

TABLE DES MATIERES

RESUME.....	i
REMERCIEMENTS	ii
AVANT-PROPOS.....	iii
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
INTRODUCTION	1
METHODOLOGIE.....	5
<i>Territoire à l'étude</i>	5
<i>Sélection des sites</i>	7
<i>Échantillonnage</i>	8
<i>Analyse des données</i>	11
RESULTATS	17
<i>La communauté aviaire et sa distribution dans le paysage forestier aménagé</i>	17
<i>Identification des espèces d'oiseaux indicatrices pour chaque CPFA</i>	20
<i>La communauté de carabidés et sa distribution dans le paysage forestier aménagé</i>	23
<i>Identification des espèces indicatrices de carabidés pour chaque CPFA</i>	23
<i>La communauté de plantes de sous-bois et sa distribution dans le paysage forestier aménagé</i>	24
<i>Identification d'espèces de plantes de sous-bois indicatrices pour chaque CPFA</i>	27
<i>Groupes de variables influents dans la composition des assemblages taxonomiques</i>	30
DISCUSSION.....	32
<i>La communauté aviaire et sa distribution dans le paysage forestier aménagé</i>	33
<i>La communauté de carabidés et sa distribution dans le paysage forestier aménagé</i>	36
<i>La communauté de plantes de sous-bois et sa distribution dans le paysage forestier aménagé</i>	38
<i>Groupes de variables influents sur la composition des assemblages taxonomiques</i>	41
CONCLUSION.....	42
REFERENCES	44
ANNEXE I.....	51

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Structure des différentes CPFA dans le bassin versant de la rivière York	p. 7
Tableau 2.	Variables explicatives utilisées dans l'analyse canonique de redondance et la partition de la variance	p. 13
Tableau 3.	Dénombrement des oiseaux observés par CPFA (Coupe (C), bande riveraine (B), îlot forestier (IL), territoire inaccessible (IN) et forêt (F)), la valeur indicatrice (IndVal) ainsi que le milieu pour lequel l'espèce est indicatrice	p. 22
Tableau 4.	Dénombrement des carabidés observés selon le type de milieux (Coupe (C), bande riveraine (B), îlot forestier (IL), site inaccessible (IN) et massif forestier (F)), la valeur indicatrice (IndVal) ainsi que le milieu pour lequel l'espèce est indicatrice	p. 24
Tableau 5.	Recouvrement moyen des plantes de sous-bois observées par CPFA (Coupe (C), bande riveraine (B), îlot forestier (IL), site inaccessible (IN) et massif forestier (F)), la valeur indicatrice (IndVal) ainsi que le milieu pour lequel l'espèce est indicatrice	p. 29

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Localisation des points d'inventaires dans le bassin versant de la rivière York, Gaspésie, Québec p. 6
- Figure 2. Schématisation de la prise de données à chaque station d'inventaire p. 9
- Figure 3. Représentation graphique de l'ACR pour les oiseaux (a), les carabidés (b) et les plantes de sous-bois (c). p. 18
- Figure 4. Partition de la variance expliquée par la série d'ACR partielle pour les oiseaux (a), les carabidés (b) et les plantes de sous-bois (c). p. 31

INTRODUCTION

L'augmentation de la fréquence et l'étendue des perturbations d'origine anthropique sur la forêt boréale de l'Amérique du Nord au cours du 20^e siècle a eu une profonde influence sur la biodiversité forestière (Lindenmayer et Franklin, 2002; Mitchell et Beese, 2002; Beese *et al.*, 2003; Bergeron *et al.*, 2006). À l'échelle du paysage, cette situation se traduit notamment par une diminution de la proportion des forêts matures et surannées, ce qui a pour conséquence d'augmenter l'étendue des jeunes forêts (Rowland *et al.*, 2005; Boucher *et al.*, 2006). De plus, l'exploitation forestière contribue à diminuer la taille des peuplements, ainsi l'abondance des forêts matures d'intérieur dans les paysages est réduite (Boucher *et al.*, 2006). À l'échelle des sites, on observe une simplification des peuplements qui se définit, entre autres, par une uniformisation des structures horizontales et verticales et par une diminution de l'abondance des legs biologiques comme les arbres-vétérans de forts diamètres, les chicots et les débris ligneux (Hunter, 1999; Siitonen et Saaristo, 2000; Lindenmayer et Franklin, 2002).

Par le fait même, plusieurs espèces animales et végétales associées aux forêts matures et surannées sont touchées par ces modifications de la structure de leur habitat au dépend des espèces forestières généralistes et spécialistes des milieux ouverts (Hunter, 1990; Berg *et al.*, 1995; Lindenmayer et Franklin, 2002).

C'est au cours des années 1990, près de 60 ans après l'élaboration de ses fondements (Shelford, 1933), que le concept de l'aménagement écosystémique a émergé comme paradigme central en réponse au besoin de développer des lignes directrices pour limiter la perte de biodiversité forestière (Hunter, 1990; Franklin, 1993; Christensen *et al.*, 1996; Kohm et Franklin, 1997). Cette approche s'inspire des connaissances scientifiques disponibles sur la dynamique des écosystèmes pour l'élaboration de systèmes d'aménagement forestier compatibles avec le maintien de populations viables (Christensen *et al.*, 1996). Pour y arriver, l'aménagement écosystémique prône la conservation des écosystèmes à l'intérieur de l'amplitude de leur variation naturelle, de même que le maintien des processus écologiques et évolutifs qui y sont liés (Grumbine, 1994). Plus spécifiquement, l'aménagement écosystémique s'inspire de la dynamique des écosystèmes en émulant la fréquence, la sévérité et la taille des perturbations forestières naturelles (feux, épidémies d'insectes et chablis) (Hunter, 1993). Concrètement, cette approche vise à adapter les périodes de révolution forestière aux fréquences des perturbations naturelles, à s'inspirer de la taille des perturbations naturelles pour fixer la taille des interventions sylvicoles et à maintenir des legs biologiques dans les parterres de coupes pour augmenter la similitude avec la sévérité des perturbations naturelles (Hunter, 1993).

D'une part, s'inspirer des perturbations naturelles pour développer des pratiques d'aménagement forestier nécessite des approches à l'échelle du site et à l'échelle du paysage (Gauthier *et al.*, 2008). La coupe à rétention variable est un outil sylvicole qui vise le maintien des legs biologiques afin d'augmenter la similitude des coupes par rapport à la sévérité variable des perturbations naturelles à l'échelle du site (Hunter, 1993). Ce type de coupe permet différents niveaux de rétention pour émuler le maintien de legs biologiques à la suite de perturbations

naturelles (Kohm et Franklin, 1997; Mitchell et Beese, 2002). Ces rétentions peuvent être dispersées sous forme de chicots, d'arbres vivants ou de bouquets d'arbres qui sont conservés de façon permanente dans le peuplement afin d'en complexifier la structure (Kohm et Franklin, 1997; Mitchell et Beese, 2002).

D'autre part, l'organisation spatiale réfère à l'agencement des peuplements et des structures épargnées des perturbations à l'échelle du paysage. Ainsi, en parallèle aux préoccupations soulevées pour le maintien d'attributs favorables à la préservation de la biodiversité à l'échelle du site, la réflexion doit aussi porter sur le rôle de la forêt non perturbée présente en périphérie des secteurs perturbés.

Objectifs

L'objectif principal de la présente étude est de décrire la biodiversité forestière dans cinq composantes d'un paysage forestier aménagé (CPFA) : la coupe totale, la bande riveraine, l'îlot forestier, le site inaccessible et le massif forestier. L'approche méthodologique consiste à mesurer les paramètres de la composition des communautés de trois taxons, à savoir les oiseaux, les carabidés et les plantes de sous-bois, ainsi que ceux reliés à la structure et la composition de l'habitat à l'échelle du peuplement et du paysage.

Plus précisément, cette étude permettra a) d'identifier les variables d'habitats à l'échelle du peuplement et du paysage les plus influentes sur la composition des communautés d'oiseaux, de

carabidés et de plantes de sous-bois et b) de déterminer si la composition des communautés des trois taxons est différente entre les cinq CPFA.

Hypothèses et prédictions

Deux hypothèses de recherche guideront le présent travail. Nous pensons que la distribution et l'abondance des taxons étudiés sont sous l'influence de facteurs à des échelles différentes. En effet, la capacité de dispersion varie de plusieurs milliers de kilomètres chez les oiseaux migrateurs à quelques mètres pour les carabidés et les plantes de sous-bois (Bossenbroek *et al.*, 2004; Nally *et al.*, 2004; Barbaro *et al.*, 2007). Cette différence de variation laisse croire qu'elle pourrait influencer la présence et la composition des trois taxons dans les différentes CPFA. Nous pensons que les oiseaux forestiers, le taxon avec la plus grande capacité de dispersion, seront plus sensibles aux modifications des paramètres de structure et de composition d'habitat à l'échelle du paysage que les deux autres taxons étudiés.

Ensuite, considérant que les CPFA sont caractérisées par une quantité variable de forêts d'intérieur, nous pensons que la conservation d'assemblage taxonomique typique des forêts matures d'intérieur en sera influencée. Nous pensons que la conservation des assemblages taxonomiques typique des forêts matures d'intérieur dans les massifs forestiers et les sites inaccessibles sera supérieure aux bandes riveraines et aux îlots forestiers.

MÉTHODOLOGIE

Territoire à l'étude

Une caractérisation des structures forestières résiduelles dans le paysage en termes de proportion et d'organisation, a premièrement été effectuée à l'intérieur des bassins versants des rivières York, Bonaventure et Mont-Louis en Gaspésie (Annexe 1). Nous avons ensuite sélectionné le bassin versant qui avait la plus grande diversité de structure forestière résiduelle, en l'occurrence le bassin versant de la rivière York, pour évaluer la capacité des différents types de forêts résiduelles à contribuer au maintien de la biodiversité des paysages forestiers aménagés.

Le territoire étudié se situe au sud-est de la province de Québec (Figure 1). Cette région est caractérisée par un relief montagneux et accidenté, l'altitude moyenne est de 200 m avec des sommets supérieurs à 700 m (Robitaille et Saucier, 1998). Le climat est de type subpolaire subhumide, intermédiaire (Robitaille et Saucier, 1998). La moyenne annuelle des précipitations totales est de 1118 mm \pm 18 (531 mm \pm 43 en neige) à la station de Murdochville et de 1117 mm \pm 18 (380 mm \pm 34 en neige) à la station de Gaspé, qui sont respectivement en amont et en aval du bassin versant de la rivière York (Environnement-Canada, 2008). La température moyenne annuelle est de 1,6°C \pm 10,9 à la station de Murdochville et de 2,9°C \pm 10,2 à la station de Gaspé (Environnement-Canada, 2008).

En fonction de l'altitude, la végétation forestière de ce bassin versant appartient au sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'Est et au sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Est. Les principales espèces d'arbres qu'on y retrouve sont le sapin baumier (*Abies balsamea* (Linné) Miller), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* (Marshall)), le bouleau jaune (*Betula*

alleghaniensis (Britton)), le peuplier-faux-tremble (*Populus tremuloides* (Michaux)), l'épinette noire (*Picea mariana* (Miller)) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss).

Le régime de perturbations naturelles en Gaspésie était à l'origine principalement dynamisé par les chablis forestiers, les épidémies d'insectes ainsi que par les feux de forêts (Brunet, 2002). La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clemens)) est aujourd'hui la principale perturbation naturelle en Gaspésie (DeGrandpré *et al.*, 1996). Cependant, les activités anthropiques ont considérablement modifié le système qui est aujourd'hui principalement dynamisé par la coupe forestière.

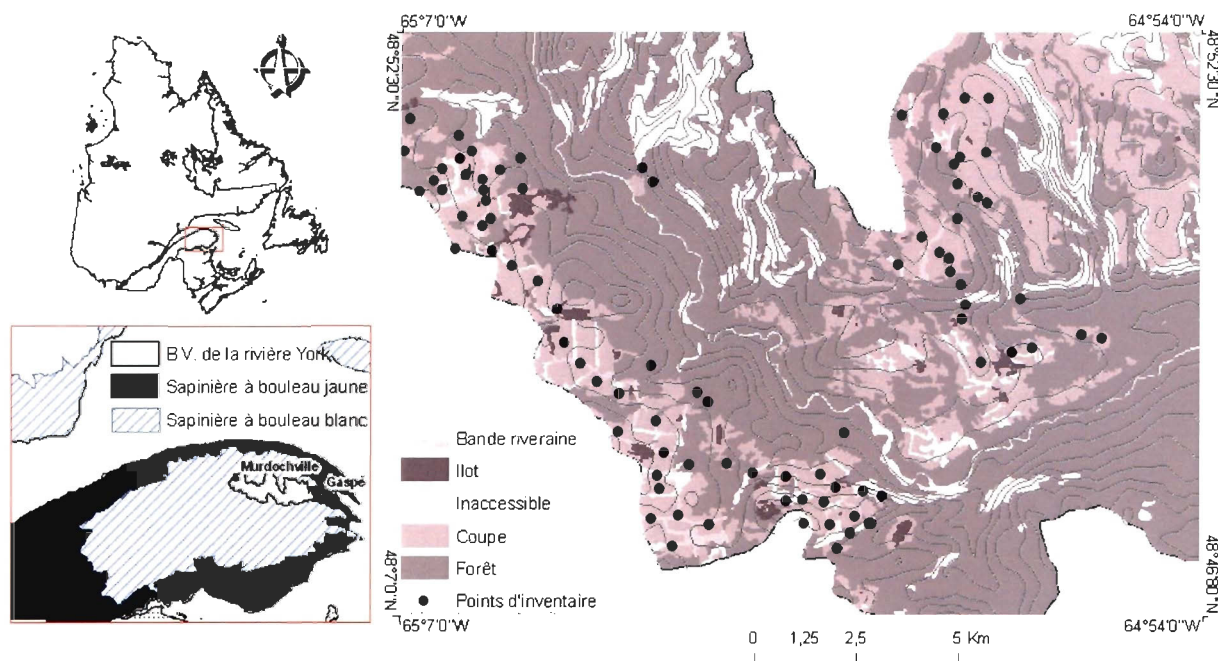


Figure 1. Localisation des points d'inventaires dans le bassin versant de la rivière York, Gaspésie, Québec

Sélection des sites

Nous avons étudié cinq composantes d'un paysage forestier aménagé : bande riveraine, îlot forestier, site inaccessible, massif forestier et coupe totale. Les bandes riveraines sont des bandes forestières de 20 mètres laissées au pourtour des lacs et rivières pour la protection de la qualité de l'eau (Québec, 1988). Les îlots forestiers comprennent entre autres les îlots à originaux d'une superficie variant entre 1 et 6 ha qui étaient laissées dans des parterres de coupe afin de maintenir un habitat refuge pour l'original (Québec, 1988). Les sites inaccessibles sont représentés par toute forêt dont la pente est supérieure à 40 % et où il est interdit de récolter du bois (Québec, 1988). Les sites inaccessibles échantillonnés dans le cadre de notre étude ont pour moyenne 66 % de pente. De plus, ils sont juxtaposés à une coupe forestière. Quant aux massifs forestiers, ce sont des forêts continues d'au moins 10 ha, qui ont un âge supérieur à 70 ans et dont la hauteur des arbres fait plus de 12 mètres (Tableau 1). Les coupes sélectionnées, pour leur part, étaient des coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) d'un âge moyen de 10 ans \pm 5. Leur superficie moyenne est de 22 ha et les arbres font en moyenne 2 mètres \pm 1 de haut (Tableau 1).

