, Grogan P 2013. Caribou exclusion during a population low increases deciduous and evergreen shrub species biomass and nitrogen pools in low Arctic tundra. *Journal of Ecology* 101: 671–683.

Zamin TJ, Côté SD, Tremblay JP, Grogan P 2017. Experimental warming alters migratory caribou forage quality. *Ecological Applications* 27: 2061–2073.

Liste des présentations réalisées

Ropars P (11/2019) Impacts of climate change on traditional food system and food security: A biodiversity and ecosystemic perspective. Nunavik Climate Change Adaptation Workshop, Kuujjuaq, Canada.

Ropars P, Casajus N, Gauthier G, Gravel D, Lecomte N, Bêty J, Franke A, Gilchrist G, Berteaux D (12/2017) Biodiversity and climate change: the future of northern ecosystems. Arctic Change 2017, Québec, Canada.

Blanchet FG, Gravel D, Ropars P, Casajus N, Berteaux D (12/2017) Mapping species distribution in the North. Arctic Change 2017, Québec, Canada.

Ropars P, Berteaux D (2019) Modélisation des écosystèmes terrestres du Nunavik à l'horizon 2100. Présentation au comité de suivi, Québec.

Ropars P, Berteaux D (2020) Modélisation des écosystèmes terrestres du Nunavik à l'horizon 2100. Présentation au comité de suivi, Québec.

Ropars P, Berteaux D (2021) Modélisation des écosystèmes terrestres du Nunavik à l'horizon 2100. Présentation au comité de suivi, Québec.

Annexe A : Une publication scientifique internationale à soumettre

Nous prions les membres du comité de suivi de bien se rappeler que cet article n'est pas publié et qu'il ne devrait donc pas être diffusé à l'extérieur de celui-ci.

Assessing the vulnerability of terrestrial ecosystems to climate change: a food web approach framework for conservation planning

Pascale Ropars^{1,2,3*}, Nicolas Casajus⁴, F. Guillaume Blanchet⁵, Steeve D. Côté³, Dominique Gravel⁵, Gilles Gauthier^{2,6}, Grant Gilchrist⁷, Joël Bêty^{1,2}, Alistair Franke⁵, Nicolas Lecomte⁶, Esther Lévesque⁷ and Dominique Berteaux¹

¹ Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski, 300 allée des Ursulines, Rimouski, QC, G5L 3A1, Canada

² Centre d'études nordiques, 2405 av. de la Terrasse, Québec, QC, G1V 0A6, Canada

³ Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University, Macdonald Campus, 21111 Lakeshore Road, Ste-Anne-de-Bellevue, QC, H9X 3V9, Canada

⁴ Centre de synthèse et d'analyse sur la biodiversité, Fondation pour la recherche sur la biodiversité, 5 rue de l'École de médecine, 34000 Montpellier, France

⁵ Chaire de recherche du Canada en écologie intégrative, Université de Sherbrooke, 2500 boulevard Université, Sherbrooke, QC, J1K 2R1, Canada

⁶ Département de biologie, Université Laval, 1045 avenue de la Médecine, Québec, QC, G1V 0A6, Canada

⁷ Environment and Climate Change Canada, Carleton University, 1125 Colonel By Drive, Ottawa, ON, K1S 5B6, Canada

⁸ University of Alberta, Department of Renewable Resources, 751 General Services Building, Edmonton, AB T6G 2H1, Canada

⁹ Chaire de recherche du Canada en écologie polaire et boréale, Université de Moncton, 18, avenue Antonine-Maillet, Moncton, NB, E1A 3E9, Canada

¹⁰ Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351 boul. des Forges, Trois-Rivières, QC, G9A 5H7, Canada

*Corresponding author: pascale.ropars@uqar.ca; T: +1-418-656-2131 # 12004; F: +1-418-656-2043

Keywords:

Biodiversity / Climate change / Conservation / Food web modeling / Tundra

Abstract:

Climate change and other environmental pressures act at the ecosystem scale, thus affecting not only the species, but also the biological links between them. Ecosystems are based on these biological links and ignoring them in planning conservation initiatives would be misleading. While trophic network analysis has emerged as a valuable conceptual approach for ecological and biogeographical studies, integrated index measuring the vulnerability at the ecosystem scale are missing for policy makers. We first propose a framework to assess the vulnerability of terrestrial ecosystems to climate change, using climate change scenarios, climate niche modeling and trophic network reconstruction. The vulnerability index (V) we propose is based on the “exposition + sensibility = vulnerability” paradigm, and assume that the more climate change is projected to remodel trophic linkages in an ecosystem, the more vulnerable that ecosystem is to climate change. Simple and ecologically relevant, our vulnerability index measure both the potential changes in species richness and in trophic links. We then used tundra ecosystems of Northern Quebec, Canada, to develop and test the proposed framework. This region is well-suited because observed and projected climate changes are of high amplitude, there is no major physical barriers to movement and the vertebrate trophic network is relatively simple. For each of the 4,315 100 km²-cells covering the studied region, we calculated the vulnerability index for two climate change scenarios (RCP 4.5 and RCP 8.5), for the 2071-2100 period. High values of V were found for the whole region and for both RCPs, but lower values were found along the Hudson Strait. We argue that conservation initiatives should focus on the less vulnerable regions, in order to protect potential “climate refugia” regions. Finally, we argue that the framework we proposed is the first step to bridge the gap between trophic network analysis and effective conservation planning, because it propose a unique and integrated index that incorporate complex ecological properties. Moreover, the proposed framework also pave the way for new research avenues in studying the impact of environmental changes on ecosystems.

Introduction

Arctic and subarctic terrestrial ecosystems are facing increasing environmental pressures. Mean annual and monthly temperature are increasing faster than anywhere else, precipitation regimes are shifting and these trends are predicted to continue in the next decades (IPCC 2013). As a result, northern regions are facing important ecological changes such as an increase in the extent and density of its shrub layer (“shrubification”; Myers-Smith et al. 2011, add more recent ref), important and widespread permafrost thaw (Romanovsky et al. 2010, add more recent ref) and changes in plant and animal species abundance, diversity, distribution and phenology (Arctic Climate Impact Assessment 2005 + add more ref here).

Northern communities are especially affected by climate change impacts, both because environmental changes are the greatest and because they rely on natural resources for their food intake and cultural identity (REF). Inuit populations use ice and snow covered land to access hunted terrestrial and marine species (REF), and changes in ice phenology has already been pointed out as a major safety issue (REF). Moreover, the opening of the Arctic Ocean has promoted the interest for the development of mining industries and oil exploration and extraction projects. While these industries could have positive economic and social impacts, they will change the integrity of natural ecosystems. There is therefore a pressing need to compile environmental and ecological data on these ecosystems to ensure its future.

