
Utilisation à court terme de trois types de forêt résiduelle
par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*)
en forêt boréale

Marianne Cusson
Martin-Hugues Saint-Laurent
Jean Ferron
Alain Caron

Université du Québec à Rimouski

pour le ministère des Ressources naturelles
et la Société de la faune et des parcs du Québec

Québec 

Utilisation à court terme de trois types de forêt résiduelle
par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*)
en forêt boréale

Marianne Cusson M. Sc.
Martin-Hugues Saint-Laurent B. Sc.
Jean Ferron Ph. D.
Alain Caron Ph. D.

Université du Québec à Rimouski

pour le ministère des Ressources naturelles du Québec
Direction de l'environnement forestier

et la Société de la faune et des parcs du Québec
Direction de la recherche sur la faune

Rimouski, juin 2001

DEF-0196

Pour plus de renseignement :

Normand Bertrand
Direction de l'environnement forestier
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Téléphone : (418) 627-8646 poste 4159
Courriel : normand.bertrand@mrn.gouv.qc.ca

Diffusion :

Direction des communications
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Gouvernement du Québec
5700, 4^e Avenue Ouest, bureau B-302
Charlesbourg (Québec) G1H 6R1
Téléphone : (418) 627-8600 ou sans frais : 1-866-CITOYEN
1-866-248-6936

Courriel : service.citoyen@mrn.gouv.qc.ca
Site internet : www.mrn.gouv.qc.ca

© Gouvernement du Québec
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2001
ISBN : 2-550-38319-2
Code de diffusion : 2001-3080

Remerciements

Nous tenons à remercier la Société de la faune et des parcs du Québec et le ministère des Ressources naturelles du Québec, qui ont permis la réalisation de ce projet, la Fondation de la Faune du Québec pour son soutien financier ainsi que la compagnie forestière Donohue pour sa coopération. Merci beaucoup à Sylvain Daraïche, à Nicolas Gaborit, à Kathie Bergeron, à David Jones Maguire, à Marie-Claude Rancourt, à Stéphanie Boucher, à Sébastien Boisvert et à Jasmin Michaud, qui ont été d'une grande efficacité et d'une grande ténacité sur le terrain. Nous ne pouvons non plus oublier certains lièvres du Lac-Saint-Jean pour leur coopération... Merci aussi à nos conseillers, messieurs Normand Bertrand, François Potvin, Laurier Breton et Claude Paquet.

Avertissement

Les opinions émises dans ce rapport n'engagent que ses auteurs et ne sont pas nécessairement approuvées par le ministère des Ressources naturelles du Québec et la Société de la faune et des parcs du Québec.

Sommaire

Afin de vérifier si les mosaïques résultant des coupes forestières, telles que pratiquées conformément au règlement sur les normes d'intervention forestière (RNI), dans les forêts du domaine public, au Québec, restaient utilisées par les lièvres à court terme après les coupes, nous avons étudié, au printemps 1997, 1998 et 1999, l'utilisation de forêts résiduelles maintenues de 2 à 6 ans après les interventions. Pour ce faire, nous avons comparé l'utilisation relative de trois types de forêt résiduelle, soit des séparateurs non riverains (bandes de 60 m de largeur maintenue pour séparer les aires de coupe forestière), des séparateurs riverains (bandes riveraines de 60 m de largeur abritant un cours d'eau permanent) et des blocs résiduels (forêt résiduelle de 19 à 50 ha, avec des aires de coupe adjacentes de 60 à 80 ha), ceci par les techniques du dénombrement des crottins et de l'inventaire du brout. Des secteurs de forêt non perturbée sur plus de 100 ha nous ont servi de témoins. Au cours de l'été 1998, nous avons également observé et comparé la survie ainsi que les patrons de déplacement de lièvres capturés dans des séparateurs de coupes (riverains et non riverains) à ceux d'individus capturés dans des blocs résiduels, en faisant un suivi télémétrique de 12 lièvres munis d'émetteurs. La fidélité de l'animal à la structure forestière où il avait été capturé, l'ampleur des déplacements quotidiens ainsi que la superficie des domaines vitaux et des zones d'utilisation intensive de ces lièvres ont été comparées.

