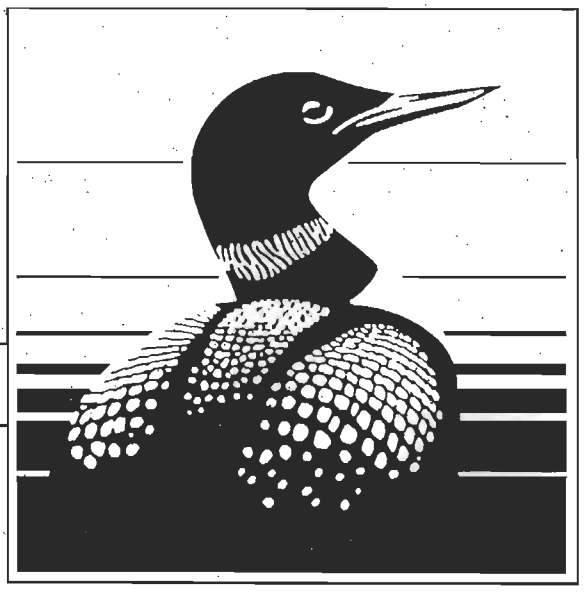
FRAGMENTATION FORESTIÈRE ET CORRIDORS VERTS EN PAYSAGE AGRICOLE:

2. Effets de bordure et de discontinuité des boisés

Sonia Duchesne, Luc Bélanger et Jean-Pierre L. Savard

Direction de la conservation de l'Environnement
Service canadien de la faune
Région du Québec 1998



Série de rapport technique Numéro 318

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF.

Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans la liste de la Bibliothèque nationale du Canada utilisée dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé, avec un résumé dans la deuxième langue officielle. En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préferée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.

TECHNICAL REPORT SERIES
CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada in scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with a résumé in the second official language. To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.

FRAGMENTATION FORESTIÈRE ET CORRIDORS VERTS EN PAYSAGE AGRICOLE.

2. Effets de bordure et de discontinuité des boisés

SONIA DUCHESNE, Groupe d'intervention et de recherche en environnement inc.,
Adresse actuelle : 625-C, route Lagueux, C.P. 5029, Saint-Nicolas, G7A 1A7, Canada
Adresse électronique : GIRE@globetrotter.net

LUC BÉLANGER, Environnement Canada, Service canadien de la faune,
Adresse actuelle : 1141, route de l'Église, C.P. 10100, Sainte-Foy, G1V 4H5, Canada
Adresse électronique : luc.belanger@ec.gc.ca

JEAN-PIERRE L. SAVARD, Environnement Canada, Service canadien de la faune,
Adresse actuelle : 1141, route de l'Église, C.P. 10100, Sainte-Foy, G1V 4H5, Canada
Adresse électronique : jean-pierre.savard@ec.gc.ca

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES NO. 318
Région du Québec 1998
Service canadien de la faune

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1998
Numéro de catalogue CW69-5/318F
ISBN 0-662-82876-3

Citation recommandée :

Duchesne, S., L. Bélanger et J.-P. L. Savard, 1998. Fragmentation forestière et corridors verts en paysage agricole. 2. Effets de bordure et de discontinuité des boisés. Série de rapports techniques No.xxx, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, xx pages.

RÉSUMÉ

Afin de pallier au manque d'information concernant les critères de conservation pour l'établissement de corridors verts, nous avons amorcé, en 1996, une démarche visant à développer, appliquer et valider dans différents secteurs du Québec, un système d'aide à la décision, sorte d'outil de cartographie spatiale assisté par ordinateur, servant à identifier des corridors verts dans un processus d'aménagement durable du territoire et de maintien de la biodiversité des espèces et des habitats dans les agroécosystèmes québécois. Ainsi, les buts de ce second volet du projet étaient de :

1. Vérifier dans le contexte québécois, la largeur minimale des boisés d'un corridor terrestre minimisant l'effet de bordure sur les espèces aviaires les plus touchées par la fragmentation des paysages ;
2. Mieux quantifier les effets des discontinuités du couvert forestier sur les déplacements diurnes des oiseaux en période de reproduction et de migration afin de déterminer à quelle distance deux boisés deviennent trop éloignés pour former un corridor potentiel (distance critique).

Ainsi, nous avons procédé à des inventaires par points d'écoute afin de caractériser les habitats et les populations d'oiseaux présents dans les boisés de divers corridors potentiels de la MRC du Bas-Richelieu, dans le centre-sud du Québec. Nous avons constaté que la diversité des populations d'oiseaux est influencée par l'effet de bordure qui se fait sentir jusqu'à 300 m en moyenne dans les boisés de la région étudiée. Ainsi, en considérant un ratio de 1 : 1 (bordure : intérieur) de la forêt, une largeur minimale de 900 m serait souhaitable pour l'établissement d'un corridor terrestre. En ce qui concerne les effets des discontinuités du couvert forestier, évalués en comptant les déplacements des oiseaux entre les boisés, notre étude révèle que le nombre de déplacements serait fonction de la largeur de l'ouverture séparant deux boisés : plus la discontinuité était grande, plus les déplacements étaient réduits. La nature de la discontinuité influencerait peu le nombre de déplacements, la largeur étant alors le principal facteur déterminant. Enfin, nos relevés indiquent que 97,7% des déplacements observés sont concentrés dans les discontinuités de dimension inférieure à 200 m. La plupart des espèces qui traversaient ces ouvertures sont des espèces dites de bordure et/ou des espèces résidentes.

REMERCIEMENTS

Les auteurs aimeraient remercier chaleureusement les différentes personnes qui ont réalisé les inventaires sur le terrain en 1994 et 1997 (Stéphanie Gagnon, Monique Salathé, Caroline Fournier, Chantal Berthiaume, Mario Paquin, Gaétan Couture, Jean-Pierre Faust, Luc Robillard, Stéphane Dorion et Mario Labonté) ainsi que le personnel du Service canadien de la faune d'Environnement Canada, région du Québec (Marcelle Grenier et Francine Hone), pour leur support technique. Nous remercions également Line Choinière et Alain Cossette, alors à l'emploi du Service canadien de la faune, pour la saisie et la vérification des données de 1994, de même que Martin Deschênes, stagiaire de la maîtrise en environnement de l'Université du Québec à Montréal au Service canadien de la faune ainsi que Michel Leclerc, pour leur assistance lors du traitement des données, leurs conseils et encouragements. Finalement, nous tenons aussi à remercier l'équipe de gestion de la Fondation Les oiseleurs du Québec inc. (Hélène Bernier et Mario Labonté) pour leur disponibilité, de même que leur support technique fournis tout au long des travaux de terrain et de rédaction.

Ce projet a été rendu possible grâce à la participation financière de plusieurs organismes : le Service canadien de la faune d'Environnement Canada (région du Québec); le Groupe d'intervention et de recherche en environnement inc. (GIRE inc.); le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec dans le cadre de son programme Action-Environnement et Faune 1997-1998; la Fondation de la Faune du Québec et la Fondation Les oiseleurs du Québec inc.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé	ii
Remerciements	iii
Table des matières	iv
Liste des figures	vi
Liste des tableaux	ix
Liste des annexes	x
1.0 INTRODUCTION	1
2.0 DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE	3
2.1 Localisation et caractéristiques forestières	3
2.2 Délimitation du corridor vert	3
3.0 MÉTHODOLOGIE	9
3.1 Caractérisation des boisés et du milieu environnant	9
3.2 Évaluation de l'effet de bordure	10
3.3 Détermination de l'effet des discontinuités	11
3.3.1 Période de reproduction	11
3.3.2 Période de migration automnale	13
3.4 Traitement et analyses statistiques des données	13
3.4.1 Caractérisation de la végétation des points d'écoute et du milieu environnant	13
3.4.2 Effet de bordure	14
3.4.3 Effets des discontinuités sur les populations aviennes	15
4.0 RÉSULTATS	16
4.1 Caractérisation de la végétation des points d'écoute et du milieu environnant	16
4.1.1 Caractérisation de la végétation des points d'écoute	16
4.1.2 Caractérisation du milieu avoisinant le corridor vert	21
4.2 Effet de bordure et largeur minimale	21
4.3 Effet des discontinuités et distance critique entre les boisés	36

TABLE DES MATIÈRES (SUITE)

Page

5.0 DISCUSSION 47

5.1 Effet de bordure et largeur minimale 47

5.2 Effet des discontinuités et distance critique entre les boisés 50

6.0 CONCLUSION 54

BIBLIOGRAPHIE 55

Annexes 62

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1. Carte de localisation de la région d'étude. 4

Figure 2. Répartition (%) des différents types de peuplements forestiers rencontrés dans la MRC du Bas-Richelieu (données compilées à partir des cartes forestières de 1984 et 1992) (n = 1 293 peuplements). 5

Figure 3. Position des différents tronçons de corridors verts dans la MRC du Bas-Richelieu. 8

Figure 4. Schéma de la technique utilisée pour les inventaires dans les discontinuités. 12

Figure 5. Répartition des principales espèces végétales selon les différentes strates, pour les points d'écoute échantillonnés. 17

Figure 6. Proportion des points d'écoute échantillonnés présentant des débris au sol pour l'ensemble du corridor vert (a) et selon chaque point d'écoute (b) (n = 210). 18

Figure 7. Proportion des points d'écoute échantillonnés présentant des chicots pour l'ensemble du corridor vert (a) et selon chaque point d'écoute (b) (n = 210). 19

Figure 8. Niveau de perturbations anthropiques pour l'ensemble du corridor vert (a) et selon la position des points d'écoute du corridor vert (b). 20

Figure 9. Occupation du territoire environnant les points d'écoute du corridor vert, tel que mesurée au point de bordure (n = 91). 22

Figure 10. Nombre moyen d'espèces *(r = -0,34 P = 0,46 df = 6)* et nombre moyen d'individus *(r = -0,01 P = 0,98 df = 6)* selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert. 24

LISTE DES FIGURES (SUITE)

Page

Figure 11. Fréquence cumulée (%) du nombre d'espèces différentes identifiées aux divers points d'écoute du corridor vert. 27

Figure 12. Nombre moyen d'individus selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert pour les 36 espèces aviennes présentes dans le corridor. 28

Figure 13. Représentation graphique de l'indice d'importance relative de différentes espèces (calculé selon la méthode de Yahner, 1983). 33

Figure 14. Nombre moyen d'individus de chacun des groupes d'oiseaux, classés selon leur statut migratoire, selon la position des points découte à l'intérieur du corridor vert. 34

Figure 15. Fréquence cumulée (%) du nornbre d'espèces différentes identifiées aux divers points d'écoute à l'intérieur du corridor vert, selon le statut migratoire. 37

Figure 16. Répartition du nombre total de déplacements au printemps (a) et à l'automne (b) selon la largeur des discontinuités. 38

Figure 17. Nombre moyen de déplacements printaniers (a) et automnaux (b) selon les différentes catégories de discontinuités, ainsi que la largeur moyenne de chaque catégorie de discontinuités. 39

Figure 18. Proportion des déplacements (%) où les espèces ont été identifiées dans les discontinuités (a) ainsi que la proportion des déplacements selon le statut migratoire (b) pour les inventaires du printemps et de l'automne 1997 (n = 756 déplacements). 41

Figure 19. Nombre moyen de déplacements selon le statut migratoire, pour les inventaires du printemp *(F = 0,30 P = 0,8218)* et de l'automne *(F = 0,34 P = 0,7994)*. 43

LISTE DES FIGURES (SUITE)

Page

Figure 20. Nombre de déplacements printaniers pour les différents statuts migratoires, selon la largeur de la discontinuités. 44

Figure 21. Répartition du nombre moyen de déplacements pour chaque statut migratoire, selon les différentes catégories de discontinuités, pour les inventaires du printemps (n = 712 déplacements). 45

Figure 22. Fréquence cumulée (%) des déplacements entre les boisés, selon la largeur des discontinuités. 51

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau 1. Liste des différents habitats rencontrés dans la MRC du Bas-Richelieu. 7

Tableau 2. Paramètres descriptifs des inventaires réalisés et caractéristiques des populations d'oiseaux recensées dans le corridor vert. 23

Tableau 3. Nombre total d'espèces observées selon la localisation des points d'écoute à l'intérieur des boisés composant les corridors verts étudiés. 25

Tableau 4. Comparaison (Anova à un critère) du nombre moyen d'individus pour chaque statut migratoire selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert (lettres en majuscule) et entre les statuts selon la localisation des points d'écoute à l'intérieur du corridor (lettres en minuscule) *($P \leq 0,05$).* 35

Tableau 5. Espèces d'oiseaux rencontrées selon les diverses catégories de largeur de discontinuités (nombre total d'espèces = 33 ; nombre total de déplacements = 577). 42

LISTE DES ANNEXES

Page

Annexe 1. Résultats des comparaisons (Anova) du nombre d'individus (± erreur sur la moyenne) entre les relevés, pour chaque point d'écoute échantillonné (tous les boisés et les espèces confondus). 62

Annexe 2. Liste de toutes les espèces observées dans le corridor vert de la MRC du Bas-Richelieu. 63

Annexe 3. Méthode de calcul de l'indice d'importance relative des espèces d'oiseaux (Yahner, 1983). 66

Annexe 4. Nombre moyen d'individus (± erreur type) pour chaque espèce d'oiseaux identifiées aux différents points d'écoute (de la bordure à 1200 m à l'intérieur du corridor vert) (pour les noms latins, voir annexe 2). 67

Annexe 5. Définition des différentes catégories de discontinuités. 70

1.0 INTRODUCTION

Depuis le siècle dernier, on assiste à une transformation importante des paysages naturels à travers le monde au profit de l'urbanisation, de l'industrialisation et d'une intensification des pratiques agricoles. Une telle fragmentation des habitats forestiers a favorisé l'avènement d'un paysage ou agroécosystème formé d'une mosaïque d'îlots boisés de plus ou moins grandes superficies, isolés les uns des autres par des terres agricoles, des zones résidentielles et industrielles. Ce morcellement du paysage est reconnu comme étant la principale cause de l'extinction et de la disparition de plusieurs centaines d'espèces animales et végétales sur la terre (Wilcox et Murphy, 1985). Au Québec, les agroécosystèmes se retrouvent principalement dans la portion la plus méridionale de la province et couvrent plus de deux millions d'hectares, soit un peu moins de 10% du territoire québécois (Freemark, 1988 ; Bélanger, 1995). Les habitats naturels encore présents dans ces agroécosystèmes sont souvent fortement menacés par l'action humaine liée au développement du territoire. Un travail récent (Service canadien de la faune, 1998) montre d'ailleurs que moins de 5% des quelques 30 000 boisés présents en territoire agricole dans la vallée du St-Laurent ont 100 ha et plus ; un seuil important pour la conservation de la biodiversité aviaire (Langevin et Bélanger, 1994).

Si d'une part, la protection d'un grand boisé, au détriment de plusieurs petits boisés totalisant une même superficie, fût reconnue comme stratégie de conservation (Blake et Karr, 1984 ; voir aussi Langevin et Bélanger, 1994), d'autre part, la protection et l'établissement de corridors verts entre les habitats forestiers résiduels est reconnu aujourd'hui comme solution possible de conservation des habitats et des espèces dans les paysages agricoles fragmentés (Noss, 1983, 1987a,b ; Bennett, 1990 ; Saunders et Hobbs, 1989, 1991 ; Harrison, 1992 ; Hobbs, 1992 ; Smith et Hellmund, 1993 ; Dunning et coll., 1995). Cependant, les critères ou normes de désignation élaborés et proposés à ce jour pour identifier ces corridors sont souvent imprécis, applicables à des habitats bien définis et à des espèces bien particulières, habituellement absentes au Québec (Cristoffer et Eisenberg, 1985 ; Lindenmayer et Nix, 1992 ; Lindenmayer, 1992 ; Andrews, 1993 ; Andreassen et coll., 1996).

Ainsi, la conservation de tels corridors a reçu peu d'attention chez nous. Afin de pallier à ce manque d'informations, nous avons amorcé une démarche visant à développer, à appliquer et à valider dans différents secteurs du centre-sud du Québec, un système d'aide à la décision, sorte d'outil de cartographie

spatiale assisté par ordinateur, servant à identifier des corridors verts dans un processus d'aménagement durable du territoire et de maintien de la biodiversité des espèces et des habitats dans les agroécosystèmes.

À la première étape de ce projet, nous avons fait la synthèse des principales études touchant les corridors verts, tout particulièrement en paysage agricole (Duchesne et Bélanger, 1997). Cette revue nous a permis d'identifier plusieurs types de corridors selon leur origine, leurs fonctions écologiques et leurs usages. Ainsi, le facteur le plus important des corridors verts a trait à leur utilisation à titre de couloirs ou d'habitats. Nous avons aussi mis en lumière les différents critères notamment concernant le choix de l'espèce ou du groupe d'espèces-cibles, de même que certaines dimensions physiques optimales du corridor, qui devraient être considérées lors de l'identification de tels corridors. Ainsi, les oiseaux se sont révélés être un groupe-cible ou bio-indicateur intéressant (en particulier les espèces de l'intérieur de la forêt) du fait de leur sensibilité à la fragmentation forestière (voir aussi Duchesne et Bélanger, 1997). Les travaux Spackam et Hughes (1995) ont montré qu'un corridor suffisamment large pour protéger les oiseaux, protégerait du même coup les petits mammifères et les plantes vivaces d'intérêt.

Cependant, notre revue a aussi permis de constater que plusieurs des normes de désignation suggérées sont souvent sans critères quantitatifs bien définis, notamment en ce qui a trait à 1) la largeur minimale du corridor visant à minimiser l'effet de bordure (Wilcove et coll., 1986 ; Andren et Angelstam, 1988 ; Saunders et coll., 1991 ; Brothers, 1992 ; Spackman et Hughes, 1995 ; Wilson et Lindenmayer, 1996) et 2) la distance critique des discontinuités (Willis, 1979 ; Karr, 1982 ; Newmark, 1991, 1993) entre boisés formant un corridor terrestre.

Ainsi, en ciblant tout particulièrement la fonction d'habitat des corridors terrestres, nos objectifs dans cette seconde partie de notre projet étaient, de :

1. Vérifier dans le contexte québécois, les normes recommandées au niveau de l'effet de bordure sur les espèces aviaires les plus touchées par la fragmentation des paysages afin d'établir la largeur minimale d'un corridor;

2. Mieux quantifier les effets des discontinuités sur le déplacement des oiseaux dans le but de déterminer à quelle distance deux boisés deviennent trop éloignés pour causer une interruption dans un corridor potentiel.

2.0 DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE

2.1 LOCALISATION ET CARACTÉRISTIQUES FORESTIÈRES

Notre étude s'est déroulée dans la MRC du Bas-Richelieu, dans le centre-sud du Québec (figure 1). Cette MRC occupe une superficie de 593,4 km^2 et regroupe 17 municipalités dont la population totale atteint environ 55 500 habitats (Ministère des Affaires municipales, 1995). Les trois quarts de la population sont concentrés sur la pointe nord-ouest de la MRC, au confluent de la rivière Richelieu et du fleuve Saint-Laurent, pour une occupation humaine de 16% du territoire de la MRC. La principale activité économique à l'extérieur de l'agglomération de Sorel-Tracy est l'agriculture (grandes cultures et élevage).

De topographie peu accidentée, la région d'étude fait partie du domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul (Richard, 1987). Les dépôts de surface sont caractérisés par des tills glaciaires et marins ; les sols varient de mésiques à humides. L'âge moyen des peuplements établis sur ces sols est d'environ 50 ans (entre 41 et 60 ans) (données compilées à partir des cartes forestières au 1 : 20 000, de 1984 et 1992). La hauteur moyenne des tiges y varie de 12 à 17 m alors que de densité des tiges couvre en moyenne de 60 à 80% des sites (données compilées à partir des cartes forestières au 1 : 20 000, de 1984 et 1992). L'érablière rouge constitue le groupement forestier le plus rencontré pour l'ensemble de la MRC avec près de 60% d'occupation du territoire (figure 2). Les friches sont présentes en grand nombre (17%) et on retrouve aussi quelques plantations de résineux (1,7%). La proportion occupée par les habitats forestiers dans toute la MRC est de 26,9% (Service canadien de la faune, 1998). En territoire agricole, on y compte proprement dit 424 boisés de 1 ha et plus ; leur superficie moyenne est de 30,7 ha. La proportion de boisés de grandes tailles, c'est-à-dire ceux de 100 ha et plus, est de 4,5%, ce qui représente plus exactement 19 boisés.

2.2 DÉLIMITATION DU CORRIDOR VERT

Le territoire étudié a d'abord été caractérisé à l'aide d'images satellites géocodées (LANDSAT-TM 1993-1994, scènes 14-27 et 14-28 ; 1 : 50 000). Ces images ont été préalablement analysées, decorrélées et classifiées en utilisant divers documents de références sur le milieu agricole, forestier ainsi que sur les milieux humides (Bilan des habitats et utilisation du sol, Service canadien de la faune d'Environnement

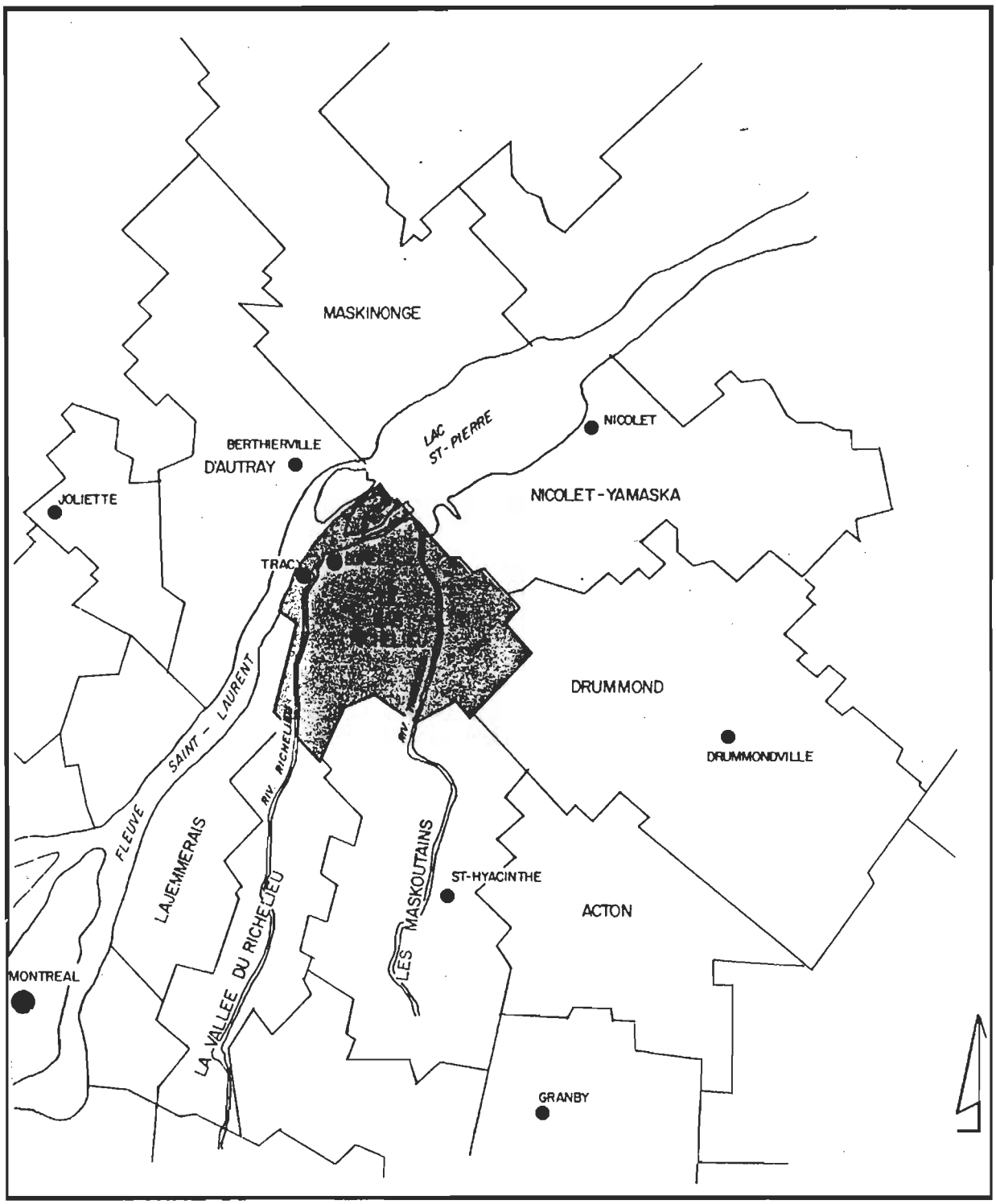


Figure 1. Carte de localisation de la région d'étude.