While climate change will impact species at the individual level, it will also impact the network of trophic links relating the different species within an ecosystem. One challenge that ecologists are facing today is understanding how communities forming a complex interaction network will be reorganized following individual species responses to climate changes (Woodward et al. 2010). Spatial or temporal mismatch may separate previously interacting species (Schweiger et al. 2008, Schleuning et al 2020), while novel interactions may appear due to new spatial co-occurrences (Gilman et al. 2010). In the Canadian High Arctic for instance, several tundra vertebrates have shown little response to climate warming in contrast to plants and arthropods (Gauthier et al 2013). Some species might migrate faster than others (Svenning et al. 2014), breaking the coherence of interaction networks. Trophic interactions can modify the effects of disturbances such as climate change and transfer effects to distant groups of organisms that would not have been affected otherwise (Bruder et al 2019). More studies integrating multiple trophic levels and temporal dynamics are therefore needed to improve our understanding of species distribution and how they will respond to global changes (Woodward et al. 2010). Such modeling approaches would also be useful to anticipate

the effects of wildlife management in the context of climate change (Boulangeat et al. 2018).

The study of ecological network has mainly focused on marine/aquatic (e.g. Kortsch et al 2015, 2019, Yurkowski et al 2018, Bruder et al 2019, Marina et al 2018) and terrestrial invertebrate (e.g. Schuwirth et al 2016) food webs, leaving terrestrial vertebrate networks with very few information (but see Braga et al 2019). Terrestrial vertebrate species are closely linked to conservation initiatives and therefore should be given more attention in ecosystem-based management efforts.

Protected area networks are our most valuable resource for in situ conservation of global biodiversity (CBD, 2004). With increasing pressures from climate change and industrial development, northern regions would benefit from an effective and integrated conservation planning. Species distribution model has already been used to evaluate potential impacts of climate change on protected areas and the species therein (e.g. Berteaux et al., 2018, Ramirez-Villegas et al., 2014, Thuiller et al., 2006, Hole et al., 2009, Li et al., 2015). However, a growing number of stakeholders, managers and policy makers need information about components and drivers of change of ecosystems that involve higher levels of organization. For example, large-scale developmental plans in the North (such as Québec's Plan Nord; Berteaux 2013) now entail land-conservation initiatives to protect biodiversity and sustain the ecological and cultural integrity of the region. An ecosystem-based management approach has even been pointed out as one of the key recommendations of the Arctic Biodiversity Assessment (ABA, 2013).

The inclusion of ecosystem-scale information in conservation initiatives needs innovative approaches. Vulnerability, which is defined as the predisposition of an individual species to be adversely affected (IPCC 2014), has been used to assess the potential impact climate change can have at the species level (e.g. Pacifini et al 2015). Although there is no broad consensus regarding the definition of vulnerability, it is generally accepted that this is a function of exposure, sensitivity and adaptability (Williams et al 2008, Foden et al 2013). Exposure can be defined as the magnitude of climatic variation projected (Dawson et al 2011). Sensitivity, which is determined by traits that are intrinsic to species, is the ability to tolerate climatic variations, while adaptability is the inherent capacity of species to adjust to those changes (Foden et al 2013, Dawson et al 2011). To our knowledge however, no attempts have been made to scale-up this vulnerability index.

In this context, we developed a framework to assess the vulnerability of northern ecosystems to climate change by evaluating how trophic network structure might be affected by projected changes in temperature and precipitation regimes, and used northern Québec's tundra region as a study case. Northern is a good study case because the observed and projected climate changes are of high amplitude, there are no major physical barriers to species movement, and some species are already observed north of their historical distribution range. We then discuss implications for conservation strategies in the face of climate change. Our study is of particular importance because it proposes a novel framework to assess vulnerability of trophic network to climate change and has direct application for policy makers.

Methods

Study design

We used ecological niche modeling and ecosystemic modelling to forecast the potential effects of 21st century climate change on food web structure of Northern Québec tundra ecosystems, and translated these changes into an ecologically relevant vulnerability index. We used 1981–2010 as our reference period and 2071–2100 as future time horizon. The project is part of the Tundra-Nunavik project, which aims at assessing the potential impacts of climate change on arctic and subarctic terrestrial ecosystems.

Study area

We studied the northern part of the province of Quebec, Canada (i.e. the region located north of the treeline). The study area extents roughly from 57°N to 62°N and covers most of the Ungava Peninsula. From south to north, the region encompass the forest-tundra ecotone, the shrub tundra and the herbaceous ecozones. The study area is appropriate for studying the impact of climate change on biodiversity because no major dispersal barrier separates the tundra from the boreal region. Immigration of new species is thus likely, as shown by the observation of already incoming species from southern latitudes.

Climate data

Prior to projecting the impact of climate change on species distribution, we modeled 27 bioclimatic variables for the reference (1981-2010) and future (2071-2100) periods. These variables were derived from three basic monthly climate variables (minimum and maximum air temperature and total precipitation), and interpolated by the natural neighbours method. This simple but three-dimensional interpolation method takes into account the altitude to produce climate data at a finer horizontal resolution (0.083333°

or 10 x 10 km). Bioclimatic variables were projected for the 2071-2100 future period for two Representative Concentration Pathways (RCP) commonly used in climate modelling (RCP 4.5 and RCP 8.5, representing a potential increase in radiative forcing of 4.5 and 8.5 W/m², respectively; IPCC 2013).

Species distribution data

We collected distribution range data for every bird and mammal species occurring in the study region. The data were taken from the International Union for Conservation of Nature's Digital Distribution Maps database for mammal species (IUCN 2014), while data on bird's distribution were taken from the Bird Species Distribution Maps of the World database (BirdLife International and NatureServe 2015). In order to acknowledge for species that could potentially move beyond their northern range limit during the 21st century, we included species which distribution range reaches 50°N (i.e. the modelling area). This southern limit corresponds, for the period 1981-2010, to the isotherm that will form approximately the southern limit of the study area on the horizon 2071-2100. Overall, the spatial distribution of 183 species (37 mammals and 146 birds) was modelled and projected into the future under various climate change scenarios. The complete species list is available in the Supplementary material.

Ecological niche modeling

Ecological niche models were performed for each species using seven statistical approaches within an ensemble forecasting framework in order to consider uncertainty due to differences in modeling and projection procedures. Analyses were performed using the biomod2 package (Thuiller et al., 2009) implemented in the R statistical software (R Core Team, 2016). We evaluated the predictive performance of the models by using three metrics: Area Under the Curve, AUC (Fielding and Bell, 1997), True Skill Statistic, TSS (Allouche et al., 2006) and KAPPA (Cohen, 1960). Further details on biomod2 implementation are available in Supplementary data.

