

$$P'(t) = \frac{r}{k} P(t)(b - P(t))$$
$$V_{AE,ik} = \beta_1 d h p_{ik}^{\beta_2} H_{ik}^{\beta_3} + \varepsilon_{2,ik}$$



# Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec

par Catherine Périé, Sylvie de Blois,  
Marie-Claude Lambert et Nicolas Casajus

MÉMOIRE DE RECHERCHE FORESTIÈRE N° 173

DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE



# Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec

par Catherine Périé, biol., *Ph. D.*, Sylvie de Blois, biol., *Ph. D.*,  
Marie-Claude Lambert, stat., M. Sc. et Nicolas Casajus, biol., M. Sc.

MÉMOIRE DE RECHERCHE FORESTIÈRE N° 173

DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE

# Mandat de la DRF

La Direction de la recherche forestière a pour mandat de participer activement à l'orientation de la recherche et à l'amélioration de la pratique forestière au Québec, dans un contexte d'aménagement forestier durable, en réalisant des travaux de recherche scientifique appliquée. Elle acquiert de nouvelles connaissances, du savoir-faire et du matériel biologique et contribue à leur diffusion ou leur intégration au domaine de la pratique. Elle subventionne aussi des recherches en milieu universitaire, le plus souvent dans des créneaux complémentaires à ses propres travaux.

## Les mémoires de recherche forestière de la DRF

Depuis 1970, chacun des Mémoires de recherche forestière de la DRF est révisé par au moins trois pairs indépendants. Cette publication est produite et diffusée à même les budgets de recherche et de développement, comme autant d'étapes essentielles à la réalisation d'un projet ou d'une expérience. Ce document à tirage limité est également disponible dans notre site Internet en format pdf.

Vous pouvez adresser vos demandes à :

Ministère des Ressources naturelles  
Direction de la recherche forestière  
2700, rue Einstein, Québec (Québec)  
Canada, G1P 3W8  
Courriel : [recherche.forestiere@mrn.gouv.qc.ca](mailto:recherche.forestiere@mrn.gouv.qc.ca)  
Internet : [www.mrn.gouv.qc.ca/forets/connaissances/recherche](http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/connaissances/recherche)

© Gouvernement du Québec

On peut citer ce texte en indiquant la référence. Citation recommandée :

Périé, C., S. de Blois, M.-C. Lambert et N. Casajus. 2014. *Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 173. 46 p.

Toutes les publications produites par la Direction de la recherche forestière, du ministère des Ressources naturelles, sont protégées par les dispositions de la Loi sur le droit d'auteur, les lois, les politiques et les règlements du Canada, ainsi que par des accords internationaux. Il est interdit de reproduire, même partiellement, ces publications sans l'obtention préalable d'une permission écrite.

ISSN : 1183-3912  
ISBN : 978-2-550-70003-6  
ISBN (PDF) : 978-2-550-70004-3  
F.D.C. 181.2  
L.C. SD 390.7.C55

## Notes biographiques



**Catherine Périé** a obtenu une maîtrise de physiologie végétale à l'Université Paul Sabatier (Toulouse, France) en 1993. Elle a poursuivi ses études à l'École nationale supérieure agronomique de Toulouse (France) où, en 1994, elle a obtenu un diplôme d'études supérieures approfondies.

En 2003, l'Université Laval lui décernait un doctorat en sciences forestières. Depuis 2001, elle est chercheuse scientifique à la Direction de la recherche forestière. Ses travaux de recherche portent sur l'étude de l'effet des perturbations d'origine anthropique ou naturelle sur les écosystèmes forestiers du Québec. Ces dernières années, elle s'intéresse plus particulièrement à l'étude de l'impact des changements climatiques sur la composition des forêts du Québec, afin d'évaluer leur vulnérabilité au réchauffement du climat.



**Sylvie de Blois** a obtenu un doctorat en biologie avec spécialisation en écologie végétale et écologie du paysage à l'Université de Montréal en 2001. Depuis, elle est professeure au Département de sciences végétales et à l'École d'environnement de l'Université McGill. En 2007, elle a initié, avec Dominique Berteaux, le

projet CC-BIO sur les effets des changements climatiques sur la biodiversité du Québec. Elle est aussi membre fondatrice du Groupe Phragmites. Depuis 2011, elle dirige le projet *Changements climatiques et plantes envahissantes au Québec* qui vise à évaluer l'impact des changements climatiques sur les invasions biologiques. Les recherches du Dr de Blois portent sur l'écologie végétale et l'écologie du paysage, et en particulier sur l'effet des changements climatiques sur la diversité végétale. Ses travaux se sont déroulés surtout dans les milieux agricoles et forestiers du sud du Québec et en régions tropicales.



**Nicolas Casajus** a obtenu une licence en biologie des organismes, populations et écosystèmes à l'Université Paul Sabatier (Toulouse, France) en 2006, puis une maîtrise en écologie (spécialité biostatistiques et modélisation) à la même université en 2008. Ses recherches portaient sur la modification des aires de

répartition des poissons des cours d'eau français sous l'effet des changements climatiques. Depuis la fin 2008, il travaille comme professionnel de recherche à l'Université du Québec à Rimouski, où il assume les responsabilités de coordonnateur, gestionnaire de bases de données et modélisateur du projet CC-Bio.



**Marie-Claude Lambert** est statisticienne, diplômée de l'Université Laval depuis 1996. En 1998, le même établissement lui décernait un diplôme de maîtrise ès sciences. De 1997 à 2006, elle travaille comme statisticienne au Centre de foresterie des Laurentides, où elle collabore principalement aux projets du groupe

ECOLEAP. Depuis 2006, elle est à l'emploi de la Direction de la recherche forestière, au sein de l'équipe de biométrie. Ses principaux champs de compétence sont la modélisation, l'analyse de variance, les modèles mixtes et les modèles linéaires généralisés.

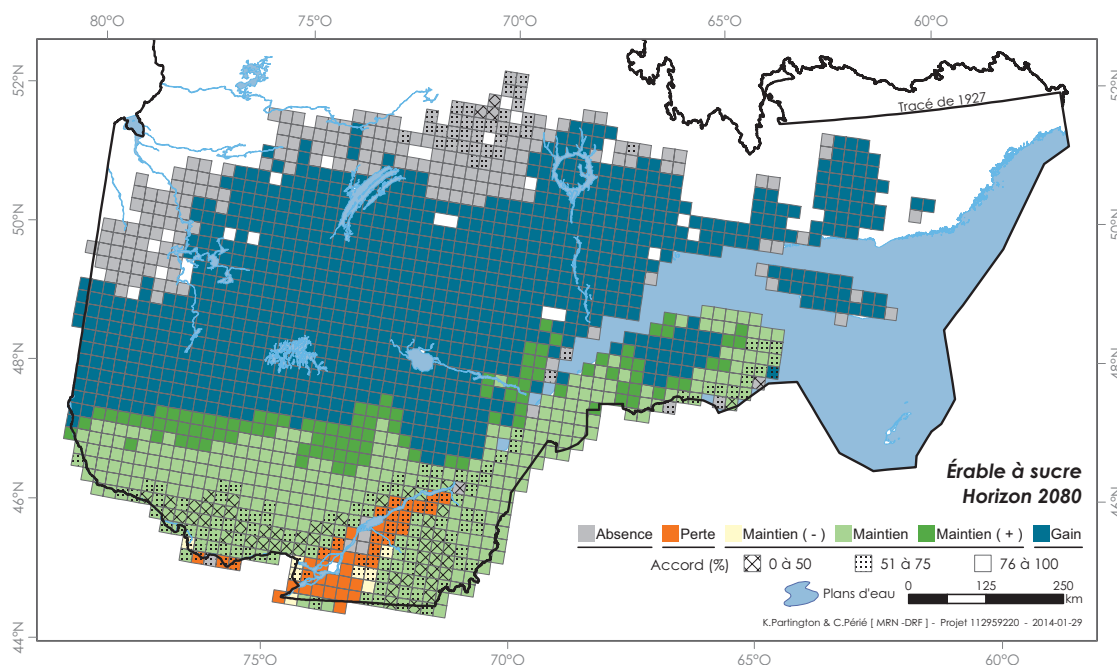


## Avant-propos

Pour compléter les informations présentées dans ce mémoire, un ensemble de cartes sera prochainement mis en ligne sur le site Internet du ministère des Ressources naturelles, et ce, pour chacune des espèces étudiées. Elles indiqueront :

- 1- la répartition observée de l'espèce durant la période de référence (1961-1990);
- 2- le bilan des effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat de l'espèce (comparaison de 2050 par rapport à 1961-1990);
- 3- le bilan des effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat de l'espèce (comparaison de 2080 par rapport à 1961-1990);

À titre d'exemple, voici le bilan des effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat potentiel de l'érable à sucre (comparaison de 2080 par rapport à 1961-1990).



## Mise en garde

Il est important de noter que ce mémoire présente l'effet anticipé des changements climatiques sur l'**habitat potentiel** des espèces arborescentes au Québec, et non sur leur **présence réelle**, à la fin du 21<sup>e</sup> siècle.





# Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier chaleureusement l'ensemble des intervenants du projet CC-BIO\* pour leur expertise et la qualité des échanges tenus depuis le tout début du projet. Ce fut une expérience de partenariat fort stimulante.

Les auteurs remercient aussi MM. Michel Campagna, Robert Jobidon et Kevin Partington ainsi que Mme Lise Charette, de la Direction de la recherche forestière du ministère des Ressources naturelles, de même que les trois évaluateurs anonymes, pour leurs conseils et commentaires sur la version préliminaire de cet ouvrage.

Ils remercient également l'équipe de la Direction de la recherche forestière qui a participé à l'ensemble des étapes de la production de ce mémoire : Mmes Nathalie Langlois et Maripierre Jalbert (mise en page et graphisme) et Mme Denise Tousignant (révision linguistique et édition du document final).

Ces recherches ont été menées dans le cadre du projet 112959220 de la Direction de la recherche forestière et financées par le Fonds vert du Gouvernement du Québec.

---

\* <http://cc-bio.uqar.ca/>



# Résumé

À l'échelle planétaire, les changements climatiques affectent déjà les écosystèmes forestiers, tant à l'égard des processus écologiques qui s'y déroulent que de l'assemblage des espèces qui les composent. La forêt du Québec, de par sa position septentrionale, pourrait être l'un des écosystèmes les plus touchés par le réchauffement du climat. On s'attend à ce que de nouvelles espèces y trouvent refuge tandis que d'autres, déjà présentes, y soient localement défavorisées par les nouvelles conditions climatiques, essentiellement dans la partie la plus méridionale de leur aire de répartition actuelle. Cette étude utilise la modélisation des habitats pour anticiper l'effet des changements climatiques sur la répartition potentielle des espèces arborescentes au Québec et en périphérie.

Les résultats montrent qu'en général, les modèles d'habitats sont capables de reproduire adéquatement les répartitions observées à la fin du 20<sup>e</sup> siècle (période de référence = 1961-1990), avec une erreur moyenne de classement en présence-absence de 13 % pour les 120 espèces étudiées. Les projections futures (horizon 2100) indiquent que 14 des 49 espèces qui étaient présentes au Québec à la fin du 20<sup>e</sup> siècle pourraient devenir mésadaptées aux nouvelles conditions climatiques sur plus de 50 % de l'aire de répartition qui était alors la leur. Certaines, telles que le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), l'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss), le mélèze laricin (*Larix laricina* [Du Roi] K. Koch) et le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill), présenteront même des risques sérieux de dépérissement sur plus de 20 % du territoire qu'elles occupaient alors (c'est-à-dire que les conditions

climatiques futures deviendraient suffisamment défavorables pour compromettre leur maintien sur ces territoires). Cependant, la grande diversité génétique intraspécifique des arbres pourrait permettre à certains individus de la majorité des espèces de survivre, et ce, même dans les territoires où les conditions futures leur deviendraient adverses.

D'autres espèces, au contraire, ne devraient pas être directement affectées par les changements climatiques puisque les projections indiquent que le climat de la fin du 21<sup>e</sup> siècle sera au moins aussi favorable à leur présence qu'à la fin du 20<sup>e</sup> siècle, et ce, sur l'ensemble du territoire qu'elles occupaient alors. À l'exception du pin à cônes piquants (*Pinus pungens* Lamb.), ces 14 espèces sont des feuillus peu répandus au Québec, hormis l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) qui est plus commun. Par ailleurs, d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle, 41 nouvelles espèces arborescentes pourraient trouver au Québec des conditions environnementales favorables à leur présence. Si toutes étaient capables de s'installer et de croître dans ces nouveaux territoires, le nombre d'espèces arborescentes présentes au Québec pourrait quasiment doubler en un siècle. Cependant, tout laisse croire que les espèces arborescentes ne pourront pas se déplacer au même rythme que leur enveloppe climatique favorable, et que pour cette raison, ce nombre est probablement surestimé.

Ces résultats devraient guider les aménagistes lors du choix des espèces à favoriser dans le paysage ou pour le reboisement, pour mieux prendre en compte les effets des changements climatiques lors de l'aménagement écosystémique des forêts du Québec.

Mots-clés : analyses consensuelles, changements climatiques, forêt commerciale du Québec, modélisation des aires de répartitions des espèces, vulnérabilité

## Abstract

Many of the world's forests are likely to face multiple stresses under a rapidly changing climate. Ecological processes as well as plant communities have already been affected. Because of their northern situation, Québec's forest ecosystem could be among those most affected by global warming. New species are expected to find refuge in the province, but some of those now present could become disadvantaged locally by the new climatic conditions, especially in the southernmost part of their current range of distribution. This study uses species distribution modelling to anticipate the effects of climate change on the future potential distribution of tree species located in and around the province of Québec.

Results show that overall, the habitat suitability models adequately reproduce the species distributions observed at the end of the 20<sup>th</sup> century (reference period: 1961-1990), with a 13% mean error for occurrence for the 120 species included in the study. Future projections (around the year 2100) indicate that 14 of the 49 species present in Québec at the end of the 20<sup>th</sup> century could become misadapted to the new climatic conditions on more than 50% of their range. Some of these, such as jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.), white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss), tamarack (*Larix laricina* [Du Roi] K. Koch) and balsam fir (*Abies balsamea* [L.] Mill), are even at risk of a severe decline on more than 20% of their range (i.e., future climatic conditions could become sufficiently adverse to jeopardize

their presence on these territories). In most cases, however, given the broad intraspecific genetic diversity of trees, certain individuals are likely to survive, even in territories where future conditions become adverse to their presence.

By contrast, other species should be less directly affected by climatic change, since projections indicate that the end-of-21<sup>st</sup>-century climate will be at least as favorable to their presence as the end-of-20<sup>th</sup>-century climate, on the whole territory they occupied during the reference period. With the exception of Table Mountain pine (*Pinus pungens* Lamb.), these 14 species are all hardwoods which are not currently widespread in Québec, apart from red maple (*Acer rubrum* L.), which is more common. Furthermore, by the end of the 21<sup>st</sup> century, 41 new species could find environmental conditions in Québec which are favorable to their presence. If all of them were able to become established and to grow in these new territories, the number of tree species in the province could almost double over the next century. However, this number is probably overestimated, since it is unlikely that all these tree species will be able to travel as rapidly as does their favorable climate envelope.

These results should help guide forest managers in the choice of tree species to promote or plant in Québec forests, so as to account for the effects of climate change while implementing ecosystem-based forest management.

**Keywords:** *climate change, commercial forest of Quebec, consensus forecasting, species distribution modelling, vulnerability*

# Table des matières

<b>Avant-propos</b> .....	vii
<b>Mise en garde</b> .....	vii
<b>Résumé</b> .....	xi
<b>Abstract</b> .....	xii
<b>Liste des tableaux et de l'annexe</b> .....	xv
<b>Liste des figures</b> .....	xvii
<b>Introduction</b> .....	1
<b>Chapitre premier – Matériel et méthodes</b> .....	7
1.1 Aire d'étude .....	7
1.2 Données utilisées .....	7
1.2.1 Occurrence des espèces arborescentes .....	7
1.2.2 Caractéristiques utilisées pour définir l'habitat des espèces .....	10
1.2.2.1 Caractéristiques climatiques .....	10
1.2.2.1.1 Période de référence (1961-1990) .....	10
1.2.2.1.2 Périodes futures (2041-2070 et 2071-2100) .....	10
1.2.2.2 Caractéristique topographique .....	11
1.2.2.3 Caractéristiques édaphiques .....	11
1.3 Modèles de répartition d'habitats .....	11
1.3.1 Modèles statistiques utilisés .....	11
1.3.2 Conversion des valeurs de probabilités de présence en données binaires .....	13
1.3.3 Évaluation de la performance prédictive des modèles statistiques .....	13
1.3.4 Évaluation de l'importance relative des variables .....	13
1.3.5 Projections futures .....	13
1.3.5.1 Choix des scénarios climatiques .....	13
1.3.5.2 Projections en 2050 et 2080 .....	13
1.3.6 Évaluation de la cohérence entre les prédictions effectuées pour la période de référence (1961-1990) et entre les projections futures .....	15
1.3.7 Identification des principales sources de variabilité .....	15
1.3.8 Analyse consensuelle des prédictions actuelles (1961-1990) et des projections futures .....	15
1.4 Prédiction de la répartition des habitats .....	15
1.4.1 Répartition de référence .....	15
1.4.2 Répartition potentielle des futurs habitats .....	15
1.4.3 Évaluation de l'effet des changements climatiques sur la répartition des habitats en 2050 et en 2080 .....	15
1.5 Évaluation de la vulnérabilité des espèces aux changements climatiques .....	17

<b>Chapitre deux – Résultats et discussion</b> .....	19
2.1 L'exercice de modélisation des habitats.....	19
2.2 Le devenir des espèces arborescentes au Québec.....	21
2.2.1 Qu'en était-il à la fin du 20 <sup>e</sup> siècle?.....	21
2.2.2 Qu'en sera-t-il à la fin du 21 <sup>e</sup> siècle?.....	23
2.2.2.1 Le Québec : un nouvel habitat?.....	23
2.2.2.2 Vulnérabilité des espèces présentes au Québec à la fin du 20 <sup>e</sup> siècle face aux changements climatiques.....	25
2.3 Une question d'échelle spatiale.....	29
2.4 Remaniement anticipé des écosystèmes.....	30
<b>Conclusion</b> .....	35
<b>Références bibliographiques</b> .....	37
<b>Annexe</b> .....	43

## Liste des tableaux et de l'annexe

<b>Tableau 1.</b> Principales forces qui régissent la présence des espèces selon différentes échelles spatiales (adapté de la figure 5 de Pearson et Dawson 2003) .....	4
<b>Tableau 2.</b> Liste non exhaustive des principaux facteurs d'incertitude inhérents à la modélisation des modèles d'habitats .....	5
<b>Tableau 3.</b> Acronymes et description des variables dépendantes utilisées lors de la modélisation de la probabilité de présence de chaque espèce d'arbre .....	11
<b>Tableau 4.</b> Description des 7 scénarios climatiques (SC) utilisés .....	14
<b>Tableau 5.</b> Situations pouvant résulter de l'évaluation de l'effet des changements climatiques sur le devenir des espèces dans chaque cellule de l'aire d'étude .....	16
<b>Tableau 6.</b> Liste des 26 espèces pour lesquelles aucun habitat favorable n'a été prédit au Québec durant la période de référence (1961-1990), mais qui pourraient y trouver un habitat favorable d'ici la fin du 21 <sup>e</sup> siècle sur au moins 1 % de la superficie de la forêt commerciale .....	26
<b>Tableau 7.</b> Effets anticipés des changements climatiques, par région administrative, sur les 90 espèces arborescentes qui pourraient avoir un habitat au Québec d'ici la fin du 21 <sup>e</sup> siècle .	30
<b>Tableau 8.</b> Liste par région administrative des espèces les plus et les moins vulnérables aux changements climatiques, en ce qui concerne les habitats favorables .....	31
<b>Annexe.</b> Liste complète des 120 espèces arborescentes dont les aires de répartition actuelle et futures ont été modélisées dans le cadre de l'étude .....	43





# Liste des figures

<b>Figure 1.</b>	Nombre d'articles publiés annuellement sur le thème des modèles de répartition d'espèces, en général (a) et sur le thème des changements climatiques (b), depuis la première mention au début des années 1970 jusqu'en 2012 .....	3
<b>Figure 2.</b>	Aire d'étude .....	6
<b>Figure 3.</b>	Cartographie des caractéristiques climatiques (a), topographique (b) et édaphiques (c1 et c2) qui ont servi à l'élaboration des modèles de répartition d'habitats .....	8
<b>Figure 4.</b>	Schéma des 6 différentes étapes d'analyse des modèles de répartition d'habitats pour chacune des 120 espèces à l'étude .....	12
<b>Figure 5.</b>	Arbre de décision utilisé pour évaluer, de manière qualitative, la vulnérabilité de l'habitat des espèces indigènes du Québec aux changements climatiques .....	17
<b>Figure 6.</b>	Représentation sous forme de boîtes à moustaches de la distribution de 900 AUC pour les 8 modèles statistiques ainsi que le modèle consensuel .....	19
<b>Figure 7.</b>	Histogramme représentant la distribution relative des modèles statistiques en fonction de leurs rangs de performance .....	20
<b>Figure 8.</b>	Représentation sous forme de boîtes à moustaches du degré de cohérence (%) de chacune des 90 espèces en fonction des différents horizons de temps .....	21
<b>Figure 9.</b>	Répartitions observées et prédites par les 8 modèles statistiques pour le sapin baumier (a), le caryer cordiforme (b) et l'orme de Thomas (c), pour la période de référence 1960-1991 .....	22
<b>Figure 10.</b>	Pourcentage de variabilité expliquée par chaque facteur d'incertitude d'après un GLM reliant les 1 120 projections futures (560 par horizon de temps) aux 3 facteurs principaux .....	23
<b>Figure 11.</b>	Contribution relative des variables environnementales à la modélisation de la répartition des 90 espèces d'arbres .....	24
<b>Figure 12.</b>	Représentativité des espèces arborescentes au Québec à la fin du 20 <sup>e</sup> siècle .....	25
<b>Figure 13.</b>	Regroupement des 49 espèces indigènes du Québec en fonction de la vulnérabilité de leur habitat (période de référence 1961-1990) aux changements climatiques anticipés pour la fin du 21 <sup>e</sup> siècle .....	27
<b>Figure 14.</b>	Effets anticipés, à la fin du 21 <sup>e</sup> siècle, des changements climatiques exprimés en fonction de l'aire de répartition pour 1961-1990 ( $AR_{1961-1990}$ ) de chacune des 49 espèces présentes au Québec à la fin du 20 <sup>e</sup> siècle (a) et de la superficie de la forêt commerciale au Québec (b) .....	28
<b>Figure 15.</b>	Répartition du pourcentage d'espèces présentes à la fin du 20 <sup>e</sup> siècle, par groupe de vulnérabilité aux changements climatiques et par région administrative .....	33
<b>Figure 16.</b>	Remaniement potentiel de la biodiversité entre 1961-1990 et 2071-2100 au Québec .....	34



# Introduction

Climat et forêts sont étroitement liés; à long terme, tout changement radical de l'un affectera inéluctablement l'autre. Par son influence sur les processus pédologiques, physiologiques ainsi que les régimes de perturbations naturelles, le climat détermine la composition et la productivité des forêts (Malmsheimer *et al.* 2008). Celles-ci jouent un rôle important dans la régulation du climat, autant par des mécanismes biogéochimiques (régulation des gaz à effet de serre), que par des mécanismes biophysiques comme la régulation de l'eau et de l'énergie (Anderson-Teixeira *et al.* 2012). Or, depuis quelques décennies, le climat à la surface de la Terre change à un rythme encore jamais observé (Pages 2k Consortium 2013). L'ensemble des projections climatiques, même les plus optimistes, montre qu'à la fin du 21<sup>e</sup> siècle, la température annuelle moyenne sera plus chaude qu'elle ne l'aura jamais été au cours des onze derniers millénaires (Marcott *et al.* 2013). Au Québec, les modèles de circulation générale projettent, à la fin du 21<sup>e</sup> siècle, un changement médian de température de +5 à +9 °C durant l'hiver et de +2 à +3,5 °C durant l'été, par rapport à la période 1971-2000 (Logan *et al.* 2011b).

Un réchauffement moyen de plus de 1,5 °C à la surface du globe, associé à un accroissement de la concentration en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère, entraînera d'importants changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes, incluant la répartition et la composition des espèces (GIEC 2007). Ces changements sont déjà observés à différentes échelles spatiales : locales, régionales ou même continentales (Chen *et al.* 2011, Hickling *et al.* 2006, Parmesan et Yohe 2003). L'impact des changements climatiques sur les organismes vivants vient s'ajouter à celui d'autres pressions anthropiques (pertes d'habitats, fragmentation du paysage, surexploitation des ressources naturelles, risques d'invasion d'espèces exotiques). La combinaison de ces facteurs peut accélérer le processus d'extinction d'espèces (Barnosky *et al.* 2011, Ehrlich et Pringle 2008, Houle *et al.* 2012).

Depuis des millénaires, les populations végétales et animales réagissent aux changements du climat, soit en migrant pour échapper aux conditions climatiques devenues défavorables, soit en s'adaptant aux nouvelles conditions climatiques par le processus évolutif de la sélection naturelle. Les espèces incapables de migrer ou de s'adapter

sont vouées à disparaître. Comme les espèces arborescentes ne peuvent se déplacer que très lentement ( $\leq 100$  m/an; Aitken *et al.* 2008), elles n'auront probablement pas le temps de s'adapter aux nouvelles conditions climatiques, ce qui pourrait les faire disparaître localement, régionalement ou même complètement (Gray et Hamann 2012). Soumises à des changements climatiques accélérés ainsi qu'à des contraintes édaphiques, les limites nord des espèces forestières ne se déplaceront que très lentement (Lafleur *et al.* 2010). De plus, les limites sud seront soumises à des contraintes environnementales grandissantes, que ce soit par le biais de perturbations nouvelles, par la compétition d'espèces herbacées lors de la phase de régénération, ou par d'autres mécanismes dont l'importance actuelle est marginale (Bernier 2000).

