36081531

CONSERVATION DES ÎLOTS BOISÉS EN PAYSAGE AGRICOLE

I.- Revue de littérature et synthèse des connaissances sur leur utilisation par l'avifaune

RENÉE LANGEVIN, Environnement Canada, Service canadien de la faune, 1141 route de l'Eglise, C.P. 10100, Ste-Foy, G1V 4H5, Canada

LUC BÉLANGER, Environnement Canada, Service canadien de la faune, 1141 route de l'Eglise, C.P. 10100, Ste-Foy, G1V 4H5, Canada

SERIE DE RAPPORTS TECHNIQUES NO 221
Région du Québec 1994
Service canadien de la faune

© Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1994
Numéro de catalogue CW 69-5/221F
ISBN 0-662-99610-0

Copies disponibles auprès du:

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Eglise, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

ENVIRONNEMENT CANADA BIBLIOTHÈQUE RÉGION DE QUÉBEC

Bibliothèque
Environnement Canada - Région du Québec
1141 Rte de l'Église
C.P. 10,000
Sainte-Foy (Québec)
G1V 4H5
CANADA

SK
470
T42
No. 221

COLLEGE CURRICULUM
SERIES

RESUMÉ

Les îlots boisés encore présents dans les agroécosystèmes, sont parmi les habitats naturels les plus menacés qui soient compte tenu de la constante pression de développement (étalement urbain, intensification de l'agriculture, développement industriel et exploitation des ressources naturelles) que l'on y retrouve. Se basant sur la prémisse que les différentes populations d'oiseaux puissent être un bon indicateur de la valeur faunique globale des îlots boisés en milieu agricole et conséquemment, un bon élément sur lequel baser une stratégie de conservation de la biodiversité dans ce type de paysage, nous présentons ici, une synthèse des connaissances actuelles sur la distribution et l'utilisation des boisés en paysage agricole et urbain par l'avifaune. Plus spécifiquement, nos objectifs étaient 1) de revoir l'ensemble de la littérature publiée, tant nord-américaine qu'européenne, portant sur l'utilisation par l'avifaune des boisés en paysage agricole et urbain, 2) d'identifier les facteurs environnementaux régissant la distribution de l'avifaune dans cet habitat et en préciser les plus importants à des fins de conservation, 3) de définir s'il y a lieu, les besoins futurs en recherche appliquée pouvant mener à des actions concrètes de conservation dans les prochaines années.

Notre revue de littérature nous a permis d'identifier 19 études portant spécifiquement sur la distribution et l'utilisation par les oiseaux des îlots boisés en milieu agricole et urbain. S'étalant de 1976 à 1991, la majorité de ces études furent réalisées en Amérique du Nord, plus particulièrement dans les États du centre et du nord-est des Etats-Unis, quatre études proviennent de pays européens, notamment l'Angleterre et les Pays-Bas, et enfin une dernière fut effectuée en Australie. La similitude dans les résultats obtenus lors de ces diverses études montre avec une certaine évidence que certaines espèces aviennes, plus particulièrement les espèces de l'intérieur des forêts et les espèces migratrices de longue distance, seraient très affectées par la fragmentation forestière en paysage agricole. Notre travail a également permis de constater que la richesse avienne dans les îlots boisés des milieux agricoles est influencée non pas par un seul mais par plusieurs facteurs. Ainsi, à la fois des facteurs physiques tels la superficie, le périmètre et l'isolement spatial, et des facteurs biologiques tels la prédation et le parasitisme, influencent l'utilisation des boisés par l'avifaune.

La distribution de l'avifaune parmi les îlots boisés en milieu agricole ne s'effectue donc pas au hasard et est même, dans une certaine mesure, prévisible sur la base des caractéristiques de ces derniers. Il nous a donc été possible de faire ressortir des connaissances actuelles, certains constats généraux à des fins de conservation. Nous présentons donc un certain nombre de recommandations qui pourront être utiles lors de l'élaboration d'une stratégie de conservation des boisés en paysage agricole et urbain. Celles-ci portent sur la superficie, la forme, les caractéristiques végétales et spatiales des boisés et furent formulées de façon à permettre une conservation maximale des groupes d'oiseaux qui sont les plus affectés par la fragmentation forestière dans les agroécosystèmes, plus particulièrement ici, les espèces de l'intérieur des forêts (insectivores) et les migrateurs de longue distance.

ABSTRACT

Wooden islands or woodlots found in agroecosystems, are there the most endangered natural habitats considering the on-going pressure of residential, industrial and agricultural development affecting them. Since birds might represent good biological indicators of the overall wildlife value of wooden islands in agricultural areas and therefore, could be an important component of a future conservation strategy of biodiversity in this kind of landscape, we present here an annotated litterature review of the use of rural woodlots by the avifauna. More specifically, our objectives were to: 1) review the knowledge on this topic found in both European and North american scientific litterature, 2) identify environmental factors that affect bird distribution in this type of habitat, and that particularly in a conservation point of view, 3) point out various needs in applied research in order to facilitate future conservation actions in the next years.

We found 19 studies dealing specifically with the bird use of woodlots in agricultural and urban landscapes. Conducted between 1976 and 1991, most of these studies have been conducted in North America (center and north-eastern states), four were realized in Europe (England and United Kingdom) and one in Australia. Similar results obtained during these different studies clearly indicate that some avian species particularly forest-interior and long-distant migrant ones, are the species the most affected by habitat fragmentation within agroecosystem. Our review also indicated that avian richness (number of species) is influenced by more that one factors. Indeed, both physical such as woodlot area, perimeter and spatial isolation, and biological factors (predation, parasitism) influenced bird distribution among the various wooden islands.

Therefore, bird species are not randomly distributed in the landscape and it might be possible to predict their distribution simply on the basis of woodlot characteristics. This enables us to formulate different conclusions to favor future conservation actions and to guide the applied research on this topic. We consequently present in this report, some recommendations that we believe will be useful to formulate a future conservation strategy of woodlots in agricultural and urban landscapes. Those latters are based on physical, biological and spatial features of woodlots in order to promote the conservation of bird groups there the most severely affected by the habitat fragmentation process i.e., the forest-interior (insectivorious) and long-distant migrant species.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier les différents membres du Service canadien de la faune, notamment Mme Francine Hone, pour l'échange d'idées tout au long de la rédaction de ce rapport. De plus, nous exprimons notre gratitude à Messieurs Jean-Luc DesGranges et Jean-Pierre Savard qui ont bien aimablement accepté de relire et d'apporter leurs commentaires sur une version préliminaire du document. Finalement, mentionnons que cette étude a été rendue possible grâce à du financement obtenu par l'un de nous (LB) dans le cadre du Plan Vert du Canada.

TABLE DES MATIÈRES

RESUMÉ.....i
ABSTRACT.....ii
REMERCIEMENTS.....iii
TABLE DES MATIÈRES.....iv
LISTE DES TABLEAUX.....vi
LISTE DES FIGURES.....vii

INTRODUCTION.....1

MÉTHODOLOGIE

Critères utilisés lors de la revue de la littérature.....6
Représentation graphique et traitement statistique.....6
Nomenclature et lexique utilisé.....8

UN COURT APERCU DE LA LITTÉRATURE EXISTANTE.....15

DISTRIBUTION ET UTILISATION PAR L'AVIFAUNE DES ÎLOTS BOISÉS EN PAYSAGE AGRICOLE AU COURS DE LA PÉRIODE DE REPRODUCTION

Rôle des facteurs physiques
A) La superficie des îlots boisés.....18
B) La forme des îlots boisés.....27
C) Isolement des îlots boisés.....28
D) Présence de corridors et liens écologiques au niveau du paysage.....32

Rôle des facteurs biologiques
A) Structure et composition de la végétation.....34
B) Prédation/compétition/parasitisme.....36
C) Ressources alimentaires.....39

DISTRIBUTION ET UTILISATION PAR L'AVIFAUNE DES ÎLOTS BOISÉS EN PAYSAGE AGRICOLE AU COURS DES PÉRIODES DE MIGRATION ET D'HIVERNAGE

Milieu agricole
A) Période de migration.....42
B) Hiver.....44

Milieu urbain et péri-urbain.....46

SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES À DES FINS DE CONSERVATION

Période de reproduction....49
Période de migration et période hivernale....52
Aperçu des besoins de recherche....52

RECOMMANDATIONS EN MATIÈRE DE CONSERVATION

Superficie et forme des boisés....54
Composition et structure de la végétation....54
Caractéristiques spatiales des boisés....56
Considérations générales....57

LITTÉRATURE CITÉE ET AUTRES RÉFÉRENCES....59

ANNEXES....71

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1. Les grandes catégories chez l'avifaune en fonction du statut migratoire, de la niche spatiale ou du groupe trophique des espèces. (P.7)

TABLEAU 2. Quelques exemples d'espèces aviennes fréquentant les boisés en paysage agricole, classées selon leur statut migratoire et l'habitat qu'elles utilisent. (p.14)

TABLEAU 3. Liste des études portant sur la distribution de l'avifaune dans des boisés situés en milieu agricole et péri-urbain. (p.16)

TABLEAU 4. Résumé des principales caractéristiques des petits et des grands boisés. (p.50)

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1. Exemple de la distribution des espèces aviennes en Amérique du Nord selon leur statut migratoire. (p.10)

FIGURE 2. Exemple de la distribution des territoires des espèces aviennes selon leur habitat (niche spatiale). (p.11)

FIGURE 3. Richesse avienne totale en fonction de la superficie des boisés de ferme au cours de la période de reproduction. Source des données: Galli *et al.*, (1976); Blake et Karr (1984); Ford (1987); Blake (1991). La superficie fut exprimée en logarythmique pour les besoins de l'analyse statistique. (p.19)

FIGURE 4. Statut migratoire des espèces aviennes selon la superficie des boisés. Source des données: (Blake 1991). La superficie fut exprimée en logarithmyque pour les besoins de l'analyse statistique touchant les espèces migratrices de courte distance et les espèces résidentes tandis que la transformation en racine carrée fut utilisée pour les migrateurs de longue distance. (p.20)

FIGURE 5. Densité moyenne d'oiseaux en fonction de la superficie des boisés de ferme. Source des données: Ford (1987). (p.26)

FIGURE 6. Exemple de la présence (en noir) ou de l'absence (en blanc) d'une espèce avienne (Sitelle d'Europe; *Sitta europaea*) en fonction de l'isolement des boisés de ferme par rapport aux grands massifs forestiers (en trame). Source des données: Opdam et Schotman (1987). (p.29)

FIGURE 7. Exemple de l'impact de la prédation sur les nids d'oiseaux selon la superficie des boisés et le type de paysage dans lequel ils se situent. Source des données: Wilcove (1985). (p.37)

FIGURE 8. Groupe trophique (a) ou type d'insectivores (b) et utilisation des boisés en paysage agricole selon leur superficie. Source des données: Blake (1983). La superficie fut exprimée en logarythmique pour les besoins de l'analyse statistique touchant les espèces omnivores, les insectivores de tronc, de feuillage et au sol tandis que la transformation en racine carrée fut utilisée pour les insectivores se nourrissant en vol. (p.40)

FIGURE 9. Richesse avienne en fonction de la superficie des boisés lors des périodes de migration printanière et automnale. Source des données: Blake (1986). (p.43)

FIGURE 10. Richesse avienne totale et richesse en espèces résidentes en fonction de la superficie des boisés de ferme lors de deux périodes hivernales. Source des donnéès: Blake (1987). (p.45)

FIGURE 11. Classes de superficie des boisés en paysage agricole et urbain en fonction de leur potentiel de conservation. (p.55)

INTRODUCTION

L'intensification du déboisement au cours du siècle dernier, aux fins de l'agriculture, de l'industrialisation et de l'urbanisation, a résulté en la perte de plusieurs milliers d'hectares d'habitats naturels en Amérique du Nord tout comme ailleurs dans le monde (voir Hobbs *et al.*, 1993a pour un exemple en Australie). On estime que la fragmentation des habitats et la transformation des paysages naturels en agroécosystèmes sont les principales causes de l'extinction et de la disparition croissante de plusieurs centaines d'espèces animales et végétales sur la terre (Wilcox et Murphy, 1985).

De plus ou moins complètement forestier qu'il était, le paysage s'est donc transformé peu à peu en une mosaique de terres agricoles, de zones urbaines, péri-urbaines et industrielles au travers desquelles subsistent des îlots, souvent isolés, de végétation naturelle. L'ensemble des éléments de ce paysage constitue ce qu'on appelle un agroécosystème (voir Bunce *et al.*, 1993). Ce dernier type représente d'ailleurs aujourd'hui le plus commun des écosystèmes du monde. Ainsi, on estime qu'environ 50% de la superficie de la planète est consacrée à l'agriculture (Pimentel *et al.*, 1992). Au Canada, dans la seule écozone de la plaine de la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent, les agroécosystèmes couvrent quelques 8 millions d'hectares.

Les habitats naturels encore présents dans les agroécosystèmes sont probablement parmi les plus menacés qui soit puisque la constante pression de développement (étalement urbain, intensification de l'agriculture, développement industriel et exploitation des ressources naturelles) occasionne le morcellement du paysage et favorise encore leur disparition et leur isolement. À cela se rajoute leur utilisation de plus en plus intense à des fins récréatives. A titre d'exemple, dans l'écozone des plaines des Grands Lacs et du Saint-Laurent, les zones boisées ne couvrent plus maintenant qu'un maigre 6% du territoire (donnée calculée à partir du Tableau 1 de Freemark *et al.*, 1991). Ce pourcentage variera évidemment selon les

régions, dépendamment de leur degré d'urbanisation et de leur vocation agricole. Pour ce qui est du Québec proprement dit, les agroécosystèmes se retrouvent tout particulièrement dans la portion la plus méridionale de la province, soit principalement le long de la vallée du Saint-Laurent de même qu'en Abitibi et au lac Saint-Jean. Ils couvrent plus de 2 millions d'hectares, soit un peu moins de 10% du territoire québécois.

Paradoxalement, les habitats marginaux dans les agroécosystèmes en raison de leur unicité et de leur isolement dans le paysage, possèdent une faune et une flore des plus diversifiées et c'est évidemment le plus souvent dans ceux-ci que l'on retrouve le plus d'espèces animales et végétales menacées. On considère donc que le défi des prochaines années dans la conservation de la biodiversité sera de protéger ces milieux marginaux et les processus naturels dans les écosystèmes dominés par l'homme (Pimentel *et al.*, 1992). Ceci se réalisera en favorisant un développement durable, soit une utilisation du territoire où l'exploitation et la conservation des ressources naturelles se font d'une manière harmonieuse permettant ainsi de mieux répondre aux besoins et aux aspirations de l'humanité et ce, dans une perspective à long terme.

Les étangs et les boisés en milieu agricole (qu'on désigne souvent en parlant d'étangs et de boisés de ferme), comme ceux situés en milieu davantage urbain ou péri-urbain, les lisières de végétation terrestre que l'on retrouve soit entre les planches agricoles ou soit le long des clôtures ou des routes de même que les bandes riveraines (zones ripariennes), les brise-vent et les rideau-abris constituent en fait les seuls habitats naturels que l'on retrouve encore aujourd'hui dans les agroécosystèmes. Pris individuellement, ces habitats ne représentent généralement qu'une toute petite superficie, parfois de quelques hectares et moins, mais pris globalement, ils sont par contre très importants. Ils sont, en fait, les seules et uniques sources du maintien de la conservation de la biodiversité en paysage agricole et urbain. Isolés le plus souvent dans une "mer" de développement, on les perçoit un peu comme des îles. Il n'est donc pas surprenant que l'on a souvent utilisé les concepts de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson, 1967; Diamond, 1976) pour assurer leur conservation bien que cela

ait soulevé bien des controverses (voir Ambuel et Temple, 1983; Blake et Karr, 1984).

Bien sûr, il serait illusoire de penser protéger l'ensemble de ces éléments naturels présents dans un territoire donné. Le gestionnnaire, tant celui responsable de la conservation de la faune et de la flore que celui responsable de la gestion et l'aménagement du territoire, se retrouvent donc face au problème de savoir lequel ou lesquels de ces habitats protéger prioritairement. A partir du moment où aucune espèce animale ou végétale rare n'est détectée dans un habitat donné et que ce dernier n'est pas non plus reconnu pour abriter une densité exceptionnelle d'une espèce le plus souvent d'intérêt sportif et économique, ce choix devient d'autant plus difficile. D'autres critères de sélection que la rareté ou le fort potentiel pour des espèces gibiers doivent donc alors être considérés tels l'unicité du site du point de vue floristique, son potentiel faunique en général, sa localisation et son rôle écologique par rapport aux autres éléments du paysage, sa beauté scénique, la pression de développement qui le menace, etc.. D'une même façon, comme le notait Diamond (1976), dans un tel environnement un plan de conservation devrait mettre l'emphase sur les groupes d'habitats et d'espèces les plus menaçés en général et maintenir un paysage diversifié. Cela est d'autant plus vrai dans une perspective de conservation globale de la biodiversité.

La fragmentation des habitats naturels et les modifications survenues dans le paysage végétal ont entrainé en complément de d'autres facteurs, de multiples changements au niveau des populations aviennes, se traduisant tout particulièrement par un déclin drastique des populations de certaines espèces d'oiseaux forestiers de l'Amérique du Nord (Walcoot, 1974; Temple and Temple, 1976; Robbins, 1979; Whitcomb *et al.*, 1981; Lynch et Whigham, 1984; Leck *et al.*, 1988; Robbins *et al.*, 1989, Terborgh, 1989). Ces fluctuations dans les populations de plusieurs espèces aviennes furent également notées au Canada et au Québec (Larivée 1989; Falardeau et DesGranges, 1991). Les effets de la fragmentation forestière sur les populations d'oiseaux furent notés partout dans le monde (Australie: Saunders, 1989; Hobbs *et al.*, 1993, Europe: Oelke, 1966; Angleterre: Moore and Hooper, 1975; O'Connor et Shrubb, 1986; Italie: Farina, 1993). Certaines espèces ont cependant profité de ce

changement (déboisement au profit de l'agriculture notamment vers des monocultures céréalière); on peut penser aux populations d'oies et d'oiseaux noirs en général.

Nous croyons ainsi que les oiseaux peuvent être un bon indicateur de la valeur des îlots boisés en milieu agricole et conséquemment, un bon élément sur lequel baser une stratégie de conservation de la biodiversité dans ce type de paysage. Cela découle du fait 1) qu'ils sont largement présents sur le territoire et dans chacun des boisés présents, 2) de la grande varété d'espèces ayant des exigences écologiques bien précises et 3) que les divers caractéristiques des boisés en termes de végétation, de superficie, de positionnement ou d'occupation humaine, sont des éléments importants de leur sélection de l'habitat. Nous avons donc cru que la première étape de nos actions de conservation devait consister à dresser l'état des connaissances sur la valeur avifaunique d'un des habitats naturels marginaux les plus importants des agroécosystèmes du Québec, soit les îlots boisés. C'est dans cette optique que nous présentons ici cette revue de littérature et de synthèse des connaissances actuelles sur la distribution et l'utilisation par l'avifaune des boisés en paysage agricole et urbain. Plus spécifiquement, nos objectifs étaient:

1) de revoir l'ensemble de la littérature tant nord-américaine qu'européenne, portant sur l'utilisation par l'avifaune des boisés en paysage agricole et urbain,

2) d'identifier les facteurs régissant la distribution de l'avifaune dans cet habitat et en préciser les plus importants à des fins de conservation,

3) de définir s'il y a lieu, les besoins futurs en recherche appliquée pouvant mener à des actions concrètes de conservation dans les prochaines années.

Pour ce faire, le présent document est structuré de la façon suivante. En tout premier lieu et afin de bien situer le lecteur tant par rapport à l'organisation physique du document qu'aux différents aspects considérés lors de notre revue et au vocabulaire utilisé, nous présentons à la deuxième section, un aperçu de la méthodologie utilisée (choix des saisons, des groupes d'espèces, etc.) et un court lexique des principaux termes utilisés dans le texte. La section III dresse pour sa part, un portrait détaillé de la distribution de l'avifaune dans les boisés de ferme en s'attardant sur chacune des principales caractéristiques tant physiques (superficie, forme, localisation, etc.) que biotiques (prédation, compétition, etc.) pouvant influencer ou régir l'utilisation de ceux-ci par les oiseaux tout au long de leur cycle vital annuel.

La quatrième section présente quant à elle, une synthèse des connaissances actuelles. Celles-ci sont ici considérées à des fins de conservation et dans l'optique de la publication éventuelle d'un guide de conservation des îlots boisés en milieu agricole. En plus d'une section intitulée "Littérature citée et autres références" (section V) qui accompagne le présent texte, nous avons également inclus en annexe au présent rapport une bibliographie annotée des principaux travaux scientifiques publiés sur le sujet. Ceci permettra au lecteur désireux de le faire, d'approfondir certains des aspects qui y sont traités en se référant spécifiquement aux articles d'où ils découlent. Pour chacun des travaux considérés à l'intérieur de cette bibliographie annotée, on trouvera donc un court résumé des résultats obtenus et des diverses recommandations de conservation formulées.

MÉTHODOLOGIE

Critères utilisés lors de la revue de la littérature

Il existe une très abondante littérature sur les effets de la fragmentation des habitats forestiers sur la faune avienne (voir Rosenfield *et al.*, 1992 pour une revue; consulter aussi en partie Nowacki et Trianosky, 1993). Un certain nombre de critères ont donc dû nous guider quant au choix des articles scientifiques traitant de l'utilisation des îlots boisés par l'avifaune. Ainsi, nous avons d'abord limité notre revue aux travaux dont l'aire d'étude se situait spécifiquement en paysage agricole ou agroécosystème. Puisqu'il nous semblait qu'il y avait une distinction très nette à faire à ce sujet, nous avons de plus distinguer les études ayant eu lieu en milieu agricole proprement dit, de celles s'étant déroulées en milieu davantage urbain ou péri-urbain. Finalement, nous avons considéré séparément l'utilisation par les oiseaux tant des boisés de ferme que des boisés urbains en distinguant cette fois, les périodes de reproduction, de migration automnale ou printannière et hivernale. Enfin, le statut migratoire des espèces, leur niche spatiale (habitat), de même que leur groupe trophique (voir Tableau 1 et la section suivante pour la définition de ces termes) ont été considérés.

Représentation graphique et traitement statistique

Afin d'illustrer le mieux possible la synthèse des résultats obtenus dans les divers travaux consultés et compte tenu 1) du nombre relativement peu élevé de boisés considérés dans ces études et 2) de leur grande variabilité en terme de superficie, nous avons parfois combiné et mis en graphique lorsque de telles données étaient disponibles dans les articles scientifiques consultés évidemment, les résultats bruts de ces travaux. A l'aide du logiciel SAS (version micro-ordinateur), nous avons par la suite utilisé des régressions simples pour évaleur la force de la relation entre la superficie des boisés et différentes autres variables relatives aux populations d'oiseaux (richesse totale, richesse par groupe d'espèces selon le statut migratoire

Tableau 1. Les grandes catégories chez l'avifaune en fonction du statut migratoire, de la niche spatiale ou du groupe trophique des espèces.

STATUT MIGRATOIRE	NICHE SPATIALE HORIZONTALE	NICHE SPATIALE VERTICALE	GROUPE TROPHIQUE
RÉSIDENT	DE CHAMP OU CHAMPETRE	DE SOL	OMNIVORE
DE COURTE DISTANCE	DE BORDURE, DE LISIERE, DE BUISSONS	D'ÉCORCE	GRANIVORE
DE LONGUE DISTANCE	MIXTE (LISIERE-INTÉRIEUR)	DE FEUILLAGE OU DE LA COURONNE	CARNIVORE
	DE L'INTÉRIEUR DES FORETS	DE VOL	INSECTIVORE

ou le groupe trophique, etc.). Dans certains cas par contre, alors qu'une seule étude était disponible, nous avons utilisé les graphiques présentés dans ces travaux en en citant la source.

Nomenclature et lexique utilisé

Nous présentons ici une courte définition des principaux termes techniques utilisés par la suite dans le texte. Cela est fait afin de renseigner les lecteurs moins familiers avec le vocabulaire propre à l'écologie de la faune avienne. On trouvera également entre parenthèses, la traduction anglaise courante. La liste des expressions retenues est ici présentée selon le sujet auquel elles se rapportent.