Tableau 1. Structure des différentes CPFA dans le bassin versant de la rivière York

CPFA	Coupe		Bande riveraine		Îlot		Inaccessible		Massif forestier	
	Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD
Structure peuplement										
Âge	10	5	103	30	89	27	85	27	84	18
Hauteur	2	1	15	5	14	4	12	4	13	2
Ouverture de la canopée (%)	97	5	34	30	28	12	25	16	31	16
Couvert latéral (%)	28	24	25	23	45	26	29	21	40	23

Le processus de sélection des sites a débuté par la numérisation de chacune des composantes de forêts aménagées à l'aide d'orthophotographies à l'échelle 1/40 000 prises en 1999 et en 2001.

Nous avons ensuite procédé à une sélection aléatoire des sites, stratifiée en fonction des différentes composantes du paysage (bande riveraine, îlot forestier, site inaccessible, massif forestier, coupe) en utilisant l'extension Hawth's Analysis Tools© du logiciel ArcGIS® 9.

Les sites dans les massifs forestiers et les sites inaccessibles devaient être au minimum à 250 mètres des coupes, d'une route provinciale ou d'un chemin forestier pour limiter l'effet de bordure. À cette distance de la bordure forestière, les variations de température, d'humidité et de vitesse du vent associé aux milieux ouverts ne sont plus perceptibles (Collinge, 1996). L'ensemble des forêts résiduelles devait être entouré de coupes de plus de trois ans afin de limiter l'effet refuge des densités élevées d'animaux après une intervention forestière (Darveau *et al.*, 1995). Le choix final des sites a été effectué après avoir validé, sur le terrain, l'information sur les cartes écoforestières et les orthophotographies. L'ensemble des sites sélectionnés pour notre étude se trouve dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est.

Échantillonnage

Inventaire des oiseaux

L'abondance aviaire a été mesurée à l'été 2007 en utilisant la méthode par points d'écoute (Ralph *et al.*, 1995) (Figure 2) dans un total de 92 stations (22 bandes riveraines, 21 îlots forestiers, 11 sites inaccessibles, 22 coupes, 16 massifs forestiers). La distance entre chaque station était au minimum de 300 m, en moyenne de 500 m, et cela pour atténuer la pseudoréplication entre les observations (Ralph *et al.*, 1995). De plus, la structure spatiale du dispositif expérimental a été modélisée afin de mesurer et contrôler l'autocorrélation spatiale (Borcard et Legendre, 2002). Pendant les 15 minutes du point d'écoute, l'observateur dénombrait les individus de chaque

espèce vus ou entendus dans un rayon de 100 m. Chacun des 92 sites a été visité à trois reprises pendant la saison de reproduction (1^{er} juin au 1^{er} juillet 2007) entre 4 h 15 et 10 h. Un minimum de deux observateurs différents visitaient chacun des sites et l'heure de visites était alternée pour minimiser le biais associé à l'observateur et à l'heure de la journée. Aucun point d'écoute n'a été réalisé pendant les journées de pluie ou de vent supérieur à 4-5 sur l'échelle de Beaufort (Ralph *et al.*, 1995). Nous avons utilisé la plus forte abondance des trois visites pour déterminer l'abondance de chaque espèce à une station donnée (Blondel *et al.*, 1981; Imbeau *et al.*, 1999; Venier et Pearce, 2007).

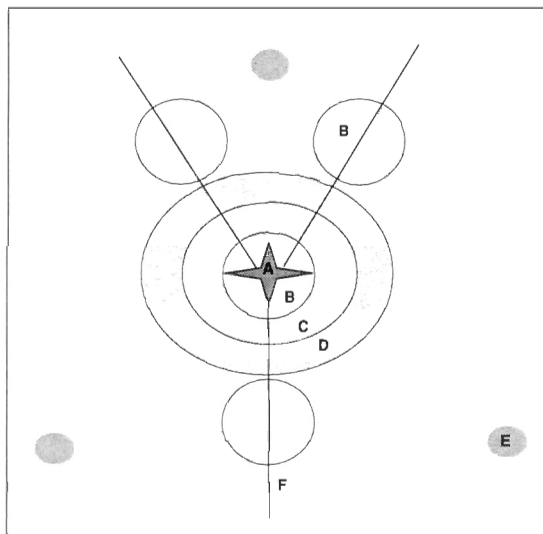


Figure 2. Schématisation de la prise de données à chaque station d'inventaire a) Point d'écoute aviaire au centre de la station d'échantillonnage; b) Quatre placettes pour les plantes de sous-bois (rayon de 0.3 m); c) Placette pour la strate arbustive (rayon de 1.4 m); d) Placette à rayon variable (utilisation du prisme) pour l'inventaire de la strate arborescente et des chicots; e) Pièges fosses pour l'inventaire des carabidés; f) Transect de 25 pour l'inventaire des débris ligneux grossiers.

Inventaire de carabidés

L'abondance des carabidés a été estimée à l'aide des captures effectuées avec des pièges fosses (Spence et Niemelä, 1994) installés dans un sous-échantillon de 45 sites (8 bandes riveraines, 17 îlots forestiers, 6 sites inaccessibles, 7 coupes, 7 massifs forestiers) sélectionnés aléatoirement

parmi les stations de points d'écoute. Trois pièges distancés de 20 m ont été installés à chaque site (Figure 2). Des pièges en plastiques translucides avec une ouverture de 10 cm, un volume de 650 ml et munis d'un couvercle étanche à la pluie ont été utilisés. Une solution d'éthylène glycol (50 %) a été utilisée comme agent de conservation. La capture s'est déroulée du 7 juin au 16 août avec des collectes à tous les 15 jours. Les carabidés ont été identifiés à l'espèce suivant la nomenclature de Lindroth (1961-1969) et de Larochelle (1976). Tous les spécimens récoltés à un même site pendant l'été ont été regroupés pour les fins d'analyses; les spécimens-témoins sont déposés au musée de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR).

Inventaire de la végétation et des legs structuraux

La végétation a été caractérisée dans les 92 stations en distinguant les strates suivantes : herbacée (hauteur <15cm), arbustive (hauteur >15 cm dhp <10 cm) et arborescente (dhp >10 cm). Le pourcentage de recouvrement de chaque espèce herbacée comprise dans une placette de 0,3 m de rayon a été estimé à raison de quatre placettes par station d'inventaire (Figure 2). Le nombre de tiges arbustives par espèce a quant à lui été dénombré dans une placette circulaire de 1,3 m de rayon (Figure 2). Un prisme facteur 2 (Figure 2) a permis d'estimer la surface terrière de la strate arborescente. Des mesures d'ouverture de la canopée et du couvert latéral ont également été prises afin de mieux caractériser la végétation. Nous avons évalué l'ouverture de la canopée avec un densiomètre sphérique placé au centre de chaque parcelle d'inventaire (Lemmon, 1957). Le couvert latéral de l'habitat a pour sa part été estimé avec une planche à profil haute de 2 m et large de 25 cm, divisée en 4 panneaux de 50 cm de hauteur (Nudd, 1977); deux mesures ont été effectuées à 15 m de part et d'autre du point central de chaque parcelle. Les legs biologiques, tels les chicots et les débris ligneux, ont également fait partie de l'échantillonnage. Les chicots ont été

inventoriés avec un prisme facteur 2. Le DHP, la hauteur, l'essence (feuillus ou conifères), ainsi que le stade de décomposition (Hunter, 1999) ont été déterminés sur tous les chicots. Les débris ligneux ont également été inventoriés en utilisant 3 transects de 25 m (Green et Peterken, 1997; Bate *et al.*, 2004) (Figure 2). Sur chaque débris ligneux qui interceptait le transect, nous avons noté la classe de décomposition, la longueur totale, ainsi que le diamètre au point milieu, à la petite intersection et à la grande intersection (Hunter, 1999), afin de calculer la densité et le volume de débris ligneux par classe de décomposition.

Variables de paysage

Pour chacune des stations, des variables décrivant le contexte du paysage (Tableau 2) dans des cercles concentriques de 500 mètres de rayon ont été générées. Ces mesures ont été prises à partir de données disponibles dans les cartes écoforestières du Ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF) en utilisant le logiciel ArcGis®9. Des essais préalables ont été réalisés avec des rayons de 100 m, 200 m, 300 m et de 400 m afin de considérer les différentes échelles de domaine vital des 3 taxons étudiés (Mazerolle et Villard, 1999). Par contre, ils n'ont pas été retenus puisque les variables ne fluctuaient pas ou qu'elles étaient corrélées entre elles.

Analyse des données

Autocorrélation spatiale

L'autocorrélation spatiale a été mesurée et contrôlée en générant une série de polynômes multivariés à partir des coordonnées géographiques de chacun des sites selon la méthode des coordonnées principales d'une matrice de voisinage (CPMV) (Borcard et Legendre (2002). Nous

avons généré un total de 39 polynômes multivariés en ce qui a trait aux oiseaux et aux plantes de sous-bois et un total de 19 en ce qui a trait aux carabidés. Nous avons utilisé une sélection progressive des CPMV significatifs pour intégrer ces variables dans l'analyse canonique de redondance (ACR) et le calcul de la partition de la variance (Tableau 2) s'est effectué à l'aide du logiciel R (R-Development-Core-Team, 2007).

Tableau 2. Variables explicatives utilisées dans l'analyse canonique de redondance et la partition de la variance.

Paysage	Variables de paysage	
	Longueur (m) de rivière	RIVIÈRE
	Longueur (m) de route	ROUTE
	Pourcentage d'îlots forestiers	IL
	Pourcentage de sites inaccessibles	IN
	Longueur de bordure forestière	TE
	Périmètre moyen des CPFA ^a	MPE
	Variables spatiales (CPMV)*	
	Coordonnées principales d'une matrice de voisinage 1	CPMV 1
	Coordonnées principales d'une matrice de voisinage 2	CPMV 2
Peuplement	Variables de structure	
	Pente (%)	PENTE
	Situation sur la pente	SITUATION
	Orientation de la pente (°)	EXPO
	Drainage (Saucier <i>et al.</i> , 1994)	DRAINAGE
	Âge du peuplement	AGE
	Hauteur moyenne du peuplement (m)	HAUT
	Ouverture de la canopée (%)	OUVERTURE
	Surface terrière de conifères (m ² /ha)	CONI(ST)
	Surface terrière de feuillus (m ² /ha)	FEUI(ST)
	Densité de la strate arbustive (ram/ha)	ARBU
	Densité de la strate herbacée (ram/m ²)	HERB
	Volume de débris ligneux	DEBRIS(V)
Surface terrière de chicot (m ² /ha)	CHICOT (ST)	
Diamètre à hauteur de souche des chicots	CHICOT (DHS)	
Variables de composition		
Diversité de Shannon de la strate arborescente	ARBO (S)	
Diversité de Shannon de la strate arbustive	ARBU (S)	
Diversité de Shannon de la strate herbacée	HERB (S)	

a) Composante d'un paysage forestier aménagé

*) Polynômes multivariés intégrés dans l'ARC et la partition de la variance (renvoi à la section sur l'autocorrélation spatiale)

Les assemblages taxonomiques et leur distribution dans le paysage forestier aménagé

Afin d'établir une relation entre les variables de peuplement, de paysage et la composition des communautés d'oiseaux, de carabidés et de plantes de sous-bois (Tableau 2), une analyse canonique de redondance (ACR) a été effectuée (van-den, 1997; Legendre et Legendre, 1998). Le niveau de signification de cette analyse a été déterminé par un test de permutation de Monte-Carlo (499 permutations) (Leps et Šmilauer, 2003). Les variables explicatives qui avaient une faible variation ainsi que les variables qui étaient corrélées entre elles ($R > 0,7$) ont été retirées de l'analyse, de même que les espèces qui représentaient moins de 5 % des récoltes (McCune, 2002). Les variables qui avaient un facteur d'inflation de la variance supérieur à 10 ont été retirées de l'analyse afin d'éliminer les corrélations multiples entre variables (Legendre et Legendre, 1998; Leps et Šmilauer, 2003). Une transformation de Hellinger a été effectuée sur les données d'abondance d'oiseaux et de carabidés pour diminuer le poids des espèces rares (Legendre et Gallagher, 2001). Le logiciel Canoco version 4.5 (ter-Braak et Šmilauer, 2002) a été utilisé pour ces analyses.