Il est difficile de prédire avec certitude l'effet cumulatif de tous ces changements sur la composition de la forêt. Plusieurs facteurs comme les caractéristiques génétiques propres à chaque espèce (biologie de la reproduction, plasticité d'adaptation, etc.), les interactions biotiques (dynamique naturelle des peuplements) et certaines caractéristiques abiotiques (type de dépôt, classe de drainage, type d'humus, fertilité des sols) interagissent avec le climat pour déterminer les aires de répartition des arbres. Ces facteurs de site, associés aux régimes de perturbations, expliqueront en partie les différences que l'on observera entre les aires de répartition potentielles et réelles dans le futur (Soberón et Nakamura 2009). Il est néanmoins crucial d'acquiescer de nouvelles connaissances sur les facteurs qui régissent la répartition des espèces arborescentes, ainsi que sur la représentation spatiale de l'habitat anticipé des espèces. À mesure qu'elles seront disponibles, ces connaissances permettront aux intervenants forestiers d'intégrer les considérations sur le climat dans leurs activités de planification et d'aménagement, et de veiller à respecter les principes de l'aménagement durable du patrimoine forestier.

À l'échelle internationale, de plus en plus d'initiatives voient le jour afin de modéliser les changements d'aire de répartition des espèces sous divers scénarios de changements climatiques. Citons par exemple, les initiatives européennes\*,

---

\* [[www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/distribution-of-plant-species-1/assessment#toc-8](http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/distribution-of-plant-species-1/assessment#toc-8)].

australiennes\*, américaines (Prasad *et al.* 2007+) ou canadiennes†. Les projets nord-américains couvrent généralement les États-Unis et le Canada, en tout ou en partie. Plus particulièrement, les travaux d'Iverson *et al.* (2008), réalisés depuis le début des années 2000 dans l'est des États-Unis d'Amérique, montrent que, même en utilisant un scénario de réchauffement climatique conservateur, les aires de répartition de 76 espèces d'arbres à la fin du 21<sup>e</sup> siècle pourraient (1) ne pas avoir changé pour 31 espèces (migration inférieure à 20 km autant au sud qu'au nord des limites actuelles), (2) avoir été repoussées à plus de 100 km au nord des limites actuelles pour 37 espèces, (3) avoir été repoussées vers des territoires d'altitude plus élevée situés au sud de l'aire de répartition actuelle pour 5 espèces et (4) avoir entièrement migré hors du nord-est des États-Unis pour 3 espèces (peuplier à grandes dents, érable à sucre et thuya occidental). Récemment, McKenney *et al.* (2007) ont modélisé les enveloppes climatiques de 130 espèces d'arbres en Amérique du Nord. Leurs simulations révèlent que, d'ici la fin du siècle, les conditions climatiques favorables à la présence de ces espèces auront diminué en moyenne de 60 %, et que leurs limites auront été repoussées en moyenne de 330 km vers le nord. Au Canada, des études à une échelle plus régionale ont été entreprises en Colombie-Britannique (Hamann *et al.* 2005) et en Alberta (Dr Jean Bousquet, Université Laval, Québec, communication personnelle) afin d'avoir une meilleure résolution spatiale pour les espèces gérées sur ces territoires.

Au Québec, les forêts tiennent un rôle de premier plan, tant du point de vue économique, social, qu'environnemental. Le ministère des Ressources naturelles (MRN) a la responsabilité d'assurer la durabilité du patrimoine forestier du Québec. Pour ce faire, il doit, entre autres, évaluer l'effet des changements climatiques sur les forêts afin de déterminer les mesures d'adaptation appropriées. Ce projet de recherche, initié en 2009 en partenariat avec le projet CC-BIO (Berteaux *et al.* 2014), propose d'anticiper les impacts potentiels des changements climatiques sur la répartition de 120 espèces arborescentes actuellement présentes au Québec et dans les États de l'est des États-Unis d'Amérique.

Les hypothèses testées sont au nombre de cinq :

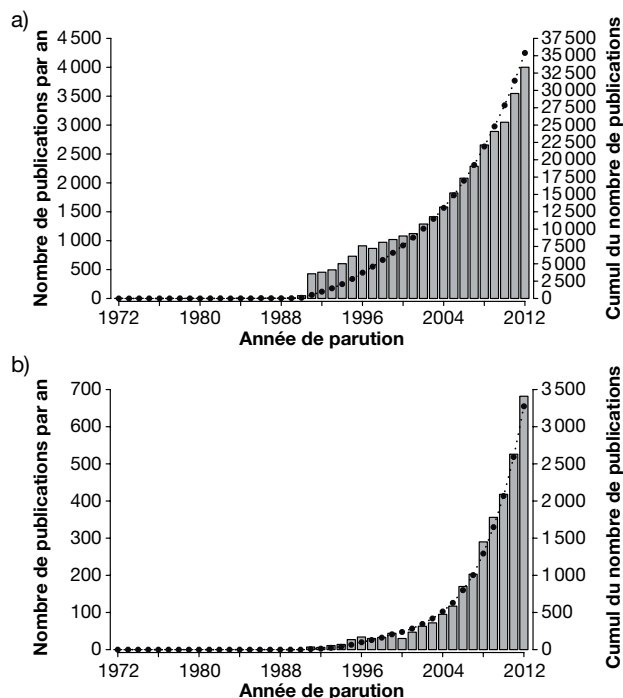
- À l'échelle spatiale de l'aire d'étude (continentale), l'aire de répartition des espèces arborescentes est principalement régie par le climat.

- En raison des changements climatiques, la plupart des espèces arborescentes au Québec connaîtront, au cours des prochaines décennies, une modification de leurs conditions d'habitat et de leur aire de répartition potentielle.
- Leurs limites de répartition seront repoussées au nord s'il s'agit de leur limite nordique (ou en altitude, s'il s'agit d'une limite altitudinale) tandis qu'au sud, l'habitat occupé à la fin du 20<sup>e</sup> siècle deviendra moins favorable à leur maintien.
- Certaines espèces seront plus vulnérables aux changements climatiques que d'autres. De façon générale, les espèces les plus vulnérables devraient être les espèces les plus septentrionales, comme la plupart des espèces résineuses du Québec.
- À la fin du 21<sup>e</sup> siècle, le Québec pourrait voir la diversité de ses espèces arborescentes augmenter en raison de sa situation géographique. Berteaux *et al.* (2010) nomment ce phénomène le « paradoxe de la biodiversité nordique ».

L'une des approches les plus utilisées pour répondre à ces hypothèses est celle des modèles de niche (Franklin 2009, Iverson et McKenzie 2013), également appelée modèles d'habitats ou plus généralement, modèles de distribution (ou de répartition) d'espèces (en anglais, *Species Distribution Modeling* ou *SDM*). Apparue dans la littérature scientifique au début des années 1970, cette approche n'est très largement répandue que depuis le début des années 1990 (Figure 1a) grâce, en partie, aux progrès informatiques. De 1993 à 2012, soit en 20 ans, 34 424 articles portant sur les SDM ont été publiés dans des revues scientifiques; 46 % d'entre eux l'ont été au cours des 5 dernières années (2008-2012). En 7 ans, soit de 2006 à 2012, le nombre de nouveaux articles publiés chaque année a doublé, pour atteindre le record de 4 001 articles parus en 2012. Les principaux domaines où cette approche est utilisée concernent l'évaluation du design des aires protégées, et plus généralement les activités liées à la conservation de la biodiversité, la gestion des ressources ainsi que les études d'impacts de perturbations environnementales (ex. : espèces envahissantes, changements climatiques, etc.) sur la composition des écosystèmes (Franklin 2009). Elle est en effet de plus en plus fréquemment utilisée dans un contexte de changements climatiques; la moitié des articles publiés portant sur ce sujet l'ont été au cours des 4 dernières années (Figure 1b). En 4 ans, soit de 2009 à 2012, le nombre de nouveaux articles publiés chaque année sur le thème des

\* [[www.daff.gov.au/forestry/national/climate-change-research/adaptation](http://www.daff.gov.au/forestry/national/climate-change-research/adaptation)].

† [[www.planthardiness.gc.ca/index.pl?m=16&lang=fr](http://www.planthardiness.gc.ca/index.pl?m=16&lang=fr)].



**Figure 1.** Nombre d'articles publiés annuellement sur le thème des modèles de répartition d'espèces, en général (a) et sur le thème des changements climatiques (b), depuis la première mention de ces modèles au début des années 1970 jusqu'en 2012. Les valeurs des histogrammes correspondent à l'axe des ordonnées de gauche, tandis que celles des courbes correspondent à l'axe des ordonnées de droite. Ces résultats sont issus d'une consultation de la base de données *ISI Web of Science* effectuée le 9 août 2013 en utilisant les critères de recherche suivants : a) TOPIC = *species distribution model\* OR niche model\* OR habitat model\** et b) TOPIC = (*species distribution model\* OR niche model\* OR habitat model\**) AND *climate change*.

SDM dans un contexte de changements climatiques a quasiment doublé, pour atteindre le record de 682 articles parus en 2012.

**Dans ce mémoire, nous avons choisi de favoriser l'appellation « modèles d'habitats » afin de souligner le fait que ce que l'on modélise, ce n'est pas la présence de l'espèce, mais celle des conditions environnementales favorables à sa présence.**

Les modèles d'habitat peuvent être soit de type mécanistique, pour modéliser la niche fondamentale des espèces, soit de type corrélatif, pour modéliser davantage la niche occupée des espèces (Soberón et Nakamura 2009). Récemment, des modèles hybrides, alliant les deux approches, ont été développés ; dans ces derniers, les projections

des modèles corrélatifs sont contraintes par des éléments mécanistiques, par exemple, la dispersion (SHIFT+DISTRIB [Iverson et al. 2011], MIGCLIM [Engler et al. 2012], etc.).

Les modèles mécanistiques reposent sur notre connaissance des relations de cause à effet qui existent entre la répartition des espèces et certaines caractéristiques environnementales comme le climat. Ils permettent de simuler la répartition d'une espèce sans connaître *a priori* cette répartition, en s'appuyant plutôt sur des processus biologiques. Il existe une grande variété de modèles mécanistiques : par exemple, les modèles de trouée (*gap models*, Bruggmann 2001), les modèles paysagers (*landscape models*, Scheller 2013) et les modèles basés sur la valeur adaptative des espèces (*fitness-based models*, Chuine et Beaubien 2001). Le principal avantage de ces modèles est qu'ils reproduisent fidèlement la répartition observée d'une espèce et permettent de bien comprendre les forces qui la régissent. Leur inconvénient majeur est qu'on ne peut les appliquer qu'à quelques espèces, car les mécanismes physiologiques et écologiques responsables de la répartition sont mal connus pour la majorité d'entre elles.

Les modèles corrélatifs, quant à eux, sont capables d'extrapoler les données de répartition des espèces dans l'espace et dans le temps ; ceci se fait généralement à l'aide d'un ou de plusieurs modèles statistiques qui expriment, sous forme mathématique, la corrélation entre la répartition observée d'une espèce et certaines caractéristiques environnementales reconnues pour influencer la qualité de son habitat, par exemple le climat, la topographie ou le type de sol. Ces modèles ont de nombreux avantages. Entre autres, ils requièrent peu d'informations sur les espèces modélisées (des données de présence suffisent) et sont applicables à n'importe quelle espèce, ce qui autorise leur utilisation simultanée sur plusieurs centaines d'espèces, peu importe l'échelle spatiale, en autant que les caractéristiques environnementales utilisées pour décrire l'habitat soient adaptées à l'échelle spatiale d'interprétation des résultats (Tableau 1). Cependant, ces modèles reposent sur des prémisses qu'il est important de connaître. D'abord, ils supposent que les espèces sont en équilibre avec leur environnement, c'est-à-dire qu'elles occupent tous les habitats qui leur sont favorables et qu'elles sont absentes de ceux qui ne le sont pas. Ce postulat d'équilibre est difficile à vérifier et est donc souvent accepté sans preuve. Les modèles corrélatifs supposent également que les espèces ne vont pas évoluer durant la période couverte par la projection écologique. Là encore, il s'agit d'une prémisses souvent invérifiable.

**Tableau 1.** Principales forces qui régissent la présence des espèces selon différentes échelles spatiales (adapté de la figure 5 de Pearson et Dawson 2003).

Principales forces	Échelle spatiale						
	Globale (> 10 000 km)	Continentale (2000-10 000 km)	Régionale (200-2 000 km)	Paysage (10-200 km)	Locale (1-10 km)	Site (10-1000 m)	Microsite (< 10 m)
Climat	x	x	x				
Topographie			x				
Utilisation des terres				x	x	x	
Type de sols				x	x	x	
Interactions biotiques					x	x	x

Heureusement, la vitesse d'évolution de la plupart des espèces est suffisamment lente pour que l'évolution biologique ne pose pas de problème quand les projections s'étalent sur seulement quelques décennies. C'est particulièrement vrai dans le cas des arbres, qui n'évoluent que très lentement. Ensuite, quand ils sont projetés dans l'avenir, les modèles corrélatifs d'habitats permettent de représenter l'aire géographique dans laquelle l'environnement abiotique sera favorable à la présence de l'espèce modélisée : c'est sa répartition potentielle future. Deux mises en garde s'imposent pour bien interpréter ces répartitions potentielles futures. En premier lieu, les capacités de dispersion de certaines espèces peuvent être trop faibles pour qu'elles puissent coloniser de nouvelles régions au fur et à mesure que l'environnement physique y devient favorable. Il faut donc être prudent lorsqu'on interprète la répartition potentielle future d'une espèce. On peut cependant tenter d'anticiper la répartition future de l'espèce en tenant compte de divers scénarios de dispersion. Les trois scénarios les plus fréquemment utilisés

sont l'absence totale de dispersion, la dispersion illimitée (sans contrainte) et la dispersion au rythme observé lors de la dernière colonisation post-glaciaire (la « dispersion holocène »). En second lieu, les interactions biotiques comme la compétition, la prédation ou le mutualisme (Buckley et Kingsolver 2012) ne sont pas prises en compte dans la plupart des modèles d'habitats corrélatifs. Cela pose un problème similaire à celui de la dispersion. En effet, même si une espèce a d'excellentes capacités de dispersion, rien ne garantit qu'elle colonisera effectivement une région où l'environnement physique lui deviendra favorable. Ces précautions d'interprétation ne sont pas toujours bien respectées (Araújo et Peterson 2012).

Malgré plusieurs facteurs d'incertitude (Tableau 2), les modèles d'habitats corrélatifs demeurent actuellement le moyen le plus efficace et le plus utilisé pour étudier l'effet des changements climatiques sur l'habitat des espèces. Ils peuvent aider à anticiper le futur pour la conservation et la gestion des ressources naturelles (Wiens *et al.* 2009).



**Tableau 2.** Liste non exhaustive des principaux facteurs d'incertitude inhérents à la modélisation des modèles d'habitats. Quelques références d'études ayant mentionné ces sources sont citées à titre d'exemple.

Aspect considéré	Sources d'incertitude	Exemples d'études
Données	Taille de l'échantillon <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nombre de sites</li> <li>• Prévalence de l'espèce</li> <li>• Pseudo-absences</li> </ul>	Thuiller <i>et al.</i> 2004 ; VanDerWal <i>et al.</i> 2009 ; Wisz and Guisan 2009 ; Wisz <i>et al.</i> 2008
	Erreurs d'échantillonnage / qualité des données	Beale et Lennon 2012 ; Dormann <i>et al.</i> 2008a ; Dormann <i>et al.</i> 2008b
	Choix des variables explicatives	Bertrand <i>et al.</i> 2012 ; Synes et Osborne 2011
	Corrélation entre les variables explicatives	Dormann <i>et al.</i> 2008a
Modélisation	Type de méthodes statistiques	Araújo <i>et al.</i> 2005 ; Elith <i>et al.</i> 2006 ; Heikkinen <i>et al.</i> 2006 ; Pearson <i>et al.</i> 2006 ; Thuiller 2004
	Paramétrisation des modèles statistiques <ul style="list-style-type: none"> <li>• Valeurs des paramètres</li> <li>• Critères de sélection des variables et des modèles</li> <li>• Prise en compte de l'autocorrélation spatiale</li> </ul>	Araújo et Guisan 2006 ; Dormann <i>et al.</i> 2007 ; Elith <i>et al.</i> 2006 ; Pearson <i>et al.</i> 2006
	Algorithmes d'extrapolation	Fitzpatrick et Hargrove 2009
Prédictions actuelles	Seuil de transformation des probabilités de présence en valeurs binaires	Freeman et Moisen 2008 ; Liu <i>et al.</i> 2005 ; Nenzén et Araújo 2011
Projections futures	Choix des scénarios d'émission de gaz à effet de serre	Barbet-Massin <i>et al.</i> 2009 ; Loarie <i>et al.</i> 2009 ; Mbogga <i>et al.</i> 2009
	Choix des modèles de circulation générale (GCM)	Araújo et New 2007 ; Beaumont <i>et al.</i> 2008
	Variabilité interne des GCM	Beaumont <i>et al.</i> 2007
	Scénarios de dispersion des espèces	Meier <i>et al.</i> 2012 ; Midgley <i>et al.</i> 2006

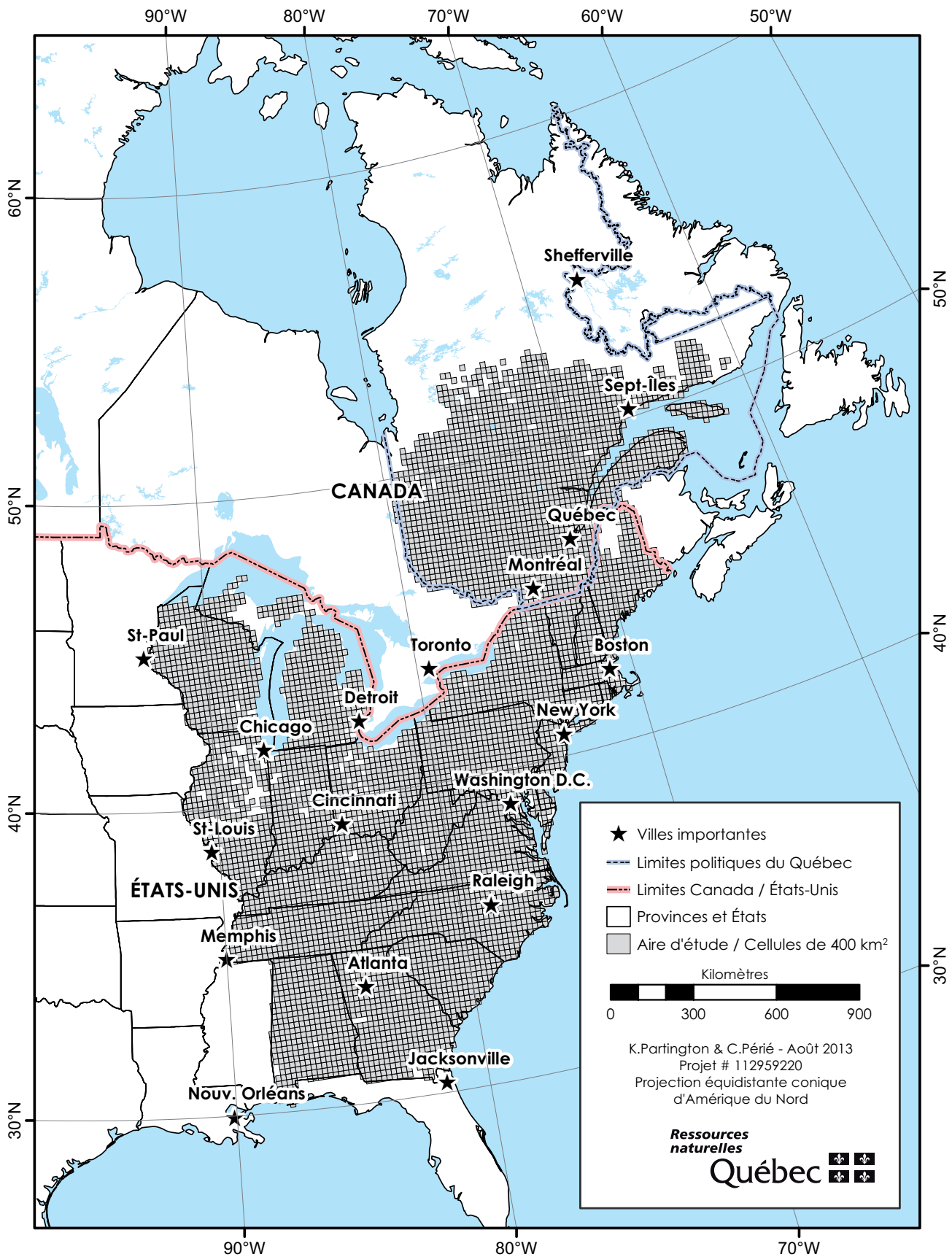


Figure 2. Aire d'étude.



# Chapitre premier

## Matériel et méthodes

### 1.1 Aire d'étude

Bien que l'étude s'intéresse particulièrement aux effets des changements climatiques sur la répartition des arbres au Québec, les limites de l'aire d'étude (Figure 2) dépassent celles de la province, et ce, pour deux principales raisons :

En premier lieu, il fallait essayer de couvrir un maximum de l'aire de répartition des espèces afin de s'assurer de capter l'ensemble des conditions environnementales favorables ou défavorables à leur présence et tenir compte du changement dans la répartition des zones climatiques dans le futur (Thuiller et al. 2004).

En second lieu, l'objectif était d'identifier les espèces qui pourraient avoir un habitat au Québec d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle en raison du déplacement vers le nord des conditions favorables à leur présence. L'aire d'étude, d'une superficie de plus de 2 500 000 km<sup>2</sup>, englobe le territoire compris entre le 30<sup>e</sup> et le 53<sup>e</sup> degré de latitude Nord ainsi qu'entre le 60<sup>e</sup> et le 92<sup>e</sup> degré de longitude Ouest. La limite nord de l'aire d'étude correspond aux limites de la cartographie écoforestière du Québec; la limite sud correspond aux États d'Amérique du Nord où, durant la période de référence (1961-1990), la température annuelle moyenne était de 5 °C supérieure à celle observée dans le sud du Québec, ce qui correspond au réchauffement maximal moyen anticipé au Québec à la fin du 21<sup>e</sup> siècle (Logan et al. 2011b). Les limites est et ouest ont, quant à elles, été établies en fonction de la disponibilité des données.

En raison de sa très vaste étendue, l'aire d'étude comporte des caractéristiques climatiques (Figure 3a), topographique (Figure 3b) et édaphiques (Figure 3c1 et c2) très variées. La température annuelle moyenne varie de -5 °C à +20 °C, et les précipitations, de 670 à 2 000 mm d'eau. Selon la classification de Köpper-Geiger, mise à jour par Peel et al. (2007), 5 différentes régions climatiques couvrent l'ensemble de notre aire d'étude. Ainsi, on retrouve, du nord au sud, un climat continental froid sans saison sèche avec des étés courts et froids (Dfc), tempérés (Dfb) ou chauds (Dfa), ainsi qu'un climat tempéré sans saison sèche avec des étés tempérés (Cfb) ou chauds (Cfa). Les régions

physiographiques de l'aire d'étude sont, de sa partie la plus septentrionale à la plus méridionale : le Bouclier canadien, la Plateforme du Saint-Laurent, la chaîne des Appalaches, les Grandes Plaines et les Plaines du Littoral Atlantique (Chambers et al. 2013). Sur l'ensemble du territoire, l'altitude varie du niveau de la mer à 2 037 m (Mont Mitchell, Caroline du Nord).

Une grille de 6 418 cellules de 400 km<sup>2</sup> (20 km x 20 km) a été définie de manière à couvrir l'ensemble de l'aire d'étude (Figure 2). La partie canadienne de la grille est la continuité de celle développée aux États-Unis par Iverson et al. (2008).

Au Québec, l'aire d'étude couvre la forêt commerciale, c'est-à-dire la forêt sous aménagement forestier. C'est sur ce territoire que l'ensemble des résultats seront analysés.

### 1.2 Données utilisées

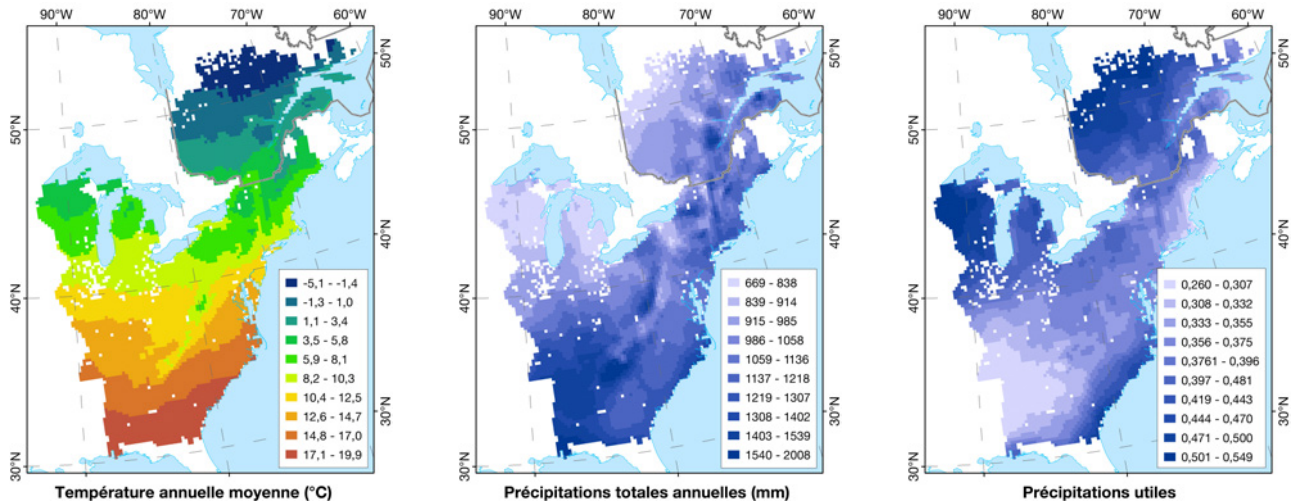
Comme l'aire d'étude couvre deux juridictions (États-Unis d'Amérique et Québec), l'origine des données utilisées (à l'exception des données climatiques) diffère pour chacune d'entre elles.