HABITAT

LISIERE OU ECOTONE (edge): Zone de contact ou de transition entre deux écosystèmes ou deux habitats différents. Ceci correspond dans le cadre de ce travail à la zone de rencontre, généralement abrute, entre les boisés de ferme et les milieux adjacents (champs agricoles, zones résidentielles ou industrielles, etc.).

EFFET DE LISIERE (edge effect): Concept écologique selon lequel la diversité et la densité des organismes (faune et flore) tend à augmenter à la jonction de deux habitats (écotone).

RATIO LISIERE/CENTRE (core/edge ratio): Proportion de la superficie du boisé dont les conditions d'habitats sont ceux de l'écotone forestier par rapport à la superficie présentant des conditions d'habitats strictement forestiers.

FRANGE BOISÉE OU RIDEAU-ABRI (shelterbelt): Bordure d'arbres, large de plusieurs mètres, établie à la suite de travaux de plantation.

BRISE-VENT (windbreak): Bordure d'arbres, linéaire et étroite, située entre les lots agricoles et servant à contrer l'érosion éolienne. D'origine naturelle ou plantée, cette lisière boisée est généralement constituée d'une seule rangée d'arbres et elle mesure moins de quelques mètres de largeur.

BOISÉ DE FERME OU ÎLOT BOISÉ (woodlot): Petit massif forestier de superficie variable mais le plus souvent inférieure à 100 ha, d'origine naturelle et plus ou moins isolé dans le paysage agricole ou urbain présent.

ESPÈCES AVIENNES

STATUT MIGRATOIRE (voir Figure 1)

ESPÈCE MIGRATRICE DE LONGUE DISTANCE (long-distance migrant): Espèce avienne se déplaçant sur de très grandes distances lors des saisons de migration; elle niche dans le nord de l'Amérique du Nord et hiverne dans les pays tropicaux, notamment en Amérique centrale et en Amérique du Sud.

ESPÈCE MIGRATRICE DE COURTE DISTANCE (short-distance migrant): Espèce avienne nichant dans le nord de l'Amérique du Nord et hivernant dans les Etats les plus au sud de l'Amérique du Nord (Caroline du Sud, Floride, Nouveau-Mexique, Texas, Californie, etc.).

ESPÈCE RÉSIDENTE (permanent species): Espèce avienne migrant peu ou pas entre ses aires de reproduction et d'hivernage du nord de l'Amérique du Nord.

ESPÈCE DE PASSAGE (transient species): Espèce avienne utilisant un boisé de façon très sporadique comme halte migratoire entre ses aires de reproduction et d'hivernage.

NICHE SPATIALE HORIZONTALE (voir Figure 2)

ESPÈCE CHAMPÊTRE (field or upland species): Espèce avienne utilisant les habitats ouverts tels les prairies, les champs agricoles, etc..

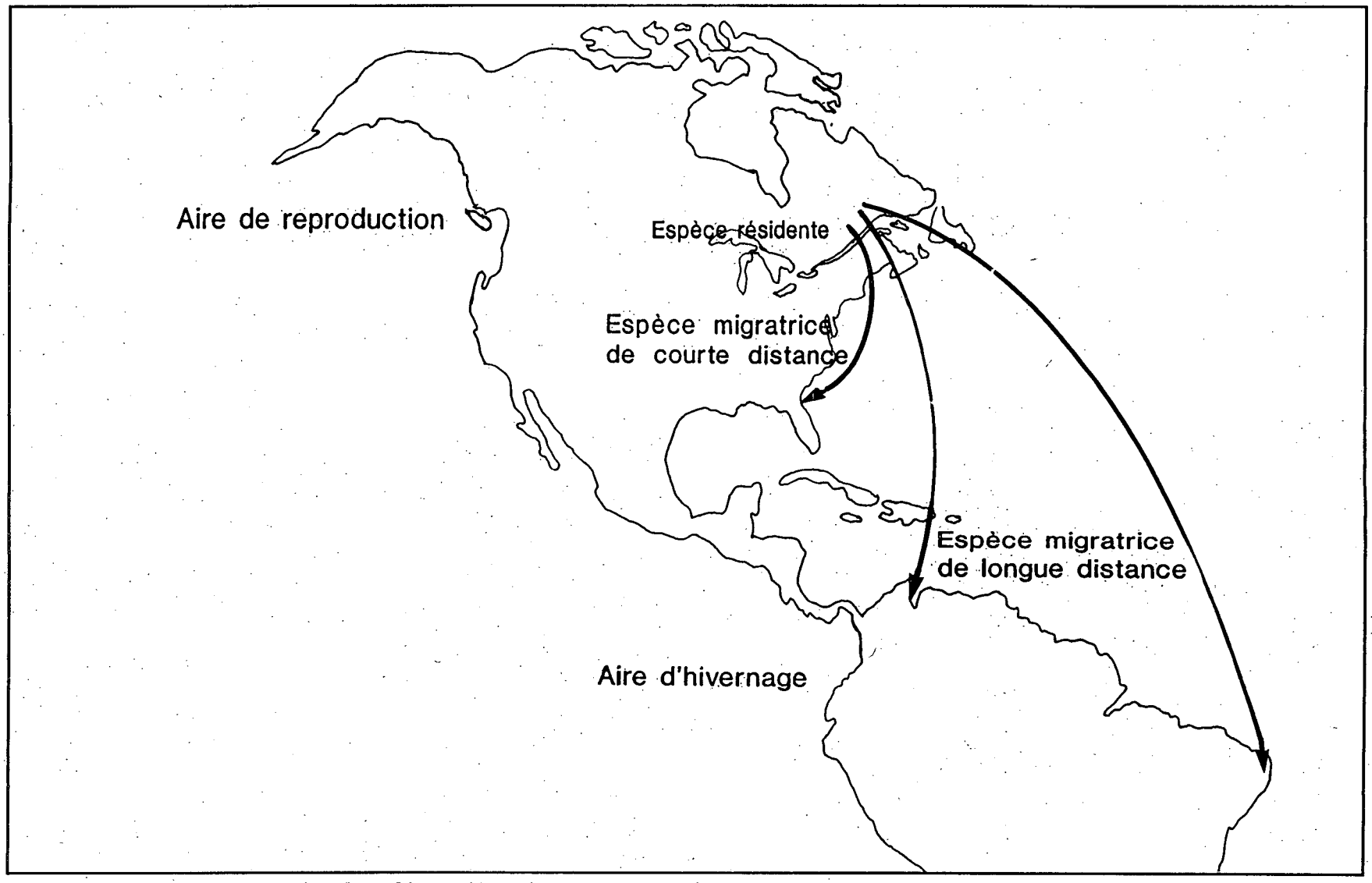

Figure 1. Exemple de la distribution des espèces aviennes en Amérique du Nord selon leur statut migratoire.

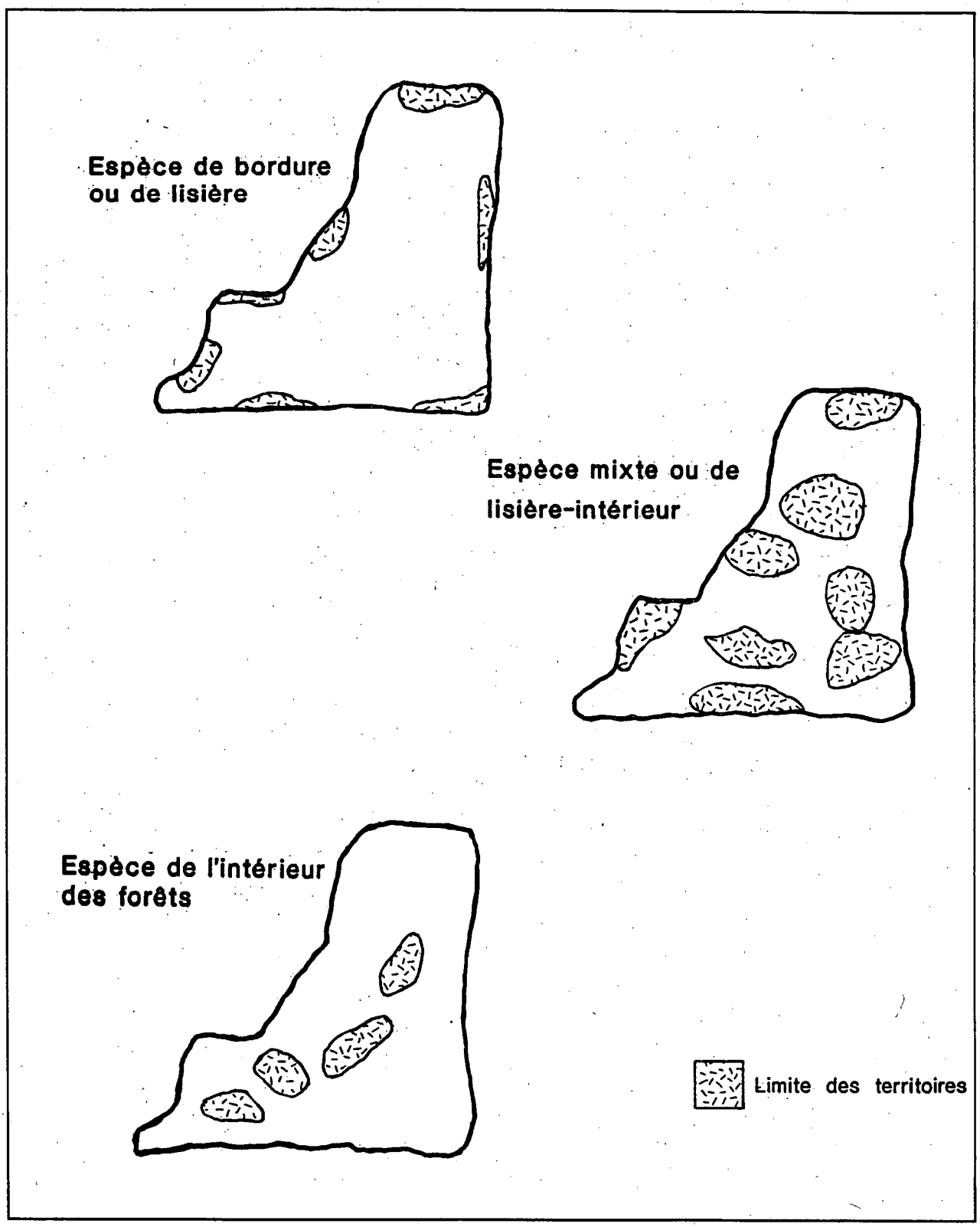

Figure 2. Exemple de la distribution des territoires des espèces aviennes selon leur habitat (niche spatiale).

ESPÈCE DE BUISSONS (shrub or scrub species): Espèce avienne utilisant les arbustaies, les buissons, les friches arbustives, etc..

ESPÈCE DE LISIERE OU D'ÉCOTONE (edge species): Espèce avienne retrouvée à la lisière des boisés, incluant les espèces caractéristiques des habitats adjacents (boisés et champs) en plus des espèces qui sont spécifiques à l'écotone.

ESPÈCE DE L'INTÉRIEUR (forest-interior species): Espèce avienne vivant généralement au centre des boisés, là où les conditions d'habitat sont typiquement forestières.

ESPÈCE MIXTE OU DE LISIÈRE-INTÉRIEUR (Interior-edge species): Espèce avienne qui n'est ni spécifique à l'intérieur des boisés ni aux lisières proprement dit.

NICHE SPATIALE VERTICALE OU QUÊTE ALIMENTAIRE

ESPÈCE D'ÉCORCE (bark insectivore): Espèce avienne se nourrissant d'insectes au niveau du tronc des arbres en glanant à la surface de l'écorce.

ESPÈCE DE FEUILLAGE OU DE COURONNE (foliage insectivore): Espèce avienne se nourrissant d'insectes se tenant dans le feuillage de la cime des arbres.

ESPÈCE DE SOL (ground insectivore): Espèce avienne se nourrissant d'insectes se tenant au sol et/ou dans la végétation basse.

ESPÈCE DE VOL (aerial insectivore or flycatcher): Espèce avienne se nourrissant d'insectes capturés en vol.

GROUPE TROPHIQUE OU NICHE ALIMENTAIRE

ESPÈCE OMNIVORE (omnivorious species): Espèce avienne se nourrissant à la fois de graines, d'herbes, d'insectes, de petits mammifères, etc..

ESPÈCE GRANIVORE (granivorious species): Espèce avienne se nourrissant exclusivement de graines.

ESPÈCE INSECTIVORE (insectivorious species): Espèce avienne se nourrissant exclusivement d'insectes.

Finalement, toujours de facon à bien renseigner le lecteur, le Tableau 2 en page suivante, donne quelques exemples d'espèces aviennes regroupées selon leur statut migratoire et leur habitat préférentiel.

Tableau 2. Quelques exemples d'espèces aviennes fréquentant les boisés en paysage agricole, classées selon leur statut migratoire et l'habitat qu'elles utilisent.

	ESPECE MIGRATRICE DE LONGUE DISTANCE	ESPECE MIGRATRICE DE COURTE DISTANCE	ESPECE RESIDENTE
ESPECE DE LISIERE OU BORDURE	Engoulevent bois-pourri Tyran tritri Paruline à flancs marrons Bruant indigo Oriole du nord	Merle d'Amérique Moqueur roux Bruant familier Bruant chanteur Carouge à épaulettes Vacher à tête brune	Corneille d'Amérique Tourterelle trise
ESPECE MIXTE OU DE LISIERE-INTÉRIEUR DE LA FORET	Pioui de l'est Moucherolle huppée Grive des bois Viréo aux yeux rouges Gros-bec à poitrine rose	Moucherolle phébi Moqueur chat Paruline masquée	Génilotte huppée Pic mineur Geai bleu Mésange à tête noire Cardinal rouge
ESPECE DE L'INTÉRIEUR DE LA FORET	Petite buse Grive fauve Paruline noir-et-blanc Paruline flamboyante Paruline courronnée Paruline du Canada	Troglodyte des forêts	Pic chevelu Sitelle à poitrine blanche Grimpereau brun Chouette rayée

UN COURT APERCU DE LA LITTÉRATURE EXISTANTE

Notre revue de l'abondante littérature traitant de la distribution avienne et de la fragmentation forestière, nous a permis d'identifier 19 études portant spécifiquement sur la distribution et l'utilisation par les oiseaux des îlots boisés en milieu agricole et urbain. S'étalant de 1976 à 1991, la majorité de ces études furent réalisées en Amérique du Nord, plus particulièrement dans les États du centre et du nord-est des Etats-Unis. Quatre études proviennent de pays européens, notamment l'Angleterre et les Pays-Bas, et enfin une dernière fut effectuée en Australie (Tableau 3).

À l'examen du Tableau 3, on remarque une grande variabilité tant au niveau du nombre que de la superficie des boisés étudiés. En effet, le nombre de boisés échantillonnés lors de ces études variait de 11 à 270 boisés (moy. = 53 boisés/étude) tandis que leur superficie individuelle s'échelonnait d'un faible 0,01 ha à un impressionnant 7620 ha. Presque tous les îlots boisés considérés lors de ces études possédaient une végétation forestière à dominance de feuillus. Les Chênes (*Quercus* sp.) y dominaient notamment, à l'exception d'une étude où la végétation était de type mixte. Dans quelques cas, la composition végétale retrouvée n'était pas spécifiée et décrite. Finalement, mentionnons que la majorité des études furent réalisées lors de la saison de reproduction alors que deux l'ont été pendant l'hiver et une seule en période de migration (Tableau 3).

En ce qui a trait aux facteurs physiques et biologiques susceptibles d'affecter la distribution avienne dans les boisés, la superficie a été identifiée comme variable potentielle par tous les auteurs sans exception. Viennent ensuite respectivement, la végétation, l'isolement, la forme, les ressources alimentaires et les intéractions biotiques telles que la prédation, le parasitisme et la compétition. Bien que plusieurs auteurs aient souligné le rôle important joué par les corridors de végétation reliant différents habitats naturels entre eux, aucune des études consultées, n'a réellement pris en compte ce facteur lors des analyses.

TABLEAU 3. Liste des études portant sur la distribution de l'avifaune dans des boisés situés en milieu agricole et péri-urbain.

#	AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	NB DE BOISÉS ÉTUDIÉS	SUPERFICIE (HA)	TYPE DE VÉGÉTATION	SAISON D'ÉTUDE[1]	S[2]	F	I	C	V	P/PA/C	R
1	Helliwell (1976)	Angleterre	60	0.12-5600	feuillus	R	+		+		+		
2	Galli et al. (1976)	New Jersey (E.U.)	30	0.01-24	feuillus (Chêne)	R	+				+		
3	Anderson et Robbins (1981)	Maryland (E.U.)	30	2.8-4000	-	R	+						
4	Ambuel et Temple (1983)	Wisconsin (E.U.)	26	3-500 +	feuillus (Chêne, Noyer, Érable)	R	+				+	+	
5	Blake (1983)	Illinois (E.U.)	15	1.8-600	feuillus	R	+						+
6	Blake et Karr (1984)	Illinois (E.U.)	12	1.8-600	-	R	+						
7	Lynch et Whigham (1984)	Maryland (E.U.)	270	5-1000 +	mixte (Chêne, Pin)	R	+		+		+		

[1] R = période de reproduction ; H = période d'hivernage : M = période de migration

[2] S = superficie, F = forme, I = isolement, C = corridor, V = végétation, P/PA/C = prédation/parasitisme/compétition, R = ressources alimentaires.

8	Howe (1984)	Australie Wisconsin (E.U.)	35 29	0.1-7 0.1-7	feuillus Eucalyp- tus,Chêne)	R/H/M R/H/M	+		+		+		
9	Opdam et al. (1985)	Pays-Bas	68	< 1-20	feuillus (Bouleau, Chêne)	R	+		+	+		+	
10	Blake (1986)	Illinois (E.U.)	14	1.8-600	feuilus	M	+						
11	Freemark et Merriam (1986)	Ontario (Canada)	21	3-7620	feuillus	R	+				+		
12	Blake et Karr (1987)	Illinois (E.U.)	15	1.8-600	feuillus (Caryer, Chêne)	R	+		+		+		
13	Blake (1987)	Illinois (E.U.)	11	1.8-600	-	H	+						+
14	Ford (1987)	Angleterre	20	0.14-18	feuilllus (Chêne, Frêne)	R	+		+		+		
15	Opdam et Schotman (1987)	Pays-Bas	68	0.5-25	-	R	+		+				
16	Tilghman (1987)	Massachusetts (E.U.)	32	1-69	-	H	+		+		+		
17	Loman et Von Schantz (1991)	Suède	140	0.01-24	-	R	+	+	+		+		
18	Blake (1991)	Illinois (E.U.)	12	1.8-600	feuilllus	R	+						
19	Villard (1991)	Ontario (Canada)	171	1.2-3000 +	feuillus	R	+	+	+		+		

DISTRIBUTION ET UTILISATION PAR L'AVIFAUNE DES ÎLOTS BOISÉS EN PAYSAGE AGRICOLE AU COURS DE LA PÉRIODE DE REPRODUCTION

Rôle des facteurs physiques

A) La superficie des îlots boisés

En dépit de certaines différences entre les diverses procédures d'inventaires, dans la superficie même des boisés étudiés de même que dans le type d'analyses statistiques utilisé au cours des différentes études consultées, les auteurs en arrivent à une même conclusion à savoir que la richesse avienne tend à augmenter avec l'accroissement de la superficie des îlots boisés en milieu agricole avec un seuil autour de 30 ha (Robbins *et al.*, 1987; Freemark et Merriam, 1986 ; Howe, 1984 ; Lynch et Whigham, 1984 ; Blake et Karr, 1984 ; Helliwell, 1976a)(Figure 3). Ces auteurs considèrent donc la superficie comme étant le meilleur indicateur de la distribution des espèces et de la composition des communautés aviennes des îlots boisés. Cependant, certaines espèces aviennes se sont avérées plus sensibles que d'autres à la variation de la superficie des boisés. Aussi, les migrateurs de longue distance sont très peu présents dans les petits boisés, plusieurs espèces de ce groupe y étant même totalement absentes. Ces dernières sont majoritairement des espèces restreintes aux habitats purement forestiers; elles sont donc plus fortement dépendantes de la superficie des boisés présents (Figure 4). Quant aux espèces migrant sur de courtes distances (ce sont surtout des espèces vivant à la lisière des forêts et des résidents permanents), leur présence a également été corrélée avec l'augmentation de la superficie des boisés mais par contre, moins fortement que les espèces migratrices de longue distance (Blake et Karr, 1984 ; Blake, 1991)(Figure 4). Pour celles-ci, la superficie est donc un facteur bien moins important pour expliquer leur distribution dans les boisés en paysage agricole comme le démontre également les résultats de Freemark et Merriam (1986).

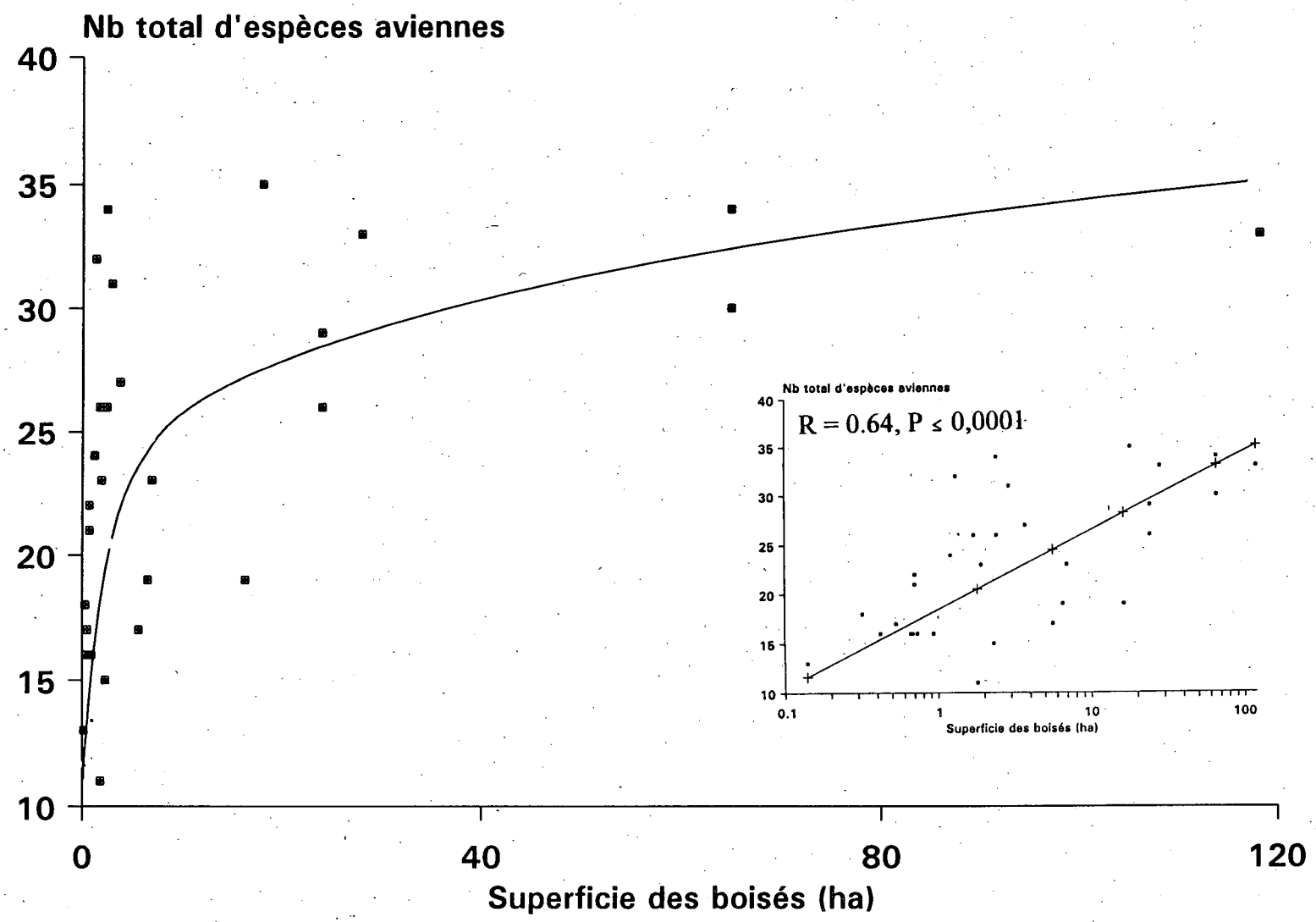

FIGURE 3. Richesse avienne totale en fonction de la superficie des boisés de ferme au cours de la période de reproduction. Source des données: Galli *et al.*, (1976); Blake et Karr (1984); Ford (1987); Blake (1991). La superficie fut exprimée en logarythmique pour les besoins de l'analyse statistique.