Groupes de variables influents dans la composition des assemblages taxonomiques

La partition de la variance permet d'estimer la part de la variance dans la composition des communautés qui est expliquée par les quatre groupes individuels de variables (Tableau 2) et par l'interaction des variables de ces quatre groupes. La variance a été partitionnée en effectuant une série d'ACR partielles (Borcard *et al.*, 1992). La signification de chacune de ces analyses a été déterminée par un test de permutation selon la méthode de Monte-Carlo (1000 permutations) (Leps et Šmilauer, 2003). La bibliothèque Vegan (Oksanen *et al.*, 2007) du logiciel R version

4.5.1 (R-Development-Core-Team, 2007) a permis de produire ces analyses.

Comparaison de la composition des assemblages taxonomiques entre les types de CPFA

Nous avons déterminé s'il y avait des différences significatives de composition des communautés d'oiseaux, de carabidés et de plantes de sous-bois entre les composantes du paysage forestier aménagé. Ce test fut réalisé à l'aide d'une analyse de variance multivariée non-paramétrique basée sur une matrice de distance de Bray-Curtis (Anderson, 2001). La signification a été testée par permutation en utilisant une pseudo statistique-F. Une comparaison multiple a été effectuée *a posteriori* pour évaluer quels types de milieux étaient différents en utilisant le seuil α ajusté selon la correction de Bonferroni $0,05/10=0,005$ (Quinn et Keough, 2002). Pour produire ces analyses, nous avons utilisé la bibliothèque Vegan (Oksanen *et al.*, 2007) du logiciel R version 4.5.1 (R-Development-Core-Team, 2007).

Identification d'espèces indicatrices pour chaque CPFA

La détermination d'espèces indicatrices a été réalisée pour chacune des composantes du paysage forestier aménagé, en considérant la fréquence et l'abondance des espèces et en utilisant la technique *IndVal* (Dufrene et Legendre, 1997). La valeur indicatrice est en fonction de l'abondance d'une espèce dans un type de milieu et de son abondance dans les autres types de milieux. Ainsi, la valeur est maximale (100 %) lorsqu'une espèce est présente dans tous les sites d'une composante du paysage et qu'elle est totalement absente ailleurs. L'espèce indicatrice pour un milieu est celle qui se fait attribuer la plus forte valeur indicatrice. La signification de la valeur

indicatrice de chacune des espèces a été testée par permutation (9999). Seules les espèces qui présentaient une valeur indicatrice supérieure à 25 % et par conséquent, qui était significativement différente des valeurs calculées dans les autres composantes, ont été considérées indicatrices du milieu (Dufrene et Legendre, 1997). Les espèces ayant un pourcentage d'occurrence < 5 ont été exclues de l'analyse (McCune, 2002), tandis que 40 espèces d'oiseaux, 15 espèces de carabidés et 44 espèces de plantes de sous-bois en font partie. Les analyses ont été effectuées à l'aide de la bibliothèque labdsv (Roberts, 2006) du logiciel R (R-Development-Core-Team, 2007).

RÉSULTATS

La communauté aviaire et sa distribution dans le paysage forestier aménagé

Au total, nous avons effectué 2 946 observations d'oiseaux, parmi 66 espèces. Quatre de ces espèces, soit le bruant à gorge blanche, la paruline à tête cendrée, le roitelet à couronne rubis et la paruline à joue grise représentent 42 % de l'ensemble de nos observations.

L'ACR a porté sur 40 espèces d'oiseaux, hormis les espèces rares. Les 25 variables explicatives incluses dans l'analyse permettent d'expliquer 42 % de la variance totale de l'assemblage aviaire. Le premier axe explique 11 % de la variance et le deuxième axe explique 5 % de la variance. Les tests de permutation de Monte-Carlo indiquent que l'ensemble des axes (F-ratio = 1,857; $p = 0,0020$) ainsi que le premier axe (F-ratio = 7,658; $p = 0,0020$) et le deuxième axe (F-ratio = 4,459; $p = 0,0020$) sont significatifs.

Le diagramme de dispersion (Figure 3) exprime un gradient allant de la jeune forêt au couvert forestier ouvert (côté négatif de l'axe 1) à la forêt mature (côté positif de l'axe 1). Ainsi qu'un gradient allant du milieu feuillu faiblement fragmenté où la pente est importante (côté positif de l'axe 2), à un milieu plus fragmenté (côté négatif de l'axe 2).

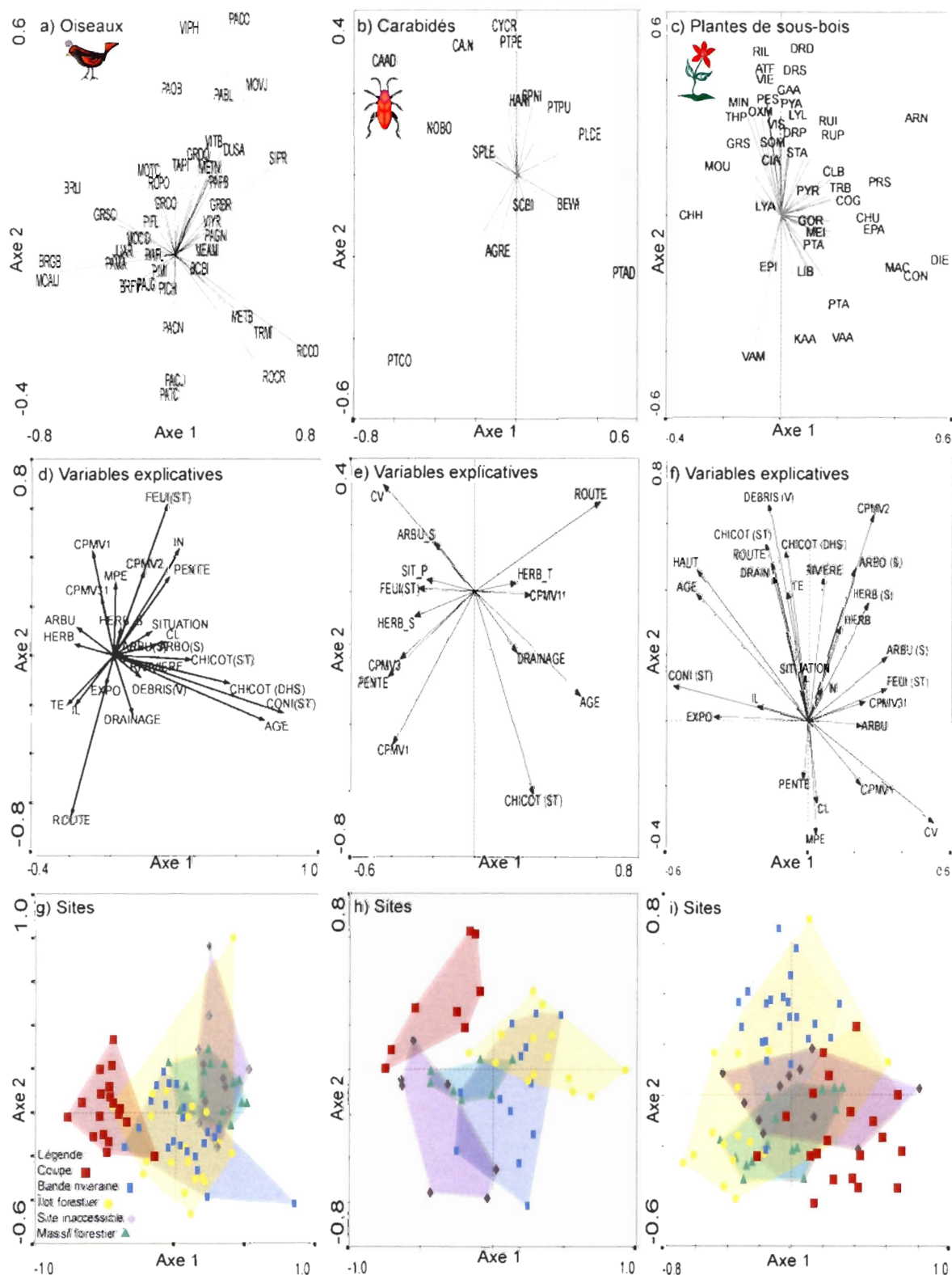


Figure 3. Représentation graphique de l'ACR pour les oiseaux (a), les carabidés (b) et les plantes de sous-bois (c). Pour chaque groupe taxonomique, (a, b, c) représente la dispersion des espèces dans l'espace d'ordination, (d, e, f) représente la dispersion des variables explicatives dans l'espace d'ordination et (g, h, i) représente la dispersion des cinq types de CPFA (coupe, bande riveraine, îlot forestier, site inaccessible, massif forestier) dans l'espace d'ordination. Oiseaux : 40 espèces et 25 variables explicatives contraintes. L'axe 1 et l'axe 2 expliquent

respectivement 11 % et 5 % de la variation. Carabidés : 15 espèces et 14 variables explicatives contraintes. L'axe 1 et l'axe 2 expliquent respectivement 15 % et 7 % de la variation. Plantes de sous-bois : 44 espèces et 27 variables explicatives contraintes. L'axe 1 et l'axe 2 expliquent respectivement 10 % et 7 % de la variation expliquée. Pour le nom complet des espèces d'oiseaux, de carabidés et de plantes de sous-bois, référez-vous aux tableaux 4, 6 et 8 respectivement. Pour une description des variables explicatives, référez au Tableau 2.

Les principales variables corrélées au premier axe sont la surface terrière de conifère (CONI(ST)) ($r = 0,74$), l'âge du peuplement (AGE) ($r = 0,66$), le diamètre moyen à hauteur de souche des chicots (CHICOT(DHS)) ($r = 0,51$) et la surface terrière en chicot (CHICOT(ST)) ($r = 0,34$) (Figure 3d). Les principales variables corrélées à l'axe 2 sont la surface terrière feuillue (FEUIL(ST)) ($r = 0,49$), la pente (PENDE) ($r = 0,25$), la longueur des routes (ROUTE) ($r = -0,25$) et des bordures forestières (TE) ($r = -0,16$) (Figure 3d).

Nos résultats suggèrent que les CPFA hébergent des assemblages aviaires qui se différencient par leur composition (NPMANOVA; $F : 0,239$, $P < 0,001$). Effectivement, les assemblages aviaires sont différents entre la majorité des CPFA, à l'exception des bandes riveraines et des îlots forestiers (NPMANOVA; $F : 2,29$, $P : 0,006$). Ils sont aussi différents entre les massifs forestiers et les sites inaccessibles (NPMANOVA; $F : 1,25$, $P : 0,246$).

Parmi les patrons les plus nets illustrés par l'ACR, l'abondance de la mésange à tête brune (METB), du troglodyte mignon (TRMI), du roitelet à couronne rubis (ROCR) et du roitelet à couronne dorée (ROCD) (Figure 3a) semble associée à la surface terrière de chicot (CHICOT(ST)), au diamètre à hauteur de souche de chicot (CHICOT(DHS)), à la surface terrière en conifère (CONI(ST)) et à l'âge du peuplement (AGE) (Figure 3d). Ces quatre espèces ainsi que les variables qui les influencent sont principalement associées aux îlots forestiers, aux bandes riveraines, aux massifs forestiers et aux sites inaccessibles (Figure 3g).

Les abondances de la paruline à calotte noire (PACN), de la paruline à croupion jaune (PACJ) et de la paruline à tête cendrée (PATC) semblent associées aux routes (ROUTE) et aux bordures forestières (TE) (Figure 3a et d). Ces trois espèces d'oiseaux ainsi que les variables qui les influencent sont associées aux bandes riveraines et aux îlots forestiers (Figure 3g).

L'abondance du bruant de Lincoln (BRLI), du bruant à gorge blanche (BRGB) et du moucherolle des aulnes (MOAU) (Figure 3a) semble associée à la densité de la strate arbustive (ARBU) et de la strate herbacée (HERB) (Figure 3d). La présence de ces trois espèces d'oiseaux, ainsi que les variables qui les influencent, sont associées aux coupes forestières (Figure 3g).

Identification des espèces d'oiseaux indicatrices pour chaque CPFA

Sur les 40 espèces aviaires soumises à l'analyse, 11 ont une valeur indicatrice plus grande que 25%, valeur significativement différente des résultats obtenus pour les autres CPFA (Tableau 3).

Il appert que les quatre espèces indicatrices des coupes sont le bruant à gorge blanche, le bruant de Lincoln, le moucherolle des aulnes et le junco ardoisé (Tableau 3). La valeur indicatrice de chacune de ces trois espèces dans les autres CPFA est très faible ou nulle. D'autres espèces, telles que la paruline masquée et la grive solitaire, obtiennent leurs plus fortes valeurs indicatrices dans les coupes, mais elles demeurent relativement fréquentes ailleurs.

Notre analyse ne révèle aucune espèce d'oiseaux nettement associée aux bandes riveraines ou aux îlots forestiers puisqu'aucune n'a une valeur indicatrice qui est supérieure à 25 % ou significative (Tableau 3). Par ailleurs, les espèces indicatrices des sites inaccessibles sont le moucherolle à

ventre jaune et la paruline à poitrine baie (Tableau 3). La valeur indicatrice du pic mineur, de la paruline à croupion jaune et de la paruline à calotte noire sont toutes maximales dans les îlots forestiers et celles du durbec des sapins, de la mésange à tête noire et de la paruline à gorge noire sont maximales dans les sites inaccessibles sans toutefois atteindre 25 %.