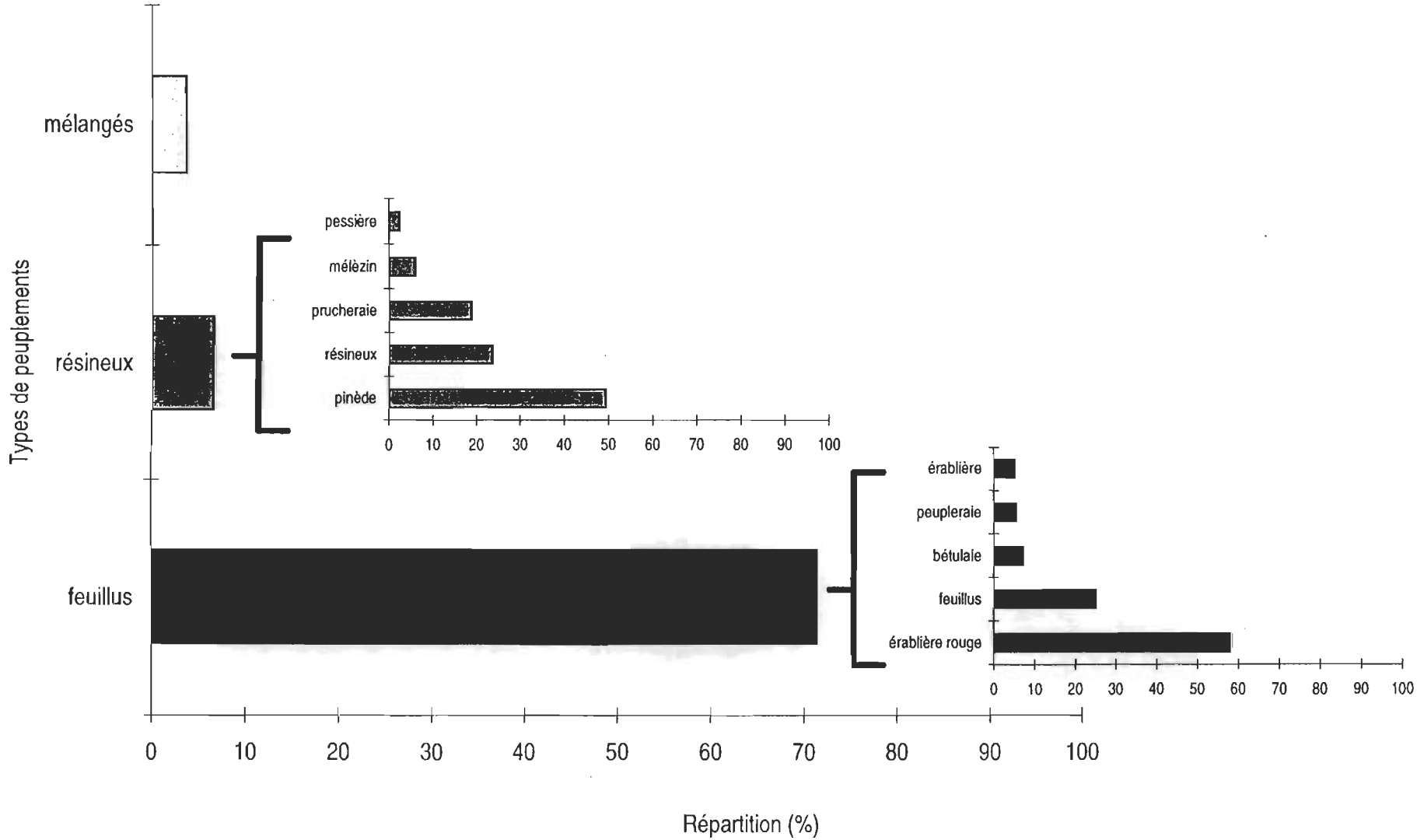


Figure 2. Répartition (%) des différents types de peuplements forestiers rencontrés dans la MRC du Bas-Richelieu (données compilées à partir des cartes forestières de 1984 et 1992) (n = 1 293 peuplements).

Canada, région du Québec, en préparation). La carte des limites de la MRC choisie a été ensuite superposée aux images pour délimiter précisément le territoire d'étude. Parmi les types d'habitats identifiés sur les images (tableau 1), seuls les milieux forestiers (forêts de résineux, de feuillus ou mixtes), les habitats en régénération après une coupe forestière, les friches, les zones de marais, d'aulnaies et de tourbières ont été conservés sur les images pour permettre l'identification des corridors potentiels. À partir de ceux-ci, un réseau de corridors verts forestiers potentiels liant deux aires naturelles protégées, soient la Baie-de-Lavallière (une réserve faunique du Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec) et l'archipel des îles de Contrecoeur (une réserve nationale de faune du Service canadien de la faune), en bordure du Saint-Laurent, a été identifié à *priori.* Tous les boisés ont été ensuite identifiés sur des cartes topographiques 1 : 20 000 pour faciliter la localisation et les chemins d'accès au terrain. Chaque corridor potentiel (ou tronçon) a été marqué d'un numéro (figure 3).

Tableau 1. Liste des différents habitats rencontrés dans la MRC du Bas-Richelieu.*

Classes de milieux	Description de l'habitat
Urbain	zone résidentielle en milieu urbain
Routes	routes en milieu urbain, gravière, certains sols à découvert
Maïs	champs cultivé en maïs
Céréales	champs de céréales à maturité
Cultures spécialisées	cultures maraîchères, cultures annuelles récoltées
Foins	fourrages, luzerne
Pâturage	pâturage intensif (comporte aussi des parcs et des terrains de golf)
Friches	terres agricoles en friches
Labours	sol labouré
Feuillus	feuillus tolérants et intolérants, incluant également les feuillus humides
Mixtes	peuplements mélangés
Résineux denses	résineux denses (A-B, 60 à 80% de couverture)
Résineux	résineux peu denses (C-D entre 25 et 60% de couverture)
Régénération en feuillus	régénération en feuillus suite à une coupe forestière (peut se confondre avec les aulnaies et les versants de feuillus exposés au soleil
Coupe forestière peu régénérée	coupe forestière peu régénérée suite à une coupe totale (confusion avec coupe récente et régénération en feuillus)
Coupe forestière récente	coupe forestière récentes (moins de 3 ans)
Brûlis récent	brûlis
Végétation submergée	classe exclusive au fleuve Saint-Laurent qui localise les secteurs de végétation submergées
Marais	classe exclusive au fleuve Saint-Laurent qui localise les marais
Tourbière	tourbières, marécages et autres milieux humides
Aulnaies	

* Classification des habitats des images satellites (14-27 et 14-28).

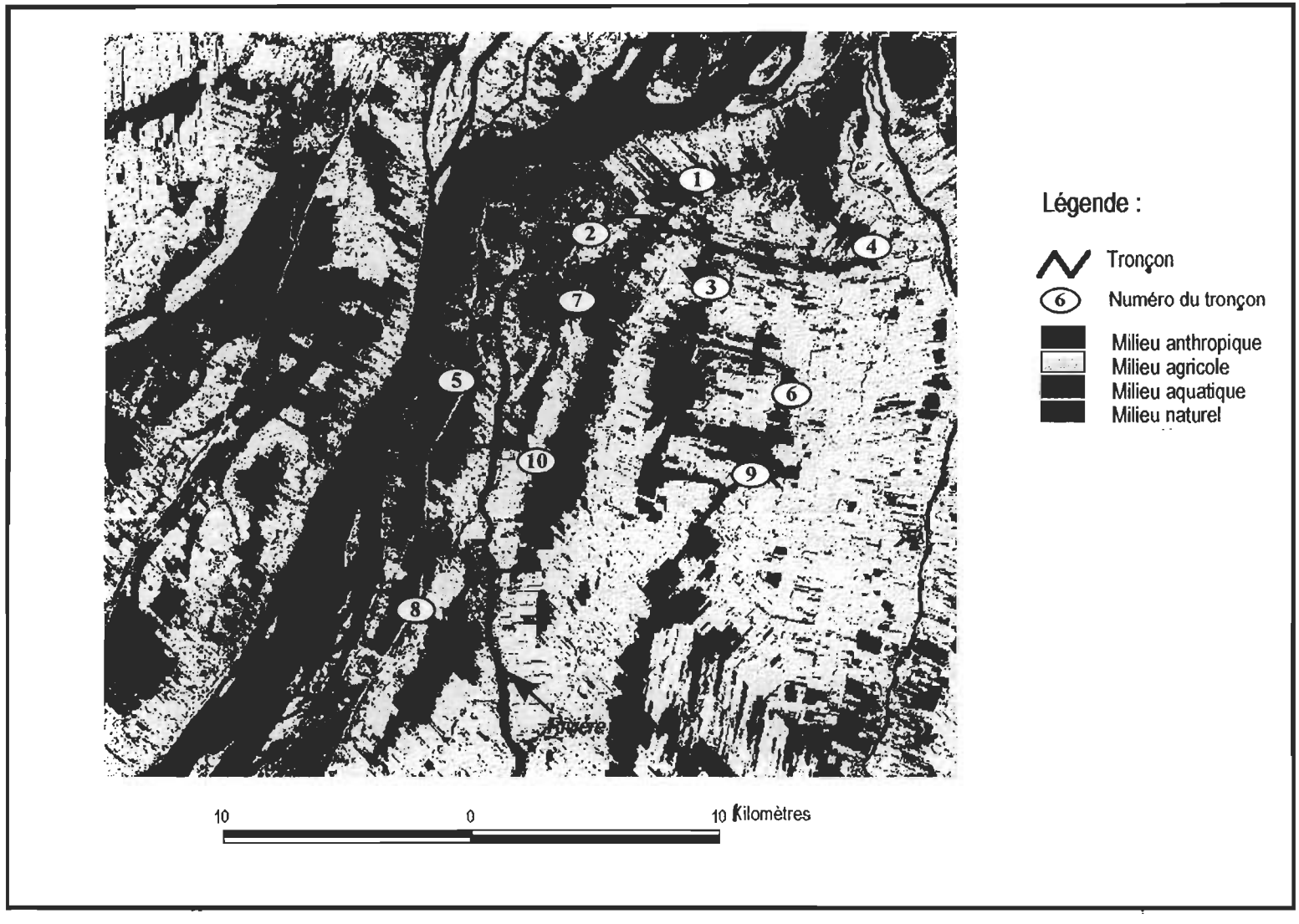


Figure 3. Position des tronçons de corridors verts dans la MRC du Bas-Richelieu.

3.0 MÉTHODOLOGIE

3.1 CARACTÉRISATION DES BOISÉS ET DU MILIEU ENVIRONNANT

Au cours du printemps 1997, 15 transects ont été établis dans les boisés des tronçons 1 et 3 (figure 3). Nous avons disposé des stations ou points d'écoute, distantes de 200 m les unes des autres, sur des transects traversant perpendiculairement chaque boisé formant un corridor potentiel. Nous avons positionné le premier point en bordure du boisé et les suivants à l'intérieur du boisé, jusqu'à son centre. Un maximum de sept points d'écoute par transect ont été localisés. À ces données, nous avons ajouté des résultats d'une étude menée en 1994 dans 76 autres boisés, tous situés des tronçons de corridors différents mais dans la même MRC ou dans celles immédiatement adjacentes (MRC d'Autray). Ces boisés ont fait l'objet d'inventaires suivant la même méthodologie.

Afin de caractériser d'abord les habitats présents dans les boisés des corridors verts étudiés, nous avons procédé à des inventaires de la végétation. À chaque station, dans un rayon de 75 m, nous avons identifié les deux espèces végétales (conifériennes et décidues) dominantes dans les différentes strates de végétation (strate 1 = espèce ligneuse de 2 m et moins de hauteur ; strate 2 = arbres de 2 à 6 m ; strate 3 = arbres de 6 à 15 m ; strate 4 = arbres de 15 m et plus) ; leur pourcentage respectif de recouvrement était aussi noté par classe de 10%. La hauteur moyenne des strates a été estimée *de visu* par les observateurs. Au point de bordure, cette caractérisation de la végétation s'est effectuée uniquement dans la portion boisée du point (voir plus loin).

À chaque station, nous avons également noté la présence d'arbres morts (1 = aucun ; 2 = moins de 5 ; 3 = plus de 5) et le nombre de débris au sol (1 = aucun ; 2 = moins de 5 ; 3 = plus de 5) afin d'obtenir un indice de la quantité d'abris disponibles. De plus, l'impact du dérangement par l'homme sur le milieu a été évalué en identifiant le degré de perturbation de l'habitat suivant cinq catégories : 1) aucune (absence de sentiers, d'arbres coupés ou de rebuts) ; 2) faible (présence de petits sentiers d'accès piétonniers ; le couvert végétal au sol est non perturbé) ; 3) moyenne (présence de petits sentiers d'accès piétonniers ; le couvert végétal au sol est légèrement dégradé ; quelques arbres sont coupés) ; 4) élevée (présence de sentiers de véhicule tout terrain; le couvert végétal au sol est quelque peu perturbé ; quelques arbres sont coupés) ; 5) très élevée (présence de sentiers d'accès pour véhicule tout terrain; le couvert végétal au sol

est fortement perturbé ou pratiquement absent ; plusieurs arbres sont coupés et il y a présence de rebuts ou déchets au sol).

À la station située à la bordure de chacun des transects, nous avons caractérisé le milieu avoisinant au corridor, dans la portion non boisée du point d'écoute, afin de décrire l'utilisation du sol dans le territoire immédiat adjacent. Ce dernier a été classé selon qu'il s'agisse d'un territoire d'affectation agricole (grande culture, pâturage, foin, etc.), urbaine ou périurbaine (présence d'habitations, arbustaie, friche, zone industrielle ou routes) ou d'un autre type d'utilisation du territoire (cimetière, marais, etc.).

3.2 ÉVALUATION DE L'EFFET DE BORDURE

Afin de déterminer la largeur minimale que devra présenter un corridor terrestre pour supporter la meilleure biodiversité possible, nous avons utilisé les oiseaux à titre d'indicateurs biologiques compte tenu de la forte amplitude écologique que l'on rencontre chez ce groupe (espèces d'intérieur *versus* de bordure, migrateurs de longue distance *versus* les résidents, etc.). Pour évaluer jusqu'où l'effet de bordure pouvait se faire sentir à l'intérieur des boisés, nous avons inventorié les populations d'oiseaux en procédant à des relevés par points d'écoute (Bibby et coll., 1992) dans les boisés constituant le système de corridors verts. Cette technique a été utilisée pour obtenir une estimation de la présence des diverses espèces en plus de donner une idée de leur abondance relative.

Chaque station ou point d'écoute préalablement décrit a été visité à trois reprises au cours du printemps, soit entre le 1er juin et le 10 juillet. Les inventaires ont été réalisés tôt le matin, dans la demi-heure suivant le lever du soleil jusqu'à environ 10h00, ce qui correspond à la période à laquelle la plupart des espèces d'oiseaux étaient actives. Aucun inventaire n'a été effectué lors des journées de forts vents ou de pluies importantes. Les recensements d'oiseaux se déroulaient comme suit : à son arrivée à la station d'écoute, l'observateur notait tous les oiseaux vus ou entendus dans un rayon estimé de 75 m autour du point d'écoute, pendant une période fixe de dix minutes. L'observateur notait les espèces, le nombre d'individus par espèce ainsi que d'autres informations comme les conditions climatiques, le numéro du relevé, l'heure de début et de fin de l'inventaire et tous autres éléments extérieurs ayant pu influencer les oiseaux présents (présence de prédateur, de l'homme, etc.).

3.3 DÉTERMINATION DE L'EFFET DE DISCONTINUITÉ

3.3.1 Période de reproduction

Afin de mieux quantifier les effets de la fragmentation du couvert forestier dans un corridor vert sur les déplacements des populations d'oiseaux en période de reproduction, nous avons procédé à des observations dans divers points de discontinuités forestières, dans les corridors ou tronçons potentiels préalablement identifiés. Les données ainsi recueillies devaient nous permettre de vérifier la largeur des discontinuités (ou la distance entre les boisés) qui affectent les déplacements diurnes des différentes espèces d'oiseaux notamment les espèces de l'intérieur de la forêt. Plus spécifiquement, nous voulions vérifier l'influence de la largeur (étroit *versus* large) et de la nature de la discontinuité (agriculture, route, ville, etc.) sur les déplacements de l'avifaune. À partir de cartes topographiques au 1 : 20 000 et de photographies aériennes noir et blanc au 1 : 15 000, un total de 62 discontinuités ont été identifiées sur le territoire, mesurées et classées selon les catégories suivantes : 1) routes à deux voies; 2) chemins forestiers ou agricoles ; 3) terres agricoles ; 4) emprises de lignes d'hydroélectricité et 5) autoroutes (voir l'annexe 5 pour une définition plus précise de ces catégories).

Chaque discontinuité a été visitée à une reprise entre le 6 juin et le 2 juillet 1997. La technique de dénombrement utilisée consistait à noter tous les déplacements des oiseaux traversant les discontinuités, tôt le matin (dans la demi-heure suivant le lever du soleil jusqu'à 10h00 environ). Deux observateurs étaient positionnés face à face, à une distance maximale de 400 m l'un de l'autre, de part et d'autre de l'ouverture du couvert forestier, à égalité avec la bordure des boisés du corridor (figure 4). Tous les déplacements 1) entre les boisés du corridor ; 2) de la discontinuité vers le boisé ou *vice-versa*, ou 3) du boisé vers l'extérieur de la zone d'observation ou *vice-versa*, ont été notés au cours d'une période de 20 minutes. Les observateurs notaient le nombre d'oiseaux et lorsque cela était possible, l'espèce ou les espèces en cause. D'autres informations concernant les conditions climatiques, la nature de la discontinuité (grande culture, pâturage, ville, coupe forestière, etc.) ainsi que la présence de prédateurs ou de l'homme (travail au champ par exemple) ont été notées. Un système de communication permettait aux observateurs de communiquer et évitait de recompter un même oiseau ou groupes d'oiseaux à deux reprises.

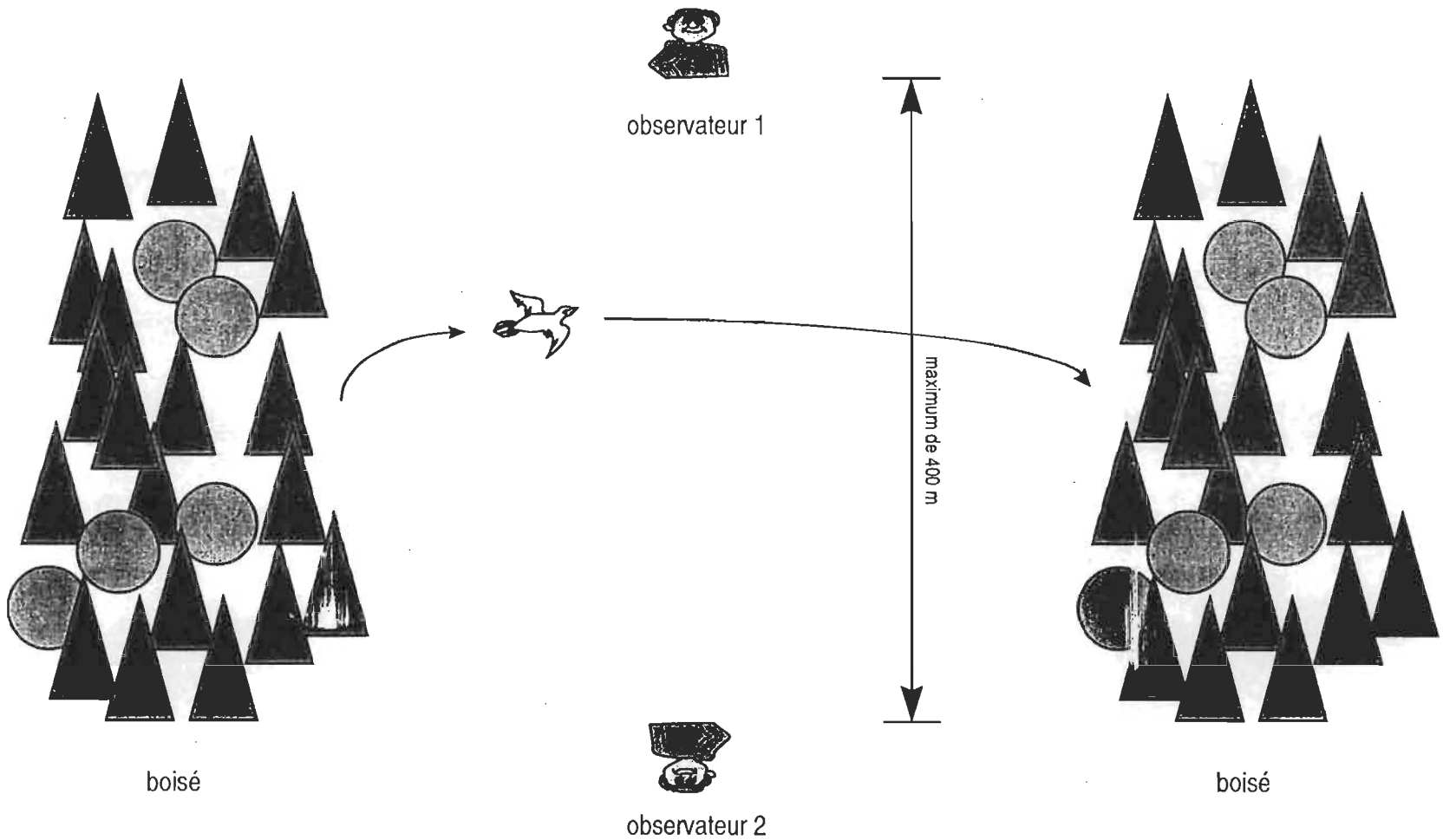


Figure 4. Schéma de la technique utilisée pour les inventaires dans les discontinuités.

3.3.2 Période de migration automnale

Afin de vérifier les effets des discontinuités sur les déplacements diurnes automnaux des populations d'oiseaux, nous avons procédé à des observations dans certaines des discontinuités préalablement étudiées. Parmi les 62 discontinuités inventoriées au printemps, 30 d'entre elles ont été sélectionnées suivant leur largeur (dix discontinuités entre 0 et 70 m de largeur ; dix discontinuités entre 71 et 140 m de largeur, et dix autres de 141 m et plus de largeur). La même méthode d'inventaire présentée précédemment a été utilisée. Ces points ont été visités à quatre reprises, entre le 3 et le 12 septembre 1997, soit deux fois le matin (dans la demi-heure suivant le lever du soleil jusqu'à 10h00 environ) et deux fois en fin de journée (entre 15h00 et la demi-heure suivant le coucher du soleil). Les données ainsi recueillies avaient pour but de nous permettre de vérifier l'impact de ces discontinuités dans le corridor vert lors des migrations d'automne, alors que la comparaison des relevés du matin et du soir permettrait de déterminer la période d'activité la plus importante.

3.4 TRAITEMENT ET ANALYSES STATISTIQUES DES DONNÉES

3.4.1 Caractérisation de la végétation des points d'écoute et du milieu environnant

Afin de caractériser le type de végétation rencontrée, nous avons calculé la proportion de points d'écoute (tous les points d'écoute confondus) présentant, pour chaque strate végétale, l'essence végétale dominante. Nous avons également déterminé la proportion des points d'écoute présentant les différentes quantités de chicots et de débris. De plus, les niveaux de perturbations anthropiques ont été évalués par la même méthode. La proportion des points d'écoute selon les divers niveaux de perturbation a été identifiée pour les différentes positions des points d'écoute à l'intérieur des boisés composant le corridor vert afin de mieux définir jusqu'où l'intervention humaine pouvait se faire sentir à l'intérieur de ces derniers.

Finalement, afin de caractériser le milieu environnant au corridor vert, nous avons calculé la proportion des points d'écoute présentant les différents types d'occupations humaines rencontrés lors des inventaires. Puisque ces informations ont été recueillies dans un but davantage descriptif, aucune analyse statistique n'a été réalisée sur ces dernières.

3.4.2 Effet de bordure

Pour l'ensemble des analyses, nous avons regroupé les données des trois relevés pour obtenir un nombre moyen d'individus pour chaque point d'écoute, chaque boisé et chaque espèce ; l'utilisation de la moyenne des relevés plutôt que du relevé maximal se justifie du fait que des analyses de variances préalables comparant le nombre d'individus entre les relevés (toutes les espèces et les boisés confondus) se sont avérées non significatives pour quatre des sept points d'écoute échantillonnés *($P \geq 0,05$) ;* aucun patron clair ne semblait exister (annexe 1).

Afin de comparer le nombre moyen d'individus entre les différents points d'écoute et le nombre d'individus d'une même espèce entre les points d'écoute, des analyses de variance suivies du test de comparaisons multiples à *posteriori* de Student-Newman-Keuls (SNK) ont été utilisées afin d'identifier où se situaient les différences significatives entre les groupes analysés.

Considérant que plusieurs espèces présentaient des effectifs très réduits, nous avons dû éliminer plusieurs d'entre elles pour les besoins de certaines analyses. Ainsi, pour sélectionner les espèces à considérer, nous avons utilisé la méthode proposée par Neu et coll. (1974) qui consiste à comparer les fréquences observées à celles attendues (théoriques). La comparaison se fait avec des intervalles de confiance de 95% de Bonferroni. Les fréquences attendues doivent être d'au moins cinq pour respecter les besoins du test du Chi-carré. Ainsi, dans notre cas, le nombre minimum de 75 observations (tous les relevés et les boisés confondus) s'est révélé être nécessaire pour effectuer des analyses au niveau des espèces prises individuellement. Nous avons donc ainsi considéré plus particulièrement 36 des 100 espèces identifiées lors des inventaires. Ces dernières sont marquées d'un astérisque à l'annexe 2.

Afin de mieux cibler le niveau de changement dans la composition de la communauté avienne, nous avons calculé pour les 36 espèces considérées, un indice d'importance relative selon la méthode décrite par Yahner (1983) (annexe 3). Cet indice renseigne sur la constance d'apparition des différentes espèces d'oiseaux aux divers points d'écoute, en tenant compte de la composante temporelle, spatiale et d'abondance. Ainsi, les espèces qui se sont vues assigner un indice d'importance relative élevé étaient présentes dans la plupart des boisés et/ou étaient observées lors des trois relevés et/ou étaient présentes en nombre relativement élevé comparativement aux autres espèces. À l'autre extrême, les espèces qui se

sont vues assigner un indice d'importance relative faible ou négligeable n'ont été observées qu'une seule fois lors des trois relevés, dans un petit nombre de boisés et n'étaient présentes qu'en faible nombre. La méthode de calcul de cet indice est présentée à l'annexe 3.