Les séparateurs utilisés se sont révélés servir non seulement de corridors de déplacement, mais ils faisaient, dans plusieurs cas, partie intégrante du domaine vital de plusieurs lièvres. En raison d'une hétérogénéité marquée entre les sites à l'intérieur de chacun des types de forêt résiduelle, peu de différences significatives ont été observées, si ce n'est en matière de broutage, en 1998, alors que les séparateurs riverains et non riverains ont été moins utilisés que les témoins. Cependant, l'observation de tendances similaires nous a permis de conclure que, comparativement aux blocs résiduels et aux secteurs témoins, les séparateurs riverains et non riverains étaient moins utilisés par les lièvres, la survie y apparaissait plus réduite, et les déplacements quotidiens ainsi que les domaines vitaux estivaux y étaient plus étendus. Cependant, les aires d'utilisation intensive situées à l'intérieur des domaines vitaux sont comparables. De plus, les lièvres qui utilisent les séparateurs auraient tendance à être moins fidèles à leur site de capture que ceux utilisant les blocs résiduels. Des inventaires de végétation ont permis de démontrer qu'il n'y avait pas de différences marquées entre les types de forêt résiduelle, en ce qui concerne l'abondance de tiges et de ramilles disponibles pour le brout. Toutefois, il est apparu que les principales essences disponibles étaient des éricacées et des essences arborescentes résineuses. Les premières ne peuvent pas être exploitées par le lièvre en hiver puisqu'elles sont recouvertes de neige durant la majeure partie de la saison, alors que les essences résineuses ne figurent pas parmi les essences recherchées par le lièvre pour son alimentation. Cela pourrait donc expliquer en partie les faibles densités de population observées chez les lièvres sur l'ensemble du territoire à l'étude.

Ainsi, malgré la rareté des différences mises en évidence entre les types de forêt résiduelle, les résultats laissent croire à de meilleures conditions de survie, du moins à court terme, dans une mosaïque faite de blocs que dans une mosaïque forestière résiduelle faite des séparateurs de coupes habituels. Des études devront cependant être réalisées pour connaître la valeur de ce type de patron de coupe pour le lièvre, à moyen et à long terme après l'intervention initiale, et surtout lors de la seconde coupe de la rotation, soit celle visant la récolte dans les blocs résiduels.

Table des matières

Remerciements	iii
Avertissement.....	iv
Sommaire	v
Table des matières	vii
1. Mise en contexte : le projet « séparateurs de coupes »	1
2. Introduction	3
3. Matériel et méthodes	9
3.1 Aire d'étude.....	9
3.2 Méthodes d'échantillonnage	9
3.3 Méthodes d'analyse des résultats	13
4. Résultats	17
4.1 Indices de présence du lièvre dans les différents types de forêt résiduelle et dans les sites témoins	19
4.2 Comparaison des indices de présence du lièvre dans les différents types de forêt résiduelle et dans les coupes adjacentes	23
4.3 Suivi télémétrique	31
4.4 Analyse comparative de la végétation entre les différents types de forêt résiduelle et les sites témoins	36
4.4.1 Densité des couverts arbustifs et arborescents.....	36
4.4.2 Inventaire du broutage	37
4.4.2.1 Aperçu global sans distinction des essences	37
4.4.2.2 Inventaire du brout par essence dans les différents types de forêt résiduelle et les témoins.....	43
4.4.2.3 Inventaire du brout par essence dans les coupes bordant les différents types de forêt résiduelle	48
5. Discussion	51
5.1 Indices de présence du lièvre	52
5.1.1 Dans les différents types de forêt résiduelle et dans les secteurs témoins.....	52
5.1.2 Dans les différents types de forêt résiduelle et dans les coupes adjacentes.....	53
5.2 Suivi télémétrique et paramètres démographiques.....	55
5.2.1 Utilisation des bandes forestières comme corridors de déplacement	55
5.2.2 Déplacements.....	56
5.2.3 Domaines vitaux	57
5.2.4 Survie.....	58