L'analyse démontre que le roitelet à couronne dorée, le roitelet à couronne rubis, le troglodyte mignon, la sittelle à poitrine rousse et la grive à dos olive sont les espèces indicatrices des massifs forestiers (Tableau 3), tandis que la valeur indicatrice de la paruline couronnée et de la paruline bleue sont maximales dans les massifs forestiers, sans toutefois atteindre 25 %. Pour ces espèces, les valeurs indicatrices dans les sites inaccessibles et les îlots forestiers se rapprochent tout de même des valeurs dans les massifs forestiers.

Tableau 3. Dénombrement des oiseaux observés par CPFA (Coupe (C), bande riveraine (B), îlot forestier (IL), territoire inaccessible (IN) et forêt (F)), la valeur indicatrice (IndVal) ainsi que le milieu pour lequel l'espèce est indicatrice.

CPFA	Nom commun	Nom latin	Code	C	B	IL	IN	F	Ind Val (%)	P
				n=21	n=21	n=23	n=11	n=16		
Coupe	Moucherolle des aulnes	<i>Empidonax alnorum</i>	MOAU	84	6	8	0	1	68	0,0001
	Bruant de Lincoln	<i>Melospiza lincolni</i>	BRLI	20	0	0	0	0	48	0,0001
	Bruant à gorge blanche	<i>Zonotrichia albicollis</i>	BRGB	255	59	54	31	60	40	0,0001
	Junco ardoisé	<i>Junco hyemalis</i>	JUAR	50	9	25	11	20	27	0,0197
	Grive solitaire	<i>Catharus guttatus</i>	GRSO	23	2	9	9	3	24	0,0166
	Paruline masquée	<i>Geothlypis trichas</i>	PAMA	26	3	0	0	4	21	0,0130
	Bruant fauve	<i>Passerella iliaca</i>	BRFV	17	6	0	0	3	19	0,0191
	Moucherolle tchébec	<i>Empidonax minimus</i>	MOTC	18	17	7	0	3	13	0,2764
	Pic flamboyant	<i>Colaptes auratus</i>	PIFL	7	1	2	3	5	10	0,3577
	Jaseur d'Amérique	<i>Bombcilla cedrorum</i>	JAAM	23	9	2	0	0	9	0,3804
Bande riveraine	Paruline à tête cendrée	<i>Dendroica magnolia</i>	PATC	77	68	64	19	52	22	0,3682
	Moucherolle à côtés olives	<i>Contopus cooperi</i>	MOCO	10	13	4	8	1	12	0,3916
	Paruline flamboyante	<i>Setophaga ruticilla</i>	PAFL	6	13	6	1	4	8	0,7486
Îlot forestier	Pic mineur	<i>Picoides pubescens</i>	PIMI	3	3	8	1	2	11	0,1983
	Paruline à croupion jaune	<i>Dendroica coronata</i>	PACJ	19	12	30	8	14	18	0,3008
	Paruline à calotte noire	<i>Wilsonia pusilla</i>	PACN	2	2	3	1	1	2	0,9921
Site inaccessible	Moucherolle à ventre jaune	<i>Empidonax flaviventris</i>	MOVJ	0	1	0	22	12	64	0,0001
	Paruline à poitrine baie	<i>Dendroica castanea</i>	PAPB	0	0	1	6	2	29	0,0006
	Mésange à tête noire	<i>Poecile atricapillus</i>	METN	0	0	2	5	1	21	0,0028
	Durbec des sapins	<i>Pinicola enucleator</i>	DUSA	4	0	4	8	13	24	0,0116
	Paruline à gorge noire	<i>Dendroica virens</i>	PAGN	0	0	1	4	2	17	0,0224
	Mésange à tête brune	<i>Poecile hudsonica</i>	METB	0	6	11	10	13	18	0,0931
	Grimpereau brun	<i>Certhia americana</i>	GRBR	0	5	0	4	6	11	0,1776
	Merte d'Amérique	<i>Turdus migratorius</i>	MEAM	22	5	5	11	18	14	0,3606
	Paruline à joues grises	<i>Vermivora ruficapilla</i>	PAJG	68	46	39	36	40	22	0,4664
	Viréo de Philadelphie	<i>Vireo philadelphicus</i>	VIPH	10	9	11	9	11	13	0,5298
Pic chevelu	<i>Picoides villosus</i>	PICH	2	0	2	3	2	7	0,5561	
Massif forestier	Roitelet à couronne dorée	<i>Regulus satrapa</i>	ROCD	1	24	40	26	40	33	0,0006
	Roitelet à couronne rubis	<i>Regulus calendula</i>	ROCR	23	58	76	33	74	30	0,0010
	Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	TRMI	11	23	15	22	48	33	0,0010
	Sittelle à poitrine rousse	<i>Sitta canadensis</i>	SIPR	0	29	6	12	25	32	0,0020
	Grive à dos olive	<i>Catharus ustulatus</i>	GRDO	12	11	16	11	36	31	0,0040
	Paruline couronnée	<i>Seiurus aurocapilla</i>	PACO	0	0	2	7	18	21	0,0156
	Paruline bleue	<i>Dendroica caerulescens</i>	PABL	0	3	1	6	14	19	0,0332
	Grand Corbeau	<i>Corvus corax</i>	GRCO	5	0	1	0	5	12	0,1141
	Bec-croisé bifascié	<i>Loxia leucoptera</i>	BCBI	23	2	12	14	36	17	0,1266
	Roselin pourpré	<i>Carpodacus mexicanus</i>	ROPO	16	9	5	5	16	18	0,1450
	Paruline obscure	<i>Vermivora peregrina</i>	PAOB	12	6	7	1	7	15	0,1502
	Viréo à tête bleue	<i>Vireo solitarius</i>	VITB	0	7	1	2	7	12	0,1606
	Tarin des pins	<i>Carduelis pinus</i>	TAPI	11	14	22	15	29	13	0,4964
	Viréo aux yeux rouges	<i>Vireo olivaceus</i>	VIYR	0	2	0	2	3	5	0,5092

Les valeurs en gras : IndVal >25 qui sont significatif (P < 0.05)

La communauté de carabidés et sa distribution dans le paysage forestier aménagé

Au total, 551 carabidés ont été capturés, représentés par 26 espèces. Trois espèces, *Pterostichus adstrictus* Eschscholtz, *Pterostichus coracinus* Newman et *Synuchus impunctatus* Say représentent 69 % des captures totales.

L'ARC a porté sur 15 espèces de carabidés après le retrait des espèces rares. Les 14 variables explicatives incluses dans l'analyse expliquent 36 % de la variance dans l'assemblage des espèces. Le premier axe explique 15 % de la variance et le deuxième axe explique 7 % de la variance. Les tests de permutation de Monte-Carlo indiquent que l'ensemble des axes n'est pas significatif (F-ratio : 1,244; $p = 0,074$).

La composition spécifique des communautés de carabidés est peu contrastée entre les cinq CPFA (NPMANOVA; F : 1,76, P : 0,008 et tests de comparaisons multiples subséquents) à l'exception des coupes et des îlots forestiers (NPMANOVA; F : 1,62, P : 0,003) où sont représentés des assemblages carabiques de composition significativement différente.

Identification des espèces indicatrices de carabidés pour chaque CPFA

Sur les 15 espèces de carabidés soumises à l'analyse, deux ont une valeur indicatrice plus grande que 25 %, valeur significativement différente des résultats obtenus pour les autres CPFA (Tableau 4). Il s'agit de *Calathus adven* qui est indicatrice des coupes forestières et de *Pterostichus coracinus* qui est indicatrice des sites inaccessibles.

Certaines espèces ne sont pas indicatrices d'une CPFA ($IndVal > 25$), mais affichent tout de même une certaine tendance en ce sens. Par exemple, la valeur indicatrice de *Calathus ingratus* est maximale dans les coupes forestières, sans que toutefois son abondance et sa fréquence dans les autres CPFA ne rendent cette valeur significative. Il en est de même de *Platynus decentis* dans les îlots forestiers et de *Pterostichus adstrictus* dans les sites inaccessibles (Tableau 4).

Tableau 4. Dénombrement des carabidés observés selon le type de milieu (Coupe (C), bande riveraine (B), îlot forestier (IL), site inaccessible (IN) et massif forestier (F)), la valeur indicatrice (IndVal) ainsi que le milieu pour lequel l'espèce est indicatrice.

CPFA	Nom latin	Code	C (n=8)	B (n=13)	IL (n=15)	IN (n=7)	F (n=7)	IndVal (%)	p
Coupe	<i>Calathus adven</i>	CAAD	37	7	5	14	14	36	0,0283
	<i>Calathus ingratus</i>	CAIN	9	5	5	5	3	25	0,1384
	<i>Notophilus borealis</i>	NOBO	2	0	1	0	0	19	0,1605
	<i>Cymindis cribricollis</i>	CYCR	2	2	1	1	0	5	0,8905
Bande riveraine	<i>Agonum retractum</i>	AGRE	3	11	4	2	2	15	0,4762
	<i>Scaphinotus bilobus</i>	SCBI	1	4	2	1	1	11	0,4968
	<i>Harpalus nigrirarsis</i>	HANI	0	2	1	0	0	11	0,2200
îlot forestier	<i>Platynus decentis</i>	PLDE	0	10	26	1	2	25	0,2077
Site inaccessible	<i>Pterostichus coracinus</i>	PTCO	14	20	6	52	27	40	0,0119
	<i>Pterostichus adstrictus</i>	PTAD	12	28	46	59	26	34	0,1455
	<i>Sphaeroderus lecontei</i>	SPLE	5	5	4	10	3	19	0,4923
	<i>Sphaeroderus nitidicollis brevoorti</i>	SPNI	0	3	1	2	0	13	0,2746
Massif forestier	<i>Bembidion wingatei</i>	BEWI	0	1	4	0	4	16	0,2101
	<i>Pterostichus puntatissinus</i>	PTPU	0	1	3	0	3	7	0,6498
	<i>Pterostichus pensylvanicus</i>	PTPE	1	1	0	0	1	5	0,9484

Les valeurs en gras : IndVal >25 qui sont significatif ($P < 0.05$)

La communauté de plantes de sous-bois et sa distribution dans le paysage forestier aménagé

Au total 73 espèces de plantes de sous-bois ont été échantillonnées. L'ARC a porté sur 44 espèces de plantes de sous-bois après le retrait des espèces rares. Les 27 variables explicatives incluses dans l'analyse permettent d'expliquer 34 % de la variance totale de l'assemblage de

plantes de sous-bois. Le premier axe explique 10 % de la variance et le deuxième axe explique 7 % de la variance. Les tests de permutation de Monte-Carlo indiquent que l'ensemble des axes est significatif (F-ratio : 1,293; P-Value: 0,016). Le premier axe n'est pas significatif (F-ratio : 6,720; P-Value : 0,1800). Toutefois, le deuxième axe est significatif (F-ratio : 6,720; P-Value : 0,1800).

Le diagramme de dispersion (Figure 3) exprime un faible gradient du milieu forestier fermé (côté négatif de l'axe 1) vers un milieu forestier ouvert (côté positif de l'axe 1). Le deuxième axe illustre un gradient du milieu forestier humide (côté positif de l'axe 2) vers un milieu forestier sec (côté négatif de l'axe 2).

Les principales variables corrélées à l'axe 1 sont l'ouverture de la canopée (CV) ($r = 0,34$), la diversité arbustive (ARBU(S)) ($r = 0,21$) et la surface terrière de feuillu (FEUI (ST)) ($r = 0,21$) (Figure 3f). Les variables corrélées à l'axe 2 sont la longueur de rivières (m) (RIVIERE) ($r = 0,32$), la surface terrière en chicot (CHICOT (ST)) ($r = 0,40$), la longueur totale (m) de bordures (TE) ($r = 0,29$) et le volume en débris ligneux (DEBRIS) ($r = 49$) (Figure 3f). Ces variables distinguent les bandes riveraines (côté positif de l'axe 2) des autres composantes du paysage forestier aménagé (Figure 3i).

Nos résultats suggèrent que les CPFA hébergent des assemblages de plantes de sous-bois qui diffèrent par leur composition (NPMANOVA; $F : 1,72$, $P : 0,008$). Les assemblages de plantes de sous-bois sont différents entre les bandes riveraines et les autres types de CPFA ($P < 0,001$) ainsi qu'entre les coupes et les autres types de CPFA ($P < 0,003$). La composition spécifique des

plantes de sous-bois est peu contrastée entre les massifs forestiers, les îlots forestiers et les sites inaccessibles ($P > 0,175$).

Parmi les patrons les plus nets illustrés par l'ARC, le pourcentage de recouvrement de l'épilobe à feuilles étroites (EPA), du cornouiller du Canada (CON), du Maianthème du Canada (MAC) et du diéréville chèvrefeuille (DIE) (Figure 3c) est associé à l'ouverture de la canopée forestière (CV), à la densité (ARBU) et la diversité (ARBU(S)) de la strate arbustive et de la surface terrière de feuillus (FEUI(ST)) (Figure 3f). Ces espèces de plantes de sous-bois, ainsi que les variables qui y sont corrélées, sont associées aux coupes forestières (Figure 3i).

Le pourcentage de recouvrement de la mitrelle nue (MIN), du gaillet piquant (GAP), de la dryoptéride disjointe (DRD), du gadellier lacuste (RIL), des graminées *spp.* (GRS), des violettes *spp.* (VIS), de la véronique officinale (VIE), de la dryoptéride du hêtre (DRP), de l'atryrium fougère-femelle (ATF), de la pétasite palmé (PES), de la ronce du mont Ida (RUI), de la circée alpine (CIA) et du pigamon pubescent (THP) (Figure 3c) est associé au volume de débris ligneux (DÉBRIS(V)), à la surface terrière de chicot (CHICOT(ST)), au diamètre à hauteur de souche (CHICOT(DHS)), à la longueur des routes (ROUTE), des rivières (RIVIÈRE) et des bordures forestières (TE), de même qu'au drainage (DRAIN) (Figure 3f). Ces espèces ainsi que les variables qui y sont corrélées sont associées aux bandes riveraines.