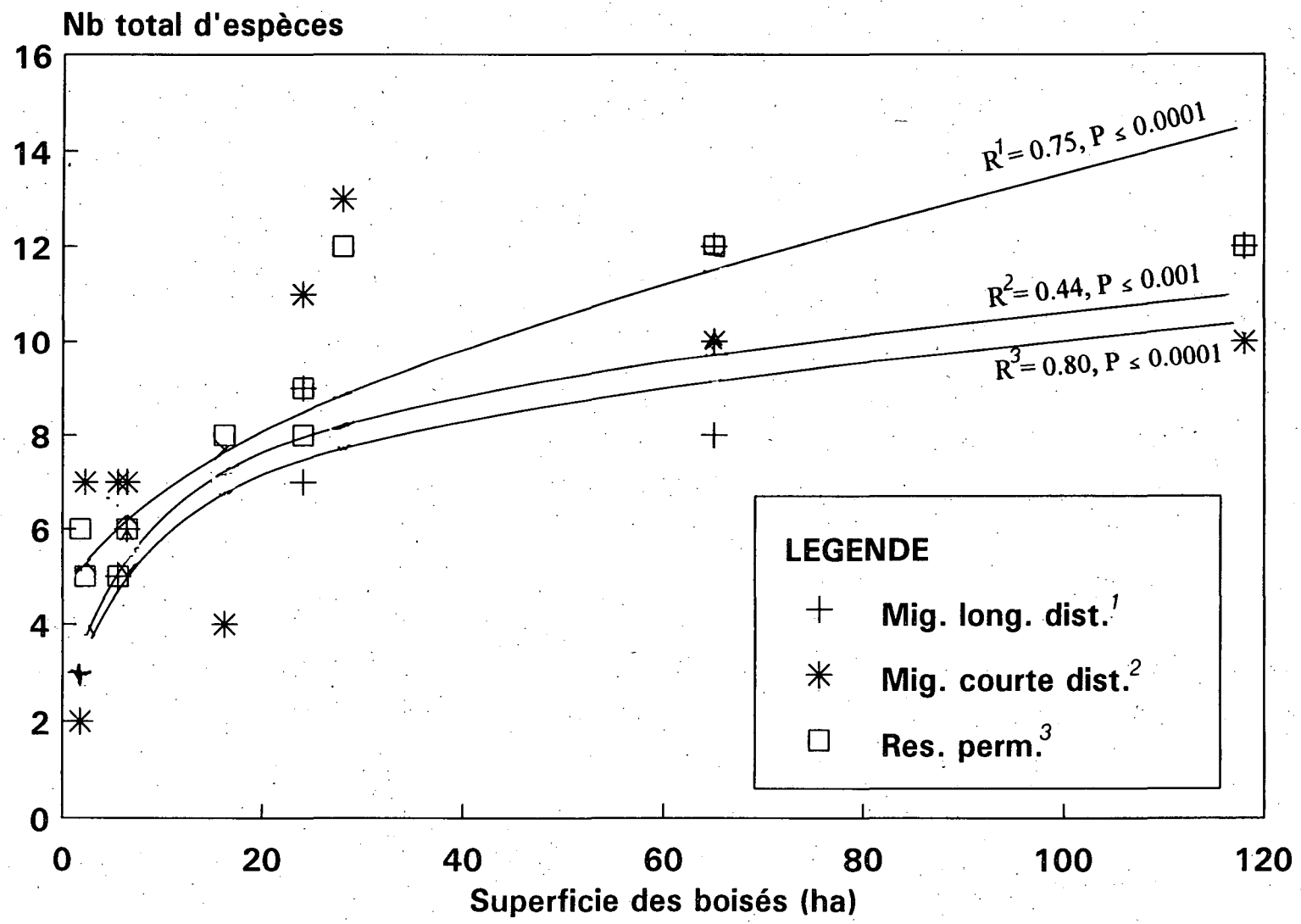

FIGURE 4. Statut migratoire des espèces aviennes selon la superficie des boisés. Source des données: (Blake 1991). La superficie fût exprimé en logarithmyque pour les besoins de l'analyse statistique touchant les espèces migratrices de courte distance et les espèces résidentes tandis que la transformation en racine carrée fût utilisés pour les migrateurs de longue distance.

Par contre, d'autres auteurs (notamment Anderson et Robbins, 1981) ont démontré que la présence des espèces migratrices de courte distance était corrélée négativement avec la superficie des boisés tandis que celles résidentes permanentes semblaient peu influencées par cette dernière. Ces différences dans les résultats pourraient s'expliquer par le fait qu'Anderson et Robbins (1981) ont étudié des boisés de superficie qui pouvaient mesurer jusqu'à 4,000 ha, ce qui est d'habitude très exceptionnel en milieu agricole.

Un patron général de l'utilisation par l'avifaune des boisés en paysage agricole au cours de la saison de reproduction, peut donc être dressé à partir des diverses études consultées, patron d'autant plus manifeste lorsque l'on regroupe les espèces aviennes selon leur statut migratoire et leur niveau trophique. Ainsi:

- les petits boisés sont typiquement dominés par des espèces généralistes (espèces de lisières et même de milieux ouverts) i.e., des espèces se reproduisant et/ou se nourrissant dans une grande variété d'habitats, et capables également d'intégrer les ressources des milieux environnants (les terres agricoles par exemple) au cours de leur quête alimentaire.

- au fur et à mesure de l'accroissement de la superficie des boisés, les espèces plus spécialistes (espèces de l'intérieur des forêts) augmentent en importance; ils domineront d'ailleurs dans les grands boisés.

- entre ces deux extrêmes, se retrouvent plusieurs espèces dites intermédiaires, comme par exemple des migrateurs de longue distance, qui ne dépendent pas des conditions d'habitats strictement forestiers pour se nourrir et se reproduire.

Ainsi, l'utilisation et la répartition des différentes espèces aviennes dans les boisés en milieu agricole ne s'effectue pas au hasard. Bien au contraire, le patron de distribution suit une séquence régulière et prévisible; la plupart des espèces retrouvées dans les petits boisés se retrouvent également dans les boisés plus grands (Blake, 1991) alors que les espèces plus

sensibles à la fragmentation et à la réduction de la superficie des habitats forestiers, sont pour leur part, totalement absentes des petits boisés.

Bien que ces énoncés soient bien reconnus par la plupart des auteurs, la détermination de la superficie minimale en terme de conservation de toutes les espèces c'est-à-dire celle où peuvent être retrouvées notamment les espèces de l'intérieur des forêts, est difficile à établir. Cela découle en partie du fait que la superficie des plus grands boisés étudiés par certains auteurs s'avère parfois égale à la plus petite superficie des boisés étudiés par d'autres auteurs. La détermination précise entre ce qui est un "petit boisé" et un "grand boisé" n'est donc pas chose évidente. Cela rend ainsi les conclusions de certains auteurs difficilement comparables.

Ainsi, peu d'auteurs ont tenté d'ailleurs de préciser d'une facon quantitative la superficie dite minimale à laquelle les espèces davantage "forestières" pouvaient être présentes. Pour Galli *et al.* (1976), un boisé de superficie inférieure ou égale à 0.2 ha est considérée comme une bordure d'arbres plutôt qu'une véritable parcelle de forêt puisque les espèces aviennes qu'on y retrouve sont toutes des espèces de lisières; un effet de bordure se faisant sentir ici dans tout le boisé. Selon ces mêmes auteurs, les espèces plus typiquement forestières apparaissent seulement dans les boisés de superficie supérieure à 0.8 ha. Par contre, Anderson et Robbins (1981) ont observé que les oiseaux migrant sur de longue distance sont moins fréquents dans les boisés inférieurs à 7 ha. Pour Ambuel et Temple (1983), ils sont généralement exclus des boisés de superficie inférieure à 5 ha, alors que pour Blake et Karr (1984), leur présence dans les boisés de moins de 24 ha est rare et irrégulière. Finalement, selon une autre étude (Askins *et al.*, 1987), certaines de ces espèces ne sont tout simplement pas présentes dans les boisés de moins de 187 ha.

La grande variabilité dans les résultats obtenus et la difficulté à établir avec une certaine précision la taille minimale des boisés requise pour assurer la conservation des espèces restreintes aux habitats forestiers et qui sont les plus menacées dans les agroécosystèmes,

s'explique du fait que la superficie, même si elle s'avère généralement un bon indicateur de la richesse avienne, n'est pas l'unique facteur régissant la composition des communautés aviennes dans ce type d'habitat. L'agencement des divers éléments du paysage, l'isolement des boisés, les interconnections entre ces derniers assurées par la présence de corridors verts, sont tous autant de facteurs ou variables influencant la distribution de l'avifaune à l'échelle régionale (voir plus loin). À titre d'exemple, plusieurs auteurs (Ambuel et Temple,1983; Lynch et Whigham, 1984; Opdam *et al.* ,1985; Freemark et Merriam, 1986) ont démontré lors de leurs études au Wisconsin, en Ontario, au Pays-Bas et au Maryland, que la superficie n'expliquait qu'environ 50 % de la variation du nombre d'espèces présentes. Cependant, en Illinois, cette même variable expliquait de 87 à 98% de cette variation. Il faut mentionner ici cependant que dans ce dernier cas, **1)** les boisés étudiés y étaient davantage isolés les uns des autres que cela était le cas dans les diverses autres études sur le sujet et **2)** que la lisière des boisés se terminait très abruptement à la limite des champs agricoles adjacents; ainsi, toute variation de la superficie des boisés y avait donc un effet beaucoup plus marquée.

Plusieurs auteurs ont tenté d'expliquer le patron de distribution de l'avifaune dans les boisés en paysage agricole. Un premier modèle, celui de la théorie de la biogéographie insulaire développé par MacArthur et Wilson (1967), a été appliqué aux îlots boisés en milieu agricole. Selon ce modèle, les plus grands boisés possèdent plus d'espèces simplement parce qu'une plus grande superficie permet de supporter plus d'individus et donc conséquemment, plus d'espèces. De plus, ce modèle prône également l'équilibre entre l'extinction et l'immigration des espèces pour y expliquer la grande richesse avienne qu'on y observe. Ainsi, les populations étant souvent plus restreintes dans les petits boisés, elles sont plus susceptibles d'avoir un taux d'extinction ou de disparition plus élevé en raison des changements inhérents aux petites populations (pool génétique restreint, ratio mâle/femelle élevé, impact plus important de la mortalité hivernale, etc.). Comme les petits boisés sont souvent très isolés, peu d'immigrants sont susceptibles de les atteindre. Un haut taux d'extinction, combiné à un faible taux d'immigration, résulte donc en une richesse totale plus faible. La faible richesse en espèces de l'intérieur des forêts caractérisant les petits boisés s'accorde bien avec la théorie

de la biogéographie insulaire. De tous les groupes d'oiseaux, on estime en effet que ce sont ceux qui se comportent le plus comme si les boisés étaient de vraies îles, entourées d'un milieu "inhabitable". A l'inverse, les espèces de lisières et celles dites mixtes (intérieur/lisière) utilisent régulièrement les milieux adjacents, ne considérant donc pas ou peu, les boisés comme de vraies îles. Le modèle de MacArthur et Wilson (1967) s'applique donc moins bien pour expliquer la richesse en espèces observée pour ces derniers groupes d'oiseaux.

Un deuxième concept, celui dit des "interactions biotiques" et présenté par Ambuel et Temple (1983), permet également d'expliquer l'absence des espèces de l'intérieur des forêts dans les boisés de plus faible superficie. Selon ce modèle, leur absence découlerait de la présence dans ce type de boisés, de conditions très défavorables pour elles, c'est-à-dire reliées notamment à la compétition, à la prédation et au parasitisme. Ces types d'intéractions biotiques prévaudraient davantage dans les petits boisés (voir plus loin pour une explication).

Enfin, une dernière hypothèse apportée par certains auteurs (e.g. Robbins *et al.*, 1987; Askins *et al.*, 1990), est reliée cette fois aux pressions qui s'exercent sur les populations d'oiseaux dans leur aire d'hivernage. En effet, les oiseaux migrateurs de longue distance se déplacent jusque dans les Tropiques pour y passer l'hiver. Pour des raisons encore obscures, plusieurs auteurs croient que les changements dramatiques liés à la déforestation ou déboisement massif des forêts tropicales ont probablement des impacts très importants sur les populations d'oiseaux l'hiver, provoquant même un déclin de celles-ci. Ces changements survenant au sud seraient susceptibles d'affecter l'abondance et la distribution des espèces durant la saison de reproduction dans les régions tempérées plus au nord. Ce déclin de certaines espèces étant plus difficile à détecter à grande échelle qu'à un niveau plus local, plusieurs auteurs attribuent donc les réductions de certaines populations aviennes (les insectivores par exemple), aux problèmes associés aux habitats d'hivernage plutôt qu'à la fragmentation des aires de reproduction .

Un dernier élément possible qui puisse permettre d'expliquer cette plus grande richesse

avienne retrouvée dans les boisés de grande superficie est lié tout simplement selon certains auteurs, à la méthodologie d'inventaire généralement employée et au plan d'échantillonnage lui-même. En effet, pour plusieurs études, les techniques de recensement des oiseaux ne sont pas les mêmes selon la taille du boisé inventorié. Ainsi, dans les plus grands boisés, davantage de relevés (généralement des points d'écoute) sont effectués. Le tout se traduit donc alors par un plus grand temps passé dans ceux-ci. Conséquemment, la probabilité de détecter les espèces moins communes pouvant avoir été non inventoriées dans les petits boisés est plus grande, tout simplement en raison d'un temps total d'écoute plus long. Cependant, plusieurs auteurs ont utilisé différentes méthodes statistiques pour éliminer ce biais lors de leurs études (e.g. Blake et Karr, 1984 ; Howe, 1984); ils ont cependant obtenu une même conclusion, à savoir que les grands îlots boisés demeurent toujours plus riches en espèces aviennes que les plus petits.

Pour bien comprendre les effets de la fragmentation forestière dans les agroécosystèmes et les enjeux de conservation de la biodiversité qui en découle tout au moins au niveau des espèces aviennes, il est nécessaire de parler également de la relation entre la densité d'individus et la superficie des boisés en mileu agricole. Ainsi, en dépit d'une richesse avienne plus faible dans les petits boisés, la densité d'oiseaux s'avère par contre généralement beaucoup plus élevée dans ceux-ci que dans les grands boisés (Blake et Karr, 1987 ; Ford, 1987 ; Loman et Von Schantz, 1991)(Figure 5). Cette observation s'explique du fait que les champs agricoles adjacents constituent une partie de l'aire d'alimentation utilisée par certaines espèces d'oiseaux (espèces généralistes) nichant dans les boisés. Plus d'individus peuvent occuper les petits boisés puisque leur territoire ou domaine vital n'est pas restreint à la superficie même des boisés. De plus, les petits boisés ont une plus grande proportion de lisière (écotone) et la densité d'oiseaux est toujours plus élevée à la lisière qu'au centre d'une forêt. Les espèces d'habitats forestiers ou les migrateurs de longue distance sont conséquemment les seuls groupes d'oiseaux qui montrent une densité plus élevée d'individus dans les grands que les petits boisés.

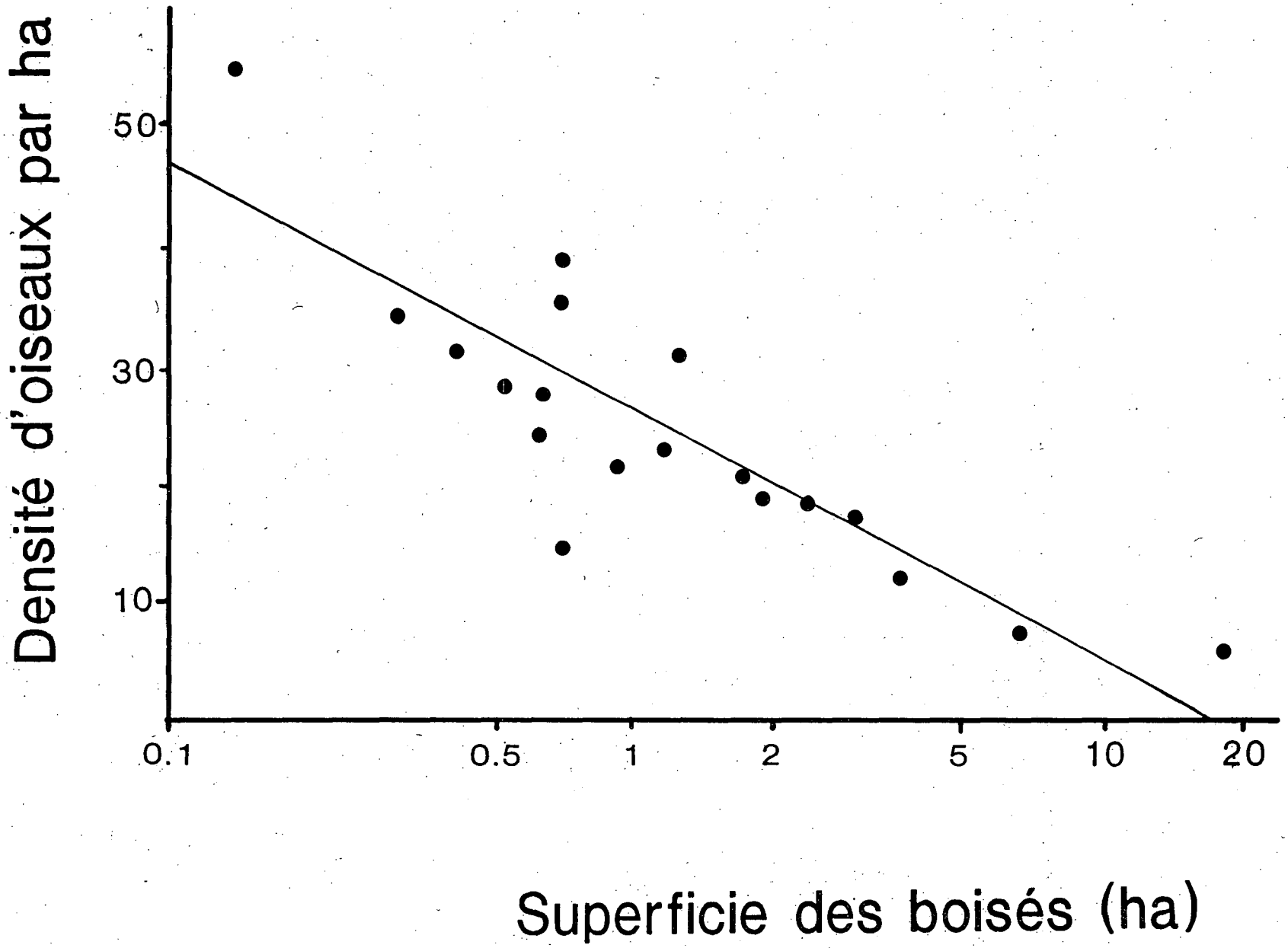

FIGURE 5. Densité moyenne d'oiseaux en fonction de la superficie des boisés de ferme. Source des données: Ford (1987)

B) La forme des îlots boisés

Très peu d'études ont cherché à évaluer l'importance de la forme des îlots boisés en paysage agricole en tant que facteur pouvant affecter leur utilisation et sélection par l'avifaune. On fait ici davantage référence au ratio lisière/centre qu'à la géométrie même du boisé. Selon Saunders *et al.*, (1991), il existe une superficie au-dessus de laquelle la forme des boisés importerait très peu. Pour Villard (1991), la forme du boisé n'aurait somme toute qu'une influence bien mineure. Cependant, cet auteur mentionne que cette dernière serait par contre très importante pour les petits boisés puisqu'elle y influencerait grandement le ratio lisière/centre. Ainsi, à superficie équivalente, les boisés longs et étroits ont proportionnellement plus de lisières qu'un boisé de forme circulaire ou carré. Selon Levenson (1981), une superficie de quatre hectares représente une aire minimale pour laquelle la végétation du centre du boisé se différencie de celle que l'on retrouve en bordure (estimation théorique faite pour un boisé de forme presque circulaire).

Ainsi, l'importance au niveau de la forme des boisés serait d'abord liée à la structure et à la composition de la végétation qu'on y trouve (voir plus loin pour une explication). En effet, l'écotone ou la bordure forestière offre généralement une très grande diversité de conditions et d'habitats donc, une plus grande variété de ressources alimentaires. Ceci entraîne automatiquement une densité plus élevée d'oiseaux dans ce type d'habitat. De plus, la bordure des boisés possède une densité d'oiseaux d'autant plus élevée que plusieurs espèces, tout en nichant dans les boisés, se nourrissent dans les champs agricoles environnants; la densité avienne est ainsi souvent plus élevée que la capacité de support réel du boisé ne le permettrait vraiment. Cela explique pourquoi on retrouve souvent une densité d'oiseaux plus élevée dans les petits boisés. Par contre, seulement quelques espèces y sont représentées.

C) Isolement des îlots boisés

L'influence de l'isolement des îlots boisés que ce soit entre eux, par rapport à des massifs forestiers plus importants ou encore à d'autres milieux naturels, en tant que facteur pouvant affecter leur utilisation par les oiseaux n'est pas clairement établie. En effet, sur ce point, notre revue a permis de constater que les différents auteurs ne font pas consensus; un certain effet d'isolement ayant été observé par quelques auteurs mais réfuté par d'autres. Ainsi, les études de Blake et Karr (1987) et d'Ambuel et Temple (1983) n'ont pas démontré de relation significative entre le degré d'isolement des boisés et le nombre présent d'espèces aviennes de l'intérieur des forêts. Par contre, d'autres études semblent démontrer, pour leur part, que les boisés les plus isolés possèdent beaucoup moins de telles espèces et ce, même lorsque les effets de la superficie ont été éliminés ou contrôlés lors des analyses statistiques (Askins *et al.*, 1987 ; Opdam et Schotman, 1987 ; Lynch et Whigham, 1984). Les espèces migratrices de longue distance seraient également beaucoup moins abondantes dans les boisés très isolés. Ceci semble donc confirmer l'hypothèse que ces espèces sont beaucoup plus sensibles aux effets de la fragmentation de leur habitat (augmentation de l'isolement, réduction de la superficie boisée, etc). Les résultats obtenus par Opdam et Schotman (1987) sur la présence ou l'absence de territoires de Sitelles d'Europe (*Sitta europaea*) en fonction de l'isolement des boisés de ferme par rapport aux grands massifs forestiers illustrent d'ailleurs très bien ce dernier point (voir la Figure 6).

