

Portrait de l'organisation spatiale du territoire forestier gaspésien définie d'après la mesure de l'intensité de la fragmentation et de la connectivité des forêts

**Perrotte Caron O, Varady-Szabo H et Malenfant A**



**Consortium en foresterie**

Gaspésie–Les-Îles

Affilié à l'**UQAR**

2012

## Remerciements

Nous tenons à remercier Mathieu Côté du parc national Forillon et Richard Fournier de l'Université de Sherbrooke pour leurs commentaires sur une version préliminaire de ce rapport. Nous souhaitons également remercier Claude Isabel du Parc national de la Gaspésie, Daniel Chouinard, Luc Gagnon, Martin Dorais et Claudel Pelletier du ministère des Ressources naturelles et de la Faune pour leur participation à l'élaboration de la méthodologie. Nous remercions également Alain Leduc de l'Université du Québec à Montréal, Martin-Hugues St-Laurent de l'Université du Québec à Rimouski et Louise Gratton de Conservation de la Nature Canada pour leur support scientifique. Nous souhaitons également remercier Marie-Ève Bernatchez et Isabelle Bernatchez pour l'édition finale du document et la révision linguistique.

Finalement, nous remercier les partenaires financiers du Consortium soit le ministère des Ressources naturelles, la Conférence régionale des élu(e)s Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et l'Université du Québec à Rimouski.

## Pour nous contacter :

Consortium en foresterie Gaspésie -Les-Îles  
37, rue Chrétien, bur. Z-3, C.P.5 Gaspé (QC) G4X 1E1  
Tél. : (418) 368-5166  
Télec. : (418) 368-0511  
consortium@mieuxconnaitrelaforet.ca  
www.mieuxconnaitrelaforet.ca

## Référence à citer :

Perrotte Caron O., Varady-Szabo H. et Malenfant<sup>1</sup> A. 2012. Portrait de l'organisation spatiale du territoire forestier gaspésien définie d'après la mesure de l'intensité de la fragmentation et de la connectivité des forêts. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé. 59 pages.

<sup>1</sup> Direction des opérations intégrées - Territoire de la Gaspésie - Îles-de-la-Madeleine, ministère des Ressources naturelles.

ISBN 978-2-923948-17-1 (version imprimée)  
ISBN 978-2-923948-18-8 (version électronique PDF)  
Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2012  
Dépôt légal - Bibliothèque et Archives Canada, 2012

Grande photo de la page couverture : Julien Leblanc.

# Table des matières

---

1.	Résumé .....	1
2.	Introduction .....	3
3.	Cadre théorique .....	5
3.1	Les indices de fragmentation forestière.....	5
3.1.1	La mesure des superficies relatives de forêts d'intérieur .....	5
3.1.2	L'indice d'effets de lisières liés aux activités sylvicoles et autres activités humaines .....	5
3.2	Les indices de connectivité.....	6
3.2.1	La mesure de percolation .....	6
3.2.2	L'indice de connectivité intégrale.....	7
3.3	Les seuils et degrés d'altération.....	8
4.	Méthodologie .....	9
4.1	Territoire .....	9
4.2	Données utilisées .....	12
4.2.1	La forêt actuelle .....	12
4.2.2	Les documents de la forêt de référence.....	12
4.3	Les indices de fragmentation forestière .....	14
4.3.1	La mesure des superficies relatives de forêts d'intérieur .....	15
4.3.2	L'indice d'effets de lisières liés aux activités sylvicoles et autres activités humaines ...	16
4.3.3	Les valeurs de référence.....	16
4.4	Les indices de connectivité.....	18
4.4.1	La mesure de percolation .....	18
4.4.2	L'indice de connectivité intégrale.....	19
4.4.3	Les valeurs de référence.....	19
4.5	Limitations méthodologiques.....	21
4.5.1	Les indices de fragmentation forestière.....	21
4.5.2	Les indices de connectivité.....	21
5.	Résultats.....	24
5.1	Les indices de fragmentation forestière .....	24
5.1.1	La mesure des superficies relatives de forêts d'intérieur .....	24
5.1.2	L'indice d'effets de lisières liés aux activités sylvicoles et autres activités humaines ...	25
5.2	Les indices de connectivité.....	27
5.2.1	La mesure de percolation .....	27
5.2.2	L'indice de connectivité intégrale.....	30
6.	Discussion .....	35
6.1	Les changements dans l'organisation spatiale des forêts.....	35
6.1.1	La diminution des proportions de forêts d'intérieur.....	35

6.1.2	La diminution des grands massifs de forêts d'intérieur .....	37
6.1.3	La diminution de la connectivité .....	38
7.	Conclusion.....	40
8.	Références .....	41
	Annexes.....	45

# Liste des tableaux

---

<b>Tableau 1.</b> Niveaux de connectivité établis selon les seuils de percolation basés sur les proportions d’habitats et description du critère de percolation associé (adapté de Turner <i>et al.</i> 2001).....	7
<b>Tableau 2.</b> Types d’habitat selon leur degré d’ouverture et leur vocation. ....	14
<b>Tableau 3.</b> Largeurs (m) des lisières induites par les différents types d’habitats sur les peuplements de forêts hautes (hauteur de 12 m et plus). La justification entourant le choix des largeurs de lisière est présentée à l’annexe 1. ....	15
<b>Tableau 4.</b> Intensités de l’effet de lisière (variant de 0 à 1) déterminées selon la juxtaposition des types d’habitats tels que définis au tableau 2 (adapté de Leduc 1996). ....	16
<b>Tableau 5.</b> Valeurs de référence des proportions de forêts d’intérieur établies à partir des proportions de forêts matures et vieilles issues de l’analyse des carnets d’arpentage (carnets) et des photographies aériennes (photos) du Portrait forestier historique (Pinna <i>et al.</i> 2009). ....	17
<b>Tableau 6.</b> Valeurs de l’indice d’effets de lisières obtenues par simulation de parterres de coupes en damier, avec une intensité d’effets de lisières maximale (valeur de 1), et avec des dimensions équivalentes aux superficies moyennes des coupes d’un seul tenant réalisées en Gaspésie de 1988 à 2005-2008 ( $\geq 1988$ ) et de 2003 à 2005-2008 ( $\geq 2003$ ).....	17
<b>Tableau 7.</b> Valeurs de référence de l’indice de connectivité intégrale pour les trois seuils de dispersion (50 m, 200 m et 1000 m) établies à partir des proportions (%) de forêts matures et vieilles des régions écologiques (Portrait forestier historique) ou des proportions (%) de vieilles forêts des unités homogènes (Registre des états de référence) (voir annexe 4).....	20
<b>Tableau 8.</b> Superficies relatives des peuplements de hauteur de 12 m et plus selon cinq classes d’élévation pour la Gaspésie. ....	23
<b>Tableau 9.</b> Superficies relatives de peuplements par classes d’âge pour la classe d’altitude 1 000 m et plus. ....	23
<b>Tableau 10.</b> Proportions (%) de forêts d’intérieur présentes dans le portrait forestier actuel (PFA) pour les quatre régions écologiques de la Gaspésie et comparaison avec la valeur de référence établie selon les proportions de forêts matures et vieilles issues de l’analyse des photographies aériennes (1926 et 1927) du Portrait forestier historique (Pinna <i>et al.</i> 2009).....	24
<b>Tableau 11.</b> Superficies des types d’habitats forestiers (ha), longueurs totales de lisières induites par ces habitats (m), longueurs totales de lisières pondérées selon l’intensité de l’effet de lisières engendré sur les milieux environnants (m) et l’indice de l’effet de lisière (m/ha) développé à partir des travaux de Leduc (1996) pour les quatre régions écologiques de la Gaspésie. ....	26
<b>Tableau 12.</b> Moyennes ( $\pm$ écart-type) de l’indice de connectivité intégrale mesurées par subdivisions d’UTA et regroupées à l’échelle des quatre régions écologiques de la Gaspésie. Les résultats sont présentés selon les trois distances (50 m, 200 m et 1 000 m). ....	30

**Tableau 13.** Résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de 12 m et plus (Act.) selon trois seuils de distances maximales (50 m, 200 m et 1 000 m) présentés pour chacune des unités territoriales d'analyse (UTA) de la région écologique 4g et comparaison avec les valeurs de référence (Réf.) afin de déterminer le degré d'altération.....32

**Tableau 14.** Résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de 12 m et plus (Act.) selon trois seuils de distances maximales (50 m, 200 m et 1 000 m) présentés pour chacune des unités territoriales d'analyse (UTA) de la région écologique 4h et comparaison avec les valeurs de référence (Réf.) afin de déterminer le degré d'altération.....32

**Tableau 15.** Résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de 12 m et plus (Act.) selon trois seuils de distances maximales (50 m, 200 m et 1 000 m) présentés pour chacune des unités territoriales d'analyse (UTA) de la région écologique 5h et comparaison avec les valeurs de référence (Réf.) afin de déterminer le degré d'altération.....33

**Tableau 16.** Résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de 12 m et plus (Act.) selon trois seuils de distances maximales (50, 200 et 1 000 m) présentés pour chacune des unités territoriales d'analyse (UTA) de la région écologique 5i et comparaison avec les valeurs de référence (Réf.) afin de déterminer le degré d'altération.....33

# Liste des figures

---

- Figure 1.** Représentation graphique des cinq niveaux de connectivité, illustrée entre la cellule noire (cellule de référence) et celles de couleurs selon les niveaux de connectivité (1<sup>er</sup> [vert foncé], 2<sup>e</sup> [vert pâle], 3<sup>e</sup> [jaune], 4<sup>e</sup> [rose] et 5<sup>e</sup> [rouge]). .....7
- Figure 2.** Localisation des quatre régions écologiques qui englobent le territoire public géré en Gaspésie ainsi que le territoire privé se trouvant à l'intérieur de ses limites administratives (4g : Côte de la baie de Gaspé; 4h : Côte gaspésienne; 5h : Massif gaspésien; 5i : Haut massif gaspésien). .....9
- Figure 3.** Localisation des unités territoriales d'analyse (UTA) de la Gaspésie et identification des subdivisions pour chacune des UTA. ....11
- Figure 4.** Localisation des unités homogènes de végétation correspondant au territoire de la Gaspésie; MEJt : Forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau jaune typique; MEst : forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc typique; MESm : forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc méridionale.....13
- Figure 5.** Topographie de la Gaspésie selon cinq classes d'élévation.....23
- Figure 6.** Proportions de forêts d'intérieur par classes de superficies de forêts d'intérieur d'un seul tenant pour les quatre régions écologiques de la Gaspésie. Le nombre (n) de massifs de forêts d'intérieur est présenté pour chaque classe de superficies. Le nombre total (n<sub>t</sub>) de massifs de forêts d'intérieur d'un seul tenant est également présenté par région écologique. ....25
- Figure 7.** Identification des habitats préférentiels (≥ 70 % de forêts de hauteur de 12 m et plus), des habitats de qualité intermédiaire (30 % et < 70 %) et de non-habitats (< 30 %). ....27
- Figure 8.** Niveau de connectivité des cases (2 500 ha) déterminé selon les seuils de percolation (Tableau 1) pour des habitats préférentiels (≥ 70 % de forêts de hauteur de 12 m et plus). ....28
- Figure 9.** Niveau de connectivité des cases (2 500 ha) déterminé selon les seuils de percolation (Tableau 1) pour des habitats préférentiels (≥ 70 % de forêts de hauteur de 12 m et plus) et de qualité intermédiaire (>30 % et < 70 % de forêts de hauteur de 12 m et plus). ....29
- Figure 10.** Moyennes des résultats de l'indice de connectivité intégrale mesurées par subdivisions d'unités territoriales d'analyse et regroupées à l'échelle des quatre régions écologiques de la Gaspésie pour les trois distances (50, 200 et 1 000 m) (n = nombre de résultats par région écologique). Différentes lettres (en gras) indiquent des différences significatives (p < 0,05) testées à l'aide d'une ANOVA dont les données ont subi une transformation log (x + 1). ....31
- Figure 11.** Degrés d'altération entre les résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de hauteur de 12 m et plus avec les valeurs de référence estimées selon les distances de connectivité de 50 m (a), 200 m (b) et 1 000 m (c). La tendance à la baisse ou à la hausse est indiquée par une flèche. ...34

# 1. Résumé

---

L'aménagement écosystémique est au cœur du nouveau régime forestier. Ce régime d'aménagement a pour objectif d'assurer le maintien de la biodiversité et la viabilité des écosystèmes, en s'inspirant des perturbations naturelles pour reproduire, dans les forêts aménagées, les attributs et caractéristiques propres aux forêts naturelles. Afin de documenter les différents enjeux écologiques propres à un territoire, l'approche actuellement préconisée par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) consiste à analyser les écarts entre les principales caractéristiques de la forêt aménagée et celles de la forêt naturelle. L'organisation spatiale des forêts figure parmi les six enjeux écologiques prioritaires et porte sur l'arrangement des peuplements dans le paysage. La fragmentation de la mosaïque forestière liée aux activités sylvicoles et autres activités humaines affecte l'organisation spatiale des forêts en modifiant le niveau d'ouverture dans la matrice et conséquemment, la densité de lisières et la proportion de forêts d'intérieur. La présente étude propose des outils de diagnostic pour documenter certains aspects de l'organisation spatiale, déterminer les écarts entre forêt aménagée et forêt naturelle et en faire le suivi dans le temps.

La démarche utilisée pour documenter l'enjeu de l'organisation spatiale se décline sous deux principaux axes : la fragmentation forestière et la mesure de la connectivité des forêts de hauteur de 12 m et plus. Pour chacun de ces volets, deux indices ont été retenus. Ainsi, la fragmentation forestière a été documentée à l'aide d'une mesure de superficie relative de forêts d'intérieur et d'une mesure des effets de lisières. Pour documenter la connectivité forestière, une mesure de percolation et un indice de connectivité intégrale ont été utilisés. Le portrait de la forêt actuelle a été documenté à partir des données de la cartographie écoforestières du 4<sup>e</sup> programme d'inventaire forestier du MRNF de 2005 (mises à jour des données en terres publiques par le Bureau du Forestier en Chef jusqu'en 2008). Lorsque l'information était disponible, les données de la forêt actuelle ont été comparées aux données de la forêt naturelle de référence issue du Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009) et du Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011).

Cette comparaison a permis de mettre en évidence des changements notables dans l'organisation spatiale des forêts aménagées par rapport à la forêt naturelle de référence (période préindustrielle). Ainsi, les résultats indiquent que de manière générale, les superficies relatives de forêts d'intérieur ont diminué par rapport à la forêt naturelle de référence. De plus, ces changements démontrent une tendance vers une diminution, à différents niveaux, des massifs de forêts d'intérieur de 1 000 ha et plus. L'augmentation de la fragmentation associée aux parterres de coupes et/ou aux jeunes plantations dans le centre de la péninsule et aux chemins dans le pourtour a été identifiée comme un facteur ayant favorisé la diminution des proportions de forêts d'intérieur. Les mesures de connectivité identifient le pourtour de la péninsule gaspésienne, et particulièrement le sud, comme ayant les meilleurs niveaux de connectivité. À l'inverse, le centre de la péninsule présente des niveaux de connectivité plus bas. Selon l'indice de connectivité intégrale, le territoire de la sapinière à bouleau blanc aurait subi la plus forte

diminution de connectivité par rapport à la forêt de référence comparativement au territoire de la sapinière à bouleau jaune.

Des solutions d'aménagement devraient donc viser le développement et le maintien de grandes mosaïques de forêts d'intérieur et l'amélioration du bilan de la connectivité à différentes échelles. Une révision des méthodes de répartition spatiale des interventions sur le territoire forestier (coupes, voirie, etc.) à l'aide d'outils de planification et d'optimisation novateurs permettant le calcul d'indices, pourrait permettre, entre autres, de réduire la fragmentation forestière. D'autres solutions telles que la création de nouvelles aires protégées et la remise en production de chemins forestiers pourraient être considérées dans certaines zones critiques. L'utilisation de coupes partielles avec maintien de couvert pourrait également être utilisée afin de maintenir des attributs de forêts hautes sur les parterres de coupes.

## 2. Introduction

---

L'aménagement écosystémique des forêts a comme objectif de réduire les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle de référence tout en permettant la production de biens et de services variés. Par définition, l'aménagement écosystémique ne peut être uniforme et doit donc être modulé régionalement et localement. La documentation des principaux enjeux écologiques permet de déployer des solutions adéquates selon les écarts mesurés et le contexte régional.

Parmi les six principaux enjeux écologiques de l'aménagement écosystémique, l'organisation spatiale des forêts porte sur l'arrangement des peuplements dans le paysage. La fragmentation de la mosaïque forestière liée aux activités sylvicoles et autres activités humaines affecte cet arrangement en favorisant la création d'îlots d'habitats forestiers de diverses tailles plus ou moins isolés. La manière dont sont organisés ces habitats dans le paysage joue un rôle déterminant sur le maintien de la biodiversité et sur le fonctionnement des processus écologiques (Forman et Godron 1981).

Les ouvertures dans le couvert forestier affectent la composition végétale et les conditions d'habitats en modifiant certains paramètres biophysiques (température, humidité, lumière disponible, vitesse du vent, etc.) des forêts qui leur sont adjacentes (Forman et Alexander 1998; Forman et Deblinger 2000). La zone forestière modifiée par l'ouverture adjacente se nomme la lisière et l'impact qu'ont ces ouvertures sur les milieux forestiers est appelé «effet de lisières» (Saunders *et al.* 1991; Murcia 1995). Les portions de forêts non affectées par les ouvertures et qui se situent au-delà des lisières se nomment «forêts d'intérieur» (Watkins *et al.* 2003). L'augmentation des ouvertures du couvert forestier s'accompagne habituellement d'une augmentation des forêts de lisières et d'une diminution des superficies en forêt d'intérieur. Ces dernières sont donc intrinsèquement liées à la quantité d'ouvertures forestières et de forêts de lisière sur le territoire (Gascon *et al.* 2000; Saunders *et al.* 1991). Puisque les ouvertures, les lisières et les forêts d'intérieur constituent des habitats qui sont fort différents, chacun de ceux-ci est favorable à certaines espèces et défavorable à d'autres. La modification temporaire ou permanente des proportions et de l'arrangement spatial de chacun de ces milieux à l'intérieur d'un paysage est susceptible d'avoir un impact sur la représentativité des espèces sur le territoire et conséquemment sur le maintien de la biodiversité et du fonctionnement des processus écologiques (Forman et Godron 1981; Franklin et Forman 1987; Saunders *et al.* 1991).

Dans un contexte de forêts naturelles, les proportions de forêts d'intérieur et de forêts de lisières sont régies par les perturbations naturelles (chablis, feux, épidémies, etc.) (Gauthier *et al.* 2001) qui créent des ouvertures dans le couvert forestier. Dans le contexte actuel, les activités humaines peuvent avoir modifié le patron des ouvertures (proportions, distributions, tailles, etc.) dans le paysage affectant ainsi la variabilité naturelle des proportions de forêts d'intérieur et des forêts de lisière ainsi que leur arrangement spatial. L'évaluation du niveau de fragmentation forestière causée par les activités humaines (sylviculture, transport, urbanisation, etc.) permet de quantifier l'effet cumulatif de ces

activités sur l'organisation spatiale de la forêt gaspésienne et d'effectuer une comparaison avec la fragmentation des forêts naturelles de référence (période préindustrielle).

La fragmentation actuelle de la forêt gaspésienne affecte également le niveau de connectivité entre les massifs forestiers. La connectivité forestière réfère à la continuité spatiale d'un habitat à travers le paysage. Conséquemment, la connectivité reflète la qualité d'un paysage à permettre le déplacement des espèces à l'intérieur d'un territoire donné. De manière générale, en influençant la taille et la répartition des ouvertures, les activités forestières et autres activités humaines influencent directement le patron de connectivité des habitats de par la fragmentation du paysage (Saunders *et al.* 1991; Haila 1999).

Afin de documenter l'enjeu de l'organisation spatiale, la présente étude a pour objectifs de:

- Documenter la fragmentation de la forêt actuelle (2005) liée aux activités sylvicoles et autres activités humaines, à l'échelle des régions écologiques, par l'application d'un indice de calcul de l'effet de lisières et d'une mesure de proportions de forêts d'intérieur;
- Documenter la connectivité des forêts matures et vieilles par l'analyse de la percolation et l'application d'un indice de connectivité intégrale;
- Déterminer les écarts de la fragmentation (à l'aide des mesures de forêts d'intérieur) et de connectivité forestière (à l'aide de l'indice de connectivité intégrale) à partir des valeurs de la forêt naturelle de référence;
- Développer des outils de diagnostics et de suivi de l'organisation spatiale des forêts.

## 3. Cadre théorique

---

La présente section explique le cadre théorique des outils de diagnostic utilisés dans cette étude afin d'évaluer la fragmentation liée aux perturbations anthropiques ainsi que de la connectivité des forêts matures et vieilles. Par ailleurs, dans cette section, l'approche de mesures d'altération basée sur des seuils de viabilité écologique y est présentée.

### 3.1 Les indices de fragmentation forestière

Deux indices sont utilisés pour établir le niveau de fragmentation de la forêt gaspésienne soit : 1) la mesure des superficies relatives de forêts d'intérieur et 2) la mesure d'effets de lisières liés aux activités sylvicoles et autres activités humaines. Les paramètres de ces indices ont été développés par Leduc (1996) et modifiés dans le cadre de cette étude afin de répondre à la réalité régionale gaspésienne (types d'ouverture et profondeurs de lisières).

#### 3.1.1 La mesure des superficies relatives de forêts d'intérieur

La mesure de forêts d'intérieur permet de mesurer les superficies relatives de forêts matures ou vieilles non affectées par les ouvertures liées aux perturbations d'origines anthropiques ainsi que leurs lisières. La première étape menant au calcul de forêts d'intérieur consiste à identifier l'ensemble des peuplements de forêts matures et vieilles (critère principalement basé sur l'âge, la hauteur ou la densité). Par la suite, les lisières sont retranchées sur le pourtour des massifs de peuplements identifiés selon le type d'ouverture qui les juxtapose. Les superficies résiduelles correspondent aux superficies de forêt d'intérieur (Leduc 1996).