Pour les fins de certaines analyses, nous avons aussi regroupé les différentes espèces en quatre grands groupes, selon leur statut migratoire, soient les espèces résidentes, les migratrices de courte distance, celles de moyenne distance et les espèces migratrices de longue distance (annexe 2). Cette analyse par statut migratoire fait suite aux constatations de plusieurs auteurs (Friesen et coll., 1995 ;Finch, 1991 ; Hunter Jr., 1989 ; Robinson, 1989) qui mentionnent que les espèces migratrices de longue distance sont beaucoup plus sensibles à la fragmentation et à la perte des habitats de nidification par rapport aux résidentes, ce qui leur confère une grande importance en terme de conservation de la biodiversité des habitats en paysage agricole fragmenté. Pour les différentes comparaisons entre statuts et entre espèces d'un même statut, des analyses de variance ont été utilisées, suivies du test de comparaison de SNK.

3.4.3 Effet des discontinuités sur les populations aviennes

Nous avons d'abord comparé le nombre de déplacements entre les quatre relevés de l'automne afin de vérifier la période journalière maximale d'activités. Ainsi, le nombre de déplacements des deux relevés du matin n'étaient pas significativement différents *(analyse de variance, $F = 0,081$ $P = 0,7763$)* ; il en était de même pour les relevés effectués en soirée *($F = 0,236$ $P = 0,6290$)*. Pour cette raison, les relevés du matin et les relevés du soir ont été combinés. Une analyse de variance comparant ces deux groupes (matin et soir) a révélé par la suite que les déplacements matinaux étaient significativement plus nombreux que ceux du soir *($F = 0,8016$ $P = 0,0055$)*. Ainsi, pour les analyses subséquentes, seules les données des relevés du matin ont été utilisées. L'analyse de variance a servi pour comparer le nombre total de déplacements entre les deux saisons de même que pour comparer le nombre de déplacements entre les différentes catégories de discontinuités et entre les divers statuts migratoires. Finalement, nous avons procédé à des corrélations de Pearson afin d'évaluer les effets de la largeur sur les déplacements des oiseaux (au total d'abord puis exprimé en fonction de leurs statuts migratoires). L'ensemble des analyses a été réalisé à l'aide du logiciel SAS (SAS Institute inc., 1988) et le seuil de signification pour toutes les analyses a été fixé à 0,05. Les moyennes dans le texte, les tableaux et/ou les figures sont accompagnées de l'erreur sur la moyenne.

4. 0 RÉSULTATS

4.1 CARACTÉRISATION DE LA VÉGÉTATION DES POINTS D'ÉCOUTE ET DU MILIEU ENVIRONNANT

4.1.1 Caractérisation de la végétation des points d'écoute

La végétation forestière présente aux points d'écoute est caractérisée par des érablières rouges, accompagnées par des espèces résineuses tels que le sapin baumier *(Abies balsamea)*, la pruche du Canada *(Tsuga canadensis)* et ce, pour l'ensemble des strates (figure 5). Les points d'écoute visités présentent une végétation bien régénérée car la strate arbustive (hauteur < 2 m) est importante dans la plupart des points (environ 55 % d'occupation) (figure 5). La strate arborescente de 6 à 15 m est celle qui domine avec près de 70% d'occupation des points d'écoute (figure 5).

Plus de 88% des points d'écoute visités présentent des débris au sol (de 0 à 5 ou plus de 5) (figure 6a) qui consistent surtout en des débris de coupe et des arbres morts. À compter du point de 600 m, la proportion de débris augmente (figure 6b). Cependant, aucun chablis n'a été constaté lors des inventaires. Dans une proportion d'un peu plus de 60% des stations inventoriées, on a observé très peu (de 0 à 5) ou même aucun chicot présent (figure 7a). Cependant, la proportion de chicots augmente avec la position des points d'écoute (à partir de 800 m) (figure 7b).

Le niveau de perturbations anthropiques des boisés échantillonnés est très faible ou inexistant dans 73% des points d'écoute inventoriés (figure 8a). Les perturbations élevées ou très élevées sont présentes seulement dans 13% des points échantillonnés (figure 8a) et sont constituées, entre autre, de sentiers pour des véhicules tout terrain. Pour ce qui est de la répartition des différents niveaux de perturbations selon les points d'écoute (figure 8b), l'action humaine était inexistante ou très faible dans 65 à 90% des points d'écoute. L'action de l'homme sera plus prononcée (proportion de perturbations moyenne à très élevée) dans les premiers points d'écoute, soit de la bordure à 600 m. Ces boisés privés sont visités régulièrement par les propriétaires, soit pour la production acéricole ou pour la récolte de bois de chauffage, d'où le nombre important de débris de coupe et la réduction de la quantité de chicots observables à ces points.

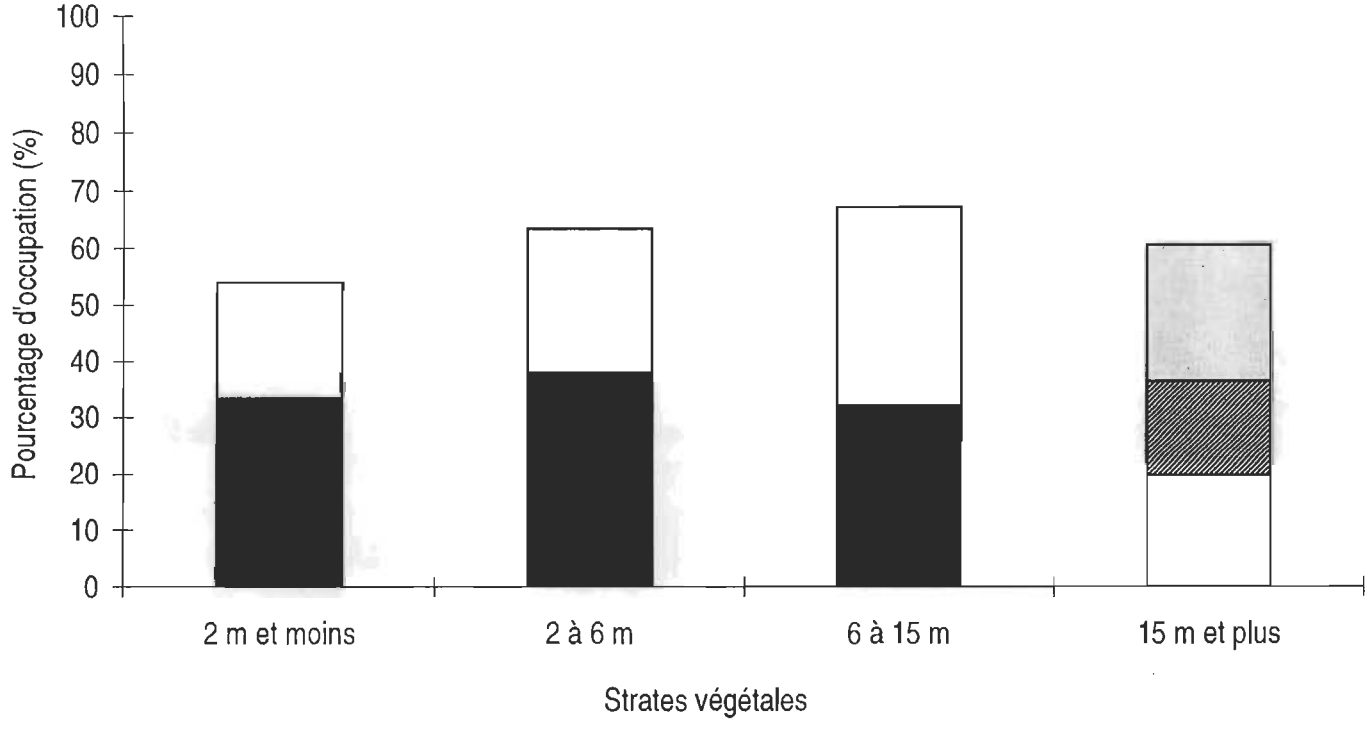
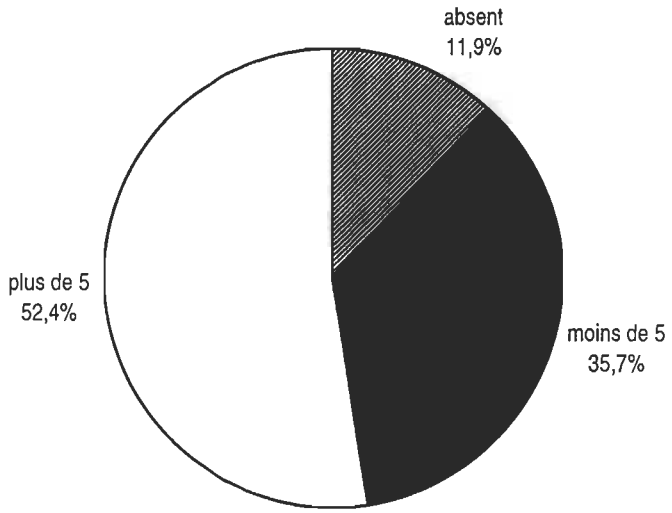


Figure 5. Répartition des principales espèces végétales selon les différentes strates, pour les points d'écoute échantillonnés.

■ sapin baumier □ érable rouge ▨ pin blanc ▢ pruche du Canada

a)



b)

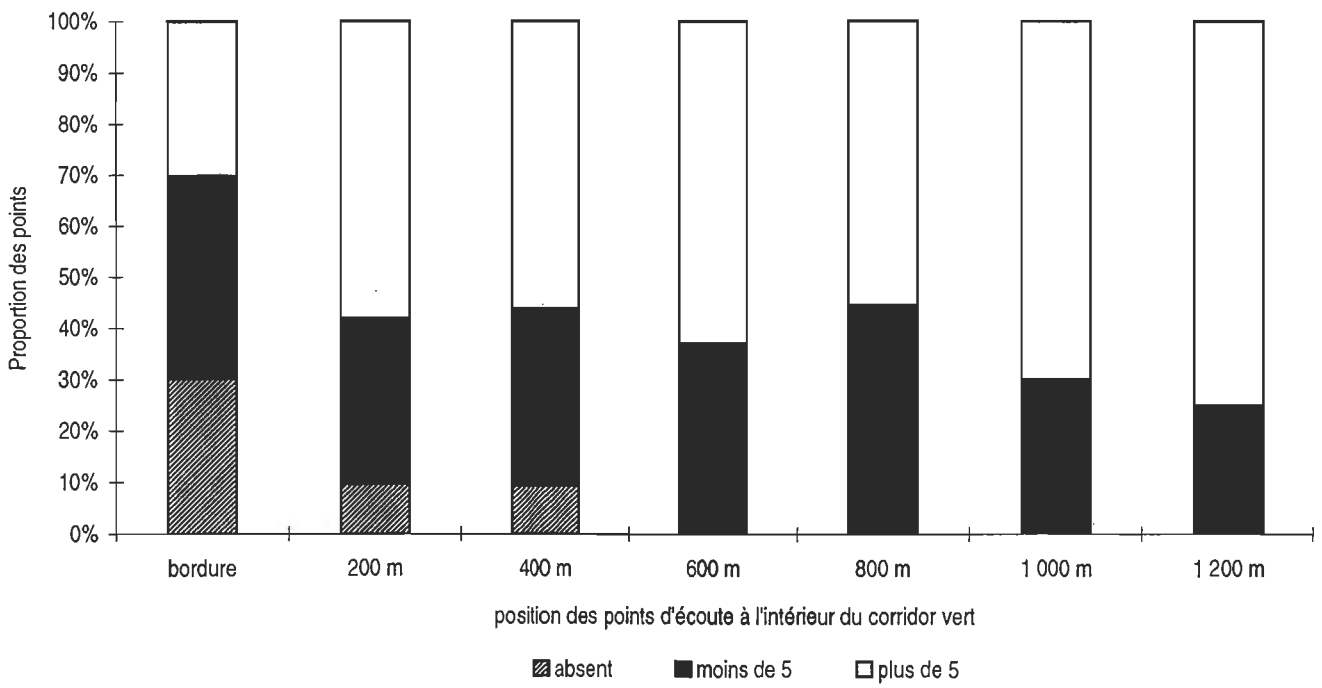
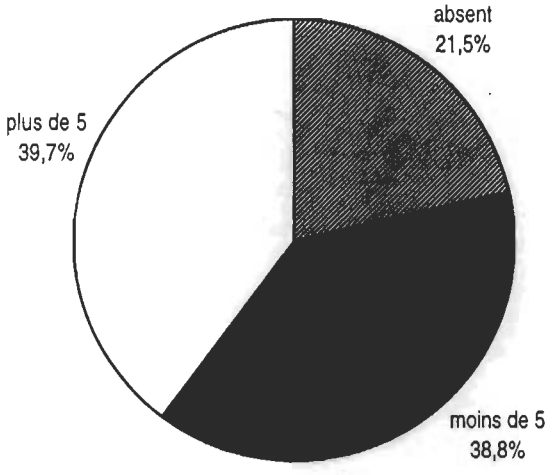


Figure 6. Proportion des points d'écoute échantillonnés présentant des débris au sol pour l'ensemble du corridor vert (a) et selon chaque point d'écoute (b) (n = 210 points).

a)



b)

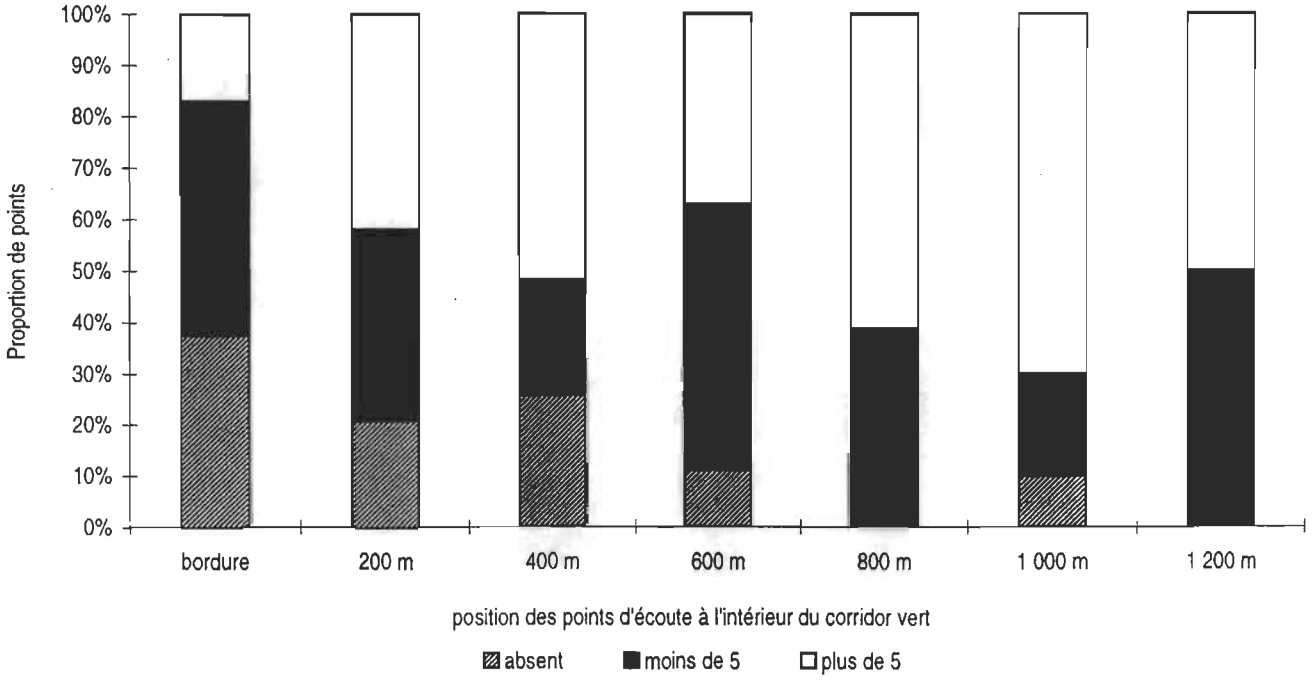
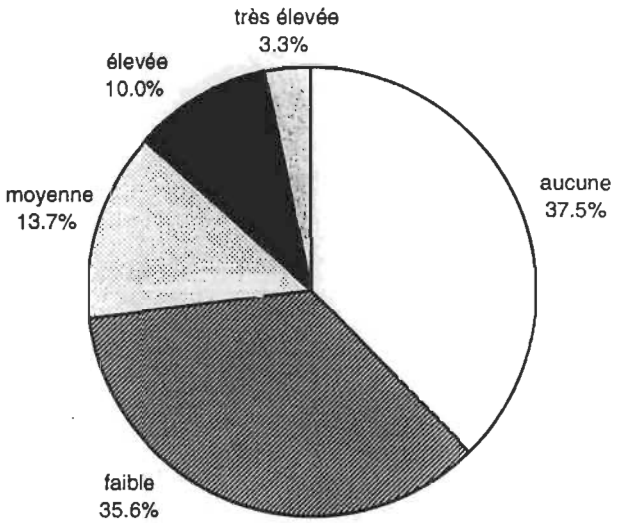


Figure 7. Proportion des points d'écoute échantillonnés présentant des chicots pour l'ensemble du corridor vert (a) et selon chaque point d'écoute (b) (n = 210 points).

a)



b)

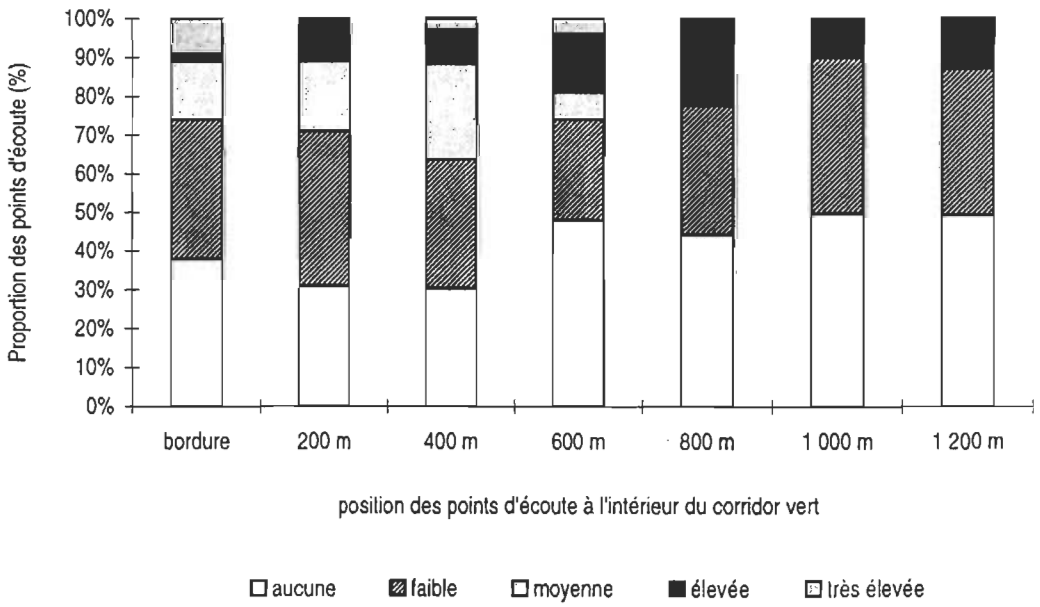


Figure 8. Niveau de perturbations anthropiques pour l'ensemble du corridor vert (a) et selon chaque point d'écoute du corridor vert (b).

4.1.2 Caractérisation du milieu avoisinant le corridor vert

Le milieu avoisinant aux boisés des corridors verts étudiés est principalement caractérisé par des terres agricoles (33.8%) et des milieux urbains et périurbains (59,7%) (figure 9). Ces derniers sont surtout composés d'agglomérations résidentielles (47,8%) et de terres laissées en friches (37%) (figure 9). Le territoire agricole est représenté, pour sa part, par de grandes cultures (46,2%), des pâturages (19,2%) et des champs cultivés pour le foin (30,8%) (figure 9).

4.2 EFFET DE BORDURE ET LARGEUR MINIMALE

Les différentes caractéristiques de notre effort d'échantillonnage dans cette portion de notre étude sont présentés au tableau 2. Ainsi, nous avons réalisé 91 transects répartis dans 78 boisés, pour un nombre total de 286 points d'écoute. Chaque point fût visité, sauf exception, à trois reprises, ce qui nous a permis d'observer 8 275 oiseaux au total, répartis en 100 espèces différentes. Le nombre maximal d'oiseaux observés lors d'un relevé pour un point d'écoute donné fût de 20 individus tandis qu'en moyenne, 6,64 espèces/relevé/point d'écoute étaient dénombrées (tableau 2).

La répartition du nombre moyen d'espèces (tous les points et les relevés confondus) ainsi que du nombre moyen d'individus (tous les points et les relevés confondus), identifiés selon la position des points d'écoute à l'intérieur des boisés est présentée à la figure 10. On constate que le nombre d'espèces est relativement stable suivant la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor. En effet, les corrélations de Pearson sont peu prononcées et non significatives autant pour le nombre moyen d'espèces *($r = 0,34$ $P = 0,46$ $df = 6$)* que pour le nombre moyen d'individus *($r = -0,01$ $P = 0,98$ $df = 6$).*

Cependant, le tableau 3 montre que le nombre total d'espèces détectées diminue selon la localisation des points d'écoute à l'intérieur du boisé.

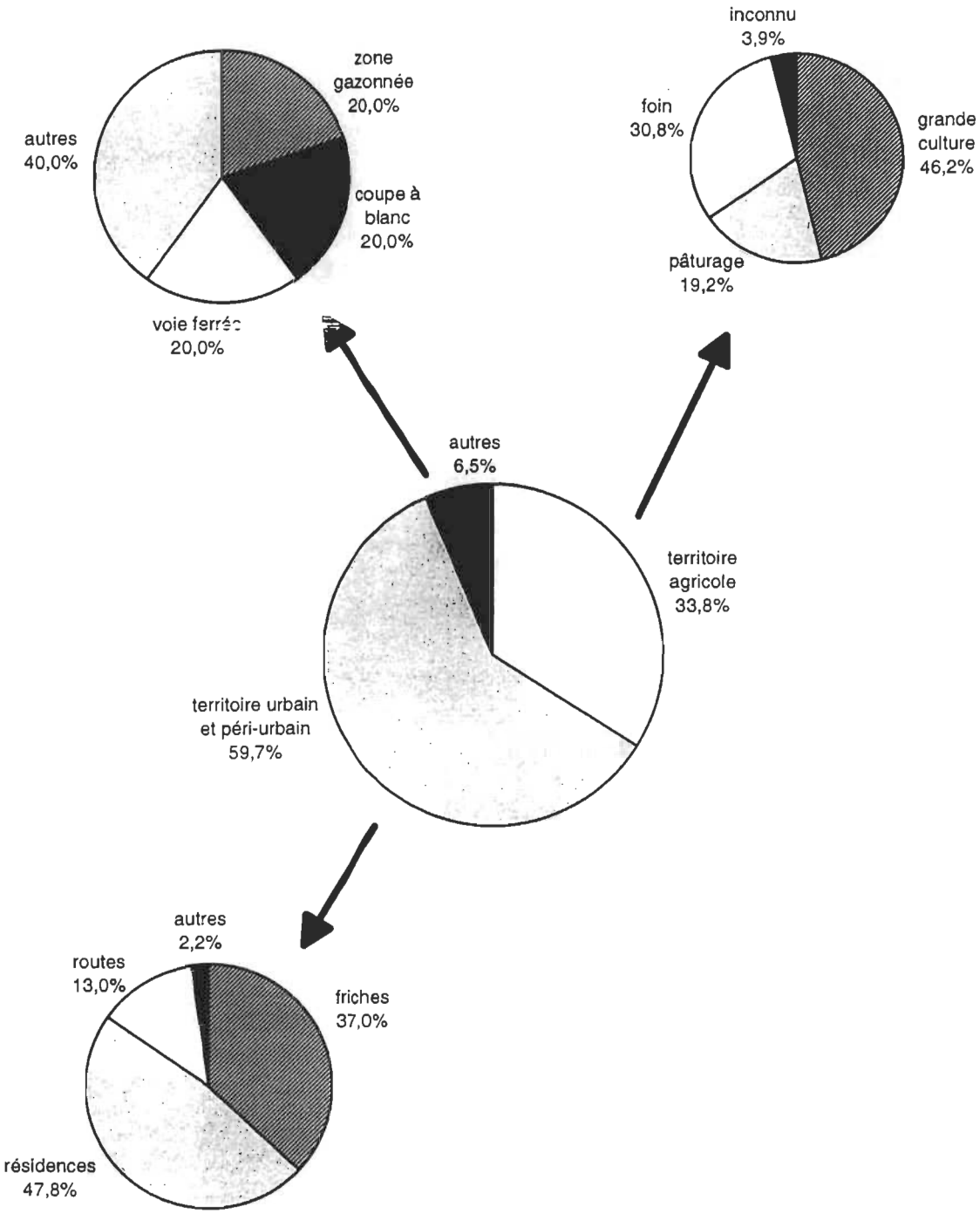


Figure 9. Occupation du territoire environnant les points d'écoute du corridor vert, tel que mesurée au point de bordure (n = 91).

Tableau 2. Paramètres descriptifs des inventaires réalisés et caractéristiques des populations d'oiseaux recensées dans le corridor vert.