Les pourcentages de recouvrement de la clintonie boréale (CLB), de la pyrole unilatérale (PYR), de la trientale boréale (TRB), de la coptide du Groenland (COG), de la linnée boréale (LIB), de l'épigée rampante (EPI) (Figure 3c) ne sont pas associés à une variable en particulier (Figure 3f).

Ces espèces semblent particulièrement associées aux îlots forestiers, aux sites inaccessibles et aux massifs forestiers (Figure 3i).

Le pourcentage de recouvrement de la chiogène hispide (CHH) (Figure 3c) est associé à l'exposition de la pente (EXPO) ainsi qu'à la surface terrière en conifère (CONI(ST)) (Figure 3f). Cette espèce ainsi que les variables qui y sont corrélées semblent associées aux sites inaccessibles (Figure 3i).

Identification d'espèces de plantes de sous-bois indicatrices pour chaque CPFA

Sur 44 espèces de plantes de sous-bois soumises à l'analyse, neuf ont une valeur indicatrice significativement différente des résultats obtenus pour les autres CPFA (Tableau 5).

Il appert que l'épilobe à feuilles étroites, le cornouiller du Canada et le maïanthème du Canada sont les trois espèces indicatrices des coupes (Tableau 5). Les espèces indicatrices des bandes riveraines sont la mitrelle nue, le gaillet piquant, la dryoptéride disjointe, le gadelier lacustre, la ronce pubescente et les graminées *spp.* (Tableau 5). Plusieurs autres espèces y ont une valeur indicatrice maximale sans être supérieure à 25 % (Tableau 5). La chimaphile à ombelle est la seule espèce indicatrice dans les sites inaccessibles alors que la valeur indicatrice de la pyrole unilatérale y est également maximale (Tableau 5).

Notre analyse ne révèle aucune espèce de plantes de sous-bois nettement associée aux îlots forestiers et aux massifs forestiers. Certaines espèces ne sont pas indicatrices (Ind Val > 25) mais affichent tout de même une tendance en ce sens. Par exemple, la chiogène hispide démontre une

tendance dans les îlots forestiers, alors que la goodyérie rampante en démontre une dans les massifs forestiers (Tableau 5).

Tableau 5. Recouvrement moyen des plantes de sous-bois observées par CPFA (Coupe (C), bande riveraine (B), îlot forestier (IL), site inaccessible (IN) et massif forestier (F)), la valeur indicatrice (IndVal) ainsi que le milieu pour lequel l'espèce est indicatrice.

CPFA	Nom français	Nom latin	Code	C n=21	B n=21	IL n=23	IN n=11	F n=16	Ind Val	p
Coupe	Épilobe à feuilles étroites	<i>Epilobium angustifolium</i>	EPA	0,54	0,17	0,11	0,03	0,05	43	0,0002
	Coumouiller du Canada	<i>Cornus canadensis</i>	CON	11,34	6,45	5,15	3,47	5,64	43	0,0001
	Maianthème du Canada	<i>Maianthemum canadense</i>	MAC	2,26	1,02	0,74	1,86	1,32	31	0,0147
	Linnée boréale	<i>Linnaea borealis</i>	LIB	2,58	1,89	1,74	2,23	2,85	24	0,3557
	Clintonie boréale	<i>Clintonia borealis</i>	CLB	7,48	5,77	7,29	8,56	4,78	22	0,2686
	Aralie à tige nue	<i>Aralia nudicaulis</i>	ARN	10,64	10,50	4,33	9,67	3,63	21	0,1919
	Dièrèveille chèvrefeuille	<i>Diervilla lonicera</i>	DIE	8,12	2,07	2,06	4,99	3,66	19	0,0565
	Coptide du Groenland	<i>Coptis groenlandica</i>	COG	0,64	0,25	0,10	0,29	0,47	18	0,2499
	Airelle fausse myrtille	<i>Vaccinium myrtilloides</i>	VAM	1,99	0,06	1,88	0,86	1,91	18	0,1517
	Airelle à feuilles étroites	<i>Vaccinium angustifolium</i>	VAA	1,75	0,94	1,81	0,84	2,80	17	0,2234
	Ptéridium des aigles	<i>Pteridium aquilinum</i>	PTA	3,74	1,76	0,88	2,02	3,99	15	0,1117
	Prenanthes	<i>Prenanthes sp.</i>	PRS	0,40	0,26	0,00	0,11	0,00	8	0,3659
	Bande riveraine	Mitrelle nue	<i>Mitella nuda</i>	MIN	0,12	0,92	0,20	0,01	0,44	46
Gaillet piquant		<i>Galium asprellum</i>	GAP	0,01	0,15	0,01	0,00	0,00	44	0,0002
Dryoptéride disjointe		<i>Dryopteris disjuncta</i>	DRD	2,18	5,29	0,00	0,00	0,11	40	0,0002
Gadellier lacuste		<i>Ribes lacustre</i>	RIL	0,01	0,29	0,01	0,00	0,03	35	0,0007
Ronce pubescente		<i>Rubus pubescens</i>	RUP	2,73	4,91	0,23	1,15	1,52	35	0,0014
Graminées		<i>Graminées sp.</i>	GRS	0,00	1,23	0,26	0,00	0,01	27	0,0095
Violette		<i>Viola sp.</i>	VIS	0,22	0,77	0,14	0,51	0,38	24	0,0267
Veronique officinale		<i>Veronica officinalis</i>	VIE	0,00	0,15	0,04	0,00	0,01	24	0,0041
Dryoptéride du hêtre		<i>Dryopteris phegopteris</i>	DRP	0,00	0,69	0,00	0,00	0,00	24	0,0012
Atryrium fougère-femelle		<i>Athyrium filix-femina</i>	ATF	0,00	4,54	0,00	0,00	0,00	24	0,0016
Pétasite palmé		<i>Petasites palmatus</i>	PES	0,00	1,69	0,00	0,51	0,26	23	0,0095
Ronce du mont Ida		<i>Rubus idaeus</i>	RUI	2,09	3,30	1,03	0,00	0,00	22	0,0243
Circée alpine		<i>Circaea alpina</i>	CIA	0,00	0,63	0,00	0,00	0,00	19	0,0061
Pigamon pubescent		<i>Thalictrum pubescens</i>	THP	0,00	2,93	0,00	0,00	0,00	19	0,0152
Lycopode brillant		<i>Lycopodium lucidulum</i>	LYL	0,00	0,71	0,31	0,05	0,00	18	0,0225
Pyrole à feuilles d'asaret		<i>Pyrola asarifolia</i>	PYA	0,12	1,07	0,00	0,00	0,00	17	0,0235
Dryoptéride spinuleuse		<i>Dryopteris spinulosa</i>	DRS	0,23	2,86	0,56	0,00	0,00	15	0,0407
Streptope amplexicaule		<i>Streptopus amplexifolius</i>	STA	0,09	0,68	0,00	0,00	0,11	15	0,0503
Oxalide de montagne		<i>Oxalis montana</i>	OXM	0,01	0,55	0,62	0,01	0,04	24	0,0553
Verge d'or à grandes feuilles		<i>Solidago macrophylla</i>	SOM	0,53	1,05	0,00	1,01	0,11	10	0,3092
Monésès uniflore	<i>Moneses uniflora</i>	MOU	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	5	0,7558	
Ilot forestier	Chiogène hispide	<i>Chiogenes hispidula</i>	CHH	1,40	1,28	2,57	0,51	1,04	23	0,0805
	Lycopode innovant	<i>Lycopodium annotinum</i>	LYA	0,12	0,00	0,92	0,13	0,21	3	0,9760
Site inaccessible	Chimaphile à ombelles	<i>Chimaphila umbellata</i>	CHU	0,11	0,00	0,05	1,89	0,74	31	0,0017
	Pyrole unilatérale	<i>Pyrola secunda</i>	PYR	0,06	0,06	0,02	0,13	0,25	13	0,1933
Massif forestier	Goodyérie rampante	<i>Goodyera repens</i>	GOR	0,00	0,00	0,02	0,00	0,18	17	0,0130
	Trientale boréale	<i>Trientalis borealis</i>	TRB	0,63	1,09	0,45	0,77	1,05	14	0,7791
	Kalmia à feuilles étroites	<i>Kalmia angustifolia</i>	KAA	0,85	0,79	1,18	0,00	2,25	10	0,4777
	Épigée rampante	<i>Epigaea repens</i>	EPI	0,26	0,25	0,31	0,00	1,44	9	0,4255
	Mélampyre linéaire	<i>Melampyrum lineare</i>	MEI	0,00	0,00	0,00	0,22	0,47	8	0,2301

Les valeurs en gras : IndVal >25 qui sont significatif (P < 0.05) * matériel stérile et immature

Groupes de variables influents dans la composition des assemblages taxonomiques

L'effet conjoint des groupes de variables associées à la structure et à la composition du peuplement ainsi qu'au paysage et à l'autocorrélation spatiale (CPMV) explique une part significative de la variance dans la composition des communautés d'oiseaux ($p < 0,001$), de carabidés ($p = 0,034$) et de plantes de sous-bois ($p < 0,001$). Dans un premier temps, les variables de composition et de structure du peuplement expliquent respectivement 10 % de la variance totale de la composition des communautés d'oiseaux et ce, de façon très hautement significative. Cependant, 6 % de cette variance est partagé avec les autres groupes de variables (Figure 4a). Pour ce même taxon, la variance expliquée par les variables de paysage et d'autocorrélation spatiale (CPMV) est respectivement de 4 % et 3 % de la variance totale et ce, de façon très hautement significative (Figure 4a). Dans un deuxième temps, les variables de structure du peuplement et du paysage expliquent respectivement 6 % et 5 % de la variance totale de la composition des communautés de carabidés de façon significative et très hautement significative (Figure 4b). Cependant, seulement 2 % de la variance de la structure est partagé avec les autres groupes de variables comparativement à 4 % pour les variables de paysage (Figure 4b). Toujours pour les carabidés, la variance expliquée par l'autocorrélation spatiale (CPMV) et la composition sans le chevauchement avec les autres groupes de variables est nulle, la relation n'est toutefois pas significative (Figure 4b). Dans un troisième temps, les variables de structure du peuplement et de paysage expliquent respectivement 5 % de la variance totale de la composition des communautés de plantes de sous-bois et 6 % est attribuable à l'autocorrélation spatiale (CPMV) et ce, de façon très hautement significative. Cependant, une forte proportion de la variance expliquée par ces trois groupes est partagée avec les autres groupes de variables.

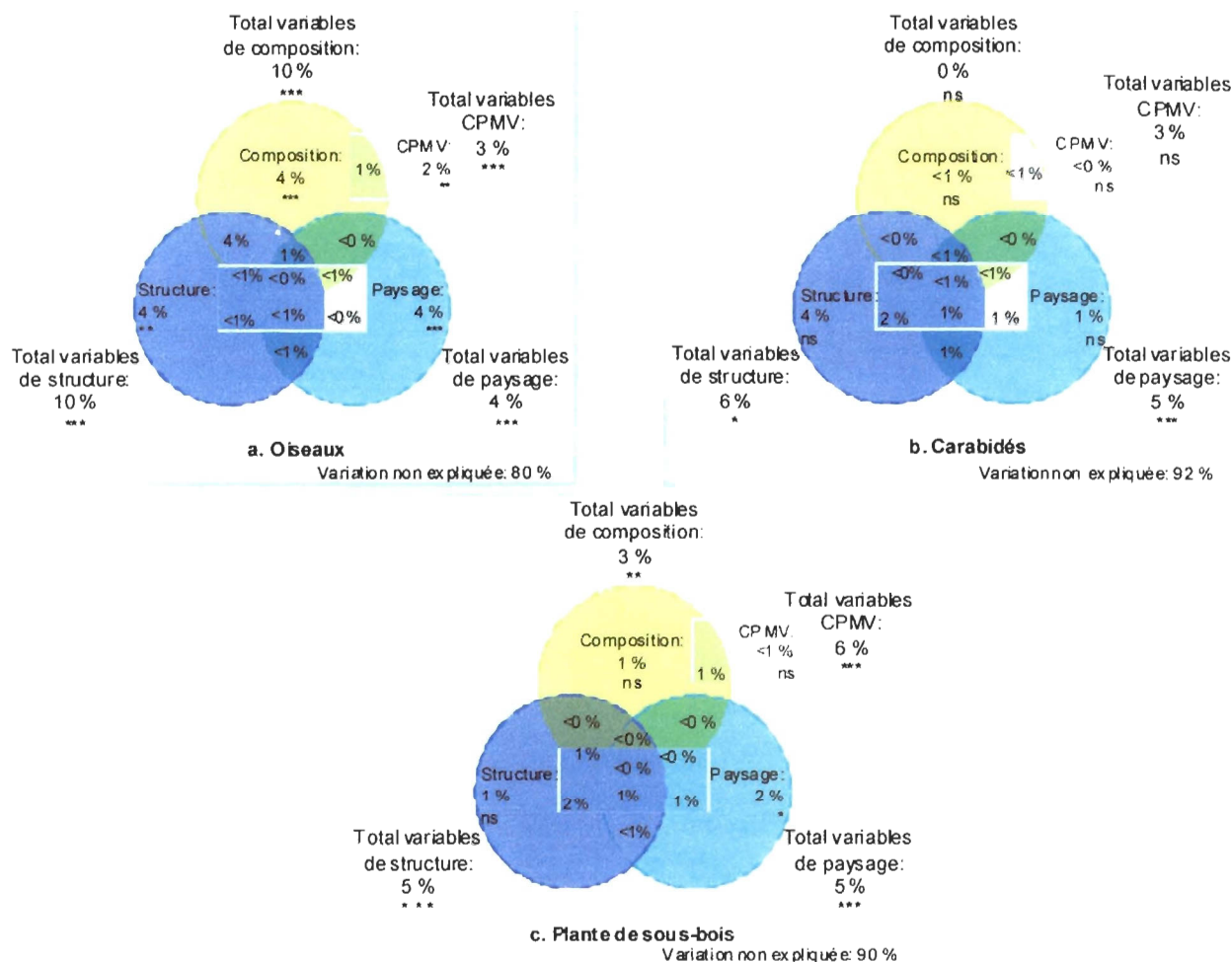


Figure 4. Partition de la variance expliquée par la série d'ACR partielle pour les oiseaux (a), les carabidés (b) et les plantes de sous-bois (c). Chaque couleur représente respectivement l'effet indépendant des variables de structure, de paysage, de composition et d'autocorrélation spatiale (CPMV). La superposition entre les cercles représente les chevauchements entre les groupes de variables. Les niveaux de signification accordés par le test de permutation de Monte-Carlo avec 1 000 permutations : *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, ns = non significatif.