To avoid over-adjusting the ecological niche models, only six bioclimatic variables were selected to relate species distribution to climate. These variables were selected for their biological relevance and in order to cover the main climatic axes likely to explain the distribution of the species studied.

Trophic links data

Based on expert inputs and an extensive literature review, we built the trophic food web (predator-prey interactions only) in every 10 x 10 km cells in the reference period, and reconstruct potential food webs with potential distribution of bird and mammal species.

We did not include other trophic links than the ones that have been mentioned in the literature. Methods have been proposed to infer all potential trophic links among taxa, mostly for marine ecosystems (e.g. Gravel et al 2013). The metaweb predicts the links between any pair of species with an allometric niche model, based on the ubiquitous relationship between predator and prey body size (Brose et al. 2006). Because terrestrial food webs are extensively studied, we were confident that a large majority of predator-prey interactions have been reported in the literature.

To the 183 species for which we modelled the distribution, we added 11 species (6 mammals and 5 birds) as well as large plant and arthropod taxonomic units to our trophic network analysis. The 11 mammal and bird species added occurred over the entire modelling area and were therefore assumed to do so in the future period. We included large taxonomic units into our trophic network analyses (arthropods: Arachnida, Coleoptera, Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera; plants: low statured shrubs, including berry producing shrubs, erected deciduous shrubs, lichens, mosses, sedges, herbs, grasses). We assumed that each groups was present throughout the study area, both during the reference and the future periods.

For every 10 x 10 km cell, we calculated each of these trophic network metrics: number of links, connectance, and modularity. The number of links represents the mean number of trophic connections between the species present in each cell; the connectance is defined as the proportion of established interactions (number of links), relative to the possible number of interactions (number of species²; Delmas et al 2019). Modularity measures how closely connected species are divided into modules; the more modular the trophic network is, the more stable it should be because disturbance should be more easily contained in modules (Stouffer & Bascompte, 2010, 2011).

Vulnerability index

We defined the vulnerability of ecosystems as the degree of discrepancy between the trophic network structure of the reference period and that of a future horizon for each cell. This degree of divergence was estimated in each cell by projecting the potential future distributions of species and the matrix of trophic relationships between species. The approach is based on the conceptual framework of Poisot et al (2012) (see also Koleff et al. 2003) which divides trophic interactions into three groups:

- (i) Trophic links that are present both in the reference and the future periods, noted *a*.
- (ii) Trophic links that are present only during the reference period, noted *b*.
- (iii) Trophic links that are present only in the future period, noted *c*.

The degree of dissimilarity between the reference trophic network and the potential future network (referred to as V for Vulnerability) is calculated by a formula based on Whittaker's (1960) β diversity index:

$$V = \frac{a + b + c}{(2a + b + c)/2} - 1$$

We therefore assume that the more climate change causes a significant proportion of the trophic linkages in an ecosystem to change, the more vulnerable that ecosystem is to climate change.

The vulnerability index is calculated for every 10 x 10 km cell. V varies from 0 to 1, $V = 0$ indicates that exactly the same trophic interactions are found between the reference and the future period. $V = 1$ indicates that none of the trophic links that existed during the reference period are present in the future period.

Results

Climate

Northern Quebec and Labrador (i.e. modelling area) climate is projected to face important changes over the 21st century. The projected mean temperature for the period 2071-2100 ranges from $0.3^{\circ}\text{C} \pm 2.6$ (RCP 4.5) to $3.8^{\circ}\text{C} \pm 1.8$ (RCP 8.5), representing an increase of 3.9°C to 7.4°C compared to the reference period (Figure 1). This increase in mean annual temperature will impact many ecologically relevant bioclimatic variables. For example, the last day of spring freeze-up is projected to happen 2-3 week before at the end of the 21st century (from day 160 in the reference period to day 145 (± 7.8) for RCP 4.5 and day 134 (± 7.9) for RCP 8.5). On average, climate projections also show an increase in total annual precipitation, from 1077.0 mm for the baseline period to 1255.7 mm (± 205.3) under RCP 4.5 and 1372.8 mm (± 210.3) under RCP 8.5, corresponding respectively to an increase of 16.5% to 27.4%.

These trends are exacerbated in the study region, where the mean annual temperature is projected to increase from 4.5°C (RCP 4.5) to 8.8°C (RCP 8.5) compared to the reference period (Figure 1). The last day of spring freeze-up is projected to happen 2 to 4 weeks before in the 2071-2100 period, and total annual precipitation are projected to increase by 22.2% to 37.5%