Paramètres descriptifs	Valeurs
Nombre total de transects/nombre de boisés inventoriés	91 / 78
Nombre de points d'écoute par transect (variable selon la longueur du transect)	1 à 7
Nombre total de points d'écoute visités pour l'ensemble des transects	286
Nombre total d'oiseaux recensés (ensemble des points d'écoute)	8 275
Nombre minimal-maximal d'oiseaux recensés / espèce / relevé / point d'écoute	1-20
Nombre total d'espèces recensées	100
Nombre moyen d'espèces / relevé / point d'écoute	6,64
Nombre minimal-maximal d'espèces/relevé/point d'écoute	1- 18

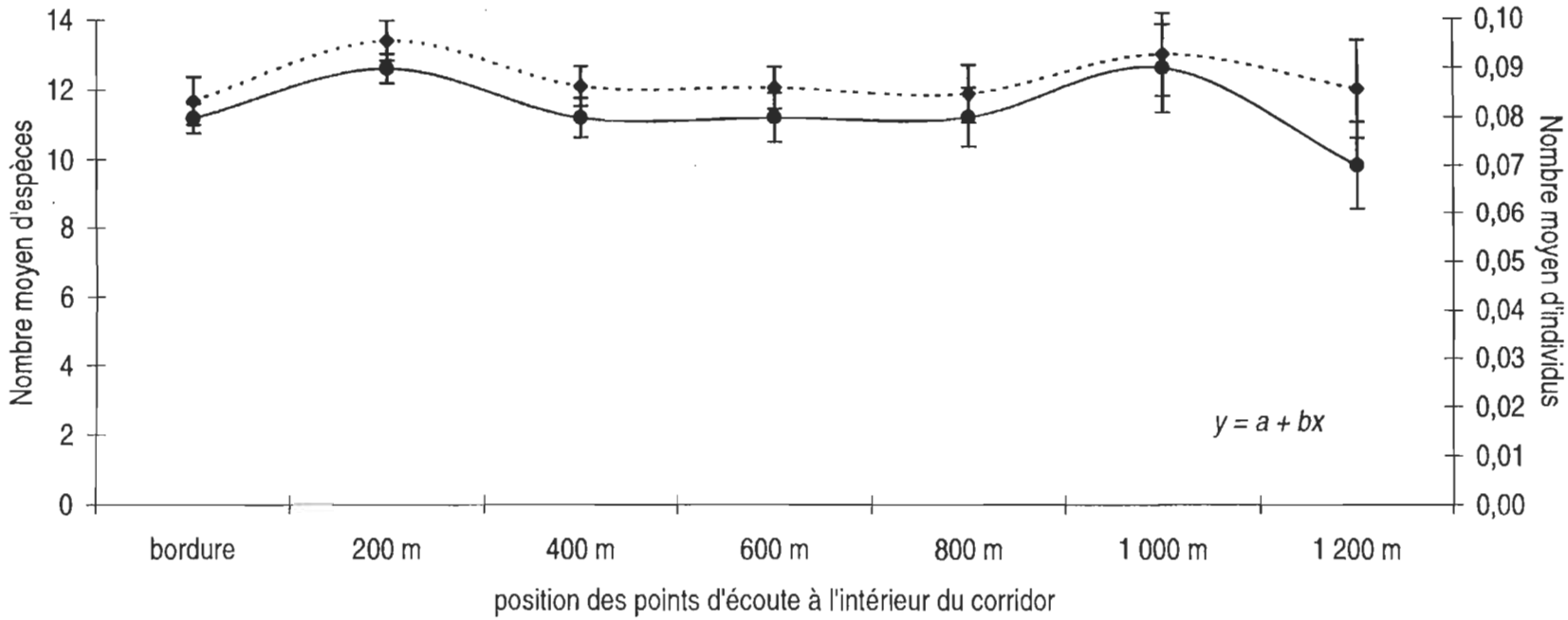


Figure 10. Nombre moyen d'espèces (··◆··) *(r = -0,34 P = 0,46 df = 6)* et nombre moyen d'individus (—●—) *(r = -0,01 P = 0,98 df = 6)* selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert.

Tableau 3. Nombre total d'espèces observées selon la localisation des points d'écoute à l'intérieur des boisés composant les corridors verts étudiés *.

Distance à l'intérieur du boisé (m)	Nombre total d'espèces observées
0 (bordure)	84
200	74
400	67
600	66
800	52
1 000	42
1 200	36

* Nombre total d'espèces observées pour l'ensemble des transects = 100.

La fréquence cumulée du nombre d'espèces différentes identifiées aux divers points d'écoute indique que 97% des espèces identifiées, pour l'ensemble des relevés et des points d'écoute, ont été observées dans les premiers 400 m des transects (figure 11).

Pour avoir une idée plus juste de la répartition des espèces à l'intérieur des boisés, une analyse de variance à un facteur a été réalisée afin de vérifier les variations de l'abondance des individus des 36 espèces retenues selon l'emplacement du point d'écoute dans le boisé. Pour 13 de ces espèces, aucune différence significative a été identifiée (figure 12). C'est le cas notamment pour le Pic flamboyant *(Colaptes auratus)*, le Tyran huppé *(Myiarchus crinitus)*, le Pioui de l'Est *(Contopus virens)*, le Moucherolle tchébec *(Empidonax minimus)*, la Mésange à tête noire *(Parus atricapillus)*, le Merle d'Amérique *(Turdus migratorius)*, le Jaseur d'Amérique *(Bombycilla cedrorum)*, la Paruline à flancs marrons *(Dendroica pensylvanica)*, la Paruline flamboyante *(Setophaga ruticilla)*, le Cardinal à poitrine rose *(Pheucticus ludovicianus)*, le Vacher à tête brune *(Molothrus ater)*, le Quiscale bronzé *(Quiscalus quiscula)* et l'Oriole du Nord *(Icterus galbula)*. Pour les autres espèces, l'abondance des individus variait significativement selon la position du point d'écoute à l'intérieur du boisé (figure 12). Les résultats des tests à *posteriori* (présentés sous la forme de lettres sur la figure 12) permettent de voir là où il y a une modification dans l'abondance de ces espèces (augmentation ou diminution). Par exemple, la Paruline couronnée *(Seiurus aurocapillus)* devient significativement plus abondante après 200 m. Les changements d'abondance sont variables d'une espèce à l'autre et tiennent compte de leurs besoins en habitats (espèces de bordure *versus* espèces d'intérieur ; voir plus loin dans le texte); par exemple, la Sittelle à poitrine blanche *(Sitta carolinensis)* voit son abondance augmentée significativement à partir de 1 000 m alors que celle du Chardonneret jaune *(Carduelis tritis)* diminue significativement après 400 m (figure 12). De plus, pour une douzaine d'espèces telles que le Carouge à épaulettes *(Agelaius phoeniceus)*, l'analyse de variance permet de détecter des différences significatives dans les distributions mais les comparaisons à *posteriori* (test de SNK) ne sont pas en mesure d'identifier là où se trouve ces différences d'abondance ; ceci étant dû aux variances qui sont parfois nulles et/ou aux faibles effectifs de l'espèce à chaque point d'écoute. Nous avons indiqué par une flèche la zone où semble se situer cette différence (figure 12).

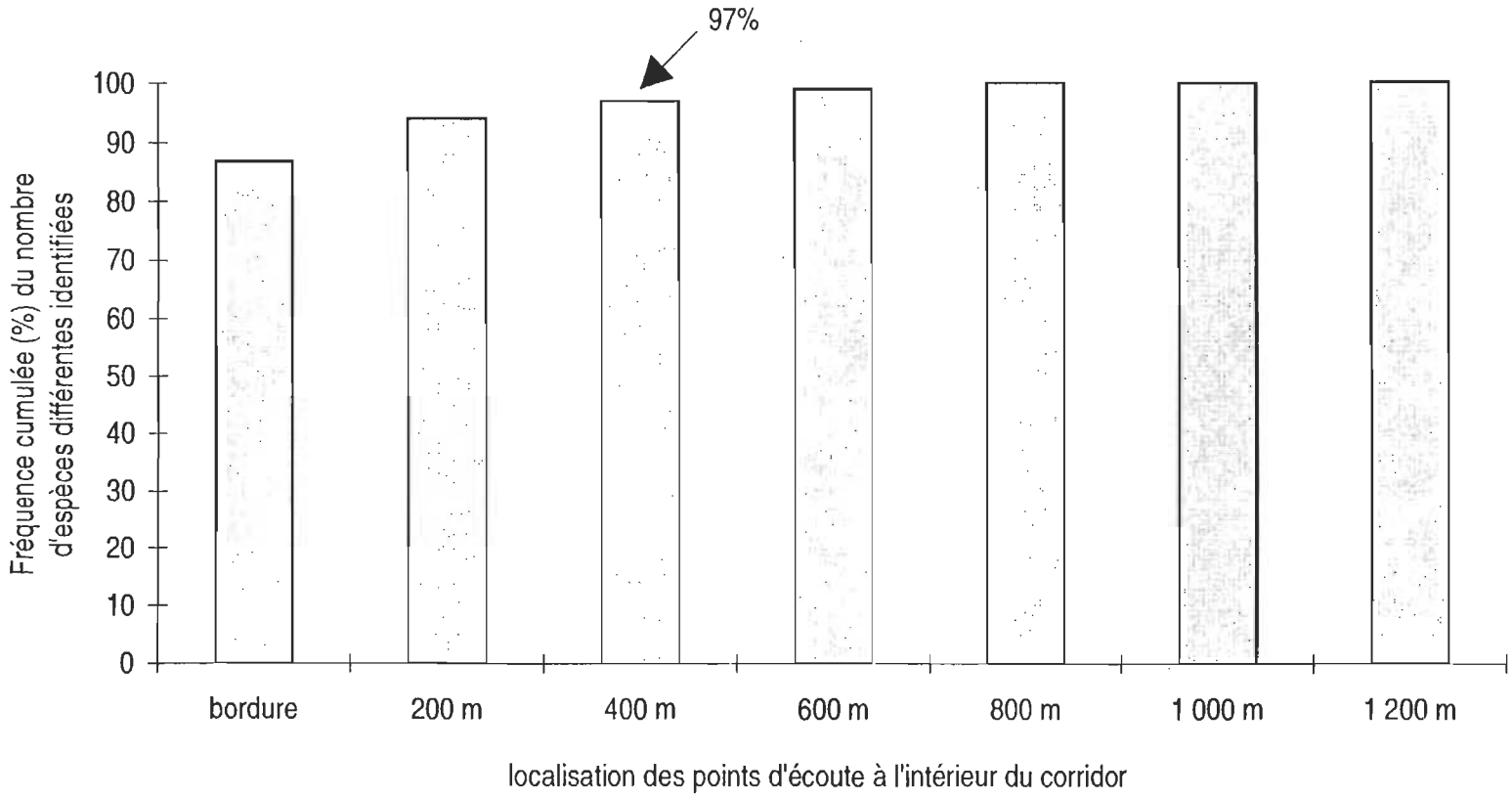


Figure 11. Fréquence cumulée (%) du nombre d'espèces différentes identifiées aux divers points d'écoute du corridor vert.

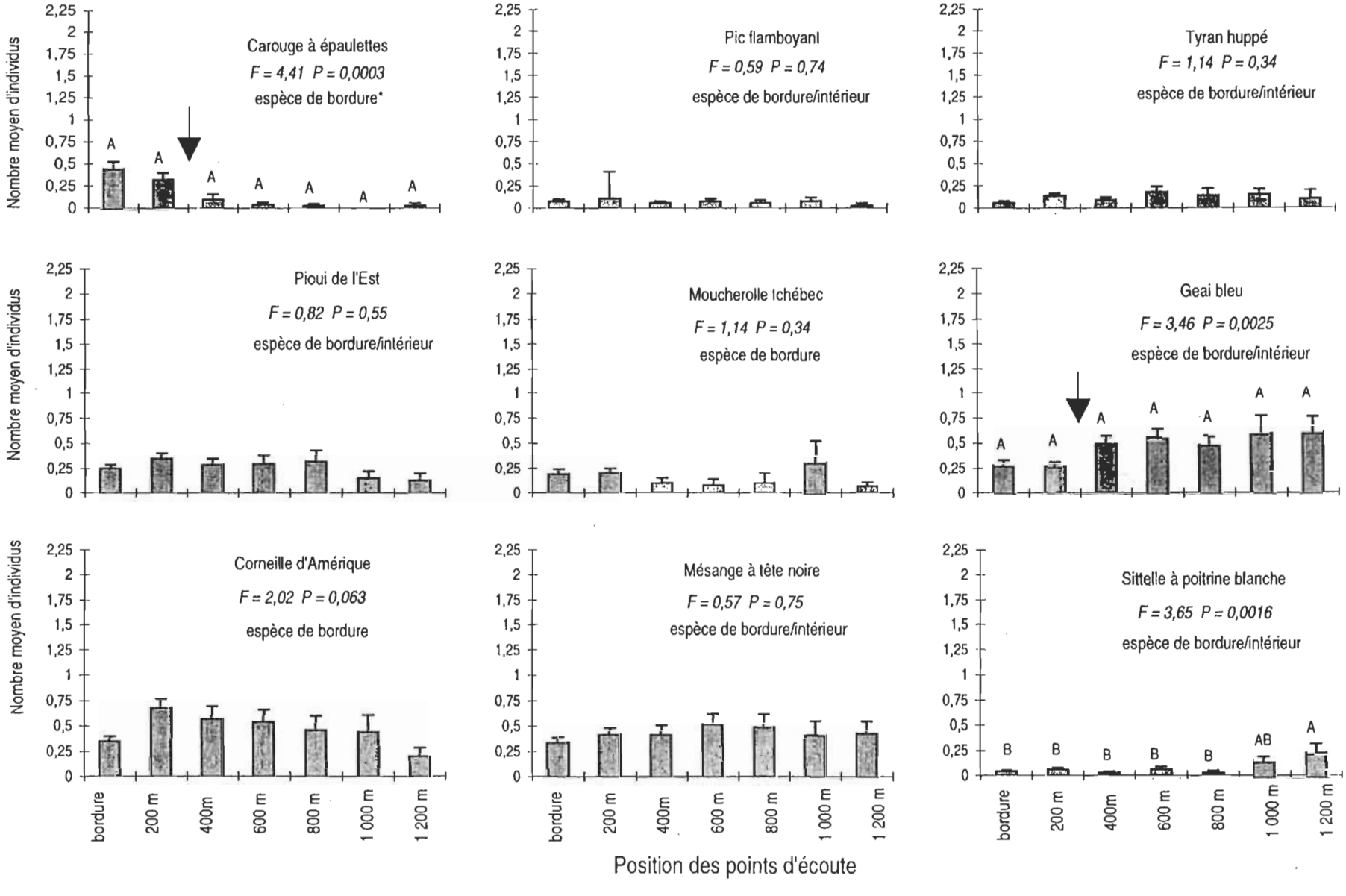


Figure 12. Nombre moyen d'individus selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert pour les 36 espèces aviennes présentes dans le corridor.

* selon la classification de Freemark et Merriam (1986).

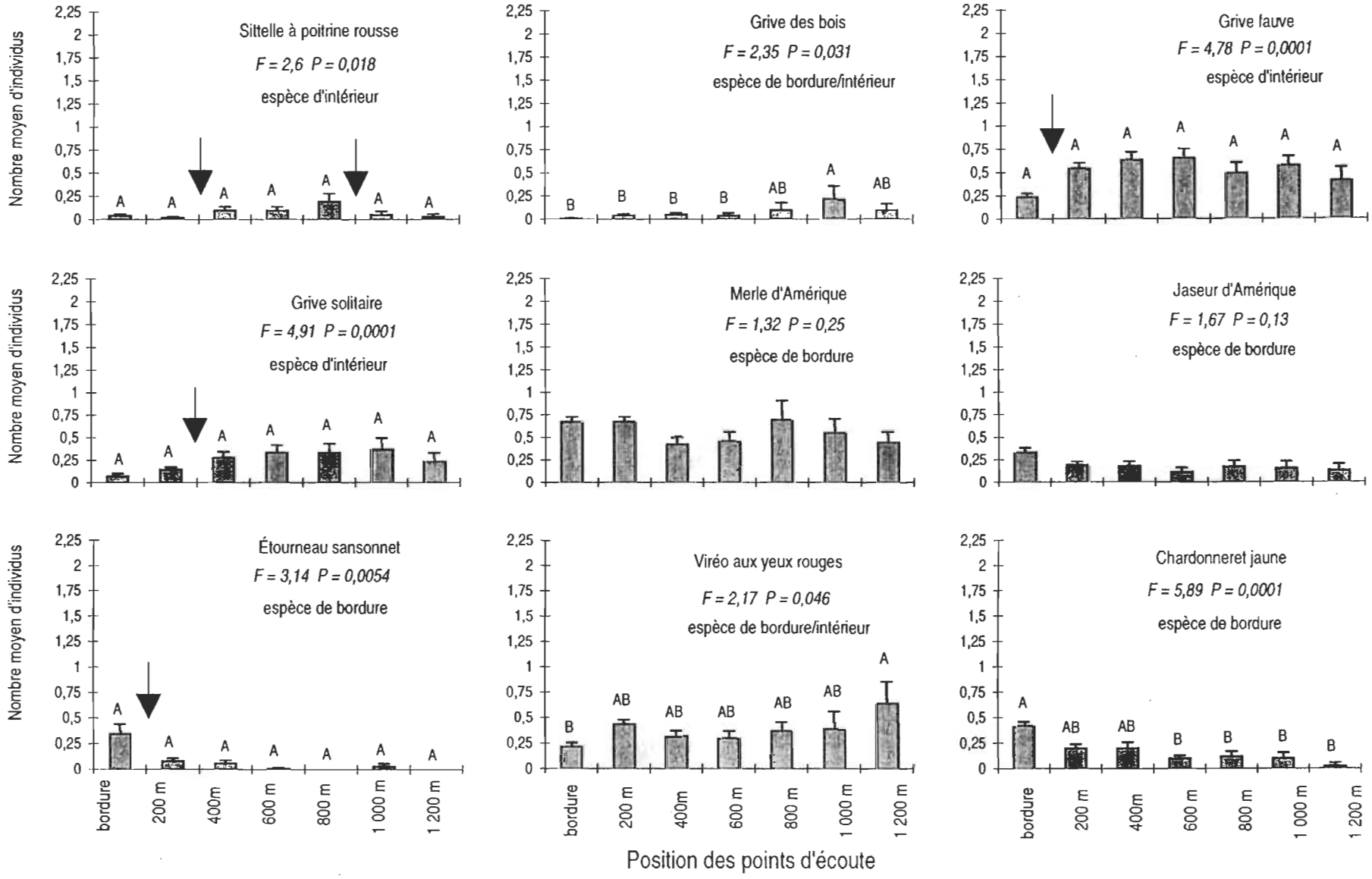


Figure 12. Nombre moyen d'individus selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert pour les 36 espèces aviennes présentes dans le corridor (suite).

* selon la classification de Freemark et Merriam (1986).

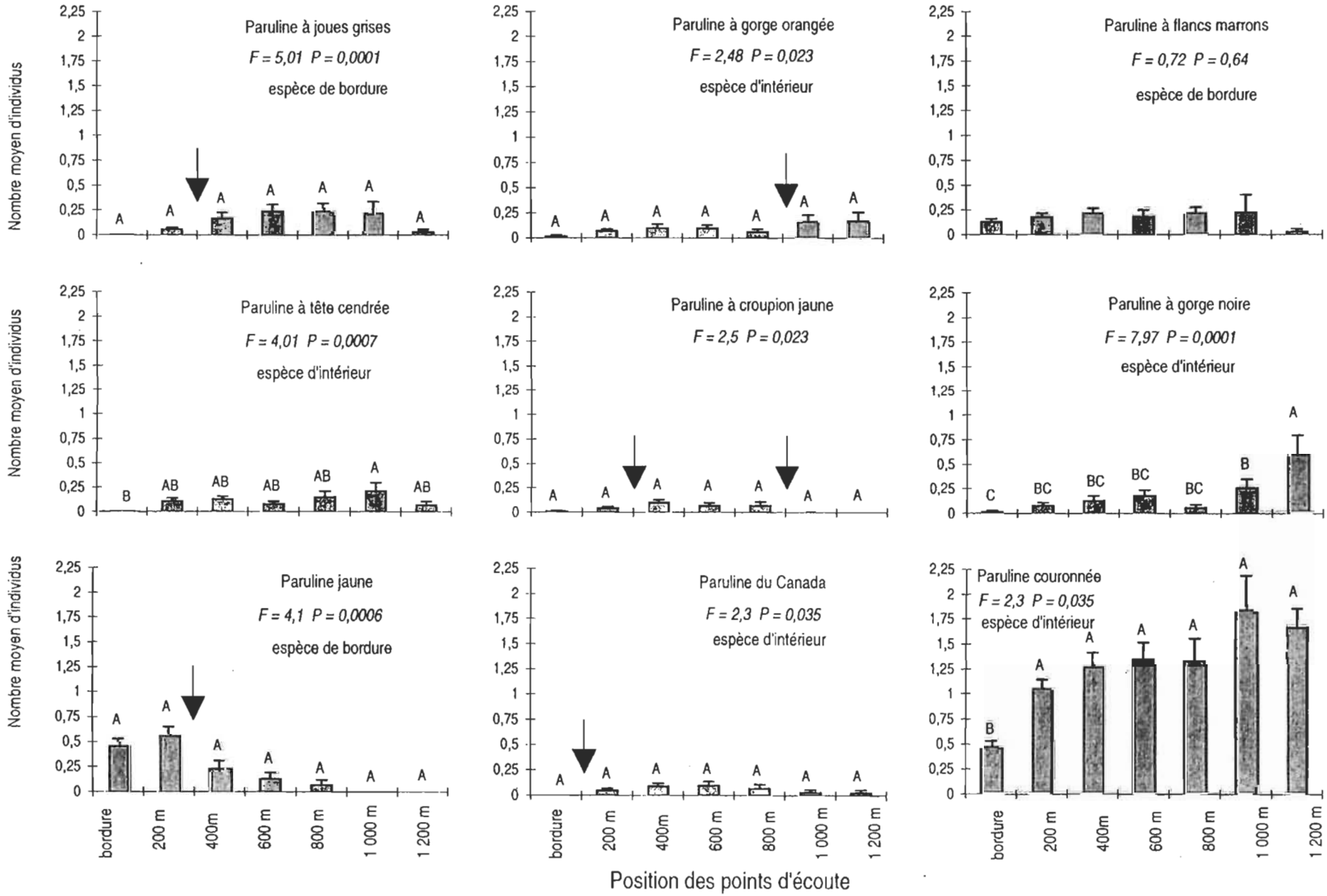


Figure 12. Nombre moyen d'individus selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert pour les 36 espèces aviennes présentes dans le corridor (suite).

* selon la classification de Freemark et Merriam (1986).

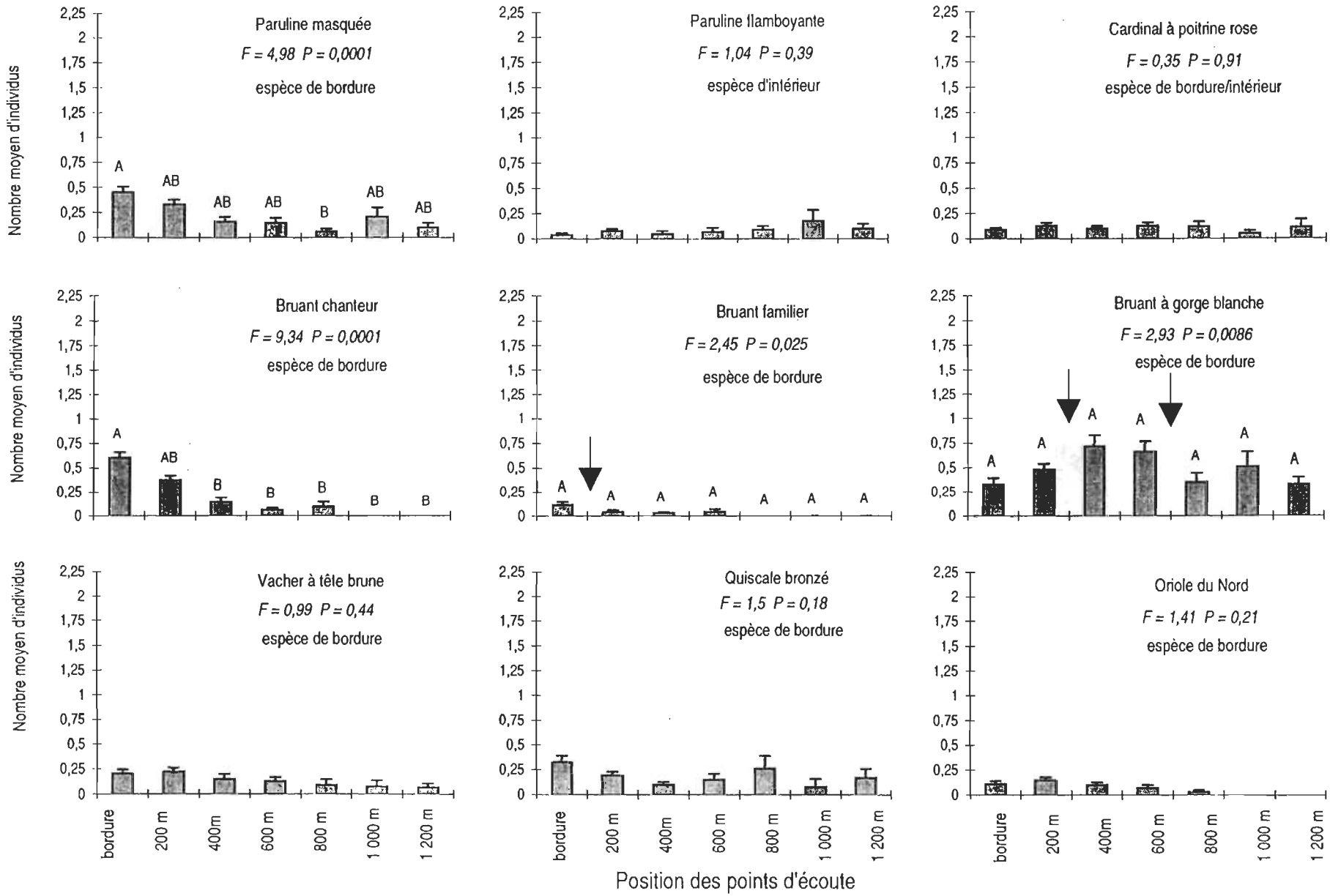


Figure 12. Nombre moyen d'individus selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert pour les 36 espèces aviennes présentes dans le corridor (suite).