DISCUSSION

L'objectif principal de la présente étude était de décrire la biodiversité forestière dans cinq CPFA : la coupe totale, la bande riveraine, l'îlot forestier, le site inaccessible et le massif forestier. Pour ce faire, nous avons examiné la composition des communautés de trois taxons (oiseaux, carabidés, plantes de sous-bois) ainsi que la structure et la composition de l'habitat à l'échelle du peuplement et du paysage. Nos résultats illustrent que la distribution et l'abondance des taxons étudiés ne subissent pas l'influence de facteurs à des échelles différentes. En effet, les oiseaux forestiers, le taxon avec la plus grande capacité de dispersion, ne semblent pas plus sensibles aux modifications des paramètres de structure et de composition d'habitat à l'échelle du paysage que les deux autres taxons étudiés. Toutefois, la quantité variable de forêts d'intérieur qui caractérise les différentes CPFA, influence la conservation d'assemblage taxonomique typique des forêts matures d'intérieur. À la lumière de nos résultats, il est possible de confirmer que la conservation des assemblages taxonomiques typique des forêts matures d'intérieur dans les massifs forestiers et les sites inaccessibles est supérieure aux bandes riveraines et aux îlots forestiers. Actuellement, la fréquence et l'intensité des perturbations anthropiques (coupe forestière) et naturelles (épidémies, feu, chablis) exerce une pression importante sur les écosystèmes forestiers qui se traduit par une conversion des massifs forestiers matures en jeunes peuplements (Boucher *et al.*, 2006). Il y a donc une perte importante d'habitat pour les espèces associées aux forêts matures, alors que les espèces de début de succession sont grandement favorisées par cette tendance (Berg *et al.*, 1995; McGarigal et McComb, 1995). La conservation d'habitat pour les espèces associées aux forêts matures est l'un des défis que les aménagistes forestiers ont à relever pour atteindre les standards de maintien de la biodiversité qui sont

actuellement exigés des instances gouvernementales et privées (certification forestière). Le maintien de forêts résiduelles dans les paysages forestiers aménagés s'avère être l'une des solutions pour atteindre cet objectif de maintien de la biodiversité associée aux forêts matures.

La communauté aviaire et sa distribution dans le paysage forestier aménagé

Comme l'indiquent nos résultats, les bandes riveraines, îlots forestiers et sites inaccessibles maintiennent dans le paysage forestier aménagé des caractéristiques déterminantes dans la composition des communautés d'oiseaux associés aux forêts matures. Ainsi, les variables les plus déterminantes dans la composition des communautés d'oiseaux sont la surface terrière élevée de chicots, la grande taille des chicots, l'âge avancé du peuplement et la surface terrière élevée de conifère. Ces trois premières variables sont généralement associées aux forêts matures (Raphael et White, 1984; Probst *et al.*, 1992; Hunter, 1999; Lindenmayer et Franklin, 2002). Selon nos résultats, celles-ci caractérisent les différentes composantes du paysage forestier aménagé à l'exception des coupes. Toutefois, la composition de la communauté d'oiseaux dans les différentes CPFA y est différente. La composition d'oiseaux dans les bandes riveraines et les îlots forestiers est différente de celle des sites inaccessibles et les massifs forestiers.

Nos résultats illustrent qu'une plus grande densité de bordure forestière et de route est associée aux îlots forestiers et aux bandes riveraines par rapport à ce qui est observé dans les sites inaccessibles et les massifs forestiers. Nous estimons que la densité de bordure forestière indique qu'il y a une perte du couvert forestier mature en périphérie de la composante du paysage occasionné par la coupe forestière, ainsi qu'une fragmentation des habitats forestiers matures. Ce

qui pourrait expliquer que les espèces indicatrices des massifs forestiers et des sites inaccessibles telles que la mésange à tête brune, le troglodyte mignon, le roitelet à couronne rubis, le roitelet à couronne dorée, le moucherolle à ventre jaune et la paruline à poitrine baie sont faiblement ou non-représentées dans les bandes riveraines et les îlots forestiers. Effectivement, certaines de ces espèces spécialistes des habitats forestiers matures sont très sensibles à la fragmentation et à la perte de leur habitat (Darveau *et al.*, 1995; Drolet *et al.*, 1999; Austen *et al.*, 2001; Hannon et Schmiegelow, 2002). Ces espèces, à l'exception du troglodyte mignon, se nourrissent sur les troncs d'arbres et nidifient à l'intérieur de ceux-ci, tout comme ils le font dans le feuillage (Gauthier et Aubry, 1995). Ainsi, une perte ou une diminution de la surface terrière et de la quantité de chicots et de conifères peut avoir un effet important dans l'alimentation et la reproduction de ces espèces et conséquemment sur leur abondance ou leur présence à un site (Gauthier et Aubry, 1995; Hejl *et al.*, 2002; Ingold et Galati, 2008; Ingold et Wallace, 2008).

Subséquentement, nos résultats démontrent que les espèces d'oiseaux forestiers qui sont le plus fréquemment observées dans les îlots forestiers et les bandes riveraines, bien qu'il n'existe pas d'espèce indicatrice, sont des généralistes forestières telles que la paruline à tête cendrée, le moucherolle à côté olive, la paruline flamboyante et la paruline à croupion jaune. En ce sens, nos travaux rejoignent ceux de Austen *et al.* (2001) et de Bourque (2005) voulant que la détection d'espèces généralistes forestières varie faiblement en fonction de la taille des forêts résiduelles contrairement à ce qui peut être observé pour les espèces spécialistes des forêts matures d'intérieur.

Bien qu'il existe des différences dans la composition des massifs forestiers et des sites inaccessibles avec la composition des bandes riveraines et des îlots forestiers, la composition de ces quatre composantes du paysage forestier aménagé diffère de celle observée dans les coupes. Dans cet habitat, ce sont des espèces spécialistes des milieux ouverts telles que le bruant à gorge blanche, le bruant de Lincoln, le moucherolle des aulnes et le junco ardoisé qui sont indicatrices. Le bruant à gorge blanche a par ailleurs déjà été décrit comme une espèce indicatrice des paysages forestiers coupés (Venier et Pearce, 2007). Ces espèces s'alimentent et nichent au sol ou dans les arbustes (Gauthier et Aubry, 1995; Ammon, 2008; Falls et Kopachena, 2008). Les plus fortes densités de la strate herbacée et arbustive qui caractérisent les coupes forestières offrent donc un habitat favorable à l'alimentation et à la reproduction de ces espèces qui n'ont pas besoin d'un couvert forestier mature pour se nourrir ou se reproduire, ce qui explique probablement leur présence et leur abondance. Dans le contexte forestier actuel où l'on observe un rajeunissement des forêts, ces espèces caractéristiques des milieux ouverts sont favorisées.

En somme, les bandes riveraines et les îlots forestiers représentent des composantes du paysage forestier aménagé de petite taille comparativement aux sites inaccessibles et aux massifs forestiers. Les bandes riveraines ne permettent pas de maintenir des conditions de forêt mature d'intérieur. Toutefois, les variables d'habitats les plus déterminantes pour ces espèces sont maintenues dans les bandes riveraines et les îlots forestiers. Ainsi, les bandes riveraines et les îlots forestiers, à court terme, n'atteignent pas les objectifs de maintien de la biodiversité aviaire associée aux forêts matures. Toutefois, dans une optique de planification à long terme, le maintien de ce type de forêts résiduelles semble une avenue intéressante puisqu'elle permet le

maintien de variables typiques des forêts matures d'intérieur dans un paysage où les forêts sont jeunes.

La communauté de carabidés et sa distribution dans le paysage forestier aménagé

Comme l'indiquent nos résultats, les différentes composantes du paysage forestier aménagé ne semblent pas maintenir des caractéristiques déterminantes dans la composition des espèces de carabidés dites spécialistes forestières. Par ailleurs, il n'a pas été possible de déterminer quelles variables étaient les plus influentes dans la composition des communautés de carabidés puisque la relation avec les variables d'habitat n'était pas significative. Il est fort probable que cette absence de relation soit entre autres occasionnée par l'échelle des variables utilisées. Effectivement, les différentes variables sélectionnées étaient à l'échelle du peuplement ou du paysage afin de respecter les échelles qui sont généralement utilisées par les aménagistes. Ainsi, l'utilisation de variables à l'échelle du microsite c'est-à-dire une caractérisation de la végétation en périphérie de chaque piège fausse, aurait pu être significative, car c'est une échelle qui se rapproche davantage de la taille du domaine vital de ce taxon (Niemelä *et al.*, 1992).

Dans un autre ordre d'idées, bien qu'il existe des différences d'espèces entre certaines composantes du paysage, il n'y a pas de différence significative en ce qui a trait à la composition de la communauté de carabidés, à l'exception de la composition des coupes et des îlots forestiers. Dans un premier temps, ce résultat peut s'expliquer par l'absence d'espèces spécialistes des milieux ouverts et par la présence de généralistes forestières (*Calathus adven*) dans les coupes. L'absence d'espèces de carabidés spécialistes des milieux ouverts dans les coupes forestières vient à l'encontre de ce qui est décrit par Niemelä *et al.* (1993). Cette situation pourrait être

attribuable à l'absence de champs agricoles en périphérie de nos sites, ce qui limiterait les occasions de colonisations des nouvelles coupes forestières par les espèces généralistes forestières des peuplements matures adjacents (Saint-Germain *et al.*, 2005). Une seconde explication à cet état de fait réside dans la capacité d'adaptation des carabidés boréaux face aux perturbations naturelles qui seraient, dans une certaine mesure, similaires aux coupes forestières (Koivula et Niemelä 2002). Dans un deuxième temps, l'absence de différence dans la composition de carabidés entre les différentes CPFA s'explique aussi par la faible présence des espèces spécialistes forestières (*Bembidion wingatei*) dans les massifs forestiers. La faible représentation des spécialistes forestières peut entre autres être attribuable à l'histoire chargée en perturbations naturelles (feu et épidémies d'insectes) et en perturbation d'origine anthropique (historique de coupe) du secteur d'étude (Fortin, 1999; Brunet, 2002). Dans un troisième temps, la présence d'espèce typique des milieux ouverts (*Harpalus nigritasis*) dans les bandes riveraines ou d'espèce typique des forêts matures (*Platynus decencis*) dans les îlots forestiers suggère que l'échelle de la CPFA n'est pas la plus appropriée pour ce taxon. Ainsi, bien que les îlots forestiers soient de petites superficies comparativement aux sites inaccessibles et aux massifs forestiers et que les conditions de forêt mature d'intérieur représentent une moindre proportion de la composante forestière, le nombre de captures de *Platynus decencis* ne semble pas affecté. La composition des communautés de carabidés ne semble pas forcément influencée par le type de composante du paysage, mais plutôt par des conditions qui seraient intrinsèques à chaque site. Le microhabitat jouerait un rôle important dans la distribution des différentes espèces de carabidés (Niemelä *et al.*, 1992; Mazerolle et Villard, 1999).

En somme, pour les carabidés, il n'est pas possible de conclure qu'un type de composante du paysage permet de maintenir un assemblage de carabidés typiques des forêts matures d'intérieur (spécialiste forestière). Ainsi, bien que ce taxon soit généralement reconnu pour être un bon indicateur de la biodiversité (Rainio et Niemelä, 2003), nous ne pouvons arriver à la même conclusion avec nos résultats. L'une des explications à ce constat réside dans le fait que la forêt boréale est un habitat sous optimal pour les carabidés comparativement aux autres types de forêts ou d'habitats (Haila *et al.*, 1994), ce qui pourrait expliquer la faible réponse dans les assemblages de carabidés entre les différentes composantes du paysage forestier utilisé dans cette étude.

La communauté de plantes de sous-bois et sa distribution dans le paysage forestier aménagé

Comme l'indiquent nos résultats, les îlots forestiers et les sites inaccessibles maintiennent des caractéristiques environnementales et une communauté de plantes de sous-bois qui s'apparente aux communautés dans les massifs forestiers. Dans les bandes riveraines, les caractéristiques d'habitats maintiennent une communauté de plantes de sous-bois distincte des autres composantes et typique des milieux riverains. Les communautés dans ces quatre composantes sont contrastantes avec les communautés dans les coupes forestières.