#### 3.1.2 L'indice d'effets de lisières liés aux activités sylvicoles et autres activités humaines

La mesure d'effets de lisières permet de quantifier le niveau de fragmentation de la forêt liée aux ouvertures d'origines anthropiques et de mesurer le poids qu'occupe chaque type d'ouvertures (chemins, parterres de coupes, etc.) dans la fragmentation forestière. Pour ce faire, les lisières entre deux types d'habitats sont mesurées. Ces longueurs de lisières sont par la suite multipliées par l'intensité spécifique associée à la juxtaposition des deux milieux afin de créer une mesure de longueur pondérée de lisière. Le résultat de l'indice se présente sous la forme d'un ratio entre la longueur totale pondérée de lisières et la superficie totale du paysage analysé (m/ha) (Leduc 1996).

De manière générale, les résultats de l'indice d'effets de lisières augmentent au fur et à mesure qu'augmente la superficie totale des ouvertures (Leduc 1996). Toutefois, les résultats de l'indice atteignent un seuil lorsque les ouvertures occupent environ 50 % du paysage (Li *et al.* 1993; Leduc 1996). Au-delà de ce seuil, un accroissement des ouvertures se traduira par une augmentation de la juxtaposition des ouvertures et conséquemment de la diminution de la quantité de nouvelles lisières produites par unité d'ouverture (Franklin et Forman 1987; Li *et al.* 1993). Dans de telles situations,

l'indice d'effets de lisières ne permet plus de mesurer adéquatement la fragmentation forestière. Il est à noter qu'aucune des régions écologiques de la Gaspésie ne présente une proportion de superficies d'ouvertures dépassant le seuil de 50 %.

## **3.2 Les indices de connectivité**

Deux indices sont utilisés pour documenter la connectivité de la forêt gaspésienne soit : 1) l'analyse de percolation du paysage forestier et 2) l'indice de connectivité forestière. L'analyse de percolation offre une représentation visuelle de la connectivité à l'échelle de la Gaspésie et facilite ainsi l'identification des corridors forestiers ainsi que les zones de bris de connectivité. De manière complémentaire, l'indice de connectivité intégrale intègre différents paramètres afin de fournir un score de connectivité unique pour chaque unité de paysage analysée.

### **3.2.1 La mesure de percolation**

L'indice de percolation a pour objectif de mesurer la continuité spatiale d'un type d'habitat à travers le paysage. Ce paysage est normalement divisé en cellules de taille égale et pour lesquelles on y attribut une valeur d'«habitat» ou de «non-habitat». Cette valeur est attribuée selon la proportion d'habitats retrouvée dans la cellule. La percolation évalue la capacité de la composante étudiée (espèces ou groupes d'espèces associés à l'habitat) à traverser le paysage dans un ou plusieurs axes (nord-sud et/ou est-ouest par exemple) selon le niveau de connectivité de deux cellules contiguës. Cette capacité à traverser le paysage ne dépend pas seulement de la distribution des cellules d'habitats sur le territoire, mais également de la capacité de la composante à passer d'une cellule d'habitat à une autre et ainsi à traverser la matrice.

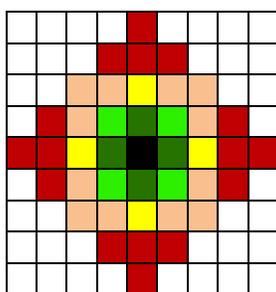
Le principe derrière la percolation réside dans le fait que plus les habitats sont abondants dans un paysage, plus grandes sont les probabilités qu'ils soient en contact et forment des agglomérations. Selon les modèles de la percolation, si un paysage est entièrement composé d'habitats (100 %), ceux-ci occupent l'ensemble du paysage et permettent donc une connectivité d'un bout à l'autre du paysage (Turner *et al.* 2001). L'apparition des premières trouées dans la matrice forestière a très peu d'effet sur la connectivité puisque celles-ci sont relativement isolées dans la matrice forestière. À mesure que s'additionnent les ouvertures (p. ex. : la proportion d'habitats passant de 90 à 60 %), celles-ci occupent des superficies plus grandes, mais la matrice forestière occupe toujours la majorité du territoire permettant ainsi la connectivité dans le paysage. Le seuil de percolation est la proportion minimale d'habitats requise pour permettre la connectivité dans le paysage.

Le seuil de percolation diminue à mesure que s'assouplissent les critères de connectivité. Ainsi, selon les modèles théoriques, pour obtenir une connectivité de premier niveau pour laquelle les cellules d'habitats sont en contact direct entre elles, le seuil de proportion d'habitats est d'environ 60 % (Tableau 1 et Figure 1). Ce niveau de connectivité est idéal pour les espèces dont la dispersion est lente et requiert une continuité dans la disposition des habitats (par exemple, les plantes à propagation végétative) (Turner *et al.* 2001). Les paysages présentant une connectivité de deuxième niveau possèdent des

proportions d'habitats d'environ 41 %. Ce niveau de connectivité requiert l'utilisation des cellules situées en diagonale pour permettre la percolation. La connectivité de troisième niveau requiert des proportions minimales d'habitats d'environ 29 %. Pour permettre la connectivité à cette proportion d'habitats, les cellules d'habitats séparés d'une cellule de non-habitat sont considérées comme étant connectées. Ainsi, à mesure que diminuent les proportions d'habitats dans le paysage, les critères de percolation s'assouplissent pour permettre la connectivité, diminuant le niveau de connectivité (Tableau 1 et Figure 1). Malgré que les niveaux de connectivité plus faible (3<sup>e</sup>, 4<sup>e</sup> et 5<sup>e</sup>) n'offrent pas une connectivité par contact direct entre les cellules d'habitats, les paysages associés à ces niveaux peuvent tout de même satisfaire les conditions de déplacement de certaines espèces qui ont une meilleure tolérance à emprunter des non-habitats pour rejoindre un habitat préférentiel. Ainsi, le niveau de connectivité dans le paysage est déterminé par les proportions de cellules d'habitats.

**Tableau 1. Niveaux de connectivité établis selon les seuils de percolation basés sur les proportions d'habitats et description du critère de percolation associé (adapté de Turner *et al.* 2001).**

Niveau de connectivité	Seuil de percolation (% d'habitat)	Description du critère de percolation
1 <sup>er</sup>	59,3	Contact direct entre les habitats
2 <sup>e</sup>	40,7	Requiert les habitats situés en diagonale
3 <sup>e</sup>	29,2	Requiert les habitats séparés d'une case de non-habitat
4 <sup>e</sup>	16,8	Requiert les habitats séparés d'une case de non-habitat et situés en diagonale
5 <sup>e</sup>	9,8	Requiert les habitats séparés de deux cases de non-habitat



**Figure 1. Représentation graphique des cinq niveaux de connectivité, illustrée entre la cellule noire (cellule de référence) et celles de couleurs selon les niveaux de connectivité (1<sup>er</sup> [vert foncé], 2<sup>e</sup> [vert pâle], 3<sup>e</sup> [jaune], 4<sup>e</sup> [rose] et 5<sup>e</sup> [rouge]).**

### 3.2.2 L'indice de connectivité intégrale

L'indice de connectivité intégrale, développée par Pascual-Hortal et Saura (2006), mesure le niveau de connectivité forestière selon la disponibilité des habitats et utilise les critères du nombre et de la taille des habitats ainsi que la distance entre eux pour établir une valeur de connectivité. L'indice utilise directement les polygones de la cartographie écoforestière. De manière générale, plus les habitats dans un paysage occupent de grandes superficies et sont rapprochés, meilleure sera la connectivité.

L'indice score de 0 à 100 et un résultat hypothétique de 100 équivaut à un paysage entièrement composé d'habitats. L'indice se calcul selon l'équation suivante :

$$ICI = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i * a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2} * 100$$

où  $a_i$  et  $a_j$  sont les tailles des taches d'habitats  $i$  et  $j$ ,  $nl_{ij}$  représente le nombre de lien le plus court (distance topologique) entre les taches d'habitats  $i$  et  $j$ , et  $A_L$  représente l'aire du paysage analysé.

Le critère de la distance entre les taches d'habitat dicte le niveau de disponibilité de ces habitats à être utilisés lors de déplacement. Ainsi, des habitats plus rapprochés sont plus disponibles que ceux dont la distance qui les sépare est plus grande. Selon le groupe d'espèces étudié (salamandres, petits mammifères, espèces à grande migration, etc.) les besoins en termes de proximité des habitats peuvent varier. L'application de distances maximales de connectivité entre deux taches d'habitats (par exemple : 25 m, 50 m et 100 m) dans la mesure de l'indice de connectivité intégrale permet de déterminer le niveau connectivité des habitats pour différents groupes d'espèces aux capacités de déplacement spécifiques.

### 3.3 Les seuils et degrés d'altération

Dans l'objectif de développer des outils de diagnostic, il convient de déterminer les risques sur la biodiversité associés aux écarts par rapport à la forêt de référence. Il est donc nécessaire de déterminer les écarts pour lesquels les risques pour la biodiversité sont jugés élevés. Ce seuil est celui où des changements significatifs sont notés dans les populations d'espèces et où un risque élevé d'extinction et un risque significatif de perte de biodiversité sont appréhendés. Cette étape d'identification des seuils est celle comportant le plus haut degré d'incertitude puisque les connaissances des caractéristiques minimales d'habitats nécessaires au maintien des espèces sont très limitées, notamment en termes quantitatifs.

Toutefois, d'après une revue de littérature effectuée par Price *et al.* (2007), plusieurs espèces se trouveraient sous leur seuil de viabilité écologique à des niveaux de perte d'habitats d'environ 30 %, et environ les deux tiers des espèces atteindraient un seuil critique avant la perte d'environ 70 % de leur habitat. Compte tenu de ces informations, les seuils de 30 et 70 % d'altération de l'habitat par rapport à la forêt naturelle de référence sont utilisés dans le cadre de cette étude. Les seuils d'avertissement peuvent donc viser une modification maximale de 30 % de l'habitat (degré d'altération faible) et de 70 % de l'habitat (degré d'altération modéré). Au-delà de 70 %, le degré d'altération est considéré comme étant élevé. Néanmoins, les incidences de l'atteinte de ces seuils d'altération sur la biodiversité demeurent à déterminer dans un contexte de changement de l'organisation spatiale de la forêt gaspésienne. Ainsi, ces seuils doivent être utilisés de manière à mettre en perspectives les changements notés dans la forêt actuelle par rapport à la forêt naturelle de référence. Davantage d'études sur l'écologie des espèces doivent être effectuées et des suivis doivent être mis en place pour valider les seuils.

# 4. Méthodologie

## 4.1 Territoire

Le territoire d'analyse comprend le territoire public géré en Gaspésie ainsi que le territoire privé se trouvant à l'intérieur de ses limites administratives. Ce territoire se subdivise en quatre régions écologiques. Ces régions écologiques telles que définies par le MRNF (Saucier *et al.* 1998) sont : la Côte de la baie des Chaleurs (4g), la Côte gaspésienne (4h), le Massif gaspésien (5h) et le Haut massif gaspésien (5i) (Figure 2).

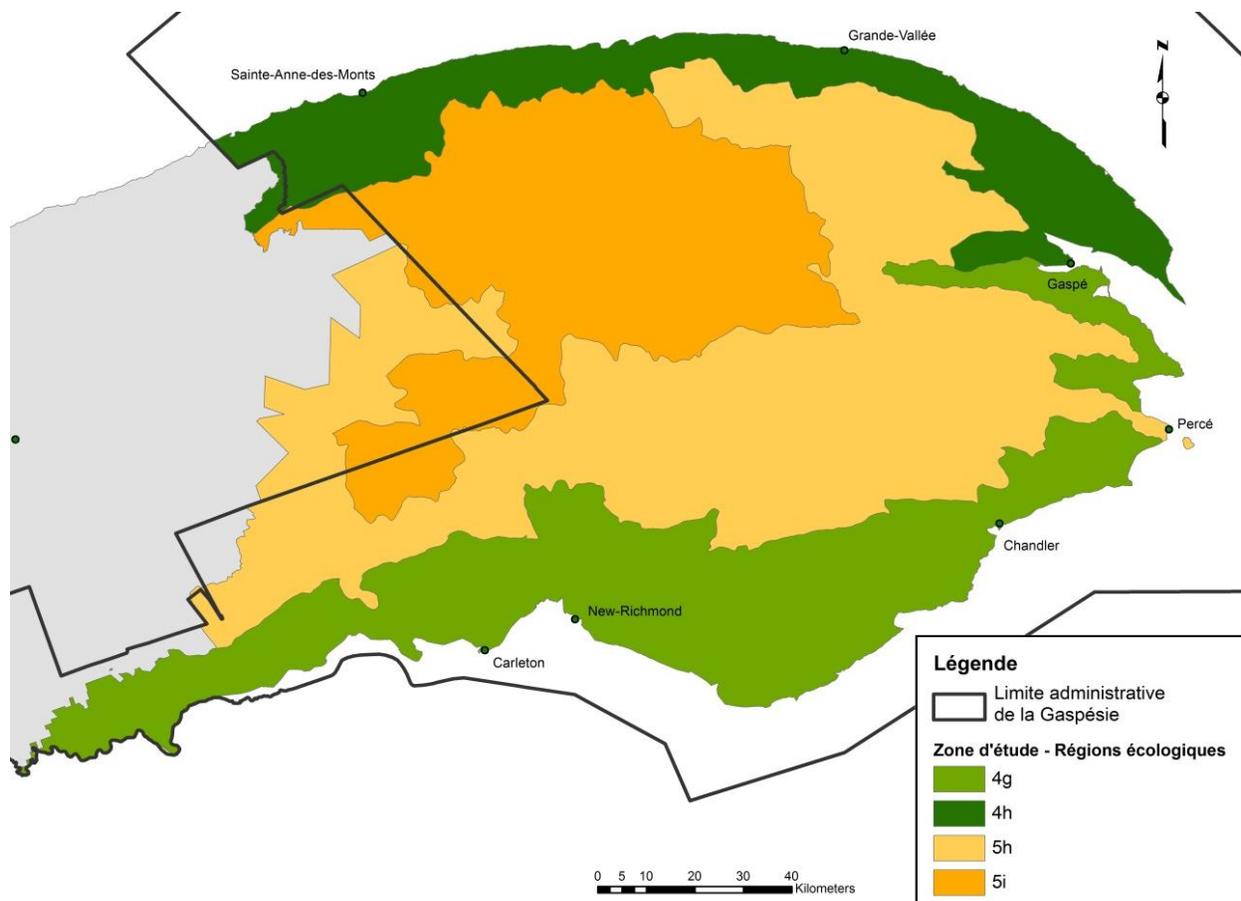


Figure 2. Localisation des quatre régions écologiques qui englobent le territoire public géré en Gaspésie ainsi que le territoire privé se trouvant à l'intérieur de ses limites administratives (4g : Côte de la baie de Gaspé; 4h : Côte gaspésienne; 5h : Massif gaspésien; 5i : Haut massif gaspésien).

Les régions écologiques 4g et 4h ceignent la péninsule gaspésienne et font partie du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Est. Elles constituent un territoire d'une superficie d'environ 9 700 km<sup>2</sup>. Le relief de ce territoire est en général accidenté. Environ 10 % de ce territoire est fait de versants abrupts (40 % et plus d'inclinaison) et l'altitude varie de 200 à 300 mètres en moyenne. Les terres du domaine public occupent environ 50 et 60 % de la superficie des régions 4g et 4h, respectivement. Le territoire de ces régions a une vocation principalement forestière (Berger et Blouin 2004).

Les régions écologiques 5h et 5i se situent au centre du territoire gaspésien et font partie du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Elles constituent un territoire d'une superficie d'environ 15 490 km<sup>2</sup>. Ce territoire a un relief généralement accidenté et est formé de monts aux sommets assez plats, entourés de profondes vallées. L'altitude varie en moyenne de 400 à 500 m dans la région 5h et de 500 à 600 m dans la région 5i. Environ 15 % du territoire est occupé par des versants abrupts (40 % et plus d'inclinaison). Les terres du domaine public occupent 95 % de la superficie des deux régions. Le territoire a une vocation principalement forestière (Berger et Blouin 2006).

Le territoire public est quant à lui divisé par unités territoriales d'analyse (UTA). Chacune des subdivisions d'UTA séparées spatialement est identifiée à l'aide d'un identifiant unique (exemple 3402-a et 3402-b). Les subdivisions représentant moins de 1 % de la superficie d'un UTA ainsi que l'île Bonaventure ont été retirées des analyses (Figure 3).

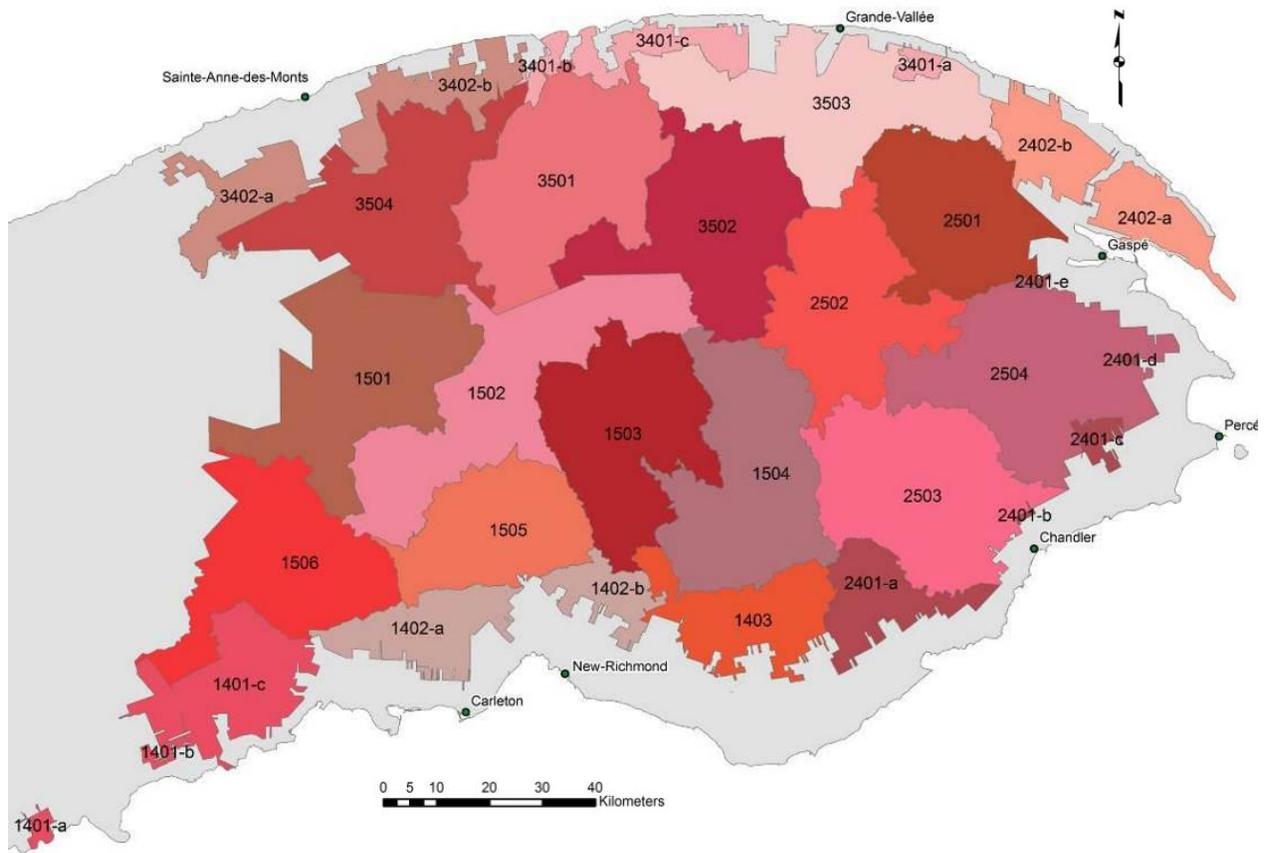


Figure 3. Localisation des unités territoriales d'analyse (UTA) de la Gaspésie et identification des subdivisions pour chacune des UTA.

## **4.2 Données utilisées**

### **4.2.1 La forêt actuelle**

La cartographie écoforestière du 4<sup>e</sup> programme d'inventaire forestier du MRNF (2005) a été utilisée pour la documentation de la forêt actuelle et inclut la forêt publique et privée. Les données de la forêt publique ont fait l'objet d'une mise à jour des interventions forestières jusqu'en 2008 par le Bureau du forestier en chef (Direction du Calcul de Possibilité Forestière - Division sud-est). Les données sur le réseau routier et les chemins forestiers proviennent du MRNF et date de 2011.

### **4.2.2 Les documents de la forêt de référence**

La détermination des valeurs de référence à la forêt naturelle s'effectue à partir de documents qui dressent un portrait de la forêt préindustrielle soit le Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009) et le Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011).

#### **Portrait forestier historique**

Le Portrait forestier historique (PFH) (Pinna *et al.* 2009) documente les attributs forestiers clés des forêts gaspésiennes à l'époque préindustrielle selon les principaux enjeux écologiques identifiés pour la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique en Gaspésie. Les résultats de ce portrait sont présentés à l'échelle des régions écologiques (Figure 2) et sont issus de l'analyse des premières photographies aériennes de la Gaspésie (1926 et 1927) pour les régions écologiques 5h et 5i ainsi que des carnets d'arpentage de 1836 à 1875 pour les régions écologiques 4g et 4h et ceux de 1919 à 1940 pour les régions écologiques 5h et 5i.

#### **Registre des états de référence**

Le Registre des états de référence (RER) (Boucher *et al.* 2011) documente la structure d'âge et la composition des paysages forestiers avant l'influence anthropique. Ces résultats sont présentés à l'échelle des unités homogènes de végétation (Figure 4). Le Registre des états de référence se base sur le régime des perturbations naturelles afin de déterminer l'abondance théorique des stades de développement en forêt naturelle. La composition de la forêt naturelle est quant à elle, déterminée à partir d'information provenant des cartes écoforestières du 1<sup>er</sup> inventaire décennal ( $\approx$  1970) ou d'inventaires plus anciens ( $\approx$  1900-1930).