* selon la classification de Freemark et Merriam (1986).

Afin de mieux comprendre le niveau de changement de la composition avienne à l'intérieur des boisés du corridor, un indice d'importance relative, évalué selon la méthode de Yahner (1983) (annexe 3), a été calculé pour chacune des 36 espèces considérées. Pour chacune de celles-ci, nous avons fait une analyse individuelle des indices de Yahner que nous avons ensuite reproduit graphiquement (figure 13). Pour sept des 36 espèces, l'indice d'importance relative passe « d'élevé » à « modéré » entre les points de 200 m et 400 m. C'est le cas du Bruant familier *(Spizella passerina)*, du Carouge à épaulettes, du Vacher à tête brune, du Quiscale bronzé, de l'Oriole du Nord, de la Paruline jaune *(Dendroica petachia)*, et du Chardonneret jaune *(Carduelis tristis)* (figure 13). Ces espèces sont associées aux milieux ouverts ou habitent les bordures. Également, l'indice de Yahner augmente de « modéré » à « élevé » pour la Paruline à joues grises *(Vermivora ruficapilla)*, la Paruline à gorge orangée *(Dendroica fusca)*, la Paruline à tête cendrée *(Dendroica magnolia)* et la Paruline à gorge noire *(Dendroica virens)* (figure 13).

Comme il semblait exister un lien entre certaines espèces de même statut migratoire dans la fréquentation de certains habitats (bordure *versus* intérieur), nous avons calculé le nombre moyen d'individus observés selon les divers statuts migratoires. La figure 14 montre que le nombre moyen d'individus pour chaque groupe d'espèces varie d'un point à l'autre. Pour les espèces migratrices de courte distance et les migrateurs de longue distance, le nombre d'individus diminue significativement avec la localisation des points d'écoute. Pour les deux autres groupes d'espèces, le nombre d'individus fluctue peu ou pas avec la position des points d'écoute ; les coefficients de corrélation étant non significatifs (figure 14). L'analyse de variance utilisée pour comparer le nombre moyen d'oiseaux pour chaque statut migratoire entre les points d'écoute (tableau 4) montre que, pour les migrateurs de longue distance et ceux de courte distance, le nombre d'oiseaux observés au point de bordure sont significativement différents des autres points d'écoute (supérieur pour les migrateurs de courte distance et inférieur pour ceux de longue distance). Pour ce qui est des deux autres groupes d'espèces, aucune différence significative du nombre moyen d'individus n'est observée pour l'ensemble des points d'écoute (tableau 4). Lorsque nous comparons les effectifs par statut pour un même point d'écoute, les analyses révèlent qu'au point d'écoute de bordure, le nombre moyen d'individus migrateurs de courte distance est le plus élevé *($P \leq 0,05$)*; les migrateurs de longue distance sont quant à eux, en moins grand nombre (tableau 4). À 200 m à l'intérieur du corridor vert, aucune différence significative n'a été identifiée. De façon générale, à compter de 400 m, les résidents et les migrateurs de longue distance sont significativement plus nombreux que les deux autres statuts.

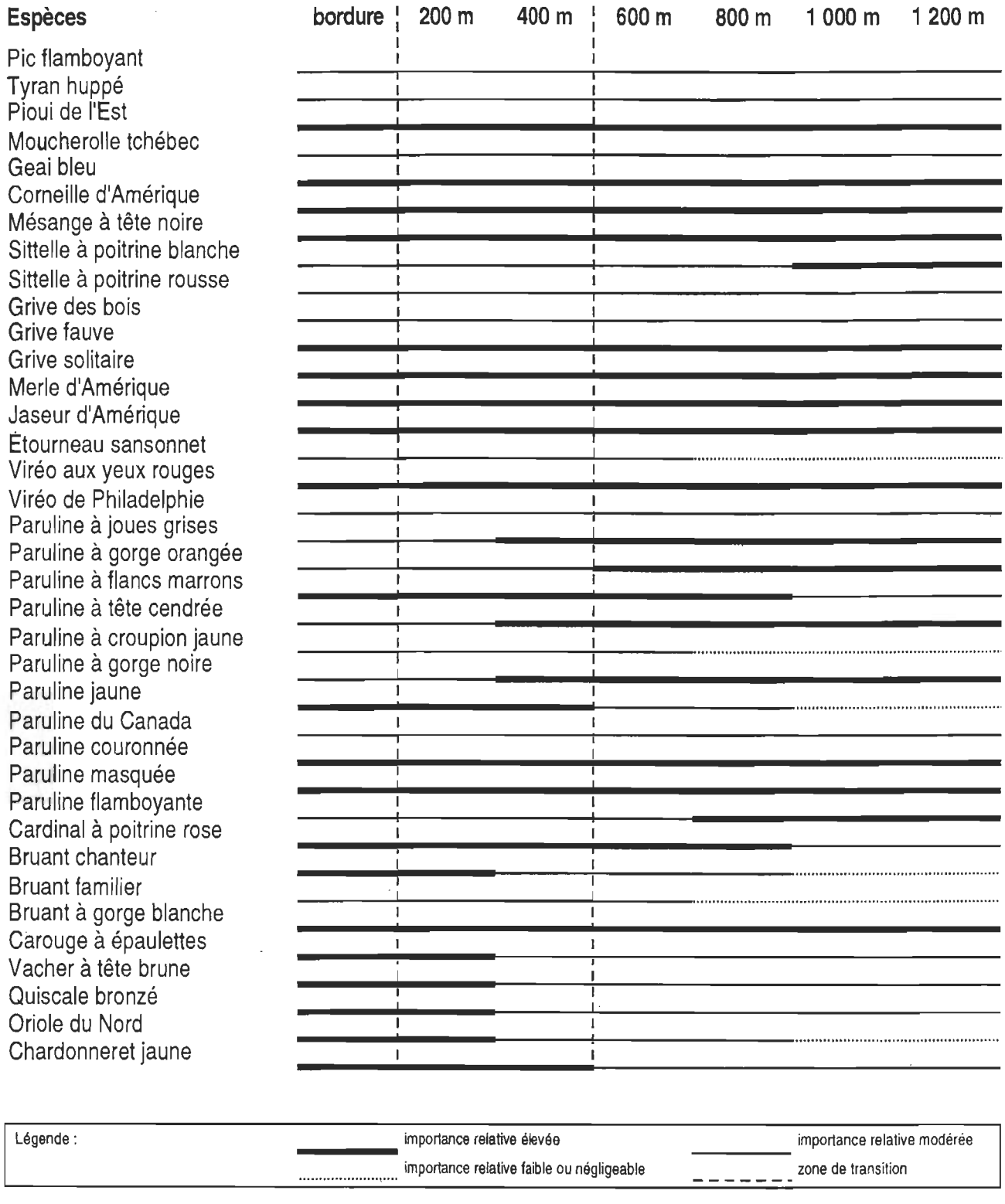


Figure 13. Représentation graphique de l'indice d'importance relative de différentes espèces (calculé selon la méthode de Yahner, 1983).

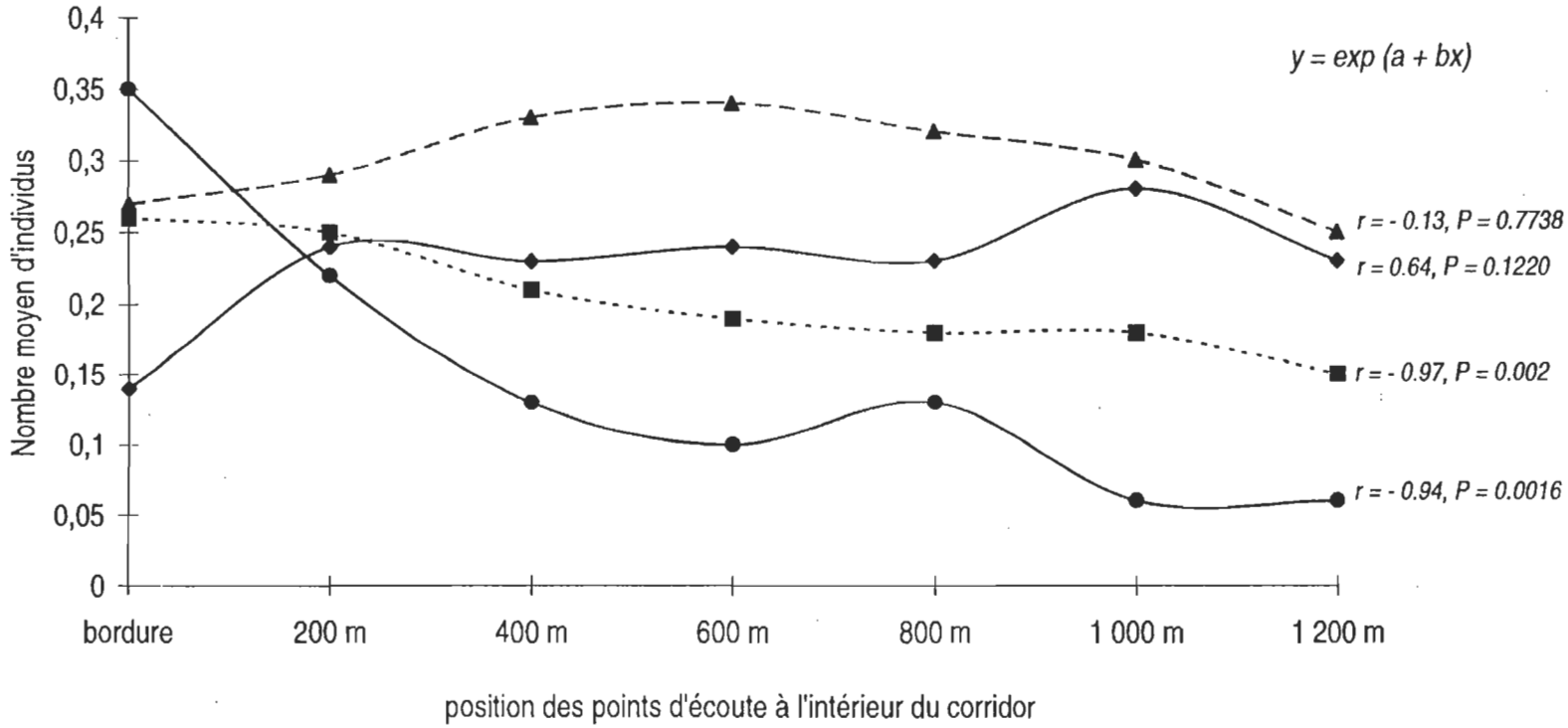


Figure 14. Nombre moyen d'individus de chacun des groupes d'oiseaux, classés selon leur statuts migratoires selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert.

Tableau 4. Comparaison (Anova à un critère) du nombre moyen d'individus pour chaque statut migratoire selon la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor vert (lettres en majuscule) et entre les statuts selon la localisation des points d'écout à l'intérieur du corridor (lettres en minuscule) *($P \leq 0,05$).*

Position des points d'écoute (m)	Statut migratoire			
	courte distance	moyenne distance	longue distance	résident
0 (bordure)	$0,35^{Aa}$	$0,26^{Ab}$	$0,14^{Ac}$	$0,27^{Ab}$
200	$0,22^{Ba}$	$0,25^{Aa}$	024^{Ba}	$0,29^{Aa}$
400	$0,13^{Bc}$	$0,21^{Ab}$	$0,23^{Bb}$	$0,33^{Aa}$
600	$0,10^{Bc}$	$0,19^{Ab}$	$0,24^{Bb}$	$0,34^{Aa}$
800	$0,13^{Bb}$	$0,18^{Ab}$	$0,23^{Bab}$	$0,32^{Aa}$
1 000	$0,06^{Bb}$	$0,18^{Aab}$	$0,28^{Ba}$	$0,30^{Aa}$
1 200	$0,06^{Bb}$	$0,15^{Aab}$	$0,23^{Ba}$	$0,25^{Aa}$

Si on compare cette fois le nombre total d'espèces selon les différents statuts migratoires pour chaque point d'écoute (figure 15), on constate que les espèces migratrices de longue distance (62 espèces sur 100) sont les plus abondantes et celles de courte distance sont les moins nombreuses (5 espèces sur 100). Nos analyses révèlent aussi que leur nombre augmente en s'éloignant du point de bordure alors que les autres restent relativement stables. On remarque finalement que si les espèces résidentes sont celles dont le nombre moyen d'individus est le plus important (figure 15), le nombre total d'espèces dans ce groupe est cependant peu important ; un grand nombre d'individus est donc concentré parmi les quelques 13 espèces présentes. Ceci est illustré par la comparaison du nombre moyen d'espèces/relevé entre les divers points d'écoute.

4.3 EFFET DES DISCONTINUITÉS ET DISTANCE CRITIQUE ENTRE LES BOISÉS

L'effet des interruptions du couvert forestier des corridors verts terrestres a été évalué à partir de 756 déplacements d'oiseaux entre boisés observés en période de nidification ou en migration automnale. Ainsi, on a noté une plus grande fréquentation des discontinuités au printemps *($F = 5,31$ $P = 0,0000$).* Un même résultat fût obtenu pour chaque catégorie de discontinuités prise individuellement (tous les tests, $P \leq 0,05$).

À la figure 16, nous présentons le nombre de déplacements observés selon la largeur de la discontinuité. On constate que le nombre de déplacements était significativement influencé *($P \leq 0,05$)* par la largeur de la discontinuité : plus la discontinuité était grande, plus le nombre de déplacements tendait à diminuer, de façon exponentielle pour les déplacements du printemps, et logarithmique pour ceux de l'automne. L'effet de la largeur était cependant, de façon générale, moins prononcé pour les déplacements automnaux ; d'ailleurs la relation statistique obtenue était fortement influencée par un des relevés au cours duquel un grand nombre de déplacements (près de 30) par rapport aux autres fût observé.

Le nombre de déplacements était significativement plus important pour les discontinuités du type « routes à deux voies » par rapport aux autres et ce, au cours des deux saisons d'inventaire (figure 17). Cependant, la largeur moyenne des discontinuités était beaucoup plus faible pour la catégorie « routes à deux voies » que pour les autres catégories. Les discontinuités de catégorie « autoroutes » étaient celles présentant le moins grand nombre de déplacements pour les données du printemps (figure 17a). Afin de distinguer l'effet

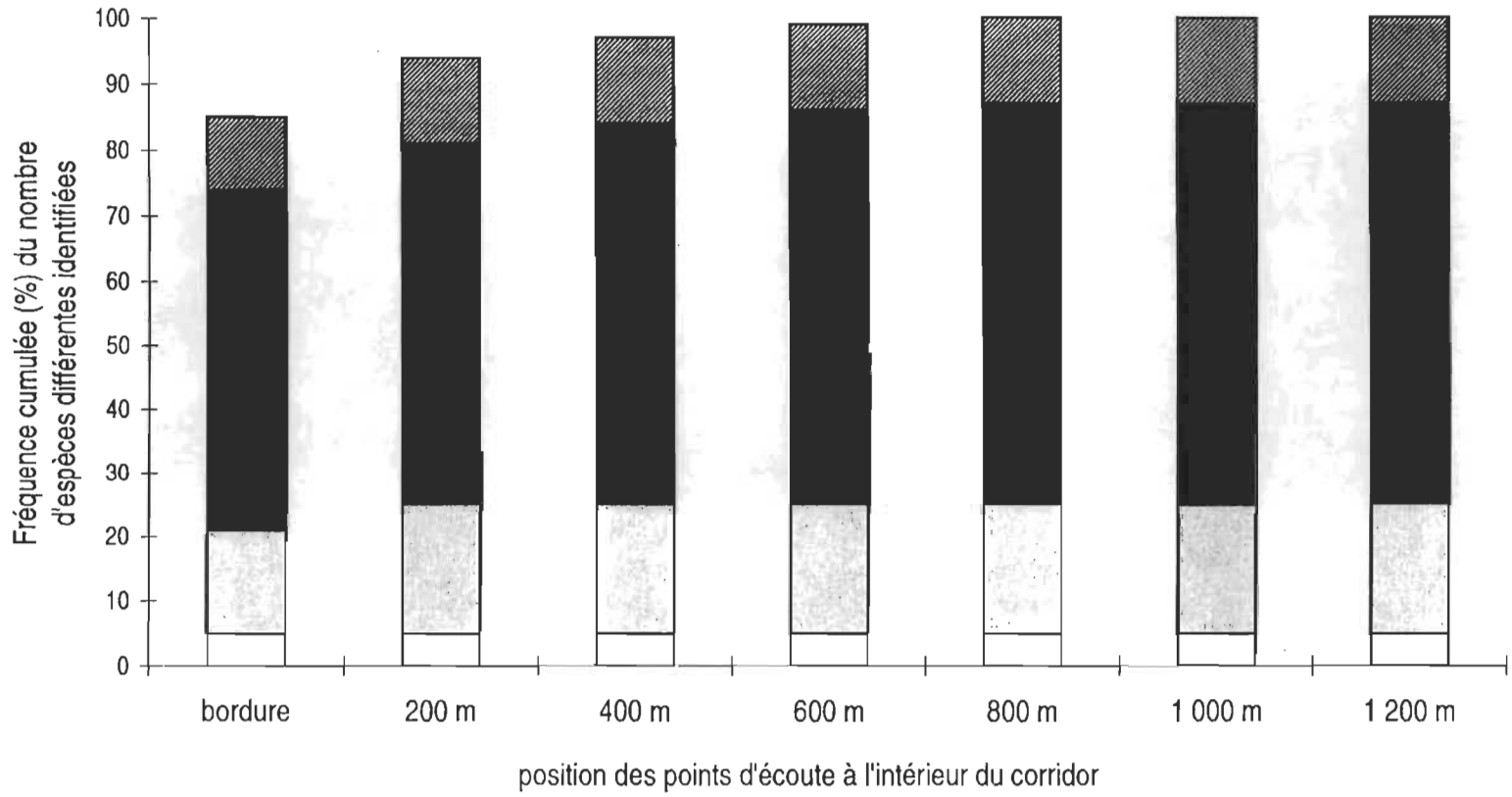
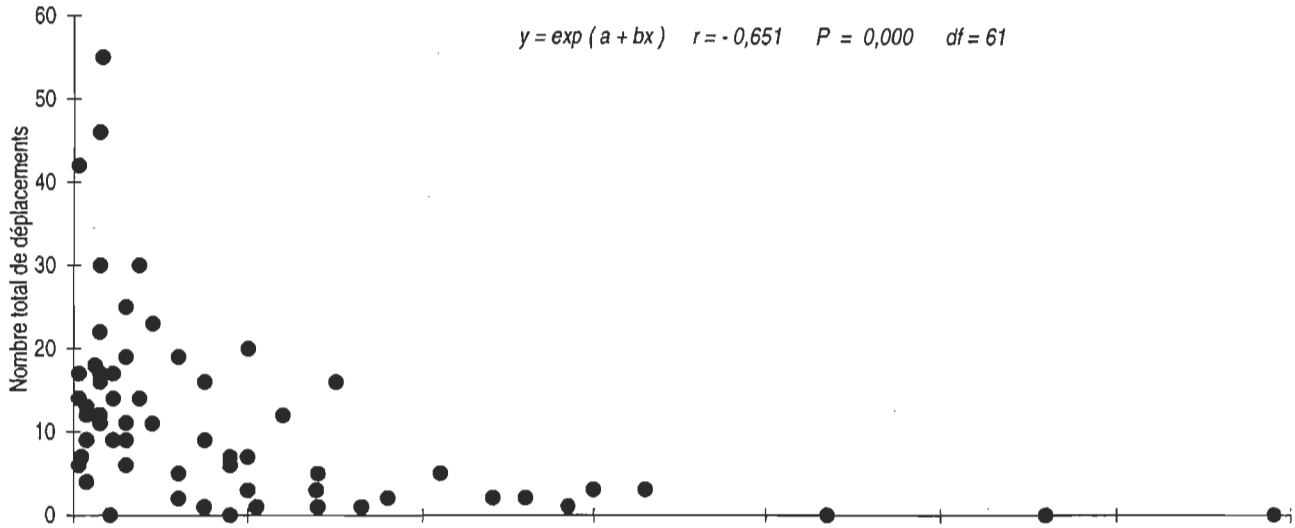


Figure 15. Fréquence cumulée (%) du nombre d'espèces différentes identifiées aux divers points d'écoute à l'intérieur du corridor vert, selon le statut migratoire.

□ migrateur de courte distance
□ migrateur de moyenne distance
■ migrateur de longue distance
▨ résident

a)



b)

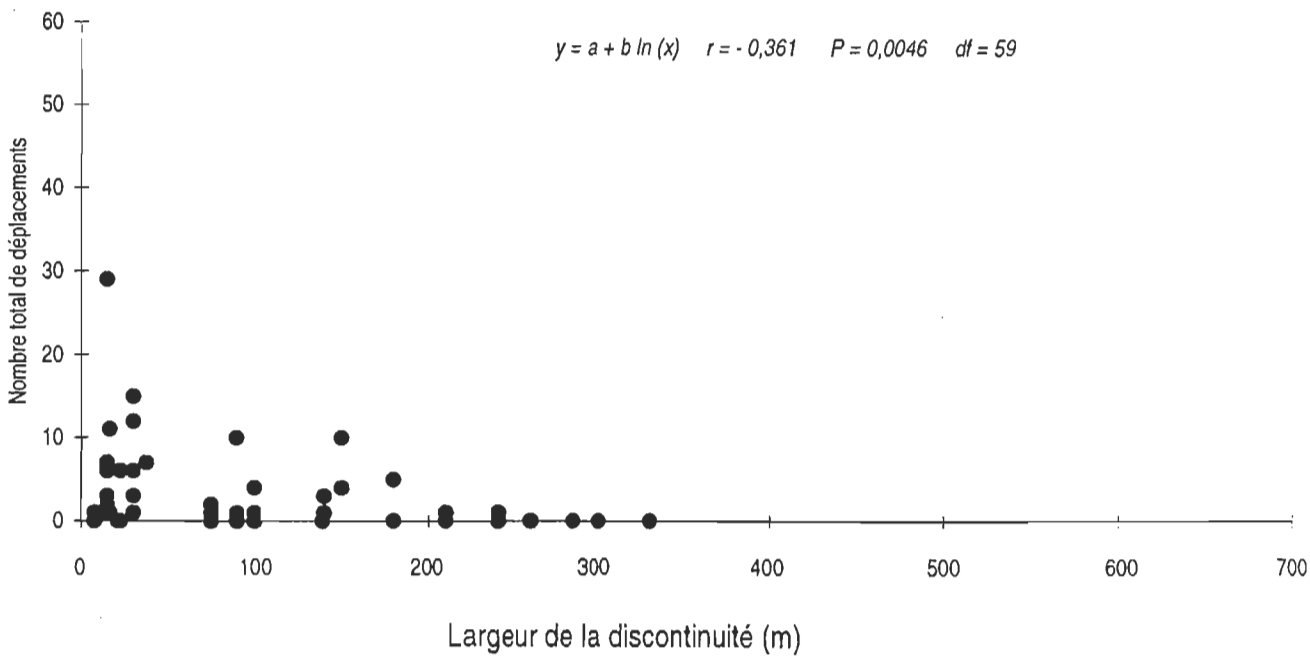
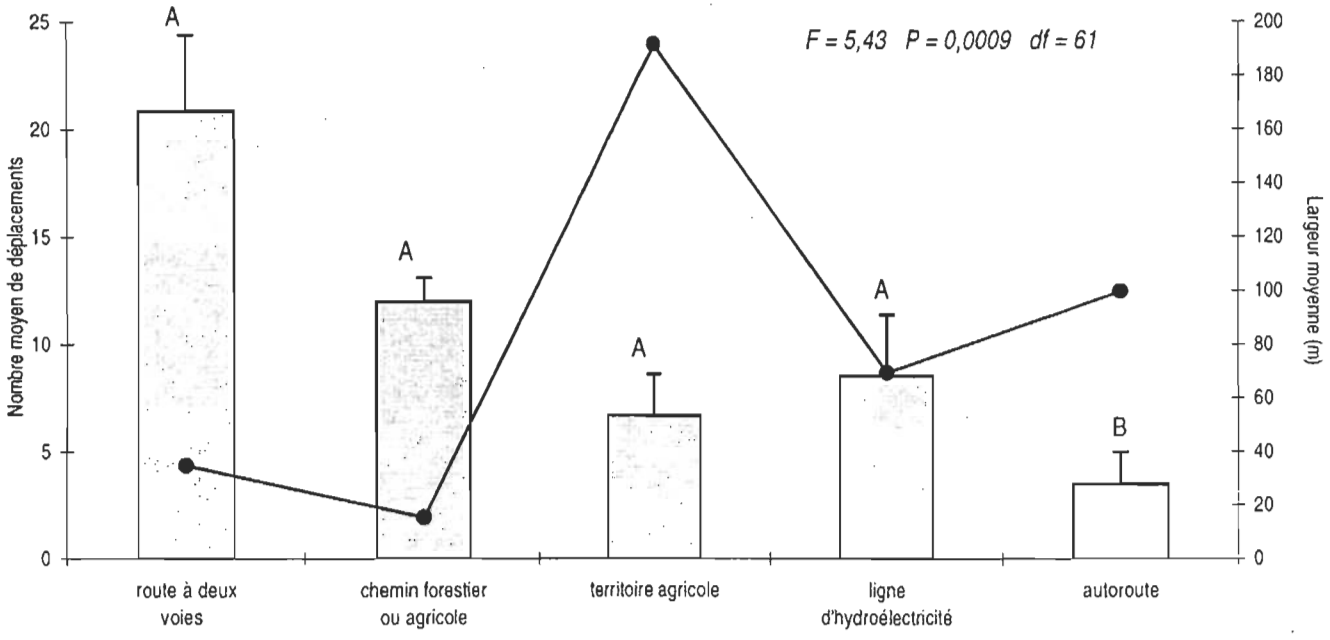


Figure 16. Répartition du nombre total de déplacements au printemps (a) et à l'automne (b) selon la largeur des discontinuités.

a)



b)

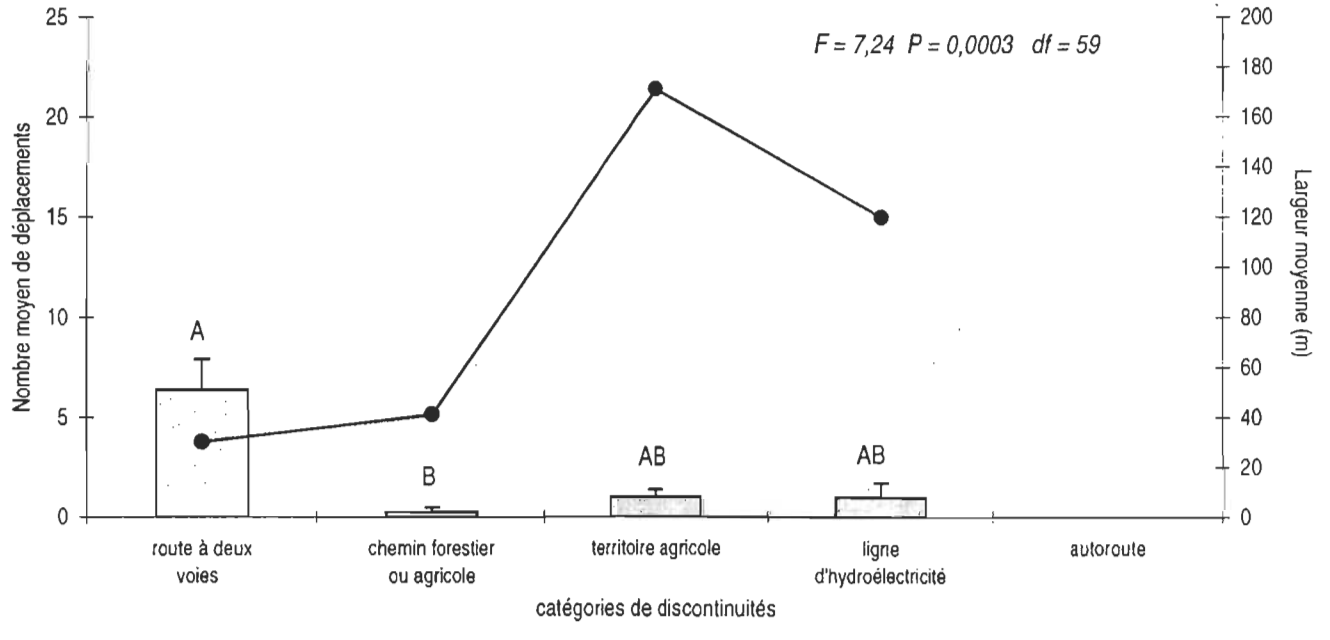


Figure 17. Nombre moyen de déplacements printaniers (a) et automnaux (b) (▯) selon les différentes catégories de discontinuités, ainsi que la largeur moyenne (—●—) pour chaque catégorie de discontinuités.