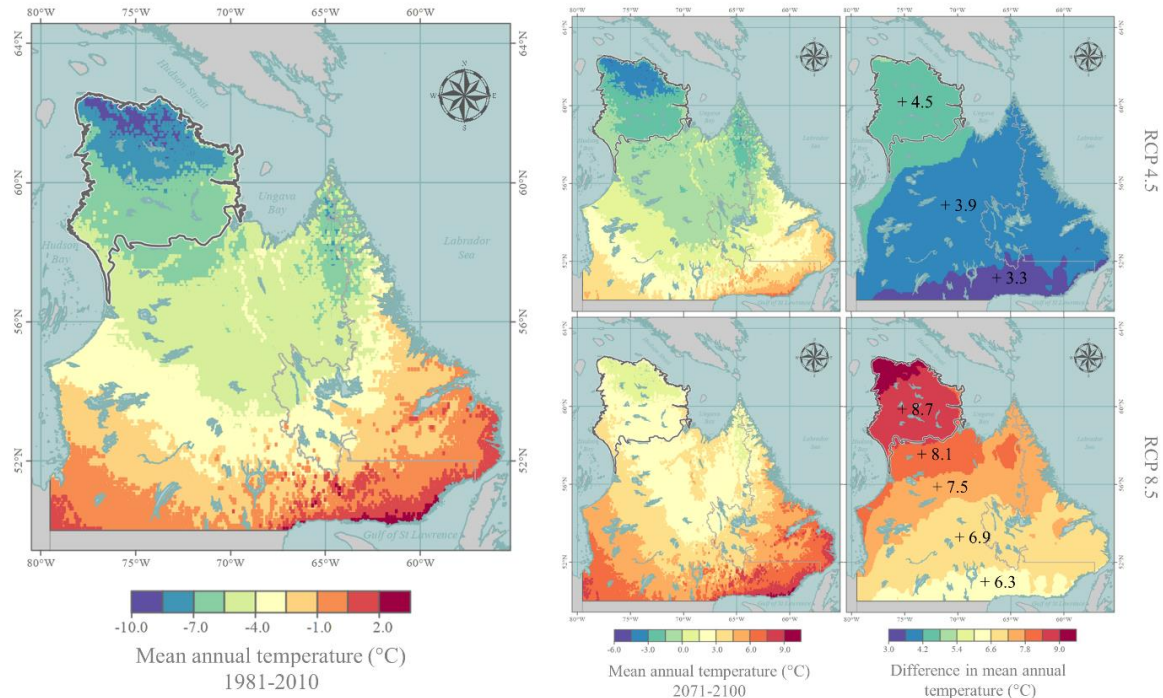


Figure 1 Projected changes in mean annual temperature (°C) under two RCPs for northern Quebec and Labrador. Annual mean annual temperatures for the reference period (1981-2010) are shown in the left panel, while those projected for the period 2071-2100 are shown in absolute values (centre maps) and relative to the reference period (right maps) under RCP 4.5 in the top panel and RCP 8.5 in the bottom one. The colored region represents our modelling area, whereas the region delineated by the grey line represent our study area.

Species richness and trophic networks

Among the mammal species identified in our study area, we found a wide range of sizes (from small mammals to muskoxen), food preferences (from carnivores such as the grey wolf to herbivores such as arctic hare) and preferred habitats (from wetlands for muskrats to shrub tundra favoured by migratory caribou). Avian species also show a wide range of habits (migratory or resident, diurnal or nocturnal or crepuscular), are found at all trophic levels (prey, prey and predators, predators) and colonize a multitude of habitats (marine, aquatic and terrestrial).

On average, there was 55 (SD = 3.2) species per cell in the reference period, with slightly higher species richness along the Hudson Bay coast as well as in the southeastern part of the study area (Figure 2). The number of mammal and bird species is projected to increase for the 2071-2100 period for RCP 4.5 (mean increase = 22) and RCP 8.5 (mean increase = 40). Increase in species is projected to be lower in the region corresponding to the Ungava Highlands for the RCP 4.5 scenario, whereas this trend is less obvious under the RCP 8.5 scenario (Figure 2).

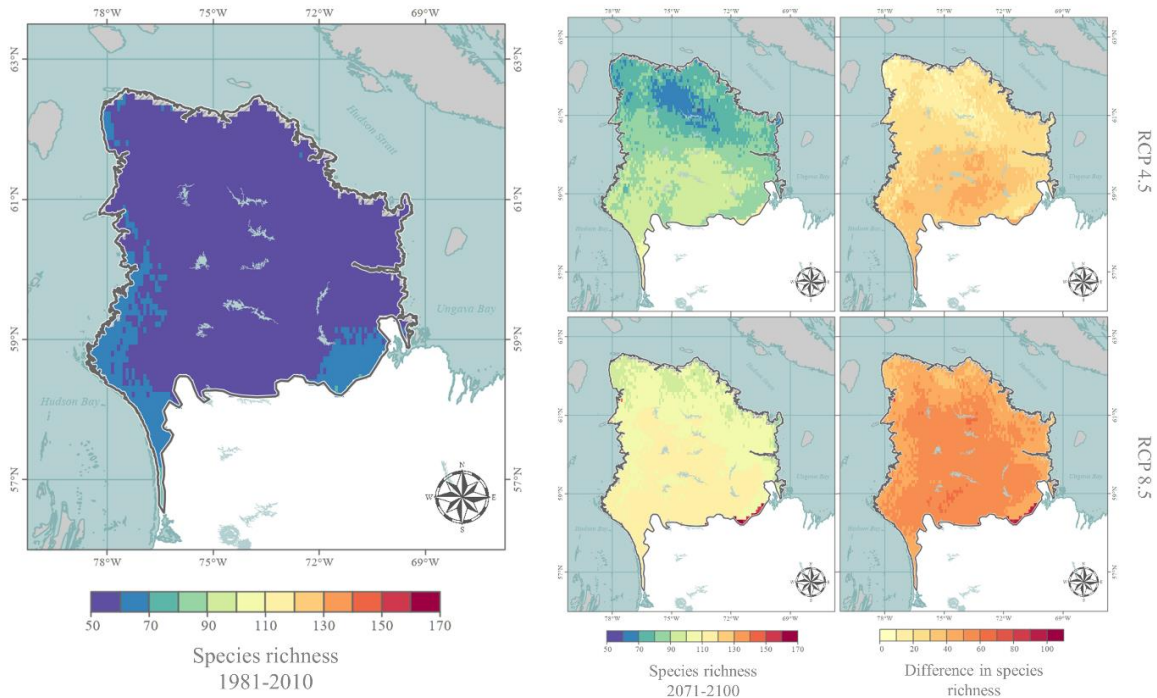


Figure 2 Projected potential changes in the number of mammal and bird species under two RCPs for the tundra of the Ungava Peninsula, Nunavik. The number of species observed in the reference period (1981-2010) is shown in the left panel, while the number of species projected for the 2071-2100 period is shown in absolute values (centre maps) and relative to the reference period (right maps) under RCP 4.5 at the top and RCP 8.5 at the bottom.