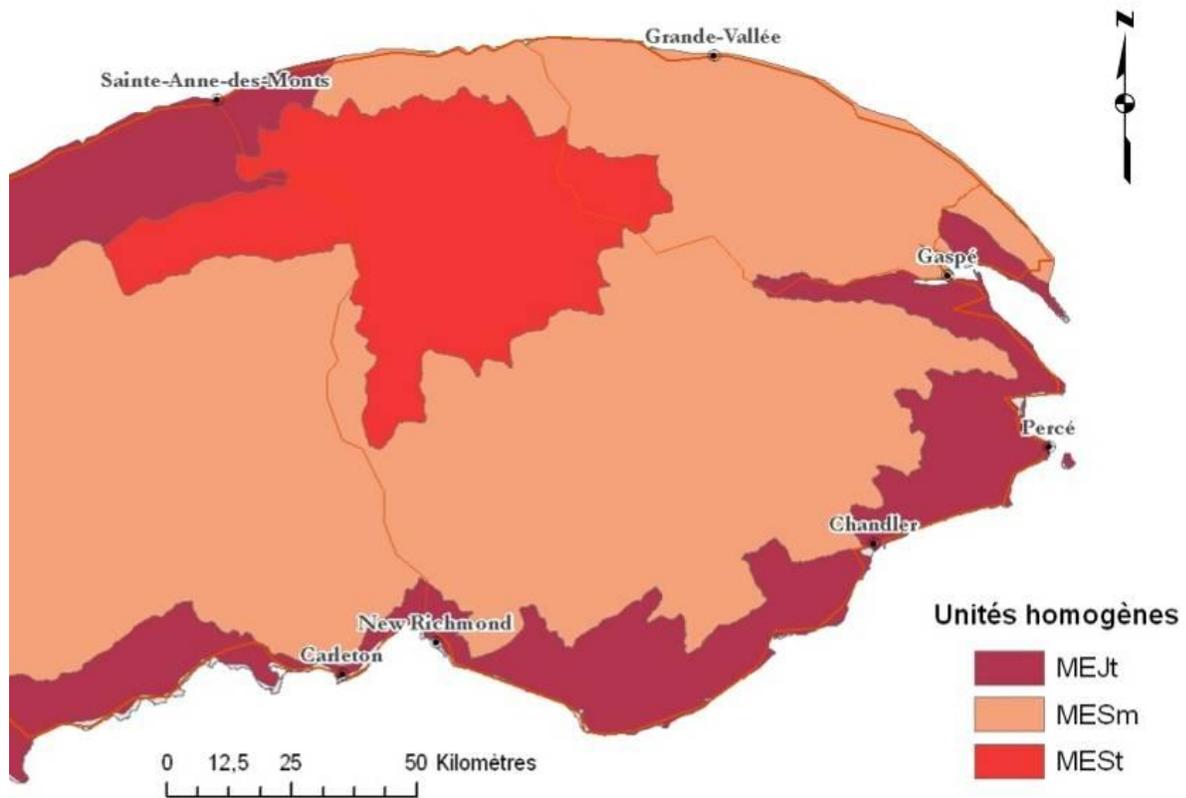


Figure 4. Localisation des unités homogènes de végétation correspondant au territoire de la Gaspésie; MEJt : Forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau jaune typique; MEST : forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc typique; MESm : forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc méridionale.

### 4.3 Les indices de fragmentation forestière

Les indices de fragmentation utilisés dans le cadre de la présente étude ne considèrent pas les ouvertures associées aux perturbations naturelles ou autres types d'ouvertures naturelles (ex. : lacs et affleurements rocheux) puisqu'ils proviennent de la fragmentation naturelle des forêts. Conséquemment, les résultats de ces indices présentent le portrait de la fragmentation liée aux perturbations anthropiques seulement. Les indices de fragmentation forestière utilisent une classification des différents éléments du paysage (Tableau 2). Les mesures des indices de fragmentation forestière ont été réalisées à l'aide de ESRI ArcGis 9.2 et 10.1 ainsi qu'avec Microsoft Excel 2010. Les analyses statistiques ont quant à elles été réalisées à l'aide du logiciel R de «*R core team*».

**Tableau 2. Types d'habitats selon leur degré d'ouverture et leur vocation.**

Type	Définition	Habitats ou affectations des terres <sup>1</sup>
1	Milieux ouverts à vocation non forestière ou issue de jeunes perturbations naturelles	Plans d'eau, terres humides, affleurements rocheux Peuplements issus de perturbations naturelles avec classes d'âge 0 ou 10 Peuplements non catégorisés (aucune donnée de hauteur/ densité)
2	Milieux ouverts par des activités forestières	Jeunes plantations Parterres de coupe (classe d'âge ≤ 10 ou dont l'année de perturbation est après 1988)
3	Forêts ouvertes et basses ou en régénération	Aires forestières de densité < 40% et de hauteur se situant entre 4 m ≤ x < 12 m Jeunes plantations ou parterres de coupe dont l'année de perturbation est avant 1988
4	Chemins principaux	Chemins de classes 1, 2 et chemins non forestiers
5	Chemins secondaires	Chemins de classes 3, 4, chemins d'hiver, non classés ou d'une classe inconnue
6a	Forêts fermées et basses	Peuplements de densité A-B-C et de hauteur 4-5 (hauteur ≥ 4m et < 12m, densité ≥ 40%)
6b	Forêts issues de perturbations naturelles	Perturbations naturelles avec classe d'âge ≥ 30 ans
7	Forêts ouvertes et hautes	Peuplements de densité D et de hauteur 1-2-3 (hauteur ≥ 12m, densité < 40%)
8	Forêts fermées et hautes	Peuplements de densité A-B-C et de hauteur 1-2-3 (hauteur ≥ 12m, densité ≥ 40%)
9	Milieux anthropiques	Terres agricoles, friches agricoles Zones urbaines ou périurbaines, etc.

<sup>1</sup> Voir annexe 2 pour les requêtes ayant servi à la détermination des types d'habitats forestiers du domaine public et privé.

### 4.3.1 La mesure des superficies relatives de forêts d'intérieur

Les superficies de forêts d'intérieur se calculent à partir des superficies de forêts hautes (c.-à-d. dont la hauteur est de 12 m et plus) (types 7 et 8, voir Tableau 2) desquelles sont soustraites les lisières. Comme chacune des ouvertures peut produire plus ou moins de lisières sur les forêts hautes qu'y lui sont adjacentes, différentes largeurs de lisières ont été définies. Les largeurs de lisières initialement proposées par Leduc (1996) ont été bonifiées afin d'inclure les chemins (principaux et secondaires) ainsi que les milieux anthropiques (Tableau 3). Une revue de littérature a permis de définir l'ensemble des largeurs de lisières utilisées (voir annexe 1).

**Tableau 3. Largeurs (m) des lisières induites par les différents types d'habitats sur les peuplements de forêts hautes (hauteur de 12 m et plus). La justification entourant le choix des largeurs de lisière est présentée à l'annexe 1.**

Type	Définition	Largeur de la lisière
2	Milieus ouverts par des activités forestières	100 m
3	Forêts ouvertes et basses ou en régénération	75 m
4	Chemins principaux	100 m
5	Chemins secondaires	75 m
6a	Forêts fermées et basses	50 m
9	Milieus anthropiques	100 m
1	Tous autres éléments du paysage	0 m

Tel que mentionné précédemment, les lisières issues de perturbations naturelles n'ont pas été considérées. Ce choix méthodologique a pour objectif de permettre la comparaison entre l'état actuel et préindustriel des proportions de forêts d'intérieur. En effet, les informations cartographiques de la forêt de référence sont limitées et ne permettent pas de mesurer les proportions de forêts d'intérieur selon la méthode utilisée pour la forêt actuelle. Afin de combler cette lacune, les proportions de forêts matures et vieilles identifiées dans le Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009), auquel aucune lisière n'a été soustraite, ont été utilisées comme valeurs de référence. Ainsi, en comparant les proportions de forêts matures et vieilles à l'époque préindustrielle aux proportions actuelles de forêts d'intérieur (forêts matures et vieilles auxquelles ont été soustraites les lisières issues de perturbations anthropiques), il est possible de mesurer l'impact des perturbations anthropiques dans la diminution des proportions de forêts d'intérieur.

### 4.3.2 L'indice d'effets de lisières liés aux activités sylvicoles et autres activités humaines

Il est à noter que les lisières créées au contact des milieux ouverts à vocation non forestière (plans d'eau, affleurements rocheux, etc.) ou de jeunes perturbations naturelles (type 1) ne seront pas considérées dans le calcul puisqu'ils proviennent de la fragmentation naturelle de la forêt. Pour les mêmes raisons, les lisières issues du contact entre les peuplements forestiers dont la hauteur est de 4 m ou plus (types 6a, 6b, 7 et 8) ne sont pas considérées (Leduc 1996) (Tableaux 2 et 4).

Tableau 4. Intensités de l'effet de lisière (variant de 0 à 1) déterminées selon la juxtaposition des types d'habitats tels que définis au tableau 2 (adapté de Leduc 1996).

Type	1	2	3	4	5	6a	6b	7	8	9
1	0									
2	0	0								
3	0	0,25	0							
4	0	0	0,25	0						
5	0	0	0	0	0					
6a	0	0,50	0,25	0,50	0,25	0				
6b	0	0,50	0,25	0,50	0,25	0	0			
7	0	0,75	0,50	0,75	0,50	0	0	0		
8	0	1,00	0,75	1,00	0,75	0	0	0	0	
9	0	0	0,25	0	0	0,50	0,50	0,75	1,00	0

### 4.3.3 Les valeurs de référence

#### La mesure de proportions de forêts d'intérieur

Tel que mentionné précédemment, les proportions de forêts matures et vieilles documentées dans le Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009) ont été utilisées comme valeurs de référence aux proportions de forêts d'intérieur mesurées dans la forêt aménagée actuelle.

Les données du Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009) issues de l'analyse des photographies aériennes présentent moins de biais méthodologiques par rapport aux carnets d'arpentage (voir 4.5 *Limitations méthodologiques*). Ainsi, pour les régions écologiques 5h et 5i, où les deux sources de données sont disponibles, les valeurs issues des photographies aériennes ont été favorisées dans l'établissement des valeurs de référence. Pour les mêmes raisons, la valeur de référence pour la région écologique 4g (provenant de l'analyse des carnets d'arpentages) doit être utilisée à titre de valeur minimale. Les biais méthodologiques pour la région écologique 4h notamment dus au faible nombre d'échantillons et aux facteurs liés à la colonisation du territoire laissent croire en une sous-évaluation des proportions naturelles de forêts matures et vieilles pour cette région (Pinna *et al.* 2009). Par conséquent, aucune analyse comparative ne sera effectuée dans cette région écologique (Tableau 5).

**Tableau 5. Valeurs de référence des proportions de forêts d'intérieur établies à partir des proportions de forêts matures et vieilles issues de l'analyse des carnets d'arpentage (carnets) et des photographies aériennes (photos) du Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009).**

Région écologique	Valeur de référence	
	Carnets	Photos
4g	56,2	n.d.
4h	n.u.	n.d.
5h	n.u.	75,0
5i	n.u.	82,8

n.d. : non disponible  
n.u. : non utilisée

### **La mesure des effets de lisières liés aux activités sylvicoles et autres activités humaines**

La valeur de référence «0», qui réfère à une mosaïque forestière non morcelée par les activités sylvicoles et autres activités anthropiques, est utilisée comme valeur de référence pour l'indice d'effets de lisière.

Dans le but de mettre en perspective les résultats de l'indice d'effets de lisières, des valeurs maximales de l'indice ont été mesurées. Les recherches démontrent que les parterres de coupe en damier dont les ouvertures occupent 50 % de la superficie totale génèrent un maximum de lisières (Franklin et Forman 1987; Li *et al.* 1993). Ainsi, l'indice a été mesuré en utilisant ce modèle de parterre de coupe et selon des intensités d'effets de lisières maximales (valeur de 1). Deux superficies moyennes d'ouvertures ont été utilisées et tiennent compte de la réalité forestière gaspésienne afin de ne pas surévaluer l'effet de lisière maximal. La première a été calculée à partir de la moyenne de l'ensemble des assiettes de coupe d'un seul tenant de 20 ans ou moins ( $\geq 1988$ ). La seconde a été calculée à partir de la moyenne de l'ensemble des assiettes de coupe d'un seul tenant depuis 2003, date de la mise en application des coupes en mosaïque (Tableau 6).

**Tableau 6. Valeurs de l'indice d'effets de lisières obtenues par simulation de parterres de coupes en damier, avec une intensité d'effets de lisières maximale (valeur de 1), et avec des dimensions équivalentes aux superficies moyennes des coupes d'un seul tenant réalisées en Gaspésie de 1988 à 2005-2008 ( $\geq 1988$ ) et de 2003 à 2005-2008 ( $\geq 2003$ ).**

Groupe	Superficie moyenne des aires de coupes (ha)	Indice d'effets de lisières (m/ha)
$\geq 1988$	18,4	47
$\geq 2003$	7,8	72

Ces valeurs devraient être utilisées seulement afin de mettre en perspective les résultats de l'indice d'effets de lisières. Ainsi, ces valeurs ne devraient pas servir à l'établissement des seuils d'altération puisqu'aucune étude n'établit l'impact écologique de tels niveaux de fragmentation.

Compte tenu de la valeur de référence de zéro, aucun seuil d'altération n'a été établi pour la mesure d'effets de lisière puisque celui-ci réfère à un pourcentage (30 ou 70 %) par rapport à la valeur de référence.

#### **4.4 Les indices de connectivité**

Les analyses de connectivité utilisent les forêts matures et vieilles. Ces forêts ont été identifiées comme étant en diminution en Gaspésie par rapport à la forêt naturelle de référence et présentent plusieurs attributs liés à la composition, la structure interne et aux bois morts pour lesquels une raréfaction a été documentée (Varady-Szabo et Côté 2010; Anger *et al.* 2011; Desrosiers *et al.* 2012; Perrotte Caron *et al.* 2012). Le critère de hauteur de 12 m et plus (classes de hauteur 1, 2 et 3) du peuplement a été utilisé comme indicateur des forêts matures et vieilles. Ce critère de sélection des peuplements a été choisi dans un but de cohérence avec les analyses de la fragmentation (mesure des forêts d'intérieur) qui utilisent également les peuplements de hauteur de 12 m et plus. Les chemins ont été soustraits aux massifs de peuplements de hauteur de 12 m et plus. Les largeurs de chemins utilisées dans le cadre de cette analyse sont présentées à l'annexe 3.

Les mesures des indices de connectivité ont été réalisées à l'aide d'ESRI ArcGis 9.2 et 10.1 ainsi qu'avec Microsoft Excel 2010. Les analyses statistiques ont quant à elles été réalisées à l'aide du logiciel R de «R core team».

##### **4.4.1 La mesure de percolation**

Le territoire a été divisé en cellules de 200 m de côté (4 ha). Cette taille correspond à l'aire minimale d'interprétation sur la carte écoforestière des peuplements forestiers productifs pour lesquelles la hauteur du couvert est distinguée (MRNF 2009). Chacune de ces cellules a été catégorisée selon la proportion occupée par les forêts de hauteur de 12 m et plus.

Selon l'étude de Vanderwel *et al.* (2011) en forêt boréale, peu d'espèces associées aux vieilles forêts ne démontrent de diminution de leur utilisation des sites de coupes lorsque la rétention dépasse 70 %. De plus, d'après Price *et al.* (2007), plusieurs espèces se trouveraient sous leur seuil de viabilité écologique à des niveaux de perte d'habitats d'environ 30 %. Ainsi, une cellule possédant 70 % et plus forêts de hauteur de 12 m et plus est catégorisée comme étant un habitat de qualité préférentiel, entre 30 % et 70 % un habitat de qualité intermédiaire et à moins de 30 %, un non-habitat.

Les cellules ont par la suite été regroupées de manière à former des cases de 5 000 m de côté (2 500 ha) afin d’y mesurer le niveau de connectivité selon les proportions d’habitats retrouvées. La dimension de ces cases a été déterminée de manière à inclure suffisamment de cellules (625 cellules) pour permettre une analyse fine de la percolation à l’échelle des cases tout en permettant une représentation fine des résultats à l’échelle de la Gaspésie. Deux mesures de percolation a été effectuées soit : 1) pour les habitats préférentiels seulement et 2) pour les habitats préférentiels et les habitats de qualité intermédiaire.

#### **4.4.2 L’indice de connectivité intégrale**

L’indice de connectivité intégrale a été mesuré pour chaque subdivision d’UTA et ce, pour les trois seuils de dispersion maximale (50 m, 200 m et 1 000 m). Les résultats sont présentés par UTA à l’aide d’une moyenne pondérée selon la superficie relative de chacune des subdivisions.

Les trois seuils de distance maximale utilisés représentent la capacité de déplacement de trois groupes d’espèces dans un contexte de fragmentation forestière. L’étude de Bélisle et Desrochers (2002) démontre que la plupart des oiseaux forestiers ne s’aventurent que très rarement à plus de 25 m de la lisière de la forêt lorsqu’il se déplace dans des ouvertures, et ce même si cela requiert des détours importants. Ainsi, un seuil de distance maximale est établi à 50 m. Dans le cas de la martre d’Amérique, celle-ci a été observée à traverser des parterres de coupes dont les largeurs maximales variaient de 140 m à 320 m (Heinemeyer 2002). Ainsi, pour les espèces à dispersion moyenne, un seuil de dispersion maximal de 200 m est établi. Finalement, le seuil de 1 000 m a été établi pour représenter les espèces avec une grande capacité de dispersion et est basé sur l’écologie du caribou des bois (écotype montagnard). Bien que très peu d’information soit disponible sur la capacité de dispersion de cette espèce, les recherches effectuées sur le caribou des bois (écotype forestier) indiquent des déplacements quotidiens moyens d’environ 1 000 m pour rejoindre deux habitats préférentiels (Johnson *et al.* 2002; Martin-Hughes St-Laurent, comm. pers. 8 juin 2011).

#### **4.4.3 Les valeurs de référence**

##### **La mesure de percolation**

Aucune valeur de référence n’est utilisée pour l’analyse de percolation puisque les connaissances sur l’organisation spatiale de la forêt naturelle de référence sont incomplètes et difficilement comparables.

##### **L’indice de connectivité intégrale**

Afin de déterminer des valeurs de référence, des modèles non linéaires ont été établis à partir des résultats obtenus de simulations de l’indice basées sur les unités territoriales de référence (UTR) de la Gaspésie et leur proportion en couvert forestier de hauteur de 12 m et plus (annexe 4). L’utilisation des

UTR comme unité de mesure avait pour objectif d'accroître le nombre de résultats pour établir les modèles. Les modèles sont présentés ci-dessous pour les seuils de 50 m (a), 200 m (b) et 1000 m (c) :

$$a) Y_{50} = 10^{-5.38} + x^{3.67}$$

$$b) Y_{200} = 10^{-4.71} + x^{3.34}$$

$$c) Y_{1000} = 10^{-3.91} + x^{2.94}$$

où  $x$  représente le pourcentage du couvert forestier de hauteur de 12 m et plus et  $Y$  le résultat de l'indice. À partir de ces modèles, les valeurs de référence de l'indice de connectivité intégrale ont été établies à partir des proportions de forêts matures et vieilles issues du Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009) et de celles des vieilles forêts issues du Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011).

Compte tenu des biais associés à l'utilisation des données issues des carnets d'arpentage (voir la section 4.5 *Limitations méthodologiques*), seules les données issues de la photo-interprétation ont été utilisées. Les proportions de forêts vieilles documentées dans le Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011) ont également été utilisés afin d'obtenir des valeurs de référence. Ainsi, pour les régions écologiques 5h et 5i, les valeurs issues du Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009) ont été utilisées alors que pour les régions 4g et 4h, les valeurs issues du Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011) pour les unités homogènes correspondantes. Les valeurs de référence estimées pour l'indice de connectivité intégrale sont présentées au tableau 7.

**Tableau 7. Valeurs de référence de l'indice de connectivité intégrale pour les trois seuils de dispersion (50 m, 200 m et 1000 m) établies à partir des proportions (%) de forêts matures et vieilles des régions écologiques (Portrait forestier historique) ou des proportions (%) de vieilles forêts des unités homogènes (Registre des états de référence) (voir annexe 4).**

Région écologique	Document de référence	Unité d'analyse	Stade de développement	Proportion (%)	Valeur de référence		
					50 m	200 m	1000 m
4g et 4h	Registre des états de référence (Boucher <i>et al.</i> 2011)	MEJt	Vieux	74,0 % <sup>1</sup>	30,2	34,1	38,5
		MESm		76,0 % <sup>1</sup>	33,3	37,3	41,7
5h	Portrait forestier historique (Pinna <i>et al.</i> 2009)	5h	Mature et vieux	75,0 % <sup>2</sup>	31,7	35,7	40,1
5i		5i		82,8 % <sup>2</sup>	45,6	49,7	53,6

<sup>1</sup> Valeur déterminée à partir de modélisations basées sur le régime de perturbations naturelles théorique (Boucher *et al.* 2011).

<sup>2</sup> Valeur déterminée à partir de l'analyse des photographies aériennes (Pinna *et al.* 2009).

Les valeurs de référence sont attribuées pour chacune des UTA analysées selon qu'elles se situent dans la région 5h ou 5i (valeurs issues du Portrait forestier historique) ou des régions 4g ou 4h (valeurs issues du Registre des états de référence).

## **4.5 Limitations méthodologiques**

### **4.5.1 Les indices de fragmentation forestière**

Il est important de considérer que la forêt naturelle de la région écologique 4g telle que documentée dans le Portrait forestier historique avait déjà subi des modifications notables liées aux activités humaines sur l'ensemble de son territoire. Ces impacts sont associés au prélèvement de certaines espèces pour la construction navale, le commerce du bois équarri et du sciage ainsi qu'à la colonisation du territoire (défrichage, feu d'origine humaine, etc.) (Pinna *et al.* 2009). Pour ces raisons, les résultats obtenus de la forêt naturelle pour la région 4g devraient être utilisés à titre de valeur minimale.

De plus, dans les carnets d'arpentage utilisés pour dresser le Portrait forestier historique, le stade de développement a été déterminé à partir des notes des arpenteurs ou d'autres indices qui situent le peuplement dans son développement sur une base qualitative (Pinna *et al.* 2009). Ainsi, l'âge précis des peuplements n'était pas une information disponible. De plus, la proportion de forêts matures et vieilles peut être sous-estimée puisque tous les peuplements où les arpenteurs avaient noté une perturbation récente ont été classés en régénération (Pinna *et al.* 2009). Or, parmi ces mentions, plusieurs peuplements pouvaient comporter un couvert résiduel qui leur aurait valu d'être classés dans le stade mature et vieux avec une faible densité de couvert selon la cartographie actuelle.