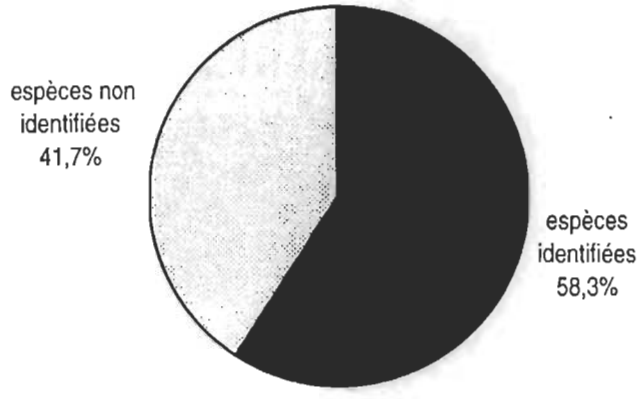
*Les lettres non identiques correspondent aux différences significatives ($P \leq 0,05$) de la comparaison du nombre moyen de déplacements entre les catégories de discontinuités.

de la largeur de la discontinuité par rapport à celui de nature de cette dernière, nous avons effectué une analyse de variance à deux critères, soient la largeur moyenne des discontinuités et la nature de ces dernières. Les résultats indiquent que la largeur était la variable la plus influante au niveau des déplacements printaniers en période de reproduction *(F = 5,02 P = 0,000)* mais non pour ceux de l'automne en période de migration *(F = 1,43 P = 0,2260).*

Lors des inventaires dans ces discontinuités, nous avons pu identifié les oiseaux à l'espèce dans 58,3% des déplacements notés (figure 18). Nous avons identifié 33 espèces lors des 577 déplacements observés (tableau 5). Le nombre d'espèces diminuait rapidement lorsque la discontinuité était de largeur supérieure à 50 m (28 des 33 espèces) ; la majorité des espèces fût observée dans les discontinuités plus petites que 50 m et 14 d'entre elles le furent uniquement dans ces petites discontinuités. On retrouve parmi ces dernières, notamment la Grive fauve et le Pioui de l'Est de même que quatre espèces différentes de parulines,. Il n'y a que six espèces dont les déplacements s'effectuaient dans des discontinuités supérieures à 200 m. Il s'agit du Pic flamboyant, du Pic maculé, du Pic chevelu, du Geai bleu, de la Corneille d'Amérique et du Merle d'Amérique (tableau 5).

Pour faciliter notre compréhension de l'effet des discontinuités entre boisés sur la communauté aviaire, nous avons regroupé les différentes espèces identifiées selon leur statut migratoire (annexe 2). Ainsi, 37,7% des espèces observées étaient des espèces résidentes, 25,9% des migratrices de courte distance, 21,5% des migratrices de moyenne distance et 14,9% des migratrices de longue distance (figure 18). Nos analyses indiquent que le nombre moyen de déplacements effectués ne différaient pas entre les divers statuts tant au printemps *(F = 0,30 P = 0,8218)* qu'à l'automne *(F = 0,34 P = 0,7994)* (figure 19). Nous avons ensuite évalué l'impact de la largeur de la discontinuité sur le nombre de déplacements enregistrés pour chaque statut migratoire (figure 20). À l'exception des résidents, pour lesquels une telle tendance semble quand même se dessiner *(P = 0,06)*, les corrélations observées sont linéairement significatives mais de moindre amplitude que lorsque l'ensemble des individus étaient considérés (r moyen pour l'ensemble = 0,51 *versus* r moyen pour les statuts = 0,33) (figure 20). Ainsi, pour les migrateurs de longue distance, de courte distance et de moyenne distance, le nombre de déplacements effectués diminuait avec l'accroissement de la largeur de la discontinuité (figure 21).

a)



b)

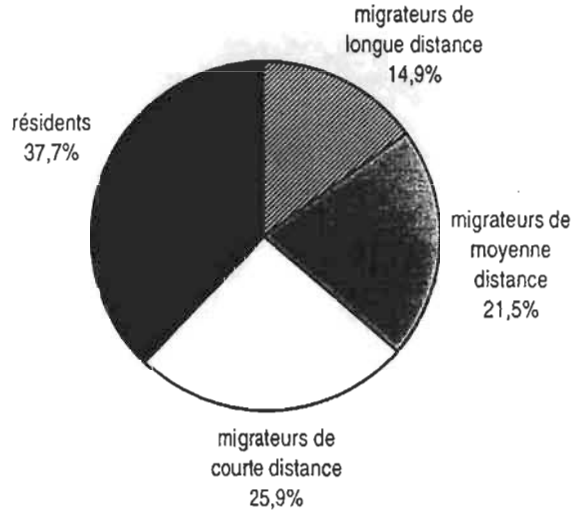


Figure 18. Proportion des déplacements (%) où les espèces ont été identifiées dans les discontinuités (a) ainsi que la proportion des déplacements selon le statut migratoire (b) pour les inventaires du printemps et de l'automne 1997 (n = 756 déplacements).

Tableau 5. Espèces d'oiseaux rencontrées selon les diverses catégories de largeur de discontinuités (nombre total d'espèces identifiées = 33; nombre total de déplacements = 577)

Espèces	Statut migratoire[1]	Niche trophique[2]	Catégories de largeur des discontinuités (m)						
			0 - 49,9	50 - 99,9	100 - 149,9	150 - 199,9	200 - 249,9	250 - 299,9	300 et plu
Épervier brun	l	nd							
Tourterelle triste	r	b							
Colibri à gorge rubis	l	b							
Pic flamboyant	c	b/i	x		x		x	x	
Pic maculé	l	b/i	x				x		
Pic chevelu	r	i		x				x	
Pic mineur	r	b/i		x	x	x			
Tyran tritri	l	b/i	x	x					
Pioui de l'Est	l	b/i							
Moucherolle des aulnes	l	nd							
Geai bleu	r	b/i	x	x	x	x	x		x
Corneille d'Amérique	r	b	x	x	x	x	x		x
Mésange à tête noire	r	b/i	x		x	x			
Sittelle à poitrine rousse	r	i	x	x					
Grive fauve	l	i							
Merle d'Amérique	m	b	x	x	x	x	x	x	
Moqueur chat	m	b		x					
Jaseur d'Amérique	r	b	x		x				
Étourneau sansonnet	r	b	x	x	x	x			
Paruline à flancs marrons	l	b							
Paruline jaune	l	b							
Paruline du Canada	l	i				x			
Paruline masquée	l	b							
Paruline flamboyante	l	i							
Bruant chanteur	c	b	x	x		x			
Bruant à gorge blanche	m	b							
Goglu	l	b		x					
Carouge à épaulettes	m	b	x		x	x			
Vacher à tête brune	m	b							
Quiscale bronzé	c	b	x	x	x	x			
Oriole du Nord	l	b							
Chardonneret jaune	r	b	x	x	x	x			
Moineau domestique	r	b							
Total	-	-	28	13	11	11	5	3	2

[1] La colonne "Statut migratoire" correspond au statut migratoire selon la classification de Freemark et Merriam (1986) (annexe 2).

[2] La colonne "Niche trophique" correspond au type d'habitat utilisé (b = bordure; i = intérieur; b/i = bordure/intérieur; nd = non disponible) selon Freemark et Merriam (1986).

[3] Le "x" indique l'observation de l'espèce dans les différentes catégories de largeur de discontinuités.

Définition des trames:

- Espèce rencontrée uniquement entre les largeurs de 0 à 49,9 m
- Espèce rencontrée au-delà de 200 m.
- Zone de transition

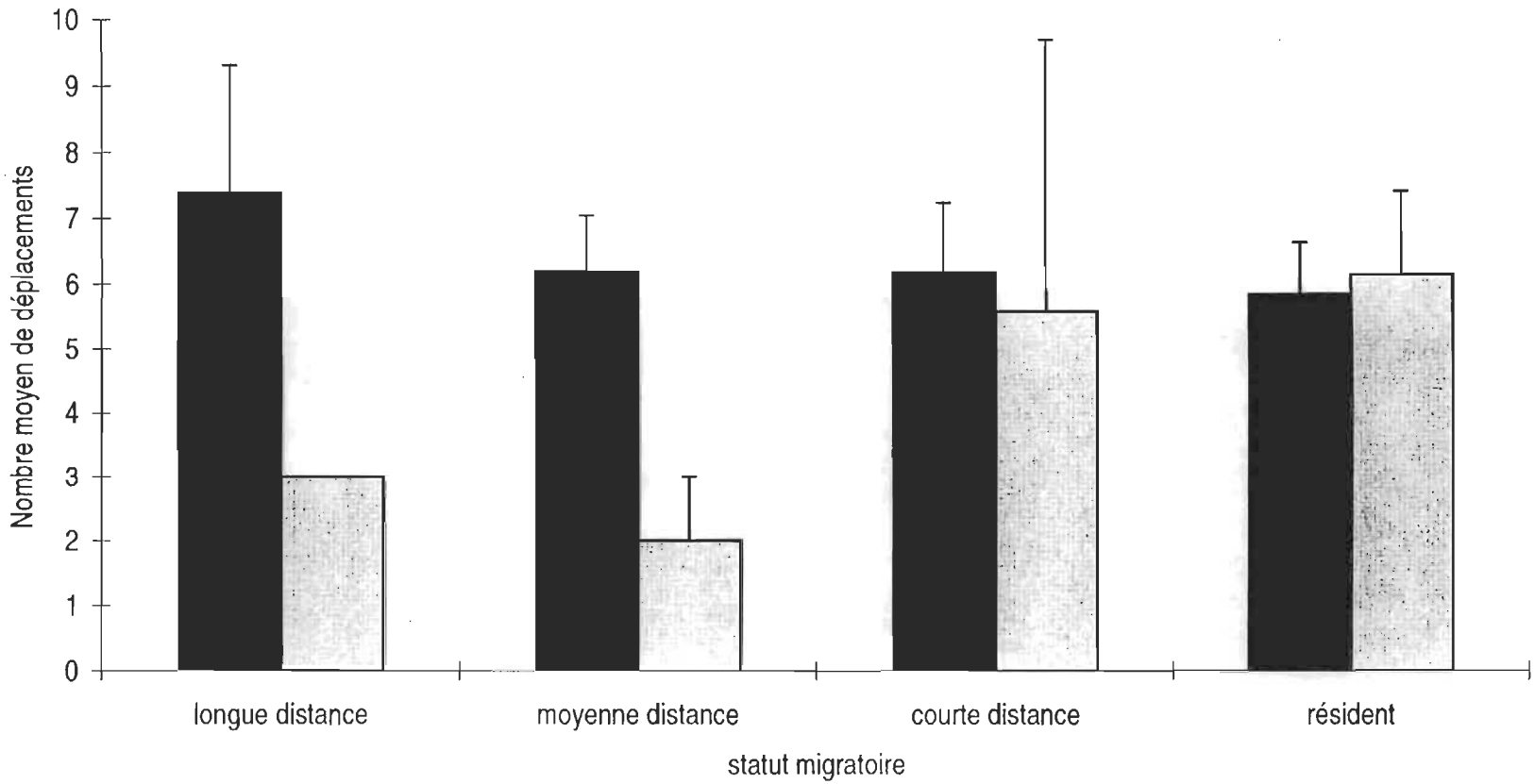


Figure 19. Nombre moyen de déplacements selon le statut migratoire, pour les inventaires du printemps (■) *(F = 0,30 P = 0,8218)* et de l'automne (□) *(F = 0,34 P = 0,7994)*.

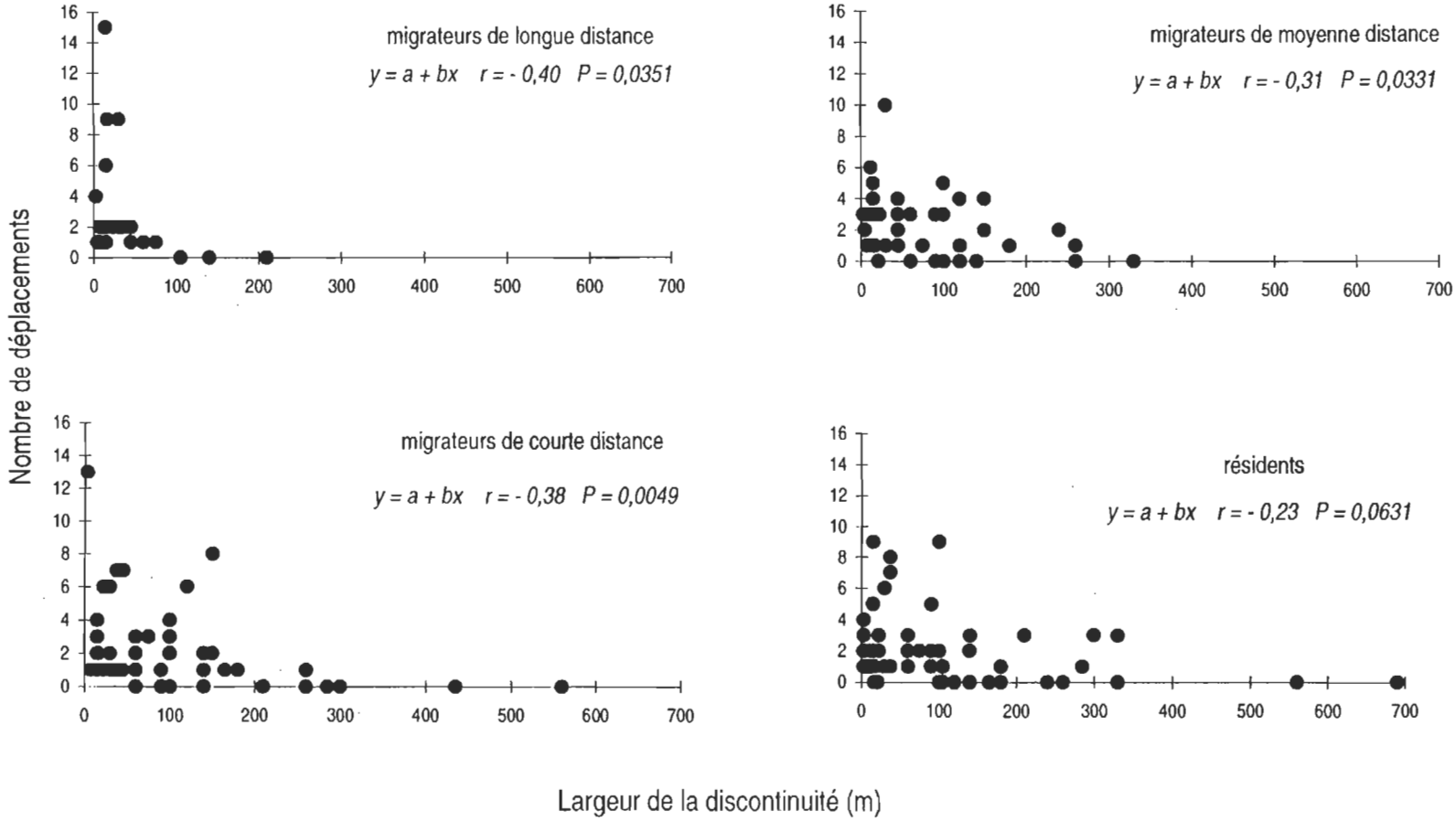


Figure 20. Nombre de déplacements printaniers pour les différents statuts migratoires, selon la largeur de la discontinuité.

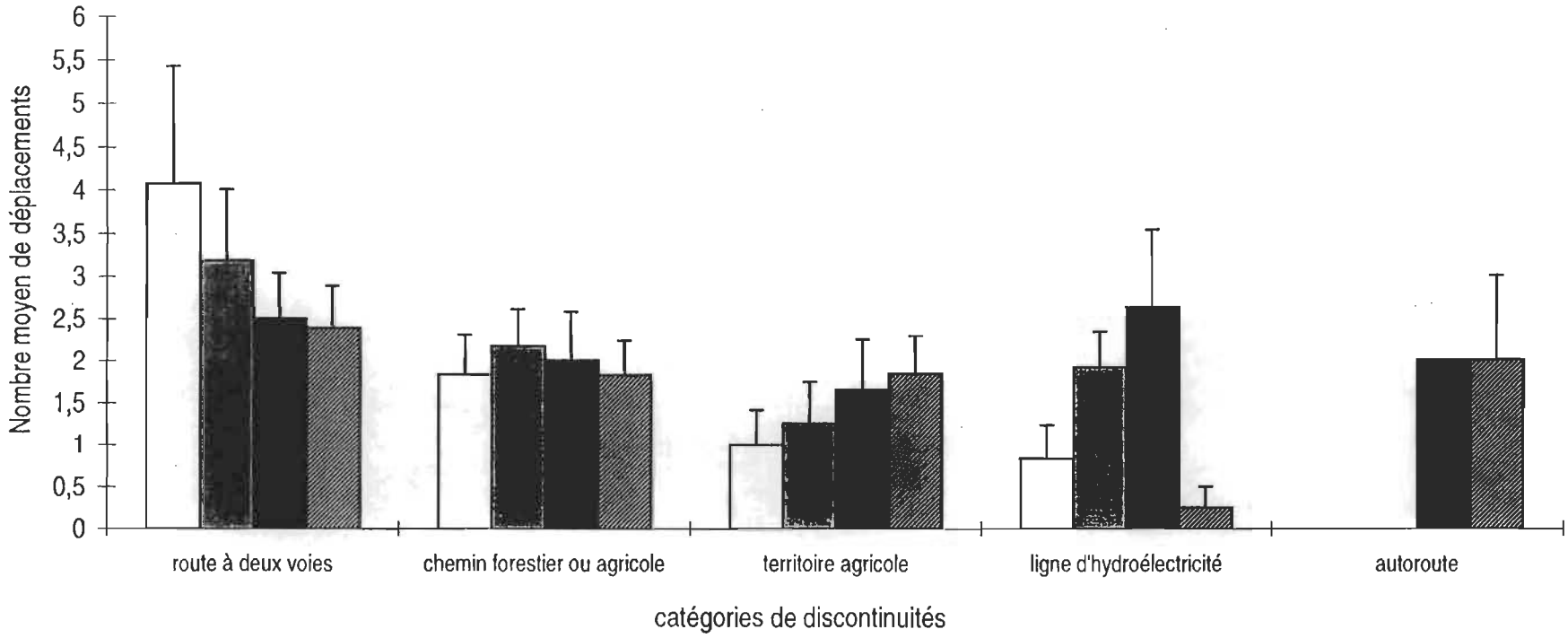


Figure 21 . Répartition du nombre moyen de déplacements pour chaque statut migratoire, selon les différentes catégories de discontinuités, pour les inventaires du printemps (n = 712 déplacements).

□ migrateur de longue distance
▨ migrateur de moyenne distance
■ migrateur de courte distance
▨ résident

L'analyse du nombre de déplacements suivant la nature des discontinuités (figure 21) réalisée pour chaque statut migratoire ne montre cependant aucune différence significative *(F = 0,30 P = 0,8218)*. Seuls les relevés du printernps ont été analysés en raison d'effectifs trop faible à l'automne.

5.0 DISCUSSION

Le concept de corridor vert est maintenant reconnu à travers le monde comme stratégie de conservation de la biodiversité et des habitats en paysage agricole. Plusieurs auteurs ont démontré son importance pour le maintien des populations animales et végétales en paysage fragmenté. Cependant, les impacts liés à l'effet de bordure et la présence de discontinuités à l'intérieur des boisés détermineront grandement la qualité du corridor vert terrestre. Ces deux aspects ont été jusqu'à maintenant peu étudiés.

5.1 EFFET DE BORDURE ET LARGEUR MINIMALE

L'effet de bordure est un des principes fondamentaux en conservation et en aménagement de la faune en milieu forestier (Leopold, 1933 ; Allen, 1962 ; Dasmann, 1964 ; Noss, 1983). Les bordures ou écotones sont généralement riches en espèces fauniques et favorisent un maximum de diversité biologique (Leopold, 1933). Cependant, l'effet de bordure déterminera en grande partie la qualité d'un corridor vert, notamment dans les agroécosystèmes ; en effet, trop d'effet de bordure réduira ou éliminera même la possibilité de rencontrer des espèces de l'intérieur de la forêt, souvent menacées en un tel paysage fragmenté. L'effet de bordure sera plus prononcé lorsque le contraste entre la végétation résiduelle du boisé et celle du territoire environnant est notable (par exemple, un boisé entouré de pâturages). L'importance de l'effet de bordure entraînera aussi des changements de la composition des espèces aviaires.

Dans le présent projet, plusieurs indices nous permettent de mieux comprendre cet effet de bordure et nous servira ensuite à établir une largeur minimale pour un corridor vert terrestre en milieu agricole. Nous avons observé 97% des différentes espèces recensées à moins de 400 m à l'intérieur du boisé (figure 22). Si le nombre total d'espèces détectées lors des inventaires diminue avec la position des points d'écoute à l'intérieur du corridor, le nombre total d'espèces par relevé et par point d'écoute augmente, pour sa part, au fur et à mesure que nous pénétrons à l'intérieur du boisé. Ces différences ne sont pas nécessairement liées à l'effort d'échantillonnage différent mais reflètent plutôt une composition différente de la communauté aviaire. Si on regarde les résultats pour les espèces les plus nombreuses rencontrées dans notre corridor, il devient difficile d'interpréter jusqu'où s'observe un effet de bordure. Quelques espèces montrent des effectifs faibles. C'est le cas de la Paruline à croupion jaune, la Paruline du Canada et le Bruant familier.

Malgré le fait que les tests à *posteriori* n'ont pu établir de façon précise où se situaient les différences significatives entre les points d'écoute, un patron d'abondance décroissant de la bordure vers l'intérieur de la forêt était évident pour plusieurs espèces typiques de la bordure (par exemple, le Carouge à épaulettes, le Bruant chanteur, le Bruant familier, la Paruline jaune et l'Étourneau sansonnet). Ce même patron est aussi apparent pour le Vacher à tête brune et l'Oriole du Nord. Des échantillons plus élevés seront nécessaires pour confirmer cette tendance. Alors que les espèces ci-dessus sont typiquement associées aux bordures et se retrouvent que rarement en forêt, il n'en est pas de même de la Paruline à joues grisees et du Bruant à gorge blanche qui ne peuvent se classés aussi nettement comme des espèces de bordure. Selon la littérature, la Paruline à joues grises préfère les forêts en régénération aux forêts matures (Morse, 1989). Cependant, dans les jeunes forêts, elle n'est pas restreinte aux bordures. Dans les boisés matures, il lui arrive souvent de trouver la structure végétale qu'elle recherche près des bordures ou dans les trouées. Quant au Bruant à gorge blanche, il fréquente aussi bien l'intérieur des forêts que les bordures. Il préférera cependant les forêts en régénération (Spencer et coll., 1996).