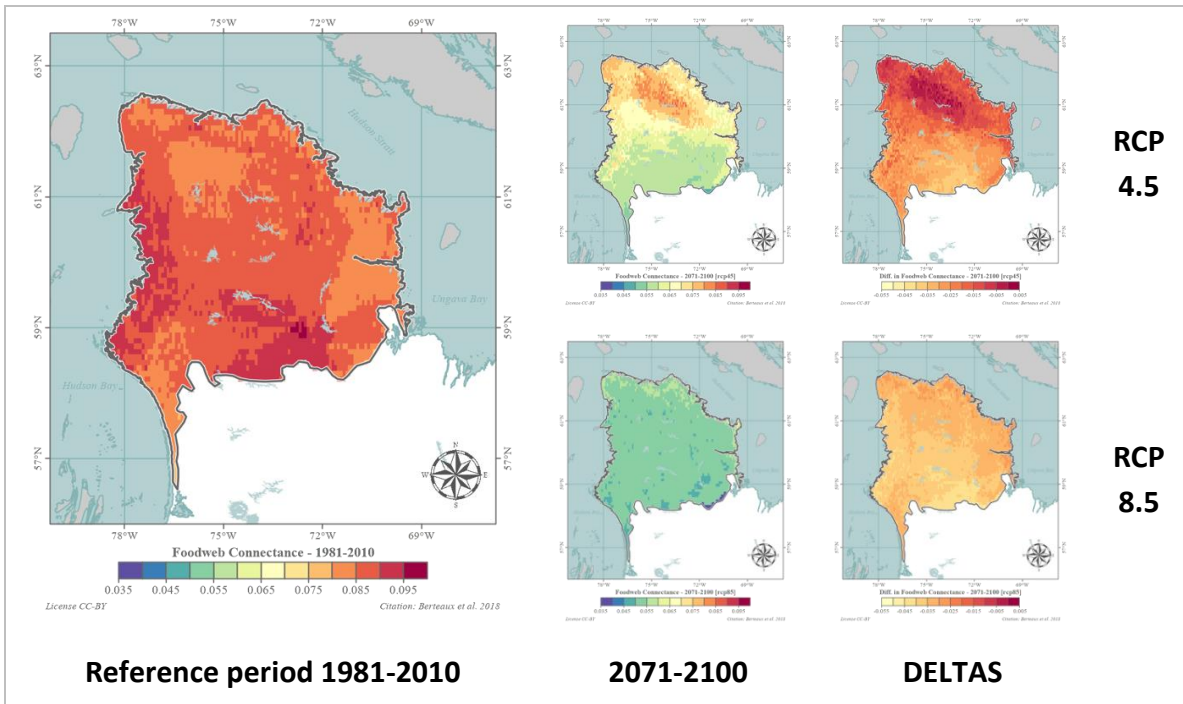


Figure 3 Projected potential changes in food web connectance under two RCPs for the tundra of the Ungava Peninsula, Nunavik. Connectance values for 1981-2010 are shown in the left panel, while projected values for the 2071-2100 period are shown in absolute values (centre maps) and relative to the reference period (right maps) under RCP 4.5 at the top and RCP 8.5 at the bottom.

Connectance, which represents the importance of connectivity between the different species in a network, is projected to decrease under the two RCPs scenario by 2071-2100 (Figure 3). However, connectance remains more important in the northern part of the study area than in the south under RCP 4.5.

Vulnerability index

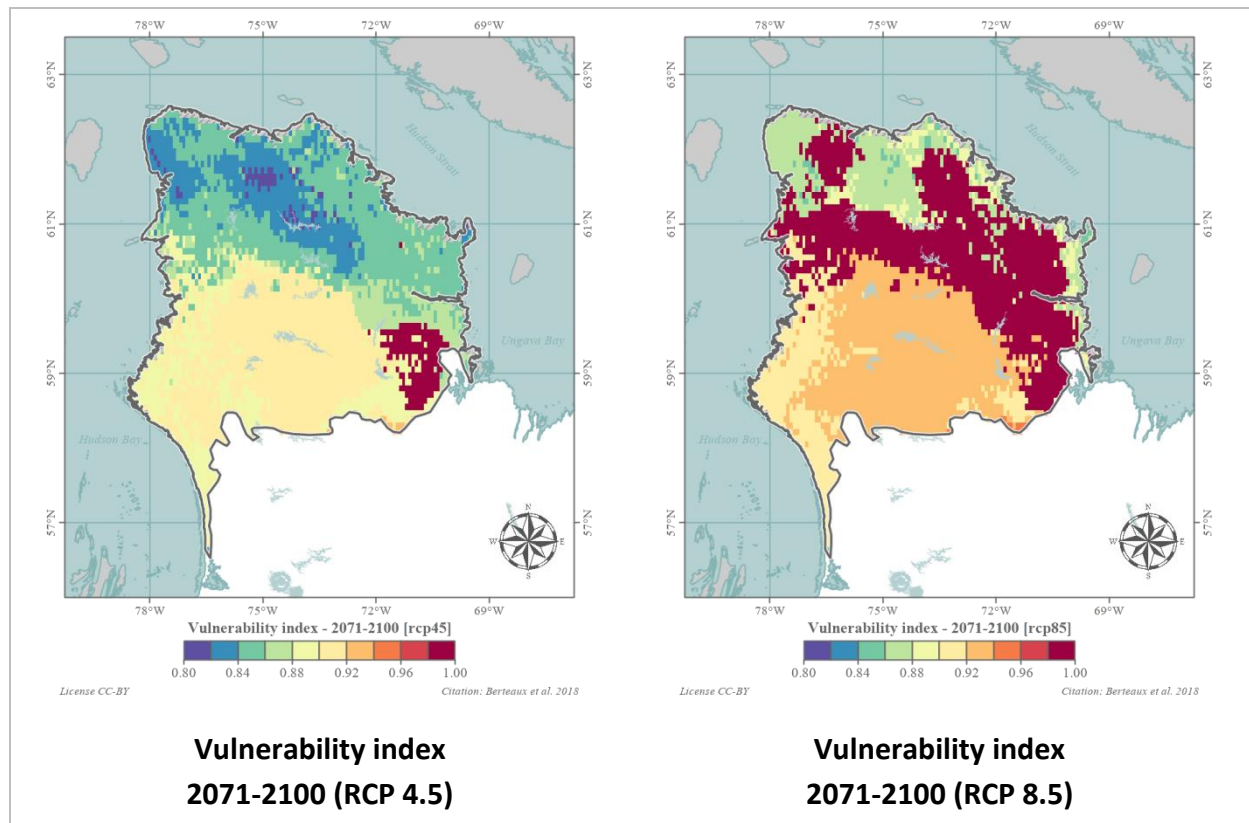


Figure 4 Climate change vulnerability index for terrestrial tundra ecosystems of the Ungava Peninsula (Nunavik, Quebec) in the 2071-2100 period, under RCP 4.5 (left panel) and RCP 8.5 (right panel).

The vulnerability index values were high (minimum value, on a 0 to 1 scale: 0.80) for the whole study region and under both RCPs (mean value \pm SD; RCP 4.5: 0.87 ± 0.03 and RCP 8.5: 0.94 ± 0.05). There is a coherence in spatial patterns in that adjacent regions have similar vulnerability indices values. However, different patterns are observed for the two RCPs: the most vulnerable regions tend to change across RCPs, indicating complex relationships between the intensity of climate change and the potential reorganisation of food webs.

Vulnerability index and the conservation plan

The proportion of cells that fell inside protected areas follows the proportion of cells that fell outside the protected areas for RCP 8.5, but is biased toward cells having low vulnerability index for RCP 4.5.