Dans le calcul des forêts d'intérieur, le choix des distances de lisières utilisées est basé sur la littérature actuellement disponible et est sujet à changement selon les paramètres utilisés et le milieu forestier étudié (annexe 1). Davantage de recherches sur les distances de lisières dans la sapinière à bouleau blanc et la sapinière à bouleau jaune permettraient d'obtenir un meilleur portrait de l'état de la fragmentation forestière en Gaspésie.

### **4.5.2 Les indices de connectivité**

Dans l'interprétation des résultats de l'indice de percolation, il apparaît important de préciser que les seuils sont déterminés selon des modèles neutres et peuvent donc présenter une certaine forme de biais lorsque transposés dans un contexte de milieu naturel plus complexe. Par ailleurs, il convient également de noter que les deux indices de connectivité ne considèrent que la disposition spatiale et l'abondance des habitats et ne prend pas en considération les barrières aux déplacements (escarpements rocheux, secteurs de forte prédation, routes, rivières, etc.) qui peuvent affecter la connectivité des habitats. Par conséquent, les résultats des mesures de connectivité ne peuvent servir

de référent à la caractérisation de la viabilité de la connectivité pour une espèce ou un groupe d'espèces données. Pour répondre à ce besoin, d'autres indicateurs doivent être utilisés.

L'utilisation de valeurs de référence pour l'indice de connectivité intégrale présente certaines formes de biais. D'abord, les proportions préindustrielles de forêts vieilles ( $\geq 81$  ans) tel que documenté dans le Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011), ne sont pas directement associées aux proportions de forêts de hauteur de 12 m et plus. En fait, pour des sites sans problématique de fertilité majeure, la hauteur de forêts de 12 m est atteinte bien avant l'âge de 81 ans. Ainsi, les proportions de forêts de hauteur de 12 m et plus déterminées à partir des proportions de forêts  $\geq 81$  ans devraient être considérées comme des valeurs de référence minimales. Par ailleurs, les structures d'âge présentées dans le Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011) sont déterminées à partir de modélisation basée sur les taux de perturbations naturelles actuellement disponibles. Ainsi, les proportions de forêts vieilles utilisées comme valeurs de référence doivent également être utilisées avec prudence.

De plus, pour les deux mesures de connectivité, la définition d'habitat se limite aux peuplements de hauteur de 12 m et plus et considère tous autres peuplements comme un «non-habitat». Toutefois, l'utilisation graduelle des peuplements en croissance par les espèces de forêts fermées est documentée (André Desrochers, comm. pers. juin 2011). Ainsi, des peuplements de hauteur inférieure à 12 m peuvent également être utilisés par les espèces dont les habitats préférentiels sont formés des forêts matures et vieilles. Compte tenu de cet aspect, les résultats obtenus par ces deux analyses doivent être nuancés.

### **Influence de l'élévation sur l'abondance de forêts de hauteur de 12 m et plus**

Les variations dans l'altitude entraînent des variations dans le climat qui affectent la productivité des sites et ainsi la hauteur des peuplements (Brisson *et al.* 2009). Le tableau 8 présente l'abondance des forêts de hauteur de 12 m et plus selon cinq classes d'élévation pour la Gaspésie. Les résultats indiquent une proportion plus basse de ces forêts dans la classe d'élévation 1 000 m et plus comparativement aux autres classes de hauteur (Tableau 8). Or, ces peuplements dont la hauteur ne dépasse pas 12 m peuvent tout de même être associés à des forêts matures ou vieilles (Tableau 9). Ainsi, les hautes élévations (1 000 m et plus) identifiées dans certains secteurs semblent donc être un facteur limitant la présence de forêts de hauteur de 12 m et plus (Figure 5). Conséquemment, les résultats de connectivité pour ces secteurs devraient être considérés comme des valeurs minimales.

Tableau 8 : Superficies relatives des peuplements de hauteur de 12 m et plus selon cinq classes d'élévation pour la Gaspésie.

	Classe d'élévation (%)				
	400 m et moins	400 - 600 m	600 - 800 m	800 - 1 000 m	1 000 m et +
Superficie de forêts de hauteur $\geq$ 12 m (ha)	606 328,6	228 372,1	37 100,2	7 512,4	268,2
Superficie totale (ha)	2 075 187,5	741 101,6	139 468,4	27 957,8	8 957,6
Proportion (%)	29,2	30,8	26,6	30,1	2,99

Tableau 9 : Superficies relatives des peuplements par classes d'âge pour la classe d'altitude 1 000 m et plus.

Classe d'âge	Proportion (%)
aucune	80,4
0 – 20 ans	0
21 – 40 ans	0,4
41 – 60 ans	0,3
61 – 80 ans	0
81 ans et plus	18,9

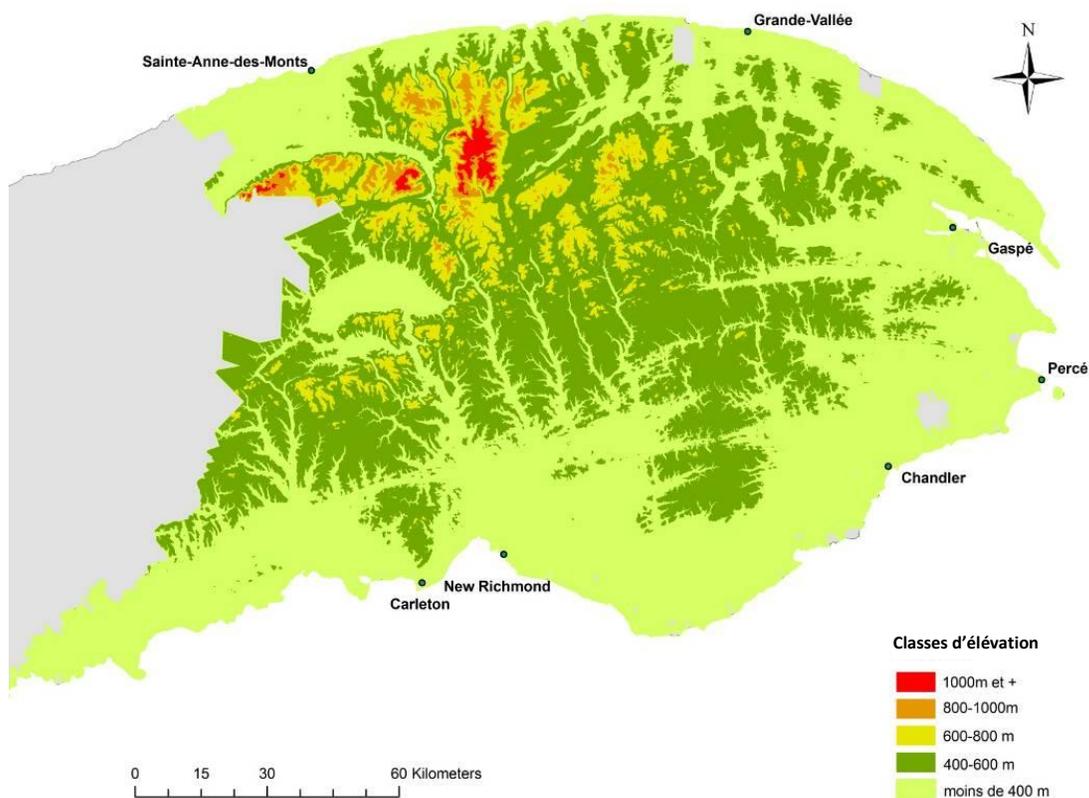


Figure 5. Topographie de la Gaspésie selon cinq classes d'élévation.

## 5. Résultats

### 5.1 Les indices de fragmentation forestière

#### 5.1.1 La mesure des superficies relatives de forêts d'intérieur

##### Les proportions de forêts d'intérieur

Dans le portrait forestier actuel, les proportions de forêts d'intérieur tendent à être plus élevées dans les régions écologiques de la sapinière à bouleau jaune (4g et 4h) que dans les régions écologiques de la sapinière à bouleau blanc (5h et 5i) avec la proportion la plus faible dans la région 5i (Tableau 10). En comparant les valeurs de la forêt de référence à celles de la forêt actuelle, les résultats indiquent une diminution significative des proportions de forêts d'intérieur atteignant un degré d'altération modéré dans la région 4g et 5h et un degré d'altération élevé dans la région 5i (tableau 10).

**Tableau 10. Proportions (%) de forêts d'intérieur présentes dans le portrait forestier actuel (PFA) pour les quatre régions écologiques de la Gaspésie et comparaison avec la valeur de référence établie selon les proportions de forêts matures et vieilles issues de l'analyse des photographies aériennes (1926 et 1927) du Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009).**

Région écologique	Proportion (%)		PFA <sup>1</sup>	Seuil <sup>2</sup>		Degré d'altération <sup>3</sup>
	Valeur de référence			30 %	70 %	
	carnets	photos				
4g	<b>56,2a</b>	n.d.	<b>25,1b</b>	39,3	16,9	↓
4h	n.u.	n.d.	25,1a	n.u.	n.u.	n.u.
5h	n.u.	<b>75,0a</b>	<b>22,8b</b>	52,5	22,5	↓
5i	n.u.	<b>82,8a</b>	<b>12,8b</b>	58,0	24,8	↓

<sup>1</sup> Données issues de la cartographie écoforestière du 4<sup>e</sup> programme d'inventaire du MRNF (2005) de la Gaspésie

<sup>2</sup> Seuils 30 % (30 % de différence avec la valeur de référence) et 70 % (70 % de différence avec la valeur de référence)

<sup>3</sup> Degré d'altération faible (vert) : ≤ 30 %, modéré (jaune) : 30 % < x ≤ 70 % et élevé (rouge) : > 70 % par rapport à la valeur de référence. La tendance à la baisse ou à la hausse est indiquée par une flèche.

Différentes lettres (en gras) représentent une différence significative (p < 0,05) testée à l'aide d'un test de Chi carré d'homogénéité.

n.d. : non disponible

n.u. : non utilisée

## Les dimensions des forêts d'intérieur d'un seul tenant

L'analyse de la dimension des forêts d'intérieur d'un seul tenant démontre que les grands massifs ( $\geq 1\ 000$  ha) représentent environ 46 % ( $n = 22$ ) de la superficie totale des forêts d'intérieur de la région écologique 4g (Figure 6) et environ 47 % ( $n = 23$ ) de celle de la région 5h. Dans les régions écologiques 4h et 5i, les grands massifs de forêts d'intérieur occupent respectivement environ 12 % ( $n = 4$ ) et 8 % ( $n = 4$ ) de la superficie totale des forêts d'intérieur. Le patron de distribution des superficies de forêts d'intérieur des régions 4h et 5i démontre une tendance vers des forêts d'intérieur de plus petites tailles; majoritairement inférieures à 500 ha (Figure 6).

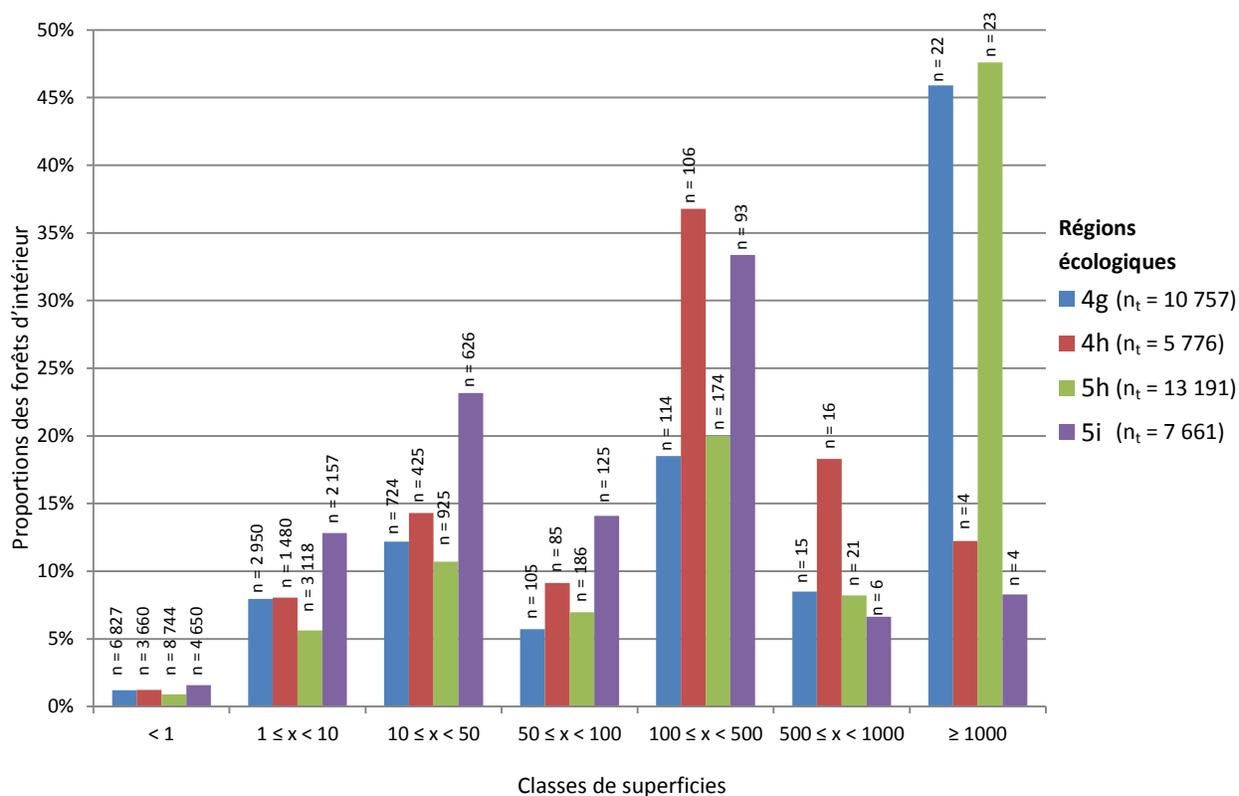


Figure 6. Proportions de forêts d'intérieur par classes de superficies de forêts d'intérieur d'un seul tenant pour les quatre régions écologiques de la Gaspésie. Le nombre (n) de massifs de forêts d'intérieur est présenté pour chaque classe de superficies. Le nombre total (n<sub>t</sub>) de massifs de forêts d'intérieur d'un seul tenant est également présenté par région écologique.

### 5.1.2 L'indice d'effets de lisières liés aux activités sylvicoles et autres activités humaines

Les résultats indiquent des mesures d'indice d'effets de lisières plus importantes dans les régions écologiques 4g et 4h que dans les régions 5h et 5i. Dans la région 4g, les effets de lisière proviennent majoritairement des chemins principaux (48,6 %) suivis des chemins secondaires (19,9 %) alors que dans la région 4h, les effets de lisières proviennent principalement des chemins secondaires (48,4 %) et des

parterres de coupes et/ou jeunes plantations (30,2 %). Pour les régions 5h et 5i, les effets de lisières sont majoritairement issus des parterres de coupes et/ou jeunes plantations (55,3 et 58,0 %, respectivement) suivis des chemins principaux (5h) et des chemins secondaires (5i) (Tableau 11).

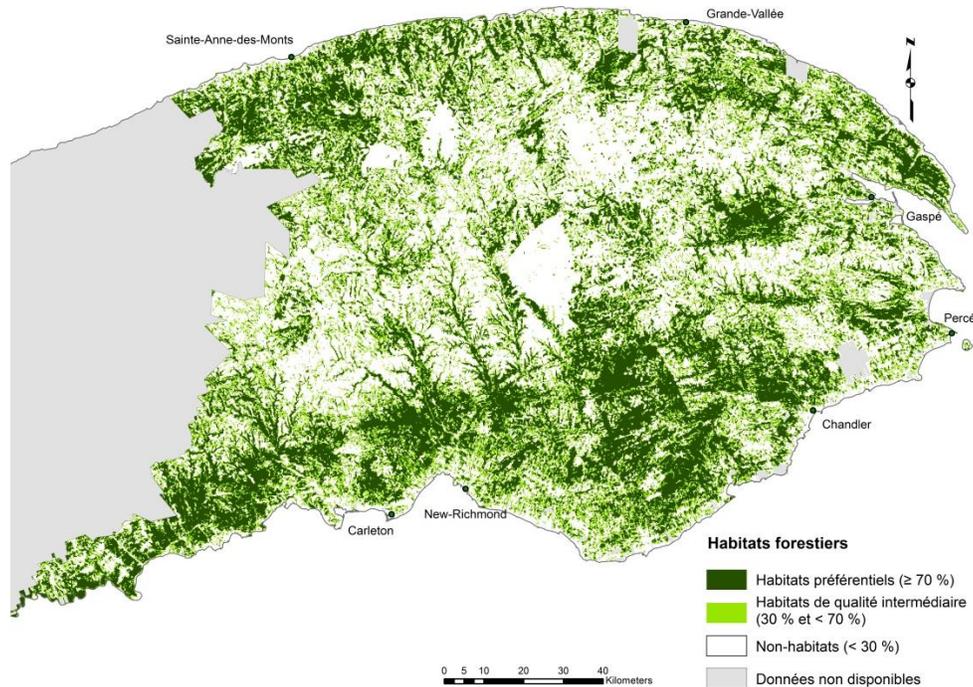
**Tableau 11 : Superficies des types d'habitats forestiers (ha), longueurs totales de lisières induites par ces habitats (m), longueurs totales de lisières pondérées selon l'intensité de l'effet de lisières engendré sur les milieux environnants (m) et l'indice de l'effet de lisière (m/ha) développé à partir des travaux de Leduc (1996) pour les quatre régions écologiques de la Gaspésie.**

Type d'habitat forestier	4g		4h		5h		5i	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Milieux non productifs	22 762	4,5	14 286	5,5	30 643	3,7	43 921	9,1
Parterres de coupe ou jeunes plantations	32 319	6,4	23 458	9,0	138 412	16,7	85 894	17,9
Friches forestières	10 153	2,0	4 912	1,9	12 849	1,5	16 446	3,4
Forêts basses et fermées	119 655	23,6	72 017	27,7	294 262	35,5	195 797	40,7
Forêts hautes et ouvertes	38 488	7,6	20 235	7,8	54 429	6,6	31 365	6,5
Forêts hautes et fermées	243 617	48,1	116 305	44,7	298 258	35,9	105 201	21,9
Milieux anthropiques (agricoles, urbains et périurbains)	39 703	7,8	8 876	3,4	952	0,1	2 298	0,5
<b>Total</b>	<b>506 696</b>	<b>100</b>	<b>260 088</b>	<b>100</b>	<b>829 804</b>	<b>100</b>	<b>480 922</b>	<b>100</b>
Longueur totale de lisières	m	%	m	%	m	%	m	%
Parterre de coupe ou jeunes plantations	5 752 543	11,5	3 655 113	16,9	16 777 695	31,8	8 914 604	29,8
Friche forestière	1 510 510	3,0	678 088	3,1	1 974 111	3,7	1 849 344	6,2
Chemins principaux	23 625 089	47,4	2 307 670	10,7	14 499 124	27,5	1 138 558	3,8
Chemins secondaires	15 543 913	31,2	13 987 216	64,7	19 329 643	36,6	17 697 125	59,1
Milieux anthropiques (agricoles, urbains et périurbains)	3 408 440	6,8	977 758	4,5	226 255	0,4	321 967	1,1
<b>Total</b>	<b>49 840 495</b>	<b>100</b>	<b>21 605 846</b>	<b>100</b>	<b>52 806 828</b>	<b>100</b>	<b>29 921 599</b>	<b>100</b>
Longueur pondérée selon l'intensité de l'effet de lisières engendré sur le milieu environnant	m	%	m	%	m	%	m	%
Parterres de coupe ou jeunes plantations	4 643 518	18,5	2861760	30,2	12530753	55,3	6199389	58,0
Friches forestières	706 801	2,8	339320	3,6	771841	3,4	763361	7,1
Chemins principaux	12 224 823	48,6	931493	9,8	5015282	22,1	608966,3	5,7
Chemins secondaires	5 004 004	19,9	4587528	48,4	4198723	18,5	2921143	27,3
Milieux anthropiques (agricoles, urbains et périurbains)	2 584 002	10,3	749485	7,9	162800	0,7	199963	1,9
<b>Total</b>	<b>10 383 049</b>	<b>100</b>	<b>9 469 587</b>	<b>100</b>	<b>22 679 399</b>	<b>100</b>	<b>10 692 823</b>	<b>100</b>
Indice de l'effet de lisières	<b>49,7 m/ha</b>		<b>36,4 m/ha</b>		<b>27,3 m/ha</b>		<b>22,2 m/ha</b>	
Ratio de la longueur totale pondérée de lisière et de la superficie du paysage	<b>49,7 m/ha</b>		<b>36,4 m/ha</b>		<b>27,3 m/ha</b>		<b>22,2 m/ha</b>	

## 5.2 Les indices de connectivité

### 5.2.1 La mesure de percolation

Les résultats d'identification des habitats forestiers selon les proportions de forêts de hauteur de 12 m et plus révèlent que le pourtour de la péninsule présente davantage d'habitats forestiers (préférentiels et de qualité intermédiaire) que les secteurs du centre de la Gaspésie (Figure 7).



**Figure 7. Identification des habitats préférentiels (≥ 70 % de forêts de hauteur de 12 m et plus), des habitats de qualité intermédiaire (30 % et < 70 %) et de non-habitats (< 30 %).**

L'analyse de percolation basée sur les habitats préférentiels (≥ 70 % de forêts de hauteur ≥ 12 m) indique une tendance vers une connectivité de 1<sup>er</sup> et de 2<sup>e</sup> niveau au pourtour de la péninsule et majoritairement dans la portion sud de la péninsule (Figure 8). Ces secteurs présentent le meilleur potentiel de connectivité puisqu'ils sont composés d'habitats préférentiels. Le nord de la péninsule présente un patron de connectivité davantage fragmenté par rapport au sud de la péninsule. Le centre de la Gaspésie présente, à quelques exceptions, des niveaux de connectivité plus faible où l'on retrouve davantage une connectivité de 4<sup>e</sup> ou 5<sup>e</sup> niveau (voir Tableau 1 et Figure 1).