#### 1.2.1 Occurrence des espèces arborescentes

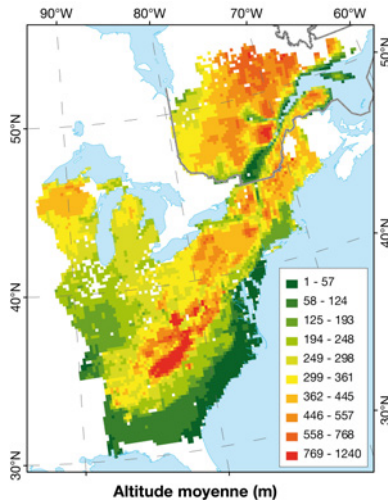
Pour les États-Unis, les données de présence/absence des espèces ont été téléchargées en ligne (Prasad et al. 2007+). Pour le Québec, elles proviennent de la base de données des placettes temporaires du 3<sup>e</sup> inventaire décennal du programme du MRN. Nous avons choisi d'utiliser des inventaires effectués sensiblement pendant la même période que celle utilisée pour le calcul des normales climatiques (1961 à 1990) afin que les deux sources de données soient synchrones (Roubicek et al. 2010). Pour que l'espèce ait été considérée comme présente dans une cellule de 20 km x 20 km, il suffisait qu'elle ait été mentionnée\* dans au moins une placette d'inventaire située dans la cellule de 20 km x 20 km; ceci est vrai pour les deux juridictions.

\* Pour être mentionnée, la tige devait avoir un diamètre à hauteur de poitrine d'au moins 1,1 cm et une hauteur d'au moins 130 cm.

a) Caractéristiques climatiques pour la période de 1961 à 1990 (température annuelle moyenne, précipitations totales annuelles et précipitations utiles, c'est-à-dire le rapport de l'accumulation annuelle des précipitations quotidiennes tombées durant la période de croissance (de mai à septembre) sur l'accumulation totale annuelle des précipitations quotidiennes)



b) Caractéristique topographique (altitude)



c1) Caractéristiques édaphiques : régime hydrique (humide, mésique et xérique)

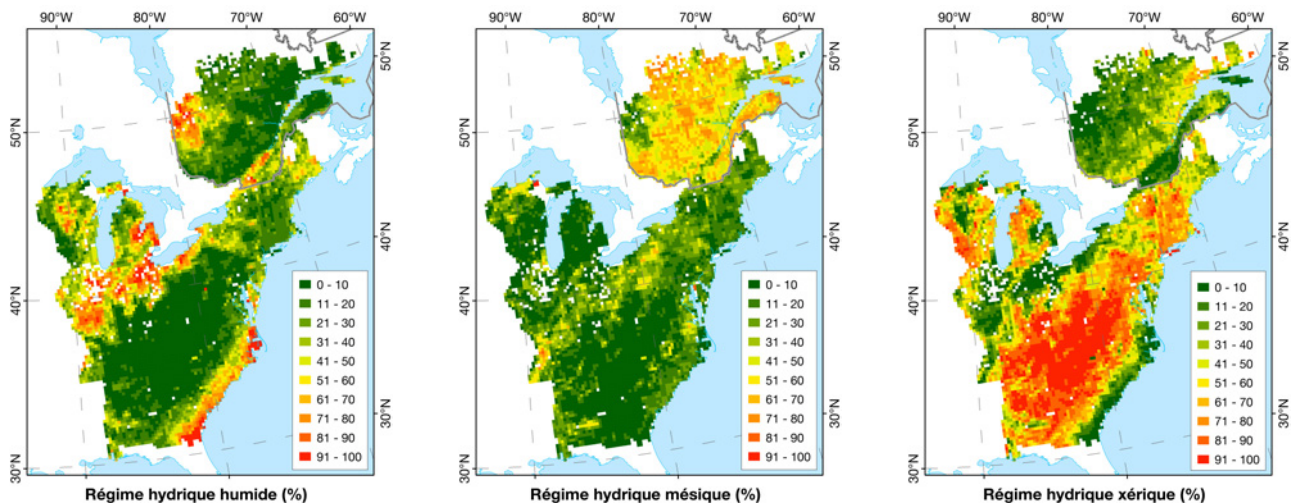


Figure 3. Cartographie des caractéristiques climatiques (a), topographique (b) et édaphiques (c1 et c2) qui ont servi à l'élaboration des modèles de répartition d'habitats.

c2) Caractéristiques édaphiques : dépôts de surface (dépôts glaciaires, fluvioglaciers, fluviaux, lacustres ou littoraux marins, pentes et altérations, éoliens, organiques et substratum rocheux)

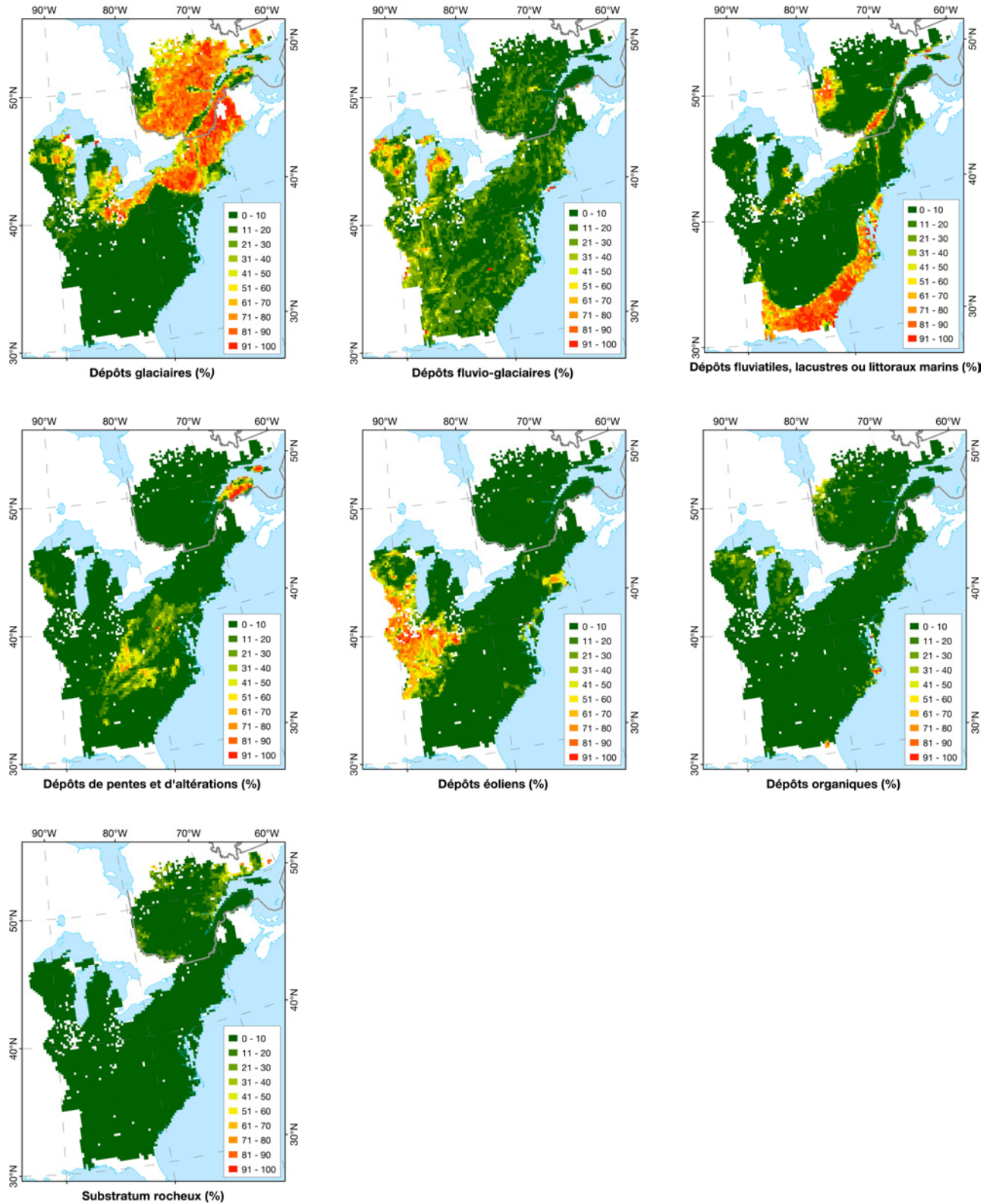


Figure 3. (suite et fin)



Afin de réduire les erreurs associées à de trop petits échantillons sur l'aire d'étude, seules les espèces présentes dans au moins 50 cellules de 20 km x 20 km ont été retenues. Au total, la niche écologique de 120 espèces arborescentes a été retenue et modélisée (Annexe).

### 1.2.2 Caractéristiques utilisées pour définir l'habitat des espèces

Plusieurs critères ont été considérés lors du choix des variables utilisées pour modéliser l'habitat des espèces :

- les variables utilisées devaient être pertinentes pour caractériser l'habitat des arbres, à l'échelle spatiale du projet ;
- seules les caractéristiques climatiques devaient être influencées par les changements climatiques afin de permettre d'associer les modifications d'habitat anticipées à l'effet direct du réchauffement climatique ;
- les variables devaient être peu ou non corrélées entre elles ;
- les données devaient être disponibles pour l'ensemble des polygones forestiers de l'aire d'étude.

#### 1.2.2.1 Caractéristiques climatiques

Les trois caractéristiques climatiques utilisées dans le cadre de cette étude sont :

- la température annuelle moyenne (TMOY ; °C), soit la moyenne annuelle des températures quotidiennes ;
- les précipitations totales annuelles (PTOT ; mm), soit l'accumulation totale annuelle des précipitations quotidiennes, sous forme liquide ou de neige ;
- les précipitations utiles (PrecU), soit le rapport de l'accumulation annuelle des précipitations quotidiennes tombées durant la période de croissance (de mai à septembre) sur l'accumulation totale annuelle des précipitations quotidiennes, sous forme liquide ou de neige.

##### 1.2.2.1.1 Période de référence (1961-1990)

Les caractéristiques climatiques servant de référence proviennent des normales climatiques calculées pour la période de 1961 à 1990. Les valeurs des normales climatiques mensuelles de température moyenne et de précipitations totales ont été téléchargées en ligne\* à une résolution spatiale de

0,0083 degrés décimaux (~ 1 km). Par la suite, une valeur moyenne a été calculée pour chaque cellule de la grille (Figure 3a).

##### 1.2.2.1.2 Périodes futures (2041-2070 et 2071-2100)

Un ensemble de 71 simulations globales nous a été fourni par notre partenaire Ouranos (voir les Tableaux 1 et 2 dans Logan *et al.* 2011b). Les données de cet ensemble proviennent de l'archive du *Program for climate model diagnosis and inter-comparison* (PCMDI, Meehl *et al.* 2007) qui met à la disposition des chercheurs un grand nombre de simulations de modèles de circulation générale produites par plusieurs centres de modélisation à travers le monde. Les données simulées sont disponibles pour 3 scénarios d'émissions de gaz à effet de serre issus du rapport spécial sur les scénarios d'émissions (SRES, *Special report on emissions scenarios* : A1B, A2 et B1 ; Nakicenovic *et al.* 2000). Ces scénarios d'émissions ont été endossés par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) et forment la base de son quatrième rapport d'évaluation (GIEC 2007). Pour les simulations globales, les horizons d'intérêt de 2050 (2041-2070) et 2080 (2071-2100) ont été choisis en fonction de la disponibilité des données quotidiennes dans la banque de simulations du PCMDI. Ouranos nous a également fourni une simulation régionale qui provient du Modèle Régional Canadien de Climat (MRCC4). Le scénario d'émissions de gaz à effet de serre A2 du GIEC a servi de forçage aux simulations du MRCC4 pour les deux périodes futures 2050 et 2080 (de Elía et Côté 2010).

Le développement de scénarios du climat futur implique, dans la plupart des cas, une étape de post-traitement des sorties des modèles climatiques afin de pallier leurs biais et leur résolution parfois trop grossière. Afin de fournir des scénarios climatiques locaux et adaptés aux besoins de cette étude, une méthode de post-traitement a été appliquée (Mpelasoka et Chiew 2009), qui consiste à ajouter aux observations locales le signal de changement climatique projeté par les simulations globales et régionales. Les observations de référence proviennent de la banque de données sur grille (~ 10 km x 10 km) publiée par Hutchison *et al.* (2009). L'évolution des changements des variables dans le temps est fréquemment présentée sous forme d'anomalies. Les anomalies annuelles et saisonnières d'une variable sont calculées pour chaque simulation, soit par la différence absolue ( $diff_{abs_i}$ ) :

\* [<http://forest.moscowsl.wsu.edu/climate>] (consulté le 20 décembre 2013).

$$diff_{abs_i} = valeur_i - valeur_{ref} \quad [1]$$

soit par la différence relative ( $diff_{rel_i}$ ) :

$$diff_{rel_i} = 100 * \frac{valeur_i - valeur_{ref}}{valeur_{ref}} \quad [2]$$

où  $valeur_i$  est la valeur de la variable pour une année ou une saison, et  $valeur_{ref}$  est la moyenne de la variable pour la période de référence de 30 ans (1961-1990) de la même simulation.

### 1.2.2.2 Caractéristique topographique

Les données d'altitude pour les États-Unis ont été obtenues à partir de la base de données utilisée par Iverson *et al.* (2008) alors que pour le Canada, elles ont été obtenues à la géoboutique du Gouvernement du Canada (Canadian Council on Geomatics 2003) à une résolution de 30 m. Par la suite, elles ont été compilées afin d'obtenir une altitude moyenne pour chaque cellule de 20 km x 20 km (Figure 3b).

### 1.2.2.3 Caractéristiques édaphiques

Pour chacune des 10 variables édaphiques (Tableau 3; Figure 3c), le pourcentage de l'aire couverte dans chaque cellule de la grille a été calculé à partir i) des données de sol extraites de la base de données des sols de l'USDA (échelle 1:24 000) accessibles en ligne\*, pour les cellules de la grille qui sont aux États-Unis, ou ii) des données de sol obtenues auprès de la Direction des inventaires forestiers du MRN (couche écoforestière du 3<sup>e</sup> inventaire à l'échelle 1:20 000), pour les cellules de la grille situées au Québec.

## 1.3 Modèles de répartition d'habitats

Afin d'évaluer les effets des changements climatiques sur les arbres actuellement présents au Québec ou en périphérie, la niche écologique des espèces a d'abord été modélisée à l'aide de différents modèles de répartition d'habitats, puis projetée dans le futur sous différents scénarios de changements climatiques. Étant donné le grand nombre de placettes d'inventaire ( $n = 95\,528$  placettes au Québec;  $n > 100\,000$  placettes aux États-Unis, Iverson *et al.* 2008), le fait de n'avoir observé l'espèce dans aucune des placettes d'une cellule de 20 km x 20 km a été considérée comme une véritable absence.

\* Soil Survey Staff, Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. *Soil Survey Geographic (SSURGO) Database for Eastern U.S.A.* Disponible en ligne à [<http://websoilsurvey.sc.egov.usda.gov/App/HomePage.htm>] (anciennement [<http://soildatamart.nrcs.usda.gov>]). Consulté le 15 septembre 2010.

Le protocole de modélisation d'habitats peut être séparé en 2 grandes phases : la calibration des modèles statistiques, qui a été faite en utilisant 4 493 cellules de 20 km x 20 km (70 % des cellules de la base de données initiale), et leur validation, effectuée à l'aide des 1 925 cellules restantes (30 % des cellules de la base de données initiale). Cette scission aléatoire en 2 jeux de données indépendants a été répétée 10 fois (Figure 4, étape 1) afin de mesurer la sensibilité des modèles statistiques aux données de répartition (données d'entrée des modèles) de chaque espèce.

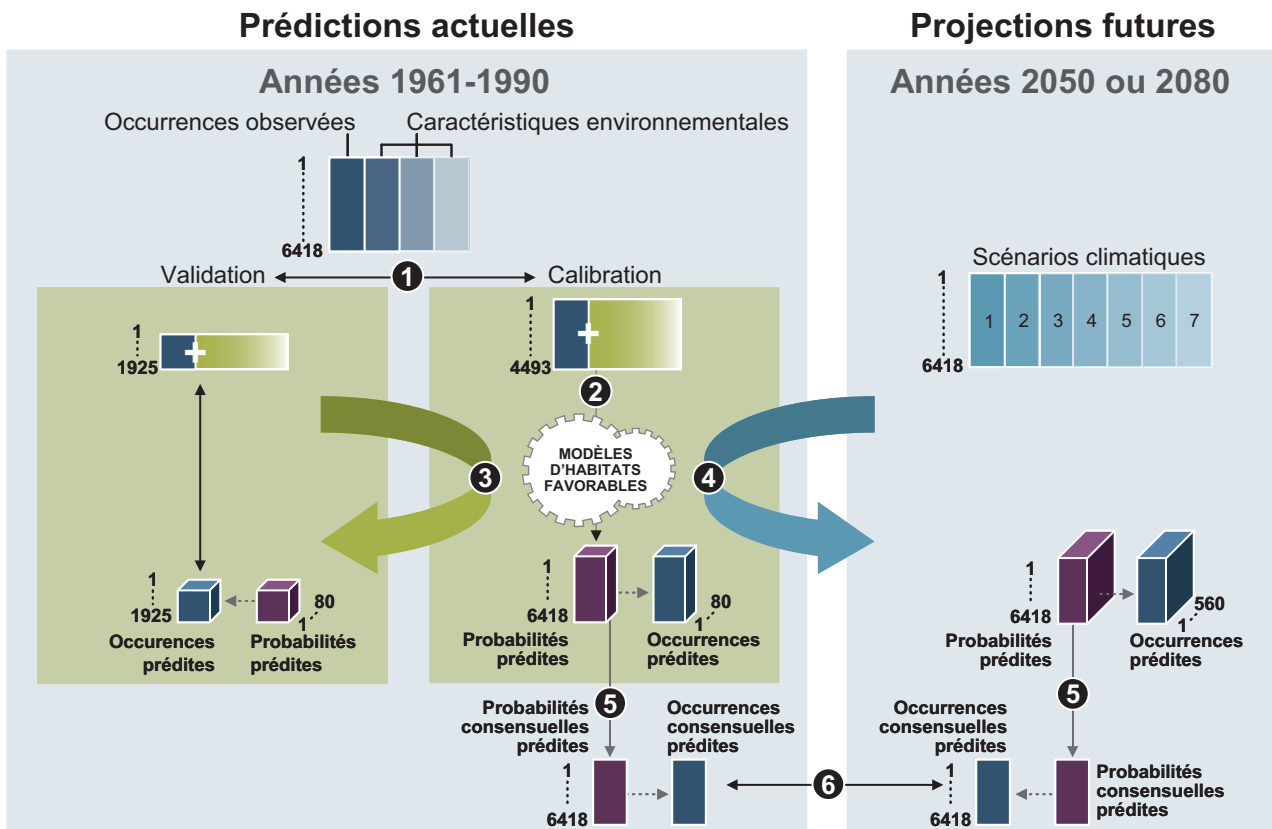
**Tableau 3.** Acronymes et description des variables dépendantes utilisées lors de la modélisation de la probabilité de présence de chaque espèce d'arbre.

Acronymes	Description
<i>Caractéristiques climatiques (normales 1961-1990)</i>	
TMOY	Température annuelle moyenne (°C)
PTOT	Précipitations totales annuelles (mm)
PrecU	Précipitations utiles
<i>Caractéristique topographique</i>	
Alt	Altitude (m)
<i>Caractéristiques édaphiques</i>	
<i>Régime hydrique</i>	
RegHyd_H	Humide (%)
RegHyd_M	Mésique (%)
RegHyd_X	Xérique (%)
<i>Dépôts de surface</i>	
GrpDep_1	Dépôts glaciaires (%)
GrpDep_23	Dépôts fluvio-glaciaires (%)
GrpDep_456	Dépôts fluviaux, lacustres ou des littoraux marins (%)
GrpDep_7	Dépôts organiques (%)
GrpDep_8	Dépôts de pentes et d'altérations (%)
GrpDep_9	Dépôts éoliens (%)
GrpDep_R	Substratum rocheux (%)

### 1.3.1 Modèles statistiques utilisés

Les modèles statistiques (MS) utilisés relient la probabilité de présence d'une espèce à 14 prédicteurs (Tableau 3). Huit MS ont été retenus et regroupés en 3 catégories (Thuiller *et al.* 2009) :

- Catégorie des méthodes de régression :
  - Modèle linéaire généralisé (GLM; McCullagh et Nelder 1997) : extensions des modèles linéaires permettant de modéliser différentes formes de distribution (ici, distribution



**Figure 4.** Schéma des 6 différentes étapes d'analyse des modèles de répartition d'habitats pour chacune des 120 espèces à l'étude. L'étape 1 correspond à la scission en 2 jeux de données : le premier servira à la calibration des modèles statistiques (étape 2), et le second, à leur validation (étape 3). Pour chaque espèce, les étapes 1 à 3 ont été répétées 10 fois. L'étape 4 est celle de projection dans le futur. L'étape 5 permet, par l'utilisation d'une approche consensuelle pour chaque espèce, de résumer l'ensemble des 80 prédictions ou des 560 projections en une seule prédiction et une seule projection par horizon futur. L'étape 6 est celle de l'évaluation du devenir des habitats de chaque espèce, établie en comparant l'habitat potentiel futur à l'habitat de la période de référence.

binomiale) en ajustant des termes paramétriques (linéaires ou polynomiaux). Les variables retenues ont été sélectionnées à l'aide de la méthode « pas à pas », selon le critère d'AIC (*Akaike's Information Criterion*).

- Modèle additif généralisé (GAM; Hastie et Tibshimari 1990) : les modèles GAM amalgament les propriétés des GLM et de la régression non linéaire. L'idée est de garder une forme additive, sauf que l'on s'autorise à avoir des fonctions non paramétriques (à l'aide de fonction spline) des variables explicatives. Les variables retenues sont sélectionnées à l'aide de la méthode « pas à pas », selon le critère d'AIC.
- Modèle de régression multivariée par spline adaptative (MARS; Friedman 1991) : technique de régression non paramétrique pouvant être vue comme une extension de la régression linéaire, qui permet de modéliser automatiquement des interactions et des non-linéarités.

- Catégorie des méthodes de classification :
  - Analyse factorielle discriminante (FDA; Fisher 1936) : méthode basée sur la construction de combinaisons linéaires des prédicteurs qui discriminent au mieux entre les groupes prédéfinis (ici, les présences et les absences).
  - Arbre de classification (CTA; Breiman *et al.* 1984) : méthode de classification non paramétrique basée sur un partitionnement récursif binaire des données en groupes homogènes de plus en plus petits.
- Catégorie des méthodes d'apprentissage :
  - Réseau de neurones artificiels à perceptron multicouches avec des algorithmes de rétro-propagation (ANN; Ripley 1996) : un réseau de neurones est une fonction paramétrée qui est la composition d'opérateurs mathématiques simples appelés neurones formels. Cette méthode est basée sur des combinaisons pondérées de manière optimale et non linéaire des variables explicatives pour faire la prédiction de la réponse.

- Forêt d'arbres décisionnels (RF; Breiman 2001) : cet algorithme combine les concepts de sous-espaces aléatoires et de *bagging*. L'algorithme des forêts d'arbres décisionnels effectue un apprentissage sur de multiples arbres de décision (ici, arbres de classification) entraînés sur des sous-ensembles de données légèrement différents.
- *Generalised Boosting Model* (GBM; Leathwick et al. 2006b) : méthode basée sur la construction de séquences d'arbres de décision par la combinaison d'un algorithme de *boosting* avec un algorithme d'arbres de décision (ici, arbres de classification).

Chacun des 8 MS a été calibré en utilisant 10 jeux de données générés aléatoirement (Figure 4, étape 1), pour un total de 80 modèles prédictifs différents par espèce (Figure 4, étape 2).

### 1.3.2 Conversion des valeurs de probabilités de présence en données binaires

Les probabilités de présence d'une espèce ont été transformées en données binaires en utilisant un seuil de transformation calculé de manière à maximiser la somme de la sensibilité et de la spécificité (Freeman et Moisen 2008). La sensibilité et la spécificité sont deux mesures de diagnostic de la matrice de confusion; la première mesure la capacité à prédire correctement les présences, tandis que la seconde mesure la capacité à prédire correctement les absences. En dessous du seuil de transformation (qui variera d'une espèce à l'autre), une espèce était considérée absente, alors qu'au-dessus, elle était considérée présente.

### 1.3.3 Évaluation de la performance prédictive des modèles statistiques

Chacun des 80 modèles prédictifs a été appliqué aux données des jeux de validation (Figure 4, étape 3). Par la suite, les probabilités de présence ont été transformées en valeurs binaires à l'aide du seuil de transformation précédemment calculé. Une métrique, indépendante du choix de la valeur de seuil (Pearson 2007), a été utilisée afin de quantifier la performance prédictive de chacun des modèles prédictifs. Il s'agit de l'aire (*Area Under the Curve*, AUC) située sous la courbe ROC (*Receiver Operating Characteristics*). La valeur d'AUC est toujours comprise entre 0,5 et 1,0; plus elle s'approche de 1, meilleure est la capacité discriminante du modèle prédictif (Swets 1988).

### 1.3.4 Évaluation de l'importance relative des variables

La librairie BIOMOD, utilisée lors de l'élaboration des modèles prédictifs, extrait par permutation une mesure de l'importance relative de chaque variable indépendante du modèle statistique utilisé (Thuiller et al. 2009).

### 1.3.5 Projections futures

#### 1.3.5.1 Choix des scénarios climatiques

Projeter dans le futur chacun des 80 modèles prédictifs, pour chacune des 120 espèces d'arbres en utilisant les caractéristiques climatiques de chacun des 71 scénarios climatiques (SC) fournis par Ouranos, aurait demandé un trop gros investissement en temps (plusieurs mois de simulation) et en argent (achat d'ordinateurs ultraperformants). Il est donc rapidement apparu essentiel de trouver un moyen de conserver la variabilité des futurs possibles, puisqu'ils sont tous équiprobables, tout en diminuant le nombre de SC utilisés. Pour ce faire, une analyse de groupement a été réalisée de manière à sélectionner, de façon objective et non biaisée, un nombre restreint de scénarios qui représente adéquatement l'ensemble des 71 futurs possibles (Casajus et al. soumis, Logan et al. 2011a, Périé et al. 2013). Dans ce projet, 7 SC (Tableau 4) ont été sélectionnés et utilisés comme climats futurs.