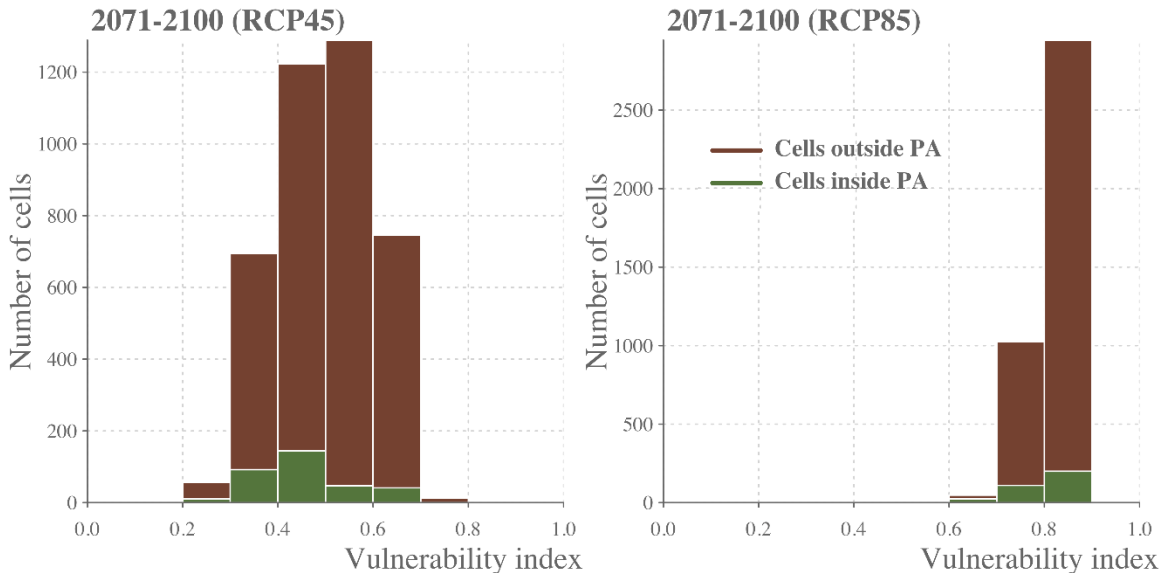


Figure 5 Frequency distribution of the vulnerability index that fell outside and inside the network of protected areas as it is today.

Discussion

Conceptual framework to assess climate change vulnerability

Studies have already aimed at understanding large-scale spatial distribution of ecological networks (e.g Baiser et al. 2018), others have forecasted the potential impacts of climate change on the local food-web structure (Hattab et al 2016). Our study pushes it a step further, and tries to project potential changes in trophic networks and to translate it in an integrated vulnerability index.

Using network analysis to evaluate ecosystems' climate change vulnerability is a promising way, but remains a process in progress. Even if not perfect, we need to keep going that way. Communities and ecosystems are based on biological links are ignoring these links in studying the impact of climate change would be misleading. Some studies have tried to document potential changes in trophic networks and discuss how these could be translated in conservation-based information (e.g. Hattab et al. 2016). However, these discussions are based on numerous foodweb indices and require a good ecological functioning knowledge. Policy makers must account for different socio-economical aspects in planning conservation area, and do not have, in general, technical

ecological background to acknowledge for multiple ecological lines of evidence. Having an integrated index

There are many ways to express vulnerability, but our index has the advantage to (1) be easily be translated into ecological terms, and (2) to make full use of available information and modeling capacity, both in terms of climate and ecological models

Case study - High vulnerability of northern Quebec terrestrial ecosystems to climate change

High overall vulnerability for Northern Quebec: (1) there is a lot of changes in terms of species composition and trophic links to be expected; (2) high vulnerability index does not necessarily mean a change in the food web structure; however, even if a food web keeps its same structure, having a complete new set of species would come with its potential problems in terms of stability. For top predators for example, having large individuals with high energetic demand will have different consequences on prey population than having medium or small top-predator guild.

Our results suggested that the projected climate change under two Representative Concentration Pathways (RCP 4.5 and RCP 8.5) would markedly modify the structure of local food webs in Northern Quebec. By the end of the 21st century, the number of species and the number of links were projected to increase, hence resulting in a general decrease of connectance. These results contrast with marine food webs, where the number of species and links are projected to decrease for some regions (Mediterranean Sea; Albouy et al, 2013, Hattab et al 2016).

The decrease of connectance may negatively affect the food webs' robustness to perturbation, which may lead to species extinction. The connectance is indeed a global topological measure of the complexity of food webs that measures the 'interaction richness' of a network (Estrada 2007), and was positively related to food web robustness (Dunne et al. 2002, 2004). Food webs with high connectance would tend to be more robust to species loss than one with low connectance.

Implications for conservation planning

Planning conservation initiatives is trade-off between environmental, societal, political and industrial agendas. Including climate change impact in conservation planning is now of high importance because of its potential (and in some case observed) impacts on ecosystems integrity.

Network characteristics such as connectance (i.e., the proportion of realized out of all possible interactions) and modularity (degree to which species form distinct clusters of tightly interacting nodes) are relevant for network stability, and the impacts and spread of stressor effects (Kortsch et al., 2015). Including these into conservation planning is therefore crucial, especially in the face of increasing anthropogenic pressures.

Our index gives an insight of how much change is projected to occur in northern Quebec. More change (or dissimilarities) between baseline and future trophic networks translates in more vulnerability to past climate change, but also to future changes (either climate or other anthropogenic pressure). By mapping projected food-web at a fine spatial resolution, we were able to highlight some future areas that are likely to be robust to species loss and where the vulnerability index showed the lowest variation, such as the region along the Hudson Strait coast.

Climate refugia idea – must be part of biological conservation initiatives for both marine and terrestrial ecosystems (Kavousi, 2019). As for now however, this concept has been mostly limited to species-specific conservation initiatives (Kavousi and Keppel, 2018), overlooking the potential role of biological interactions in species conservation (Kavousi, 2019)

Annexe B : Fiche synthèse – approche générale de la modélisation écosystémique

Notre approche a combiné la modélisation climatique, la modélisation de niche climatique et la modélisation écosystémique, ce qui a permis d'évaluer les changements potentiels qu'enregistreront les écosystèmes terrestres de la toundra arbustive et herbacée du Nunavik durant le 21^e siècle. Plus spécifiquement, nous avons :

- i) Reconstitue, pour l'ensemble de la toundra du Nunavik, le climat pour la période que nous avons choisie comme référence (1981-2010).
- ii) Projette, pour l'ensemble de la toundra du Nunavik, les climats potentiels futurs pour trois horizons (2011-2040, 2041-2070, 2071-2100).
- iii) Collige l'ensemble des données biologiques, écologiques et de répartition disponibles pour chaque espèce de mammifère et d'oiseau dans notre aire d'étude.
- iv) Modélise la répartition actuelle et potentielle future de chaque espèce de mammifère et d'oiseau.
- v) Reconstitue les réseaux trophiques (ou relations prédateurs-proies) actuels et potentiels futurs pour chacune de 4 315 cellules de 100 km² de l'aire d'étude.
- vi) Quantifie les changements potentiels que subiront les réseaux trophiques.
- vii) Traduit ces modifications en un indice écosystémique de vulnérabilité aux changements climatiques.