Les résultats de l'analyse qui prend en considération les habitats préférentiels et les habitats de qualité intermédiaire (≥ 30 % de forêts de hauteur ≥ 12 m) présentent des niveaux de connectivité plus élevés sur l'ensemble du territoire (Figure 9). Par ailleurs, ces résultats démontrent que les secteurs du centre de la péninsule présentent malgré tout une connectivité plus faible qu'au pourtour. Également, l'absence de corridors de cases de haut niveau de connectivité dans le centre de la péninsule est à noter.

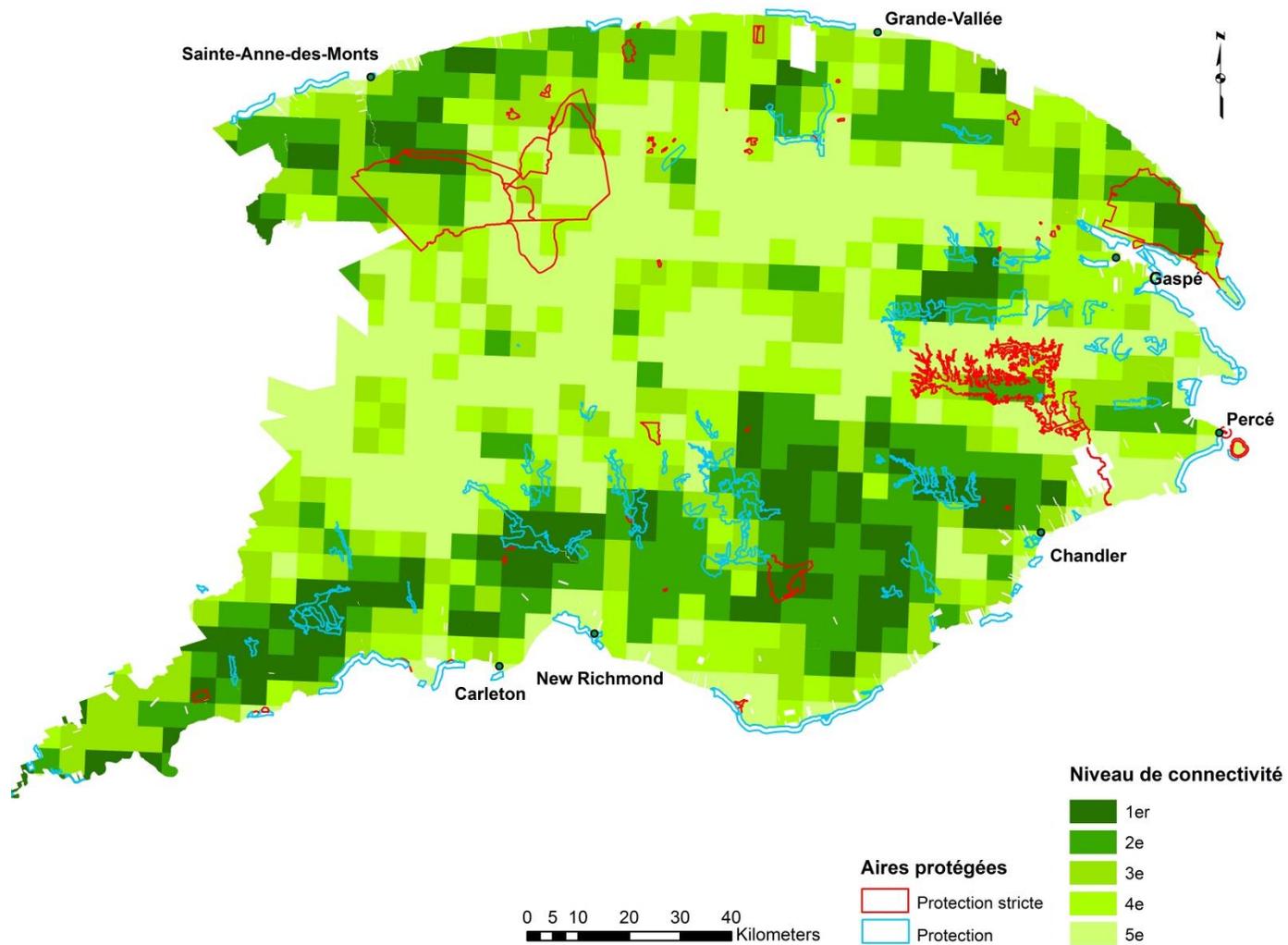


Figure 8. Niveau de connectivité des cases (2 500 ha) déterminé selon les seuils de percolation (Tableau 1) pour des habitats préférés ( $\geq 70\%$  de forêts de hauteur de 12 m et plus).

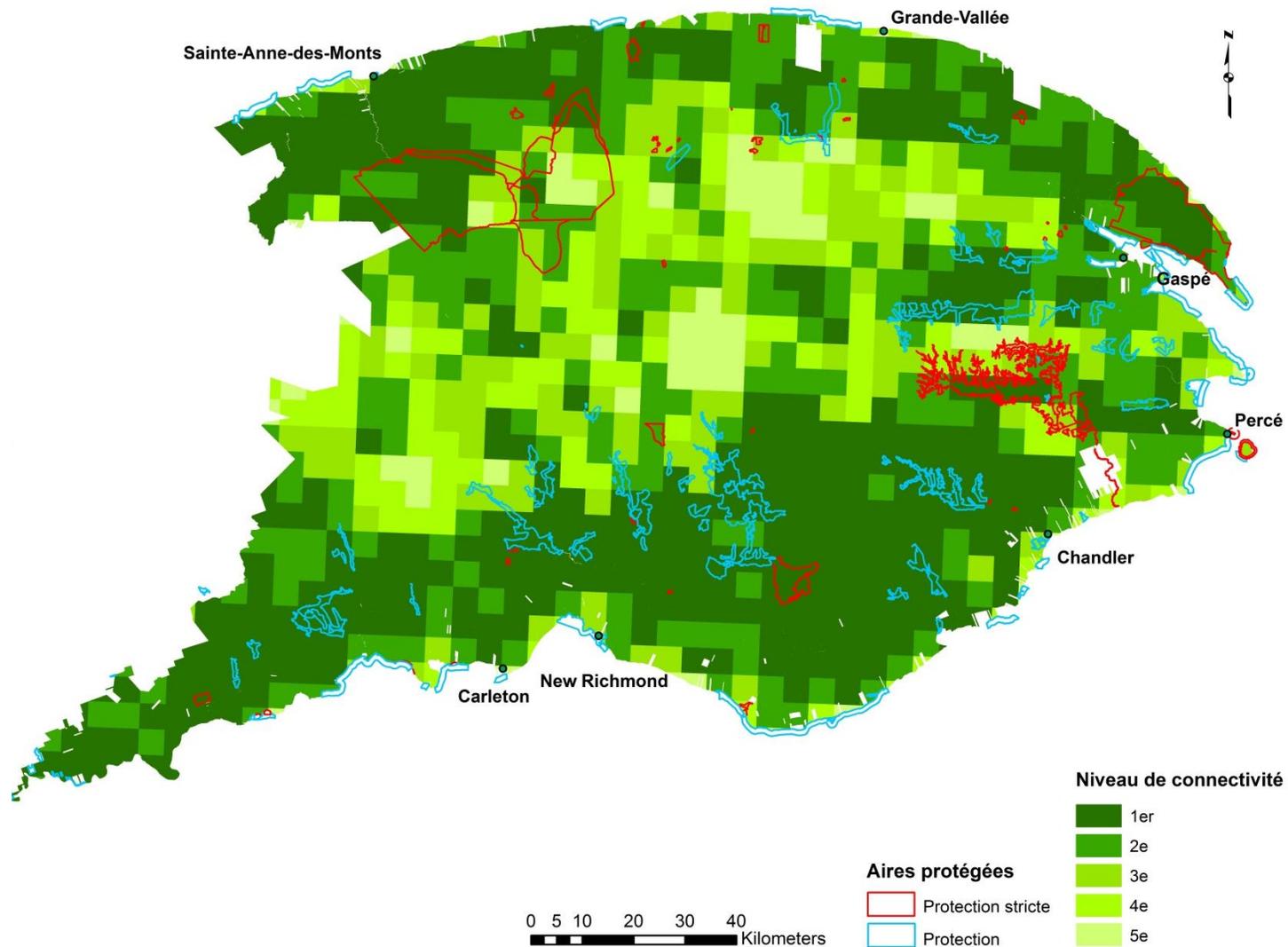


Figure 9. Niveau de connectivité des cases (2 500 ha) déterminé selon les seuils de percolation (Tableau 1) pour des habitats préférentiels ( $\geq 70\%$  de forêts de hauteur de 12 m et plus) et de qualité intermédiaire ( $>30\%$  et  $< 70\%$  de forêts de hauteur de 12 m et plus).

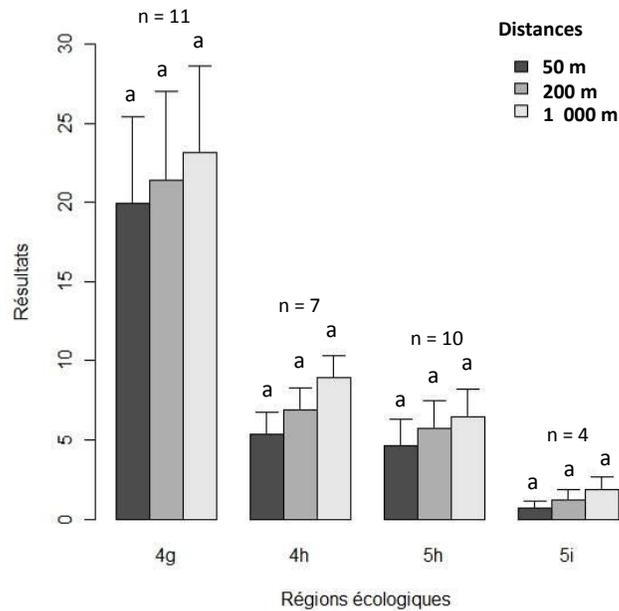
## 5.2.2 L'indice de connectivité intégrale

Dans le portrait forestier actuel, les résultats de l'indice de connectivité intégrale montrent des différences significatives entre les quatre régions écologiques de la Gaspésie. La tendance démontre des résultats plus élevés dans les régions écologiques de la sapinière à bouleau jaune (4g et 4h) par rapport à ceux de la sapinière à bouleau blanc (5h et 5i) avec les résultats les plus élevés dans la région 4g et les plus bas dans la région 5i. Ainsi, les subdivisions des UTA de la région écologique 4g présentent une moyenne de résultats de l'indice de connectivité intégrale significativement plus élevée par rapport à ceux des régions écologiques 5h et 5i, pour les trois seuils de distances (50 m, 200 m et 1 000 m) (Tableau 12). Aucune différence significative n'est observée entre les résultats des trois seuils de distance, et ce, pour les quatre régions écologiques (Figure 10).

**Tableau 12. Moyennes ( $\pm$  écart-type) de l'indice de connectivité intégrale mesurées par subdivisions d'UTA et regroupées à l'échelle des quatre régions écologiques de la Gaspésie. Les résultats sont présentés selon les trois distances (50 m, 200 m et 1 000 m).**

Distance	Moyenne ( $\pm$ écart-type)			
	4g (n = 11)	4h (n = 7)	5h (n = 10)	5i (n = 4)
50 m	17,0 $\pm$ 1,8 <b>c</b>	6,6 $\pm$ 0,8 <b>ac</b>	4,8 $\pm$ 0,5 <b>a</b>	0,7 $\pm$ 0,2 <b>a</b>
200 m	18,1 $\pm$ 1,9 <b>c</b>	8,1 $\pm$ 0,9 <b>ac</b>	5,8 $\pm$ 0,6 <b>a</b>	1,1 $\pm$ 0,3 <b>a</b>
1 000 m	19,4 $\pm$ 2,1 <b>c</b>	9,9 $\pm$ 1,0 <b>ac</b>	6,5 $\pm$ 0,6 <b>a</b>	1,9 $\pm$ 0,3 <b>a</b>

Différentes lettres (en gras) représentent une différence significative ( $p < 0,05$ ) testée à l'aide d'une ANOVA dont les données ont subi une transformation  $\log(x + 1)$ .



**Figure 10.** Moyennes des résultats de l'indice de connectivité intégrale mesurées par subdivisions d'unités territoriales d'analyse et regroupées à l'échelle des quatre régions écologiques de la Gaspésie pour les trois distances (50 m, 200 m et 1 000 m) (n = nombre de résultats par région écologique). Différentes lettres (en gras) indiquent des différences significatives ( $p < 0,05$ ) testées à l'aide d'une ANOVA dont les données ont subi une transformation  $\log(x + 1)$ .

Les analyses comparatives entre les valeurs actuelles de l'indice par rapport aux valeurs de référence indiquent, de manière générale, une diminution du score de l'indice de connectivité (tableaux 13 à 16). La figure 11 présente la distribution des résultats de degrés d'altération pour chaque subdivision d'UTA.

Les quatre UTA de la région écologique 4g présente des degrés d'altération modérés alors que dans la région écologique 4h, les UTA (n = 3) présentent des degrés d'altération variant de modérés à élevés et ce, pour les trois seuils de distance (Tableaux 13 et 14). Pour ce qui est des régions écologiques 5h (nombre d'UTA = 10) et 5i (nombre d'UTA = 4), les résultats démontrent des degrés d'altération élevés à l'exception de deux UTA dans la région 5h et ce, pour les trois seuils de distance (Tableaux 15 et 16).

**Tableau 13 : Résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de 12 m et plus (Act.) selon trois seuils de distances maximales (50 m, 200 m et 1 000 m) présentés pour chacune des unités territoriales d'analyse (UTA) de la région écologique 4g et comparaison avec les valeurs de référence (Réf.) afin de déterminer le degré d'altération.**

UTA	Unité homogène	50 m				200 m				1 000 m				Degrés d'altération <sup>2</sup>		
		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		50 m	200 m	1 000 m
				30%	70%			30 %	70 %			30 %	70 %			
1401	MEJt	20,8	30,2	21,1	9,1	22,1	34,1	23,9	10,2	24,0	38,5	27,0	11,6	↓	↓	↓
1402	MESm	11,4	33,3	23,3	10,0	12,2	37,3	26,1	11,2	13,2	41,7	29,2	12,5	↓	↓	↓
1403	MESm	15,5	33,3	23,3	10,0	16,7	37,3	26,1	11,2	17,8	41,7	29,2	12,5	↓	↓	↓
2401	MESm	21,2	33,3	23,3	10,0	22,3	37,3	26,1	11,2	23,5	41,7	29,2	12,5	↓	↓	↓

<sup>1</sup> Valeurs de référence (Réf.) déterminées par unité homogène à partir des données du Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011) (voir annexe 4).

<sup>2</sup> Degré d'altération faible (vert) : ≤ 30 %, modéré (jaune) : 30 % < x ≤ 70 % et élevé (rouge) : > 70 % par rapport à la valeur de référence. La tendance à la baisse ou à la hausse est indiquée par une flèche.

**Tableau 14 : Résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de 12 m et plus (Act.) selon trois seuils de distances maximales (50 m, 200 m et 1 000 m) présentés pour chacune des unités territoriales d'analyse (UTA) de la région écologique 4h et comparaison avec les valeurs de référence (Réf.) afin de déterminer le degré d'altération.**

UTA	Unité homogène	50 m				200 m				1 000 m				Degrés d'altération <sup>2</sup>		
		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		50 m	200 m	1 000 m
				30%	70%			30 %	70 %			30 %	70 %			
2402	MESm	6,5	33,3	23,3	10,0	8,3	37,3	26,1	11,2	9,9	41,7	29,2	12,5	↓	↓	↓
3401	MESm	2,2	33,3	23,3	10,0	3,7	37,3	26,1	11,2	5,6	41,7	29,2	12,5	↓	↓	↓
3402	MEJt	8,7	30,2	21,1	9,1	10,2	34,1	23,9	10,2	12,1	38,5	27,0	11,6	↓	↓	↓

<sup>1</sup> Valeurs de référence (Réf.) déterminées par unité homogène à partir des données du Registre des états de référence (Boucher *et al.* 2011) (voir annexe 4).

<sup>2</sup> Degré d'altération faible (vert) : ≤ 30 %, modéré (jaune) : 30 % < x ≤ 70 % et élevé (rouge) : > 70 % par rapport à la valeur de référence. La tendance à la baisse ou à la hausse est indiquée par une flèche.

Tableau 15 : Résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de 12 m et plus (Act.) selon trois seuils de distances maximales (50 m, 200 m et 1 000 m) présentés pour chacune des unités territoriales d'analyse (UTA) de la région écologique 5h et comparaison avec les valeurs de référence (Réf.) afin de déterminer le degré d'altération.

UTA	50 m				200 m				1 000 m				Degrés d'altération <sup>2</sup>		
	Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		50 m	200 m	1 000 m
			30%	70%			30 %	70 %			30 %	70 %			
1501	0,4	31,7	22,2	9,5	0,7	35,7	25,0	10,7	1,2	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
1503	2,0	31,7	22,2	9,5	2,8	35,7	25,0	10,7	3,1	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
1504	12,2	31,7	22,2	9,5	13,5	35,7	25,0	10,7	14,3	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
1505	6,6	31,7	22,2	9,5	8,2	35,7	25,0	10,7	8,7	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
1506	2,2	31,7	22,2	9,5	3,7	35,7	25,0	10,7	4,5	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
2501	1,8	31,7	22,2	9,5	2,7	35,7	25,0	10,7	3,7	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
2502	1,2	31,7	22,2	9,5	1,6	35,7	25,0	10,7	2,7	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
2503	15,4	31,7	22,2	9,5	17,1	35,7	25,0	10,7	17,8	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
2504	1,0	31,7	22,2	9,5	1,9	35,7	25,0	10,7	2,7	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓
3503	3,9	31,7	22,2	9,5	4,8	35,7	25,0	10,7	5,6	40,1	28,1	12,0	↓	↓	↓

<sup>1</sup> Valeurs de référence (Réf.) estimées par région écologique à partir des données du Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009) (voir annexe 4).

<sup>2</sup> Degré d'altération faible (vert) : ≤ 30 %, modéré (jaune) : 30 % < x ≤ 70 % et élevé (rouge) : > 70 % par rapport à la valeur de référence. La tendance à la baisse ou à la hausse est indiquée par une flèche.

Tableau 16 : Résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de 12 m et plus (Act.) selon trois seuils de distances maximales (50, 200 et 1 000 m) présentés pour chacune des unités territoriales d'analyse (UTA) de la région écologique 5i et comparaison avec les valeurs de référence (Réf.) afin de déterminer le degré d'altération.

UTA	50 m				200 m				1 000 m				Degrés d'altération <sup>2</sup>		
	Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		Act.	Réf. <sup>1</sup>	Seuils		50 m	200 m	1 000 m
			30%	70%			30 %	70 %			30 %	70 %			
1502	0,3	45,6	31,9	13,7	0,6	49,7	34,8	14,9	1,4	53,6	37,5	16,1	↓	↓	↓
3501	0,3	45,6	31,9	13,7	0,7	49,7	34,8	14,9	1,5	53,6	37,5	16,1	↓	↓	↓
3502	0,1	45,6	31,9	13,7	0,2	49,7	34,8	14,9	0,6	53,6	37,5	16,1	↓	↓	↓
3504	2,0	45,6	31,9	13,7	3,2	49,7	34,8	14,9	4,1	53,6	37,5	16,1	↓	↓	↓

<sup>1</sup> Valeurs de référence (Réf.) estimées par région écologique à partir des données du Portrait forestier historique (Pinna *et al.* 2009) (voir annexe 4).

<sup>2</sup> Degré d'altération faible (vert) : ≤ 30 %, modéré (jaune) : 30 % < x ≤ 70 % et élevé (rouge) : > 70 % par rapport à la valeur de référence. La tendance à la baisse ou à la hausse est indiquée par une flèche.

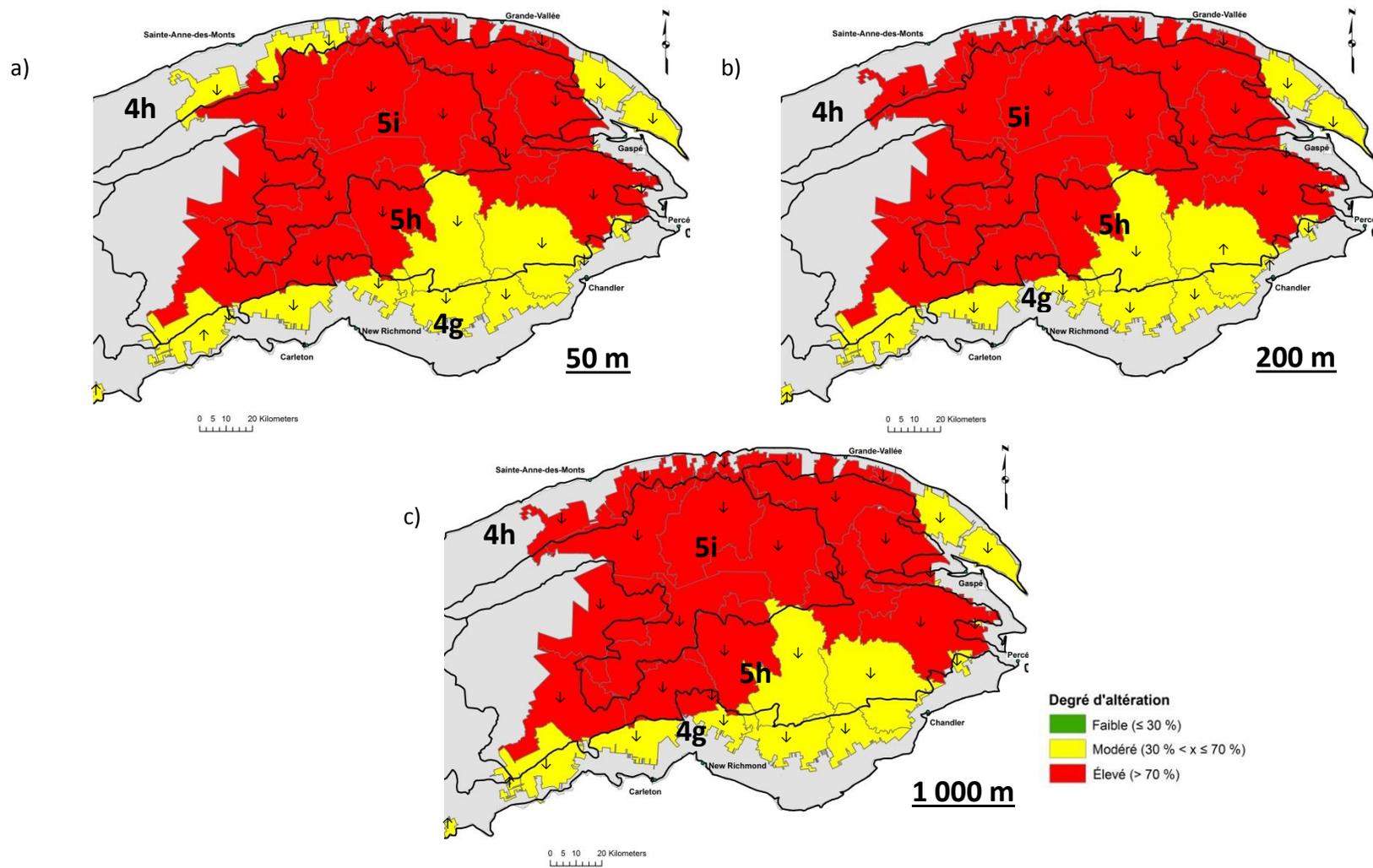


Figure 11. Degrés d'altération entre les résultats de l'indice de connectivité intégrale des forêts actuelles de hauteur de 12 m et plus avec les valeurs de référence estimées selon les distances de connectivité de 50 m (a), 200 m (b) et 1 000 m (c). La tendance à la baisse ou à la hausse est indiquée par une flèche.