Ainsi, il semble donc que l'isolement des boisés ait un certain effet sur leur utilisation par l'avifaune lorsque les différentes espèces sont regroupées lors de l'analyse des données selon leur statut migratoire. Cependant, lorsque toutes les espèces sont considérées comme un ensemble, ce facteur d'isolement n'aurait aucune influence sur l'utilisation des boisés (Opdam *et al.*, 1985). De même, l'effet de ce facteur variera selon que l'on parlera de richesse spécifique, densité ou alors d'abondance d'oiseaux. Ainsi, Opdam *et al.* (1985) ont observé que la variation dans la richesse avienne entre les boisés attribuable à l'isolement était faible. Par contre, d'après Lynch et Whigham (1984), même un très faible isolement (de

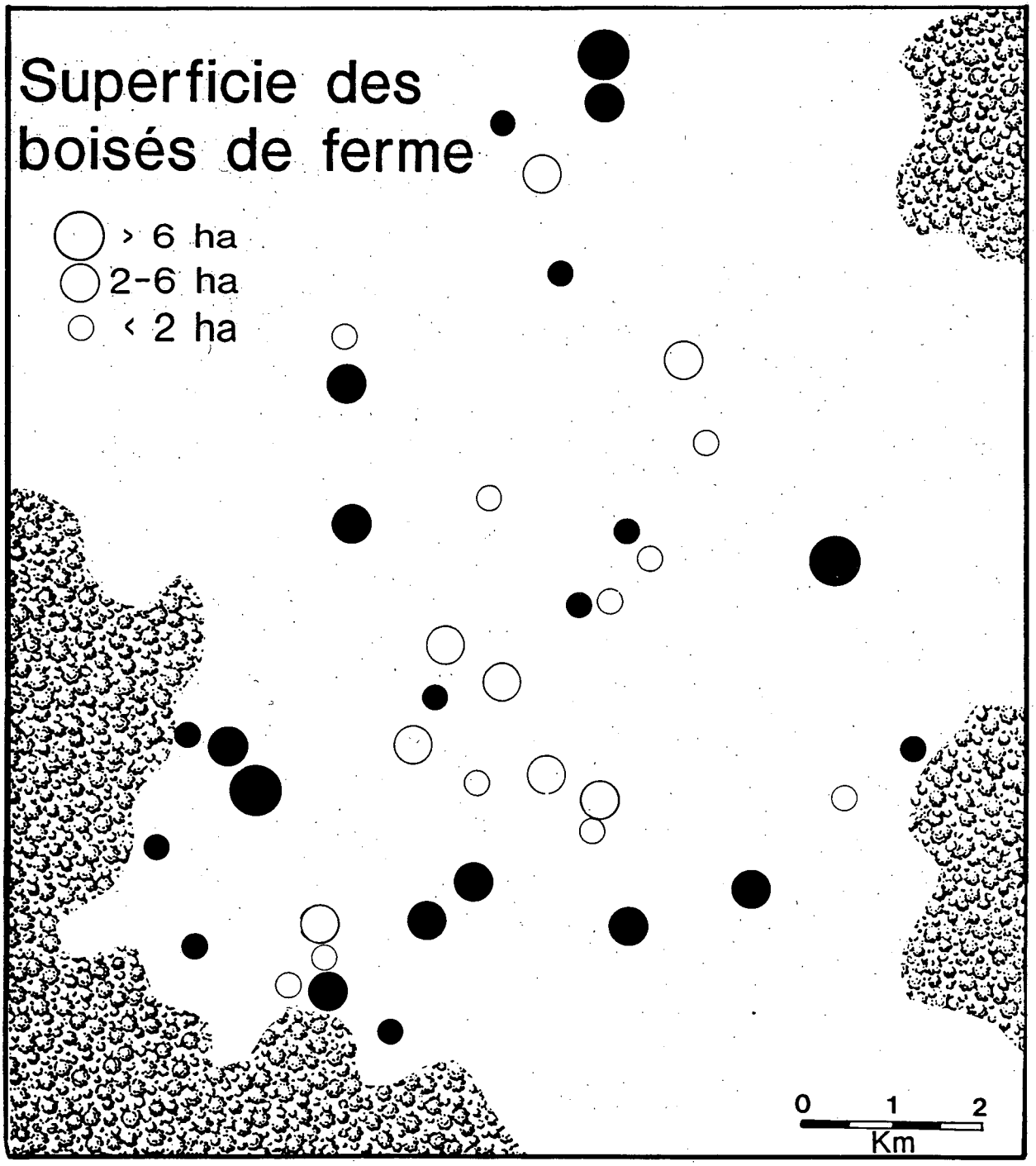

FIGURE 6. Exemple de la présence (en noir) ou de l'absence (en blanc) d'une espèce avienne (Sitelle d'Europe; *Sitta europaea*) en fonction de l'isolement des boisés de ferme par rapport aux grands massifs forestiers (en trame). Source des données: Opdam et Schotman (1987).

l'ordre de moins de 100 m par exemple), provoquerait une réduction de l'abondance de certaines espèces migratrices à l'échelle locale, cet effet d'isolement ayant un effet "psychologique" néfaste pour plusieurs espèces. Par exemple, cette étude a démontré que la densité locale du Viréo aux yeux rouges (*Vireo olivaceus*) et de la Grive des bois (*Hylocichla mustelina*) déclinait d'environ 2% par 100 m d'isolement. Pour ces espèces, la fragmentation et l'interruption des zones boisées, ne serait-ce que par des lignes de transmission électrique ou une route à plusieurs voies, aurait un effet significatif sur le niveau de leurs populations. Ainsi, aucune tendance claire ne semble se dessiner en ce qui concerne l'effet de l'isolement des îlots boisés sur la distribution des oiseaux en paysage agricole. Il est cependant relativement facile d'expliquer pourquoi il existe de telles différences dans les résultats.

A l'examen des différents travaux, on remarque d'abord que la mesure même du degré d'isolement diffère beaucoup tant d'une étude à l'autre que d'une région géographique à l'autre. Pour certains auteurs, l'isolement équivaut à la distance séparant le boisé inventorié du boisé le plus proche alors que pour d'autres, ce facteur équivaut à la distance entre celui-ci et un boisé d'une superficie déterminée (distance jusqu'à un boisé de plus de 10 ha ou 100 ha par exemple). Certains auteurs utilisent également, comme mesure d'isolement, la proportion de milieu forestier à l'intérieur d'un certain périmètre (bloc d'un kilomètre carré par exemple) où se trouve le boisé inventorié. De plus, pour certaines études, les boisés sont considérés comme isolés s'ils sont séparés par des distances de l'ordre de 100 m à 1 km, alors que pour d'autres, ils le seront seulement lorsqu'ils seront séparés les uns des autres par plusieurs kilomètres de distance. Il est donc évident dans ce dernier cas, que la possibilité pour certaines espèces d'intégrer plus d'un boisé à l'intérieur de leur domaine vital est beaucoup plus faible lorsque ceux-ci sont trop isolés. À l'inverse, les boisés les moins isolés, c'est-à-dire ceux généralement situés à proximité de grands massifs forestiers, comprennent plus d'espèces de l'intérieur des forêts. Ainsi, il est possible de croire que ces derniers puissent fournir suffisamment d'immigrants vers les îlots boisés isolés environnants pour maintenir une population viable à l'intérieur de chacun d'eux (Askins et Philbrick, 1987). L'hypothèse que les populations d'oiseaux dans les îlots boisés en paysage agricole proviennent de plus

grandes populations régionales (concept des métapopulations) est donc fort plausible. Les changements d'effectifs enregistrés au niveau d'un boisé en particulier dépendent donc du taux de dispersion des oiseaux à partir des grandes forêts environnantes. Il est cependant possible que la distribution des oiseaux parmi les différents boisés soit davantage limitée par le nombre total de boisés présents que par la capacité des espèces aviennes à se disperser parmi ceux-ci.

L'absence de relation entre l'isolement et la richesse avienne telle observée par quelques auteurs peut s'expliquer du fait que l'isolement et la superficie des boisés sont deux variables qui dans une certaine mesure, sont extrêmement corrélées entre elles. En effet, les grands boisés sont le plus souvent présents dans des régions où le paysage est encore très peu fragmenté, c'est-à-dire où la distance entre chacune des parcelles forestières est très faible. De plus, il est évident que toute réduction de superficie d'un boisé entraîne automatiquement un plus grand isolement de ce dernier. Conséquemment, les effets de ces variables sont difficiles à départager au niveau des analyses statistiques. Finalement, il est également possible que les oiseaux ne perçoivent pas les boisés aussi isolés qu'ils semblent l'être à nos yeux. Un boisé isolé d'un second par une route de 100 m de large est peut-être perçu par certaines espèces d'oiseaux comme un boisé continu alors qu'il en est probablement tout autrement pour d'autres espèces.

Bien que plusieurs auteurs aient perçu la superficie comme étant le meilleur indicateur de la richesse avienne pour les petits boisés et l'isolement comme étant le plus important pour les grands boisés, notre revue de l'ensemble des études sur le sujet tend à démontrer qu'il est difficile de tirer une conclusion générale concernant le rôle de l'isolement des îlots boisés dans leur utilisation par l'avifaune.

D) Présence de corridors et de liens écologiques au niveau du paysage

Etroitement associée à la notion d'isolement, on retrouve celle du maintien de liens écologiques entre les îlots boisés ou entre ces derniers et d'autres types de milieux naturels. Ces liens découlent de la présence entre ces habitats de ce que l'on appelle des "corridors verts". Ce sujet est de plus en plus abordé au niveau de la littérature (voir Saunders *et al.*, 1991). Ces corridors (frange boisée, brise-vent, bordure riveraine, etc.), sortes de bordure continue de végétation reliant au moins deux parcelles d'habitats naturels entre elles, présentent plusieurs avantages: **1)** ils minimisent tout d'abord certains effets liés à l'isolement et à la fragmentation forestière; ainsi, au fur et à mesure que la superficie des boisés diminue, l'importance de ces corridors augmente d'autant plus, **2)** ils favorisent les déplacements de la faune entre boisés, agissant alors comme couloir de déplacement, **3)** ils fournissent un site d'alimentation supplémentaire et **4)** ils offrent des sites potentiels de nidification pour certaines espèces.

Lors d'une étude sur les déplacements des oiseaux entre des boisés de ferme et divers habitats adjacents, Wegner et Merriam (1979) ont observé que plusieurs espèces utilisaient alors les bordures d'arbres pour se déplacer d'un boisé à l'autre, celles-ci diminuant l'effet de barrière créé par les milieux ouverts, plus particulièrement ici les champs agricoles. Selon Opdam *et al.* (1985), le nombre de corridors et la largeur de ceux-ci augmentent de façon significative le nombre d'espèces en paysage agricole. Ces bordures d'arbres et d'arbustes ont donc une fonction écologique très importante dans les agroécosystèmes en terme de conservation de la diversité biologique et représentent une composante essentielle au maintien des communautés aviennes dans les boisés de ferme.

Malgré cela, notre revue indique qu'il n'y a pas vraiment unanimité quant à l'importance relative de ces corridors verts. Ainsi, certains auteurs mentionnent que ceux-ci n'offrent pas que des avantages pour l'avifaune. En effet, ces corridors pourraient également faciliter la dispersion des maladies et des espèces nuisibles tandis que les feux et tous les

autres types de perturbations naturelles ou résultant des activités de l'homme, pouvent facilement se propager le long de ceux-ci. Ils considéraient également la dispersion des espèces de lisières, des espèces compétitrices, des prédateurs et des espèces parasites. Les corridors étant des bordures d'arbres plus ou moins larges, ils sont donc sujets à des effets de lisières très importants. Leur valeur comme couloir de dispersion dépendraient donc fortement de la proportion de lisière présente par rapport à leur longueur totale. Ainsi, ce sont généralement les espèces de lisière qui prédominent dans ces corridors, bien qu'elles n'aient pas nécessairement besoin de se déplacer d'un habitat à l'autre à travers ceux-ci. A l'inverse, les espèces d'habitats forestiers ont eux beaucoup plus besoin des corridors afin de minimiser l'isolement des ilots boisés et conséquemment des populations. L'utilisation de ces corridors par ces espèces est par contre limitée par différents autres facteurs. La prédation le long de ces habitats serait probablement un des plus importants facteurs limitant le déplacement des espèces purement forestières (espèces de l'intérieur des forêts) selon Bennett (1991).

Pour minimiser ce facteur et rendre les corridors verts plus optimaux en terme d'habitat de reproduction, quelle devrait-être la largeur de ces corridors? Malheureusement, seulement quelques études sont à même de fournir des indications précises à ce sujet, le principe du "aussi large que possible" étant le plus répandu tant pour leur conservation que leur aménagement. Il existe donc peu d'information quantitative sur l'influence que pourrait avoir la structure de ces bordures de végétation sur la distribution des oiseaux (Arnold, 1983). Toutefois, certains auteurs (Caterall *et al.*, 1991) ont avancé qu'un corridor de 30 m de large offrait un habitat où domineraient les effets de bordure. Les espèces aviennes présentes dans ces corridors sont donc essentiellement des espèces de lisières et des espèces généralistes. Selon cette même étude, un corridor de 500 m de large peut permettre le mouvement d'espèces d'habitats forestiers. Une telle dimension nous amène toutefois à se demander si à partir d'une telle largeur un corridor devient pas un véritable boisé plus qu'un simple couloir de dispersion. Mais peu importe sa dimension, il est certain que la présence d'un corridor vert favorisera toujours le déplacement des organismes. En effet, même si les corridors ne sont pas suffisamment larges pour être propices à la reproduction de certaines espèces plus forestières,

ils serviront tout de même de couloir de dispersion aux jeunes de ces espèces, remplissant alors leur fonction ou rôle initial. Finalement, ces lisières, en plus d'être des sites potentiel de reproduction, de migration et d'alimentation, peuvent servir en tant que sites de chasse (perchoirs ou points d'observation) pour des espèces comme les rapaces.

Rôle des facteurs biologiques

A) Structure et composition de la végétation

Seulement quelques auteurs se sont intéressés à examiner la relation entre la distribution de l'avifaune et l'hétérogénéité de l'habitat dans des boisés de différentes superficies en milieu agricole (voir le Tableau 1). La superficie des boisés peut en effet être partiellement reliée à certaines autres caractéristiques des communautés végétales présentes; on peut ici penser tout particulièrement au recouvrement de la végétation, à l'hétérogénéité structurale et à la composition végétale de la strate arbustive. Selon Bennett (1991), le recouvrement de la strate arbustive s'avère un facteur important car il augmente la capacité de support des corridors et des boisés de ferme pour les passereaux. Dans les boisés matures, une plus grande diversité dans la structure de la végétation (i.e, le nombre de strates présentes) s'est avérée importante pour déterminer le nombre d'espèces aviennes; ceci découle du fait que la plupart des oiseaux forestiers démontre une certaine sélection ou zonation lors de leur quête alimentaire. Par ailleurs, cette même structure de la végétation dans les boisés comporte également une composante horizontale puisque que l'on sait que plusieurs espèces d'oiseaux sont associées aux ouvertures ou éclaircies présentes dans le couvert forestier.

Quant à la strate herbacée, quelques études ont également démontré que certaines espèces avaient tendance à préférer les boisés possédant un recouvrement dense en de tels types de plantes (Lynch et Whigham, 1984 ; Askins *et al.*, 1987 ; Tilghman, 1987). Enfin, un autre aspect important lié aux caractéristiques de la végétation des boisés concerne la disponibilité de sites de nidification. Selon Loman et Von Schantz (1991), la quantité d'arbres

et d'arbustes morts mais encore debouts est étroitement corrélée avec l'augmentation de la richesse avienne. La présence de nombreux arbres morts s'est aussi avérée essentielle comme source de nourriture pour plusieurs espèces insectivores.

Malgré les différents constats que nous venons de voir, certains auteurs tels Galli *et al.* (1976), ne considèrent pas l'hétérogénéité de la végétation comme étant un facteur influencant significativement la richesse avienne dans les boisés de ferme. Ambuel et Temple (1983), bien qu'ils n'aient pas identifié la végétation comme ayant un effet significatif sur la distribution des oiseaux dans ce type d'habitat, y apportent toutefois une nuance. Ainsi, ils considèrent que dans les petits boisés (c'est-à-dire ceux inférieurs à cinq hectares), les changements qui surviennent dans la structure de la végétation affectent la composition de la communauté avienne. Les petits boisés ont en effet une végétation généralement plus dense que les grands boisés, ceci découlant d'une plus grande pénétration de la lumière au sol. De plus, comme l'effet de bordure est plus manifeste dans les petites que dans les grandes parcelles forestières, les lisières sont davantage envahies par des espèces végétales de successsion secondaire, généralement plus tolérantes aux conditions présentes. Tout ceci modifie donc grandement la dynamique de la végétation des petits boisés (voir Levenson, 1981). Selon Freemark et Merriam (1986), la végétation s'est donc avérée particulièrement importante pour les espèces de lisières et celles de type mixte (lisières/intérieur de la forêt), leur nombre augmentant alors avec le degré d'hétérogénéité de l'habitat.

Ainsi, si la structure et la composition de la végétation diffèrent généralement entre les petits et les grands boisés, il est possible de croire que la plus grande richesse observée dans ces derniers en nombre d'espèces de l'intérieur des forêts de même qu'en migrateurs de longue distance, reflète davantage la réponse de ces espèces à la végétation présente plutôt qu'à la superficie elle-même du boisé. Cependant, peu d'analyses statistiques démontrent une telle relation, la présence de ces espèces étant davantage corrélée avec la superficie qu'avec la végétation des boisés étudiés. Selon Freemark et Merriam (1986), l'hétérogénéité de la végétation des îlots boisés en milieu agricole semble donc un meilleur indicateur de la

richesse pour les espèces de lisières alors que la superficie reste le meilleur indicateur pour les espèces de l'intérieur des forêts. Cependant, lorsque c'est la densité plutôt que la richesse avienne qui est considérée, la végétation s'avère alors un bien meilleur indicateur que la superficie; les oiseaux étant présents en plus grand nombre là où la végétation est la plus dense.

Tous ces résultats démontrent bien que différentes variables caractérisant la végétation des boisés de ferme sont importantes pour plusieurs espèces aviennes, notamment les espèces de lisières, mais qu'il est difficile de distinguer l'effet ou le rôle de ce facteur par rapport à celui de la superficie.

B) Prédation/compétition/parasitisme

Les interactions biotiques, comme la compétition, le parasitisme et la prédation, sont de plus en plus avancées comme hypothèse pour expliquer, du moins partiellement, l'absence de certaines espèces aviennes telles celles de l'intérieur des forêts dans les petits boisés. Selon quelques études, notamment celles de Wilcove (1985) ainsi que de Telleria et Santos (1992), le taux de prédation tend à augmenter lorsque la superficie des boisés diminue (Figure 7).

Cette augmentation du taux de prédation des nids serait attribuable à deux phénomènes: **1)** à la fragmentation forestière qui favorise une plus grande abondance de prédateurs de type généraliste, lesquels sont surtout présents dans les milieux ouverts agricoles adjacents, **2)** à la diminution de la superficie des boisés, ce qui entraîne une plus grande proportion d'écotones (lisières) et 3) à la concentration des prédateurs dans les îlots boisés conséquemment à la disparition de leurs habitats.

En effet, la grande diversité d'habitats que présentent les lisières de boisés en paysage agricole semble attirer plusieurs espèces de passereaux à y construire leur nid. Selon Gates et Gysel (1978), une certaine proportion de l'augmentation de la prédation serait alors

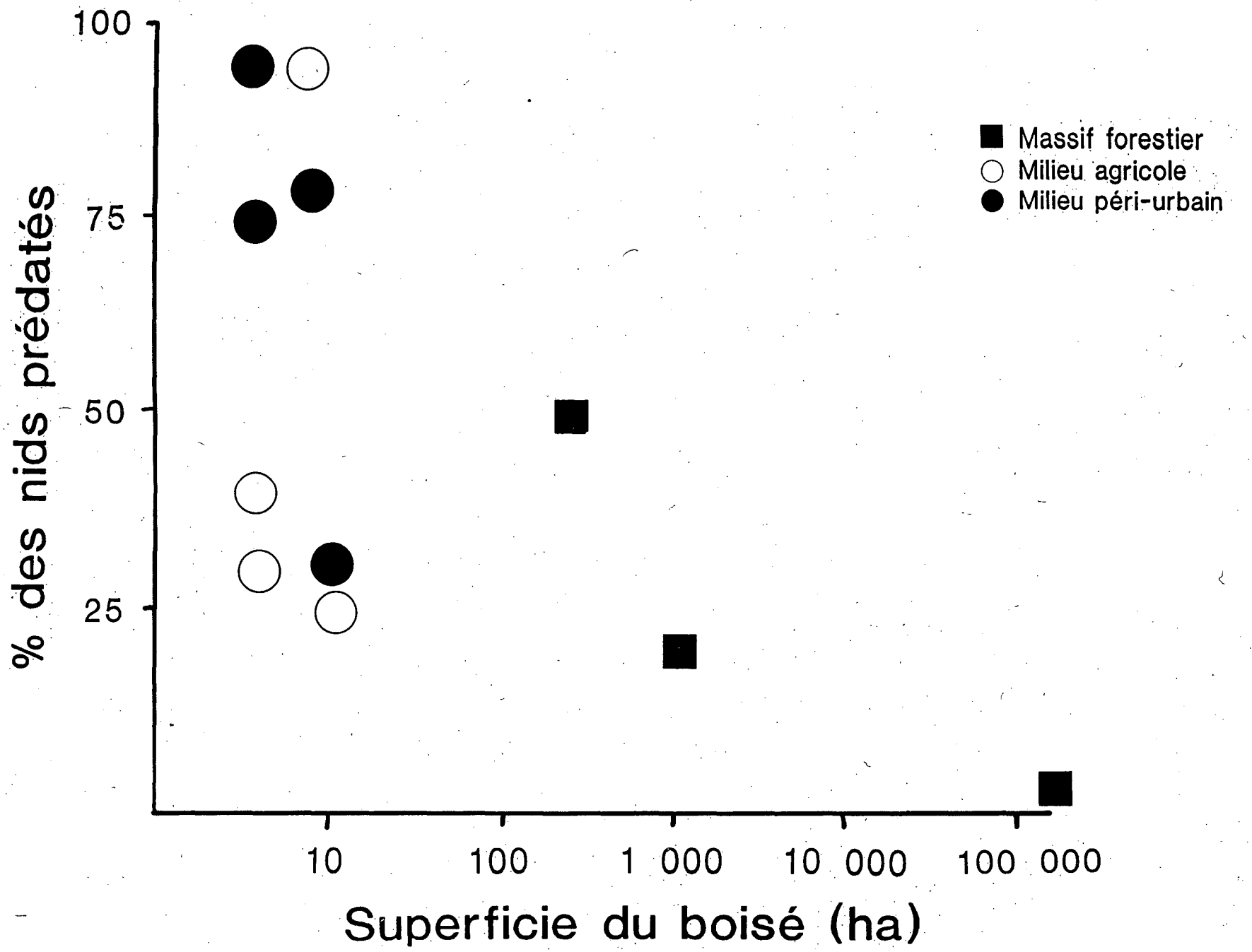

FIGURE 7. Exemple de l'impact de la prédation sur les nids d'oiseaux selon la superficie des boisés et le type de paysage dans lequel ils se situent. Source des données: Wilcove (1985).

attribuable à une simple réponse fonctionnelle des prédateurs au plus grand nombre de nids présent près des lisières (le concept de trappe écologique). Ainsi, des études récentes montrent que ce type de prédation est beaucoup plus commun à la lisière des forêts et dans les petits boisés qu'en leur centre. De même, le parasitisme par le Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) serait beaucoup plus fréquent ou du moins beaucoup plus efficace, en bordure des boisés. Comme les espèces de l'intérieur des forêts et les migrateurs de longue distance sont des espèces nichant fréquemment près du sol, elles seraient alors plus susceptibles à ce type de parasitisme de même qu'à la prédation (Gates et Gysel, 1978; Blake, 1983). Ainsi, certaines espèces localisées dans les îlots boisés font face à un taux d'extinction plus élevé que le taux d'immigration. Cependant, quelques autres études (voir Lynch et Whigham, 1984) ont pu démontrer que les boisés les moins isolés ont, d'une façon significative, davantage d'espèces de l'intérieur des forêts que les autres. Même si le succès de reproduction y est faible en raison de la prédation et du parasitisme, le niveau de population s'équilibre par l'arrivée d'immigrants à partir d'habitats plus favorables situés à proximité (phénomène dit du "rescue effect").

Malgré que le taux de prédation varie de façon générale avec la superficie des boisés, cela ne signifie cependant pas que l'on peut prédire le taux de prédation affectant un boisé simplement à partir de sa superficie. L'utilisation des boisés par les prédateurs dépendra notamment de la façon dont ceux-ci sont distribués dans l'ensemble du paysage et comment ils concentrent leurs efforts de recherche entre les différents boisés. Ainsi, il est possible qu'un boisé très isolé soit moins visité par les prédateurs ou les espèces parasites qu'un autre, ceci réduisant alors le taux de prédation affectant celui-ci. Selon Santos et Telleria (1992), les effets de lisières varient également selon le milieu environnant et le type même de lisière. Ainsi, les champs agricoles et les zones urbaines adjacentes aux boisés se trouveraient à augmenter la capacité de support de ces derniers pour les espèces généralistes, les prédateurs, les compétiteurs et les parasites des espèces d'habitats plus forestiers. De plus, la limite entre le boisé lui-même et le milieu environnant (par exemple la présence d'une lisière abrupte) affecterait également le taux de prédation présent.

Bien que très peu abordée lors des diverses études que nous avons consulté, la compétition tant intraspécifique qu'interspécifique peut s'avérer un facteur pouvant expliquer l'utilisation des boisés de ferme par certaines espèces aviennes, notamment en terme de compétition pour les sites de nidification et/ou pour les ressources alimentaires (voir section 1.2.3). En effet, les espèces de l'intérieur des forêts seraient davantage affectées par la compétition dans les petits boisés en raison de la présence en grande densité d'espèces généralistes comme l'Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), le Quiscale bronzé (*Quiscalus quiscala*) et le Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*) (Ambuel et Temple, 1983).