Afin de mener à terme le projet, nous avons donc suivi trois grandes étapes (Figure 27) :

- i) Étape 1 : Caractérisation du climat, pour la période de référence et les périodes futures.
- ii) Étape 2 : Caractérisation de la richesse spécifique de notre aire d'étude, pour la période de référence et les périodes futures.
- iii) Étape 3 : Caractérisation des réseaux trophiques pour la période de référence et pour les périodes futures, suivie de la construction d'un indice de vulnérabilité.

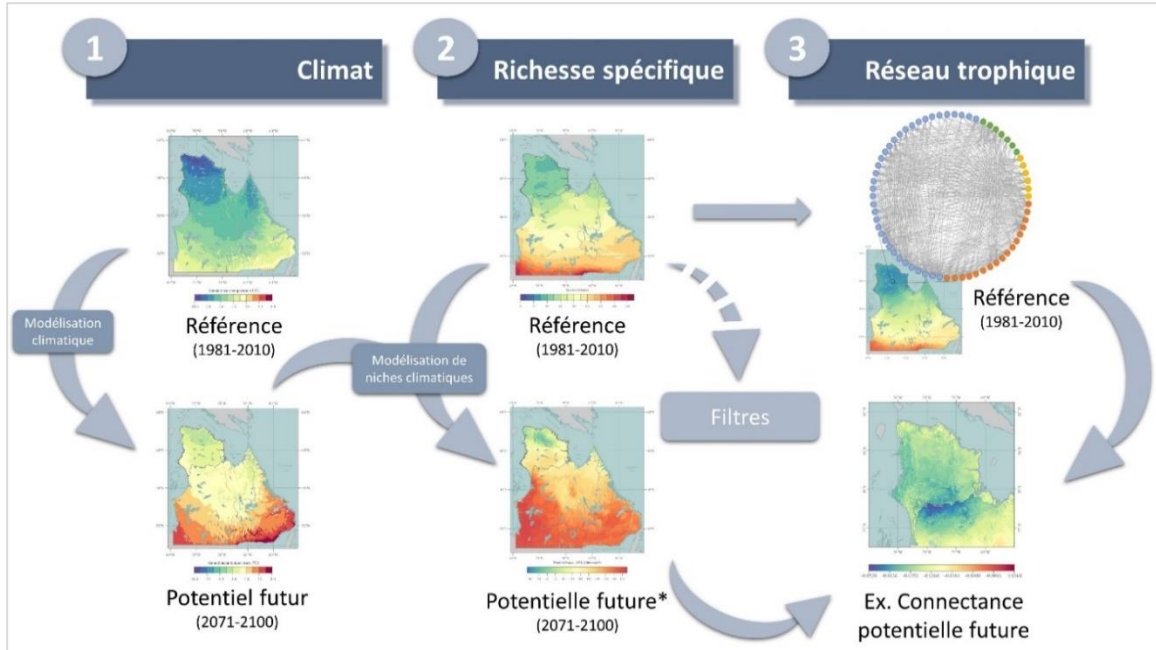


Figure 27 Schématisation des grandes étapes de réalisation du projet.

Annexe C : Fiche synthèse – modélisation de niche climatique

La modélisation de niche écologique, appelée également modélisation de répartition d'habitat, est un outil mathématique qui nous permet d'exprimer la relation entre la répartition d'une espèce et différentes variables environnementales (Bertheaux et coll. 2014). Parmi ces dernières, les variables climatiques sont les plus fréquemment utilisées (et celles que nous avons utilisé pour notre projet), mais notons que la topographie, le type de sol et les interactions avec d'autres espèces peuvent également être pris en compte.

La modélisation de niche climatique suit quatre grandes étapes schématisées à la Figure 28 :

1. Choisir les algorithmes qui relient la répartition de l'espèce aux variables climatiques,
2. Traduire, en termes mathématiques, la relation entre la répartition de l'espèce et le climat de la période de référence,
3. Évaluer la performance du modèle mathématique et
4. Projeter l'enveloppe climatique potentielle de l'espèce, sous chacun des scénarios climatiques retenus.

Nous avons également utilisé cette démarche pour la modélisation de la répartition des grandes zones végétales, en sachant que cette approche n'a pas été développée pour modéliser la répartition d'un ensemble d'espèce.

Étape 1 : Choix des algorithmes

Plusieurs algorithmes permettent d'établir un lien mathématique entre la répartition d'une espèce et des variables climatiques. Aucun algorithme n'est systématiquement meilleur que les autres et il est donc recommandé d'en utiliser plusieurs puis de tirer le résultat le plus consensuel. Dans le cadre de nos travaux, nous avons sélectionné 7 algorithmes différents. Il est à noter que cette étape n'est pas illustrée dans la Figure 28.

Étape 2 : Calibration du modèle de niche

Cette étape de calibration consiste à décrire mathématiquement les liens entre la répartition d'une espèce et les conditions climatiques en vigueur dans une période de référence. Elle permet de pondérer l'influence de chaque variable environnementale sur la répartition de l'espèce. Ces relations sont établies à partir du jeu de données initial, c'est-à-dire l'ensemble des données climatiques et de répartition à l'échelle de l'aire d'étude. Cependant, une partie de ce jeu de données doit être mise de côté afin d'évaluer la performance du modèle de niche (voir étape 3 ci-dessous). Cette séparation aléatoire du jeu de données initial est effectuée à plusieurs reprises afin de calibrer un grand nombre de modèles pour chaque espèce d'intérêt. En pondérant la performance de chacun d'eux, les différents modèles produits pour une espèce permettent de projeter la répartition potentielle de celle-ci pour la période de référence.