L'indice de Yahner des différentes espèces semble indiquer qu'il existerait cependant une zone de transition entre 200 et 400 m où l'importance relative de plusieurs des espèces se modifie. Pour confirmer le tout, nous avons réparti les espèces en différents groupes selon leur statut migratoire. Ainsi, le nombre total d'espèces migratrices de longue distance augmentait significativement selon la position du point d'écoute à l'intérieur du corridor alors que les migrateurs de courte distance décroissait ; les résidents étaient répartis uniformément dans chacun des points d'écoute, peu importe leur localisation à l'intérieur des boisés. Lors de notre étude, les migrateurs de courte distance semblaient davantage associés à la bordure qu'à l'intérieur des boisés. Le point d'écoute situé à 200 m constituait possiblement un point déterminant de la répartition des statuts migratoires (figure 14): à 200 m, les courbes d'abondance étaient semblables alors qu'à partir de 400 m, on observait une réduction et une augmentation des effectifs pour les espèces migratrices de courte et de moyenne distances et de longue distance, respectivement.

Selon Hobbs (1992) et Bennett et coll. (1994), l'effet de bordure à l'intérieur du milieu forestier peut aussi être déterminé par le niveau de compétition entre les espèces de bordure et forestières. Ainsi, nous avons noté, lors des divers inventaires des points d'écoute, la présence du Vacher à tête brune, espèce qui parasite le nid des autres espèces en y déposant ses oeufs (Bielefeldt et Rosenfield, 1997). Nous avons étudié plus attentivement le nombre moyen d'individus selon la position des points d'écoute à l'intérieur du

corridor vert (figure 12) afin de vérifier jusqu'où cette espèce était susceptible d'avoir un effet sur les autres espèces présentes. Malgré qu'il le test statistique ne décèle aucune différence significative du nombre moyen d'oiseaux de cette espèce entre les points d'écoute, les Vachers à tête brune se rencontraient majoritairement dans les deux premiers points d'écoute (de la bordure à 200 m). Cette donnée concorde avec les résultats de l'indice d'importance de Yahner (figure 13) ainsi qu'avec les observations de Bielefeldt et Rosenfield (1997) qui ont observé un impact majeur du Vacher jusqu'à 300 m à l'intérieur de petits boisés en paysage agricole, aux États-Unis.

À la lumière de ces résultats, nous constatons qu'il existe une zone importante se situant entre 200 et 400 m à l'intérieur des boisés où il y a un changement de composition des populations d'oiseaux. Un effet de bordure se fait donc sentir jusqu'à 300 m, en moyenne. Cette valeur concorde avec celle mentionnée par Towle (1996) qui a observé que l'effet de bordure pouvait se faire sentir jusqu'à 100 m et plus à l'intérieur de blocs forestiers en milieu fragmenté chez les espèces aviaires de l'intérieur des forêts.

La largeur des boisés est un élément déterminant lors de l'identification d'un corridor (Hobbs, 1992) compte tenu de son impact sur l'utilisation par les diverses espèces aviaires. En effet, la largeur d'un corridor détermine la quantité d'habitats d'intérieur et influence l'intensité de l'effet de bordure (Hobbs, 1992 ; Bennett et coll., 1994). Wilson et Lindenmayer (1996) suggèrent que l'effet de bordure modifie significativement la qualité d'habitats offerts par un corridor terrestre et affecte à long terme, l'intégrité écologique des petites parcelles forestières ou boisées.

Les corridors verts naturels ont souvent un haut ratio habitats de bordure : habitats d'intérieur (Hobbs, 1992). Ainsi, plus le ratio est petit (par exemple, un ratio de 1 : 3), plus le corridor sera large, fournira des habitats propices pour les espèces dites d'intérieur (Soulé et Gilpin, 1991) et diminuera les risques de mortalité. À l'inverse, l'effet de bordure sera très important dans les petits boisés. Un ratio 1 : 1 constitue selon nous, un minimum pour s'assurer de la présence d'habitats favorables aux espèces d'intérieur de forêt. L'effet de bordure mesuré lors de notre étude étant en moyenne de 300 m, un corridor d'au moins 900 m de largeur sera donc souhaitable. Si on compare cette valeur à celles suggérées dans la littérature, dans la plupart des cas, la largeur minimale d'un corridor vert en paysage agricole, fût déterminée à la suite d'un calcul empirique dépendant de l'écologie de l'espèce visée et de son cycle de vie (Newmark, 1993). D'une façon générale, plus le corridor sera large, davantage il sera susceptible de fournir une abondance

et une diversité plus importante de ressources nécessaires à l'espèce cible (Bennett et coll., 1994). Ainsi, les largeurs qui ont été identifiées dans la littérature sont très variables (voir Duchesne et Bélanger, 1997). Brown et Shaffer (1987) et Spackman et Hughes (1995) suggèrent respectivement des largeurs minimales de 175 m et de 100 m pour un corridor forestier riverain (pour un seul côté du cours d'eau). D'autres auteurs comme Conner et Rudolph (1989) font mention d'une largeur de plus de 400 m pour le Pic à face blanche *(Picoides borealis)* pour un corridor terrestre aux États-Unis, alors qu'en Tanzanie, pour la Grive olive du Nord *(Turdus abyssinaca),* une largeur minimale de plus de 600 m serait nécessaire (Newmark, 1992). Nous croyons donc que dans le contexte actuel des agroécosystèmes du centre-sud du Québec, une largeur minimale de 900 m s'appliquant à un groupe d'oiseaux sensibles à la fragmentation du paysage (espèces d'intérieur de forêt / migratrices de longue distance) est réaliste pour un corridor terrestre dans les agroécosystèmes.

5.2 EFFET DES DISCONTINUITÉS ET DISTANCE CRITIQUE ENTRE LES BOISÉS

Les interruptions ou discontinuités du couvert forestier des corridors terrestres c'est-à-dire la distance entre boisés formant ce corridor, résultent en général de l'utilisation du sol pour diverses activités humaines (développement résidentiel et industriel, agriculture, etc.). La présence de discontinuités est considérée comme étant le facteur déterminant de l'efficacité de plusieurs fonctions du corridor. Leur présence dans un corridor vert peut entraver, par exemple, le passage d'un animal d'un boisé ou d'une aire naturelle à un autre ; conséquemment, le nombre d'interruptions conditionnera le choix des différents boisés empruntée par l'animal lors de ses déplacements (Soulé et Gilpin, 1991 ; Bennett et coll., 1994).

Nos données montrent qu'il existe en effet une relation étroite entre le nombre de déplacements d'oiseaux et la largeur des discontinuités. Ainsi, plus les discontinuités sont larges, plus le nombre de déplacements entre les deux boisés est limité (figure 16) ; la nature des discontinuités aurait, pour sa part, peu d'effets. Cette même réaction décroissante des déplacements selon la largeur de la discontinuité est aussi observable lorsque les oiseaux sont regroupés selon les divers statuts migratoires (figure 20).

Afin de déterminer quelle est la largeur critique des discontinuités, c'est-à-dire celle qui affectera les déplacements des oiseaux entre les boisés du corridor terrestre, nous avons cumulé le nombre de déplacements suivant des catégories de largeur de 50 m (figure 22). Ainsi, pour des discontinuités de

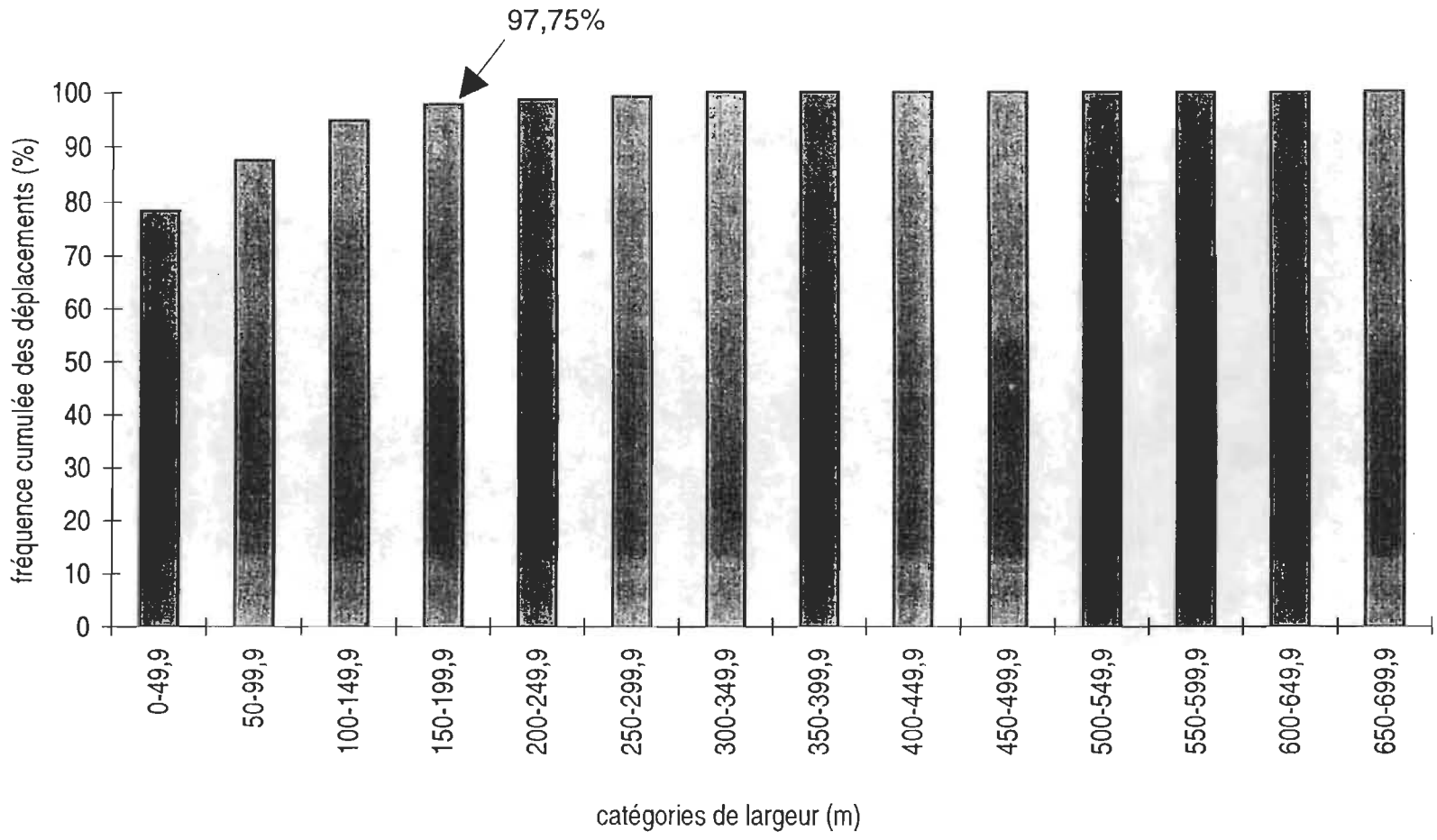


Figure 22. Fréquence cumulée (%) des déplacements entre les boisés, selon la largeur des discontinuités.

largeur inférieure à 200 m, plus de 97% des déplacements ont été observés. Au-delà de cette valeur, il n'y a que très peu de nouveaux déplacements. Ceci concorde avec les observations touchant le nombre de nouvelles espèces observées dans les discontinuités (tableau 5). Dans la littérature, Rail et coll. (1997) ont montré que les petits oiseaux territoriaux comme le Roitelet à couronne doré et la Paruline à gorge noire hésitent à traverser des trouées de plus de 40 m de largeur pour y défendre leur territoire et ne s'aventurent que très rarement dans les trouées de plus de 80 m de largeur. Ces auteurs ont aussi démontré que les oiseaux qui occupent plusieurs types d'habitats tel que le Bruant à gorge blanche et le Junco ardoisé sont plus enclins à traverser des trouées que les oiseaux plus spécialisés. Une autre étude de Desrochers et Hannon (1997) a démontré, de façon expérimentale, que les oiseaux traversaient peu les trouées ouvertes en milieu forestier ; ceux-ci préférant, lorsqu'ils en avaient le choix, emprunter un parcours en milieu forestier même si cela augmentait de plus de trois fois la longueur directe du déplacement. Les auteurs ont aussi noté que la facilité à circuler de part et d'autre d'une trouée variait selon les espèces. Ainsi, la Mésange à tête noire et la Paruline à croupion jaune sont plus réticentes à ces déplacements que la Sittelle à poitrine rousse.

Nous avons vérifié également quelles étaient les types d'espèces qui utilisaient le plus les discontinuités. Ainsi, les résidents sont ceux qui traversaient le plus les discontinuités avec 46% des déplacements alors que les migrateurs de longue distance ont été observés dans seulement 23,8% des cas (tableau 5) et pour des discontinuités inférieures à 200 m de largeur. Si on répartit les déplacements observés selon qu'ils s'agissent d'espèces de bordure ou d'intérieur de forêt (classification de Freemark et Merriam, 1986), la majorité des déplacements (près de 64%) sont effectués par les espèces de bordure ; les espèces d'intérieur de forêt comptant pour environ 10% des déplacements effectués. Selon Bennett et coll. (1994), la continuité linéaire des corridors serait plus importante pour les organismes de passage que pour les résidents.

Suite à leurs travaux, Willis (1979) et Newmark (1991) mentionnent qu'approximativement 20% des espèces d'oiseaux tropicaux dans le sud du Brésil et de la Tanzanie en période d'hivernage apparaissent incapables de traverser des discontinuités de plus de 100 m de largeur. Dans ces régions, les corridors présentant plusieurs grandes interruptions du couvert forestier sont jugés inefficaces. Nos résultats montrent que plus de 57% des espèces recensées en période de nidification seraient incapables de

traverser en période diurne, des discontinuités du couvert forestier de 100 m et plus (19 espèces sur 33) (tableau 5).

6.0 CONCLUSION

Notre étude nous a permis de compléter les informations déjà disponibles dans les diverses recherches réalisées sur l'effet de bordure, des discontinuités des boisés de corridor vert terrestre et de les valider dans le contexte du paysage agricole québécois. Premièrement, la valeur d'un corridor vert à titre d'habitat a été confirmée par nos données puisque 100 espèces furent dénombrées dans les 78 boisés inventoriés; plusieurs espèces d'intérieur de forêt et migratrices sur de longues distances ont pu trouver des milieux propices pour leur reproduction et l'élevage des jeunes. Cependant, un effet de bordure se ferait sentir jusqu'à environ 300 m à l'intérieur de ces boisés si on se fit, d'une part, à la distribution des espèces de bordure et de celles dites de l'intérieur de la forêt et d'autre part, à la répartition et l'abondance d'une espèce compétitrice comme le Vacher à tête brune. Deuxièmement, nos résultats indiquent que les déplacement des populations d'oiseaux entre les boisés formant un corridor terrestre seraient affectés par la dimension de ces discontinuités, limitant les déplacements des espèces tout particulièrement celles de l'intérieur de forêt. Ainsi, notre étude permet de conclure que la largeur minimale d'un corridor devrait être de 900 m pour minimiser l'effet de bordure et permettre une utilisation par les espèces plus sensibles à la fragmentation forestière en paysage agricole tandis que la distance critique séparant deux boisés ne devrait pas excédée 200 m si on veut assurer la continuité du corridor et permettre ainsi la circulation des oiseaux entre les boisés.

Les prochaines étapes de notre projet consisteront à effectuer le transfert des critères de désignation élaborés pour les corridors terrestres (Duchesne et Bélanger 1997 et le présent rapport) vers l'utilisation de technologies utilisant l'imagerie satellite et la cartographie spatiale assistée par ordinateur à partir d'un système d'information géographique. Ceci permettra 1) d'identifier les corridors verts potentiels sur une grande échelle et 2) d'analyser la valeur des corridors terrestres ciblés en terme écologique (largeur minimale, distance critique des discontinuités, etc.).

BIBLIOGRAPHIE

ALLEN, D.L. 1962. Our wildlife legacy. Funk ans Wagnals, New York.

ANDREASSEN, H.P., S. HALLE ET R.A. IMS. 1996. Optimal width of movement corridors for root voles : Not too narrow and not too wide. Journal of Applied Ecology, 33 : 63-70.

ANDREN, H. ET P. ANGELSTAM. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands : Experimental evidence. Ecology, 69 : 544-547.

ANDREWS, J. 1993. The reality and management of wildlife corridors. British Wildlife, 5 : 1-7.

BÉLANGER, L. 1995. Conservation de la biodiversité dans les agroécosystèmes du sud du Québec : Une approche intégrée de conservation. Dans Lauzon, L., I. Tousignant et C.E. Delisle (éditeurs). Biodiversité et développement : Mariage possible ? Collection Environnement de l'Université de Montréal, vol. 19. Association des biologistes du Québec. p. 103-129.

BENNETT, A.F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest landscape. Landscape Ecology, 4 : 109-122.

BENNETT, A.F., K. HENEIN ET G. MERRIAM. 1994. Corridor use and the elements of corridor quality : Chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. Biological Conservation, 68 : 155-165.

BIBBY, C.L., N.D. BURGESS ET D.A. HILL. 1992. Bird census techniques. Published for the Brithish Trust for Ornithology and the Royal Society for the Protection of Birds. Éditions Academic Press, Toronto. 257 p.

BIELEFELDT, J. ET R.N. ROSENFIELD. 1997. Reexamination of cowbird parasitism and edge effects in Wisconsin forests. Journal of Wildlife Management, 61 : 1222-1226.

BLAKE, J.G. ET J.R. KARR. 1984. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large vs small forests. Biological Conservation, 30 : 173-188.

BROTHERS, T.T. 1992. Postsettlement plant migrations in northeastern North American. American Midland Naturalist, 128 : 72-82.

BROWN, M.T. ET J.M. SCHAFFER. 1987. An evaluation of the applicability of upland buffers for the wetlands of the Wekiva basin. Center of Wetlands, University of Florida, Gainesville.

CONNER, R.N. ET D.C. RUDOLPH. 1987. Red-Cockaded Woodpecker colony status and trends on the Angelina, Davy Crockett and Sabine National Forests. USDA Forest Service, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, Louisiana, Researche Paper SO-250.

CRISTOFFER, C. ET J. EISENBERG. 1985. On the captive breeding and reintroduction of the Florida panther in suitable habitats. Task #1, Report #2. Tallahassee, F1 : Florida Game and Fresh Water Fish Commission and Panther Technical Advisory Committee.

DASMANN, R.F. 1964. Wildlife biology. John Wiley and Sons Inc., New York.

DESROCHERS, A. ET S. J. HANNON. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. Conservation Biology, 5 : 1204-1210.

DUCHESNE, S. ET L. BÉLANGER. 1997. Fragmentation forestière et corridors verts en paysage agricole. 1. Revue des principales normes de conservation. Série de rapports techniques No. 288, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy. 68 pages.

DUNNING Jr., J.B., R. BORGELLA Jr., K. CLEMENTS ET G.K. MEFFE. 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. Conservation Biology, 9 : 542-550.

FINCH, D.M. 1991. Population ecology, habitat requirements, and conservation neotropical migratory birds. USDA Forest Service, General Technical Report RM-205. 26 pages.

FREEMARK, K.E. 1988. Agriculture, disturbance and landscape management. In Moss, M.R. (éditeur). Landscape ecology and management. Polyscience Publishers, Montreal. p. 77-84.

FREEMARK, K.E. ET H.G. MERRIAM. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. Biological Conservation, 36 : 115-141.

FRIESEN, L.E., P.F.J. EAGLES ET R.J. MACKAY. 1995. Effects of residential development on forest-dwelling neotropical migrant songbirds. Conservation Biology, 9 : 1408-1414.

HARRISON, R.L. 1992. Toward a theory of inter-refuge corridor design. Conservation Biology, 6 : 293-295.

HOBBS, R.J. 1992. The role of corridors in conservation : Solution or bandwagon ? Tree, 7 : 389-391.

HUNTER Jr., M.L. 1989. Paleoecology, landscape ecology, and conservation of Neotropical migrant passerines in boreal forests. In Hagan III, J.M. et D.W. Johnston (éditeurs). Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution Press, Washington. p. 511-523.

KARR, J.R. 1982. Avian extinctions on Borro Colorado Island, Panama : A reassessment. American Naturalist, 119 : 220-239.

LANGEVIN, R. ET L. BÉLANGER. 1994. Conservation des îlots boisés en paysage agricole. 1. Revue de littérature et synthèse des connaissances sur leur utilisation par l'avifaune. Série de rapports techniques no. 221, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, viii + 87 p.

LEOPOLD, A. 1933. Game management. Charles Scribner's Sons, New York.

LINDENMAYER, D.B. 1992. The distribution and abundance of arboreal marsupials in retained linear strips (wildlife corridor) in timber production forests. Value Adding and Silvicultural Systems Program. Report no.9. Native Forest Research System 92.

LINDENMAYER, D.B. ET H.A. NIX. 1992. Ecological principles for the design of wildlife corridors. Conservation Biology, 7 : 627-630.

MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES. 1995. Répertoire des municipalités du Québec 1995. Publications du Québec, Sainte-Foy, Québec. 900 pages.

MORSE, D.H. 1989. American Warblers, an ecological and behavioral perspectives. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

NEU , C.W., C.R. BYERS ET J.M. PEEK. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. Journal of Wildlife Management, 38 : 541-545.

NEWMARK, W.D. 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. Ambio, 22 : 500-504.

NEWMARK, W.D. 1992. Recommendations for wildlife corridors and the extension and management of forest reserves in the East Usambara Mountains, Tanzania. East Usambara Catchman, Forest Project Technical Paper no. 4. Helsinki, Finland.

NEWMARK, W. D. 1991. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. Conservation Biology, 5 : 67-78.

NOSS, R.F. 1987a. Corridors in real landscape : A reply to Simberloff and Cox. Conservation Biology, 1 : 159-164.

NOSS, R.F. 1987b. Protecting natural areas in fragmented landscapes. Natural Areas Journal, 7 : 2-13.

NOSS, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. Bioscience, 33 : 700-706.

RAIL, J.-F., M. DARVEAU, A. DESROCHERS ET J. HUOT. 1997. Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps. Condor, 99 : 976-980.

RICHARD, P.J.H. 1987. Le couvert végétal du Québec-Labrador et son histoire postglaciaire. Département de géographie, Université de Montréal. Notes doc. 87-01. 74 pages (avec carte en couleur de la végétation du Québec-Labrador : Formation et grands domaines).

ROBINSON, S.K. 1989. The breeding season : Introduction. In Hagan III, J.M. et D.W. Johnston (éditeurs). Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution Press, Washington. p. 405-407.

SAS INSTITUTE INC. 1988. SAS/STAT User's guide, release 6.03 Edition. Cary, NC : SAS Institute inc. 1028 p.

SAUNDERS, D.A. ET R.J. HOBBS. 1991. Chapter 38. The role of corridors in conservation. In D.A. Saunders et R.J. Hobbs (éditeurs). Nature conservation 2 : The role of corridors. Surrey Beatty and Sons. p. 421-427.

SAUNDERS, D.A., R.J. HOBBS ET C.R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation : A review. Conservation Biology, 5 : 18-32.

SAUNDERS, D.A. ET R.J. HOBBS. 1989. Corridors for conservation. New Scientist, 121 : 63-68.

SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE. 1998. Atlas de conservation des boisés en paysage agricole. Environnement Canada, Service canadien de la faune. 15 p. + cartes et annexes. Site Internet : http ://www.wul.qc.doe.ca/faune/atlas/atlas.html

SMITH, D.S. ET P.C. HELLMUND (éditeurs). 1993. Ecology of greenways : Design and function of linear conservation areas. University of Minnessota Press, Minneapolis. 222 p.

SOULÉ, M.E. ET M.E. GILPIN. 1991. The theory of wildlife corridor capability. In Saunders, D.A. et R.J. Hobbs (éditeurs). Nature conservation 2 : The role of corridors. Surrey Beatty and Sons. p. 3-8.

SPACKMAN, S.C. ET J.W. HUGHES. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation : Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. Biological Conservation, 71 : 325-332.

SPENCER, M., R.C. COTTER ET D. HENDERSON. 1995. Bruant à gorge blanche. Dans Gauthier, J. et Y. Aubry (sous la direction de). Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal. 1295 pages.

TOWLE, K. 1996. The role of ecological restoration in biodiversity conservation : Basic issues and guidelines. The Evergreen Foundation, Toronto.

WILCOVE, D.S., C.H. MCLELLEN ET A.P. DOBSON. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zones. In Soulé, M.E. (éditeur). Conservation biology : The science of scarcity and biodiversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. p. 237-256.

WILCOX, B.A. ET D.D. MURPHY. 1985. Conservation strategy : The effects of fragmentation on extinction. American Naturalist, 125 : 879 - 887.

WILLIS, B.A. ET D.D. MURPHY. 1985. Conservation strategy : The effects of fragmentation on extinction. American Naturalist, 125 : 879-887.

WILSON, A.M. ET D. LINDENMAYER. 1996. Wildlife corridors - Their potential role in the conservation of biodiversity in rural Australia. Australian Journal of Soil and Water Conservation, 9 : 22-28.

YAHNER, R.H. 1983. Seasonal dynamics, habitat relationships and management of avifauna in farmstead shelterbelts. Journal of Wildlife Management, 47 : 85-104.