5.3	Inventaires de la végétation.....	59
5.3.1	Comparaison entre les différents types de forêt résiduelle et les témoins	59
5.3.2	Inventaire du brout par essence dans les différents types de forêt résiduelle et les témoins.....	62
5.3.3	Inventaire du brout par essence dans les coupes bordant les différents types de forêt résiduelle	64
5.4	Rapports entre les différents indices	64
6.	Recommandations et implications en foresterie.....	65
6.1	Récolte dans les blocs résiduels	65
6.2	Récolte partielle dans les séparateurs.....	65
6.3	Aulnaies.....	66
6.4	Chablis.....	66
	Conclusion.....	67
	Annexe 1 Codes utilisés lors des inventaires de broutage	69
	Bibliographie.....	71

Liste des tableaux

Tableau 1	Résultats des analyses statistiques concernant le brouit dans les parcelles localisées dans les différents types de forêt résiduelle.....	19
Tableau 2	Résultats des analyses concernant les crottins dans les parcelles localisées dans les différents types de forêt résiduelle	22
Tableau 3	Résultats des analyses statistiques concernant le brouit en comparant les parcelles forestières et les parcelles de coupe.....	27
Tableau 4	Résultats des analyses statistiques concernant les crottins en comparant les parcelles forestières et les parcelles de coupe.....	30
Tableau 5	Comparaison des résultats découlant du suivi télémétrique des lièvres provenant des bandes et des blocs résiduels : taux de survie, fidélité au site de capture, déplacements quotidiens, domaines vitaux	35
Tableau 6	Comparaison des résultats d'analyse de la structure de la végétation selon les différents types de forêt résiduelle	36
Tableau 7	Production et utilisation du brouit par type de forêt résiduelle dans les parcelles forestières.....	39
Tableau 8	Production et utilisation du brouit par type de forêt résiduelle dans les parcelles de coupe	39
Tableau 9	Production, utilisation et importance du brouit par essence dans les parcelles forestières.....	47
Tableau 10	Production, utilisation et importance du brouit par essence dans les parcelles de coupe	49

Liste des figures

Figure 1	Localisation de l'aire d'étude.....	10
Figure 2	Nombre moyen de ramilles broutées par parcelle forestière pour chacun des types de forêt résiduelle.....	17
Figure 3	Pourcentage de l'incidence des ramilles broutées par parcelle forestière pour chacun des types de forêt résiduelle.....	18
Figure 4	Nombre moyen de crottins par parcelle forestière pour chacun des types de forêt résiduelle.....	20
Figure 5	Pourcentage de l'incidence des crottins par parcelle forestière pour chacun des types de forêt résiduelle.....	21
Figure 6	Variabilité du nombre moyen de crottins entre les sites dans un même type de forêt résiduelle.....	23
Figure 7	Nombre moyen de ramilles broutées pour chaque catégorie de parcelles dans les structures bordées d'aires de coupe.....	25
Figure 8	Pourcentage de l'incidence des ramilles broutées pour chaque catégorie de parcelles dans les structures bordées d'aires de coupe.....	26
Figure 9	Nombre moyen de crottins pour chaque catégorie de parcelles dans les structures bordées d'aires de coupe.....	28
Figure 10	Pourcentage de l'incidence des crottins pour chaque catégorie de parcelle dans les structures bordées d'aires de coupe.....	29
Figure 11	Localisation des lièvres dans les séparateurs riverains et non riverains.....	32
Figure 12	Localisation des lièvres dans les blocs résiduels.....	33
Figure 13	Densité de tiges dans les parcelles forestières et les parcelles de coupe.....	37
Figure 14	Densité des ramilles dans les parcelles forestières et les parcelles de coupe.....	38
Figure 15	Pourcentage de tiges broutées dans les parcelles forestières selon les différents types de forêt résiduelle.....	40
Figure 16	Pourcentage de ramilles broutées dans les parcelles forestières selon les différents types de forêt résiduelle.....	41
Figure 17	Pourcentage de tiges mutilées dans les parcelles forestières selon les différents types de forêt résiduelle.....	41
Figure 18	Pourcentage de tiges tuées dans les parcelles forestières selon les différents types de forêt résiduelle.....	42
Figure 19	Production de ramilles dans les séparateurs non riverains, les séparateurs riverains, les blocs résiduels et les témoins.....	44
Figure 20	Utilisation des ramilles dans les séparateurs non riverains, les séparateurs riverains, les blocs résiduels et les témoins.....	45
Figure 21	Importance des ramilles dans les séparateurs non riverains, les séparateurs riverains, les blocs résiduels et les témoins.....	46