## 6. Discussion

---

La présente étude propose des outils diagnostics qui permettent de faire un suivi de nature « opérationnelle » de la fragmentation et de la connectivité forestière en Gaspésie. Ces outils ont permis de documenter l'état actuel de la forêt aménagée gaspésienne et de quantifier les écarts avec la forêt naturelle de référence (période préindustrielle).

Au Québec, des études ont également mesuré la fragmentation forestière (Bélanger et Grenier 2002; Roy *et al.* 2009; Lemieux 2010; Roy *et al.* 2010) et la connectivité à l'échelle du paysage (Doyon 2002; Perkl et Baldwin [2010a, 2010b et 2010c]; Roy *et al.* 2010). Les études de Roy *et al.* (2009 et 2010) et de Lemieux (2010) utilisent également une mesure de superficies de forêts d'intérieur comme outil de documentation de la fragmentation forestière. Les travaux de Doyon (2002) et Roy *et al.* (2010) présentent un diagnostic pratique de la connectivité dans un contexte de paysage forestier. Toutefois, les résultats de ces études sur la connectivité tels que présentés ne peuvent être comparés à ceux obtenus dans ce rapport. Outre, les analyses de connectivité menées par Perkl et Baldwin (2010a, 2010b et 2010c) à l'échelle de l'écorégion des Appalaches, la fragmentation et la connectivité forestière de la Gaspésie sont peu documentées.

### 6.1 Les changements dans l'organisation spatiale des forêts

Il apparaît que la forêt gaspésienne a subi des changements sur certains aspects de son organisation spatiale par rapport à la forêt naturelle de référence. Les changements documentés s'axent principalement autour de l'augmentation des effets de lisière liés aux perturbations d'origine anthropiques ainsi que de la diminution de la superficie relative de forêts d'intérieur et des grands massifs de forêts d'intérieur. La fragmentation de la mosaïque forestière s'exprime également par la diminution du niveau de connectivité et de possible bris dans la connectivité des forêts matures et vieilles (de hauteur de 12 m et plus) dans certains secteurs de la Gaspésie.

#### 6.1.1 La diminution des proportions de forêts d'intérieur

La présente étude identifie une proportion de forêts d'intérieur plus élevée dans les régions écologiques de la sapinière à bouleau jaune (4g [25,1] et 4h [25,1 %]) par rapport aux régions de la sapinière à bouleau blanc (5h [22,8 %] et 5i [12,8 %]). Cette différence est attribuée, en partie, à une proportion plus importante de forêts de hauteur de 12 m et plus dans les régions écologiques 4g (55,7 % du territoire) et 4h (52,5 %) par rapport aux régions 5h (42,5 %) et 5i (25,4 %). Les facteurs liés à la tenure du territoire (davantage de territoire privé dans les régions de la sapinière à bouleau jaune), la faible demande en bois de feuillus par les transformateurs gaspésiens (Centre de recherche industrielle du Québec 2002), et l'historique d'exploitation des forêts soit du pourtour de la péninsule vers le centre (Pinna *et al.* 2009) peuvent expliquer en partie cette différence dans les proportions de forêts de hauteur de 12 m et plus. Par ailleurs, les

pratiques de coupes partielles sont davantage utilisées dans les régions 4g et 4h et peuvent agir comme un facteur favorisant le maintien des attributs de forêts hautes dans les peuplements traités.

Une diminution significative dans les proportions de forêts d'intérieur par rapport à la forêt naturelle de référence a également été identifiée pour les deux régions écologiques de la sapinière à bouleau blanc (régions écologiques 5h et 5i) ainsi que dans la région écologique 4g. Pour la région écologique 4h, une diminution des proportions de forêts d'intérieur est appréhendée, mais non documentée. Ainsi, les proportions actuelles de forêts d'intérieur ont diminuées d'environ 70 à 85 % dans la sapinière à bouleau blanc et d'environ 55 % dans la sapinière à bouleau jaune (pour la région écologique 4g seulement) par rapport aux proportions retrouvées dans les forêts naturelles. Des diminutions similaires ont été observées ailleurs au Québec. Dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest, Roy *et al.* (2010) ont documenté des diminutions de l'ordre de 71 % par rapport à la forêt naturelle. Au Bas-St-Laurent, les proportions actuelles de forêts d'intérieur occupent 17 % du territoire (Conférence régionale des élu(e)s du Bas-St-Laurent 2010).

#### **Facteurs contribuant à la fragmentation**

Les modifications dans les proportions de forêts d'intérieur de la forêt actuelle par rapport à la forêt naturelle de référence semblent être en partie liées à la fragmentation, à différents degrés d'intensité, de la mosaïque forestière par les activités sylvicoles et autres activités humaines. Alors que dans la sapinière à bouleau blanc (régions 5h et 5i), les lisières sont majoritairement créées par les parterres de coupe et/ou les jeunes plantations, dans la sapinière à bouleau jaune (régions 4g et 4h) se sont davantage les routes (principales et secondaires) qui agissent comme facteurs de fragmentation (Tableau 11). D'autres études identifient également les parterres de coupes (Leduc 1996; Tinker *et al.* 1998) ainsi que les routes (Tinker *et al.* 1998; Roy *et al.* 2010) comme les principaux éléments du paysage responsables de la fragmentation de la forêt d'intérieur.

Au cumul, les résultats de la mesure d'effet de lisière varient de 22,2 à 27,3 m/ha pour les régions de la sapinière à bouleau blanc (5h et 5i). L'application de ce même indice, avec des paramètres similaires, sur un territoire forestier du domaine de la sapinière à bouleau blanc en Abitibi, a révélé une densité de lisières de 24,4 m/ha (Leduc 1996). Toutefois, il est à noter que l'étude de Leduc (1996) n'a pas considéré les effets de lisière induits par les milieux anthropiques (milieux urbains et périurbains, milieux agricoles, etc.) et les routes (principales et secondaires). Pour ce qui est des régions de la sapinière à bouleau jaune (4g et 4h), les densités de lisières plus élevées (49,7 et 36,4 m/ha) peuvent s'expliquer par une densité de chemins plus importante par rapport aux régions 5h et 5i. Les chemins présentent, en moyenne, un ratio périmètre/aire plus important par rapport aux autres types d'ouvertures (parterres de coupes, milieux urbains, etc.) et tendent ainsi à générer plus de lisières.

Plusieurs solutions d'aménagement tel que l'agglomération des parterres de coupes et autres types d'ouvertures (routes principales et secondaires, milieux anthropiques, etc.) plutôt que leur dispersion sur le territoire peuvent permettre de réduire la fragmentation forestière. En effet, pour des proportions d'ouvertures semblables, les densités de lisières sont moins importantes lorsque les ouvertures sont regroupées (c.-à-d. quelques ouvertures de grandes tailles) par opposition à un patron de distribution davantage dispersé sur le territoire (c.-à-d. plusieurs ouvertures de plus petites tailles) (Tableau 6). L'approche de l'agglomération des parterres de coupes présente tout le moins des risques des bris de connectivité pour certains secteurs et une attention particulière devrait être portée à cet aspect lors de la planification des interventions.

### **6.1.2 La diminution des grands massifs de forêts d'intérieur**

La diminution des proportions de forêts d'intérieur s'accompagne également par une diminution appréhendée des grands massifs de forêts d'intérieur. En effet, les résultats indiquent que les forêts d'intérieur de plus de 1 000 ha occupent environ 12 % (4g), 11 % (5h), 3 % (4h) et 1 % (5i) du territoire (Tableau 10 et Figure 6). Ainsi, malgré des proportions plus importantes de forêts d'intérieur dans la région 4h (25,1 %) que dans la région 5h (22,8 %) (Tableau 10), la distribution de ces dernières dans la région 5h favorise davantage les grands massifs de forêts d'intérieur.

Les informations du Portrait forestier historiques (Pinna *et al.* 2009) laissent croire qu'à l'état naturel les forêts de la Gaspésie formaient une matrice continue sur l'ensemble du territoire. En effet, les proportions de forêts aux stades de développement mature et vieux occupaient entre environ 60 % à plus de 82 % des superficies dans la sapinière à bouleau blanc (régions écologiques 5h et 5i) (Pinna *et al.* 2009). À ces proportions, la matrice forestière présente des probabilités importantes d'être fortement connectée (Turner *et al.* 2001) et de former ainsi de grands massifs forestiers. Pour la sapinière à bouleau jaune, ces proportions étaient de 30 % (4h) et 56 % (4g). Toutefois, compte tenu de la présence de perturbations humaines liées à la colonisation du territoire (défrichage, feu d'origine humaine, etc.) ainsi qu'au prélèvement de certaines espèces (construction navale, commerce du bois équarri et du sciage) dans les régions de la sapinière à bouleau jaune (Pinna *et al.* 2009), il est à supposer que les proportions de forêts matures et vieilles y aurait été plus abondantes que celles documentées. En s'additionnant aux perturbations naturelles, les perturbations d'origines anthropiques semblent donc avoir favorisé la fragmentation des grandes mosaïques de forêts d'intérieur.

Afin de combler l'écart entre la forêt naturelle de référence et la forêt actuelle, des solutions d'aménagement visant le développement et le maintien de grandes forêts d'intérieur devraient être mises de l'avant.

### 6.1.3 La diminution de la connectivité

Selon les deux analyses, le pourtour de la péninsule présente un portrait actuel plus favorable à la connectivité par rapport au centre (Figures 8 et 9) (Tableau 12). Cette tendance s'exprime autant par une concentration plus importante de cellules de niveaux de connectivité supérieurs (1 et 2) qu'avec des résultats de l'indice de connectivité intégrale plus élevés. Les niveaux de connectivité plus faibles (3, 4 et 5) dans le centre de la péninsule et ce, malgré l'utilisation d'habitats de qualité intermédiaire (Figures 8 et 9), et les résultats particulièrement bas observés dans la région écologique 5i (Tableau 12) démontrent une problématique de connectivité pour ces régions. Par ailleurs, lorsque comparés aux valeurs de référence, les résultats de l'indice de connectivité intégrale de la forêt actuelle démontrent en moyenne, des degrés d'altération plus élevés pour les régions du centre (Figure 11). Ce constat fait état de spécificités dans l'aménagement du territoire forestier qui affectent, à différents degrés, la connectivité des quatre régions écologiques de la Gaspésie.

Les proportions de forêts de hauteur de 12 m et plus ainsi que l'arrangement spatial de ceux-ci permettent d'expliquer en partie les différences dans le portrait de connectivité des régions écologiques. En effet, la région écologique 4g présente davantage de forêts de hauteur de 12 m et plus dont la disposition favorise les forêts d'intérieur de plus grandes tailles. Ces conditions peuvent favoriser de meilleurs niveaux connectivité. De manière similaire, les proportions plus faibles de forêts de hauteur de 12 m et plus, formant des forêts d'intérieur de plus petites tailles, semblent expliquer les bas résultats de connectivité dans la région écologique 5i. La présence de secteurs de hautes altitudes ( $\geq 1\ 000$  m) sur le territoire (notamment dans la région écologique 5i) influence les résultats à la baisse en agissant comme facteur limitant la croissance en hauteur des peuplements dans cette région. Toutefois, ces secteurs se limitent majoritairement au parc de la Gaspésie.

Par ailleurs, les routes, qui ont été identifiées comme étant les principaux éléments de fragmentation dans les régions 4g et 4h (Tableau 10), s'avèrent avoir un impact moindre dans les analyses de connectivité. En effet, les ouvertures créées par les routes ne répondent pas au critère minimal de fragmentation de l'indice de connectivité intégrale ( $\geq 50$  m). D'autre part, en termes de superficies relatives d'ouvertures, les routes occupent un rôle secondaire ( $< 4\%$  du territoire) par rapport aux autres types d'ouverture (ex. : parterres de coupes) et ont donc un impact moindre dans l'analyse de connectivité basée sur l'approche de la percolation.

L'augmentation des proportions d'aires protégées sur le territoire et l'établissement de corridors forestiers assujetti à des pratiques sylvicoles permettant le maintien d'un couvert forestier pourraient améliorer le niveau de connectivité des forêts matures et vieilles.

De manière générale, les régions de la sapinière à bouleau jaune (4g et 4h) présentent un bilan de forêts d'intérieur (Tableau 10) et de connectivité (Figure 8, 9 et 11) plus favorable, et ce,

malgré des résultats d'effet de lisière plus élevés (Tableau 11). Ainsi, le facteur d'effet de lisière semble être atténué par des proportions plus importantes de forêts de 12 m et plus. De plus, le réseau routier qui ressort comme étant l'élément principal de fragmentation des régions 4g et 4h, ne semblent pas avoir autant d'effet sur les indices de connectivité que les autres types d'ouvertures (ex. : parterres de coupes).

## 7. Conclusion

---

La présente étude a proposé des outils de diagnostic pratiques pour documenter différents aspects de l'organisation spatiale de la forêt gaspésienne. Ces outils ont permis de mettre en évidence des modifications dans la forêt gaspésienne actuelle par rapport à la forêt naturelle de référence. Ces changements s'axent autour de la fragmentation de la matrice forestière à différents niveaux. Cette fragmentation a pour principale conséquence une diminution des proportions de forêts d'intérieur ainsi qu'une raréfaction, dans les régions écologiques 4h et 5i, des grands massifs de forêts d'intérieur. De plus, l'étude met en relation l'impact de la fragmentation de la matrice forestière avec la diminution de la connectivité des forêts matures et vieilles.

Les solutions à l'enjeu de l'organisation spatiale des forêts passent inévitablement par une réduction de la fragmentation forestière et l'augmentation de la connectivité des forêts matures et vieilles. Ceci se traduit par la révision des méthodes de répartition spatiale des interventions sur le territoire forestier (coupes, voirie, etc.) afin de diminuer les effets de lisières qui nuisent au développement et au maintien des grands massifs de forêts d'intérieur. De plus, une révision des méthodes de répartition spatiale, combinée au maintien de corridors forestiers et de zones d'importance pour le maintien de la biodiversité (aires protégées, grandes mosaïques forestières peu fragmentées, etc.), permettraient de développer et d'assurer une meilleure connectivité et d'augmenter la proportion des forêts d'intérieur. Les pratiques de coupes partielles peuvent également être utilisées à ce titre puisqu'elles permettent de maintenir un couvert forestier de plus de 12 m. Par contre, le maintien ou l'ajout de nouvelles routes, nécessaires à la mise en place de telles pratiques, tend à augmenter la densité de lisières. Ainsi, il importe de réfléchir à la manière dont sont disposées les ouvertures sur le territoire afin de réduire la fragmentation forestière. Parmi, les solutions proposées par Bourgeois *et al.* (2005), la remise en production de chemins pourrait également améliorer le bilan de la fragmentation.

Afin d'orienter les objectifs de réduction de la fragmentation, des efforts devront être mis à l'établissement de seuils de viabilité écologique. Une meilleure compréhension du niveau de fragmentation des forêts préindustrielles par les perturbations naturelles permettrait de reproduire, dans un contexte de forêts aménagées, les attributs et caractéristiques d'organisation spatiale de la forêt naturelle. D'autres indicateurs de la forêt mature et vieille, en utilisant l'âge ou la densité des peuplements par exemple, pourraient aussi être utilisés dans les mesures de connectivité afin de limiter l'effet confondant de l'altitude dans certains secteurs. Par ailleurs, il importe d'effectuer un suivi dans le temps des mesures de forêts d'intérieur ainsi que des indices de connectivité afin, entre autre chose, de mesurer l'impact des changements dans les pratiques forestière sur ces enjeux.

## 8. Références

---

Angers V-A, Varady-Szabo H, Malenfant A et Bosquet M. 2011. Mesure des écarts des attributs de bois mort entre la forêt naturelle et la forêt aménagée en Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-îles, Gaspé, Québec. 51 pages.

Bélanger L et Grenier M. 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape ecology* **17**: 495-507

Bélisle M et Desrochers A. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* **17**: 219-231.

Berger JP et Blouin J. 2004. Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 4g - Côte de la baie des Chaleurs et 4h – Côte gaspésienne. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations. 196 pages.

Berger JP et Blouin J. 2006. Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5h – Massif gaspésien et 5i – Haut massif gaspésien. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations. 205 pages.

Boucher Y, Bouchard M, Grondin P et Tardif P. 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional - Mémoire de recherche forestière n° 161. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 40 pages.

Bourgeois L, Kneeshaw D et Boisseau G. 2005. Les routes forestières au Québec: Les impacts. *Vertigo* **16**: 1-9.

Brisson J, Gauthier S, Gosselin J, Grondin P, Lavoie C, Leduc A, Morin H, Morneau C, Payette S, Richard PJH, Robitaille A, Saucier JP, Sirois L et Thiffault É. 2009. Écologie forestière. Dans : Doucet R et Côté M [éditeurs]. Manuel de Foresterie – Nouvelle édition entièrement revue et augmentée. Québec, Qc : Éditions Multimondes, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. p. 165-315.

Centre de recherche industrielle du Québec. 2002. Profil des produits forestiers, première transformation – Bois de sciage de feuillus durs. Présenté au ministère des Ressources naturelles. 63 p.

Conférence régionale des élu(e)s du Bas-St-Laurent. 2010. Plan régional de développement intégré des ressources et du territoire. 306 p.

Desrosiers M, Varady-Szabo H et Malenfant A. 2012. Caractérisation de la structure d'âge des forêts actuelles (2008) et détermination des écarts avec la forêt préindustrielle de la Gaspésie - Analyse par région écologique et par unité homogène de végétation. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé (Québec). 38 p.

Doyon F. 2002. Évaluation de différents régimes de répartition spatiale des coupes sur la rentabilité forestière et sur la connectivité des habitats. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue. 100 p.

Forman RTT et Alexander LE. 1998. Road and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**: 207-231.

Forman RTT et Deblinger RD. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology* **14**: 36-46.

Forman RTT et Godron M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* **31**: 733-740.

Franklin JF et Forman RTT. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape ecology* **1**: 5-18.

Gascon C, Williamson BG et da Fonseca GAB. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* **288**: 1356-1358.

Gauthier S, Leduc A, Bergeron Y et Le Goff H. 2001. La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspire des perturbations naturelles. Dans Gauthier S, Vaillancourt M-A, Leduc A, De Grandpré L, Kneeshaw D, Morin H, Drapeau P et Bergeron Y. [éditeurs] Aménagement écosystémique en forêt boréale. Québec, Qc : Presse de l'Université du Québec. p. 61-81.

Haila Y. 1999. Islands and Fragments. Dans Hunter M L [éditeurs]. Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge, UK : Cambridge University Press. p. 234-264

Heinemeyer KS. 2002. Translating individual movements into population patterns: American marten in fragmented forested landscape. Dans Stone K. 2010. Martes americana. Dans Fire effects information system (En ligne). Department of agriculture, forest service, Rocky Mountain research station, Fire Sciences Laboratory. Disponible au: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>. Consulté le 09 nov. 2011.

Johnson CJ, Parker KL, Heard DC et Gillingham MP. 2002. A multiscale behavioral approach to understanding the movements of woodland caribou. *Ecological applications* **12**: 1840-1860.

Leduc A. 1996. Proposition d'indices de mesure de l'intensité du morcellement du couvert forestier induit par les pratiques sylvicoles. Unité de recherche et de développement en foresterie. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 36 p.

Lemieux É. 2010. Rapport d'analyse de fragmentation du couvert forestier et analyse des forêts d'intérieur – UAF 06451. Le Bourdon. 64 p.

Li H., Franklin JF, Swanson FJ et Spies TA. 1993. Developing alternative forest cutting patterns: A simulation approach. *Landscape ecology* **8**: 63-75.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2005. Données d'inventaire de la cartographie du quatrième inventaire décennal, version numérique.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2009. Normes de cartographie écoforestière – troisième inventaire écoforestier. Gouvernement du Québec, Direction des inventaires forestiers. 109 pages.

Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* **10**: 58-62.

Pascual-Hortal L et Saura S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices : towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape ecology* **21**: 959-967.

Perkl RM et Baldwin RF. 2010a. Connections between the Last of the Wild. Données géomatiques. Disponibles au <http://www.2c1forest.org/atlas/datawarehouse.html>.

Perkl RM et Baldwin RF. 2010b. Connections between GAP Status 1 Lands. Données géomatiques. Disponibles au <http://www.2c1forest.org/atlas/datawarehouse.html>.

Perkl RM et Baldwin RF. 2010c. Connections between Predicted Marten Habitat. Données géomatiques. Disponibles au <http://www.2c1forest.org/atlas/datawarehouse.html>.

Perrotte Caron O, Varady-Szabo H Malenfant A et Bosquet M. 2012. Portrait de la structure interne des forêts gaspésiennes actuelles et comparaison avec la forêt naturelle - analyse par régions écologiques. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé. 43 pages.