Les coupes forestières sont caractérisées par une canopée ouverte et elles sont représentées par trois espèces indicatrices, soient l'épilobe à feuilles étroites, le cornouiller du Canada et le maïanthème du Canada. L'épilobe à feuilles étroites peut être considéré comme une espèce spécialiste des milieux ouverts puisque sa valeur indicatrice dans les autres composantes du paysage est nulle ou très faible. Les conditions de luminosité qu'offre l'ouverture de la canopée sont favorables à cette espèce héliophile typique des milieux récemment perturbés (Marie-

Victorin, 2002). La situation est différente pour les deux autres espèces indicatrices des coupes forestières que nous pouvons plutôt considérer comme des généralistes forestières, car leurs valeurs indicatrices sont constantes dans les autres composantes du paysage. La modification de la luminosité engendrée par l'ouverture de la canopée dans les coupes pourrait avoir diminué la compétition pour la lumière entre les individus (Hannerz et Hånell, 1997; Légaré *et al.*, 2001). Bien que ces deux espèces n'aient pas une reproduction sexuée efficace (Marie-Victorin, 2002), il est probable qu'elles aient bénéficié de l'augmentation de la lumière disponible par une augmentation de croissance dans la mesure où la coupe avec protection des sols n'a pas endommagé leurs rhizomes (Hannerz et Hånell, 1997; Roberts, 2004).

Les bandes riveraines offrent des conditions de drainage et possiblement d'humidité qui contrastent avec celles des quatre autres composantes du paysage; les plantes de sous-bois y sont par ailleurs distinctes. Les espèces indicatrices des bandes riveraines (mitrelle nue, gaillet piquant, dryoptéride disjointe, gadelier lacuste, ronce pubescente et graminées *spp.*) ont de très faibles valeurs indicatrices dans les autres composantes du paysage. Nous pouvons donc les considérer comme des espèces spécialistes des milieux riverains. Ainsi, bien que les bandes riveraines soient des habitats riverains résiduels, elles abritent tout de même des communautés de plantes typiques de ces milieux humides et riches (Hagan *et al.*, 2006). Toutefois, les bandes riveraines sont des forêts résiduelles étroites qui sont entre autres caractérisées par une importante quantité de bordures forestières comparativement aux autres forêts résiduelles. Certaines plantes (pigamon pubescent, ronce du mont Ida et pétasite palmé) décrites comme étant typiques des milieux ouverts (Marie-Victorin, 2002) ont leur plus forte valeur indicatrice dans les bandes

riveraines, témoignant d'une certaine influence des coupes forestières dans les bandes riveraines qui modifie les conditions de lumière au sol (Légaré *et al.*, 2001; Hagan *et al.*, 2006).

Il n'y a pas de différence de composition entre les îlots, les sites inaccessibles et les massifs forestiers, ce qui indique que les conditions d'ouverture de la canopée, d'exposition de la pente et de surface terrière de conifère ne varient pas significativement entre ces trois composantes du paysage forestier aménagé. Par ailleurs, la valeur indicatrice de la chiogène hispide est maximale dans les îlots forestiers. L'abondance de cette espèce semble particulièrement associée à l'exposition de la pente et à la surface terrière de conifère. Dans les sites inaccessibles, la chimaphile à ombelle est indicatrice. Cette espèce semble particulièrement associée à la diversité de la strate arbustive ainsi qu'à la surface terrière de feuillus. Cette espèce serait plutôt considérée comme une spécialiste des sites inaccessibles puisque la valeur indicatrice dans les autres composantes du paysage est plus faible. Finalement, dans les massifs forestiers, la valeur indicatrice de la goodyérie rampante est maximale, quoi que trop faible pour que l'espèce soit considérée indicatrice de ce milieu. Aucune variable mesurée n'explique particulièrement l'abondance de cette espèce. Cette orchidacée est une espèce typique des bois de conifères qui répond négativement aux activités forestières (McIntyre *et al.*, 1995; Kolb et Diekmann, 2005). Puisque les valeurs indicatrices dans les autres composantes du paysage sont très faibles ou nulles, cette espèce peut être considérée comme une spécialiste des massifs forestiers. Sa conservation dans le paysage ne peut donc pas être assurée par le maintien de forêts résiduelles de faible superficie.

Groupes de variables influents sur la composition des assemblages taxonomiques

La biodiversité forestière peut être étudiée à quatre niveaux, soit la diversité génétique, la diversité des populations, la diversité des communautés et la diversité des paysages ou des écosystèmes (Groom *et al.*, 2006). Chaque niveau de la biodiversité peut être décrit par sa composition, sa structure et ses fonctions (Groom *et al.*, 2006). Cette hiérarchie a initialement influencé le choix des groupes de variables utilisées dans la partition de la variance. C'est pourquoi, avec les trois groupes de variables (structure, composition et paysage), nous couvrons différentes échelles et composantes de la biodiversité. Nous avons émis la prédiction que les plantes de sous-bois et les carabidés, les deux taxons avec les plus faibles capacités de dispersion, seraient principalement influencés à l'échelle du site. En contrepartie, nous avons émis la prédiction que les oiseaux qui ont une plus grande capacité de dispersion auraient une plus forte proportion de la variance expliquée à l'échelle du paysage. D'après les résultats que nous avons obtenus, les trois taxons étudiés semblent plutôt influencés par la structure du peuplement et cela, sans relation avec la capacité de dispersion du taxon. Ces résultats corroborent les observations de St-Laurent *et al.* (2007) voulant que les variables de structures aient une importance deux fois plus grande que les variables de paysage. Ainsi, dans une optique d'aménagement, nous considérons que la structure des futurs peuplements résiduels devra être prise en considération dans les processus de planification. Ce qui implique également que peu importe le contexte du paysage forestier aménagé, le maintien de forêts résiduelles sera justifié puisqu'il permet le maintien d'une certaine structure dans le peuplement.

CONCLUSION

L'objectif principal de la présente étude était de décrire la biodiversité forestière dans cinq CPFA. À la lumière de nos résultats, le maintien à long terme d'une quantité adéquate de forêts résiduelles apparaît comme une solution pour favoriser le maintien de la biodiversité dans l'aire d'étude. N'eut été des forêts résiduelles, la composition spécifique des communautés aviaire, carabique et végétale généralistes ou spécialistes forestières auraient été altérée sur une surface ininterrompue sensiblement plus grande. En ce sens, le maintien de forêts résiduelles de différentes tailles et la conservation de façon permanente dans le paysage de certaines de ces structures (e.g. territoires inaccessibles, bandes riveraines) rejoignent l'objectif de maintien de la biodiversité visé par la gestion écosystémique. Le maintien de forêts résiduelles de taille variable apparaît comme un élément important, car les trois groupes taxonomiques étudiés ne répondent pas de la même façon à la taille des forêts résiduelles. En effet, selon nos résultats, les oiseaux y sont plus sensibles que les carabidés et les plantes de sous-bois. Une diversification de la taille des forêts résiduelles à l'image de celles issues des perturbations naturelles sera bénéfique pour un plus grand nombre de taxons.

De plus, la structure interne des peuplements est une caractéristique qui est déterminante dans la composition des communautés d'oiseaux, de carabidés et de plantes de sous-bois. Ces conclusions appuient l'objectif visé par la coupe à rétention variable de maintenir dans le futur peuplement une structure hétérogène à l'image des perturbations naturelles. Ainsi, à l'issue de cette étude, la gestion écosystémique et plus précisément la coupe à rétention variable apparaît

être une approche appropriée pour le maintien de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés boréaux.

RÉFÉRENCES

- Ammon, E. M. (Page consultée 25 juillet 2008). Lincoln's Sparrow (*Melospiza lincolni*). Birds of North America Online: [En ligne] <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/191>.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Austen, M. J. W., C. M. Francis, D. M. Burke et M. S. W. Bradstreet. 2001. Landscape context and fragmentation effects on forest birds in southern Ontario. *The condor* 103: 701-714.
- Barbaro, L., J.-P. Rossi, F. Vetillard, J. Nezan et H. Jactel. 2007. The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of biogeography* 34: 652-664.
- Bate, L. J., T. R. Torgersen, M. J. Wisdom et E. O. Garton. 2004. Performance of sampling methods to estimate log characteristics for wildlife. *Forest Ecology and Management* 199: 83-102.
- Beese, W. J., B. G. Dunsworth, K. Zielke et B. Bancroft. 2003. Maintaining attributes of old-growth forests in coastal B.C. through variable retention. *The forestry chronicle* 79(3): 570-578.
- Berg, A., B. Ehnström, L. Gustafsson, T. Hallingbäck, M. Jonsell et J. Weslien. 1995. Threat levels and threats to red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology* 9: 1629-1633.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, H. L. Goff, D. Lesieur et K. Logan. 2006. Past, current and future fire frequency in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structures and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2737-2744.
- Blondel, J., C. Ferry et B. Frochot. 1981. Points counts with unlimited distance. *Studies in avian Biology* 6: 414-420.
- Borcard, D. et P. Legendre. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51-68.

- Borcard, D., P. Legendre et P. Drapeau. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73(3): 1045-1055.
- Bossenbroek, J. M., H. H. Wagner et J. A. Wiens. 2004. Taxon-dependent scaling: beetles, birds and vegetation at four North American grassland sites. *Landscape Ecology* 20: 675-688.
- Boucher, Y., D. Arseneault et L. Sirois. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 505-517.
- Brunet, G. (2002). Reconstitution historique de la sapinière à bouleau blanc vierge de la Côte-de-Gaspé. Faculté de foresterie et de géomatique. Québec, Université Laval. **Mémoire de maîtrise**: 131 p.
- Christensen, N., A. Bartuska, J. Brown, S. Carpenter, C. DAntonio, R. Francis, J. Franklin, J. MacMahon, R. Noss, D. Parsons, C. Peterson, M. Turner et R. Woodmansee. 1996. The report of the ecological society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3): 665-691.
- Collinge, S. K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59-77.
- Darveau, M., P. Beauchesne, L. Bélanger, J. Huot et P. Larue. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management* 59(1): 67-77.
- DeGrandpré, L., Y. Bergeron, L. Bélanger et G. Lessard (1996). Le domaine de la sapinière à bouleau blanc. Manuel de foresterie. Ordre-des-ingénieurs-forestiers-du-Québec. Québec, Les presses de l'Université Laval: 1428 pages.
- Drolet, B., A. Desrochers et M.-J. Fortin. 1999. Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. *The condor* 101: 699-704.
- Dufrêne, M. et P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345-366.
- Environnement-Canada. (Page consultée le 3 décembre 2008). Normales et moyennes climatiques au Canada 1971-2000. [En ligne] http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/index_f.html.
- Falls, J. B. et J. G. Kopachena. (Page consultée le 25 juillet 2008). White-throated Sparrow (*Zonotrichia albicollis*). *Birds of North America Online*: [En ligne] <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/128>.

- Fortin, S. (1999). Expansion du tremble (*Populus Tremuloides* MICHX.), au cours du XX^{ième} siècle, dans le bassin de la rivière York en Gaspésie, Québec. Chicoutimi, Université du Québec à Chicoutimi. **Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables**: 75 p.
- Franklin, J. F. (1993). Scientific basis for new perspectives in forests and streams. . Watershed Management, Balancing Sustainability and Environmental Change. New York, Springer Verlag pp 25-72.
- Gauthier, J. et Y. Aubry. 1995. Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional: les oiseaux nicheurs du Québec. Québec, Service canadien de la faune.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. D. Grandpré, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Québec, Presses de l'Université du Québec.
- Green, P. et G. F. Peterken. 1997. Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye Valley, UK in relation to the intensity of management. *Forest Ecology and Management* 98: 229-238.
- Groom, M. J., G. K. Meffe et C. R. Carroll. 2006. Principles of Conservation Biology. Sunderland (Mass.), Sinauer Associates.
- Grumbine, R. E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8: 27-38.
- Hagan, J. M., S. Pealer et A. A. Whitman. 2006. Do small headwater streams have a riparian zone defined by plant communities? *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2131-2140.
- Haila, Y., I. K. Hanski, J. Niemelä, P. Punttila, S. Raivio et H. Tukia. 1994. Forestry and the boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. *Annales Zoologici Fennici* 31: 187-202.
- Hannerz, M. et B. Hånell. 1997. Effects on the flora in Norway spruce following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90: 29-49.
- Hannon, S. J. et F. K. A. Schmiegelow. 2002. Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds. *Ecological Applications* 12(5): 1457-1468.
- Hejl, S., J. A. Holmes et D. E. Kroodsma. 2002. Winter Wren (*Troglodytes troglodytes*). The Birds of North America Online: [En ligne] <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/623>.
- Hunter, M. 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biological conservation* 65(2): 115-120.

- Hunter, M. L. 1990. Wildlife, forests, and forestry : Principles of managing forests for biological diversity Englewood Cliffs (N.J.), Prentice-Hall.
- Hunter, M. L. 1999. Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge, Cambridge University Press.
- Imbeau, L., J.-P. L. Savard et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Forest Research* 77: 1850-1860.
- Ingold, J. L. et R. Galati. (Page consultée le 25 juillet 2008). Golden-crowned Kinglet (*Regulus satrapa*). The Birds of North America Online: [En ligne] <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/301>.
- Ingold, J. L. et G. E. Wallace. (Page consultée le 25 juillet 2008). Ruby-crowned Kinglet (*Regulus calendula*). The Birds of North America Online: [En ligne] <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/119>.
- Kohm, K. A. et J. F. Franklin. 1997. Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management. Washington DC, Island Press.
- Kolb, A. et M. Diekmann. 2005. Effects of Life-History Traits on Responses of Plant species to Forest Fragmentation. *Conservation Biology* 19(3): 929-938.
- Légaré, S., Y. Bergeron, A. Leduc et D. Paré. 2001. Comparison of the understory vegetation in boreal forest types of southwest Quebec. *Canadian Journal of Botany* 79: 1019-1027.
- Legendre, P. et E. D. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- Legendre, P. et L. Legendre. 1998. Numerical Ecology. Amsterdam, New York, Elsevier.
- Lemmon, P. E. 1957. A New Instrument for Measuring Forest Overstory Density. *Journal Forestry* 55(9): 667-668.
- Leps, J. et P. Šmilauer. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge, New York, Cambridge University Press.
- Lindenmayer, D. B. et J. F. Franklin. 2002. Conserving Forest Biodiversity: a Comprehensive Multiscaled Approach. Washington, DC, Island Press.
- Lindroth, C. H. 1961-1969. The ground beetles of Canada and Alaska. *Opusc. Entomol. Suppl.* 20, 24, 29, 33 et 34.