C) Ressources alimentaires

L'importance de la disponibilité des ressources alimentaires à l'intérieur des îlots boisés est un sujet qui fut très peu abordé dans la littérature consultée. Seulement quelques études ont abordé ce sujet et ce, en distinguant plutôt les espèces recensées selon le groupe trophique auxquelles elles appartiennent. Ainsi, selon Blake (1983), la dominance par les espèces omnivores dans les petits boisés fait place à une dominance par les espèces insectivores de feuillage dans les grands boisés (Figure 8a). Apparemment, plusieurs espèces omnivores seraient attirées par les petits boisés en raison de la plus grande proportion de lisières qu'on y retrouve et de la grande accessibilité des habitats environnants. Ces derniers, en effet, fournissent des ressources alimentaires supplémentaires, abondantes et variées.

Pour ce qui est des insectivores de feuillage, se sont majoritairement des espèces migratrices de longue distance préfèrant les grands boisés pour nicher. Ce sont donc des espèces typiquement de l'intérieur des forêts. La richesse spécifique ainsi que l'abondance de ce groupe d'oiseaux augmentent d'ailleurs avec la superficie des boisés en paysage agricole. Il en est de même pour les espèces insectivores se nourrissant au niveau de l'écorce. Les insectivores se nourrissant au sol sont également dépendants de la superficie des boisés, mais eux de façon beaucoup moins stricte. Quant aux insectivores se nourrissant en vol ("flycatchers"), ils sont très peu influencés par la superficie des boisés (Figure 8b).

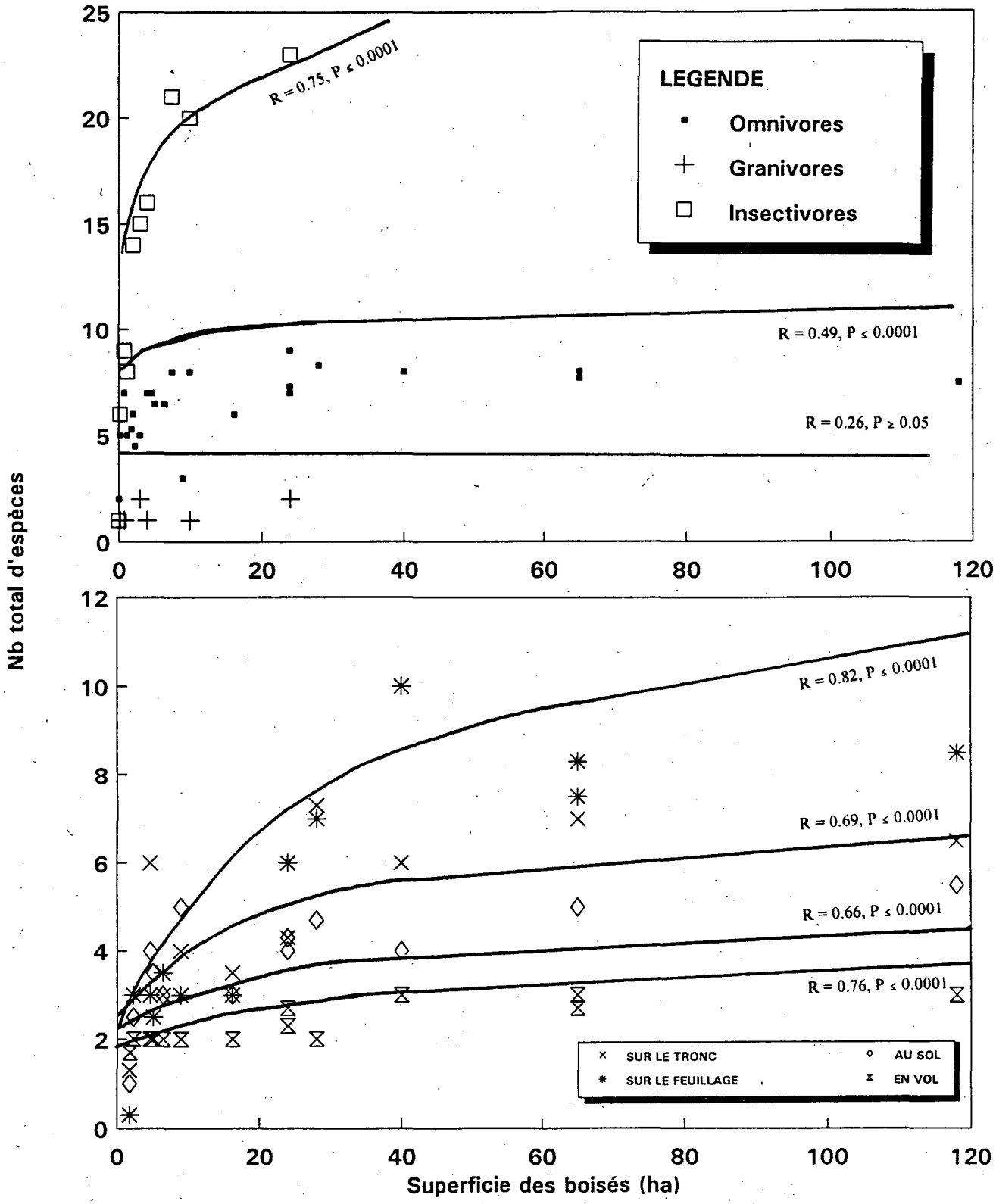

FIGURE 8. Groupe trophique (a) ou type d'insectivores (b) et utilisation des boisés en paysage agricole selon leur superficie. Source des données: Blake (1983). La superficie fut exprimée en logarythmique pour les besoins de l'analyse statistique touchant les espèces omnivores, les insectivores de tronc, de feuillage et au sol tandis que la transformation en racine carrée fut utilisée pour les insectivores se nourrissant en vol. (p.40)

Plusieurs des espèces aviennes omnivores de même que certaines espèces insectivores se nourrissant au sol migrent sur de courtes distances et ne requièrent donc pas nécessairement de grands boisés comme site de reproduction. Elles sont alors présentes dans les petits boisés en raison de leur capacité à se nourrir à l'extérieur des limites de ceux-ci. Le type d'habitat environnant (terres agricoles, friches, marais, etc.) a donc un impact fort important sur la distribution et l'abondance des espèces dans les îlots boisés en paysage agricole. De plus, comme les lisières des forêts supportent une diversité et une abondance de ressources alimentaires plus grandes que le centre des boisés, les espèces généralistes (les omnivores par exemple), sont grandement favorisées par la présence de ce type d'habitat.

Pour d'autres espèces aviennes telles les insectivores de feuillage, une certaine limitation dans les ressources alimentaires présentes dans les petits boisés y expliquerait, pour une bonne part, leur absence. De plus, selon Blake (1983), la compétition intra- et interspécifique pour la disponibilité des ressources alimentaires peut s'avérer un facteur important influençant la distribution des insectivores de feuillage. Quelques études antérieures, (voir Blake, 1983 pour une revue), ont d'ailleurs déjà indiqué une telle relation. Il est cependant intéressant de noter que selon l'étude de Blake (1983) en Illinois, les petits boisés (c'est-à-dire ceux de moins de 20 ha) ne supportent que peu d'espèces insectivores (que ce soit de feuillage ou d'écorce) alors que des études similaires, effectuées au New Jersey et au Maryland (voir tableau 1), ont indiqué une plus grande richesse pour ce groupe d'oiseaux dans les petits boisés. Cette divergence au niveau des résultats obtenus pourrait s'expliquer du fait que les boisés étudiés dans ces deux Etats, étaient beaucoup moins isolés que ceux étudiés en Illinois d'une part et que d'autre part, les milieux adjacents y étaient beaucoup plus diversifiés. Ainsi, malgré le rôle évident des ressources alimentaires sur la distribution et l'utilisation par l'avifaune des boisés de ferme et ce, même lorsque les oiseaux sont regroupés selon leur groupe trophique, il est difficile d'établir précisement dans quelle proportion ce facteur a une influence significative puisque la disponibilité des ressources alimentaires est étroitement liées à d'autres facteurs tels que la superficie, l'isolement et le type d'habitats à proximité des boisés.

DISTRIBUTION ET UTILISATION PAR L'AVIFAUNE DES ÎLOTS BOISÉS EN PAYSAGE AGRICOLE AU COURS DES PÉRIODES DE MIGRATION ET D'HIVERNAGE

Milieu agricole

Les conclusions tirées précédemment sur la distribution des oiseaux dans les boisés de ferme ont tous été déduites à partir d'études effectuées lors de la saison de reproduction. Très peu d'auteurs ont abordé ce même sujet en période de migration (printanière ou automnale) ou au cours de la saison hivernale (voir le Tableau 1). Notre revue nous a quand même permis de faire ressortir quelques généralités de ces diverses études.

A) Période de migration

Selon Blake (1986), la richesse avienne totale est fortement corrélée avec la superficie des boisés en paysage agricole et ce, tant à l'automne qu'au printemps (Figure 9). De même, lorsque les espèces sont cette fois regroupées selon leur statut migratoire, on remarque que la richesse spécifique demeure encore une fois corrélée avec la superficie pour tous les groupes d'oiseaux, à l'exception des espèces migratrices de courte distance (Figure 9). En effet, plusieurs de ces espèces semblent davantage préférer les lisières que le centre des boisés.

Ainsi, pour plusieurs espèces d'oiseaux, les boisés de ferme sont essentiels au cours de leurs migrations printanières et automnales, en tant qu'aire de repos et d'alimentation. Ces boisés isolés sont d'autant plus importants en milieu agricole qu'ils sont parmi les dernières parcelles d'habitats naturels qui y sont encore disponibles. Par ailleurs, plusieurs espèces en migration sont présentes dans des boisés de superficie inférieure à celle généralement requise en période de reproduction. Leur présence dans les petits boisés lors des migrations tend à supposer que ce n'est pas tant leur incapacité à les coloniser qui y empêche leur reproduction

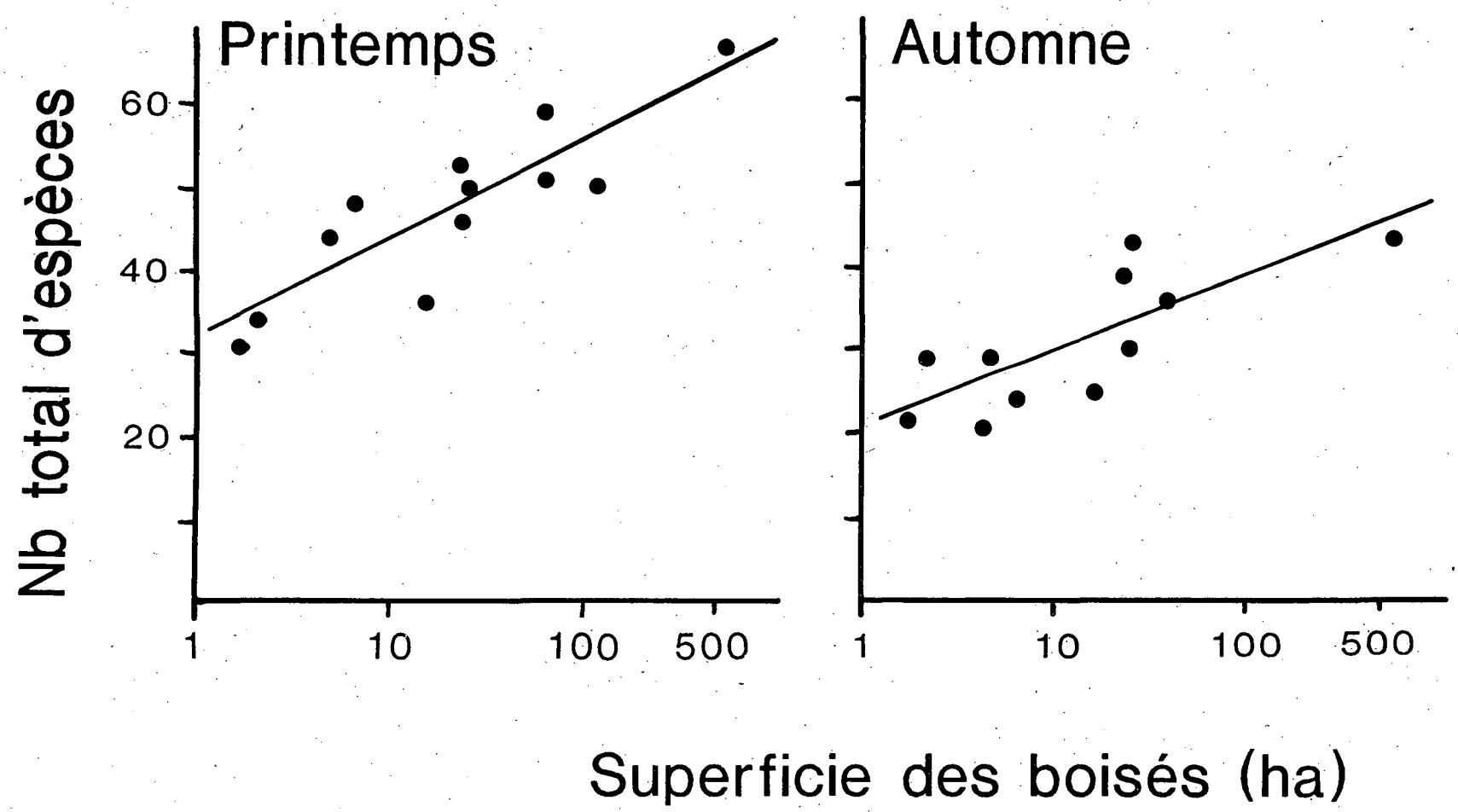

FIGURE 9. Richesse avienne en fonction de la superficie des boisés lors des période de migration printanière et automnale. Source des données: Blake (1986). (p.43)

mais bien d'autres facteurs. En effet, comme il a été mentionné à la section précédente, la prédation au nid et la présence plus fréquente d'espèces parasites dans les petits boisés peuvent limiter le succès de reproduction de certaines espèces. Ces phénomènes ne s'appliquent cependant pas au cours de la migration. Par contre, selon Blake (1986), la compétition interspécifique influencerait la distribution des espèces aviennes dans les boisés tout autant lors de la période de migration qu'au cours de la période de reproduction.

B) Hiver

La relation entre la superficie des boisés et le nombre d'espèces aviennes a reçu très peu d'attention en période hivernale et ce, en dépit de l'importance évidente des boisés de ferme en milieu agricole pour la survie de certaines populations. En effet, ces derniers sont essentielles tant pour la protection contre le froid que pour la disponibilité des ressources alimentaires qu'ils offrent aux oiseaux. Selon Blake (1987), la richesse avienne tend également à augmenter avec la superficie des boisés durant l'hiver (Figure 10). Par ailleurs, tout comme au cours de la saison de reproduction, la plupart des espèces retrouvées dans les petits boisés sont également présentes dans les boisés de grande superficie.

La plus grande richesse avienne dans les grands boisés à l'hiver s'explique du fait que les oiseaux concentrent davantage leurs activités dans la zone centrale des boisés. Ceci est évidemment beaucoup plus difficile dans les petits boisés en raison d'un ratio lisière\centre plus élevé. Selon Blake (1987), la structure et le degré d'hétérogénéité de l'habitat à l'intérieur des boisés seraient d'ailleurs des facteurs particulièrement influants de la distribution des espèces durant l'hiver. En effet, l'intérieur des grands boisés offre une protection plus grande contre le vent et le froid, les variations climatiques y étant davantage atténuées (effet tampon).

L'accroissement de la richesse avienne dans les grands boisés en période hivernale s'explique également par la présence d'espèces souvent restreintes lors de leur quête alimentaire (espèces spécialistes). Ainsi, les espèces insectivores se nourrissant spécifiquement

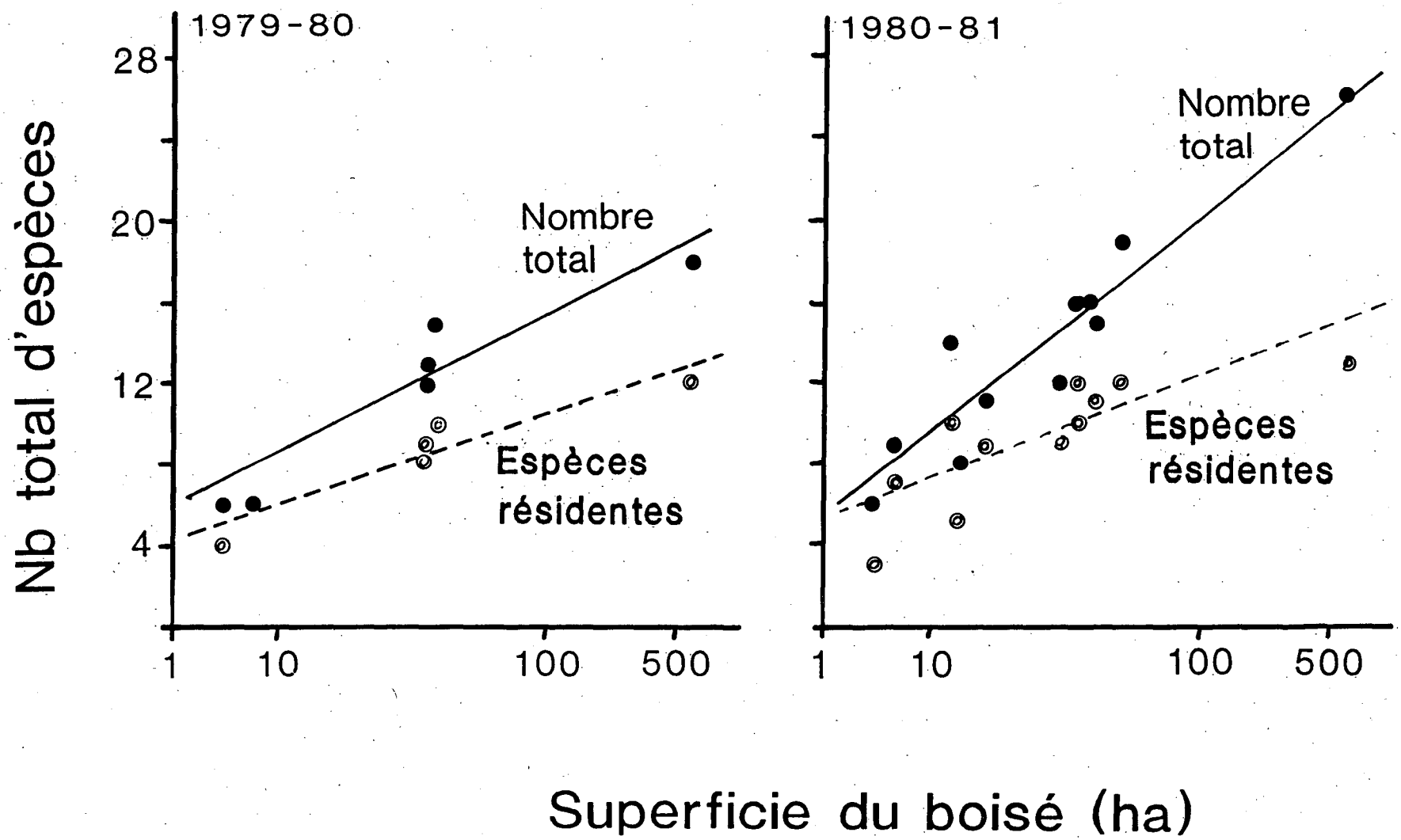

FIGURE 10. Richesse avienne totale et richesse en espèces résidentes en fonction de la superficie des boisés de ferme lors de deux périodes hivernales. Source des données: Blake (1987).

au niveau de l'écorce des arbres sont plus fréquentes dans les plus grands boisés alors que les granivores, des espèces plus généralistes, dominent en terme de richesse et ce, dans les boisés de toute taille (Blake, 1987).

Milieu urbain et péri-urbain

Notre revue de littérature nous a permis de distinguer quelques articles portant plus spécifiquement sur la distribution des oiseaux en milieu urbain. Bien que le milieu dit "inhabitable" ne soit ici plus le même (des zones habitées plutôt que des terres agricoles), nous avons quand même inclus ici une synthèse des connaissances sur l'utilisation par l'avifaune des îlots boisés. Les études consultées portaient particulièrement sur les facteurs influençant la distribution des oiseaux dans les boisés urbains au cours de l'hiver; c'est en effet durant cette saison que les communautés aviennes y atteignent leurs plus fortes densités. Selon Tilghman (1987), plusieurs espèces d'oiseaux résidentes, normalement associées aux habitats ruraux et aux grands massifs forestiers, se retrouvent dans les boisés urbains durant l'hiver. Malgré la grande densité d'oiseaux que l'on y retrouve, ces boisés tendent toutefois à avoir une richesse avienne relativement très faible.

Ainsi, selon l'étude de Tilghman (1987), les grands boisés urbains supportent un plus grand nombre d'espèces que les petits boisés, suggérant par là que même en période hivernale, certains concepts de base de la théorie de la biogéographie insulaire s'appliqueraient également. Cependant, d'autres raisons pourraient expliquer une telle observation, notamment le simple fait que les grands boisés offrent une bien meilleure protection pour les oiseaux contre les rigueurs hivernales que ceux de plus petite taille.

Bien que la superficie des boisés en milieu urbain semble être un facteur déterminant de la richesse avienne présente, cette variable s'est avérée l'être beaucoup moins qu'au cours de la saison de reproduction. Peu des espèces qui furent recensées lors des diverses études ont semblé être sensibles au changement de superficie des boisés (Tilghman, 1987). Il semble

donc que d'autres facteurs puissent également déterminer la richesse et l'abondance des espèces aviennes dans les îlots boisés en période hivernale en milieu urbain.

Ainsi, par exemple, le nombre d'espèces aviennes hivernant dans les boisés urbains a été corrélé positivement avec la densité des bâtiments adjaçents. On attribue une telle augmentation de la richesse avienne à la présence de mangeoires situées près des habitations résidentielles attenantes aux boisés (Tilghman, 1987). Les populations de certaines espèces, notamment la Tourterelle triste (*Zenaida macroura*), le Geai bleu (*Cyanocitta cristata*), le Cardinal (*Cardinalis cardinalis*), les mésanges (*Parus* sp.) et le Moineau domestique (*Passer domesticus*) augmentaient toutes avec la présence de zones résidentielles sises à proximité des sites d'inventaires. Par contre, DeGraaf (1991) a observé que cela était en fait seulement la présence des espèces aviennes se nourrissant au sol (granivores) qui était corrélée positivement avec le nombre d'habitations présent sur le territoire.

La structure de la végétation semble également être un autre facteur important régissant la distribution de l'avifaune en milieu urbain en hiver. Ainsi, toujours selon Tilghman (1987), les oiseaux sont plus abondants dans les boisés matures c'est-à-dire ceux possédant les plus grands arbres. De plus, il semble que la strate herbacée plus développée dans les boisés moins denses, en raison des ouvertures dans le feuillage, puisse fournir plus de ressources alimentaires au sol, notamment des graines; les espèces granivores y seraient donc particulièrement favorisées. Selon DeGraaf (1991), ces espèces y seraient même cinq fois plus abondantes en hiver que durant la saison de reproduction.

La présence d'espèces aviennes généralement très peu communes dans le secteur est un phénomène particulièrement important pour les citadins et les banlieusards en période hivernale. La proportion d'espèces insectivores dans les communautés aviennes des boisés (les diverses espèces de pics par exemple) a été utilisée lors de l'étude de DeGraaf (1991) au Massachussetts, en tant que mesure indirecte de la valeur ou de la qualité de la faune avienne présente. Cet auteur a observé que peu importe le degré de maturité des arbres plantés en

milieu urbain et péri-urbain (plantation), ils ne se sont pas avérés être très attrayants pour les espèces insectivores. Par contre, la présence de végétation d'origine naturelle est très importante pour ces espèces (boisé naturel). Ainsi, la composition avienne dépend du milieu sur lequel les zones urbaines et péri-urbaines furent établies. Celles ayant été développées sur des terres agricoles où des arbres ont dû être plantés, offrent une qualité avifaunique beaucoup plus faible que les zones urbaines où des boisés naturels ont été conservés. Ainsi, DeGraaf (1991) en conclut que l'urbanisation n'entraîne pas l'élimination directe des oiseaux insectivores à condition que des fragments boisés de la forêt d'origine soient préservés. Ceci est lié à la présence de vieux arbres morts. Finalement, selon Tilghman (1987), la proximité de points d'eau ou la présence de cours d'eau à l'intérieur même des boisés urbains favoriserait un plus grand nombre d'espèces aviennes. Ceci semble associée cette fois, à une plus grande densité végétale et une plus grande disponibilité et diversité de ressources alimentaires.