#### 1.3.5.2 Projections en 2050 et 2080

Les projections futures ont été générées en attribuant aux variables climatiques (TMOY, PTOT et PrecU) des modèles calibrés sur la période de référence 1961-1990, les valeurs prédites par chacun des 7 SC sélectionnés pour les horizons de temps 2050 et 2080. Pour chaque horizon de temps, 560 probabilités de présence (10 jeux de données x 8 MS x 7 SC) ont ainsi été obtenues pour chaque espèce (Figure 4, étape 4). En utilisant le seuil de transformation calculé précédemment, les probabilités de présence ont été transformées en valeurs binaires (présence ou absence). Comme l'un des principaux objectifs de l'étude était d'évaluer l'effet des changements climatiques sur l'habitat actuel et non la niche réalisée future des espèces, toutes les projections ont été réalisées sans contrainte de migration, tout en sachant bien que la très grande majorité des espèces ne pourra se déplacer à la vitesse nécessaire pour suivre la migration du climat.

**Tableau 4.** Description des 7 scénarios climatiques (SC) utilisés. La combinaison «Modèle», «SRES» et «Membre» définit un scénario climatique donné. La signification des acronymes des noms des variables climatiques est précisée au tableau 3.

Pays	Centre	Type	Modèle	SRES*	Membre	Anomalies climatiques (écart par rapport à la moyenne 1961-1990)					
						2050			2080		
						TMOY °C	PTOT mm (%)	PrecU	TMOY °C	PTOT mm (%)	PrecU
Canada	Ouranos	régional	MRCC4.2.0	A2	piloté CCCMA_CGCM3_1 Run 4	2,8	66 (6)	-0,14	4,7	101 (10)	-0,25
Australie	CSIRO Atmospheric Research	global	CSIRO_MK3_0	A1B	Run 1	1,7	37 (4)	-0,05	2,9	44 (4)	-0,09
Allemagne/ Corée	Meteorological Institute of the University of Bonn, Meteorological Research Institute of KMA, et Model and Data group	global	MIUB_ECHO_G	B1	Run 1	2,3	25 (2)	0,01	3,5	35 (3)	0,00
				A2	Run 2	3,3	43 (4)	0,03	5,1	91 (9)	0,00
Allemagne	Max Planck Institute for Meteorology	global	MPI_ECHAM5	A2	Run 1	2,2	115 (11)	-0,07	4,5	186 (18)	-0,09
Japon	Center for Climate System Research (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, et Frontier Research Center for Global Change (JAMSTEC)	global	MIROC3_2_MEDRES	A2	Run 1	3,5	-22 (-2)	-0,15	6,6	-90 (-9)	-0,31
France	Institut Pierre Simon Laplace	global	IPSL_CM4	A1B	Run 1	4,1	20 (2)	-0,04	5,5	7 (1)	-0,07

\* SRES : Scénario d'émission de gaz à effet de serre



### 1.3.6 Évaluation de la cohérence entre les prédictions effectuées pour la période de référence (1961-1990) et entre les projections futures

Pour chaque espèce, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée à partir des 80 prédictions de la probabilité de présence pour la période de référence (1961-1990) ou des 560 projections de la probabilité de présence de chacun des 2 horizons de temps futurs (Araújo et al. 2005, Araújo et al. 2006, Thuiller 2004). Dans cette analyse, l'axe 1 de l'ACP (axe consensuel) représente la similarité entre les différentes prédictions (1961-1990) ou projections (2050, 2080). Les autres axes (axes de variabilité) synthétisent les dissemblances. Plus la proportion de variance expliquée par le premier axe s'approche de 1, plus la similarité entre les prédictions (1961-1990) ou entre les projections (2050 ou 2080) est importante (Marmion et al. 2009b). Cette méthode permet donc d'évaluer le degré de cohérence (ou de cohésion) entre les différentes prédictions ou projections, mais ne permet pas d'identifier le principal facteur de variabilité responsable d'une certaine dissimilarité entre celles-ci (Garcia et al. 2012, Grenouillet et al. 2011, Thuiller 2004).

### 1.3.7 Identification des principales sources de variabilité

En utilisant les probabilités de présence, des GLM ont été réalisés afin de quantifier la part de la variabilité attribuable à chacune des trois sources de variabilité (jeux de données, modèles statistiques, scénarios climatiques) à l'aide de leur logarithme du rapport de vraisemblance (Thompson 2009). Ainsi, pour chaque variable explicative, la vraisemblance du modèle à une seule variable est comparée à celle du modèle complet (Thompson 2009).

### 1.3.8 Analyse consensuelle des prédictions actuelles (1961-1990) et des projections futures

Pour chacune des espèces et pour chaque horizon de temps, un modèle consensuel (CONS) a été calculé sur la base de la moyenne pondérée des 80 prédictions pour la période 1961-1990 et des 560 projections obtenues pour chacun des horizons futurs (Figure 4, étape 5). En effet, Araújo et al. (2005) ont démontré que le modèle consensuel possède de meilleures qualités prédictives que chacun des modèles individuels. L'AUC a été choisie comme métrique de pondération (Marmion et al. 2009a) afin de donner davantage de poids aux meilleurs modèles statistiques, mais en considérant tout de même l'ensemble des prédictions.

## 1.4 Prédiction de la répartition des habitats

### 1.4.1 Répartition de référence

L'habitat de chacune des 120 espèces a été prédit pour chacune des 6418 cellules de l'aire d'étude pour la période de référence 1961-1990. Pour ce faire, 3 cartes ont été produites par espèce :

- une carte illustrant la probabilité de présence de l'espèce, déterminée à l'aide du modèle consensuel (variable continue : probabilités de présence);
- une carte illustrant la présence ou l'absence (variable binaire de présence/absence) déterminée à l'aide du modèle consensuel et en appliquant un seuil de transformation des probabilités de présence en variable binaire;
- une carte illustrant le pourcentage d'accord entre les 80 prédictions binaires de présence/absence et la valeur consensuelle.

### 1.4.2 Répartition potentielle des futurs habitats

L'habitat de chacune des 120 espèces a été prédit pour chacune des 6418 cellules de l'aire d'étude et pour chacune des 2 périodes futures. Pour ce faire, 3 cartes ont été produites par espèce et par période future :

- une carte illustrant la probabilité de présence de l'espèce déterminée à l'aide du modèle consensuel (variable continue : probabilités de présence);
- une carte illustrant la présence ou l'absence (variable binaire de présence/absence) déterminée à l'aide du modèle consensuel et en appliquant un seuil de transformation des probabilités de présence en variable binaire;
- une carte illustrant le pourcentage d'accord entre les 560 projections binaires de présence/absence et la valeur consensuelle.

### 1.4.3 Évaluation de l'effet des changements climatiques sur la répartition des habitats en 2050 et en 2080

Pour chaque espèce, il est possible de comparer les cartes de répartition future des habitats avec celles de la période de référence (Figure 4, étape 6). Pour chaque cellule, 6 situations peuvent se présenter (Tableau 5).

**Tableau 5.** Situations pouvant résulter de l'évaluation de l'effet des changements climatiques sur le devenir des espèces dans chaque cellule de l'aire d'étude.

Situation	Code	Devenir de chaque cellule	État pendant la période de référence (1961-1990)	État pendant la période future (2050 ou 2080)	Écart*
1	Absent (A)	L'habitat n'était pas favorable à la présence de l'espèce durant la période de référence, et continuera à ne pas l'être dans le futur	absent	absent	- ou +
2	Perte (P)	L'habitat était favorable à la présence de l'espèce durant la période de référence, mais ne le sera plus dans le futur	présent	absent	-
	Maintien	L'habitat était favorable à la présence de l'espèce durant la période de référence, et continuera à l'être dans le futur, selon l'une des trois options suivantes :			
3	M <sup>-</sup>	Les conditions climatiques lui seront moins favorables que pendant la période de référence (écart de plus de 15 %)	présent	présent	écart ≤ -15 %
4	M	Les conditions climatiques ne lui seront ni plus ni moins favorables que pendant la période de référence (écart de moins de 15 %)	présent	présent	-15 % < écart < 15 %
5	M <sup>+</sup>	Les conditions climatiques lui seront davantage favorables que pendant la période de référence (écart de plus de 15 %)	présent	présent	écart ≥ 0,15 %
6	Gain (G)	L'habitat n'était pas favorable à la présence de l'espèce durant la période de référence, mais le deviendrait dans le futur	absent	présent	+

$$* 100 \frac{Prob_{future} - Prob_{1961-1990}}{Prob_{1961-1990}}$$

Pour chaque espèce, les variables suivantes ont été calculées :

$$\%X_i = 100 * \frac{\sum_{j=1}^{Nb_{Cell_i}} X_{ij} * aire_{ij}}{aire_i}$$

où

$\%X_i$  représente le pourcentage de l'unité territoriale  $i$  de catégorie  $X$ , où  $X$  peut correspondre à l'une des 6 modalités suivantes : A, G, M-, M, M+, ou P (voir le tableau 5 pour connaître la signification de ces codes);

$i$  est l'unité territoriale qui peut être soit le territoire d'analyse (par ex., le Québec forestier [1 660 cellules de 20 km x 20 km] ou la Direction régionale de la Montérégie [100 cellules de 20 km x 20 km]), soit l'aire de répartition de l'espèce durant la période de référence (1961-1990) dans le territoire d'analyse;

$Nb_{Cell_i}$  est le nombre de cellules de l'unité territoriale  $i$ ;

$X_{ij}$  prend la valeur 1 lorsque la cellule  $j$  de l'unité territoriale  $i$  est de catégorie  $X$ , ou 0 sinon;

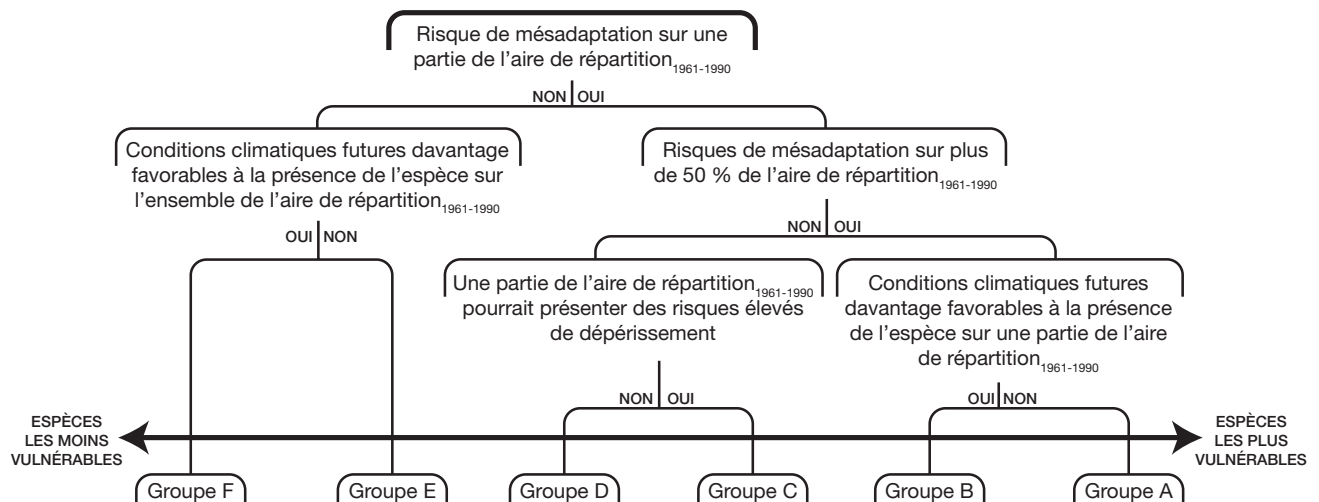
$aire_{ij}$  est l'aire de la cellule  $j$  de l'unité territoriale  $i$ ;

$aire_i$  est l'aire totale de l'unité territoriale  $i$ .

Toutes les analyses ont été réalisées en utilisant principalement les bibliothèques ADE4 (Dray et Dufour 2007), BIOMOD (Thuiller *et al.* 2009) et SDMTOOLS dans l'environnement statistique R version 2.9.1 (R Development Core Team 2011).

### 1.5 Évaluation de la vulnérabilité des espèces aux changements climatiques

L'estimation qualitative de la vulnérabilité de chaque espèce aux changements climatiques s'est faite en prenant en compte uniquement l'influence du réchauffement du climat sur la qualité de l'habitat de l'aire de répartition<sub>1961-1990</sub> (Figure 5). Ceci signifie que les gains potentiels de nouveaux territoires n'ont pas été considérés lors de cette classification. De façon générale, nous avons considéré que les espèces les plus à risque étaient celles qui pourraient être mésadaptées aux conditions climatiques futures sur au moins une partie du territoire qu'elles occupaient à la fin du 20<sup>e</sup> siècle; les plus vulnérables étaient celles pour lesquelles les conditions futures pourraient leur être si adverses que les projections indiquent qu'elles ne devraient même plus être présentes (perte d'habitats anticipée).



**Figure 5.** Arbre de décision utilisé pour évaluer, de manière qualitative, la vulnérabilité de l'habitat des espèces indigènes du Québec aux changements climatiques. Il y a un risque de mésadaptation lorsqu'on anticipe que les conditions climatiques futures pourraient être moins favorables à la présence de l'espèce qu'elles ne l'étaient au cours de la période de référence. Il y a un risque de dépérissement sévère lorsque sur une partie de l'aire de répartition, on anticipe que les conditions climatiques futures pourraient être si défavorables à la présence de l'espèce que celle-ci ne devrait même plus pouvoir s'y maintenir.



# Chapitre deux

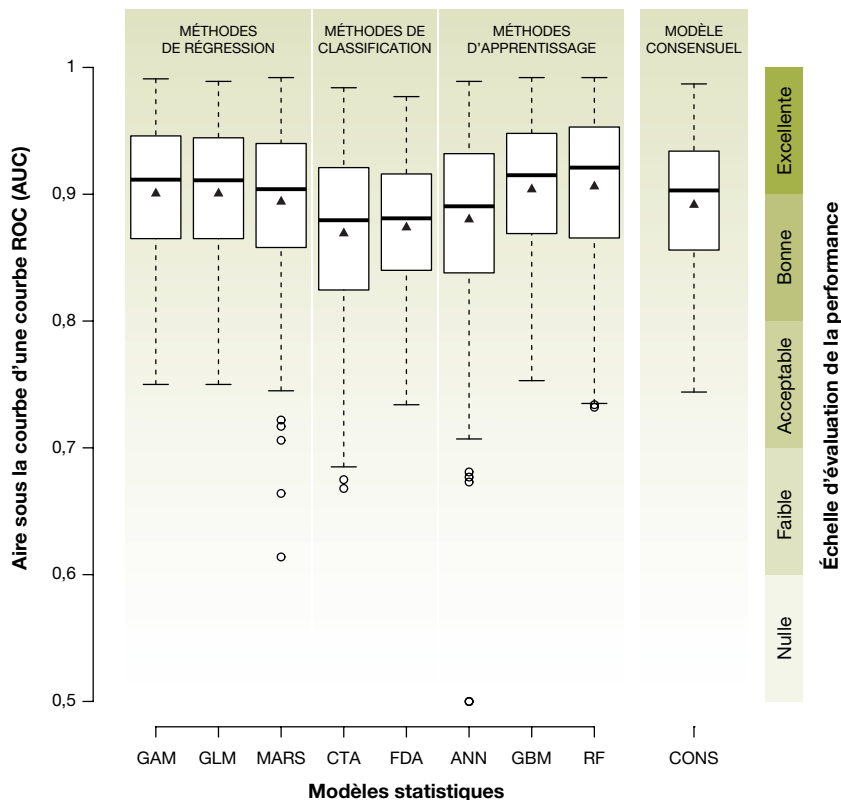
## Résultats et discussion

Sur les 120 espèces modélisées, 90 ont, ou pourraient avoir, un habitat favorable au Québec d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle (Annexe). La plupart des résultats présentés dans ce mémoire concernent ces 90 espèces.

### 2.1 L'exercice de modélisation des habitats

De façon générale, chaque MS testé est capable de bien reproduire les répartitions observées des espèces avec des marges d'erreurs acceptables; les MS qui appartiennent à la famille des méthodes d'apprentissage semblent être les plus performants (Figure 6). En effet, plus de 90 % des 8 100 modèles

(90 espèces x 10 jeux de données x 8 MS et 90 espèces x 10 jeux de données x 1 modèle consensuel) ont une qualité prédictive qualifiée de bonne à excellente selon la classification de Swets (1988). Leur AUC varie de 0,810 à 0,992. Il faut également noter que les différences de performance entre les MS sont relativement faibles; en moyenne, les valeurs d'AUC des 8 MS varient de 0,870 pour le modèle CTA à 0,907 pour le modèle GBM (Figure 6). Ces observations corroborent celles de nombreux auteurs (Elith et Graham 2009, Leathwick et al. 2006a, Prasad et al. 2006, Segurado et Araújo 2004). Cependant, il est très difficile, lorsqu'on traite



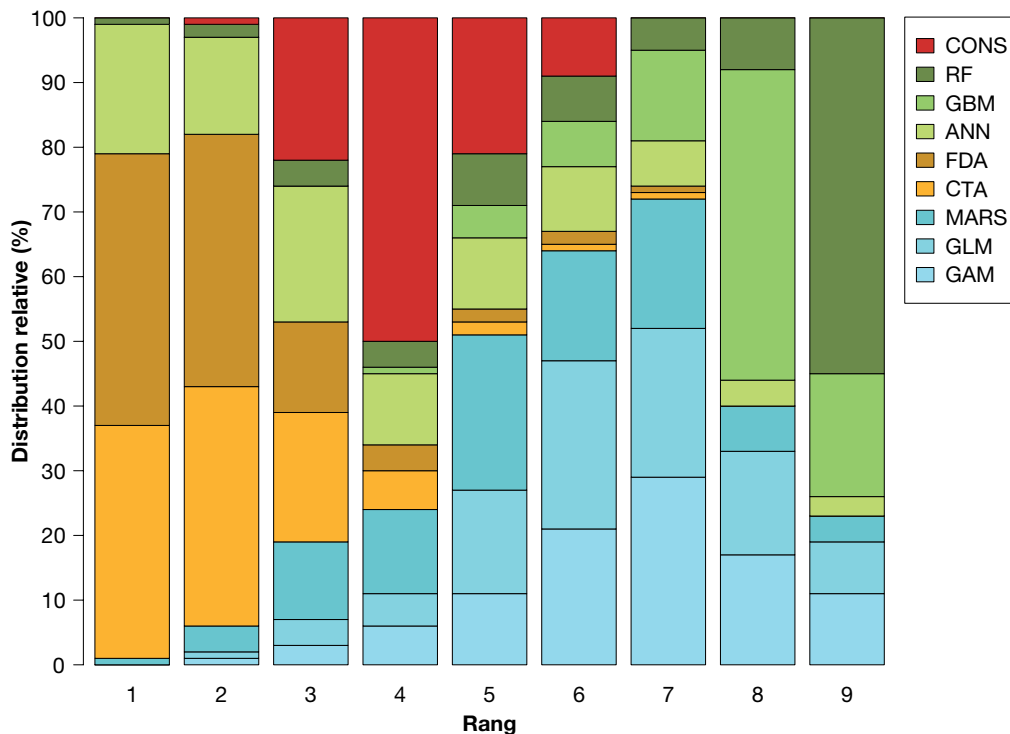
**Figure 6.** Représentation sous forme de boîtes à moustaches\* de la distribution de 900 AUC (90 espèces x 10 répétitions) pour les 8 modèles statistiques (méthodes de régression : GAM = modèle additif généralisé; GLM = modèle linéaire généralisé; MARS = modèle de régression multivariée par spline adaptative; méthodes de classification : CTA = arbre de classification; FDA = analyse factorielle discriminante; méthodes d'apprentissage : ANN = réseau de neurones artificiels à perceptron multicouches avec des algorithmes de rétropropagation; GBM = *generalised boosting model*; RF = forêt d'arbres décisionnels) ainsi que le modèle consensuel (CONS). À droite du graphique, on retrouve l'échelle d'évaluation de la performance prédictive selon Swets (1988).

\* Une boîte à moustaches (en anglais, *boxplot*) est un schéma représentant la distribution d'une variable. Le bord inférieur du rectangle correspond à la valeur du premier quartile, tandis que le bord supérieur correspond à la valeur du troisième quartile. Le trait gras correspond à la médiane, et le triangle (▲), à la moyenne. Les moustaches ont au plus une longueur égale à 1,5 fois la hauteur du rectangle; si le minimum ou le maximum dépassent ces limites, les valeurs au-delà des moustaches sont considérées comme des valeurs extrêmes et sont indiquées par des cercles.

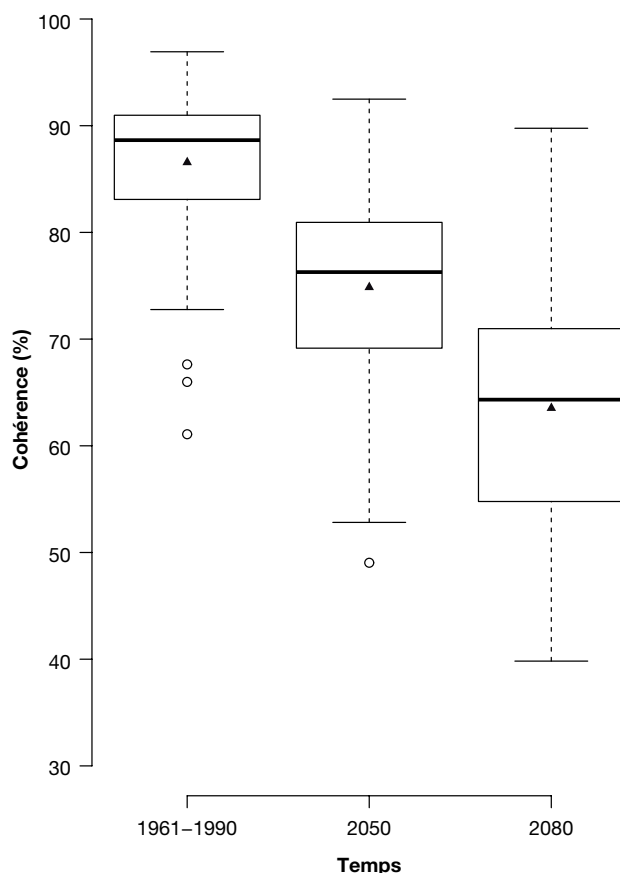
simultanément un grand nombre d'espèces, de trouver une approche statistique qui soit meilleure que les autres dans tous les cas (Grenouillet *et al.* 2011, Segurado et Araújo 2004) et ce, quelle que soit la nature des taxons étudiés (Franklin 2009). Par exemple, le modèle RF se classe parmi les plus performants dans 55 % des cas (rang 9 de la Figure 7), mais aussi parmi les moins performants dans 1 % des cas (rang 1 de la Figure 7). L'approche par consensus, quant à elle, permet de synthétiser la diversité des résultats obtenus afin que, pour chaque espèce, tous les futurs possibles soient pris en compte (Garcia *et al.* 2012). Parmi les modèles prédictifs consensuels obtenus pour les 90 espèces, l'AUC varie, selon l'espèce, de  $0,984 \pm 0,006$  (sapin baumier) à  $0,754 \pm 0,013$  (saule noir); sa valeur moyenne est de  $0,892 \pm 0,054$  (Figure 6). Pour les 120 espèces, les répartitions observées sont généralement bien reproduites, puisque le taux de bon classement des modèles consensuels est de 87 %.

On peut également noter que le degré de cohérence entre les différentes prédictions pour une même espèce varie de 61,1 % (orme de Thomas) à 96,4 % (sapin baumier) de la variabilité totale (Figure 8) et est en moyenne de  $86,6 \pm 7$  %. Là encore, ces résultats semblent comparables à ceux obtenus avec d'autres taxons comme les poissons

en France (70 à 94 %; Grenouillet *et al.* 2011), les amphibiens et les reptiles en Europe (80 %; Araújo *et al.* 2006); par ailleurs, ils sont meilleurs que ceux obtenus pour les oiseaux en Grande Bretagne (30 %; Araújo *et al.* 2005). Cependant, dans tous les cas, y compris lorsque la valeur de cohérence est très élevée, il existe des zones d'incohérence entre les modèles pour certains secteurs géographiques particuliers (Figure 9). Cela illustre bien l'importance de considérer plusieurs méthodes statistiques pour prédire la distribution actuelle des espèces car, rappelons-le, tous ces modèles prédictifs sont considérés comme statistiquement fiables si l'on se fie aux valeurs d'AUC. Pour les horizons de 2050 et de 2080, le premier axe d'ACP reflète la tendance générale suivie par les 560 modèles (8 MS x 10 jeux de données x 7 SC) de chaque espèce. Comme on pouvait l'anticiper, sachant que les prédictions des différents scénarios climatiques divergent de plus en plus à mesure qu'elles sont projetées loin dans le futur (Beaumont *et al.* 2008, Bellard *et al.* 2012, Fordham *et al.* 2011, Murphy *et al.* 2004), la cohérence entre les différentes projections d'habitat de chaque espèce diminue avec le temps, passant en moyenne de  $75,0 \pm 9,7$  % en 2050 à  $63,6 \pm 11,2$  % en 2080 (Figure 8).



**Figure 7.** Histogramme représentant la distribution relative des modèles statistiques en fonction de leurs rangs de performance. Pour chaque répétition de chaque espèce (900 AUC au total), les 8 modèles statistiques et le modèle consensuel ont été classés de 1 (AUC le plus faible) à 9 (AUC le plus fort). La signification des acronymes utilisés pour désigner les différents modèles statistiques est indiquée à la figure 6.



**Figure 8.** Représentation sous forme de boîtes à moustaches du degré de cohérence (%) de chacune des 90 espèces en fonction des différents horizons de temps. Pour chaque espèce, la valeur représente le degré de cohérence entre les 80 prédictions (10 répétitions x 8 modèles statistiques pour la période de 1961-1990) ou les 560 projections futures (10 répétitions x 8 modèles statistiques x 7 scénarios climatiques pour les périodes 2050 et 2080).

En outre, même en 2080 et contrairement à ce que la plupart des personnes non spécialistes pourraient penser, le choix du modèle statistique utilisé pour anticiper la probabilité de présence d'une espèce influence davantage la réponse que le choix du scénario climatique utilisé pour faire cette projection (Figure 10). En effet, pour toutes les espèces à l'exception du bouleau à papier et du frêne d'Amérique, le choix du MS représente la principale source de variabilité, et son effet est le plus souvent de 5 à 10 fois plus important que le choix du jeu de données ou celui du scénario climatique (Figure 10). Ces résultats corroborent ceux observés dans d'autres études (Araújo et al. 2005, Buisson et al. 2010, Pearson et al. 2006) et soulignent l'avantage d'utiliser une approche d'ensembles (*ensemble forecasting*; Araújo et New 2007, Thuiller 2004). Cette dernière permet, à partir de plusieurs modèles statistiques et de plusieurs scénarios climatiques, de prendre en compte la

diversité des futurs possibles. C'est une approche d'analyse très robuste, indispensable à la gestion du risque dans un contexte d'incertitude comme celui des changements climatiques.