1. Mise en contexte : le projet « séparateur de coupes »

L'étude présentée dans ce rapport fait partie d'un projet visant à évaluer l'utilisation par la faune des zones de forêt résiduelle retrouvée après les coupes. Ce projet est dirigé conjointement par la Société de la faune et des parcs du Québec et le ministère des Ressources naturelles, en collaboration avec l'Université du Québec à Rimouski, l'Université du Québec à Chicoutimi et l'Université Laval. Il s'inscrit dans le cadre du suivi concernant l'efficacité des normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI) (Walsh *et al.* 1997). Les buts de ce projet sont, d'une part, de qualifier et de quantifier l'utilisation faite par la faune des forêts résiduelles généralement retrouvées après les coupes au Québec, soit les séparateurs de coupes sous forme de bandes de 60 m, et d'autre part, de comparer l'utilisation de telles structures à une alternative à ce type de patron de coupe, à savoir la coupe par blocs équivalents. Cette approche est aussi décrite dans le dernier RNI, mais elle est encore très peu utilisée au Québec. Le projet vise à comparer ces deux patrons de coupe en examinant leur efficacité à court terme, après la première coupe de la révolution, pour assurer le maintien des populations de différentes espèces fauniques, soit le tétras, les écureuils, le lièvre, les canards, l'orignal et les passereaux. Le volet faisant l'objet du présent rapport est celui concernant le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*).

2. Introduction

Les forêts québécoises constituent une richesse inestimable à plusieurs points de vue. La forêt dite commerciale couvre près de 765 000 km² et plus de 90 % de cette superficie appartient au gouvernement du Québec. L'industrie du bois de sciage et celle des pâtes et papiers, toutes deux dépendantes de la ressource forestière, ont une importance considérable dans l'économie du Québec. En 2000, on estime que le secteur forestier procurait au Québec plus de 101 000 emplois directs et environ 220 000 emplois directs, indirects et induits (MRN, 2000), d'où l'importance de se questionner sur l'utilisation des forêts publiques et sur les pratiques adoptées pour en faire l'exploitation. Le public est de plus en plus sensibilisé au problème de la perte d'habitats et se soucie du maintien de la biodiversité. Ces préoccupations relativement récentes peuvent, à court terme, sembler aller à l'encontre des intérêts de l'industrie forestière, mais il n'est certainement pas impossible de concilier ces intérêts divergents, du moins en partie, en favorisant des patrons de coupe forestière dont les effets négatifs sur la faune seraient limités. De plus, la certification environnementale est une pratique qui commence à s'étendre, faisant la promotion du bois issu de pratiques forestières réalisées selon les principes de la gestion intégrée des ressources et du développement durable.