Ainsi, la présence de boisés urbains, notamment de grands boisés matures, semble donc favoriser plusieurs espèces d'oiseaux pendant l'hiver. Ceci est probablement lié au fait qu'ils présentent des conditions similaires à ceux des habitats naturels et que les régions résidentielles à proximité offrent une nourriture abondante (présence de mangeoires).

SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES À DES FINS DE CONSERVATION

La similitude dans les résultats d'études effectuées dans différentes régions montre avec une certaine évidence, que certaines espèces aviennes, plus particulièrement les espèces de l'intérieur des forêts et les espèces migratrices de longue distance, seraient les plus affectées par la fragmentation forestière en paysage agricole. Notre travail a également permis de constater que la richesse avienne dans les boisés des agroécosystèmes est influencée non pas par un seul mais par plusieurs facteurs. Ainsi, à la fois des facteurs physiques, tels la superficie et l'isolement, et des facteurs biologiques tels la prédation et le parasitisme, influencent l'utilisation des boisés par l'avifaune. La distribution de l'avifaune parmi les îlots boisés en milieu agricole ne s'effectue donc pas au hasard et est même, dans une certaine mesure, prévisible sur la base des caractéristiques de ces derniers. Il nous a donc été possible de faire ressortir des connaissances scientifiques actuelles, certains constats généraux à des fins de conservation et de donner un apercu des besoins futurs en recherche.

Période de reproduction

Les principales conclusions touchant au rôle de chacun des facteurs physiques et biologiques considérés lors de notre revue sont ici présentées. Un tableau comparatif (Tableau 4) présente également les principales différences qui existent entre les boisés de petites et de grandes superficies au niveau de leur utilisation par l'avifaune.

Superficie:

La richesse avienne augmente avec la superficie des boisés. Ce facteur explique en effet la majeure partie de la variabilité (50 à 75%) existant dans la richesse avienne des boisés en paysage agricole. Elle s'avère le meilleur indicateur de la distribution des différentes espèces, particulièrement des espèces de l'intérieur des forêts et des espèces migratrices de longue distance. De plus, les espèces généralistes laissent place aux espèces spécialistes lorsque la superficie des boisés augmente. Un seuil de 30 ha semble une superficie de boisé permettant de maintenir la biodiversité à l'échelle locale.

TABLEAU 4. Résumé des principales caractéristiques des petits et des grands boisés. Pour le seuil de 30 ha, voir le texte)

CARACTÉRISTIQUES	PETITS BOISÉS (≤30 ha)	GRANDS BOISÉS (≥30 ha)
Richesse avienne	Faible	Elevée
Densité avienne	Elevée	Faible
Type d'espèces	Généralistes Espèces de lisière	Spécialistes Espèces de l'intérieur de la forêt
Statut migratoire	Courte distance	Longue distance
Groupe trophique	Omnivores	Insectivores de feuillage
Isolement	Elevé (en général)	Faible (en général)
Ratio lisière\ centre	Elevé	Faible
Végétation	Influence importante	Influence minime
Prédation\parasitisme\compétition	Elevé	Faible
Ressources alimentaires	Diversité plus élevée	Diversité plus faible

Forme :

Bien que plus important pour les petits boisés, notamment en raison du ratio lisière\centre qui y varie alors rapidement, ce facteur n'a qu'une influence minime sur la distribution avienne en général.

Isolement :

La mesure de l'isolement étant peu standardisée entre les diverses études et ce facteur étant, de plus, fortement corrélé avec la superficie des boisés, il n'y a pas de consensus quant à son rôle sur la distribution des oiseaux dans les boisés de ferme. Il semble toutefois que la distribution des espèces de l'intérieur des forêts soit limitée dans les boisés les plus isolés.

Présence de corridors:

La présence de corridors verts entre habitats semblent minimiser plusieurs des impacts liés à la fragmentation forestière en milieu agricole, en particulier l'isolement, puisqu'ils servent de couloirs de dispersion. Ils présentent toutefois certains désavantages liés aux effets de lisière.

Végétation:

La structure et la composition de la végétation se sont avérées particulièrement importantes dans l'utilisation des petits boisés, la végétation étant un bon indicateur de la distribution des espèces de lisières et de la densité avienne. Certaines variables liées à la végétation, telles le recouvrement de la strate arbustive et la quantité d'arbres morts, ont une importance particulière.

Prédation/parasitisme/compétition:

Ces intéractions tendent à augmenter avec la diminution de la superficie. Ils seraient ainsi en grande partie responsables de la présence limitée des espèces de l'intérieur des forêts et des espèces migratrices de longue distance dans les petits boisés.

Ressources alimentaires:

Il est difficile d'établir dans quelle proportion ce facteur influence le patron de distribution de l'avifaune puisqu'il est étroitement lié à d'autres facteurs. Toutefois, il a été observé qu'il y a dominance des espèces aviennes omnivores dans les petits boisés et des insectivores de feuillage dans les grands boisés.

Période de migration et période hivernale

Tout comme en saison de reproduction, la richesse avienne augmente également avec la superficie des boisés en paysage agricole et urbain lors de la période de migration. Cependant, plusieurs espèces sont présentes dans des boisés de superficie inférieure à ceux où elles se reproduisent généralement, étant moins limitées durant cette période par les prédateurs et les espèces parasites. Les boisés sont utilisés lors de la migration comme aires de repos et sites d'alimentation.

Bien que la richesse avienne soit également corrélée avec la superficie pendant l'hiver, le nombre d'espèces s'avère plus élevé dans les grands boisés durant la période hivernale qu'en saison de reproduction puisque ces derniers offrent une protection accrue contre les rigueurs de l'hiver. Cependant, la superficie des boisés a moins d'influence sur la distribution de l'avifaune hivernant en milieu urbain. La densité des habitations à proximité (présence de mangeoires), la structure de la végétation et la présence de cours d'eau semblent des facteurs déterminant de la richesse avienne présente.

Aperçu des besoins de recherche

La revue bibliographique que nous avons effectué sur la distribution et l'utilisation par les oiseaux des îlots boisés en paysage agricole et urbain a revélé que ce sujet est finalement relativement peu documenté (19 études au total) et que certains aspects demandent d'être approfondies. Nous en précisons ici quelques points:

1) La majorité des études ont eu lieu au cours de la période de reproduction alors que très peu traitent de l'utilisation des boisés en périodes de migration et d'hivernage. Aucune étude ne porte sur l'utilisation des boisés par l'avifaune en période post-reproductive (dispersion des jeunes). Ces aspects devraient être davantage étudiés au cours des prochaines années afin d'obtenir un portrait global de l'importance des boisés en paysage agricole pour les différentes espèces aviennes tout au long de son cycle vital.

2) L'importance de diverses caractéristiques spatiales et de la position des boisés dans l'ensemble du paysage agricole sur leur utilisation par l'avifaune demande d'être précisée tel le degré d'isolement des boisés et le rôle des corridors verts (lisières boisés ou arbustives) reliant le boisé aux autres éléments naturels du paysage. Une plus grande standardisation des mesures devraient être faites de facon à rendre les études et leurs conclusions comparables.

3) Le rôle des intéractions biotiques (prédation, parasitisme et compétition), notamment en fonction des caractéristiques physiques des boisés (superficie, forme, isolement) et de certains groupes d'oiseaux en particulier (espèces de l'intérieur de la forêt et migrateurs de longue distance), devra continuer de faire l'objet de nouvelles études au cours des prochaines années. Une approche plus expérimentale pourrait apporter à ce chapître, de nouveaux éléments de compréhension.

4) Un élément pourtant fort important mais rarement, sinon jamais, abordé dans les différentes études, est l'impact du dérangement et le niveau de dégradation généré par les activités humaines à l'intérieur même des boisés (sentiers pédestres, de VTT, camping, coupe sélective, dégradation du couvert au sol, etc.) sur l'utilisation subséquente par la faune avienne. Des études en ce sens, devraient être initiées notamment en milieu urbain et péri-urbain.

RECOMMANDATIONS EN MATIÈRE DE CONSERVATION

Nous présentons ici un certain nombre de recommandations qui pourront être utiles lors de l'élaboration d'une stratégie de conservation des boisés en paysage agricole et urbain. Rappellons que ces diverses recommandations portant sur la superficie, la forme, les caractéristiques végétales et spatiales des boisés, furent formulées de façon à permettre une conservation maximale des groupes d'oiseaux qui sont les plus affectés par la fragmentation forestière dans les agroécosystèmes, c'est-à-dire plus particulièrement ici, les espèces de l'intérieur des forêts et les migrateurs de longue distance.

Superficie et forme des boisés

La Figure 11 présente l'accroissement théorique de la richesse spécifique et du nombre d'espèces de l'intérieur de la forêt en fonction de la superficie des boisés. Sur la base des résultats obtenus par les différents auteurs, nous avons établi cinq classes distinctes de superficie (0-5, 5-15, 15-35, 35-70 et 70 ha et plus) et une différente valeur de conservation a été assignée à chacune d'elle. Cependant, il est bon de rappeller que bien que fort importante, la superficie des boisés n'est pas l'unique facteur régissant leur utilisation par l'avifaune. Ainsi, la forme des boisés, parce qu'elle détermine largement l'effet de lisière présent, a également une certaine importance, notamment pour les boisés de petite et de moyenne superficie. Ainsi, une forme davantage carrée ou rectangulaire à contours réguliers devrait être priorisée au détriment d'une forme longiligne et sinueuse.

Composition et structure de la végétation

Nous avons montré que les diverses caractéristiques associées à la végétation des boisés en paysage agricole et urbain (composition, structure et âge de la végétation)

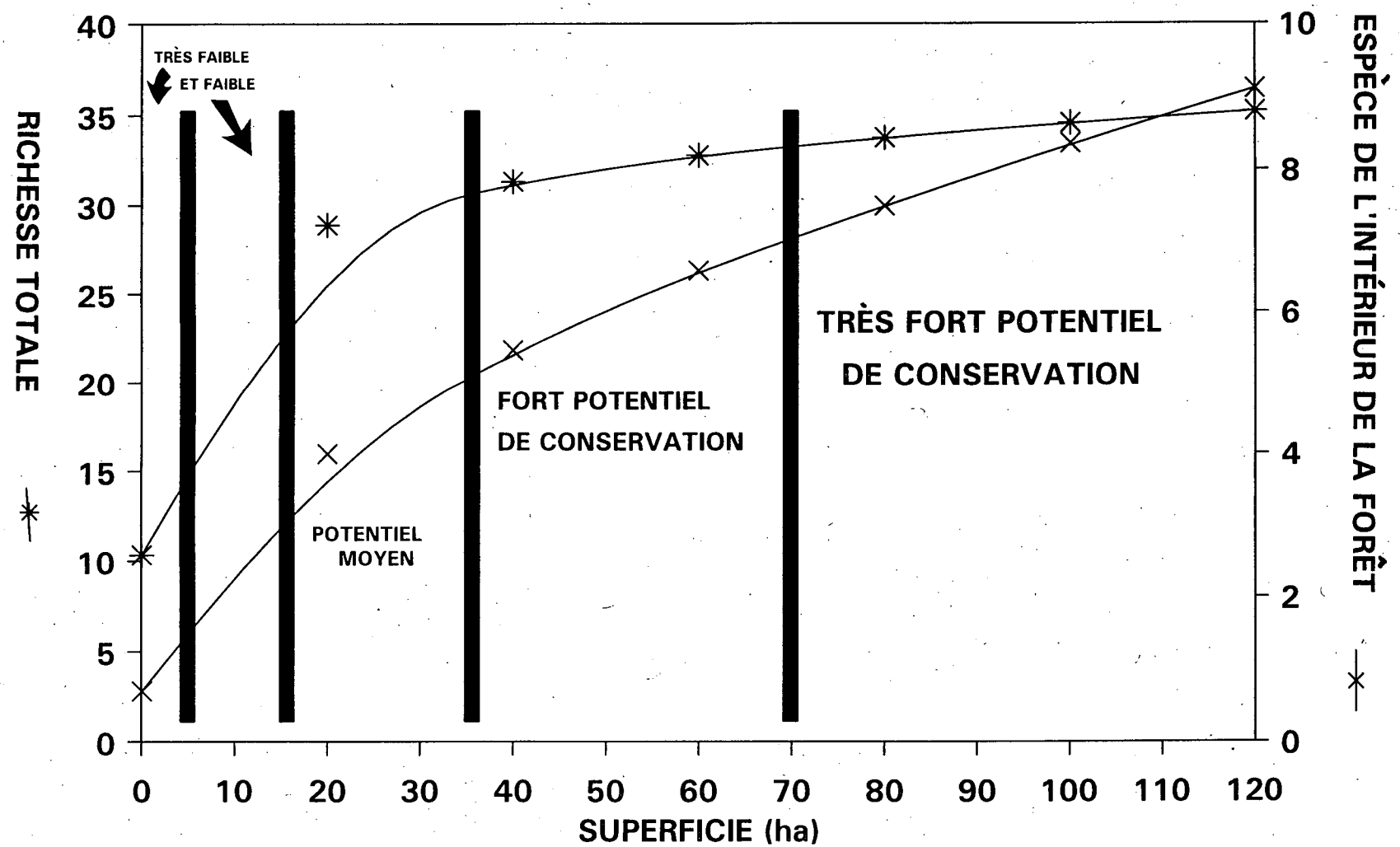

FIGURE 11. Classes de superficie des boisés en paysage agricole et urbain en fonction de leur potentiel de conservation.

influence dans une certaine mesure également l'utilisation par l'avifaune, notamment celle des petits boisés. Dans un premier temps, nous suggérons donc de prioriser les boisés à végétation arborescente mixte car une telle diversité permet une utilisation par un plus grand nombre d'espèces aviennes. Viens ensuite les boisés à dominance de conifères puis finalement, les boisés à dominance d'arbres feuillus.

Comme nous l'avons entrevu plus tôt, la structure et le degré de maturité de la végétation des boisés influence également la composition de la communauté avienne qu'on y trouve. Ainsi, nous suggérons dans un deuxième temps, de classer les boisés selon quatre catégories bien disctinctes. Le premier type (boisé mature avec une strate arbustive/herbaçée bien développée) indique un fort potentiel de conservation alors qu'à l'opposé, le dernier type (jeune boisé avec une strate arbustive et herbaçée très peu dense) représenterait un boisé possédant pour l'instant qu'un faible potentiel pour la conservation. Finalement, la présence d'arbres morts (chicots) est également un élément ayant une influence particulière sur l'avifaune dont il faudra tenir compte dans l'élaboration d'une grille de priorisation des boisés à des fins de conservation.

Caractéristiques spatiales des boisés

Le positionnement du boisé par rapport aux autres éléments du paysage en termes de degré d'isolement, du type de milieux adjacents et de la présence de corridors verts, détermineront aussi leur utilisation par les différentes espèces aviennes, notamment par les espèces de l'intérieur des forêts. Une valeur de conservation élevée devrait donc être accordée aux boisés déjà juxtaposés à des milieux naturels ou semi-naturels (massif forestier, marais, friche), où la présence comme l'impact des activités humaines sont absents ou très limités et qui de plus, sont reliés à ces milieux naturels par un ou plusieurs corridors verts, relativement large et non interrompus (bordure riveraine, frange boisée, lisière brise-vent, etc.). La présence de cours d'eau à l'intérieur des boisés se veut également un élément important augmentant leur valeur globale pour l'avifaune. A l'opposé, les boisés manquant de l'une ou

de l'autre, ou alors de l'ensemble de ces caractéristiques, devraient se voir attribuer une valeur de conservation moins élevée à l'intérieur d'une éventuelle grille de priorisation.

Considérations générales

Bien sûr, d'autres facteurs que ceux énumérés doivent être considérés au moment de l'évaluation de la valeur de conservation d'un boisé en paysage agricole et urbain. Ainsi, **1)** la présence d'une ou plusieurs espèces rares/menacées ou à distribution restreinte régionalement ou localement, **2)** le fait qu'un boisé puisse servir d'habitat essentiel pour une espèce d'intérêt sportif et dont l'exploitation est susceptible d'avoir des retombées économiques pour la communauté (ex: ravage de cerfs de Virginie), **3)** le niveau de perturbation ou de dégradation à l'intérieur du boisé dû à différentes activités humaines (sentiers de VTT, coupe sélective, etc.), de même **4)** que la pression qui le menace à très court terme (un boisé en vente pour le développement résidentiel par exemple) comme à moyen terme (étalement urbain à proximité), sont toutes autant d'éléments dont il faudrait tenir compte lors de l'évaluation des besoins de conservation des îlots boisés en paysage agricole et urbain. On devra tenir compte également de tout autre aspect relatif par exemple, à la beauté scénique du site, son rôle écologique (zone-tampon, corridors, etc.), sa valeur culturelle ou de récréation douce et toute autre caractéristique qui lui confère une certaine unicité localement ou régionalement.

Compte tenu du nombre assez élevé d'éléments à considérer et du fait même de l'importance de chacun d'entre eux, il est donc urgent de développer à l'intention des gestionnaires du territoire, des ONGs et des propriétaires privés eux-mêmes, une sorte de guide ou grille d'évaluation et de priorisation des îlots boisés en paysage agricole et urbain à des fins de conservation. Pour permettre une utilisation maximale de celle-ci par différents types d'usagers (planificateurs du territoire, gestionnaires de la faune, ONG, etc.), il est nécessaire que cet outil soit simple d'utilisation et qu'il prenne en considération des caractéristiques dont l'information peut être facilement obtenue via des cartes déjà disponibles

(cartes forestières, plan d'urbanisme, etc.). C'est donc dire que toute variable nécessitant de longs et coûteux relevés de terrain ne devrait pas être retenue (ex: relevés phytosociologiques, inventaires d'oiseaux, etc.). Nous jugeons cependant qu'au moins une visite à chaque site est essentielle pour vérifier l'état d'intégrité ou de dégradation du boisé et d'évaluer certains éléments d'information qui ne sont pas disponibles sur les cartes forestières (la strate arbustive par exemple).

LITTÉRATURE CITÉE ET AUTRES RÉFÉRENCES

Ambuel, B. et S.A. Temple, 1983. Area-dependant changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* 64(5) : 1057-1068.

Anderson, S.H. et C.S. Robbins, 1981. Habitat size and bird community management. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 46 : 511-520.

Andren, H. et P. Angelstram, 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69 : 544-547.

Andren, H.,P. Angelstam, E. Lindstrom et P. Widen, 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation. *Oikos* 45 : 273-277.

Arnold, G.W., 1983. The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology* 20: 731-750.

Askins, R.A., J.F. Lynch et R. Greenberg, 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. In D.E. Power (ed.), *Current Ornithology*, Vol. 7. Plenum Press, New-York. pp. 1-57.

Askins, R.A. et M.J. Philbrick, 1987. Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin* 99 (1) : 7-21.

Askins, R.A., M.J. Philbrick et D.S. Sugeno, 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* 39:129-152.

Baudry, J., 1984. Effects of landscape structure on biological communities: the case of hedgerow network landscapes. In J.Brandt and P. Agger, editors. *Proceedings of the first international seminar on methodology in landscape ecological research and planning.* Volume 1. International Association for landscape ecology, Rosskilde University Center, Rosskilde, Denmark, pp. 55-65.

Bennett, A., 1991. What types of organisms will use corridors ? In D.A. Saunders et R.J. Hobbs (eds), *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty & Sons Publ., Chipping Norton, NSW, Australia. Workshop, pp. 407-408.

Blake, John G., 1991. Nested subsets and the distribution of birds on isolated woodlots. *Conservation Biology* 5 (1) : 55-66.

Blake, John G., 1987. Species-area relationships of winter residents in isolated woodlots. *Wilson Bulletin* 99 (2) :243-252.

Blake, John G., 1986. Species-area relationship of migrants in isolated woodlots in east-central Illinois. *Wilson Bulletin* 98(2) : 291-296.

Blake, J.G., 1983a. Species-area and species-habitat relationships of breeding birds in isolated forest patches in east-central Illinois. Ph.D. dissertation, University of Illinois.

Blake, John G., 1983. Trophic structure of bird communities in forest patches in east-central Illinois. *Wilson Bulletin* 95(3) : 416-430.

Blake, J.G. et J.R. Karr, 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology* 68 (6) : 1724-1734.

Blake, J.G. et J.R. Karr, 1984. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forest. *Biological Conservation* 30 : 173-187.

Blondel, J., 1980. L'influence du morcellement des paysages sur la structure des communautés. *Acta Oecol./Oecol. Generalis* 1 : 91-100.

Boecklen, W.J., 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *Journal of Biogeography* 13 : 59-68.

Bunce, R.G.H., L. Ryszkowski et M.G. Paoletti, 1993. Landscape ecology and agroecosystems. Lewis publishers, 241 pp..

Burkey, T.V., 1989. Extinction in nature reserves : the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55 : 75-81.

Burgess, R.L. et D.M. Sharpe (eds), 1981. Forest island dynamics in man dominated landscapes. Springer Verlag, New-York.

Butcher, G.S., W.A. Niering, W.J. Barry et R.H. Goodwin, 1981. Equilibrium biogeography and the size of nature preserves : an avian case study. *Oecologia* 49 : 29-37.

Caterall, C.P., R.J. Green et D.N. Jones, 1991. Habitat use by birds accross a forest-suburb interface in Brisbane: implications for corridors. In D.A. Saunders et R.J. Hobbs (eds), *Nature conservation 2 : the role of corridors*. Surrey Beatty & Sons Publ., Chipping Norton, NSW, Australia. Chap. 21 : 247-256.

Cieslak, M., 1985. Influence of forest size and other factors on breeding bird species number. *Ekol. Pol.* 33 : 103-121.

Cutler, A., 1991. Nested faunas and extinction in fragmented habitats. *Conservation Biology* 5 (4) : 496-505.

DeGraaf, Richard, M., 1991.Winter foraging guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Landscape and Urban Planning* 21 : 173-180.

Diamond, J.M., 1975. The island dilemma : lessons of modern biogeography studies for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 7 : 129-146.

Diamond, J.M., 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193: 1027-1029.

Dobkin. D.S. et B.A. Wilcox, 1986. Analysis of natural forest fragments : riparian birds in the Toiyabe Mountains, Nevada. In J. Verner, M.L. Morrison et C.J. Ralph (eds). *Wildlife 2000 : modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, pp. 293-299.

Fahrig, L. et G. Merriam, 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66 : 1762-1768.

Falardeau, G. et J.L. Desgranges, 1991. Sélection de l'habitat et fluctuations récentes des populations d'oiseaux des milieux agricoles du Québec. *Canadian Field-Naturalist* 105:469-482.

Farina, A., 1993. Bird fauna in the changing agricultural landscape. in *Landscape ecology and agroecosystems*. Bunce, R.G.H., L. Ryszkowski et M.G. Paoletti eds., Lewis publishers, 241pp..

Ford, H.A., 1987. Bird communities on habitat islands in England. *Bird Study* 34 : 205-218.

Forman, R., 1983. Corridors in a landscape : their ecological structure and function. *Ekologia* (CSSR) 2 : 375-387.

Forman, R.T.T. et J. Baudry, 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management* 8:495- 510.

Forman, R.T.T., A.E. Galli et C.F. Leck, 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia* 26 : 1-8.

Freemark, K.E., 1984. The species-area pattern of forest birds in an agricultural landscape. Ph.D. Thesis, Carleton University, Ottawa.

Freemark, K.E., 1988. Agriculture, disturbance and landscape management. In Moss, M.R.

(ed.), *Landscape ecology and management*. Polyscience Publishers, Montréal, pp. 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.

Freemark, K.E., H. Dewar and J. Saltman, 1991. A literature review of bird use of farmland habitats in the Great Lakes -St.Lawrence region. Techn. rep. series no. 114. Canadian Wildlife Service, Headquarters.

Fuller, R.J. et P.A. Whittington, 1987. Breeding bird distribution within Lincolnshire ash-lime woodlands: the influence of rides and the woodland edge. *Acta Oecologia/Oecologia Generalis* 8 (2) : 259-267.

Galli, A.E. et C.F. Lock et R.T.T. Forman, 1976. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. *The Auk* 93 : 356-364.

Game, M., 1980. Best shape for nature reserves. *Nature* 287: 630-632.

Gates, J.E. et L.W. Gysel, 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59 (5) : 871-883.