- Marie-Victorin. 2002. Flore Laurentienne, 3^{ième} édition. Boucherville (Qc), G.Morin.
- Mazerolle, M. J. et M.-A. Villard. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *Écoscience* 6(1): 117-124.
- McCune, B. 2002. Analysis of ecological communities. Glenden Beach (Or), MjM Software Design.
- McGarigal, K. et W. C. McComb. 1995. Relationships Between Landscape Structure and Breeding Birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs* 65(3): 235-260.
- McIntyre, S., S. Lavorel et M. Tremont. 1995. Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 83: 31-44.
- Mitchell, S. J. et W. J. Beese. 2002. The retention system: reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems. *The forestry chronicle* 78(3): 397-403.
- Nally, R. M., E. Fleishman, L. P. Bulluck et C. J. Betrus. 2004. Comparative influence of spatial scale on beta diversity within regional assemblages of birds and butterflies. *Journal of biogeography* 31: 917-929.
- Niemelä, J., Y. Haila, E. Halme, T. Pajunen et P. Punttila. 1992. Small-Scale heterogeneity in the spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. *Journal of biogeography* 19: 173-181.
- Niemelä, J., D. Langor et J. R. Spence. 1993. Effects of Clear-Cut Harvesting on boreal Ground-Beetle Assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada. *Conservation Biology* 7(3).
- Nudd, T. D. 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5: 113-117.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, M. Henry et H. Stevens (2007). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.8-8.
- Probst, J. R., D. S. Rakstad et D. J. Rugg. 1992. Breeding bird communities in regenerating and mature broadleaf forest in the USA Lake States. *Forest Ecology and Management* 49: 43-60.
- Québec (1988). Loi sur les forêts. Décret 1627-88, Gazette officielles du Québec. **No. 46**.
- Quinn, G. P. et M. J. Keough. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge (Uk), Cambridge University Press.

- R-Development-Core-Team (2007). R statistical project version 2.5.1.
- Rainio, J. et J. Niemelä. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.
- Ralph, C. J., S. Droege et J. R. Sauer. 1995. *Managing and Monitoring Birds Using Point Counts: Standards and Applications*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149: 161-169.
- Raphael, M. G. et M. White. 1984. Use of Snags by Cavity-Nesting Birds in the Sierra Nevada. *Wildlife Monographs* 86: 3-66.
- Roberts, D. W. (2006). labdsv: Laboratory for Dynamic Synthetic Vegetation Phenomenology. R. p. v. 1.2-2.
- Roberts, M. R. 2004. Response of the herbaceous layer to natural disturbance in North American forests. *Canadian Journal of Botany* 82: 1273-1283.
- Robitaille, A. et J.-P. Saucier. 1998. Paysage régionaux du Québec méridional. Sainte-Foy (Qc), Publications du Québec.
- Rowland, E., A. White et W. Livingston. 2005. A literature review of the effects of intensive forestry on forest structure and plant community composition at the stand and landscape levels. . Maine Agricultural and Forest Experiment Station. Miscellaneous publication n° 754. University of Maine.
- Saucier, J.-P., J.-P. Berger, H. D'Avignon et P. Racine. 1994. *Le point d'observation écologique: normes techniques*. Ministère des ressources naturelles Québec: 67 p.
- Shelford, V. E. 1933. Report of the comitee for the study of plant and animal community ecology and of the comitee for the preservation of natural conditions. *Ecology* 14: 429-431.
- Siitonen, J. et L. Saaristo. 2000. Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological conservation* 94: 211-220.
- Spence, J. R. et J. K. Niemelä. 1994. Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *The Canadian Entomologist* 126: 881-894.
- St-Laurent, M.-H., J. Ferron, C. Hins et R. Gagnon. 2007. Effects of stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in managed boreal forest of eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1298-1309.

- ter-Braak, C. J. F. et P. Šmilauer (2002). Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Tthaca, NY, USA. 500p.
- van-den, W. A. L. 1997. Redundancy analysis. An alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika* 42: 207-209.
- Venier, L. A. et J. L. Pearce. 2007. Boreal forest landbirds in relation to forest composition, structure, and landscape: implications for forest management. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1214-1226.

ANNEXE 1

Au cours des dernières décennies, les pratiques forestières ont modelé le paysage en y maintenant divers types de forêts résiduelles, soit pour des fins de conservation (e.g. bande riveraine, îlot forestier) ou parce qu'il y avait des contraintes techniques (e.g. site inaccessible). C'est dans le but de quantifier les différentes composantes de forêt aménagée dans une sélection de territoires exploités en Gaspésie que nous avons conduit l'analyse préliminaire. Elle s'est effectuée dans les bassins versants des rivières Bonaventure, Mont-Louis et York (Figure 1). Les forêts résiduelles après coupe occupent actuellement une faible proportion du paysage (Figure 2).

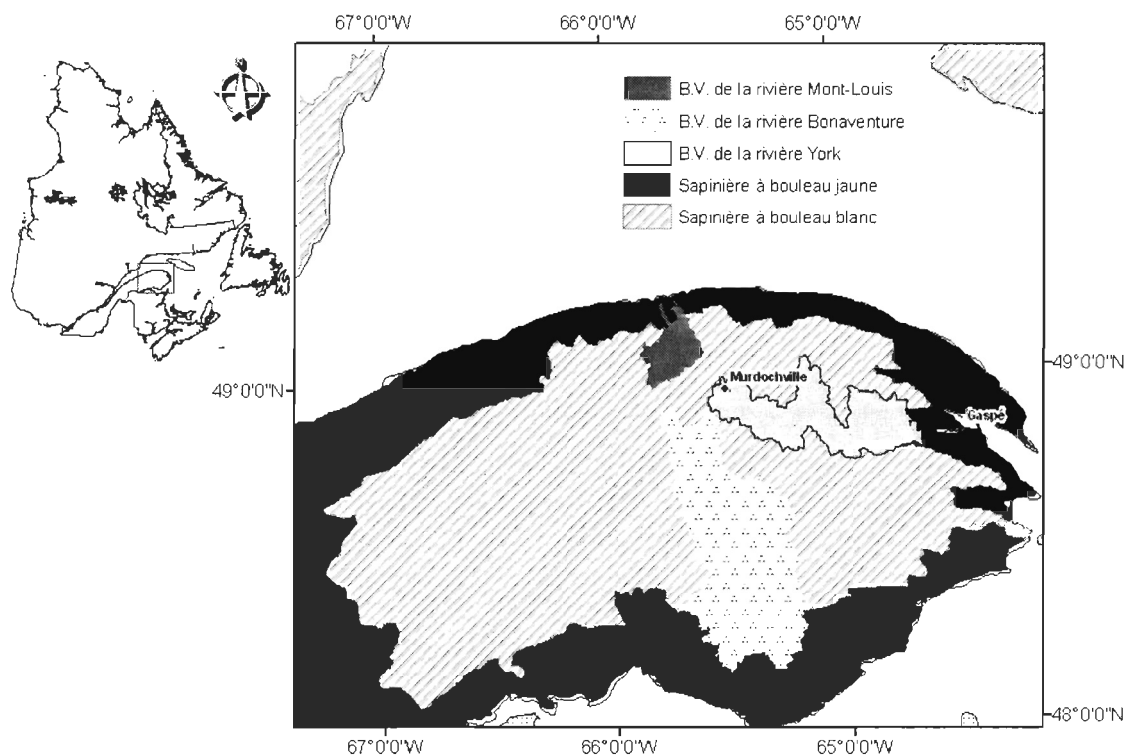


Figure 1. Localisation des trois bassins versants qui ont fait l'objet de l'analyse spatiale des forêts résiduelles.

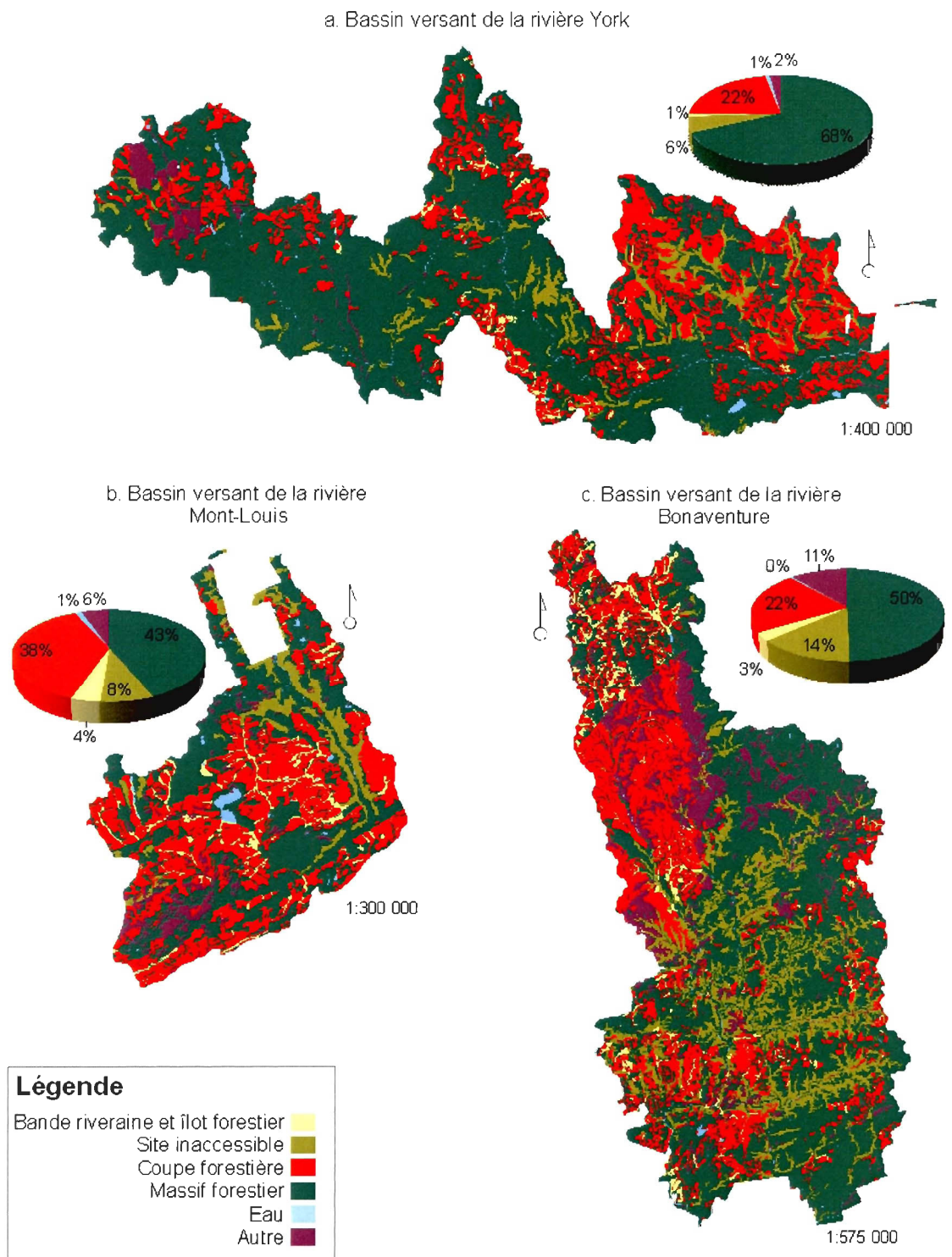


Figure 2. Proportion des différentes composantes des paysages forestiers aménagés des bassins versants des rivières York (a), Mont-Louis (b) et Bonaventure (c).

Les bandes riveraines ainsi que les îlots forestiers représentent actuellement entre 1 et 4 % de la superficie des bassins versants (Figure 2). Les bandes riveraines ont une taille moyenne de 13 ± 35 hectares (ha) et occupent une plus grande superficie individuelle, comparativement aux îlots forestiers (Tableau 1). Les îlots forestiers ont une superficie moyenne de 2 ± 5 ha; ils sont toutefois très faiblement représentés dans les bassins versants des rivières Bonaventure (0,1 %) et Mont-Louis (0,2 %) (Tableau 1 ; Figure 2).

Tableau 1. Configuration des forêts résiduelles de trois bassins versants de la Gaspésie.

Indice de paysage	Bonaventure		Mont-Louis		York	
	Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type
Distance du plus proche voisin (km)	0,6	0,4	0,4	0,1	0,2	0,3
Périmètre de la parcelle (km)	4	5	2	2	3	2
Aire de la parcelle (ha)						
Bande riveraine	17,3	41,7	9,2	14,4	11,9	35,3
Îlot forestier	1,6	2,2	1,2	1,3	2,7	5
Site inaccessible	116,8	307,2	65,3	136,7	54,3	257
Ratio périmètre-aire	0,04	0,01	0,04	0,01	0,06	0,06
Indice de forme	1,98	0,66	1,79	0,42	2,05	0,41

Les sites inaccessibles ont une superficie moyenne de $79 \text{ ha} \pm 257$, ils occupent une proportion importante du paysage des trois bassins versants, comparativement aux bandes riveraines et aux îlots forestiers en raison de la topographie accidentée de la Gaspésie (Tableau 1). La proportion de sites inaccessibles varie de 6 % dans le bassin versant de la rivière York, à 16 % dans le bassin versant de la rivière Bonaventure (Figure 2). Si on les compare aux bandes riveraines et aux îlots forestiers, les sites inaccessibles permettent le maintien de forêts résiduelles de plus grandes superficies.

Rapport-Gratuit.com