Dans cette optique, plusieurs études s'intéressent depuis quelques années aux effets que peuvent avoir la coupe forestière et la fragmentation de l'habitat sur la faune : Telfer, 1974 ; Monthey, 1984, 1986 ; Monthey et Soutière, 1985 ; Thompson, 1988 ; Courtois et Potvin, 1994 ; Lafond, 1996. Comme objet d'étude, le lièvre d'Amérique présente un intérêt particulier, vu le rôle clé qu'on reconnaît à cette espèce dans la forêt boréale (O'Donoghue *et al.*, 1993). Son cycle d'abondance peut en effet avoir un impact important, d'une part sur la végétation dont il se nourrit, et, d'autre part, sur les prédateurs de cette forêt (Keith, 1963 ; O'Donoghue *et al.*, 1993 ; Krebs, 1996). Au Québec, entre autres, l'attention portée au lièvre est amplifiée par l'intérêt récréatif de cette espèce, chassée et colletée. On s'est cependant peu soucié, jusqu'à maintenant, du maintien du lièvre lors de la planification des coupes forestières, puisqu'il s'agit d'une espèce prolifique, profitant des forêts jeunes, et qui n'a aucune difficulté, à long terme, à coloniser de nouveau les milieux lorsque la forêt se régénère (Conroy *et al.*, 1979 ; Tompkins et Woehr, 1979 ; Buehler et Keith, 1982 ; Wolfe *et al.*, 1982).

Par contre, une étude réalisée dans la pessière noire d'Abitibi (Ferron *et al.*, 1998) a démontré que les parterres de coupe, même lorsqu'il s'agit de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS), étaient évités à court terme par les lièvres. Après la récolte du bois, les individus suivis s'étaient systématiquement déplacés vers les forêts résiduelles situées à proximité. Comme il est déjà connu que le lièvre a besoin d'abris caractérisés par une forte densité du feuillage (Adams, 1959 ; Brocke, 1975 ; Fuller et Heisey, 1986 ; Pietz et Tester, 1983 ; Royar, 1985), on pouvait s'attendre à de tels résultats, qui mettent en lumière l'importance de maintenir à court terme des aires forestières après les coupes. La superficie et les caractéristiques des forêts résiduelles doivent retenir notre attention, car elles pourraient être déterminantes pour maintenir la présence du lièvre à moyen terme.

Depuis 1986 est entrée en vigueur au Québec la «loi sur les forêts (gouvernement du Québec, 1994). Avec cette loi, le MRN a promulgué le règlement en matière de normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI). C'est dans ce règlement, dont la dernière révision remonte en mai 1996, que sont décrites les pratiques forestières qui doivent être utilisées lors de l'exploitation des forêts publiques par les bénéficiaires, afin que soient respectées certaines ressources du milieu et que la terre soit remise en production après la récolte.

Le RNI prescrit des aires de coupe ne dépassant pas 150 ha d'un seul tenant dans la pessière noire (gouvernement du Québec, 1996). La largeur minimale de forêt à laisser entre deux coupes, pour qu'elles soient considérées distinctes, est de 60 m. Ces bandes forestières, aussi appelées séparateurs de coupes, doivent être constituées de forêt d'au moins 3 m de hauteur. Le règlement prévoit que les séparateurs doivent avoir une largeur de 60 m si les coupes adjacentes ont moins de 100 ha, et de 100 m lorsque les aires de coupe adjacentes ont entre 100 et 150 ha de superficie. Le règlement prescrit de plus que des bandes riveraines, d'une largeur minimale de 20 m, soient maintenues comme zones tampons de part et d'autre des cours d'eau et des lacs, pour limiter la détérioration des écosystèmes aquatiques. Une alternative à cette pratique forestière est aussi présentée dans le RNI : la coupe par blocs équivalents. Le principe consiste à étendre les interventions dans le temps, de telle sorte que la récolte soit faite en deux étapes. Dans un premier temps, une première moitié de la superficie forestière serait coupée, alors que

les interventions forestières affectant la seconde moitié de la forêt seraient effectuées seulement plusieurs années plus tard, quand la régénération des superficies coupées aurait atteint une hauteur minimale de 3 m. Suivant cette méthode, les aires forestières laissées sur pied devraient être de taille supérieure ou égale à la superficie de la coupe adjacente la plus grande, instaurant par le fait même une structure de forêt mosaïque.