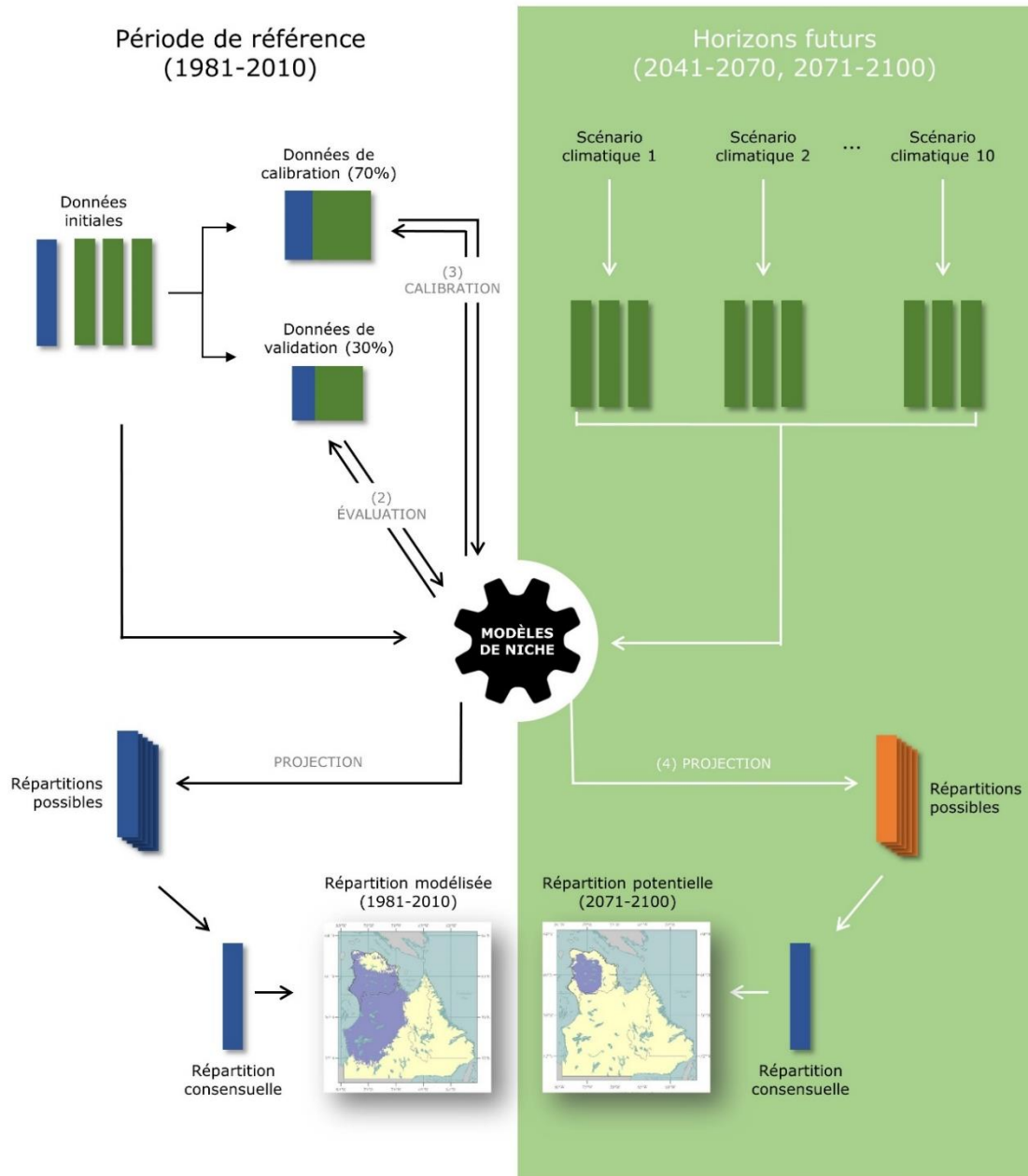


Figure 28 Schématisation des étapes nécessaires à l'élaboration d'un modèle de niche climatique et à la projection de la répartition potentielle future d'une espèce. Les étapes pour la modélisation future doivent être répétées pour chacun des scénarios climatiques et pour chacun des horizons. Les chiffres entre parenthèses font référence aux différentes étapes présentées dans le corps du texte. Le schéma a été modifié à partir de celui présenté dans Berteaux et coll. (2014).

Étape 3 : Évaluation de la performance du modèle mathématique

L'évaluation de la performance du modèle de niche permet d'évaluer la fidélité avec laquelle celui-ci reproduit la répartition observée de l'espèce. Comme dans le projet CC-Bio (Berteaux et coll. 2014, 2018), nous avons utilisé un rééchantillonnage qui sépare aléatoirement le jeu de données initial en deux parties : un jeu de calibration qui comprend 70% des données et un jeu de validation qui comprend le 30% restant. Les

performances prédictives du modèle ont ensuite été quantifiées en comparant les répartitions modélisées pour la période de référence aux répartitions observées.

Étape 4 : Projection de l'enveloppe climatique

La dernière étape de la modélisation de niche climatique consiste à substituer les valeurs des variables climatiques de la période de référence par celles des différents scénarios climatiques retenus. Nous avons projeté la répartition potentielle de chacune des espèces d'intérêt sous 10 scénarios de changements climatiques pour chacun des modèles calibrés. Comme pour la modélisation de la répartition actuelle, nous avons résumé l'information portée par les projections potentielles en utilisant une moyenne pondérée, mais en agrégeant l'information au niveau des scénarios de forçage radiatif (RCP 4,5 et RCP 8,5). Ainsi, pour un horizon futur donné, deux projections potentielles moyennes ont été générées, une pour le scénario RCP 4,5 et une autre pour le scénario RCP 8,5.

Portée et limites d'interprétation de la modélisation de niche climatique

La modélisation de niche climatique est un outil essentiel pour éclairer de nombreuses décisions, notamment en ce qui a trait à la conservation (Bertheaux et coll. 2014). Dans le cadre de notre étude, la vaste étendue du territoire couvert, la difficulté d'y accéder ainsi que la disponibilité limitée des informations biologiques faisait de la modélisation de niche climatique une approche toute désignée.

Par contre, nous ne répéterons jamais assez que les modèles de niche s'appuient sur des prémisses qu'il faut connaître et comprendre afin d'éviter les fausses interprétations. Tout d'abord, la répartition potentielle future prédite par la modélisation de niche climatique doit être interprétée comme étant l'ensemble des conditions climatiques qui seront favorables à une espèce donnée. Tel que nous l'avons utilisée, la modélisation de niche ne tient pas compte, par exemple, des capacités de dispersion des taxons ou des interactions interspécifiques qui pourraient limiter le déplacement d'une espèce. De plus, les modèles de niche supposent que les espèces soient en équilibre avec les conditions climatiques de la période de référence (Guisan et Theurillat 2000) et que les espèces n'évolueront pas durant la période couverte par la projection (Bertheaux et coll. 2014), ce qui n'est pas toujours respecté.