Pinna S, Malenfant A, Hébert B et Côté M. 2009. Portrait forestier historique de la Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie Les-Îles. Gaspé, Qc. 204 p.

Price K, Holt R et Kremsater L. 2007. Representative forest targets: informing tresholds refinement with science. Pour le *Coastal Forest Conservation Initiative* (CFCI) et le *Rainforest Solution Project* (RSP). 55 p. Disponible au: [http://www.forrex.org/program/con\\_bio/PDF/Workshops/Forest\\_Workshop/representation\\_paper.pdf](http://www.forrex.org/program/con_bio/PDF/Workshops/Forest_Workshop/representation_paper.pdf).

Roy M-È, McCullough V, Forget É et Doyon F. 2009. Portrait forestier historique du territoire des unités d'aménagement forestier 064-52 et 061-51. Institut québécois d'Aménagement de la forêt feuillue et M.C. Forêt inc. 58 pages.

Roy M-È, McCullough V, Mauri Ortuno E et Doyon F. 2010. La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier (UAF) 62-52 & 62-51. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. Ripon, Qc. 67 p. et annexes.

Saucier J-P, Bergeron J-F, Grondin P et Robitaille A. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3e version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. Supplément de l'Aubelle, n° 124. 12 p.

Saunders DA, Hobbs RJ et Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation biology* **5**: 18-22.

Tinker DB, Resor CAC, Beauvais GP, Kipfmüller KF, Fernanded CI et Baker W. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape ecology* **13**: 149-165.

Turner M, Gardner RH et O'Neill RV. 2001. Neutral landscape models. Dans Turner M, Gardner RH et O'Neill RV [éditeurs]. *Landscape ecology in theory and practice – pattern and process*. New-York, USA: Springer-Verlag. p. 135-156.

Vanderwel MC, Caspersen JP, Malcolm JR, Papaik MJ et Messier C. 2011. Structural changes and potential vertebrate responses following simulated partial harvesting of boreal mixedwood stands. *Forest ecology and management* **261**: 1362-1371.

Varady-Szabo H et Côté M. 2010. Mesure des écarts de composition forestière entre la forêt préindustrielle (de 1836 à 1940) et la forêt aménagée (de 1995 et 2003) en Gaspésie. Gaspé 39 p. + Annexe.

Watkins RZ, Chen J, Pickens J et Brosfoske KD. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* **17**: 411-419.

## Annexe 1

---

### **Les effets de lisières sur les forêts matures et vieilles**

La lisière se définit comme la zone forestière qui est modifiée par la création d'une ouverture adjacente (Saunders *et al.* 1991; Murcia 1995). Les ouvertures créées dans le couvert forestier influencent la composition végétale et les conditions d'habitats des forêts qui leur sont adjacentes en modifiant certains de leurs paramètres biophysiques (température, humidité, lumière disponible, vitesse du vent, etc.) (Forman et Alexander 1998; Forman et Deblinger 2000). La zone de forêt qui se situe au-delà de la lisière se nomme la forêt d'intérieur. Puisque chacun de ces milieux (ouvertures, lisières et forêts d'intérieur) constitue des habitats qui sont fort différents, certaines espèces sont favorisées par l'un ou l'autre de ces milieux. La modification temporaire ou permanente des proportions relatives de chacun de ces milieux est susceptible d'avoir un impact sur la représentativité des espèces sur le territoire et conséquemment sur le maintien de la biodiversité et du fonctionnement des processus écologiques (Forman et Godron 1981; Franklin et Forman 1987; Saunders *et al.* 1991).

La profondeur de l'effet de lisières ne fait pas consensus au sein de la communauté scientifique. Les nombreuses études de calcul de profondeur d'effets de lisières montrent une très grande variabilité dans les résultats, mais également dans la méthodologie utilisée. Cette situation démontre des lacunes importantes dans l'établissement de principes sous-jacents permettant de faire des généralisations et des projections réalistes (Chen *et al.* 1992; Murcia 1995; Harper *et al.* 2005). Le choix des paramètres étudiés (attributs biophysiques du réseau hydrique, abondance et diversité des organismes, conditions microclimatiques, etc.), les attributs de la forêt naturelle (type de peuplement, âge, hauteur, densité du couvert, etc.), et ceux de l'ouverture (types [routes, coupes forestières, zones urbaines, etc.], âge de l'ouverture, capacité de régénération, etc.) influencent grandement les résultats (Murcia 1995; Pauchard et Alaback 2006).

Selon Harper *et al.* (2005), la profondeur et l'intensité de l'effet de lisières sont influencées par l'écart entre les conditions microclimatiques de l'ouverture et celles de la forêt naturelle. Ainsi, de manière générale, les effets de lisières se font ressentir sur une plus grande distance lorsque les ouvertures sont effectuées en bordure de forêts plus âgées (Harper *et al.* 2005). Pour un même type de peuplement, les profondeurs de lisières varieront aussi selon les caractéristiques des ouvertures. Par exemple, il existe une relation entre la structure du couvert végétal restant dans l'ouverture et la profondeur de l'effet de lisières. Les études ont démontré que les ouvertures possédant moins de biomasses (ex. : parterres de coupe totale, routes et autres milieux anthropiques) provoquent davantage de fluctuation des conditions microclimatiques (température, humidité au sol, lumière, etc.) dans la forêt résiduelle (Chen *et al.* 1992; Matlack 1994; Murcia 1995) et ce, sur une plus grande profondeur (Gascon *et al.* 2000). Rheault *et al.* (2003) notent que les impacts maximums liés aux effets de lisières surviennent dans les

premières années de l'ouverture et perdurent jusqu'à environ 23 ans. À mesure que progresse la fermeture du couvert, les conditions microclimatiques se modifient pour tendre vers celles de la forêt d'origine, réduisant ainsi l'effet de lisières (Harper *et al.* 2005; Gonzales *et al.* 2010). Pour ce qui est des milieux dont l'ouverture est permanente (routes, zones agricoles et urbaines, etc.), l'augmentation de la lumière disponible en bordure favorise l'établissement d'une zone tampon qui réduit l'impact sur la forêt d'intérieur (Strayer *et al.* 2003). Toutefois, le maintien à long terme de cette zone tampon hautement compétitive peut affecter la structure et la composition des communautés de sous-étage de la forêt d'intérieur (réponses secondaires) (Harper *et al.* 2005). Néanmoins, le maintien des ouvertures est un facteur qui augmente la portée de la lisière (MacQuarrie et Lacroix 2003; Harper *et al.* 2005). Ainsi, en milieu forestier, les ouvertures temporaires comme les parterres de coupes ainsi que les ouvertures permanentes comme les routes ou les milieux périurbains génèrent un maximum d'effets de lisières.

Le niveau d'utilisation des ouvertures par l'humain affecte également la profondeur et l'intensité des effets de lisières de par l'apport de contaminants, l'introduction d'espèces exotiques ou l'évitement par la faune (Matlack 1993a; Reijnen *et al.* 1995; Forman et Alexander 1998). De manière générale, les profondeurs de lisières liées à l'évitement par la faune dépassent celles liées aux modifications des conditions microclimatiques ou de la composition et de la structure végétale des forêts d'intérieur (Forman et Alexander 1998; Yost et Wright 2000; Dyer *et al.* 2001; Manolis *et al.* 2002). Ainsi, les milieux fortement utilisés par l'humain comme les routes principales et les zones urbaines ont tendance à générer davantage d'effets de lisières.

Les sections qui suivent visent à identifier la profondeur de lisières à appliquer pour différents types d'ouvertures en bordure des forêts matures et vieilles de la Gaspésie

### **Les parterres de coupes, jeunes plantations et peuplements bas (ouverts et fermés)**

Les parterres de coupes et les jeunes plantations présentent des effets de lisières dont les profondeurs et l'intensité sont les plus fortes. Ces milieux présentent un important contraste de conditions microclimatiques avec celles de la forêt naturelle. Les effets de lisières issus de coupes totales sur les forêts matures de sapins de Douglas ont été mesurés sur une distance de 16 m à 137 m (Chen *et al.* 1992) et de 60 à 120 m (maximum de 240 m) (Chen *et al.* 1995) dépendamment des études. Pour ce qui est des impacts des forêts en régénération issues de coupes forestières sur les peuplements matures de forêts de feuillus de l'Île du Prince-Édouard, les effets de lisières sont identifiés sur une distance de 120 à 160 m (MacQuarrie et Lacroix 2003). Les études effectuées en forêts boréales démontrent une profondeur de lisières de 20 à 60 m et ce, jusqu'à 16 ans après l'ouverture (Harper et Macdonald 2002). Par contre, pour une forêt similaire, les études de Burton (2002) démontrent une modification de la densité de semis de conifères allant jusqu'à 70 et 120 m. En forêts boréales québécoises, Larrivée *et al.* (2008) ont identifié une lisière de 100 m. Dans le contexte de cette étude, la distance de lisières de 100

m sera appliquée aux forêts matures et vieilles en bordure de parterres de coupes. Cette même distance de lisières a été utilisée par Leduc (1996) et Doyon (2002) pour les parterres de coupes et les jeunes plantations en bordure de forêts matures et vieilles de la sapinière à bouleau blanc.

De manière générale, à mesure que la régénération s'installe dans les ouvertures, l'effet de lisières diminue sur la forêt mature (Harper et Macdonald 2002; Harper *et al.* 2005; Gonzales *et al.* 2010). Ainsi, les peuplements bas (hauteur < 12 m) généreront moins d'effets de lisières que les jeunes parterres de coupes et cette diminution sera accentuée selon la densité du couvert. Ainsi, les peuplements fermés (densité  $\geq 40$  %) généreront moins d'effets de lisières que les peuplements ouverts (densité < 40 %). Cette gradation dans la profondeur de lisière est employée par Doyon (2002) qui utilise des lisières de 100 m pour les jeunes parterres de coupes et 50 m pour les ouvertures au stade de gaulis. Une gradation similaire a aussi été utilisée par Leduc (1996) soit : 75 m pour les peuplements bas et ouverts et 50 m pour les peuplements bas et fermés. Ces dernières valeurs illustrent la gradation d'effets de lisières utilisée selon l'âge du peuplement et son niveau de recouvrement.

### **Les routes principales et secondaires**

Les routes ont un impact important sur l'environnement physique et chimique des forêts qui les entourent en augmentant la température de surface, en réduisant l'humidité du sol sous-jacent, en augmentant la quantité de lumière qui atteint le sol forestier, en mobilisant et répandant la poussière et en favorisant l'apport de contaminants (Forman et Alexander 1998; Bourgeois *et al.* 2005). De manière générale, il existe une corrélation positive entre la largeur des routes (et la densité d'utilisation) et la profondeur des effets de lisières sur les forêts naturelles (Reed *et al.* 1996; Angold 1997; Forman et Alexander 1998).

Les études sur l'effet de lisières en bordure de chemins forestiers à faible utilisation révèlent de grandes variations des résultats selon la composante analysée. Une synthèse des résultats est présentée au tableau 1.

**Tableau 1. Synthèse des études effectuées sur l'effet de lisières induit par les routes sur les milieux forestiers environnants et la largeur de lisière selon les paramètres étudiés.**

Étude	Types de routes	Caractéristiques de la zone d'étude	Paramètre(s) étudié(s)	Largeur de la lisière
Watkins <i>et al.</i> 2003	Secondaires non pavées (largeur moyenne 6.98 m)	Forêt feuillue subissant des coupes sélectives	Végétation de sous-étage (composition)	15 m
Marsh et Beckman 2004	Secondaires (gravier)	Forêt feuillue mature (sans coupe)	Salamandres rayées (abondance)	20 à 80 m
Semlitsch <i>et al.</i> 2007	Secondaires (pavées, gravier, sol naturel) (largeur 1.9 à 6.3 m)	Forêt feuillue mature	Salamandres (abondance)	> 35 m
Haskell 2000	Secondaires (non pavées)	Forêt feuillue mature	Macroinvertébrée (abondance) et épaisseur de la litière de feuilles	100 m
Angold 1997	Principale (10 000 véhicules/jours)	Arbustaie	Végétation (composition)	200 m
Forman et Deblinger 2000	Principale (34 000 – 42 000 véhicules/jours)	Habitats multiples	20 facteurs écologiques	300 m

Dans son étude en forêt boréale, Larrivée *et al.* (2008) recommande une lisière minimale de 100 m le long des chemins forestiers. Reed *et al.* (1996) utilise des distances de lisière de 50 et 100 m pour l'ensemble des routes d'un territoire composé à 87 % de forêts, situé dans les montagnes rocheuses (Wyoming, USA). Dans son étude, Forman (2000) utilise des distances de lisière de 305 m pour des routes principales (10 000 véhicules/jours) en milieux forestiers et de 200 m pour les routes secondaires.

En Gaspésie, les chemins principaux (classes 1 et 2 et non-forestiers) sont associés aux principaux axes de transport en milieux forestiers et possèdent une largeur d'emprise minimale de 30 m (MRNF, 2001). Ceux-ci incluent les routes régionales et sont donc associés à une densité d'utilisation plus élevée. Selon les données du Ministère des Transports du Québec (MTQ 2008), les routes principales situées en milieux forestiers possèdent un débit journalier moyen annuel (DJMA) d'environ 600 (estimation) (France St-Amour, MTQ, comm. pers. 30 nov. 2010). Les chemins secondaires (classes 3, 4, hivernal, non classés ou de classe inconnue) sont majoritairement des chemins forestiers d'une largeur minimale de 20 m (MRNF 2001) et leur densité d'utilisation est plus basse. Aucune information sur le DJMA des routes secondaires n'est disponible au MTQ

Considérant la littérature disponible et les densités d'utilisation des routes de la Gaspésie, les profondeurs de lisière pour les routes principales et secondaires sont établies à 100 m et 75 m, respectivement. Ces valeurs ont été validées auprès d'Alain Leduc (comm. personnelle 14 juin

2010), auteur de l'article présentant les indices de mesure de l'intensité du morcellement du couvert forestier (Leduc 1996). Toutefois, celui-ci émet une réserve sur la distance de lisière de 100 m pour les routes principales, indiquant que la lisière d'évitement par la faune, notamment le caribou, pourrait s'étendre davantage.

### **Milieux anthropiques (zones urbaines et périurbaines, terrains agricoles, gravières, etc.)**

Les milieux ouverts par les activités humaines sont associés à des milieux dont le couvert forestier est faible et maintenu ainsi. Ces milieux présentent également une récurrence de perturbations liée à leur utilisation qui affecte l'intensité de l'effet de lisières (Matlack 1993a; Reed *et al.* 1996). Les impacts liés à l'utilisation humaine (évitement par la faune, apport de contaminants, etc.) doivent également être considérés. Selon Harper *et al.* (2005), les ouvertures maintenues artificiellement (zones agricoles et urbaines, routes, etc.) représentent un facteur aggravant d'effets de lisières.

Les études effectuées par Gehlhausen *et al.* (2000) sur l'impact de milieux anthropiques (champs agricoles, zones résidentielles, etc.) démontrent que l'effet de lisières affecte davantage les paramètres microclimatiques jusqu'à une distance de 40 à 80 m, mais qu'un certain effet de lisières est notable jusqu'à 175 m. Matlack (1993b) note que l'effet de lisières des ouvertures nouvellement créées et celles maintenues sont > 50 m. Les effets de lisières liés aux ouvertures maintenues pendant plusieurs années ont été mesurés à 120-160 m par MacQuarrie et Lacroix (2003).

Ainsi, dans le contexte de cette étude, la profondeur de lisière induite par les milieux d'origine anthropiques sur la forêt d'intérieur est établie à 100 m. Cette distance de lisière a été validée auprès d'Alain Leduc (comm. pers. 14 juin 2010).

## Références de l'annexe 1

Angold PG. 1997. The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species. *Journal of Applied Ecology* **34**: 409-417.

Bourgeois L, Kneeshaw D et Boisseau G. 2005. Les routes forestières au Québec: Les impacts. *Vertigo* **16**: 1-9.

Burton PJ. 2002. Effect of clearcut edges on trees in the sub-boreal spruce zone of Northwest-Central British Columbia. *Silva Fennica* **36**: 329-352.

Chen J, Franklin JF et Spies TA. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth douglas-fir. *Ecological Applications* **2**: 387-396.

Chen J, Franklin JF et Spies TA. 1995. Growing-Season microclimatic gradient from clearcut edges into old-growth douglas-fir forests. *Ecological Applications* **5**: 74-86.

Doyon F. 2002. Évaluation de différents régimes de répartition spatiale de coupes sur la biodiversité, le dérangement sonore et la rentabilité économique dans la Réserve Faunique Rouge-Matawin. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. Ripon, Qc. 127 p.

Dyer SJ, O'Neill JP, Wase SM et Boutin S. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *The journal of wildlife management* **65**: 531-542.

Forman RTT. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation biology* **14**: 31-35.

Forman RTT et Godron M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* **31**: 733-740.

Forman RTT et Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**: 207-231.

Forman RTT et Deblinger RD. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* **14**(1): 36-46.

Franklin JF et Forman RTT. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape ecology* **1**: 5-18.

Gascon C, Williamson BG et da Fonseca GAB. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* **288**: 1356-1358.

Gehlhausen SM, Schwartz MW et Augspurger CK. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology* **147**: 21-35.

Gonzalez M, Ladet S, Deconchat M, Cabanettes A, Alard D et Balent G. 2010. Relative contribution of edge and interior zones to patch size effect on species richness: An example for woody plants. *Forest Ecology and Management* **259**: 266-274.

Harper KA et Macdonald SE. 2002. Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. *Journal of vegetation science* **13**: 535-546.

Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ, Chen J, Brososke KD, Saunders SC, Euskirchen ES, Roberts D, Jaiteh MS et Esseen P-A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation biology* **19**: 768-782.

Haskell DG. 2000. Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the southern Appalachian mountains. *Conservation biology* **14**: 57-63.

Larrivée M, Drapeau P et Fahrig L. 2008. Edge effects created by wildfire and clear-cutting on boreal forest ground-dwelling spiders. *Forest Ecology and Management* **255**: 1434-1445.

Leduc A. 1996. Proposition d'indices de mesure de l'intensité du morcellement du couvert forestier induit par les pratiques sylvicoles. Unité de recherche et de développement en foresterie. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 36 p.

MacQuarrie K et Lacroix C. 2003. The upland hardwood component of Prince Edward Island's remnant Acadian forest: determination of depth of edge and patterns of exotic plant invasion. *Canadian journal of botany* **81**: 1113-1128.

Manolis JC, Andersen DE et Cuthbert FJ. 2002. Edge effect on nesting success of ground nesting birds near regenerating clearcuts in a forest-dominated landscape. *The auk* **119**: 955-970.

Marsh DM et Beckman NG. 2004. Effects of forest roads on the abundance and activity of terrestrial salamanders. *Ecological Applications* **14**: 1882-1891.

Matlack GR. 1993a. Sociological edge effects: spatial distribution of human impact in suburban forest fragments. *Environmental Management* **17**(6): 829-835.

Matlack GR. 1993b. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological conservation* **66**: 185-194.

Matlack GR. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge - Trends in space and successional time. *Journal of ecology* **82**: 113-123.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2001. Guide de signalisation routière sur les terres et dans les forêts du domaine de l'État. Gouvernement du Québec. 47 p.

Ministère des Transports du Québec (MTQ). 2008. Atlas des transports, région de la Gaspésie. Disponible au: [http://transports.atlas.gouv.qc.ca/NavFlash/SWFNavFlash.asp?input=SWFDebitCirculation\\_2008](http://transports.atlas.gouv.qc.ca/NavFlash/SWFNavFlash.asp?input=SWFDebitCirculation_2008). Consulté le 1er décembre 2010.

Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* **10**: 58-62.

Pauchard A et Alaback PB. 2006. Edge type defines alien species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. *Forest Ecology and Management* **223**: 327-335.

Reed RA, Johnson-Barnard J et Baker WL. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the rocky mountains. *Conservation Biology* **10**: 1098-1106.

Reijnen R, Foppen R, Braak CT et Thissen J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* **32**: 187-202.

Rheault H, Drapeau P, Bergeron Y et Esseen P-A. 2003. Edges effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian journal of forest research* **33**: 23-32.

Saunders DA, Hobbs RJ et Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation biology* **5**: 18-22.

Semlitsch RD, Ryan TJ, Hamed K, Drehman M, Pekarek N, Spath M et Watland A. 2007. Salamander abundance along road edges and within abandoned logging roads in Appalachian forests. *Conservation biology* **21**: 159-167.

Strayer DL, Power ME, Fagan WF, Pickett STA et Belnap JA. 2003. A classification of ecological boundaries. *BioScience* **53**: 723-729.

Watkins RZ, Chen J, Pickens J et Brososke KD. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* **17**: 411-419.

Yost AC et Wright RG. 2000. Moose, caribou, and grizzly bear distribution in relation to road traffic in Denali National Park, Alaska. *Arctic* **54**: 41-48.