Haila, Y., 1986. North Europeen land birds in forest fragments : evidence for area effects ? In J. Verner, M.L. Morrison et C.J. Ralph (eds). *Wildlife 2000: modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. Madison, Wisconsin. University of Wisconsin Press, pp. 315-319.

Haila, Y. et I.K. Hanski, 1984. Methodology for studying the effect of habitat fragmentation on land birds. *Annales Zoologici Fennici* 21 : 393-397.

Haila, Y., I.K. Hanski et S. Raivio, 1987. Breeding bird distribution in fragmented coniferous taiga in southern Finland. *Ornis Fenn* 64 : 90-106.

Hannon, S.J., 1993. Nest predation and forest bird communities in fragmented aspen forests in Alberta. In *Birds in the boreal forest*. Proceedings of a workshop in Prince Albert, Saskatchewan, D.H. Kuhnke (ed.). Northern forestry centre, Forestry Canada.

Harris, L.D., 1984. The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago : University of Chicago Press.

Harris, L.D. et P. Gallagher, 1989. New initiatives for wildlife conservation, the need for movement corridors. In *In defense of wildlife: preserving communities and corridors*, ed. G. MacKintosh. Washington, D.C.. Defenders of wildlife, pp. 11-34.

Harris, L.D. et G. Silva-Lopez, 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological

diversity. In *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation preservation and management*. P.L. Fiedler et S.K. Jain (eds). Chapman and Hall Inc.

Harris, L.D. et J. Scheck, 1991. From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to conservation of biological diversity. In D.A. Saunders et R.J. Hobbs, editors. *Nature conservation : the role of corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia, pp. 189-220.

Harris, L.D. et R.D. Wallace, 1984. Breeding bird species in Florida forest fragments. *Proc. Ann. Conf. SE Assoc. Fish Wildl. Agencies* 38 : 87-96.

Helliwell. D.R.,1976a. The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain. *Journal of Biogeography* 3 : 407-416.

Helliwell, D.R., 1976b. The extent and location of nature conservation areas. *Environmental Conservation* 3 : 255-258.

Henein, K. et G. Merriam, 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape ecology* 4:157- 170.

Hobbs, R.J. et D.A. Saunders, 1993. Reintegrating fragmented landscapes; Towards sustainable production and nature conservation. Springer-Verlag, 332 pp.

Hobbs, R.J., D.A. Saunders, L.A. Lobry de Bruyn et A.R. Main, 1993. Changes in biota. in *Reintegrating fragmented landscapes; Towards sustainable production and nature conservation*. Hobbs, R.J. et D.A. Saunders eds., Springer -Verlag, 332pp.

Howe, Robert, 1984. Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. *Ecology* 65(5) : 1585-1601.

Howe, R. et G. Jones, 1977. Avian utilization of small woodlots in Dane County, Wisconsin. *Passenger Pigeon* 39 : 313-319.

Howe, R.W., R.D. Howe et H.A. Ford, 1981. Bird distribution on small rainforest remnants in New South Wales. *Austr. Wildl. Res.* 8 : 637-651.

Hunter, M.L., 1990. Wildlife, forests and forestry. Principles of managing forests for biological diversity. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Karieva, P., 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* 326 : 388-390.

Kroodsma, R.L., 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. *Wilson Bulletin* 96

(3):426-436.

Larivée, Jacques, 1989. Variation des observations d'oiseaux du Québec méridional de 1969 à 1988. *Les Carnets de Zoologie*, vol. 49, no. 4, p. 83-90.

Leck, C.F., B.G. Murray et J. Swineboard, 1988. Long-term changes in the breeding bird populations of a New Jersey forest. *Biological Conservation* 46:145-157.

Levenson, J.B., 1978. Forested woodlots as biogeographic islands in an urban-agricultural matrix. Dissertation. University of Wisconsin, Milwaukee, Wisconsin, USA.

Levenson, J.B., 1981. Woodlots as biogeographic islands in southeastern Wisconsin. In *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*, ed. by R.L.Burgess et D.M. Sharpe, New-York, Springer, pp.13-39.

Linehan, J.T., R.E. Jones et J.R. Longcore, 1967. Breeding bird populations in Delaware's urban woodlots. *Audubon Field Notes* 21 : 641-646.

Litwin, T.S., 1986. Factors affecting avian diversity in a northeastern woodlot. Unpublished doctoral thesis, Cornell University, Ithaca, New-York.

Loman, J. et T. Von Schantz, 1991. Birds in a farmland - More species in small than in large habitat island. *Conservation Biology* 5 (2) : 176-188.

Lovejoy, T.E., R.O. Bierregaard, A.B. Rylands, J.R. Malcom, C.E. Quintela, L.H. Harper, K.S. Brown, A.H. Powell, G.V.N. Powell, H.O.R. Schubart et M.B. Hays, 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In M.E. Soule (ed.), *Conservation Biology : the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass., pp.257-285.

Loyn, R.H., 1985. Birds in fragmented forests in Gippsland, Victoria. In *Birds of Eucalypt Forests and woodlands*. Ed. Keast A., H.F. Recher, H. Ford and D. Saunders. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, N.S.W., Australia, pp.323-331.

Lynch, J.F., 1987. Responses of breeding bird communities to forest fragmentation. In *Nature conservation : the role of remnants of native vegetation*. Ed. Saunders, D.A., G.W. Arnold, A.A. Burbidge et A.J.M. Hopkins. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, N.S.W., Australia, pp.123-140.

Lynch, J.F. et D.F. Whigham, 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation* 28 : 287-324.

Lynch, J.F. et R.F. Whitcomb, 1978. Effects of the insularization of the eastern deciduous forest on avifaunal diversity and turnover. In *Classification, inventory and analysis of fish and*

wildlife habitat : proceedings of a symposium (A. Marmelstein, ed.). U.S. Fish and Wildlife Service OBS-78/76, Washington, D.C, pp.461-489.

MacArthur, R.H. et E.O. Wilson, 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, N.J.MacClintock, L., R.F. Whitcomb et B.L. Whitcomb, 1977. Island biogeography and "habitat island" of eastern forest. II. Evidence for the value of corridors and minimization of isolation in preservation of biotic diversity. *American Birds* 31:6-16.

Mader, H.J., 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29 : 81-96.

Martin, T.E., 1981. Limitation in small habitat islands chance or competition ? *Auk* 98 : 715-733.

Martin, T.E., 1980. Diversity and abundance of spring migratory birds using habitat islands on the Great Plains. *Condor* 82:430-439.

Martin, T.E. et J.R. Karr, 1986. Patch selection by migrating birds : resource oriented? *Ornis Scandinavica* 17 : 165- 174.

Massey, M.E., 1974. The effect of woodland structure on breeding bird communities in sample woods in south-central Wales. *Nature Wales* 14 : 95-105.

McCoy. E.D., 1982. The application of island-biogeographic theory to forest tracts : problems in the determination of turnover rates. *Biological Conservation* 22 : 217-227.

McCoy, E.D., 1983. The application of island-biogeographic theory to patches of habitat : how much land is enough?. *Biological Conservation* 25 : 53-61.

Merriam, G., 1984. Connectivity : a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In J. Brandt et P. Agger (eds.), *Methodology in landscape ecological research and planning*. Proceedings first international seminar IALE, Rosskilde, Denmark, pp. 5-15.

Merriam, G., 1988. Landscape dynamics in farmland. *Trends Ecol. Evol.* 3 : 16-20.

Merriam, G. et J. Wegner, 1992. Local extinctions, habitat fragmentation and ecotones. In *Landscapes boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows.* A.J. Hansen et F. di Castri (eds). Springer-Verlag, pp.150-169.

Middleton, J. et H.G. Merriam, 1983. Distribution of woodland species in farmland woods. *J. Appl. Ecol.* 20 : 625-644.

Moller, A.P., 1987. Breeding birds in habitat patches : random distribution of species and individuals ? *Journal of Biogeography* 14 : 225-236.

Moore, N.W. et M. D. Hooper, 1975. On the number of bird species in British woods. *Biological Conservation* 8 : 239-250.

Muchoki, C.H.K., 1987. Remotely sensed relationships between wooded patch habitats and agricultural landscape type : a basis for ecological planning. In M.R. Moss (ed.), *Landscape ecology and management*. Polyscience Publications Inc. Montréal. pp.85-94.

Newton, I., 1986. Principles underlying numbers in Scottish woodlands. *Nat. Environ. Res. Counc. Inst. Terr. Ecol. Symp.* 17 : 121-128.

Nilsson, S.G., 1978. Fragmented habitats, species richness and conservation practice. *Ambio* 7 : 26-27.

Nilsson, S.G., 1986. Are bird communities in small biotope patches random samples from communities in large patches ? *Biological Conservation* 38 : 179-204.

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

Noss, R.F., 1987. Corridors in real landscapes : a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1 : 159-164.

Nowacki, G.J. et P.A. Trianosky, 1993. Literature on old-growth forests of eastern North America. *Nat. areas J.* 13:87-107.

O'Connor, R.J. et M. Shrubb, 1986. Farming and birds. Cambridge Univ. Press, Cambridge, England, 290pp.

Oelke, H., 1966. Thirthy-five years of breeding bird census in Europe. Audubon Field Notes 20:635-642.

Opdam, P., G. Rijsdijk et F. Hustings, 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape : effects of area and isolation. *Biological Conservation* 34 : 333-352.

Opdam, P. et A. Schotman, 1987. Small woods in rural landscape as habitat islands for woodland birds. *Acta Oecologia/Oecologia Generalis* 8(2) : 269-274.

Opdam, P., D. Van Dorp et C.J. Ter Braak, 1984. The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *Journal of Biogeography* 11 : 473-478.

Opdam, P., 1988. Populations in fragmented landscapes. In Schreiber, K.F. (ed.). *Connectivity in landscape ecology*. Proc. @nd Int. Sem. IALE. Schoningh, Munster, pp. 75-77

Osborne, P., 1984. "Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal or Applied Ecology* 21 : 63- 82.

Patterson, B.D., 1987. Breeding birds in habitat patches : random distribution of species and individuals?. *Journal of Biogeography* 14 : 225-236.

Picket, S.T.A. et J.N. Thompson, 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13: 27-37.

Pimentel, D., U. Stachow, D.A. Takacs, H.W. Brubaker, A.R. Dumas, J.J. Meaney, J.A. S. O'Neil, D. E. Onsi et D. B. Corzilius, 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience* 42:354-362.

Quinn, J.F. et S.P. Harrison, 1988. Effects or habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia* 75 :132-140.

Rafe, R.W., M.B. Usher et R.B. Jefferson, 1985. Birds on reserves: the influence of area and habitat on species richness. *Journal of Applied Ecology* 22 : 327-335.

Ranney, J.W., M.C. Bruner et J.B. Levenson, 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In R,L. Burgess and D.M. Sharpe, editors. *Forest islands dynamics in man-dominated landscapes*. Springer, New-York, pp.67-95.

Rappole, J.H. et E.S. Morton, 1985. Effects of habitat alteration on a tropical forest community. *Ornithological Monographs* 6: 1013-1021.

Robbins, C.S., 1979. Effect of forest fragmentation on bird populations. In *Workshop Proceedings : Management of North Central and Northeastern forests of nongame birds*: 198-212. USDA Forest Service, General Technical Report NC-51, pp.198-212.

Robbins, C.S., 1980. Effect of forest fragmentation on breeding bird populations in the piedmont of the Mid-Atlantic region. *Atlantic Naturalist* 33 : 31-36.

Robinson, S.K., 1990. Effects of forest fragmentation on nesting songbirds. Illinois natural history survey reports, no 296.

Rolstad, J., 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations:conceptual issues and the evidence. *Biological journal of the Linnean society* 42:163.

Rosenfield, R.N., C.M. Morasky, J. Bielefeldt et W.L. Loope, 1992. Forest fragmentation and island biogeography. A summary and bibliography. United States Department of the interior. National Park Service, USA.

Saunders, D.A., R.J. Hobbs et C.R. Margules, 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation : a review. *Conservation Biology* 5 (1) : 18-32.

Saunders, D.A. et C.P. de Rebeira, 1991. Values of corridors to avian populations in a fragmented landscapes. In D.A. Saunders et R.J. Hobbs, editors. *Nature conservation : the role of corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia, pp.221-244.

Simberloff, D. et L.G. Abele, 1982. Refuge design and island biogeography theory : effects of fragmentation. *The American naturalist* 120 : 41-50.

Simberloff, D. et J. Cox, 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1 : 63-71.

Small, M.F. et M.L. Hunter, 1988. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76 : 62-64.

Snow, D.W. et H. Mayer-Gross, 1967. Farmland as a nesting habitat. *Bird Study* 14 : 43-52.

Stamps, J.A., M. Buechner et V.V. Krishnan, 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist* 129 (4) : 533-552.

Temple, S.A., 1986. Predicting impacts of habitat fragmentation on forest birds : a comparison of two models. In *Wildlife 2000 : modeling habitat relationship of terrestrial vertebrates*. (J. Verner, M.L. Morrison et C.J. Ralph, Wisconsin Press, Madison, pp.301- 304.

Temple, S.A. et B.A. Wilcox, 1986. Introduction : predicting effects of habitat patchiness and fragmentation. In J.Verner, M.L. Morrison et C.J. Ralph (eds), *Wildlife 2000:Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, pp. 261-262.

Terborgh, J., 1989. Where have all the birds gone? Princeton University Press, Pinceton, New-Jersey.

Usher, M.B., 1987. Effects of fragmentation on communities and populations : a review with applications to wildlife conservation. In *Nature Conservation : the role of remnants of native vegetation*, ed. Saunders, D.A., G.W. Arnold, A.A. Burbidge et A.J.M. Hopkins. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, N.S.W., Australia, pp. 103-121.

Vaisanen, R.A., O. Jarvinen et P. Rauhala, 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests ?. *Ornis Scandinavica* 17 : 282-292.

Van Dorp, D. et P.F.M. Opdam, 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1 : 59-73.

Wegner, J. et G. Merriam, 1979. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 16 : 349-357.

Whitcomb, R.F., J.F. Lynch, P.A. Opler et C.S. Robbins, 1976. Island biogeography and conservation : strategy and limitations. *Science* 193 : 1030-1032.

Whitcomb, B.L., R.F. Whitcomb et D. Bystrak, 1977. Island biogeography and "habitat islands" of eastern forest. III. Turnover and effects of selective logging on the avifauna of forest fragments. *American Birds* 31: 17-23.

Whitcomb, R.F., C.S. Robbins, J.F. Lynch, B.L. Whitcomb, M.K. Klimkiewicz et D. Bystrak, 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In R.L. Burgess et D.M. Sharpe (eds), *Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Ecological Studies* 41 : 125-206. New-York : Springer-Verlag.

Wiens, J.A., 1990. Habitat fragmentation and wildlife populations: the importance of autecology, time and landscape structure. Trans. 19th IUGB Congress, Trondheim 1989.

Wilcove, D.S., 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 85 : 1211-1214.

Wilcove, D.S., 1987. From fragmentation to extinction. *Natural Areas Journal* 7 (1) : 23-29.

Wilcove, D.S.,C.H. McLellan et A.P. Dobson, 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In M.E. Soulé (ed.), *Conservation biology. The Science or scarcity and diversity* : 237-256. Sunderland, Massachusetts : Sinauer.

Wilcox, B.A. et D.D. Murphy, 1985. Conservation strategy : the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125 : 879-887.

Willis, E.O., 1980. Species reduction in remanescent woodlots in southern Brazil. *Proceedings, International Ornithology Congress 17* : 783-786.

Woolhouse, M.E.J., 1983. The theory and practice of the species-area effect, applied to the breeding birds of British woods. *Biological Conservation* 27 : 315-332.

Yahner, R.H. et D.P. Scott, 1988. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *J. Wildl. Mgmt* 52:158-161.

BIBLIOGRAPHIE ANNOTÉE

AMBUEL, B. ET S.A. TEMPLE, 1983. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* 64(5):1057-1068.

We studied avian biogeography and habitat selection in 26 deciduous forests of southern Wisconsin ranging in area from 3 to >500 ha. Bird diversity in these woodlots increases with area, due primarily to an increase in the number of forest-dwelling, long-distance migrants. We consider two possible explanations for this pattern: (1) area-dependent changes in forest vegetation, or (2) area-dependent change in interactions with competitors, predators, or brood parasites. We first describe vegetation structure and composition, then show that this description comprises important habitat features of forest birds. Bird habitat was characterized using three methods providing informative descriptions of habitats. We found no area-dependent trends in vegetation structure or composition that seem likely to influence the bird community in woodlots >5 ha. However, forest-edge and farmland species increase in density as woodlot area decreases. We suggest that forest-edge and farmland species exclude certain forest-dwelling, long-distance migrants from small woodlots (0-5 ha), and that this exclusion influences the bird community more than area-dependent changes in habitat or the degree of woodlot isolation. We also argued that a model based upon area-dependent variation in habitat and biotic relationships may be more appropriate than the equilibrium model for understanding avian biogeography in forest bird communities.

ANDERSON, S.H. ET C.S. ROBBINS, 1981. Habitat size and bird community management. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 46:511-520.

This study reviewed the results in the literature on the effect of forest fragmentation on migratory bird species. Results of field work in western Maryland are also presented. Bird utilizations of 30 woodlots (from 2.8 ha to over 4000 ha) was compared using the point counts method. The avian species were divided into three migratory categories: 1- long distance neotropical migrants; 2- short-distance migrants and 3- permanent residents. Long-distance migrants appears to increase with woodlot size while the short-distance migrants were decreasing as the woodlot area increases. The permanent residents didn't show a consistent trend in either direction: species were found in woodlots of all sizes. These results clearly indicates that many migratory bird species are sensitive to habitat size, particularly long-distance migrants. Because of the large number of neotropical migrants in the eastern deciduous forest, the minimum required size of these species habitat must be knowned in order to maintain the communities of nesting migratory bird.

ARNOLD, G.W., 1983. The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology* 20:731-750.

1- The number of birds found in thirty-seven (5 ha) sites on farmland in Cambridgeshire, England were counted twelve times in the winter of 1980-81 and again in the summer of 1981. The sites represented ten types of habitat and were chosen to give a range from arable land without ditches, hedges and trees, to arable and grassland with up to 200 m ditch and/or hedge of various sizes; and at the extreme, linear strips of woodland.

2- Each of the structural components influenced the number of species utilizing a site. In winter, the average number of species per arable land averaged 7.5 when a ditch was present; numbers increased with the additional presence of short hedges or trees of 12 species. With tall hedges the number was 17 and with a narrow strip of woodland 19. The number of resident thrushes, buntings, and robin + wren, and dunnock were all significantly different in different types of habitat. The basic pattern was the same in summer, with high correlations between species number in winter and summer.

3- Regression analysis was used to relate numbers of species, number of contacts with birds of a species and number of territories to measured characteristics of the sites, i.e. length, depth, volume and cover in ditches; length, height, width and cover in hedges; number of shrub and herb species in hedges and ditches. Additional variables used were the length of hedgerow, and areas of woodland and garden both in the 1 km^2 and in the 2.5 km^2 of countryside surrounding the quadrat.

4- In winter the nature of the surrounding 2.5 km^2 significantly influenced numbers of most groups of species, but accounted for little ($< 30\%$) of the variation in numbers. In the sites with hedges different characteristics were important for different species. Thus numbers of resident thrushes, wrens and robins increased with increased ditch volume. Hedge height was not important for these species but was important for tits.

5- More of the variation in numbers of a species present in summer was accounted for by both characteristics of the surrounding countryside and the ditches and hedges themselves than was the case in winter. As in winter different variables were important for different species, but some were of importance to several species. The number of species seen in sites with hedges and, of these the number holding territories, decreased with increased area of gardens in the surrounding areas with increasing hedge height and hedge cover in the site.

6- The management of hedges and ditches to enhance their use by birds is discussed.

ASKINS, R. A. ET M. J. PHILBIRK, 1987. Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin* 99(1):7-21.

Bird populations were monitored for 32 years in a 23-ha tract of hemlock-hardwood forest in Connecticut. Between 1953 and 1976 the total abundance of long-distance migrants declined significantly and four species disappeared, but after 1976 both the total abundance and the number of species increased. Multiple regression analysis shows that the abundance of long-distance migrants was negatively related to abundance of bird species characteristic of suburban habitats and positively related to the amount of forest within 2 km of the study area. The decline in long-distance migrants before 1976 occurred when suburban species were increasing and nearby forest was destroyed. The increase after 1976 is best explained by reforestation in the surrounding area because suburban birds were still increasing. A diversity of forest species, including many long-distance migrants, became established in the reforested areas. This pattern suggests that immigration from nearby forests is important in maintaining the abundance of long-distance migrants. Extensive deforestation may cause population decline of many species.

ASKINS, R.A., M.J. PHILBRICK ET D.S. SUGENO, 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* 39:129-152.

The single point survey method was used to estimate bird populations in 46 forest tracts (1.5 to 2600 ha) in Connecticut, USA, to determine how the distribution of birds is related to forest area, isolated island and vegetation structure. Bird species were classified into three categories according to habitat type: 1) forest-interior species 2) interior-edge species and 3) edge species. Both the density and species richness of forest-interior birds tend to be lower in smaller forests. Some species show a significant tendency to be absent from small forests (in particular area-sensitive species),while others are present in small forests but have higher densities in large forests. This pattern is apparently not related to vegetation structure.

Sites that are more isolated from other forests also tend to have fewer forest-interior birds. Forest area is the best predictor of the density and species richness of forest-interior birds for small forests, while isolation is the best predictor for large forests. Our results suggest that forest interior bird populations in a forest tract might depend upon the rate of dispersal of birds from nearby forests. They also indicate that maintenance of a diversity of forest-interior birds will require preservation of large areas of forest.

BLAKE, JOHN G., 1991. Nested Subsets and the distribution of birds on isolated woodlots. *Conservation Biology 5* (1):55-66.

Distribution of bird species among isolated habitat patches (e.g., woodlots in an agricultural

landscape) often appears to be nonrandom; species present in small, species-poor patches also are found in larger patches that support more species. Bird communities form "nested subsets" (after Patterson & Atmar 1986) if all species found in small faunas also are found in more species-rich assemblages. Occurence of a nested subset pattern implies an underlying, nonrandom pattern of species distributions. I used computer simulations to analyze the degree of nestedness exhibited by bird communities in east-central Illinois. Results demonstrated that the distribution of bird species breeding in isolated woodlots differed significantly from that predicted by a random distribution model; species assemblages were more "nested" than expected by chance. Most species present in small, species-poor woodlots also were found in larger, species-rich woodlots. As groups, species requiring forest interior habitat for breeding and species wintering in the tropics showed highly nested distributions. In contrast, short-distance migrants and species breeding in forest edge habitat showed more variable distribution patterns; species recorded on smaller woodlots were not always recorded on larger, more species-rich woodlots. Apparent absences from larger woodlots may have reflected real distribution patterns or insufficient sampling of edge habitats. These results support previous conclusions that small habitat patches are insufficient for preservation of many species.

BLAKE, JOHN G. 1987. Species-area relationships of winter residents in isolated woodlots. *Wilson Bulletin* 99(2):243-252.

Eleven woodlots ranging in size from 1.8 to 600 ha were censused during winter (1980-81) in east-central Illinois in order to examine the relationships between area of isolated woodlots and number of bird species during winter. Species composition was also analyzed on the basis of migratory status (permanent resident, winter resident and transient species) and foraging habitat (granivores, insectivores, frugivores and sapsuckers). Thirty-one species of birds were recorded, species present on small woodlots were also present in larger ones. Granivores species were the dominant trophic group while the others were uncommon or absent in the smallest woodlots. The results also show that total number of species was highly correlated with area in winter. Although woodlot size influences winter bird population, habitat structure may also influence species distribution through effects on weather and food resources. It may be an important refuge for birds during winter.

BLAKE, JOHN G., 1986. Species-area relationship of migrants in isolated woodlots in east-central Illinois. *Wilson Bulletin* 98(2):291-296.

The relationship between area of isolated woodlots and number of bird species during migration was examined in this study. Forteen mature woodlots ranging from 1.8 to 600 ha were investigated during spring and fall migrating periods (1979-1981) in east-central Illinois. Birds were surveyed using the point-count technique and species composition was analysed on the basis of their migratory status (resident, permanent resident, short-distance migrants,

long-distance migrants and transient species). The number of all species except for short-distance migrants were correlated with woodlot area. Distribution of species was also examined for each season. Results show that most species of different migratory categories were generally correlated with area in fall and spring seasons. Only short-distance species correlated poorly with area in all spring seasons. Species richness was also correlated with area during fall and spring 1980. The greater species richness observed in woodlots during migration periods over that observed during summer by Blake and Karr (1984) seems due to transient species and to the occurrence of species in woodlots smaller then required for breeding. These results suggest that several species may be able to colonize smaller woodlots but biotic interactions may limit species occurrence in small forests during breeding seasons.