Sans surprise, on constate qu'à l'échelle spatiale à laquelle nous avons travaillé (4 fois la superficie du Québec forestier, soit l'équivalent d'un territoire s'étalant du sud de l'Espagne au nord du Danemark, couvrant environ 23 degrés de latitude), les variables climatiques sont les principales caractéristiques qui déterminent la présence d'une espèce en un lieu (Figure 11a). Parmi ces dernières, la température annuelle moyenne est particulièrement déterminante (Figure 11b). Les précipitations totales annuelles sont parmi les 3 variables les plus importantes pour 73 % des espèces étudiées; par contre, il s'agit de la variable la plus importante seulement pour 2 des 90 espèces. Les précipitations utiles, quant à elles, ne sont jamais la variable la plus importante et font partie des 3 variables les plus importantes seulement pour 28 % des espèces.

Après les caractéristiques climatiques, celles liées à la nature du dépôt de surface semblent caractériser la qualité des habitats de près de 60 % des espèces qui sont ou pourraient être au Québec d'ici 2080 (Figure 11a). Les variables qui caractérisent le régime hydrique ou l'altitude ne définissent la qualité de l'habitat que pour 18 % des espèces étudiées. Ces facteurs de site sont souvent plus difficiles à modéliser et c'est pourquoi leurs effets sont peut-être mal captés par les modèles actuels. Localement, intégrer des caractéristiques édaphiques liées à la fertilité des sites aurait pu améliorer la qualité prédictive des modèles statistiques (Dubuis et al. 2013). Là encore, tout est une question d'échelle spatiale (Pearson et Dawson 2003) : à l'échelle continentale, ce sont majoritairement les caractéristiques climatiques qui influencent la présence d'une espèce en un lieu, alors qu'à l'échelle régionale, ce sont plutôt les caractéristiques topographiques et l'usage des sols; enfin, à l'échelle du site, ce sont plutôt la nature des sols, les relations biotiques et les microclimats.

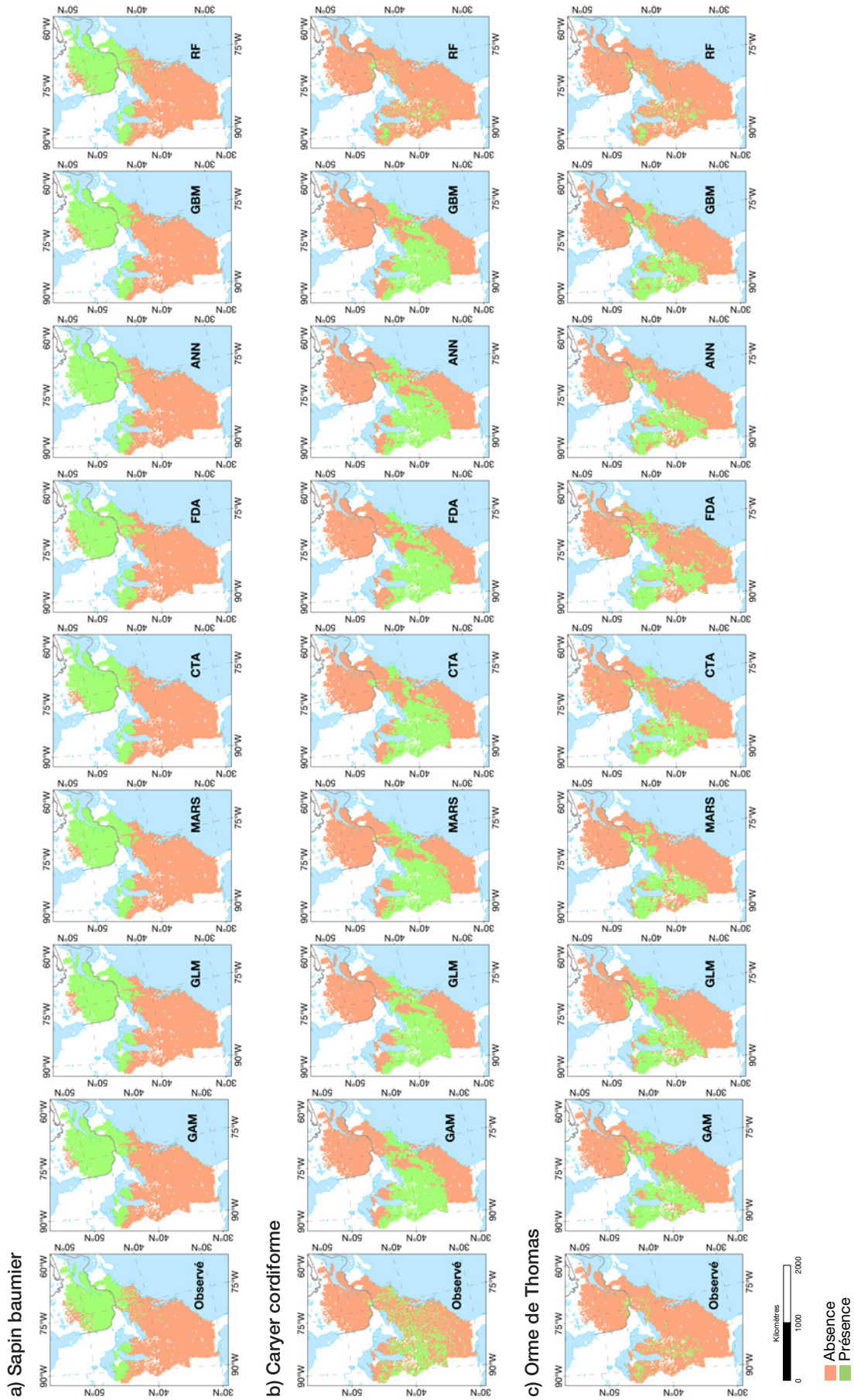
## 2.2 Le devenir des espèces arborescentes au Québec

### 2.2.1 Qu'en était-il à la fin du 20<sup>e</sup> siècle ?

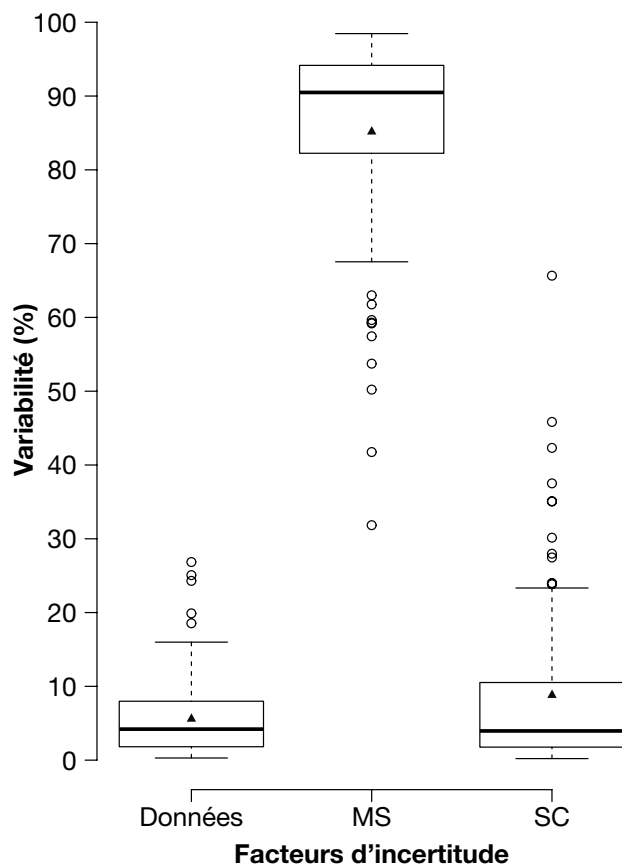
Aucune des 120 espèces étudiées n'était endémique, c'est-à-dire présente seulement au Québec. À la fin du 20<sup>e</sup> siècle, 55 des 120 espèces étudiées étaient présentes dans des cellules au Québec, ou dans des cellules chevauchant le Québec et les États-Unis. Malgré tout, l'exercice de modélisation n'a prédit aucun environnement favorable pour 10 d'entre elles au Québec. Huit espèces



**Figure 9.** Répartitions observées et prédites par les 8 modèles statistiques pour le sapin baumier (a), le caryer cordiforme (b) et l'orme de Thomas (c), pour la période de référence 1960-1991. Parmi les 90 espèces modélisées, la valeur de cohérence du sapin baumier était la plus élevée (96,4 %), celle du caryer cordiforme, égale à la valeur moyenne de l'ensemble des espèces (86,7 %), et celle de l'orme de Thomas, la plus faible (61,1 %).







**Figure 10.** Pourcentage de variabilité expliquée par chaque facteur d'incertitude d'après un GLM reliant les 1120 projections futures (560 par horizon de temps) aux 3 facteurs principaux (Données : choix du jeu de données, MS : choix du modèle statistique; SC : choix du scénario climatique). L'analyse a été faite sur les probabilités de présence pour chacune des 90 espèces.

(caryer glabre, caryer blanc, cornouiller fleuri, érable négondo, genévrier de Virginie, nyssa sylvestre, pin rigide et robinier faux-acacia) étaient présentes dans un nombre très limité de cellules (moins de 0,3 % de la forêt commerciale), tandis que les 2 autres (le chêne blanc et le micocoulier occidental) couvraient alors respectivement 2,1 % et 1,3 % de la superficie de la forêt commerciale québécoise. À l'inverse, un habitat favorable a été prédit au Québec à la fin du 20<sup>e</sup> siècle pour 4 espèces n'ayant pourtant aucune présence mentionnée dans la base de données (faux-cyprès blanc, chêne ellipsoïdal, magnolia à grandes feuilles et pin à cônes piquants). Ceci peut être causé soit par le fait que ces espèces n'auraient pas encore colonisé l'ensemble des territoires qui leur sont favorables (« niche réalisée » vs « niche fondamentale »; Vetaas 2002), soit par le fait qu'elles sont possiblement présentes mais pas encore observées au Québec, ou encore, aux limites de l'exercice de modélisation.

Ainsi, au total, l'exercice de modélisation des habitats favorables prédit qu'à la fin du 20<sup>e</sup> siècle, 49 espèces arborescentes avaient un habitat favorable à leur présence au Québec.

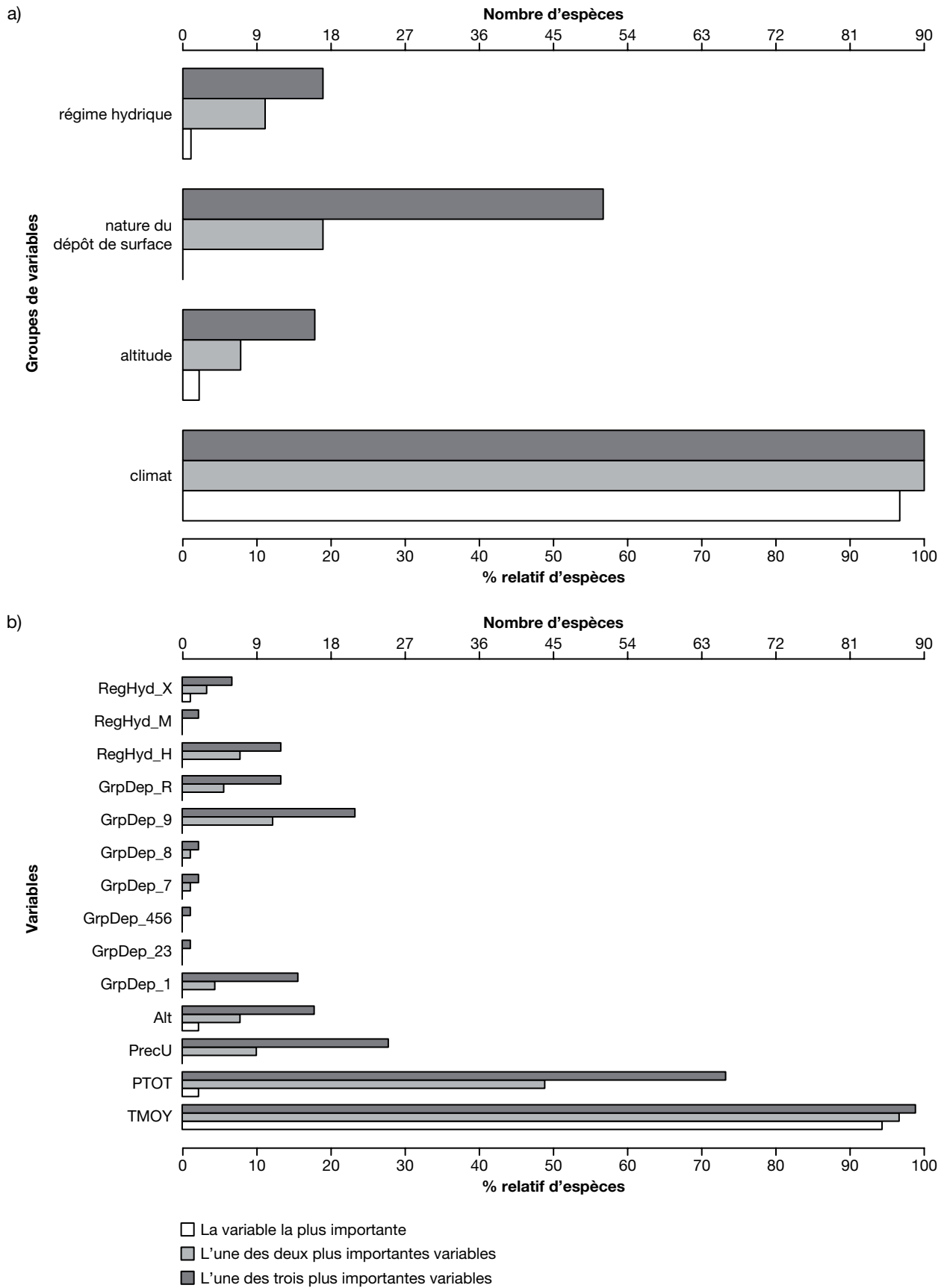
Pour 11 de ces 49 espèces, l'extrême sud du Québec représentait la limite nord de leur habitat. Par conséquent, elles n'étaient présentes dans la province que de façon très marginale; leur habitat s'étendait sur moins de 1 % de la superficie de la forêt commerciale du Québec, et plus de 99 % de leur habitat se situait alors aux États-Unis (Figure 12). Il s'agit, par ordre décroissant de représentativité au Québec, du magnolia à grandes feuilles, du pin à cônes piquants, du chêne ellipsoïdal, du faux-cyprès blanc, du magnolia acuminé, du saule noir, de l'aulne glutineux, du tilleul d'Amérique blanc, de l'orme rouge, du caryer à fruits doux et du caryer cordiforme. À la fin du 20<sup>e</sup> siècle, ces espèces étaient les plus méridionales de la forêt québécoise. À l'inverse, les 9 espèces les plus communes au Québec sont, par ordre décroissant : l'épinette noire, le sapin baumier, le bouleau à papier, le sorbier d'Amérique, le mélèze laricin, l'épinette blanche, le peuplier faux-tremble, le pin gris et le cerisier de Pennsylvanie. Leur habitat couvre de 73 % à 99 % de la forêt commerciale québécoise (Figure 12). Par ailleurs, seulement 9 des 49 espèces ont plus de la moitié de leur habitat favorable situé au Québec. On peut penser que ces espèces sont les plus septentrionales de notre étude. Il s'agit du sorbier d'Amérique, du pin gris, de l'épinette noire, du mélèze laricin, de l'épinette blanche, du sapin baumier, du bouleau à papier, de l'épinette rouge et du cerisier de Pennsylvanie (Figure 12).

## 2.2.2 Qu'en sera-t-il à la fin du 21<sup>e</sup> siècle ?

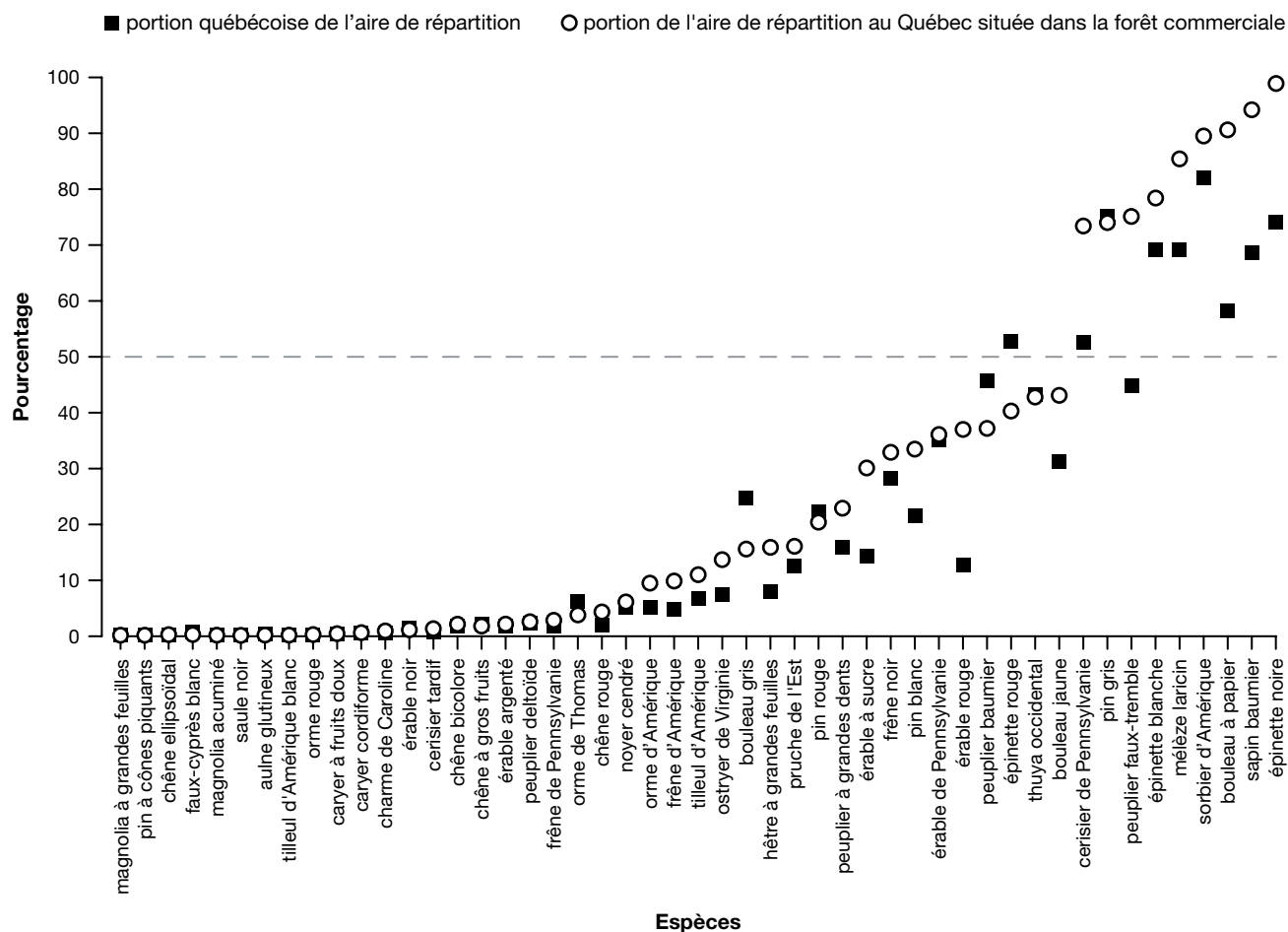
### 2.2.2.1 Le Québec : un nouvel habitat ?

Les nouvelles venues sont les 41 espèces qui, d'après les bases de données que nous avons utilisées, n'avaient aucun habitat favorable prédit au Québec durant la période de référence (1961-1990) et qui, en raison du réchauffement du climat, pourraient trouver au Québec des conditions favorables à leur présence d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle.

De ces 41 espèces, 15 ne trouveront au Québec des conditions géoclimatiques favorables à leur installation que sur moins de 1 % de la superficie de la forêt commerciale, sur un territoire situé à l'extrême sud du Québec (Annexe). Elles demeureront donc très marginales. Des 26 autres espèces (Tableau 6), 7 pourraient trouver au Québec des conditions géoclimatiques favorables à leur installation sur plus de 10 % du territoire forestier exploité, la plus commune étant le bouleau flexible (37 %).



**Figure 11.** Contribution relative des variables environnementales à la modélisation de la répartition des 90 espèces d'arbres. Les variables ont été regroupées selon leur nature (a) ou présentées de façon individuelle (b). Voir le tableau 3 pour la signification des acronymes utilisés pour définir les variables.



**Figure 12.** Représentativité des espèces arborescentes au Québec à la fin du 20<sup>e</sup> siècle. Les cercles représentent la superficie relative de l'aire de répartition au Québec des espèces située dans la forêt commerciale, tandis que les carrés nous renseignent sur la portion de l'aire de répartition totale de l'espèce qui est au Québec. Les noms latins des espèces sont cités en annexe.

En moyenne, la partie québécoise de l'aire de répartition potentielle de ces 26 nouvelles espèces pourrait être d'environ 7 %. Cependant, à la fin du 21<sup>e</sup> siècle, plus du quart de l'habitat favorable à la présence du bouleau flexible, du pin rigide et du chêne écarlate pourrait se situer au Québec (Tableau 6).

#### 2.2.2.2 Vulnérabilité des espèces présentes au Québec à la fin du 20<sup>e</sup> siècle face aux changements climatiques

L'estimation de la vulnérabilité de chaque espèce aux changements climatiques s'est faite en prenant en compte uniquement l'influence du réchauffement du climat sur la qualité de l'habitat de l'aire de répartition<sub>1961-1990</sub> (Figure 13). Les gains potentiels de nouveaux territoires n'ont pas servi à établir cette classification, mais seront aussi présentés pour chacun des 6 groupes. De façon générale, nous avons considéré que les espèces les plus à risque étaient celles qui pourraient être mésadaptées aux conditions climatiques futures sur au moins une

partie du territoire qu'elles occupaient à la fin du 20<sup>e</sup> siècle; les plus vulnérables étant celles pour lesquelles les conditions futures pourraient leur être si adverses que les projections indiquent qu'elles ne devraient même plus être présentes.

Le groupe A (Figure 13) est constitué d'une espèce résineuse (pin gris) et de 2 espèces feuillues (magnolia à grandes feuilles et tilleul d'Amérique blanc); ces 3 espèces sont celles dont l'habitat pourrait être le plus altéré par les changements climatiques. À la fin du 20<sup>e</sup> siècle, le magnolia à grandes feuilles et le tilleul d'Amérique blanc étaient très marginaux au Québec, alors que le pin gris était parmi les espèces les plus communes, puisque son aire de répartition au Québec couvrait alors les deux tiers de la superficie de la forêt commerciale (Figure 12). D'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle, ces 3 espèces pourraient être mésadaptées aux nouvelles conditions climatiques sur la totalité (magnolia à grandes feuilles, tilleul d'Amérique blanc) ou la quasi-totalité (pin gris, 96,2 %) de leur aire de répartition<sub>1961-1990</sub> au

**Tableau 6.** Liste des 26 espèces pour lesquelles aucun habitat favorable n'a été prédit au Québec durant la période de référence (1961-1990), mais qui pourraient y trouver un habitat favorable d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle sur au moins 1 % de la superficie de la forêt commerciale. La superficie relative de l'aire d'étude située au Québec qui deviendrait favorable à leur installation d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle, ainsi que la représentation de la portion québécoise de leur aire de répartition potentielle par rapport à la partie située aux États-Unis, sont également indiquées. Les noms latins des espèces sont cités en annexe.