## Annexe 2

Tableau 1 : Requêtes pour la détermination des types d'habitats forestiers du domaine public

Type	Requête
<b><u>Peuplements forestiers du domaine public</u></b>	
1	<p>("CL_DENS" = ' ' OR "CL_HAUT" = ' ') AND (("CO_TER" = 'AL' OR "CO_TER" = 'DH' OR "CO_TER" = 'DS' OR "CO_TER" = 'EAU' OR "CO_TER" = 'ILE' OR "CO_TER" = 'INO') OR (("ORIGINE" = 'FR' OR "ORIGINE" = 'BR' OR "ORIGINE" = 'CHT' OR "ORIGINE" = 'ES') AND "7M" = '7 m et moins'))</p> <p>Inclut également les peuplements sans information</p>
2	<p>( "CL_DENS" = ' ' OR "CL_DENS" = 'H' OR "CL_HAUT" = ' ' ) AND ( ("ORIGINE" = 'CPH' OR "ORIGINE" = 'CPR' OR "ORIGINE" = 'CT' OR "ORIGINE" = 'ETR' OR "ORIGINE" = 'P' OR "ORIGINE" = 'PRR' OR "ORIGINE" = 'RPS' OR "ORIGINE" = 'CBA' OR "ORIGINE" = 'CEF' OR "ORIGINE" = 'CPT' OR "ORIGINE" = 'CRS' OR "ORIGINE" = 'ENS') AND ("AN_ORIGINE" &gt;= '1988' OR "AN_ORIGINE" = ' ') AND ("CL_AGE" &lt;= '10' ))</p>
3	<p>("CL_DENS" = 'D' AND ("CL_HAUT" = '4' OR "CL_HAUT" = '5')) OR (((("CL_DENS" = ' ' OR "CL_HAUT" = ' ') AND ( ("ORIGINE" = 'CPH' OR "ORIGINE" = 'CPR' OR "ORIGINE" = 'CT' OR "ORIGINE" = 'ETR' OR "ORIGINE" = 'P' OR "ORIGINE" = 'PRR' OR "ORIGINE" = 'RPS' OR "ORIGINE" = 'CBA' OR "ORIGINE" = 'CEF' OR "ORIGINE" = 'CPT' OR "ORIGINE" = 'CRS' OR "ORIGINE" = 'ENS') AND ("CL_AGE" &gt; '10' OR ( "AN_ORIGINE" &gt; '1' AND "AN_ORIGINE" &lt; '1988'))))))</p>
6a	<p>("CL_DENS" = 'A' OR "CL_DENS" = 'B' OR "CL_DENS" = 'C') AND ("CL_HAUT" = '4' OR "CL_HAUT" = '5')</p>
6b	<p>("CL_DENS" = ' ' OR "CL_HAUT" = ' ') AND ( ("ORIGINE" = 'FR' OR "ORIGINE" = 'BR' OR "ORIGINE" = 'CHT' OR "ORIGINE" = 'ES') AND "7M" = '7 m et plus')</p>
7	<p>("CL_DENS" = 'D') AND ("CL_HAUT" = '1' OR "CL_HAUT" = '2' OR "CL_HAUT" = '3')</p>
8	<p>("CL_DENS" = 'A' OR "CL_DENS" = 'B' OR "CL_DENS" = 'C') AND ("CL_HAUT" = '1' OR "CL_HAUT" = '2' OR "CL_HAUT" = '3')</p>
9	<p>"CO_TER" = 'ANT' OR "CO_TER" = 'AF' OR "CO_TER" = 'GR' OR "CO_TER" = 'LTE' OR "CO_TER" = 'NF' OR "CO_TER" = 'RO'</p>

Tableau 2 : Requêtes pour la détermination des types d'habitats forestiers du domaine privé

Type	Requête
<b>Peuplements forestiers du domaine privé</b>	
1	("CDE_CO" = ' ' OR "CHA_CO" = ' ') AND ((("TER_CO" = 'AL' OR "TER_CO" = 'DH' OR "TER_CO" = 'DS' OR "TER_CO" = 'EAU' OR "TER_CO" = 'ILE' OR "TER_CO" = 'INO' OR "TER_CO" = 'DT' OR "TER_CO" = 'VER') OR ((("PER_CO_ORI" = 'FR' OR "PER_CO_ORI" = 'BR' OR "PER_CO_ORI" = 'CHT' OR "PER_CO_ORI" = 'ES') AND "7M" = '7 m et moins'))
2	( "CDE_CO" = ' ' OR "CDE_CO" = 'H' OR "CHA_CO" = ' ') AND ((("PER_CO_ORI" = 'CPH' OR "PER_CO_ORI" = 'CPR' OR "PER_CO_ORI" = 'CT' OR "PER_CO_ORI" = 'ETR' OR "PER_CO_ORI" = 'P' OR "PER_CO_ORI" = 'PRR' OR "PER_CO_ORI" = 'RPS' OR "PER_CO_ORI" = 'CBA' OR "PER_CO_ORI" = 'CEF' OR "PER_CO_ORI" = 'CPT' OR "PER_CO_ORI" = 'CRS' OR "PER_CO_ORI" = 'ENS') AND ("PER_AN_ORI" >= '1988' OR "PER_AN_ORI" = ' ') AND ("CAG_CO" <= '10' ))
3	("CDE_CO" = 'D' AND ("CHA_CO" = '4' OR "CHA_CO" = '5')) OR (((("CDE_CO" = ' ' OR "CHA_CO" = ' ') AND ((("PER_CO_ORI" = 'CPH' OR "PER_CO_ORI" = 'CPR' OR "PER_CO_ORI" = 'CT' OR "PER_CO_ORI" = 'ETR' OR "PER_CO_ORI" = 'P' OR "PER_CO_ORI" = 'PRR' OR "PER_CO_ORI" = 'RPS' OR "PER_CO_ORI" = 'CBA' OR "PER_CO_ORI" = 'CEF' OR "PER_CO_ORI" = 'CPT' OR "PER_CO_ORI" = 'CRS' OR "PER_CO_ORI" = 'ENS') AND ("CAG_CO" > '10' OR ( "PER_AN_ORI" > '1' AND "PER_AN_ORI" < '1988')))))
6	("CDE_CO" = 'A' OR "CDE_CO" = 'B' OR "CDE_CO" = 'C') AND ("CHA_CO" = '4' OR "CHA_CO" = '5')
6b	("CDE_CO" = ' ' OR "CHA_CO" = ' ') AND ((("PER_CO_ORI" = 'FR' OR "PER_CO_ORI" = 'BR' OR "PER_CO_ORI" = 'CHT' OR "PER_CO_ORI" = 'ES') AND "7M" = '7 m et plus')
7	("CDE_CO" = 'D') AND ("CHA_CO" = '1' OR "CHA_CO" = '2' OR "CHA_CO" = '3')
8	("CDE_CO" = 'A' OR "CDE_CO" = 'B' OR "CDE_CO" = 'C') AND ("CHA_CO" = '1' OR "CHA_CO" = '2' OR "CHA_CO" = '3')
9	"TER_CO" = 'ANT' OR "TER_CO" = 'AF' OR "TER_CO" = 'GR' OR "TER_CO" = 'LTE' OR "TER_CO" = 'NF' OR "TER_CO" = 'RO' OR "TER_CO" = 'A'

## Annexe 3

---

La largeur des chemins qui a été soustraite à la matrice forestière afin de calculer l'indice de connectivité intégrale, comprend la couche de roulement ainsi que les deux accotements. Le Guide de signalisation routière sur les terres et dans les forêts du domaine de l'État (MRNF 2001<sup>1</sup>) identifie la largeur de chemins pour les classes 01 à 04 (Tableau 1). Les chemins d'hiver servent normalement que durant les périodes où le sol est gelé sur une profondeur d'au moins 35 cm et nécessite tout le moins l'abattage des arbres présents. Puisqu'aucune largeur spécifique n'est définie dans le guide de signalisation routière (MRNF 2001<sup>1</sup>) pour ce type de chemin, la largeur maximale, soit celle des chemins de classes 01 (10,5 m) a été utilisée. Pour les mêmes raisons, cette largeur (10,5 m) a été utilisée pour les chemins de classe inconnue. Les chemins non classés présentent une largeur de couche de roulement inférieure à 5,5 m sans compter les accotements (MRNF 2008<sup>2</sup>). Ainsi, la largeur attribuée à cette catégorie de chemins est la même que celle des chemins de classe 04, soit 7 m en comptant les accotements. Pour ce qui est de chemins non forestiers, ceux-ci présentent une emprise variant de 15 à 25 m (Ville de Chelsea 2004<sup>3</sup>). Pour des raisons de précautions, les chemins non forestiers ont été attribués avec une largeur de 25 m (Tableau 1).

**Tableau 1 : Largeurs des chemins soustraites à la matrice forestière afin de calculer l'indice de connectivité intégrale.**

Description	Largeur de la couche de roulement plus les accotements (m)
Chemins de classe 01	10,5 <sup>1</sup>
Chemins de classe 02	10 <sup>1</sup>
Chemins de classe 03	9,5 <sup>1</sup>
Chemins de classe 04	7 <sup>1</sup>
Chemins d'hiver	10,5
Classe inconnue	10,5
Non classés	7
Chemins non forestiers (appartiennent au réseau Adresses Québec)	25

<sup>1</sup> Établies selon le *Guide de signalisation routière sur les terres et dans les forêts du domaine de l'État* (MRNF, 2001)

<sup>1</sup> Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2001. *Guide de signalisation routière sur les terres et dans les forêts du domaine de l'État*. Gouvernement du Québec. 47 p.

<sup>2</sup> Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2008. *Grille sommaire 2008 des classes de chemins forestiers*. Gouvernement du Québec. 1 p. Disponible au : [http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/grille\\_sommaire.pdf](http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/grille_sommaire.pdf)

<sup>3</sup> Ville de Chelsea. 2004. *Cahier des normes de construction routière des chemins municipaux (Annexe A) et chemins privés (Annexe B)*. Direction des services techniques. 24 p.

## Annexe 4

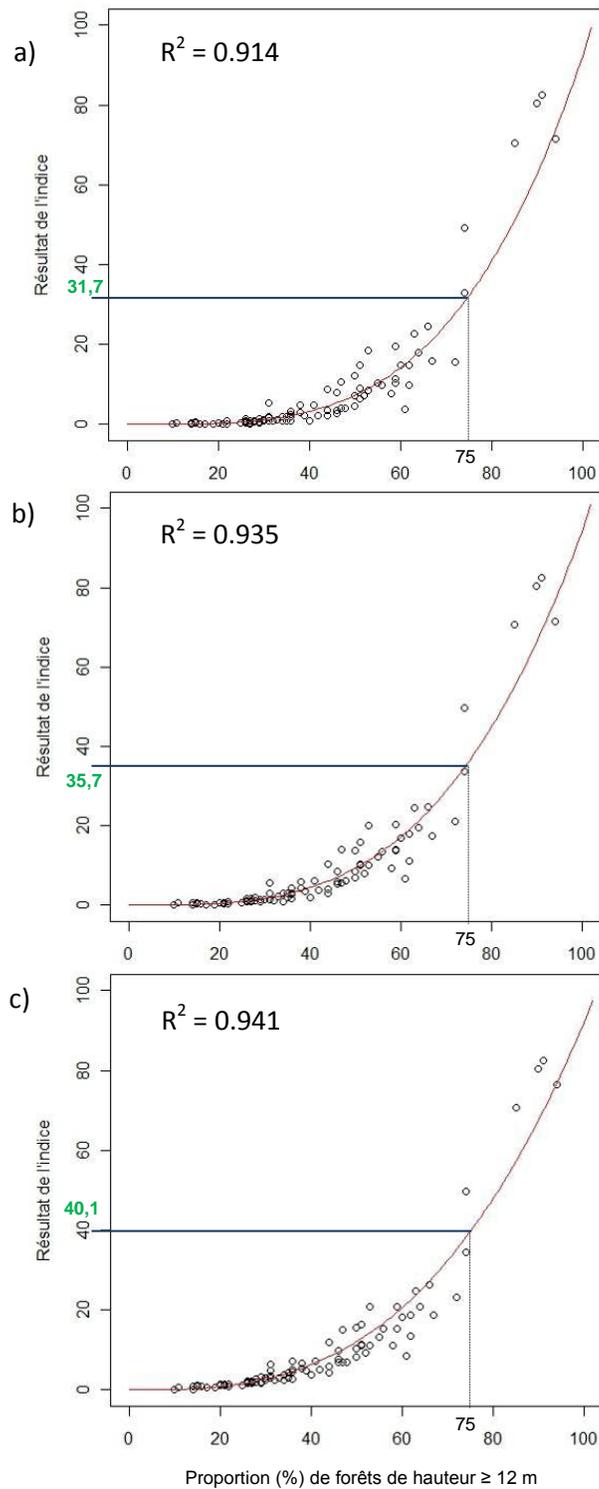


Figure 1. Détermination de la valeur de référence pour la région écologique 5h (en vert) selon la proportion de forêts matures et vieilles documentée dans le Portrait forestier historique (75 %) (Pinna *et al.* 2009) pour les seuils de distance de connectivité de 50 m (a), 200 m (b) et 1000 m (c). La régression est issue de la corrélation entre les résultats de l'indice de connectivité intégrale et les proportions de couvert forestier (hauteur  $\geq 12$  m) pour les unités territoriales de référence de la Gaspésie (o).

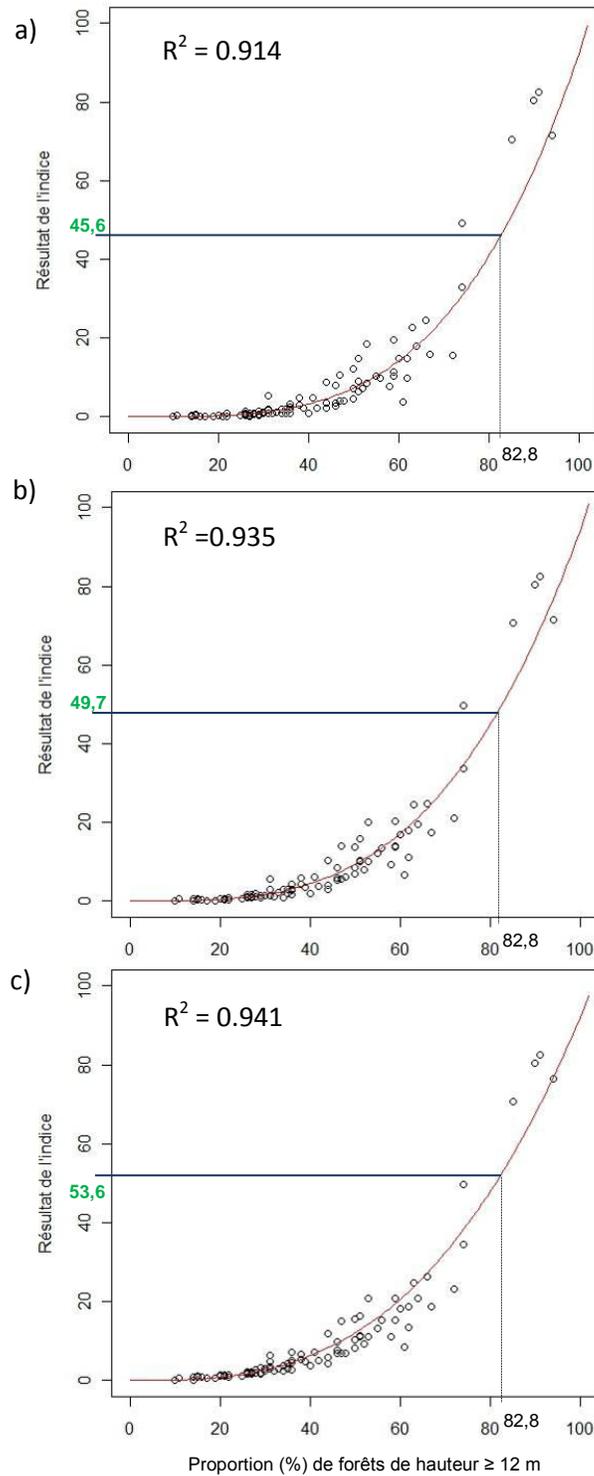


Figure 2. Détermination de la valeur de référence pour la région écologique 5i (en vert) selon la proportion de forêts matures et vieilles documentée dans le Portrait forestier historique (82,8 %) (Pinna *et al.* 2009) pour les seuils de distance de connectivité de 50 m (a), 200 m (b) et 1000 m (c). La régression est issue de la corrélation entre les résultats de l'indice de connectivité intégrale et les proportions de couvert forestier (hauteur ≥ 12 m) pour les unités territoriales de référence de la Gaspésie (o).

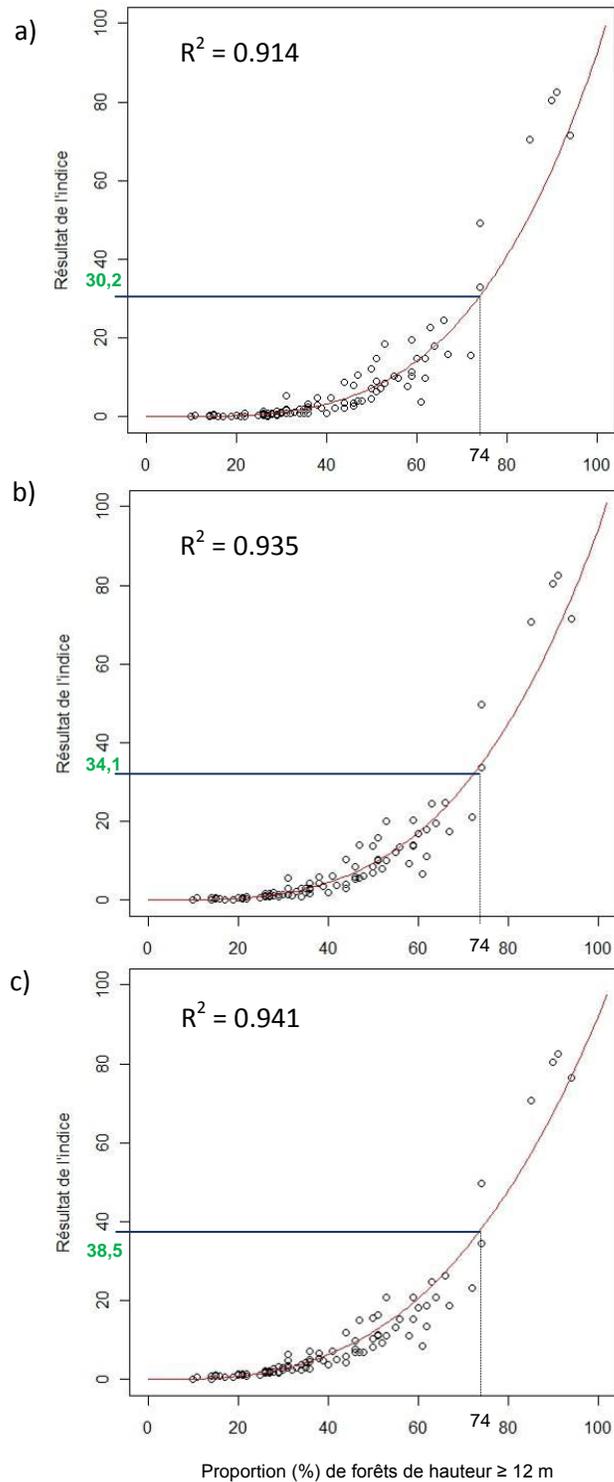


Figure 3. Détermination de la valeur de référence pour l'unité homogène MEJt (en vert) selon la proportion de forêts vieilles issue du Registre des états de référence (74 %) (Boucher *et al.* 2011) pour les seuils de distance de connectivité de 50 m (a), 200 m (b) et 1000 m (c). La régression est issue de la corrélation entre les résultats de l'indice de connectivité intégrale et les proportions de couvert forestier (hauteur  $\geq 12$  m) pour les unités territoriales de référence de la Gaspésie (o).

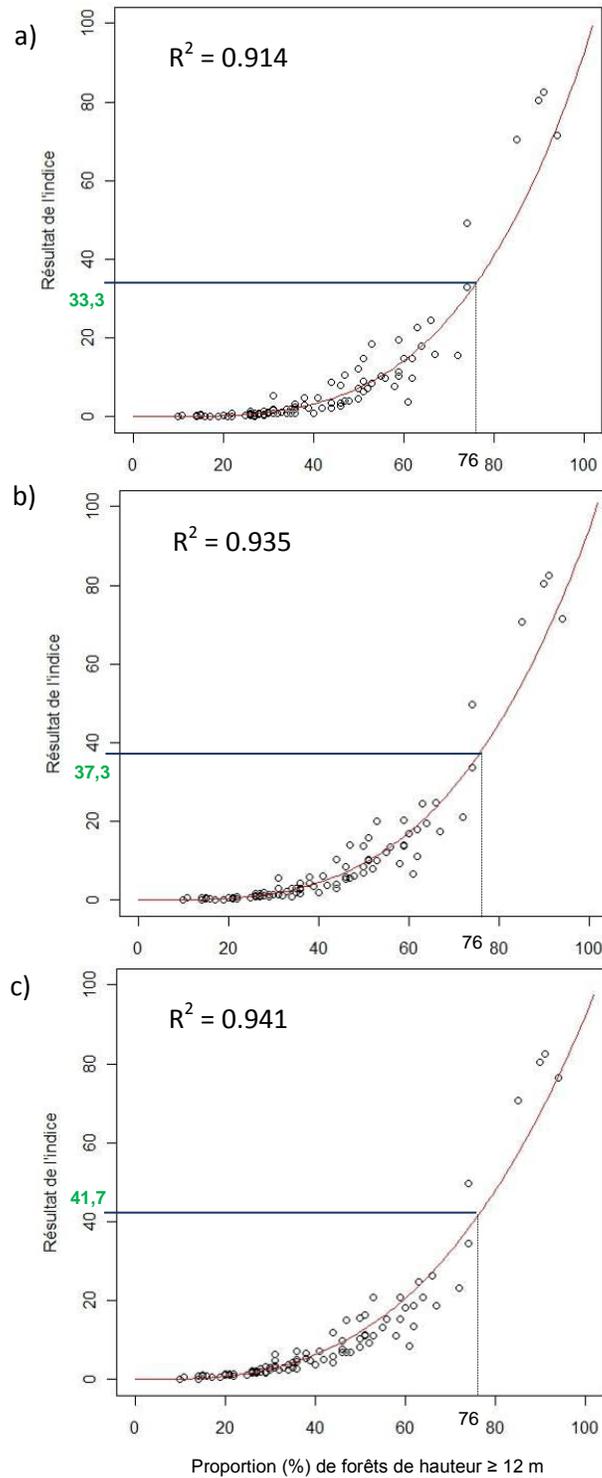


Figure 4. Détermination de la valeur de référence pour l'unité homogène MESm (en vert) selon la proportion de forêts vieilles issue du Registre des états de référence (76 %) (Boucher *et al.* 2011) pour les seuils de distance de connectivité de 50 m (a), 200 m (b) et 1000 m (c). La régression est issue de la corrélation entre les résultats de l'indice de connectivité intégrale et les proportions de couvert forestier (hauteur  $\geq 12$  m) pour les unités territoriales de référence de la Gaspésie (o).

SAVOIR | FAIRE SAVOIR



37, rue Chrétien, bureau Z-3, C. P. 5 Gaspé (Québec) G4X 1E1 **Tél.:** 418.368-5166 ou 1 866.361.5166 **Téloc.:** 418.368.0511

**mieuxconnaitrelaforet.ca**