BLAKE, J.G., 1983. Trophic structure of bird communities in forest patches in east-central Illinois. *Wilson Bulletin* 95(3):416-430.

Trophic structure of breeding bird communities in isolated forests (1.8-600 ha) in east-central Illinois was studied (1979-1981). Breeding species were assigned to one of seven trophic level. Frugivore and granivore were represented by few species or individuals. Abundance and species richness within the remaining five groups (omivores, bark insectivores, ground insectivores, foliage insectivores and aerial insectivores) varied with forest area and appeared tied to the size and structure of the forest itself and to the composition of the surrounding landscape.

Small forests were dominated by omnivores that frequently foraged in surrounding farmland. Foliage insectivores, primarily neotropical migrants, were uncommon in smaller forests, but comprised the largest component of bird communities in large forests. Species totals in major trophic groups were significantly correlated with area in all years. Highest correlations were observed for foliage insectivores and bark insectivores. The former group had the highest slope, indicating the most rapid increase in species number with area, a reflection of the increase in number of long-distance migrants in larger forests. Correlation with area generally was not as high for abundance of individuals within trophic groups. However, abundances of both foliage and bark insectivores were strongly correlated with area.

Over the size range of forests covered, distribution of species within major trophic groups differed from that expected if species occurrences were independent of forest area. Omnivores were more common that expected in small forests, whereas ground insectivores and bark insectivores were more common than expected in large forests. Foliage insectivores were underrepresented over the entire range of forest size. Thus, trophic groups were not represented in all forests simply according to their contribution to the total species pool, suggesting that abundance of different food resources varied in dissimilar ways with forest area.

BLAKE, J.G. ET J.R. KARR, 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology* 68(6):171-177.

Breeding bird communities of 15 isolated woodlots (1.8-600 ha) in east-central Illinois during three summers (1979-1981) to compare the influence of area and habitat on community structure. Woodlots supported from 9 to 43 species and composition was relatively constant among years. Ecological generalists dominated small woodlots, while more specialized species increased in importance with area. Area accounted for most variation (86-98%) in total species number in each year and the species-area relationship did not change significantly among years. The amount of variance accounted for by area was greater than in previous studies. Neither habitat nor woodlot isolation explained significant additional variation in total species richness after area. Area accounted for most variation in number of species in different migratory and breeding habitat categories, except for short-distance migrants, which correlated most strongly with habitat. Variation in habitat was not related to woodlot area and habitat accounted for additional variation in bird species numbers in most cases. Abundances of one-third to one-half of species examined correlated with woodlot area, but a greater proportion (66-72%) were influenced more strongly by habitat variables. Results from Illinois support previous conclusions that species that breed in forest interior habitat and winter in the tropics are most likely to be adversely affected by a reduction in forest habitat. Results also show that bird communities in isolated tracts of forest are not random assemblages, but rather that species found in smaller woodlots are subsets of species found in larger forests.

BLAKE, J.G. ET J.R. KARR, 1984. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. *Biological Conservation* 30:173-187.

Preservation of many species depends on the existence of parks and wildlands as natural habitats. Isolated patches of forest provide habitat islands for many bird species in the heavily farmed region of east-central Illinois. Here we use data collected from 12 forest patches, ranging in size from 1.8 to 600 ha, to examine the benefit of two small reserves relative to a single large reserve. Observed and predicted species overlap values are used to determine whether one or two forest patches are more likely to support a greater number of species. Two reserves were more likely to support a greater species total. However, long-distance migrants and forest-interior species were poorly represented in small forests and a single large reserve was more likely to support greater species totals for these groups. The reserve was true for short-distance migrants and permanent residents.

DEGRAAF, RICHARD M., 1991. Winter foraging guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Landscape and Urban Planning* 21:173-180.

Winter bird communities were compared in three suburbs over 5 years: MT, a 70-year old area of large houses and planted mature trees, primarily oaks (*Quercus*) and elms (*Ulmus*); YT, a 15-year-old area also built upon former open agricultural land with young planted trees, primarily maples (*Acer*); OP, a 15 years old area in which houses were built within a second-growth oak-pine (*Quercus-Pinus*) woodland. Winter bird surveys were conducted each year for 5 years (1976-1980) during January. The total number of species across suburban types was 32; total abundance was higher ($P < 0.05$) in MT and YT than in OP. Species richness was similar in each suburban type. Seedeaters and omnivorous ground-foragers dominated the avifaunas of MT and YT, comprising 86% and 92% of their respective avifaunal abundances. Insectivores comprised 14% of the avifauna in OP.

Only the suburb built within existing woodland (OP) contained a high proportion of insectivorous species, which species has been used in this study as a measure of avifaunal quality. Planted environments, even mature ones, was not attractive to insectivorious bird species. Ground-feeding seedeaters and omnivores was found in greater numbers in the more open suburban types (MT and YT) were the herbaceous growth (often lawn) was greater. At the individual house scale, the plant species composition was more determinant of the breeding or wintering avifauna while the vegetation structure seems more important to birds at the neighborhood scale. Then, to increase avifaunal quality in new suburban area, fragments of native woodland should be retained.

FORD, HUGH A., 1987. Bird communities on habitat islands in England. *Bird Study*. 34:205-218.

Birds were recorded in 20 small deciduous woods (ranging from 0.14 to 18 ha) and 8 control sites (ranging from 0.5 to 2 ha) within larger woods in Oxfordshire, England. The number of species on islands was most highly correlated with area, (there were more species in bigger woods) but vegetation and isolation were also important. The number of species on control sites was significantly correlated only with the amount of vegetation above 5 m. Density of birds was correlated negatively with area and positively with density of the shrub layer on islands. Density in control sites was not correlated significantly with any of the variables studied. The composition of the bird community was similar in both small or large woods though several species show a greater incidence in woods over 1 ha.

Four groups of birds were identified: (1) ubiquitous species, (2) resident species whose incidence increased with area, (3) locally distributed species, whose incidence was not obviously related to area and (4) transients.

Conservation of woodland birds in agricultural areas may be best achieved by a chosen

collection of sites of various sizes rather than a single large site of similar total area. Both the number of species and density of birds could be maximized in this way.

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.

Relationships among area, habitat heterogeneity and bird assemblages were examined for 21 forest fragments (3 to 7620 ha) in an agricultural landscape near Ottawa, Canada. Habitat heterogeneity within forests was measured by an index of spatial variability (HH) in plant species and forest structure. HH based on tree species or shrub species increased with forest size. Larger and more heterogeneous forests had more species and pairs of birds, according to multiple regressions for two summers combined. Number of species and pairs of birds at individual points within forests increased with greater HH but not with larger size. Birds also were more patchily distributed in more heterogeneous, but not necessarily large, forests, because of relatively uncommon species. The relationship of forest area to species number did vary among ecological classes of birds. Larger forest size was more important for increasing species number in forest-interior and resident-related classes of birds. Some classes, e.g. forest interior species, were infrequent in smaller forests. Habitat heterogeneity was more important to edge-related classes. To maintain a diverse forest avifauna, regional conservation strategies should maximize both size and habitat heterogeneity of forests.

GALLI, A.E., C.F. LOCK ET R.T.T. FORMAN, 1976. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. *The Auk* 93:356-364.

We studied 30 forest islands varying in size from 0.01 to 24 ha in central New Jersey to determine the relationship between forest size and bird species richness, the importance of the forest edge, and the minimum habitat requirements of bird species. We made the following conclusions:

1- Forest size has a significant effect on number of bird species, and a parabolic regression equation describes the relationship with R = 0.92.

2- Size of the forest had no significant effect on foliage height diversity, so the bird species richness pattern here is likely a result of area itself, not internal environmental heterogeneity.

3- Bird species richness increases significantly though an island size of 24 ha and is likely to continue increasing significantly at forest sizes beyond 24 ha.

4- Woods of 0.2 ha contained forest edge birds only, while forest interior species began

appearing at 0.8 ha. Almost half of the bird species were considered size-dependent, requiring a large area and /or forest interior. Carnivores, including insectivores, were mostly size-dependent.

5- For land use considerations, larger forest patches are essential to maintain a complete regional avian community.

GATES, J.E. ET L.W. GYSEL, 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59(5):871-883.

Observations of 21 species of open-nesting passerines breeding in contiguous field and forest habitats at Rose Lake Wildlife Research Area, Michigan, were made during 1974 and 1975. Three sites consisted of deciduous forest stands (4.28 ha, 8.98 ha and 5.27 ha respectively) were selected. Data were collected on nest dispersion, clutch-size, and fledging success in relation to the field-forest edge. Losses of eggs of nestlings were attributed to predation, inclement weather, Brown-headed Cowbird (*Molothrus ater*) parasitism, nest desertion, hatching failure, and adult death.

Each bird species seemed to have a preferred distance from the habitat discontinuity that was used as a nest site. Furthermore, nests were not uniformly distributed on the area. Over one-half of the nests were found within $\pm$ 15 m of the habitat discontinuity. Seventy-five percent of the nests belonged to bird characteristics of mixed breeding habitats. i.e., birds requiring an open overstory canopy with elevated singing and observation perches and dense cover near the ground for nesting and feeding. These mixed-habitat species also accounted for the increase in avian species nesting near edges.

Based on Kendall rank and partial rank correlation tests, increasing numbers of nesters and the percentage of total clutches were found to be negatively correlated with increasing distance from the habitat discontinuity. Correlation between fledging success and increasing distance from the edge was positive and highly significant. Of the several mortality factors investigated, predation and cowbird parasitism were found to be the most important. The increased predation rate with decreased distance from the edge was attributed primarily to a functional response to higher numbers of nests and a greater activity of potential nest predators in the vicinity of the habitat discontinuities.

Our results indicate that habitat suitability decreases with increasing numbers of nests toward the narrow field-forest edges. Although such abrupt habitat discontinuities did attract a variety and abundance of birds characteristic of habitats with mixed life-form, these discontinuities seemed to function as "ecological traps" by concentrating nests and thereby increasing density-dependent mortality. Ironically, the cowbird was also a victim of the increased predation rate. As these man-made forest edges are of recent origin, they are perhaps unrepresentative of the ecological niche in which these species evolved, and thus they may be poorly adapted to cope

with the increased nest predation.

HELLIWELL, D.R., 1976. The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain. *Journal of Biogeography* 3:407-416.

The theoretical relationships between the size and isolation of habitats and their value for wildlife conservation are briefly described, and data on the numbers of breeding birds in sixty woodland areas (from 0.12 to 5600 ha) in southeast England are then examined in this context. It is concluded that, in this particular sample of woodlands, the degree of isolation of a woodland area is not a major factor in determining the conservation value of its bird fauna. Similarly, data on the vascular plants present in 106 sample areas of woodland in Shropshire indicate that, contrary to theoretical considerations, small isolated areas of woodland do not carry an impoverished flora. On the contrary, they are significantly more valuable than comparable areas forming part of larger blocks of woodland, probably due to differences in past and current management.

HOWE, Robert, 1984. Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. *Ecology* 65(5):1585-1601.

Small isolated forest patches (0.1-7 ha) in eastern New South Wales and southern Wisconsin were surveyed regularly for at least 1 yr between 1977 and 1981. Forests and woodlands in both regions have been cleared extensively during the past century. This analysis examines how fragmentation of forest habitat has affected composition and dynamics of local bird assemblages. Species in forest islands are compared with those in equivalent "control plots" near the edge of a large, continuous forest. Disruption of continuous tracts apparently affects not only birds of the forest interior, but also those occurring along or near the edge.

Birds in New South Wales and Wisconsin show common patterns of distribution among forest islands, despite considerable differences in taxonomic relationships, seasonality, and habitat. (1) Area was the best predictor of species richness in islands and control plots. Other habitat variables (except isolation) were relatively uniform among sites and did not contribute consistently to variation in numbers of species. (2) Species common in forest islands also tended to be common in large nearby forests, but bird assemblages in forest islands were statistically different from those in forest control plots. (3) Species assemblages in forest islands generally were more predictable over space and time than were local assemblages in larger forests. Although transients or regular visitors commonly were observed in forest islands, nonresident species occurred even more frequently in control plots. Apparently habitat fragmentation alters the spatial and temporal dynamics of native forest bird communities. This, in turn, may favor some species and leave others at a disadvantage.

Differences between species assemblages of forest islands and control plots were most pronounced in Wisconsin. Numbers of forest or forest edge species were much lower in Wisconsin forest islands than in corresponding control plots. Isolation of forest islands was associated negatively with species richness only in Wisconsin. Long-term effects of forest fragmentation in New South Wales might not yet be realized, because relatively large areas of forest remain near existing habitat islands.

LOMAN, J. ET T. VON SCHANTZ, 1991. Birds in a farmland - More species in small than in large habitat island. *Conservation Biology* 5(2):176-188.

Six different types of habitat islands, ranging form 0.01 to 24 ha were studied in the southern most province of Sweden (Skane). Birds were censused on habitat islands to investigate the effect of vegetation, island size, and isolation on the density and species diversity of birds.

The density of birds was highest on small habitat islands and in islands close to other islands, especially large ones. We suggest that this is because birds on small habitat islands utilize resources from surrounding fields. After compensating for sampling effect (the fact that we made more observations and there are more territories on large islands), we analyzed the species richness of different islands. We found that there are more territorial species (i.e. bird species whose territories are readily mapped) on small than on large islands. We discuss different causes for this finding. We also found that a given area comprised of many small islands contains more species than the same area comprised of only a few large islands. This is true for both all observed bird species and for all recorded territorial species. Neither isolation, shape nor vegetation components seem to have an effect on the number of bird species, except for the amount of trees and bushes standing dead. We conclude that, when considering conservation from a local perspective, it is important to protect all nonmatrix land in this type of landscape. This will ensure a high local diversity.

LYNCH, J.F. ET D.F. WHIGHAM, 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation* 28:287-324.

Point surveys were used to estimate the abundance and diversity of forest birds in relation to the size, degree of isolation, floristics, physiognomy, and successional maturity of 270 upland forest patches (ranging approximately from 5 to 1000 ha) in the coastal plain province of Maryland. Physiognomic and floristic characteristics of the tree, shrub, and herb layers of the forest were measured at each site.

The local abundance of almost every bird species breeding in the interior of upland forests was found to be significantly influenced by forest area, isolation, structure, or floristics, or combinations of these factors. Highly migratory species tended to be most abundant in extensive stands of mature, floristically diverse forests that were only slightly isolated from

sources of potential colonists. Densities of permanent residents and short-distance migrants tended to be less affected by these site characteristics, or showed responses opposite in sign to those of long-distance migrants.

The impacts of forest fragmentation on bird populations are complex and species-specific. Many bird species respond strongly to factors other than, or in addition to, forest patch area and isolation. Dissection of the landscape into small highly isolated patches of forest adversely affects some bird species, but structural and floristic characteristics of the forest are more important than patch size and isolation for many species, given the existing distribution of forest patches in the coastal plain of Maryland.

OPDAM, P, G. RIJSDIJK ET F. HUSTINGS, 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biological Conservation* 34:333-352.

The distribution of breeding bird species in 68 small woodlots ranging in size from < 1 ha to 20 ha was investigated in two areas of the Netherlands agricultural landscape. Effects of area, habitat variation, interpatch distance, and distance from extensive woods were analysed with the help of multivariate techniques. No correlation was found between number of breeding bird species and isolation variables, but the degree of isolation was shown to affect the number of bird species restricted to mature woods. Species showed different responses to changes of area or isolation variables. It is concluded that, for several species of woodland birds, patches of mature woodland can be regarded as habitat islands. Some indications are given to apply the regression models found to landscape planning.

OPDAM, P. ET A. SCHOTMAN, 1987. Small woods in rural landscape as habitat islands for woodland birds. *Acta OEcologica/OEcologia Generalis* 8(2):269-274.

The distribution of breeding bird species in 68 small woodlots (< 1.0 ha to > 6.0 ha) in two areas of the Netherlands agricultural landscape was investigated. Effects of area, habitat variation, interpatch distance, and distance to extensive woods were analysed with the help of multivariate techniques. No correlation was found between number of breeding bird species and isolation variables, but the degree of isolation was shown to affect the number of bird species restricted to mature woods. Species showed different responses to changes of area or isolation variables. It is concluded that, for several species of woodland birds, (at least forest-interior species) patches of mature woodland can be regarded as habitat islands.

ROBBINS, C.S., B.A. DOWELL, D.K. DAWSON, J. COLON, F. ESPINOZA, J. RODRIGUEZ, R. SUTTON, et T. VARGAS, 1987. Comparison of neotropical winter bird populations in isolated patches versus extensive forest. *Acta OEcologica / OEcologia Generalis* 8(2):249-256.

Wintering birds were captured with mist nets at 12 pairs of forested sites in the New World tropics in 1984 and 1985 to compare populations in small isolated woodlands (generally 5-50 ha) with those in extensive forests (> 1,000 ha).

Net-hours of effort were similar in large and small sites, as were total birds captured and banded, but species composition was very different. Members of the Todidae, Dendrocolaptidae, Formicariidae and Thraupinae were significantly more common in extensive forests than in small isolated tracts, indicating that these birds are especially vulnerable to effects of forest fragmentation. However, in winter many species of North American migrants, even species that are restricted to extensive forest during the breeding season, were just as common in small forest fragments as in extensive forests.

A high percentage of the North American migrants banded in January 1984 (40% to 50% for some species) were recaptured in 1985.

SANTOS, T. ET J.L. TELLERIA, 1992. Edge effects on nest predation in Mediterranean fragmented forests. *Biological Conservation* 60:1-5.

Edge effects on predation of artifical avian nests were studied in a forest archipelago mixed with agricultural land in Central Spain, for both ground and tree nests. Forest fragments were ranging from 0.1 to 21 ha. Predation rates were lower on farmland than in the forest habitat. There was a trend towards lower predation on the forest edge than in the interior. This edge-core predation gradient differed from the usual pattern of nest predation found in other temperate fragmented forests, the highest rates of predation usually occuring on the edges. This opposite trend could be caused by the small size of all the forested fragments with the edge effect influencing the entire forest area. Predation by rodents was almost completely restricted to the forest habitat. We suggest that in very small fragments, such as those studied here, a "packing effect" (concentration) of small specialist forest predators avoiding larger generalist predating on the edges, could be the cause of high predation rates throughout the forest. From a conservation perspective, high rate of nest predation may be a problem in highly fragmented forests. However, patterns of nest predation probably differ among regions.

TELLERIA, J.L. ET T. SANTOS, 1992. Spatiotemporal patterns of egg predation in forest islands: an experimental approach. *Biological Conservation* 62:29-33.

Thirty holm oak (*Quercus rotundifolia*) forests, ranging from 0.1 to 350 ha, were studied in

central Spain to analyse the spatial and temporal patterns of predation in relation to size of forest patches. During two springs (1988 and 1989), quail (*Coturnix coturnix*) eggs were placed in these forests to evaluate predation rates. Two trials (April and June) during each year were performed to study the intraseasonal and interyear constancy of predation. Results showed that predation rate tends to increase with forest fragmentation, although forest size was poorly related to predation rate. This increasing rate may be attributed to the occurrence of 2 phenoma:

1- an increase of certain highly abundant generalist predators and;
2- an increase in ecotone areas favouring the predation rates of predators.

Predation rates seemed to be constant within spring seasons and between years. These results suggest that predators concentrate their search activities in some selected forests, thus accentuating their effect on prey species (continuous predation pressure increasing the probability of local extinction).

TILGHMAN, N.G., 1987. Characteristics of urban woodlands affecting winter bird diversity and abundance. *Forest Ecology and Management*, 21:163-175.

Winter bird communities were studied in 1982 and 1983 in 32 forest islands (1 to 69 ha) surrounded by urban development. Forty-six bird species were recorded in these urban woodlands (twice as many as were found in residential areas in the same city in a previous study). Size of woodland, building density immediately adjacent to the woods, amount of edge, and distance to the nearest body of water were the forest island characteristics that best predicted the number of species present, explaining over 60% of the variation in multiple regression models. Equations using size of woodland, distance to the nearest body of water, amount of edge, and tree density explained between 46% and 49% of the variation in bird species diversity. Models for bird abundance only accounted for about 20% of the variation in these numbers with tree height, tree density, shrub density, distance to the nearest body of water, building density, and distance to the nearest trail being the most important variables. Eleven species of winter birds were more often found in the larger woodlands. Only the house sparrow was more abundant in the smaller woodlands. Because of the microhabitats available and the abundance of food supplies, urban woodlots can support a greater variety of bird species.

VILLARD, MARC-ANDRÉ, 1991. Spatio-temporal dynamics of forest bird patch populations in agricultural landscapes. *Thesis of Ph.D., Department of Biology. Carleton University, Ottawa.* 170 pages.

The great vagility of migratory birds naturally leads to the assumption that they can actively select the most suitable habitats available as they reinvade their breeding range every spring. I tested this assumption by measuring the temporal variability in the occupancy of 171 eastern

Ontario forest patches (1.2 to >3 000 ha, median = 13.4 ha) by four neotropical migrant species: Wood Thrush (*Hylocichla mustelina*), Black-and-white Warbler (*Mniotilta varia*), Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*), and Scarlet Tanager (*Piranga olivacea*).

Patch populations frequently went extinct and were recolonized over two successive breeding seasons, while the proportion of patches occupied in the landscape (ca. 125 km^2) did not vary significantly over the same period. The frequency of these *population turnovers* was significantly higher than zero, and it was significantly lower than the frequency obtained in simulations assuming a random spring resettlement of the landscape breeding population among the forest patches available.

Logistic regression models show that larger, less isolated patches have a higher probability of continuous patch occupancy by Ovenbird and Scarlet Tanager, respectively. Habitat structure and tree species composition are the best predictors of continuous occupancy by Wood Thrush and Black-and-white Warbler. Across species, patch shape had a minor influence.

Does forest fragmentation result in a significant impoverishment of the woodland avifauna, and if so, is it merely a result of habitat destruction? I compared the woodland avifauna of agricultural landscapes to that of Gatineau Park, a nearby extensive forest. As expected, a subset of the species was exclusive or significantly more abundant in the park, despite a four-fold difference in sampling intensity favouring the agricultural landscapes. Species missing or rarely found in the agricultural landscapes were not necessarily rare in the extensive forest, nor were they excluded due to obvious habitat differences.

Connectivity among patch populations of forest birds seems critical for ensuring recolonization of local extinctions, hence the persistence of the landscape-scale breeding population, or metapopulation. In this region, some forest species apparently failed to adapt behaviourally to the sharp contrasts of the humanized landscapes. My target species are intermediate cases between those exclusive to the extensive forest surveyed and the core of ubiquitous species.

WEGNER, J.F. ET G. MERRIAM, 1979. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 16:349-358.

Movements by birds and small mammals were investigated between a 12.2 ha of beech-maple wood and adjacent habitats. The studied area was located south of Ottawa, Canada. Live-trapping of small mammals was done in summer and fall 1975 and number of movements were recorded between two habitat combinations (wood-fencerows, wood-field, etc.). Bird species and observed movements were also recorded on the same period. Quantifying differences in the vegetation of the fencerows was attempted but none of the methods used in this tudy was adequate.

1- White-footed mice (*Peromyscus leucopus*) and chipmunks (*Tamias striatus*) moved

between a beech-maple wood and connecting fencerows four times as often as they moved between traplines within the wood. They seldom moved between the wood and adjacent perennial grass fields or across the fields.

2- Birds seldom flew directly across open fields between woods. More species of birds moved more frequently between the wood and fencerows than between any other habitats. Wood-nesting birds moved more frequently from well-vegetated fencerows into fields to forage them from an equal length of wood border. Poorly developed fencerow vegetation restricted foraging by wood-nesters into fields. None of tree species diversity, line intercept measures, dendrograms, or foliage height diversity satisfactorily distinguished among the vegetation structure of different fencerows.

3- The results indicate that fencerows connect the wood to the surrounding agricultural mosaic and concentrate the activity of small mammals and birds into a habitat corridor that may relieve the isolating effect of farmland surrounding the wood. In that sense, isolation of habitat patches seems to be a function of the degree to which each habitat acts as a barrier for species rather then simple measure of distance.