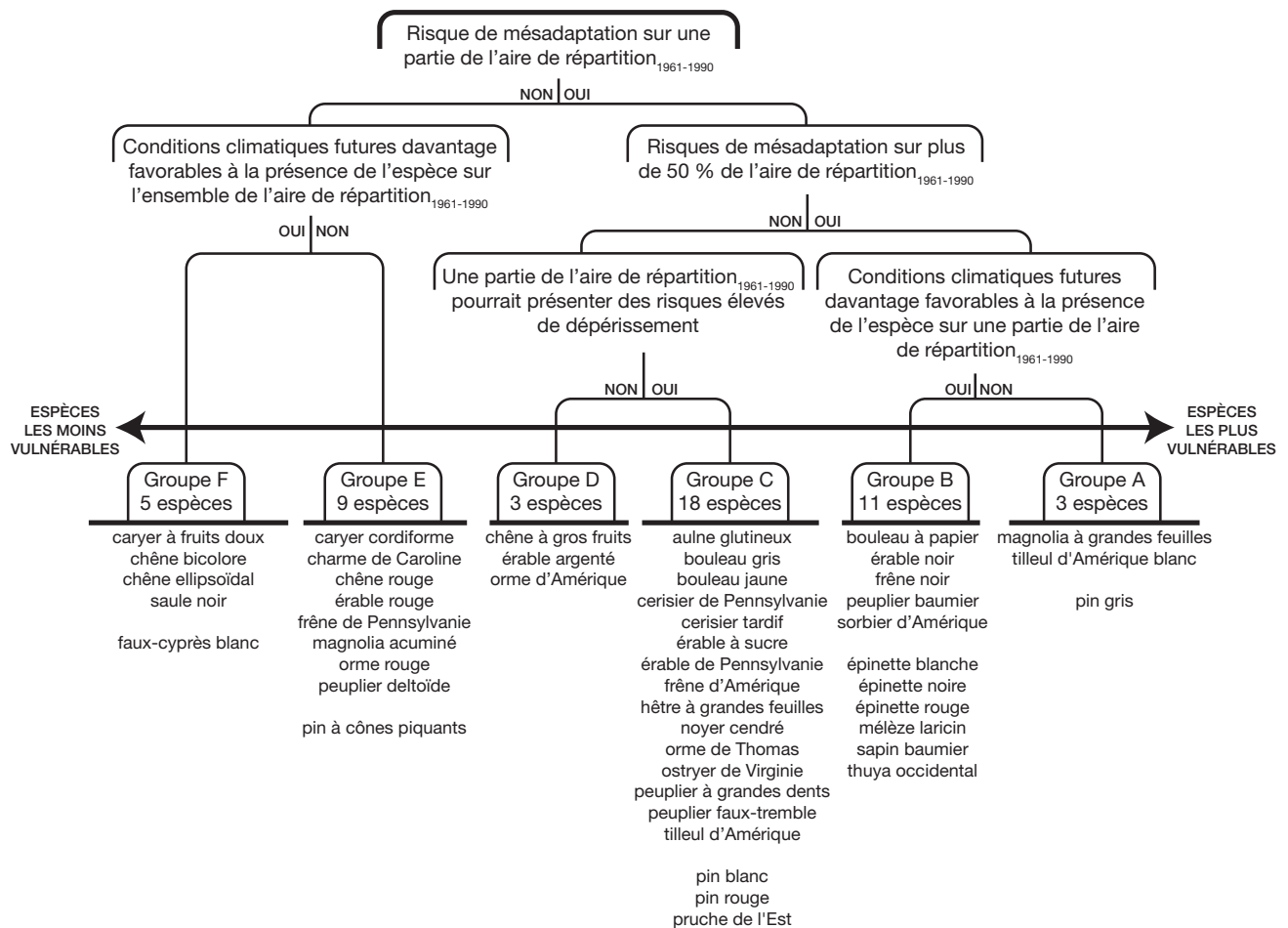
Nom vernaculaire *	Superficie de la forêt commerciale au Québec offrant un habitat favorable (%)	Aire de répartition <sub>2080</sub> située au Québec (%)
bouleau flexible	37,3	25,7
pin rigide*	26,3	27,7
chêne à feuilles de houx	26,2	39,3
chêne écarlate	17,3	10,9
chêne blanc*	13,8	6,3
chêne des montagnes	10,7	8,5
micocoulier occidental*	10,3	7,0
châtaignier d'Amérique	9,5	11,7
chêne des marais	8,1	6,3
robinier faux-acacia*	7,8	6,0
tulipier de Virginie	6,8	7,4
chêne des teinturiers	6,1	3,4
sassafras officinal	5,4	4,4
caryer glabre*	5,3	2,2
nyssa sylvestre*	3,4	1,5
genévrier de Virginie*	3,2	1,4
caryer blanc*	2,7	1,2
catalpa du Nord	2,7	1,9
liquidambar d'Amérique	2,6	1,1
magnolia de Virginie	2,4	1,4
platane d'Occident	2,1	1,1
maclure épineuse	1,9	1,2
cornouiller fleuri*	1,8	0,7
marronnier glabre	1,6	1,4
bouleau noir	1,2	1,0
févier à trois épines	1,2	0,6

\* Un astérisque identifie les espèces qui ont été observées dans au moins une cellule de 400 km<sup>2</sup> présente au Québec (ou à cheval sur la frontière entre le Québec et les États-Unis), mais pour lesquelles l'exercice de modélisation n'a prédit aucun habitat favorable au Québec durant la période de référence.

Québec, avec un risque de dépérissement sévère sur plus de 60 % du territoire qu'elles occupaient à la fin du 20<sup>e</sup> siècle (Figure 14a). Il faut également retenir qu'aucun secteur du territoire qu'elles occupaient à la fin du 20<sup>e</sup> siècle ne leur sera davantage favorable d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle (Figure 14a). Cependant, à la fin du 21<sup>e</sup> siècle, le tilleul d'Amérique blanc pourrait avoir de nouveaux territoires favorables à son établissement sur 7 % de la superficie de la forêt commerciale du Québec (Figure 14b), ce qui n'est le cas ni du pin gris ni du magnolia à grandes feuilles.

Le groupe B (Figure 13) inclut 6 espèces résineuses (épinette blanche, épinette noire, épinette rouge, mélèze laricin, sapin baumier et thuya occidental) et 5 espèces feuillues (bouleau à papier, érable noir, frêne noir, peuplier baumier et sorbier

d'Amérique). À l'exception de l'érable noir, toutes ces espèces étaient communes (34-44 % de la forêt commerciale) ou très communes (81-99 % de la forêt commerciale) à la fin du 20<sup>e</sup> siècle au Québec (Figure 12). Les conditions climatiques futures seront généralement moins favorables à leur présence qu'elles ne l'étaient à la fin du 20<sup>e</sup> siècle, puisque de 52 % (mélèze laricin) à 78 % (épinette noire) du territoire qu'elles occupaient alors pourraient devenir moins favorables à leur présence (Figure 14a). Leur maintien dans le paysage pourrait même être compromis sur 4 % (sorbier d'Amérique) à 43 % (érable noir) du territoire qu'elles occupaient à la fin du 20<sup>e</sup> siècle (Figure 14a). Cependant, toutes, à l'exception de l'épinette noire, auraient également des secteurs dans leur aire de répartition<sub>1961-1990</sub> qui leur deviendraient plus favorables. Ces secteurs

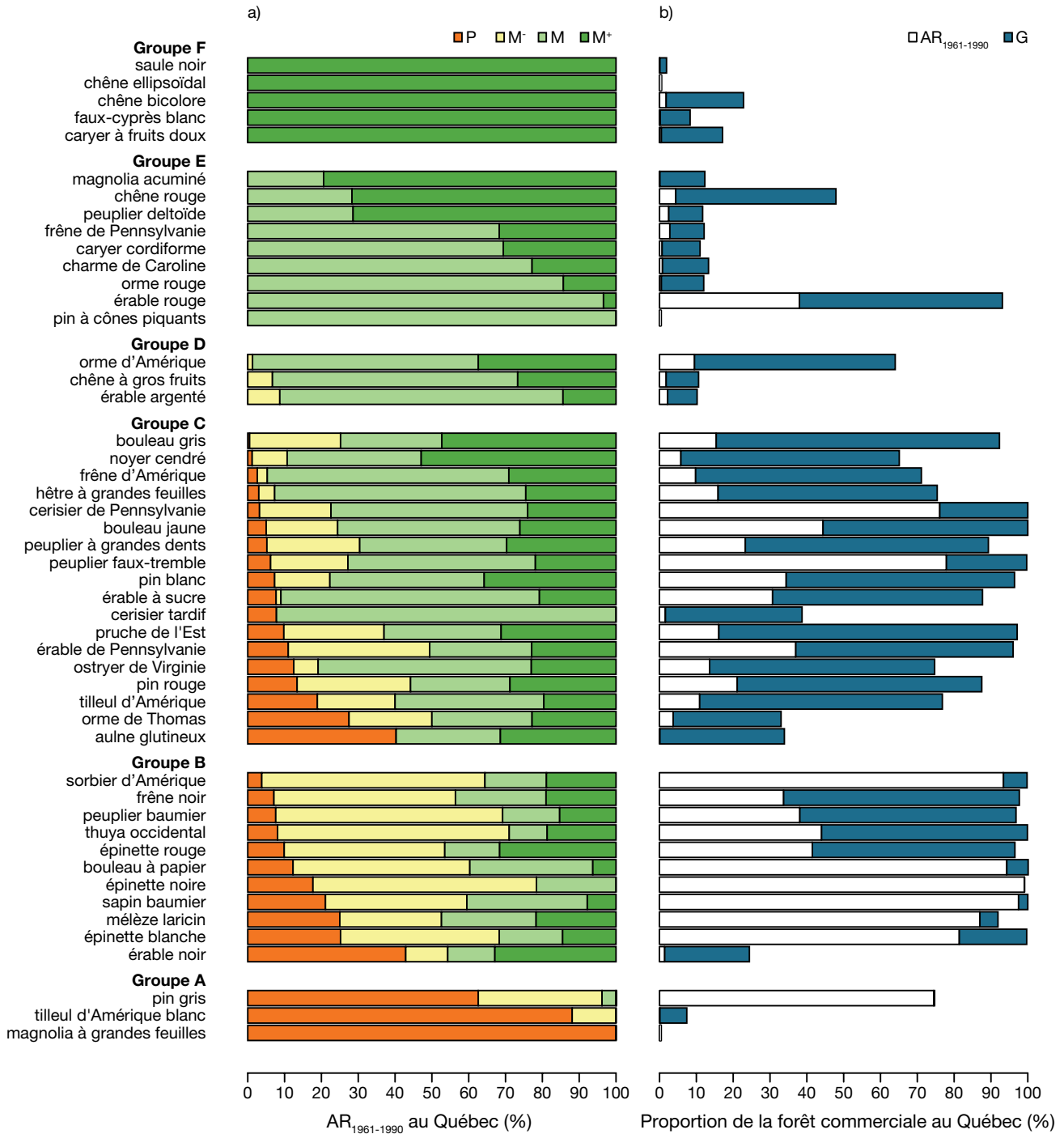


**Figure 13.** Regroupement des 49 espèces indigènes du Québec en fonction de la vulnérabilité de leur habitat (période de référence 1961-1990) aux changements climatiques anticipés pour la fin du 21<sup>e</sup> siècle. Les noms latins des espèces sont cités en annexe.

couvriront de 6 % (bouleau à papier) à 33 % (érable noir) de leur aire de répartition<sub>1961-1990</sub> (Figure 14a). Par ailleurs, toutes, à l'exception de l'épinette noire, pourraient avoir de nouveaux territoires favorables à leur établissement au sein de la forêt commerciale; ces nouveaux territoires représenteraient respectivement de 2 % (sapin baumier) à 64 % (frêne noir) du territoire actuel de la forêt commerciale du Québec (Figure 14b).

Le groupe C (Figure 13) est constitué de 3 espèces résineuses (pin blanc, pin rouge et pruche de l'Est) et de 15 espèces feuillues. À la fin du 20<sup>e</sup> siècle, l'aulne glutineux était plutôt marginal, avec une aire de répartition<sub>1961-1990</sub> couvrant moins de 1 % de la superficie de la forêt commerciale au Québec (Figure 12). Le cerisier tardif, l'orme de Thomas, le noyer cendré et le frêne d'Amérique étaient plutôt rares, puisqu'ils n'étaient présents que sur 2 % (cerisier tardif) à 10 % (frêne d'Amérique) de la superficie de la forêt commerciale au Québec (Figure 12). Le tilleul d'Amérique, l'ostryer de Virginie, le bouleau gris, le hêtre à grandes feuilles,

la pruche de l'Est, le pin rouge, le peuplier à grandes dents, l'érable à sucre, le pin blanc, l'érable de Pennsylvanie et le bouleau jaune étaient communs, puisque leurs aires de répartition<sub>1961-1990</sub> couvraient alors respectivement de 11 % (tilleul d'Amérique) à 44 % (bouleau jaune) de la superficie de la forêt commerciale au Québec (Figure 12). Le cerisier de Pennsylvanie et le peuplier faux-tremble, quant à eux, étaient très largement répandus, avec des aires de répartition<sub>1961-1990</sub> couvrant respectivement 76 % et 78 % de la superficie de la forêt commerciale au Québec. Les conditions climatiques futures seront très défavorables à leur maintien sur une portion de leur aire de répartition<sub>1961-1990</sub>, variable selon les espèces (de 1 % pour le bouleau gris à 40 % pour l'aulne glutineux; Figure 14a). Cependant, sur 50 % (orme de Thomas) à 95 % (frêne d'Amérique) de l'aire de répartition<sub>1961-1990</sub>, les conditions climatiques de la fin du 21<sup>e</sup> siècle seront au moins aussi favorables à la présence de ces espèces que celles de la fin du 20<sup>e</sup> siècle (Figure 14a). À l'exception du cerisier tardif, toutes ces espèces devraient également avoir des secteurs de leur aire de répartition<sub>1961-1990</sub>



**Figure 14.** Effets anticipés, à la fin du 21<sup>e</sup> siècle, des changements climatiques exprimés en fonction de l'aire de répartition pour 1961-1990 ( $AR_{1961-1990}$ ) de chacune des 49 espèces présentes au Québec à la fin du 20<sup>e</sup> siècle (a) et de la superficie de la forêt commerciale au Québec (b). Les codes de devenir des espèces (P, M+, M, M- et G) sont décrits en détails au tableau 5 et les groupes sont ceux identifiés dans l'arbre de décision de la figure 13. Les noms latins des espèces sont cités en annexe.

où les conditions climatiques futures leur deviendront davantage favorables (de 20 % pour le tilleul d'Amérique à 53 % pour le noyer cendré; Figure 14a). En outre, pour toutes ces espèces, de nouveaux territoires qu'elles n'occupaient pas à la fin du 20<sup>e</sup> siècle pourraient leur devenir favorables; ces territoires pourraient représenter de 22 %

(peuplier faux-tremble) à 81 % (pruche de l'Est) de la superficie de la forêt commerciale actuelle du Québec (Figure 14b).

Le groupe D (Figure 13) est constitué de l'érable argenté, du chêne à gros fruits et de l'orme d'Amérique. À la fin du 20<sup>e</sup> siècle, ces 3 espèces étaient



relativement rares au Québec puisque leur aire de répartition<sub>1961-1990</sub> couvrait de 2 % (érable argenté, chêne à gros fruits) à 10 % (orme d'Amérique) de la superficie de la forêt commerciale (Figure 12). Les changements climatiques anticipés devraient être plutôt favorables au maintien de ces espèces, qui ne deviendraient mésadaptées aux nouvelles conditions climatiques que sur 1 % (orme d'Amérique) à 9 % (érable argenté) de l'aire de répartition<sub>1961-1990</sub> (Figure 14a). Sur le reste du territoire occupé à la fin du 20<sup>e</sup> siècle, les conditions climatiques leur seront autant, sinon plus favorables (de 14 % pour l'érable argenté à 38 % pour l'orme d'Amérique; figure 14a). De plus, d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle, ces 3 espèces pourraient bénéficier de conditions favorables dans de nouveaux territoires qui représenteraient de 8 % (érable argenté) à 55 % (orme d'Amérique) de la superficie de la forêt commerciale actuelle du Québec (Figure 14b).

Le groupe E est constitué de 8 espèces feuillues et d'une espèce résineuse (Figure 14a). À la fin du 20<sup>e</sup> siècle, le pin à cônes piquants et le magnolia acuminé étaient des espèces marginales au Québec, puisque leur aire de répartition couvrait moins de 1 % de la superficie de la forêt commerciale (Figure 12). Quant à eux, l'orme rouge, le caryer cordiforme, le charme de Caroline, le peuplier deltoïde, le frêne de Pennsylvanie et le chêne rouge étaient plutôt rares, puisque leur aire de répartition couvrait de 1 % (orme rouge, caryer cordiforme) à 4 % (chêne rouge) de la superficie de la forêt commerciale (Figure 12). L'érable rouge était plutôt commun, puisque son aire de répartition<sub>1961-1990</sub> couvrait alors 38 % de la superficie de la forêt commerciale (Figure 12). L'habitat que ces 9 espèces occupaient à la fin du 20<sup>e</sup> siècle devrait continuer à leur demeurer favorable, puisque aucune mésadaptation liée à l'effet direct du réchauffement du climat n'est anticipée (Figure 14a). Au contraire, les conditions climatiques futures devraient être davantage favorables à 8 des 9 espèces sur 3 % (érable rouge) à 80 % (magnolia acuminé) de l'aire de répartition<sub>1961-1990</sub> (Figure 14a). En outre, d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle, toutes ces espèces pourraient bénéficier de conditions favorables dans de nouveaux territoires qui représenteraient moins de 1 % (pin à cônes piquants) à 55 % (érable rouge) de la superficie de la forêt commerciale actuelle du Québec (Figure 14b).

Le groupe F est constitué de 4 espèces feuillues et d'une espèce résineuse, le faux-cyprès blanc (Figure 13). Trois d'entre elles, soit le chêne ellipsoïdal, le saule noir et le faux-cyprès blanc, étaient marginales au Québec à la fin du 20<sup>e</sup> siècle (Figure 12). Les 2 autres (caryer à fruits doux et

chêne bicolore) étaient rares, avec des habitats qui couvraient moins de 2 % de la superficie de la forêt commerciale (Figure 12). Les conditions climatiques futures seront davantage favorables à la présence de ces espèces sur la totalité de leur aire de répartition<sub>1961-1990</sub> (Figure 14a). De plus, à la fin du 21<sup>e</sup> siècle, toutes pourraient bénéficier de conditions favorables dans de nouveaux territoires qui représenteraient moins de 1 % (chêne ellipsoïdal) à 21 % (chêne bicolore) de la superficie de la forêt commerciale actuelle du Québec (Figure 14b).

Rappelons qu'en raison du choix des limites de l'aire d'étude, le gain potentiel de nouveaux territoires en raison des changements climatiques peut être sous-estimé pour les espèces les plus septentrionales (par exemple, l'épinette noire), puisque l'expansion au nord de la limite de la forêt commerciale n'a pas été considérée. Rappelons également que l'abondance relative des espèces n'a pas été prise en compte lors de l'évaluation de la vulnérabilité de celles-ci. De ce fait, il n'est pas possible de déterminer l'effet des changements climatiques sur la production de bois, par exemple.

### 2.3 Une question d'échelle spatiale

Jusqu'à maintenant, nous avons évalué l'effet des changements climatiques sur les espèces arborescentes sur le très vaste territoire de la forêt aménagée (environ 644 500 km<sup>2</sup>) du Québec. L'évaluation de l'impact des changements climatiques sur les espèces dépend de l'échelle d'interprétation. En effet, régionalement, le constat pourrait être très différent. Pour appuyer cette notion, prenons par exemple le découpage du territoire en 17 régions administratives.

Nous avons vu qu'à l'échelle provinciale, 49 espèces avaient un habitat favorable au Québec dès la fin du 20<sup>e</sup> siècle, et que toutes maintiendraient, sur une partie de la province, des conditions favorables à leur présence à la fin du 21<sup>e</sup> siècle. Nous avons également observé que 41 nouvelles espèces auraient un habitat favorable au Québec, pour un total de 90 espèces arborescentes pouvant avoir un habitat favorable à leur présence à la fin du 21<sup>e</sup> siècle au Québec. Localement, ces chiffres varient considérablement d'une région à l'autre. Par exemple, à la fin du 21<sup>e</sup> siècle, seulement 6 % (5 sur 90) des espèces présentes ailleurs dans la province n'auront pas d'environnement favorable à leur présence en Montérégie. Par contraste, dans le Nord-du-Québec, ce sera le cas de 60 % des espèces (54 sur 90, Tableau 7). À la fin du 21<sup>e</sup> siècle, les régions de la Montérégie, de l'Estrie et du Centre-du-Québec pourraient accueillir le plus de nouvelles espèces (de 39 à 42, Tableau 7),



**Tableau 7.** Effets anticipés des changements climatiques, par région administrative, sur les 90 espèces arborescentes qui pourraient avoir un habitat au Québec d’ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle. Pour chaque région administrative sont indiqués : le nombre d’espèces jamais présentes qui, même à la fin du 21<sup>e</sup> siècle, ne devraient toujours pas avoir d’habitat favorable dans la région, le nombre d’espèces déjà présentes dès la fin du 20<sup>e</sup> siècle, par groupe de vulnérabilité aux changements climatiques, et le nombre d’espèces nouvelles venues, qui étaient absentes à la fin du 20<sup>e</sup> siècle mais qui pourraient avoir un habitat favorable à leur présence à la fin du 21<sup>e</sup> siècle. La liste complète des espèces est fournie en annexe.

Région administrative	Nombre d’espèces							Nouvelles venues
	Jamais présentes	Déjà présentes (groupe de vulnérabilité)					F	
		A	B	C	D	E		
		← plus vulnérables —————> moins vulnérables						
Abitibi-Témiscamingue	34	5	5	1	7	6	3	29
Bas-Saint-Laurent	33	7	2	1	6	4	5	32
Capitale-Nationale	24	8	3	2	7	8	4	34
Centre-du-Québec	13	23	0	3	2	7	3	39
Chaudière-Appalaches	22	14	0	4	5	4	3	38
Côte-Nord	36	2	0	4	9	3	5	31
Estrie	19	15	3	0	3	9	2	39
Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine	30	8	2	2	5	6	3	34
Lanaudière	18	8	5	14	3	5	1	36
Laurentides	20	7	5	13	3	7	1	34
Laval	33	26	0	0	1	5	1	24
Mauricie	19	7	4	12	2	8	2	36
Montérégie	5	23	3	4	3	7	3	42
Montréal	32	26	0	0	1	8	2	21
Nord-du-Québec	54	0	1	1	4	4	1	25
Outaouais	19	9	7	5	4	8	4	34
Saguenay—Lac-Saint-Jean	40	2	0	1	12	4	3	28

alors que la région de Montréal pourrait en accueillir le moins (21, Tableau 7). Par ailleurs, 79 % des espèces présentes dans la région de Laval à la fin du 20<sup>e</sup> siècle seront très vulnérables à l’effet des changements climatiques (groupe A de la figure 13) alors que plus au nord, dans les régions du Nord-du-Québec, du Saguenay–Lac-Saint-Jean et de la Côte-Nord, ce sera le cas de moins de 10 % des espèces (Figure 15). À l’échelle régionale, de nombreux risques d’extirpation\* sont à appréhender (Tableau 8), notamment dans les régions de Montréal (21 espèces), de Laval (19 espèces) et dans une moindre mesure, celles de la Montérégie (7 espèces) et du Centre-du-Québec (5 espèces), alors qu’à l’échelle provinciale il n’y en avait aucun. De même, le nombre et l’identité des espèces favorisées par le climat futur sur l’ensemble du territoire qu’elles occupaient à la fin du 20<sup>e</sup> siècle (groupe F de la figure 13) diffèrent selon les régions

(Tableau 8). Ces quelques exemples soulignent l’importance d’analyser de façon régionale les résultats des modèles d’habitats.

## 2.4 Remaniement anticipé des écosystèmes

Les changements climatiques exercent un stress important sur les écosystèmes, stress qui s’ajoute à d’autres déjà nombreux (par exemple, la fragmentation du paysage et la pollution atmosphérique). Certaines forces seront favorables à certaines espèces, en certains lieux et sur un horizon de temps donné, tandis que d’autres seront défavorables. Toutes ces forces, cependant, contraindront les écosystèmes à évoluer. Au cours des décennies à venir, les communautés d’espèces risquent de connaître de profonds remaniements, imputables à la perte d’habitats pour des espèces déjà présentes, mais également au gain d’habitats favorables à de nouvelles espèces. En moyenne, au Québec, et en admettant que les espèces soient capables de suivre le déplacement de leur habitat, 63 % des espèces de la communauté future devraient être différentes de celles de la communauté de référence (1961-1990). Selon l’endroit, cette valeur varie

\* Pour qu’il y ait un risque d’extirpation d’une espèce, il faut que l’ensemble de son habitat devienne très défavorable à son maintien, à un point tel que l’espèce ne devrait plus être présente (perte d’habitats).

**Tableau 8.** Liste par région administrative des espèces les plus et les moins vulnérables aux changements climatiques, en ce qui concerne les habitats favorables. Les espèces les plus vulnérables pourraient perdre l'ensemble de leur habitat dans la région considérée (risque élevé d'extirpation). Quant aux espèces les moins vulnérables, les conditions climatiques futures seront davantage favorables à leur présence sur l'ensemble de l'habitat dans la région considérée. Au sein de chaque région administrative, les espèces sont classées de la plus commune à la plus rare. Les noms latins des espèces sont cités en annexe.