Annexe 1. Résultats des comparaisons (Anova) du nombre moyen d'individus (± erreur sur la moyenne) entre les relevés, pour chaque point d'écoute échantillonné (tous les boisés et les espèces confondus).

Point d'écoute	Nombre moyen d'individus			*F*	*P*
	Relevé 1	Relevé 2	Relevé 3		
0 (bordure)	0.65[B*] (0.02)	0.74[A] (0.03)	0.76[A] (0.03)	5.16	0.0058
200 m	0.72 (0.03)	0.75 (0.03)	0.78 (0.03)	1.28	0.2778
400 m	0.66[B] (0.04)	0.82[A] (0.04)	0.74[AB] (0.04)	4.15	0.0160
600 m	0.64[B] (0.04)	0.81[A] (0.05)	0.78[A] (0.04)	4.42	0.0122
800 m	0.62 (0.05)	0.74 (0.06)	0.80 (0.06)	2.37	0.0943
1 000 m	0.74 (0.07)	0.73 (0.08)	0.77 (0.08)	0.06	0.9382
1 200 m	0.63 (0.07)	0.66 (0.08)	0.67 (0.08)	0.08	0.9270

*Les lettres non identiques correspondent aux différences significatives *(Anova, $P \leq 0,05$)* entre les relevés.

Annexe 2. Liste des espèces observées dans le corridor vert de la MRC du Bas-Richelieu.

Nom commun[1]	Nom latin	Statut migratoire[2]
Butor d'Amérique	*Botaurus lentiginosus*	m
Pluvier kildir	*Charadrius vociferus*	m
Bécassine des marais	*Gallinago gallinago*	l
Bécasse d'Amérique	*Scolopax minor*	m
Goéland à bec cerclé	*Larus delawarensis*	m
Épervier brun	*Accipiter striatus*	l
Buse à épaulettes	*Buteo lineatus*	l
Faucon émerillon	*Falco columbarius*	l
Gélinotte huppée	*Bonasa umbellus*	r
Pigeon biset	*Columba livia*	r
Tourterelle triste	*Zenaida macroura*	r
Coulicou à bec noir	*Coccyzus erythropthalmus*	l
Martinet ramoneur	*Chaetura pelagica*	l
Colibri à gorge rubis	*Archilochus colubris*	l
Martin-pêcheur d'Amérique	*Ceryle alcyon*	m
Pic flamboyant*	*Colaptes auratus*	c
Pic maculé	*Sphyrapicus varius*	l
Pic chevelu	*Picoides villosus*	r
Pic mineur	*Picoides pubescens*	r
Grand Pic	*Dryocopus pileatus*	r
Tyran tritri	*Tyrannus tyrannus*	l
Tyran huppé*	*Myiarchus crinitus*	l
Pioui de l'Est*	*Contopus virens*	l
Moucherolle phébi	*Sayornis phoebe*	l
Moucherolle tchébec*	*Empidonax minimus*	l
Moucherolle des aulnes	*Empidonax alnorum*	l
Moucherolle à ventre jaune	*Empidorax flaviventris*	l
Hirondelle bicolore	*Tachycineta bicolor*	l
Hirondelle noire	*Progne subis*	l
Hirondelle rustique	*Hirundo rustica*	l
Geai bleu*	*Cyanocitta cristata*	r
Corneille d'Amérique*	*Corvus brachyrhynchos*	r
Grand Corbeau	*Corvus corax*	l
Mésange à tête noire*	*Paurs atricapillus*	r
Grimpereau brun	*Certhia americana*	m
Sittelle à poitrine blanche*	*Sitta carolinensis*	l
Sittelle à poitrine rousse*	*Sitta canadensis*	r
Troglodyte familier	*Troglodytes aedon*	l
Troglodyte mignon	*Troglodytes troglodytes*	m
Troglodyte des marais	*Cistothorus palustris*	l
Roitelet à couronne dorée	*Regulus satrapa*	m
Roitelet à gorge rubis	*Regulus calendula*	l

Annexe 2. Liste des espèces observées dans le corridor vert de la MRC du Bas-Richelieu (suite).

Nom commun[1]	Nom latin	Statut migratoire[2]
Grive des bois*	*Hylocichla mustelina*	l
Grive fauve*	*Catharus fuscescens*	l
Grive à dos olive	*Catharus ustulatus*	l
Grive solitaire*	*Catharus guttatus*	l
Merle d'Amérique*	*Turdus migratorius*	m
Moqueur chat	*Dumetella carolinensis*	m
Moqueur roux	*Toxostoma rufum*	m
Jaseur d'Amérique*	*Bombycilla cedrorum*	l
Étourneau sansonnet*	*Stumus vulgaris*	r
Viréo à gorge jaune	*Vireo flavifrons*	l
Viréo à tête bleue	*Vireo solitarius*	l
Viréo aux yeux rouges*	*Vireo olivaceus*	l
Viréo mélodieux	*Vireo gilvus*	l
Viréo de Philadelphie*	*Vireo philadelphicus*	l
Paruline obscure	*Vermivora peregrina*	l
Paruline à joues grises*	*Vermivora ruficapilla*	l
Paruline noir et blanc	*Mniotilta varia*	l
Paruline bleue	*Dendroica caerulescens*	l
Paruline à gorge orangée*	*Dendroica fusca*	l
Paruline à flancs marrons*	*Dendroica pensylvanica*	l
Paruline tigrée	*Dendroica tigrina*	l
Paruline à tête cendrée*	*Dendroica magnolia*	l
Paruline à croupion jaune*	*Dendroica coronata*	m
Paruline à gorge noire*	*Dendroica virens*	l
Paruline à poitrine baie	*Dendroica castanea*	l
Paruline jaune*	*Dendroica petechia*	l
Paruline triste	*Oporornis philadelphia*	l
Paruline du Canada*	*Wilsonia canadensis*	l
Paruline couronnée*	*Seiurus aurocapillus*	l
Paruline des ruisseaux	*Seiurus noveboracensis*	l
Paruline masquée*	*Geothlypis trichas*	l
Paruline flamboyante*	*Setophaga ruticilla*	l
Paruline des pins	*Dendroica pinus*	l
Cardinal à poitrine rose*	*Pheucticus ludovicianus*	l
Cardinal rouge	*Cardinalis cardinalis*	l
Passerin indigo	*Passerina cyanea*	l
Bruant vespéral	*Pooecetes gramineus*	l
Bruant des prés	*Passerculus sandwichensis*	m
Bruant chanteur*	*Melospiza melodia*	c
Bruant familier*	*Spizella passerina*	m
Junco ardoisé	*Junco hyemalis*	m
Bruant à gorge blanche*	*Zonotrichia albicollis*	m

Annexe 2. Liste des espèces observées dans le corridor vert de la MRC du Bas-Richelieu (suite).

Nom commun[1]	Nom latin	Statut migratoire[2]
Bruant des marais	*Melospiza georgiana*	l
Goglu des prés	*Dolichonyx oryzivorus*	l
Sturnelle des prés	*Sturnella magna*	l
Carouge à épaulettes*	*Agelaius phoeniceus*	m
Quiscale rouilleux	*Euphagus carolinus*	c
Vacher à tête brune*	*Molothrus ater*	m
Quiscale bronzé*	*Quiscalus quiscula*	c
Oriole du Nord*	*Icterus galbula*	l
Tangara écarlate	*Piranga olivacea*	l
Tarin des pins	*Carduelis pinus*	m
Moineau domestique	*Passer domesticus*	r
Chardonneret jaune*	*Carduelis tristis*	c
Roselin pourpré	*Carpodacus purpureus*	r
Roselin familier	*Carpodacus mexicanus*	m
Gros-bec errant	*Coccothraustes vespertinus*	l

[1] Les espèces marquées d'un astérisque sont celles dont le nombre de relevés est supérieur à 75 et qui ont servi aux analyses statistiques.

[2]Statut migratoire modifié de Freemark et Merriam (1986) :
Espèce migratrice de courte distance (c), celle migrant dans la portion nord des États-Unis.
Espèce migratrice de moyenne distance (m), celle migrant vers la portion sud des Etats-Unis.
Espèce migratrice de longue distance (l), celle atteignant l'Amérique du Sud.
Espèce résidente dans l'aire d'étude peu/pas de migration (r), celle qui demeure au Québec en hiver.

Annexe 3. Méthode de calcul de l'indice d'importance relative des espèces d'oiseaux (Yahner, 1983).

Pour chaque point d'écoute:

RN (composante numérique)

$$\frac{\text{Nombre moyen d'individus d'une espèce donnée, observés par inventaire (tous les boisés regroupés)}}{\text{Nombre d'individus de l'espèce la plus abondante}} \times 100$$

RS (composante spatiale)

$$\frac{\text{Nombre de boisés dans lesquels l'espèce a été observée}}{\text{Nombre total de boisés}} \times 100$$

RT (composante temporelle)

$$\frac{\text{Nombre de relevés où l'espèce a été observée}}{\text{Nombre total de relevés}} \times 100$$

IV (Indice d'importance relative) = RN + RS + RT

Critères de classification:

Importance relative élevée :	IV > 150
Importance relative modérée :	IV entre 83 et 149
Importance relative faible :	IV entre 61 et 82
Importance relative négligeable :	IV < 60

Annexe 4. Nombre moyen d'individus (± erreur type) pour chaque espèce d'oiseaux identifiée aux différents points d'écoute (de la bordure à 1 200 m à l'intérieur du corridor vert) (pour les noms latins, voir annexe 2).

Espèces	Localisation							Moyenne
	bordure	200 m	400 m	600 m	800 m	1 000 m	1 200 m	
Butor d'Amérique	0	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0,001
Pluvier kildir	0,076 (0,022)	0,012 (0,007)	0,014 (0,009)	0,009 (0,009)	0	0	0	0,027
Bécassine des marais	0,015 (0,009)	0	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0,003
Bécasse d'Amérique	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0	0	0,001
Goéland à bec cerclé	0,022 (0,012)	0,008 (0,006)	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0,005
Épervier brun	0	0	0	0,018 (0,018)	0	0	0	0,003
Buse à épaulettes	0	0,012 (0,012)	0	0,009 (0,009)	0	0	0	0,003
Faucon émerillon	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0	0	0,001
Gélinotte huppée	0	0,004 (0,004)	0	0,009 (0,009)	0,015 (0,015)	0	0	0,004
Pigeon biset	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0	0	0,001
Tourterelle triste	0,029 (0,012)	0,021 (0,009)	0,034 (0,017)	0	0	0	0	0,008
Coulicou à bec noir	0,011 (0,011)	0,008 (0,006)	0	0	0	0	0	0,003
Martinet ramoneur	0,007 (0,005)	0	0	0	0	0	0	0,001
Colibri à gorge rubis	0,007 (0,005)	0	0	0	0	0	0	0,001
Martin-pêcheur d'Amérique	0,014 (0,009)	0,012 (0,007)	0,007 (0,007)	0,009 (0,009)	0	0,026 (0,026)	0	0,01
Pic flamboyant	0,076 (0,021)	0,111 (0,026)	0,061 (0,021)	0,079 (0,029)	0,058 (0,034)	0,077 (0,040)	0,033 (0,033)	0,071
Pic maculé	0,018 (0,009)	0,004 (0,004)	0,020 (0,011)	0,009 (0,009)	0	0	0	0,007
Pic chevelu	0,014 (0,007)	0,029 (0,010)	0,020 (0,012)	0,018 (0,018)	0	0,026 (0,026)	0	0,015
Pic mineur	0,018 (0,008)	0,045 (0,017)	0,020 (0,011)	0,017 (0,012)	0,058 (0,045)	0,051 (0,035)	0,033 (0,033)	0,035
Grand Pic	0	0,012 (0,007)	0,020 (0,015)	0,018 (0,012)	0,029 (0,020)	0	0	0,11
Tyran tritri	0,014 (0,007)	0,058 (0,026)	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0,011
Tyran huppé	0,062 (0,019)	0,136 (0,029)	0,088 (0,033)	0,175 (0,065)	0,145 (0,083)	0,154 (0,061)	0,100 (0,100)	0,123
Pioui de l'Est	0,250 (0,040)	0,346 (0,050)	0,286 (0,061)	0,298 (0,077)	0,319 (0,108)	0,154 (0,072)	0,133 (0,074)	0,255
Moucherolle phébi	0	0	0	0	0,014 (0,014)	0	0	0,002
Moucherolle tchébec	0,188 (0,046)	0,198 (0,053)	0,102 (0,053)	0,079 (0,055)	0,101 (0,101)	0,308 (0,208)	0,067 (0,044)	0,149
Moucherolle des aulnes	0,043 (0,018)	0,004 (0,004)	0	0,009 (0,009)	0	0	0	0,008
Moucherolle à ventre jaune	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0	0,001
Hirondelle bicolore	0,163 (0,070)	0,009 (0,046)	0,014	0	0	0	0	0,027
Hirondelle noire	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0	0,001
Hirondelle rustique	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0	0	0,001
Geai bleu	0,279 (0,052)	0,268 (0,043)	0,493 (0,076)	0,553 (0,094)	0,478 (0,089)	0,590 (0,186)	0,600 (0,156)	0,466
Corneille d'Amérique	0,351 (0,049)	0,683 (0,089)	0,571 (0,134)	0,544 (0,121)	0,464 (0,135)	0,436 (0,166)	0,200 (0,089)	0,464
Grand Corbeau	0	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0,001
Mésange à tête noire	0,341 (0,052)	0,420 (0,058)	0,422 (0,093)	0,517 (0,101)	0,493 (0,134)	0,410 (0,137)	0,433 (0,122)	0,434
Grimpereau brun	0	0,008 (0,006)	0,020 (0,015)	0,044 (0,019)	0	0	0	0,010
Sittelle à poitrine blanche	0,040 (0,014)	0,062 (0,019)	0,027 (0,013)	0,061 (0,030)	0,029 (0,020)	0,154 (0,061)	0,233 (0,087)	0,087

Annexe 4. Nombre moyen d'individus (± erreur type) pour chaque espèce d'oiseaux identifiée aux différents points d'écoute (de la bordure à 1 200 m à l'intérieur du corridor vert) (pour les noms latins, voir annexe 2) (suite).

Espèces	Localisation							Moyenne
	bordure	200 m	400 m	600 m	800 m	1 000 m	1 200 m	
Sittelle à poitrine rousse	0,043 (0,016)	0,021 (0,011)	0,102 (0,039)	0,096 (0,038)	0,019 (0,091)	0,051 (0,035)	0,033 (0,033)	0,052
Troglodyte familier	0,007 (0,005)	0,033 (0,015)	0,007 (0,007)	0,009 (0,009)	0,029 (0,020)	0,102 (0,058)	0,100 (0,071)	0,041
Troglodyte mignon	0,011 (0,006)	0,004 (0,004)	0,048 (0,019)	0,097 (0,041)	0,058 (0,034)	0,077 (0,040)	0	0,042
Troglodyte des marais	0,007 (0,005)	0	0	0	0	0	0	0,001
Roitelet à couronne dorée	0	0,012 (0,009)	0,020 (0,015)	0,035 (0,027)	0,029 (0,020)	0	0	0,014
Roitelet à gorge rubis	0,004 (0,004)	0,016 (0,010)	0	0,009 (0,009)	0	0	0	0,004
Grive des bois	0,015 (0,007)	0,037 (0,017)	0,054 (0,020)	0,035 (0,028)	0,102 (0,077)	0,205 (0,154)	0,100 (0,071)	0,078
Grive fauve	0,228 (0,040)	0,539 (0,063)	0,626 (0,091)	0,640 (0,107)	0,472 (0,118)	0,564 (0,109)	0,400 (0,147)	0,496
Grive à dos olive	0,051 (0,051)	0,061 (0,061)	0,048 (0,048)	0	0	0	0	0,023
Grive solitaire	0,069 (0,026)	0,136 (0,029)	0,279 (0,056)	0,333 (0,080)	0,333 (0,101)	0,359 (0,144)	0,233 (0,100)	0,248
Merle d'Amérique	0,659 (0,067)	0,658 (0,071)	0,408 (0,088)	0,447 (0,109)	0,681 (0,230)	0,539 (0,175)	0,433 (0,132)	0,546
Moqueur chat	0,069 (0,024)	0,025 (0,011)	0,034 (0,014)	0,009 (0,009)	0	0	0	0,020
Moqueur roux	0	0,004 (0,004)	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0,002
Jaseur d'Amérique	0,326 (0,062)	0,189 (0,037)	0,177 (0,054)	0,105 (0,049)	0,174 (0,066)	0,154 (0,081)	0,133 (0,074)	0,180
Étourneau sansonnet	0,337 (0,099)	0,082 (0,030)	0,061 (0,027)	0,009 (0,009)	0	0,026 (0,026)	0	0,074
Viréo à gorge jaune	0	0	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0,001
Viréo à tête bleue	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0	0,001
Viréo aux yeux rouges	0,210 (0,041)	0,424 (0,064)	0,313 (0,059)	0,289 (0,072)	0,362 (0,100)	0,384 (0,176)	0,063 (0,024)	0,292
Viréo mélodieux	0,047 (0,023)	0,123 (0,043)	0,027 (0,021)	0,035 (0,027)	0,101 (0,064)	0,128 (0,128)	0	0,066
Viréo de Philadelphie	0,036 (0,012)	0,058 (0,017)	0,027 (0,013)	0,044 (0,018)	0,116 (0,061)	0	0,067 (0,044)	0,050
Paruline obscure	0,007 (0,005)	0,004 (0,004)	0,007 (0,007)	0,044 (0,022)	0,015 (0,015)	0	0	0,011
Paruline à joues grises	0,004 (0,004)	0,058 (0,025)	0,170 (0,055)	0,237 (0,072)	0,232 (0,090)	0,205 (0,128)	0,033 (0,033)	0,134
Paruline noir et blanc	0,044 (0,016)	0,148 (0,033)	0,150 (0,042)	0,114 (0,036)	0,273 (0,062)	0,308 (0,116)	0,167 (0,089)	0,172
Paruline bleue	0,018 (0,009)	0,037 (0,014)	0,013 (0,013)	0,017 (0,012)	0,044 (0,032)	0,051 (0,035)	0,067 (0,044)	0,035
Paruline à gorge orangée	0,018 (0,009)	0,066 (0,019)	0,095 (0,039)	0,105 (0,031)	0,058 (0,034)	0,154 (0,080)	0,167 (0,089)	0,095
Paruline à flancs marrons	0,127 (0,031)	0,177 (0,038)	0,204 (0,050)	0,175 (0,070)	0,203 (0,062)	0,256 (0,178)	0,033 (0,033)	0,168
Paruline tigrée	0	0	0	0,009 (0,009)	0,029 (0,02)	0	0	0,005
Paruline à tête cendrée	0,004 (0,004)	0,107 (0,029)	0,129 (0,032)	0,079 (0,029)	0,145 (0,062)	0,205 (0,089)	0,067 (0,044)	0,105
Paruline à croupion jaune	0,007 (0,005)	0,037 (0,019)	0,102 (0,035)	0,070 (0,031)	0,072 (0,036)	0	0	0,041
Paruline à gorge noire	0,018 (0,009)	0,078 (0,026)	0,129 (0,047)	0,175 (0,056)	0,058 (0,027)	0,256 (0,094)	0,567 (0,233)	0,183
Paruline à poitrine baie	0	0,004 (0,004)	0	0	0,014 (0,014)	0,026 (0,026)	0	0,006
Paruline jaune	0,449 (0,076)	0,551 (0,100)	0,231 (0,085)	0,132 (0,062)	0,072 (0,047)	0	0	0,205
Paruline triste	0,025 (0,013)	0,033 (0,016)	0,027 (0,013)	0,044 (0,022)	0	0	0,033 (0,033)	0,023
Paruline du Canada	0	0,045 (0,045)	0,088 (0,033)	0,097 (0,043)	0,072 (0,036)	0,026 (0,026)	0,033 (0,033)	0,052
Paruline couronnée	0,449 (0,078)	1,033 (0,119)	1,252 (0,171)	1,351 (0,171)	1,333 (0,228)	1,821 (0,373)	1,667 (0,193)	1,272

Annexe 4. Nombre moyen d'individus (± erreur type) pour chaque espèce d'oiseaux identifiée aux différents points d'écoute (de la bordure à 1 200 m à l'intérieur du corridor vert) (pour les noms latins, voir annexe 2) (suite).

Espèces	Localisation							Moyenne
	bordure	200 m	400 m	600 m	800 m	1 000 m	1 200 m	
Paruline des ruisseaux	0,004 (0,004)	0,012 (0,007)	0,007 (0,007)	0,044 (0,031)	0,029 (0,029)	0	0	0,014
Paruline masquée	0,448 (0,057)	0,325 (0,051)	0,156 (0,052)	0,149 (0,053)	0,058 (0,034)	0,205 (0,089)	0,099 (0,051)	0,206
Paruline flamboyante	0,044 (0,016)	0,082 (0,022)	0,054 (0,031)	0,070 (0,04)	0,087 (0,038)	0,180 (0,111)	0,099 (0,051)	0,088
Paruline des pins	0	0,029 (0,015)	0,027 (0,016)	0,026 (0,019)	0	0	0	0,012
Cardinal à poitrine rose	0,091 (0,024)	0,127 (0,030)	0,104 (0,035)	0,132 (0,035)	0,116 (0,054)	0,051 (0,035)	0,111 (0,079)	0,105
Cardinal rouge	0,036 (0,036)	0,004 (0,004)	0	0	0,015 (0,015)	0	0	0,008
Passerin indigo	0,040 (0,019)	0,017 (0,017)	0	0	0	0	0	0,008
Bruant vespéral	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0	0,001
Bruant des prés	0,047 (0,021)	0,008 (0,006)	0	0,009 (0,009)	0	0	0	0,009
Bruant chanteur	0,598 (0,073)	0,370 (0,065)	0,143 (0,051)	0,061 (0,025)	0,087 (0,048)	0	0	0,180
Bruant familier	0,109 (0,026)	0,041 (0,019)	0,027 (0,013)	0,035 (0,028)	0	0	0	0,030
Junco ardoisé	0,004 (0,004)	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0,001
Bruant à gorge blanche	0,330 (0,065)	0,484 (0,064)	0,721 (0,110)	0,658 (0,111)	0,348 (0,088)	0,513 (0,149)	0,333 (0,070)	0,484
Bruant des marais	0,065 (0,019)	0,068 (0,031)	0,048 (0,031)	0,018 (0,018)	0	0	0	0,028
Goglu des prés	0,080 (0,046)	0,025 (0,014)	0,007 (0,007)	0	0	0	0	0,016
Sturnelle des prés	0,022 (0,010)	0	0	0	0	0,026 (0,026)	0	0,007
Carouge à épaulette	0,442 (0,078)	0,317 (0,079)	0,095 (0,058)	0,044 (0,029)	0,029 (0,020)	0	0,033 (0,033)	0,137
Quiscale rouilleux	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0	0,001
Vacher à tête brune	0,199 (0,043)	0,218 (0,041)	0,150 (0,048)	0,131 (0,041)	0,087 (0,060)	0,077 (0,055)	0,067 (0,044)	0,133
Quiscale bronzé	0,315 (0,068)	0,193 (0,043)	0,102 (0,035)	0,149 (0,057)	0,261 (0,131)	0,077 (0,077)	0,167 (0,090)	0,181
Oriole du Nord	0,111 (0,028)	0,136 (0,032)	0,102 (0,034)	0,070 (0,029)	0,029 (0,020)	0	0	0,064
Tangara écarlate	0,004 (0,004)	0,004 (0,004)	0,007 (0,007)	0,009 (0,009)	0,015 (0,015)	0,026 (0,026)	0	0,009
Tarin des pins	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0	0,001
Moineau domestique	0,014 (0,011)	0,004 (0,004)	0	0	0	0	0	0,003
Chardonneret jaune	0,413 (0,047)	0,198 (0,037)	0,197 (0,062)	0,096 (0,035)	0,116 (0,054)	0,103 (0,058)	0,033 (0,033)	0,165
Roselin pourpré	0,004 (0,004)	0,004 (0,004)	0,020 (0,011)	0,009 (0,009)	0,029 (0,020)	0,026 (0,026)	0,033 (0,033)	0,018
Roselin familier	0,011 (0,006)	0	0	0	0	0	0	0,002
Gros-bec errant	0,004 (0,004)	0,029 (0,019)	0	0	0,015 (0,015)	0	0	0,007

Annexe 5. Définition des différentes catégories de discontinuités

Catégorie	Définition
Route à deux voies	Route à deux voies pavées où la circulation automobile est variable. On inclut l'emprise des lignes téléphoniques et hydroélectriques ainsi que les canaux de drainage et les fossés.
Chemin forestier ou agricole	Chemin forestier ou agricole, de largeur variable, incluant les routes à deux voies non pavées. On ajoute à cette catégorie l'emprise des lignes téléphoniques et hydroélectrique qui bordent ces routes, de même que les canaux de drainage et fossés. Les chemins de fer fonctionnels ou non font partie de cette catégorie.
Territoire agricole	Cette catégorie comprend les zones de terres agricoles (grandes cultures, pâturages, etc.), incluant les chemins agricoles, les routes pavées ou non, les lignes téléphoniques et hydroélectriques, les zones de friches ainsi que les canaux de drainage et fossés qui traversent ou bordent les terres agricoles.
Ligne d'hydroélectricité	Elle est principalement caractérisée par la présence d'une zone de pylônes électriques (une ou plusieurs lignes), incluant les sentiers de VTT, les friches sous ces lignes ainsi que les canaux de drainage et fossés qui peuvent traverser ou border ces zones.
Autoroute	Cette catégorie regroupe les autoroutes à 4 voies et leurs sorties. On y inclut aussi les lignes téléphoniques et hydroélectriques qui longent ces routes.