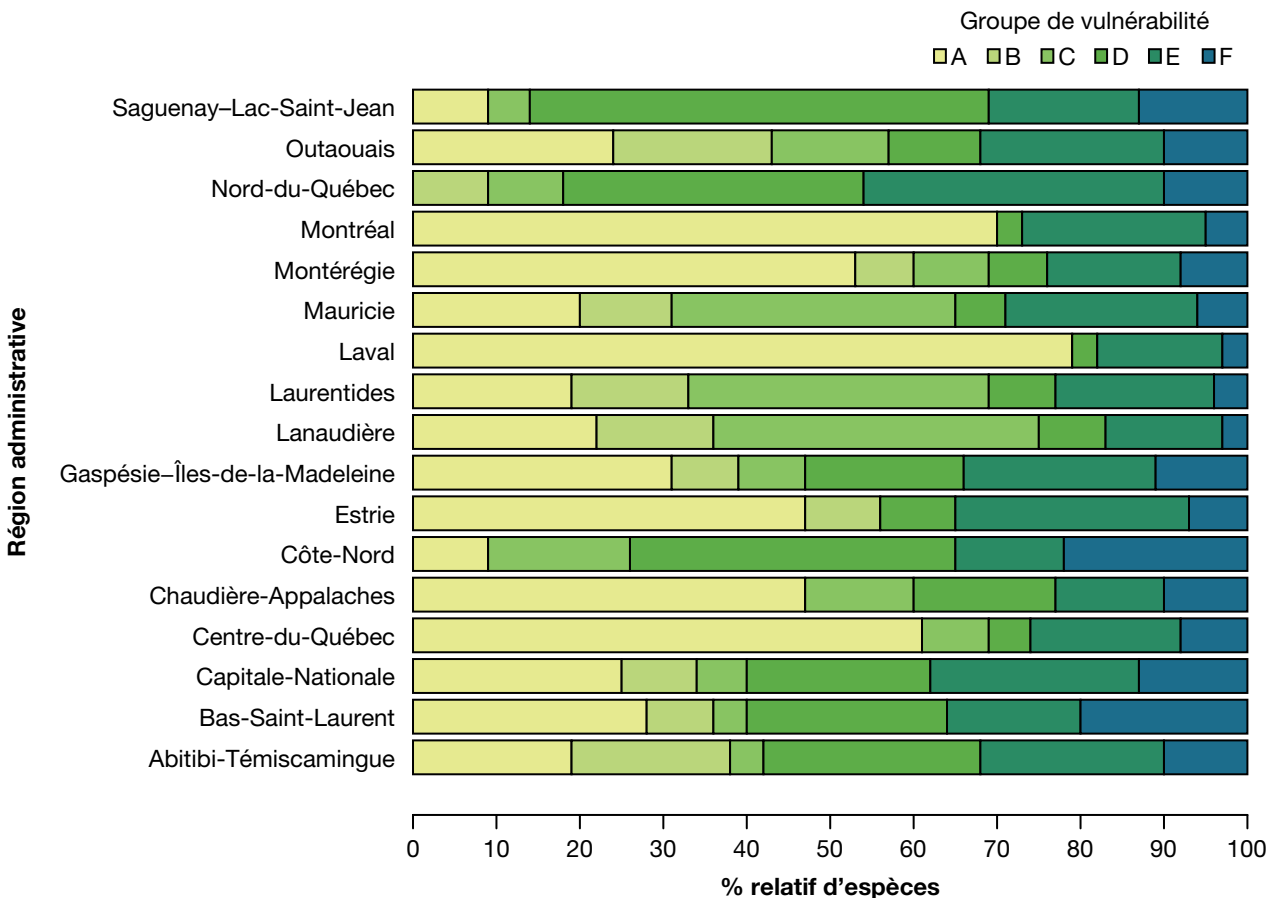
Région administrative	Espèces les plus vulnérables	Espèces les moins vulnérables
Abitibi-Témiscamingue		orme d'Amérique frêne d'Amérique hêtre à grandes feuilles
Bas-Saint-Laurent	pin gris	bouleau à papier hêtre à grandes feuilles pruche de l'Est ostoyer de Virginie magnolia acuminé
Capitale-Nationale	pin gris	frêne d'Amérique faux-cyprès blanc peuplier deltoïde noyer cendré
Centre-du-Québec	bouleau à papier sapin baumier épinette noire épinette blanche pin gris	chêne bicolore charme de Caroline faux-cyprès blanc
Chaudière-Appalaches	pin gris	peuplier deltoïde noyer cendré faux-cyprès blanc
Côte-Nord		bouleau à papier érable à sucre peuplier à grandes dents faux-cyprès blanc pruche de l'Est
Estrie	épinette noire pin gris	noyer cendré frêne de Pennsylvanie
Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	pin gris	magnolia acuminé ostoyer de Virginie faux-cyprès blanc
Lanaudière	pin gris	chêne bicolore
Laurentides	pin gris	chêne bicolore
Laval	érable noir érable de Pennsylvanie pin blanc sapin baumier érable à sucre bouleau jaune bouleau à papier frêne noir mélèze laricin ostoyer de Virginie épinette blanche épinette rouge peuplier faux-tremble cerisier de Pennsylvanie sorbier d'Amérique thuya occidental tilleul d'Amérique orme de Thomas épinette noire	chêne bicolore

**Tableau 8.** (suite et fin)

Région administrative	Espèces les plus vulnérables	Espèces les moins vulnérables
Mauricie		peuplier deltoïde chêne bicolore
Montérégie	bouleau à papier peuplier faux-tremble sapin baumier mélèze laricin épinette blanche épinette noire pin rouge	chêne bicolore caryer à fruits doux saule noir
Montréal	sapin baumier érable noir érable de Pennsylvanie érable à sucre bouleau jaune bouleau à papier hêtre à grandes feuilles frêne noir mélèze laricin ostoyer de Virginie épinette blanche pin blanc peuplier à grandes dents peuplier faux-tremble cerisier de Pennsylvanie sorbier d'Amérique thuya occidental tilleul d'Amérique pruche de l'Est épinette rouge épinette noire	chêne bicolore caryer à fruits doux
Nord-du-Québec		thuya occidental
Outaouais	pin gris	érable noir érable argenté peuplier deltoïde chêne bicolore
Saguenay–Lac-Saint-Jean		peuplier à grandes dents bouleau à papier chêne ellipsoïdal

spatialement de 36 à 93 % (Figure 16a). Le remaniement anticipé résulte à la fois de pertes d'espèces (notamment dans la vallée du Saint-Laurent à l'ouest de la ville de Québec, Figure 16b) et de gains de nouvelles espèces (Figure 16c). À la fin du 21<sup>e</sup> siècle, la diversité des espèces arborescentes pourrait être plus grande que celle observée à la fin du 20<sup>e</sup> siècle. En effet, si toutes les espèces étaient capables d'occuper les sites qui leur seront alors favorables, le nombre d'espèces arborescentes présentes au Québec pourrait quasiment doubler en un siècle, passant de 49 à 90 espèces. Cependant, en raison des processus biotiques (ex. : compétition interspécifique), ce chiffre est vraisemblablement surestimé, car il serait surprenant que ces espèces

puissent occuper les sites devenus accessibles en raison du réchauffement climatique, particulièrement pour celles qui seront marginales au Québec à la fin du 21<sup>e</sup> siècle (habitat futur < 1 % de la superficie de la forêt commerciale au Québec). Spatialement, les pourcentages de gains, c'est-à-dire d'arrivée de conditions favorables à des espèces absentes pendant la période de référence (1961-1990), varient énormément (27 % à 1 400 %, figure 16c). C'est un paradoxe, puisqu'à l'échelle planétaire, toutes les analyses prévoient que les changements climatiques réduiront la biodiversité (Hannah 2012). Ce paradoxe, que Berteaux *et al.* (2010) nomment «le paradoxe de la diversité nordique», s'explique surtout par la nature nordique de la biodiversité



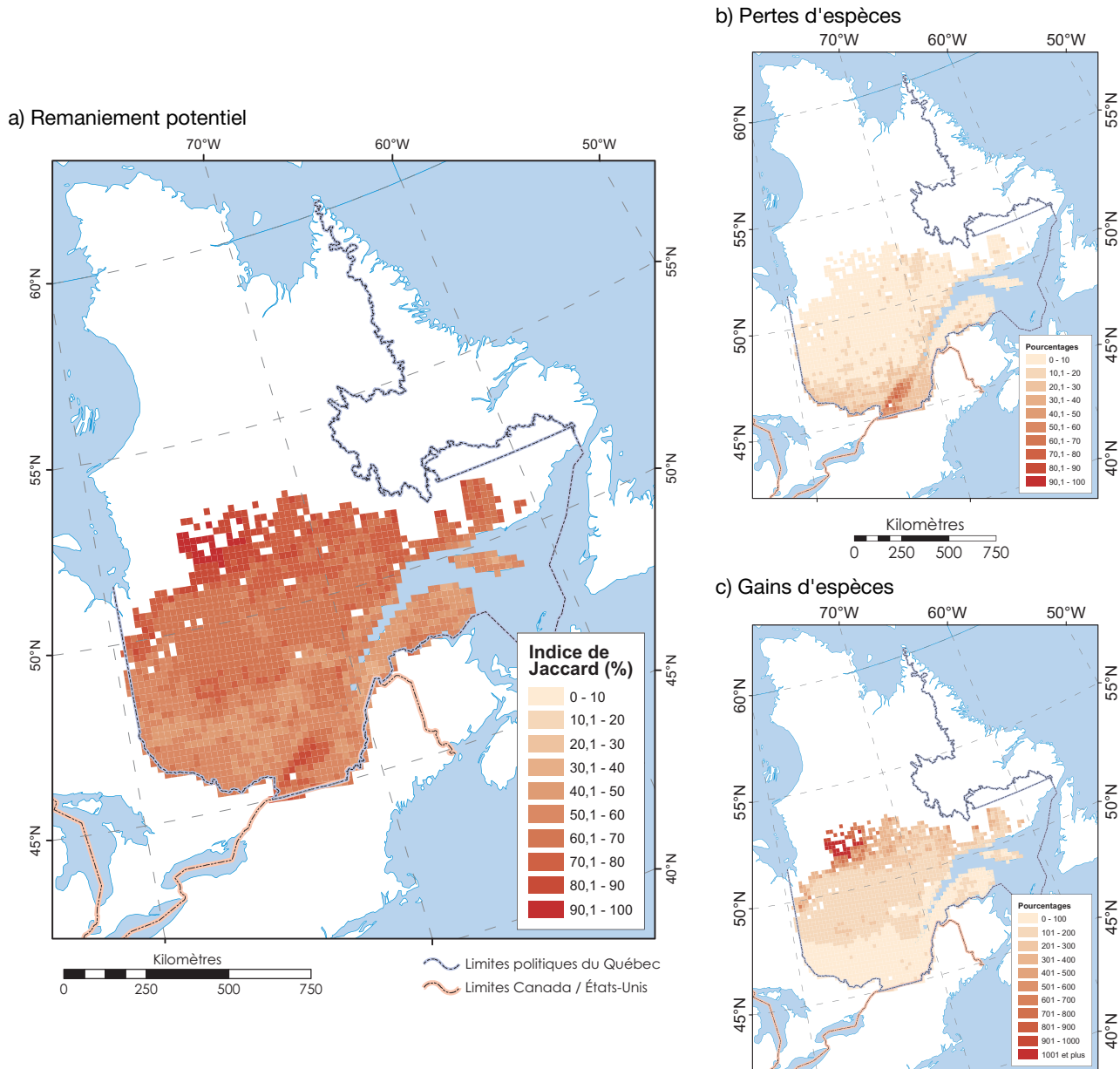
**Figure 15.** Répartition du pourcentage d'espèces présentes à la fin du 20<sup>e</sup> siècle, par groupe de vulnérabilité aux changements climatiques et par région administrative. Les espèces du groupe A sont plus vulnérables aux changements climatiques que celles du groupe F (voir l'arbre de décision de la figure 5).

québécoise. Tout ce remaniement potentiel résulte du déplacement des habitats imposé par les changements climatiques; les centroïdes des aires de répartition potentielles des espèces sur l'aire d'étude localisée au Québec se déplaceront en direction nord-nord-est (à l'exception du saule noir [nord-est], de l'érable argenté [nord] et du chêne rouge [est-nord-est]) sur une distance moyenne de 193 km, variant de 63 km (épinette noire) à 337 km (chêne rouge) en un siècle. Rappelons qu'il est très peu probable, sans intervention humaine, que les espèces arborescentes puissent se déplacer sur de telles distances en aussi peu de temps. Cela laisse présager que dans les futures décennies, de nombreuses espèces risquent d'être localement mésadaptées aux nouvelles conditions climatiques.

La grande diversité génétique intraspécifique présente chez les arbres (Hamrick *et al.* 1992) pourrait permettre à certains individus de la plupart

des espèces de survivre, grâce aux différences d'expression génique qui leur permettraient de s'acclimater aux nouvelles conditions (Verta *et al.* 2013), même si ces dernières sont très différentes des conditions actuelles.

Les changements climatiques ont également le potentiel de modifier les régimes de perturbations qui façonnent la forêt québécoise : d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle, le cycle de feu devrait diminuer, surtout dans la partie méridionale du Québec (Boulanger *et al.* 2013, Girardin *et al.* 2013, Terrier *et al.* 2013) tandis les épidémies de tordeuse de bourgeons de l'épinette devraient être plus dévastatrices dans la pessière qu'elles ne l'ont jamais été (Régnière *et al.* 2012). Ces événements contribueront à la force de changement des écosystèmes en termes de composition et de structure : le passé n'est plus garant de l'avenir.



**Figure 16.** Remaniement potentiel de la biodiversité entre 1961-1990 et 2071-2100 au Québec. Le remaniement potentiel (a) est exprimé grâce à l'indice de dissimilarité de Jaccard calculé par cellule de 20 km x 20 km pour les 120 espèces modélisées. Les pourcentages d'espèces dont les habitats étaient favorables en 1961-1990 et pour lesquels les conditions climatiques futures ne le seront plus (b) ont été calculés pour chaque cellule de 20 km x 20 km. Les pourcentages d'espèces dont les habitats n'étaient pas favorables en 1961-1990 et pour lesquels les conditions climatiques futures le deviendront (c) ont été calculés pour chaque cellule de 20 km x 20 km.

## Conclusion

Dans cette étude, nous avons étalonné des modèles d'habitats à l'échelle du nord-est de l'Amérique du Nord pour anticiper l'effet des changements climatiques sur la répartition potentielle des 120 espèces arborescentes présentes au Québec ou en périphérie. Huit modèles statistiques et 7 scénarios climatiques ont été utilisés pour modéliser l'habitat des espèces. Le choix des modèles statistiques utilisés a davantage influencé le résultat final que celui du jeu de données ou du scénario climatique utilisé, et ce, même si tous les modèles prédictifs étalonnés peuvent être considérés comme très acceptables (taux de bon classement moyen des modèles consensuels de 87 %). Des 14 caractéristiques environnementales utilisées pour décrire l'habitat des espèces, la température annuelle moyenne a l'effet le plus important sur la probabilité de présence de la grande majorité des espèces arborescentes étudiées.

Il est fort probable que dans les décennies à venir, les écosystèmes forestiers du Québec connaissent de grands bouleversements liés à l'action directe (ex. : augmentation des périodes de stress hydrique) ou indirecte (ex. : augmentation de la fréquence des feux, arrivée de nouveaux pathogènes, etc.) des changements climatiques au Québec. D'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle, 14 des 49 espèces arborescentes qui étaient présentes au Québec à la fin du 20<sup>e</sup> siècle pourraient devenir mésadaptées aux nouvelles conditions climatiques sur plus de la moitié de l'aire de répartition qui était alors la leur au Québec. Parmi elles, le pin gris, l'épinette blanche, le mélèze laricin et le sapin baumier présenteront même des risques sévères de mésadaptation (conditions climatiques futures suffisamment défavorables pour que leur maintien sur ces territoires soit compromis) sur plus de 20 % du territoire qu'elles occupaient alors. De façon générale, les espèces feuillues, à l'exception

des plus boréales telles que l'érable noir, le bouleau à papier, le peuplier baumier, le frêne noir et le sorbier d'Amérique, seront favorisées par le réchauffement du climat au Québec.

Si les espèces étaient capables de suivre en temps réel le déplacement des conditions climatiques qui leur sont le plus favorables, et si elles étaient capables de s'installer et de croître dans ces nouveaux territoires, le Québec pourrait voir la diversité de ses espèces arborescentes augmenter d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle. Il faut également noter qu'aucune espèce arborescente ne devrait être totalement déperissante (conditions climatiques futures défavorables à sa présence) sur la totalité de son aire de répartition actuelle au Québec. Ces résultats diffèrent cependant en fonction de l'échelle d'observation. Par exemple, dans la région administrative de Laval, 19 espèces devraient ne plus pouvoir se maintenir sur l'ensemble du territoire de la région, alors qu'en Mauricie, il n'y a aucun cas de ce genre.

Les effets des changements climatiques sont évolutifs et cumulatifs : les résultats de cette étude représentent les connaissances actuelles. Ce constat nécessite donc d'intégrer à la gestion forestière les notions de gestion du risque et d'adaptabilité. Les résultats de cette étude permettront progressivement de prendre en compte l'effet des changements climatiques dans nos pratiques forestières, en guidant les aménagistes dans le choix des espèces à favoriser dans le paysage ou pour le reboisement. Les risques associés aux changements climatiques devront être gérés au même titre que les autres risques dont tiennent compte la gestion et l'aménagement forestiers (évaluation des marchés internationaux, des attentes sociales envers la forêt, etc.).





## Références bibliographiques

- Aitken, S.N., S. Yeaman, J.A. Holliday, T. Wang et S. Curtis-McLane, 2008. *Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations*. *Evol. Appl.* 1: 95-111.
- Anderson-Teixeira, K.J., P.K. Snyder, T.E. Twine, S.V. Cuadra, M.H. Costa et E.H. DeLucia, 2012. *Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas*. *Nat. Clim. Change* 2(3): 177-181.
- Araújo, M.B. et A. Guisan, 2006. *Five (or so) challenges for species distribution modelling*. *J. Biogeogr.* 33: 1677-1688.
- Araújo, M.B. et M. New, 2007. *Ensemble forecasting of species distributions*. *Trends Ecol. Evol.* 22: 42-47.
- Araújo, M.B. et A.T. Peterson, 2012. *Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling*. *Ecology* 93: 1527-1539.
- Araújo, M.B., R.J. Whittaker, R.J. Ladle et M. Erhard, 2005. *Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change*. *Global Ecol. Biogeogr.* 14: 529-538.
- Araújo, M.B., W. Thuiller et R.G. Pearson, 2006. *Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe*. *J. Biogeogr.* 33(10): 1712-1728.
- Barbet-Massin, M., B.A. Walther, W. Thuiller, C. Rahbek et F. Jiguet, 2009. *Potential impacts of climate change on the winter distribution of Afro-Palaeartic migrant passerines*. *Biol. Lett.* 5: 248-251.
- Barnosky, A.D., N. Matzke, S. Tomiya, G.O.U. Wogan, B. Swartz, T.B. Quental, C. Marshall, J.L. McGuire, E.L. Lindsey, K.C. Maguire, B. Mersey et E.A. Ferrer, 2011. *Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?* *Nature* 471: 51-57.
- Beale, C.M. et J.J. Lennon, 2012. *Incorporating uncertainty in predictive species distribution modelling*. *Phil. Trans. R. Soc. B* 367: 247-258.
- Beaumont, L.J., A.J. Pitman, M. Poulsen et L. Hughes, 2007. *Where will species go? Incorporating new advances in climate modelling into projections of species distributions*. *Glob. Change Biol.* 13: 1368-1385.
- Beaumont, L.J., L. Hughes et A.J. Pitman, 2008. *Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important?* *Ecol. Lett.* 11: 1135-1146.
- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller et F. Courchamp, 2012. *Impacts of climate change on the future of biodiversity*. *Ecol. Lett.* 15: 365-377.
- Bernier, P.-Y., 2000. *Les changements climatiques touchent-ils le secteur forestier?* *L'Aubelle* 134: 23-24.
- Berteaux, D., S. de Blois, J.F. Angers, J. Bonin, N. Casajus, M. Darveau, F. Fournier, M.M. Humphries, B.J. McGill, J. Larivée, T. Logan, P. Nantel, C. Périé, F. Poisson, D. Rodrigue, S. Rouleau, R. Siron, W. Thuiller et L. Vescovi, 2010. *The CC-Bio project: Studying the effects of climate change on Quebec biodiversity*. *Diversity* 2: 1181-1204.
- Berteaux D., N. Casajus et S. de Blois. 2014. *Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine naturel*. Presses de l'Université du Québec. Rimouski, QC. 214 pages.
- Bertrand, R., V. Perez et J.-C. Gégout, 2012. *Disregarding the edaphic dimension in species distribution models leads to the omission of crucial spatial information under climate change: the case of Quercus pubescens in France*. *Glob. Change Biol.* 18(8): 2648-2660.
- Boulanger, Y., S. Gauthier, D.R. Gray, H. Le Goff, P. Lefort et J. Morissette, 2013. *Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada*. *Ecol. Appl.* 23(4): 904-923.
- Breiman, L.J., 2001. *Random forests*. *Mach. Learn.* 45 5-32.
- Breiman, L.J., J. Freidman, R. Olshen et C. Stone, 1984. *Classification and regression trees*. Wadsworth, Belmont, CA (États-Unis). 358 p.
- Brugmann, H., 2001. *A review of forest gap models*. *Clim. Change* 51: 259-305.
- Buckley, L.B. et J.G. Kingsolver, 2012. *Functional and phylogenetic approaches to forecasting species' responses to climate change*. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 43: 205-226.

- Buisson, L., G. Grenouillet, N. Casajus et S. Lek, 2010. *Predicting the potential impacts of climate change on stream fish assemblages*. Am. Fish. Soc. Symp. 73: 327-346.
- Canadian Council on Geomatics, 2003. *Canadian geographical names*. Government of Canada, Natural Resources Canada, Earth Sciences Sector, Geomatics Canada, Center for Topographic Information, Geographical Names Section, Ottawa, ON. [[www.geobase.ca/geobase/en/metadata.do;jsessionid=FE880C12A0DB3C175F5046BAAA4E9D11?id=02D8A4C7-96F4-44D9-AA48-837EADD53F41](http://www.geobase.ca/geobase/en/metadata.do;jsessionid=FE880C12A0DB3C175F5046BAAA4E9D11?id=02D8A4C7-96F4-44D9-AA48-837EADD53F41)].
- Casajus, N., C. Périé, T. Logan, M.-C. Lambert, S. de Blois et D. Berteaux, (soumis). *Projecting species distribution under climate change: an objective approach to select climate scenarios*. Methods in Ecology and Evolution.
- Chambers, D., C. Périé, N. Casajus et S. de Blois, 2013. *Challenges in modelling the abundance of 105 tree species in eastern North America using climate, edaphic, and topographic variables*. For. Ecol. Manage. 291: 20-29.
- Chen, I.-C., J.K. Hill, R. Ohlemüller, D.B. Roy et C.D. Thomas, 2011. *Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming*. Science 333(6045): 1024-1026.
- Chuine, I. et E. Beaubien, 2001. *Phenology is a major determinant of temperate tree range*. Ecol. Lett. 4(5): 500-510.
- de Elía, R. et H. Côté, 2010. *Climate and climate change sensitivity to model configuration in the Canadian RCM over North America*. Meteorol. Z. 19: 325-339.
- Dormann, C.F., J.M. McPherson, M.B. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R.G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, D. Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P.R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F.M. Schurr et R. Wilson, 2007. *Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review*. Ecography 30(5): 609-628.
- Dormann, C.F., O. Purschke, J.R.G. Marquez, S. Lautenbach et B. Schroder, 2008a. *Components of uncertainty in species distribution analysis: a case study of the Great Grey Shrike*. Ecology 89: 3371-3386.
- Dormann, C.F., O. Schweiger, P. Arens, I. Augenstein, S. Aviron, D. Bailey, J. Baudry, R. Billeter, R. Bugter, R. Bukáček, F. Burel, M. Cerny, R.D. Cock, G. De Blust, R. DeFilippi, T. Diekötter, J. Dirksen, W. Durka, P.J. Edwards, M. Frenzel, R. Hamersky, F. Hendrickx, F. Herzog, S. Klotz, B. Koolstra, A. Lausch, D. Le Coeur, J. Liira, J.P. Maelfait, P. Opdam, M. Roubalova, A. Schermann-Legionnet, N. Schermann, T. Schmidt, M.J. Smulders, M. Speelmans, P. Simova, J. Verboom, W. van Wingerden et M. Zobel, 2008b. *Prediction uncertainty of environmental change effects on temperate European biodiversity*. Ecol. Lett. 11: 235-244.
- Dray, S. et A.B. Dufour, 2007. *The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists*. J. Stat. Softw. 22(4): 1-20.
- Dubuis, A., S. Giovanettina, L. Pellissier, J. Pottier, P. Vittoz et A. Guisan, 2013. *Improving the prediction of plant species distribution and community composition by adding edaphic to topo-climatic variables*. J. Veg. Sci. 24(4): 593-606.
- Ehrlich, P.R. et R.M. Pringle, 2008. *Where does biodiversity go from here? A grim business-as-usual forecast and a hopeful portfolio of partial solutions*. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 105: 11579-11586.
- Elith, J. et C.H. Graham, 2009. *Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models*. Ecography 32(1): 66-77.
- Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.M. Overton, A. Townsend Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz et N.E. Zimmermann, 2006. *Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data*. Ecography 29(2): 129-151.
- Engler, R., W. Hordjik et A. Guisan, 2012. *The MIGCLIM R package - seamless integration of dispersal constraints into projections of species distribution models*. Ecography 35(10): 872-878.
- Fisher, R.A., 1936. *The use of multiple measurements in taxonomic problems*. Ann. Eugen. 7: 179-188.

- Fitzpatrick, M.C. et W.W. Hargrove, 2009. *The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate*. Biodiv. Conserv. 18: 2255-2261.
- Fordham, D.A., T.M.L. Wigley et B.W. Brook, 2011. *Multi-model climate projections for biodiversity risk assessments*. Ecol. Appl. 21: 3317-3331.
- Franklin, J., 2009. *Mapping species distributions: spatial inference and predictions*. Cambridge University Press, New York, NY (États-Unis). 336 p.
- Freeman, E.A. et G.G. Moisen, 2008. *A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa*. Ecol. Modell. 217: 48-58.
- Friedman, J.H., 1991. *Multivariate adaptive regression splines*. Ann. Stat. 19(1): 1-141.
- Garcia, R.A., N.D. Burgess, M. Cabeza, C. Rahbek et M.B. Araújo, 2012. *Exploring consensus in 21<sup>st</sup> century projections of climatically suitable areas for African vertebrates*. Glob. Change Biol. 18(4): 1253-1269.
- [GIEC] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2007. *Bilan 2007 des changements climatiques*. Contributions des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du GIEC. GIEC, Genève (Suisse) [[www.ipcc.ch/home\\_languages\\_main\\_french.shtml#33](http://www.ipcc.ch/home_languages_main_french.shtml#33)].
- Girardin, MP., A.A. Ali, C. Carcaillet, O. Blarquez, C. Hély, A. Terrier, A. Genries et Y. Bergeron, 2013. *Vegetation limits the impact of a warm climate on boreal wildfires*. New Phytol. 199(4): 1001-1011.
- Gray, L.K. et A. Hamann, 2012. *Tracking suitable habitat for tree populations under climate change in western North America*. Clim. Change 117: 289-303.
- Grenouillet, G., L. Buisson, N. Casajus et S. Lek, 2011. *Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges*. Ecography 34(1): 9-17.
- Hamann, A., P. Smets, A.D. Yanchuk et S.N. Aitken, 2005. *An ecogeographic framework for in situ conservation of forest trees in British Columbia*. Can. J. For. Res. 35(11): 2553-2561.
- Hamrick, J.L., M.J.W. Godt et S.L. Sherman-Broyles, 1992. *Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species*. New For. 6: 95-124.
- Hannah, L., 2012. *Saving a million species: extinction risk from climate change*. Island Press, Washington, DC (États-Unis). 420 p.
- Hastie, T. et R.J. Tibshirani, 1990. *Generalized additive models*. Monographs on statistics and applied probability n° 43. Chapman & Hall, Londres (Royaume-Uni). 352 p.
- Heikkinen, R.K., M. Luoto, M.B. Araújo, R. Virkkala, W. Thuiller et M.T. Sykes, 2006. *Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change*. Prog. Phys. Geogr. 30(6): 751-777.
- Hickling, R., D.B. Roy, J.K. Hill, R. Fox et C.D. Thomas, 2006. *The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards*. Glob. Change Biol. 12(3): 450-455.
- Houle, D., P.J.H. Richard, S.O. Ndzangou et M. Richer-Lafleche, 2012. *Compositional vegetation changes and increased red spruce abundance during the Little Ice Age in a sugar maple forest of north-eastern North America*. Plant Ecol. 213(6): 1027-1035.
- Hutchinson, M., T. Xu, D. Houlder, H. Nix et J. McMahon, 2009. *ANUCLIM 6.0 User's Guide*. Australian National University, Fenner School of Environment and Society, Canberra (Australie).
- Iverson, L.R. et D. McKenzie, 2013. *Tree-species range shifts in a changing climate: detecting, modeling, assisting*. Landscape Ecol. 28(5): 879-889.
- Iverson, L.R., A.M. Prasad, S.N. Matthews et M. Peters, 2008. *Estimating potential habitat for 134 eastern US tree species under six climate scenarios*. For. Ecol. and Manage. 254(3): 390-406.
- Iverson, L.R., A.M. Prasad, S.N. Matthews et M.P. Peters, 2011. *Lessons learned while integrating habitat, dispersal, disturbance, and life-history traits into species habitat models under climate change*. Ecosystems 14: 1005-1020.
- Lafleur, B., D. Paré, A.D. Munson et Y. Bergeron, 2010. *Response of northeastern North American forests to climate change: Will soil conditions constrain tree species migration?* Environ. Rev. 18: 279-289.
- Leathwick, J.R., J. Elith, M.S. Francis, T. Hastie et P. Taylor, 2006a. *Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees*. Mar. Ecol.: Prog. Ser. 321: 267-281.



- Leathwick, J.R., J. Elith et T. Hastie, 2006b. *Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions*. *Ecol. Modell.* 199(2): 188-196.
- Liu, C., P.M. Berry, T.P. Dawson et R.G. Pearson, 2005. *Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions*. *Ecography* 28(3): 385-393.
- Loarie, S.R., P.B. Duffy, H. Hamilton, G.P. Asner, C.B. Field et D.D. Ackerly, 2009. *The velocity of climate change*. *Nature* 462: 1052-1055.
- Logan, T., N. Casajus et C. Périé. 2011a. *Objective climate scenario selection for impacts analysis and adaptation to climate change*. 45<sup>e</sup> Congrès de la Société canadienne de météorologie et d'océanographie. 5 au 9 juin 2011, Victoria, BC.
- Logan, T., I. Charron, D. Chaumont et D. Houle, 2011b. *Atlas de scénarios climatiques pour la forêt québécoise*. Ouranos et ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. 55 p. + annexes. [[www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Houle-Daniel/AtlasOuranos.pdf](http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Houle-Daniel/AtlasOuranos.pdf)].
- Malmsheimer, R.W., P. Hefferman, S. Brink, D. Crandall, F. Deneke, C. Galik, E. Gee, J.A. Helms, N. McClure, M. Mortimer, S. Ruddell, M. Smith et J. Stewart, 2008. *Forest management solutions for mitigating climate change in the United States*. *J. For.* 106: 115-173.
- Marcott, S.A., J.D. Shakun, P.U. Clark et A.C. Mix, 2013. *A reconstruction of regional and global temperature for the past 11,300 years*. *Science* 339: 1198-1201.
- Marmion, M., J. Hjort, W. Thuiller et M. Luoto, 2009a. *Statistical consensus methods for improving predictive geomorphology maps*. *Comput. Geosci.* 35(3): 615-625.
- Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R.K. Heikkinen et W. Thuiller, 2009b. *Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling*. *Diversity Distrib.* 15: 59-69.
- Mbogga, M.S., A. Hamann et T. Wang, 2009. *Historical and projected climate data for natural resource management in western Canada*. *Agric. For. Meteorol.* 149(5): 881-890.
- McCullagh, P. et J.A. Nelder, 1997. *Generalized linear models*. Monographs on statistics and applied probability n° 37. 2<sup>nd</sup> Edition. Chapman & Hall, Londres (Royaume-Uni). 532 p.
- McKenney, D.W., J.H. Pedlar, K. Lawrence, K. Campbell et M.F. Hutchinson, 2007. *Potential impacts of climate change on the distribution of North American trees*. *BioScience* 57: 939-948.
- Meehl, G.A., C. Covey, T. Delworth, M. Latif, B. McAyaney, J.F.B. Mitchell, R.J. Stouffer et K.E. Taylor, 2007. *The WCRP CMIP3 multimodel dataset - A new era in climate change research*. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 88: 1383-1394.
- Meier, E.S., H. Lischke, D.R. Schmatz et N.E. Zimmermann, 2012. *Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees*. *Global Ecol. Biogeogr.* 21(2): 164-178.
- Midgley, G.F., G.O. Hughes, W. Thuiller et W.G. Rebelo, 2006. *Migration rate limitations on climate change induced range shifts in Cape Proteaceae*. *Diversity Distrib.* 12: 555-562.
- Mpelasoka, F. et F. Chiew, 2009. *Influence of rainfall scenario construction methods on runoff projections*. *J. Hydrometeor.* 10(5): 1168-1183.
- Murphy, J.M., D.M.H. Sexton, D.N. Barnett, G.S. Jones, M.J. Webb, M. Collins et D.A. Stainforth, 2004. *Quantification of modeling uncertainties in a large ensemble of climate change simulations*. *Nature* 430: 768-772.
- Nakicenovic, N., J. Alcamo, G. Davis, B. deVries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grübler, T. Jung, T. Kram, E.L. La Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Pepper, H. Pitcher, L. Price, K. Raihi, A. Roehrl, H.H. Rogner, A. Sankovski, M. Schlesinger, P. Shukla, S. Smith, R. Swart, S. van Rooijen, N. Victor et Z. Dadi, 2000. *Emissions scenarios. Special report by Working group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge (Royaume-Uni). 570 p.
- Nenzén, H.K. et M.B. Araújo, 2011. *Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change*. *Ecol. Modell.* 222: 3346-3354.
- Pages 2k Consortium, 2013. *Continental-scale temperature variability during the past two millennia*. *Nat. Geosci.* 6: 339-346.
- Parmesan, C. et G. Yohe, 2003. *A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems*. *Nature* 421: 37-42.
- Pearson, R.G., 2007. *Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis*. American Museum of Natural History. Lessons in Conservation. 36 p. [[http://ncep.amnh.org/linc/linc\\_download.php?component\\_id=36](http://ncep.amnh.org/linc/linc_download.php?component_id=36)].

- Pearson, R.G. et T.P. Dawson, 2003. *Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?* Global Ecol. Biogeogr. 12: 361-371.
- Pearson, R.G., W. Thuiller, M.B. Araújo, E. Martinez-Meyer, L. Brotons, C. McClean, L. Miles, P. Segurado, T.P. Dawson et D.C. Lees, 2006. *Model-based uncertainty in species range prediction.* J. Biogeogr. 33: 1704-1711.
- Peel, M.C., B.L. Finlayson et T.A. McMahon, 2007. *Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification.* Hydrol. Earth Syst. Sci. 11: 1633-1644.
- Périé, C., T. Logan et N. Casajus, 2013. *Projecting species distribution under climate change: an objective approach to select climate scenarios.* Affiche présentée à la 19<sup>e</sup> conférence bisannuelle de l'ISEM: *Ecological modelling for ecosystem sustainability in the context of global change.* 28 au 31 octobre 2013. Toulouse (France). [[ftp://ftp.mrnf.gouv.qc.ca/Public/Drf/CatherineP/AfficheISEM2013\\_CPerie\\_1310181.pdf](ftp://ftp.mrnf.gouv.qc.ca/Public/Drf/CatherineP/AfficheISEM2013_CPerie_1310181.pdf)].
- Prasad, A.M., L.R. Iverson et A. Liaw, 2006. *Newer classification and regression tree techniques: bagging and random forests for ecological prediction.* Ecosystems 9: 181-199.
- Prasad, A.M., L.R. Iverson, S. Matthews et M. Peters, 2007+. *A climate change atlas for 134 forest tree species of the Eastern United States.* Base de données. U.S.D.A. Forest Service, Northern Research Station, Delaware, OH (États-Unis). [[www.nrs.fs.fed.us/atlas/tree](http://www.nrs.fs.fed.us/atlas/tree)].
- R Development Core Team, 2011. *R: a language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienne (Autriche).
- Régnière, J., R. St-Amant et P. Duval, 2012. *Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example.* Biol. Invasions 14: 1571-1586.
- Ripley, B.D., 1996. *Pattern recognition and neural networks.* Cambridge University Press, Cambridge (Royaume-Uni). 416 p.
- Roubicek, A.J., J. VanDerWal, L.J. Beaumont, A.J. Pitman, P. Wilson et L. Hughes, 2010. *Does the choice of climate baseline matter in ecological niche modelling?* Ecol. Modell. 221: 2280-2286.
- Scheller, R.M., 2013. *Landscape modeling.* Dans : Levin, S.A. (éditeur en chef). *Encyclopedia of biodiversity.* 2<sup>e</sup> édition. Academic Press, Waltham, MA (États-Unis). p. 531-538.
- Segurado, P. et M.B. Araújo, 2004. *An evaluation of methods for modelling species distributions.* J. Biogeogr. 31: 1555-1568.
- Soberón, J. et M. Nakamura, 2009. *Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions.* Proc. Natl Acad. Sci. U. S. A. 106(Suppl. 2): 19644-19650.
- Swets, J.A., 1988. *Measuring the accuracy of diagnostic systems.* Science 240: 1285-1293.
- Synes, N.W. et P.E. Osborne, 2011. *Choice of predictor variables as a source of uncertainty in continental-scale species distribution modelling under climate change.* Global Ecol. Biogeogr. 20: 904-914.
- Terrier, A., M.P. Girardin, C. Périé, P. Legendre et Y. Bergeron, 2013. *Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires.* Ecol. Appl. 23: 21-35.
- Thompson, D., 2009. *Ranking predictors in logistic regression.* Midwest SAS Users Group 2009 Conference Proceedings. 11 au 13 octobre 2009. Cleveland, OH (États-Unis). Paper D10-2009. 13 p. [[www.mwsug.org/proceedings/2009/stats/MWSUG-2009-D10.pdf](http://www.mwsug.org/proceedings/2009/stats/MWSUG-2009-D10.pdf)].
- Thuiller, W., 2004. *Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change.* Glob. Change Biol. 10: 2020-2027.
- Thuiller, W., L. Brotons, M.B. Araújo et S. Lavorel, 2004. *Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions.* Ecography 27: 165-172.
- Thuiller, W., B. Lafourcade, R. Engler et M.B. Araújo, 2009. *BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions.* Ecography 32: 369-373.
- VanDerWal, J., L. Shoo, C.H. Graham et S. Williams, 2009. *Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know?* Ecol. Modell. 220: 589-594.
- Verta, J-P., C.R. Landry et J. Mackay, 2013. *Are long-lived trees poised for evolutionary change? Single locus effects in the evolution of gene expression networks in spruce.* Mol. Ecol. 2: 2369-2379.

- Vetaas, O.R., 2002. *Realized and potential climate niches: a comparison of four Rhododendron tree species*. J. Biogeogr. 29: 545-554.
- Wiens, J.A., D. Stralberg, D. Jongsomjit, C.A. Howell et M.A. Snyder, 2009. *Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties*. Proc. Natl Acad. Sci. U. S. A. 106(Suppl. 2): 19729-19736.
- Wisn, M.S. et A. Guisan, 2009. *Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data*. BMC Ecology 9: 8.
- Wisn, M.S., R.J. Hijmans, J. Li, A.T. Peterson, C.H. Graham et A. Guisan, 2008. *Effects of sample size on the performance of species distribution models*. Diversity Distrib. 14: 763-773.



## Annexe

**Annexe.** Liste complète des 120 espèces arborescentes dont les aires de répartition actuelle et futures ont été modélisées dans le cadre de l'étude.

Nom latin	Nom vernaculaire*	Famille	Présence au Québec en 1961-1990		Présence prédite au Québec en 2080
			Observée	Prédite	
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	Sapin baumier	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Acer barbatum</i> Michx.	Érable de Floride	<i>Sapindaceae</i>			
<i>Acer negundo</i> L.	Érable négondo	<i>Sapindaceae</i>	x		x
<i>Acer nigrum</i> Michx.	Érable noir	<i>Sapindaceae</i>	x	x	x
<i>Acer pensylvanicum</i> L.	Érable de Pennsylvanie	<i>Sapindaceae</i>	x	x	x
<i>Acer rubrum</i> L.	Érable rouge	<i>Sapindaceae</i>	x	x	x
<i>Acer saccharinum</i> L.	Érable argenté	<i>Sapindaceae</i>	x	x	x
<i>Acer saccharum</i> Marshall	Érable à sucre	<i>Sapindaceae</i>	x	x	x
<i>Aesculus glabra</i> Willd.	Marronnier glabre	<i>Sapindaceae</i>			x
<i>Aesculus octandra</i> Marshall (syn. de <i>Aesculus flava</i> Sol)	Marronnier jaune	<i>Sapindaceae</i>			x
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Aulne glutineux	<i>Betulaceae</i>	x	x	x
<i>Asimina triloba</i> (L.) Dunal	Asiminier trilobé	<i>Annonaceae</i>			x
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton	Bouleau jaune	<i>Betulaceae</i>	x	x	x
<i>Betula lenta</i> L.	Bouleau flexible	<i>Betulaceae</i>			x
<i>Betula nigra</i> L.	Bouleau noir	<i>Betulaceae</i>			x
<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	Bouleau à papier	<i>Betulaceae</i>	x	x	x
<i>Betula populifolia</i> Marsh.	Bouleau gris	<i>Betulaceae</i>	x	x	x
<i>Carpinus caroliniana</i> Walter	Charme de Caroline	<i>Betulaceae</i>	x	x	x
<i>Carya aquatica</i> (F. Michx.) Nutt.	Caryer aquatique	<i>Juglandaceae</i>			
<i>Carya cordiformis</i> (Wangenh.) K. Koch	Caryer cordiforme	<i>Juglandaceae</i>	x	x	x
<i>Carya glabra</i> (Mill.) Sweet	Caryer glabre	<i>Juglandaceae</i>	x		x
<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch	Caryer pacanier	<i>Juglandaceae</i>			
<i>Carya laciniata</i> Michx. f.	Caryer lacinié	<i>Juglandaceae</i>			x
<i>Carya ovata</i> (Mill.) K. Koch	Caryer à fruits doux	<i>Juglandaceae</i>	x	x	x
<i>Carya tomentosa</i> (Lam. Ex Poir.) Nutt.	Caryer blanc	<i>Juglandaceae</i>	x		x
<i>Castanea dentata</i> (Marsh.) Borkh.	Châtaignier d'Amérique	<i>Fagaceae</i>			x
<i>Catalpa speciosa</i> Warder ex Engelm.	Catalpa du Nord	<i>Bignoniaceae</i>			x

\* Le nom vernaculaire des essences commerciales et non commerciales actuellement observées au Québec provient, sauf exception, de l'annexe 4 de Saucier, J.-P., J.-P. Berger, H. D'Avignon et P. Racine, 1994. *Le point d'observation écologique. Normes techniques.* Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la gestion des stocks forestiers. 126 p. [<https://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/le-point-observation-ecologique-normes-tech-34.pdf>]. Celui de l'aulne glutineux provient de Brouillet, L., F. Coursol, S.J. Meades, M. Favreau, M. Anions, P. Bélisle et P. Desmet, 2010+. *VASCAN, la base de données des plantes vasculaires du Canada.* Base de données en ligne [<http://data.canadensys.net/vascan/>] (consultée le 27 janvier 2014). Celui des autres espèces provient de Grandtner, M.M., 1997-2010. *Dictionnaire mondial des arbres - Amérique du Nord.* Base de données en ligne. Université Laval, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Département des sciences du bois et de la forêt. Québec, QC. [[www.wdt.qc.ca/w3dictiofr/treesna2srch.asp](http://www.wdt.qc.ca/w3dictiofr/treesna2srch.asp)] (consulté le 22 janvier 2014).

## Annexe. (suite)

Nom latin	Nom vernaculaire	Famille	Présence au Québec en 1961-1990		Présence prédite au Québec en 2080
			Observée	Prédite	
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Micocoulier lisse	<i>Ulmaceae</i>			
<i>Celtis occidentalis</i> L.	Micocoulier occidental	<i>Ulmaceae</i>	x		x
<i>Cercis canadensis</i> L.	Gainier rouge	<i>Caesalpiniaceae</i>			x
<i>Chamaecyparis thyoides</i> (L.) B.S.P.	Faux-cyprès blanc	<i>Cupressaceae</i>		x	x
<i>Cornus florida</i> L.	Cornouiller fleuri	<i>Cornaceae</i>	x		x
<i>Diospyros virginiana</i> L.	Plaqueminier de Virginie	<i>Ebenaceae</i>			
<i>Fagus grandifolia</i> Ehrh.	Hêtre à grandes feuilles	<i>Fagaceae</i>	x	x	x
<i>Fraxinus americana</i> L.	Frêne d'Amérique	<i>Oleaceae</i>	x	x	x
<i>Fraxinus nigra</i> Marshall	Frêne noir	<i>Oleaceae</i>	x	x	x
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marshall	Frêne de Pennsylvanie	<i>Oleaceae</i>	x	x	x
<i>Fraxinus quadrangulata</i> Michx.	Frêne bleu	<i>Oleaceae</i>			
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	Févier à trois épines	<i>Fabaceae</i>			x
<i>Gordonia lasianthus</i> (L.) Ellis	Gordonie à feuilles glabres	<i>Theaceae</i>			
<i>Gymnocladus dioica</i> (L.) K. Koch	Chicot du Canada	<i>Fabaceae</i>			x
<i>Ilex opaca</i> Aiton	Houx d'Amérique	<i>Aquifoliaceae</i>			x
<i>Juglans cinerea</i> L.	Noyer cendré	<i>Juglandaceae</i>	x	x	x
<i>Juglans nigra</i> L.	Noyer noir	<i>Juglandaceae</i>			x
<i>Juniperus virginiana</i> L.	Genévrier de Virginie	<i>Cupressaceae</i>	x		x
<i>Larix laricina</i> (Du Roi) K. Koch	Mélèze laricin	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	Liquidambar d'Amérique	<i>Hamamelidaceae</i>			x
<i>Liriodendron tulipifera</i> L.	Tulipier de Virginie	<i>Magnoliaceae</i>			x
<i>Maclura pomifera</i> (Raf.) C. K. Schneid.	Maclure épineuse	<i>Moraceae</i>		x	x
<i>Magnolia acuminata</i> L.	Magnolia acuminé	<i>Magnoliaceae</i>			x
<i>Magnolia grandiflora</i> L.	Magnolia à grandes fleurs	<i>Magnoliaceae</i>	x	x	x
<i>Magnolia macrophylla</i> Michx.	Magnolia à grandes feuilles	<i>Magnoliaceae</i>			x
<i>Magnolia virginiana</i> L.	Magnolia de Virginie	<i>Magnoliaceae</i>			x
<i>Morus rubra</i> L.	Mûrier rouge	<i>Moraceae</i>			x
<i>Nyssa aquatica</i> L.	Nyssa aquatique	<i>Nyssaceae</i>			
<i>Nyssa ogeche</i> W. Bartram ex Marshall	Nyssa d'Ogeechee	<i>Nyssaceae</i>			
<i>Nyssa sylvatica</i> Marshall	Nyssa sylvestre	<i>Nyssaceae</i>	x		x
<i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K. Koch	Ostryer de Virginie	<i>Betulaceae</i>	x	x	x
<i>Oxydendrum arboreum</i> (L.) DC.	Oxydendron arborescent	<i>Ericaceae</i>			
<i>Persea borbonia</i> (L.) Spreng.	Avocatier bourbon	<i>Lauraceae</i>			
<i>Picea glauca</i> (Moench) Voss	Épinette blanche	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Picea mariana</i> (Mill.) B.S.P.	Épinette noire	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Picea rubens</i> Sarg.	Épinette rouge	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Pinus banksiana</i> Lamb.	Pin gris	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Pinus echinata</i> Mill.	Pin à courtes feuilles	<i>Pinaceae</i>			
<i>Pinus elliotii</i> Engelm.	Pin d'Elliott	<i>Pinaceae</i>			

...

## Annexe. (suite)

Nom latin	Nom vernaculaire	Famille	Présence au Québec en 1961-1990		Présence prédite au Québec en 2080
			Observée	Prédite	
<i>Pinus glabra</i> Walter	Pin glabre	<i>Pinaceae</i>			
<i>Pinus palustris</i> Mill.	Pin des marais	<i>Pinaceae</i>			
<i>Pinus pungens</i> Lamb.	Pin à cônes piquants	<i>Pinaceae</i>		x	x
<i>Pinus resinosa</i> Aiton	Pin rouge	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Pinus rigida</i> Mill.	Pin rigide	<i>Pinaceae</i>	x		x
<i>Pinus serotina</i> Michx.	Pin sérotineux	<i>Pinaceae</i>			
<i>Pinus strobus</i> L.	Pin blanc	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Pinus taeda</i> L.	Pin à encens	<i>Pinaceae</i>			
<i>Pinus virginiana</i> Mill.	Pin de Virginie	<i>Pinaceae</i>			x
<i>Planera aquatica</i> J.F. Gmel.	Planera des marécages	<i>Ulmaceae</i>			
<i>Platanus occidentalis</i> L.	Platane d'Occident	<i>Platanaceae</i>			x
<i>Populus balsamifera</i> L.	Peuplier baumier	<i>Salicaceae</i>	x	x	x
<i>Populus deltoides</i> W. Bartram ex Marshall	Peuplier deltoïde	<i>Salicaceae</i>	x	x	x
<i>Populus grandidentata</i> Michx.	Peuplier à grandes dents	<i>Salicaceae</i>	x	x	x
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	Peuplier faux-tremble	<i>Salicaceae</i>	x	x	x
<i>Prunus americana</i> Marsh.	Prunier d'Amérique	<i>Rosaceae</i>			x
<i>Prunus pensylvanica</i> L. f.	Cerisier de Pennsylvanie	<i>Rosaceae</i>	x	x	x
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Cerisier tardif	<i>Rosaceae</i>	x	x	x
<i>Quercus alba</i> L.	Chêne blanc	<i>Fagaceae</i>	x		x
<i>Quercus bicolor</i> Willd.	Chêne bicolore	<i>Fagaceae</i>	x	x	x
<i>Quercus coccinea</i> Münchh.	Chêne écarlate	<i>Fagaceae</i>			x
<i>Quercus ellipsoidalis</i> E.J. Hill	Chêne ellipsoïdal	<i>Fagaceae</i>		x	x
<i>Quercus falcata</i> Michx.	Chêne digité	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus ilicifolia</i> Wangenh.	Chêne à feuilles de houx	<i>Fagaceae</i>			x
<i>Quercus imbricaria</i> Michx.	Chêne imbriqué	<i>Fagaceae</i>			x
<i>Quercus laevis</i> Walter	Chêne glabre	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus laurifolia</i> Michx.	Chêne à feuilles de laurier	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus lyrata</i> Walter	Chêne à feuilles lyrées	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus marilandica</i> (L.) Münchh.	Chêne du Maryland	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus macrocarpa</i> Michx.	Chêne à gros fruits	<i>Fagaceae</i>	x	x	x
<i>Quercus michauxii</i> Nutt.	Chêne de Michaux	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus muehlenbergii</i> Engelm.	Chêne de Mühlenberg	<i>Fagaceae</i>			x
<i>Quercus nigra</i> L.	Chêne noir	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus palustris</i> Muenchh.	Chêne des marais	<i>Fagaceae</i>			x
<i>Quercus phellos</i> L.	Chêne saule	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus prinus</i> (syn. de <i>Quercus montana</i> Willd)	Chêne des montagnes	<i>Fagaceae</i>			x
<i>Quercus rubra</i> L.	Chêne rouge	<i>Fagaceae</i>	x	x	x
<i>Quercus shumardii</i> Buckl.	Chêne de Shumard	<i>Fagaceae</i>			
<i>Quercus stellata</i> Wangenh.	Chêne étoilé	<i>Fagaceae</i>			

...

## Annexe. (suite et fin)

Nom latin	Nom vernaculaire	Famille	Présence au Québec en 1961-1990		Présence prédite au Québec en 2080
			Observée	Prédite	
<i>Quercus velutina</i> Lam.	Chêne des teinturiers	<i>Fagaceae</i>			x
<i>Quercus virginiana</i> Mill.	Chêne de Virginie	<i>Fagaceae</i>			
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Robinier faux-acacia	<i>Papilionaceae</i>	x		x
<i>Salix nigra</i> Marsh.	Saule noir	<i>Salicaceae</i>	x	x	x
<i>Sassafras albidum</i> (Nutt.) Nees	Sassafras officinal	<i>Lauraceae</i>			x
<i>Sorbus americana</i> Marsh.	Sorbier d'Amérique	<i>Rosaceae</i>	x	x	x
<i>Taxodium distichum</i> (L.) Rich.	Taxode chauve	<i>Taxodiaceae</i>			x
<i>Thuja occidentalis</i> L.	Thuya occidental	<i>Cupressaceae</i>	x	x	x
<i>Tilia americana</i> L.	Tilleul d'Amérique	<i>Tiliaceae</i>	x	x	x
<i>Tilia heterophylla</i> Vent. (syn. de <i>Tilia americana</i> var. <i>heterophylla</i> [Vent.] Loudon)	Tilleul d'Amérique blanc	<i>Tiliaceae</i>	x	x	x
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carrière	Pruche de l'Est	<i>Pinaceae</i>	x	x	x
<i>Ulmus alata</i> Michx.	Orme ailé	<i>Ulmaceae</i>			
<i>Ulmus americana</i> L.	Orme d'Amérique	<i>Ulmaceae</i>	x	x	x
<i>Ulmus rubra</i> Mühl.	Orme rouge	<i>Ulmaceae</i>	x	x	x
<i>Ulmus thomasi</i> Sarg.	Orme de Thomas	<i>Ulmaceae</i>	x	x	x





Dans le cadre de la mesure 24 du Plan d'Action du Québec sur les changements climatiques 2006-2012, la Direction de la recherche forestière a entrepris des travaux scientifiques dont l'objectif est d'évaluer la vulnérabilité des forêts aux changements climatiques, afin de proposer des mesures d'adaptation qui s'inscrivent dans l'aménagement forestier durable. La forêt du Québec, de par sa position septentrionale, pourrait être l'un des écosystèmes les plus touchés par les changements globaux. En effet, de nouvelles espèces pourraient y trouver refuge tandis que d'autres, déjà présentes, seront localement défavorisées par les nouvelles conditions climatiques, essentiellement

dans la partie la plus méridionale de leur aire de répartition actuelle. Les résultats de ce mémoire anticipent l'effet des changements climatiques sur l'habitat futur (horizon 2100) des espèces arborescentes de la forêt aménagée du Québec. Ces nouvelles connaissances pourront aider les aménagistes à choisir les espèces à favoriser dans le paysage ou à planter dans un contexte de changements climatiques.