L'objectif principal de la présente recherche est de comparer ces deux types de pratique forestière, celle des blocs équivalents et celle des séparateurs de coupes, en tant qu'habitats pour le lièvre. Pour bien comparer et juger de la valeur des deux, il faudrait comparer l'habitat disponible et son utilisation par le lièvre, selon ces deux approches, sur toute une révolution forestière, obtenant ainsi le portrait de la mosaïque forestière aux différentes étapes. Cependant, la présente étude n'a pas la prétention de comparer l'efficacité de ces deux méthodes pour le maintien de la présence du lièvre à long terme. Elle offre toutefois un portrait ponctuel de la situation quelques années après la coupe forestière.

Ainsi, suivant la loi et les règlements en vigueur actuellement au Québec, trois types de forêt résiduelle sont maintenus, ou pourraient l'être, après les coupes forestières : les séparateurs de coupes non riverains, les séparateurs riverains et les blocs équivalents. Malgré qu'un important nombre d'études aient été réalisées sur la faune dans un contexte de coupe forestière (Andrén, 1994 et 1995 ; Andrén et Angelstam, 1988 ; Bayne et Hobson, 1998 ; Conroy *et al.*, 1979 ; Courtois et Potvin, 1994 ; Ferron *et al.*, 1994 ; Ferron *et al.*, 1998 ; Girard, 1999 ; Keith *et al.*, 1993 ; Lafond, 1996 ; Monthey, 1984 et 1986 ; Monthey et Soutière, 1985 ; Telfer, 1974 ; Thompson, 1988 ; Villafuerte *et al.*, 1997), l'utilisation qui est faite des forêts résiduelles par la faune n'a pas été étudiée en profondeur.

La première question à laquelle la présente étude tente de répondre est celle de savoir si les forêts maintenues après les coupes restent utilisées par le lièvre d'Amérique, à court terme. Nous tenterons dans un deuxième temps de comparer cette utilisation dans trois types de forêt résiduelle, soit les séparateurs non riverains, les séparateurs riverains et les blocs résiduels (blocs de 19 à 50 ha qui ne sont pas des blocs équivalents, tel que prescrit par le RNI, puisqu'ils sont moins étendus que les superficies déboisées adjacentes). L'hypothèse de base veut que les lièvres

utilisent de façon plus intensive les blocs et les témoins à cause de leur superficie plus grande, se traduisant par un habitat non fragmenté de plus grande qualité et un effet de bordure moins marqué, offrant ainsi au lièvre un abri adéquat et de la nourriture en quantité suffisante. On s'attend par ailleurs à ce que les séparateurs riverains soient plus utilisés que les séparateurs non riverains pour abriter les lièvres, les cours d'eau donnant souvent lieu à des gradients écologiques favorisant la croissance rapide de la végétation (Bull, 1978 ; Oakley *et al.*, 1985 ; Small et Johnson, 1986 ; Naiman *et al.*, 1993) et produisant un couvert arbustif dense, fournissant à la fois abri et nourriture.

Le RNI décrit les séparateurs de coupes comme ayant deux principales fonctions : celle d'écran visuel, servant à masquer la vue sur les coupes, et celle de corridor de déplacement pour la faune. Si leur fonction d'écran visuel est la plupart du temps remplie, l'utilisation des bandes forestières résiduelles comme corridors de déplacement reste un sujet d'étude intéressant. Aussi, on cherchera à savoir si les lièvres utilisent ces bandes de façon occasionnelle, pour se déplacer entre différentes portions de leur domaine vital, ou de façon plus permanente, comme habitat, à tout le moins pendant l'été. La question est d'autant plus pertinente qu'un couvert de forêt mature, s'il n'est pas idéal comme couvert de base, peut servir de couvert de déplacement pour le lièvre entre des aires d'alimentation et des zones d'abri (Ferron *et al.*, 1996), et que les séparateurs de coupes sont souvent constitués de forêt mature, puisqu'ils se situent au milieu d'une zone forestière en âge d'être récoltée.

Nous mesurerons également la survie estivale des lièvres dans les différents types de forêt maintenue après les coupes. La fragmentation est en effet reconnue comme étant un facteur contribuant à entraîner un taux de mortalité élevé chez le lièvre (Sievert et Keith, 1985 ; Keith *et al.*, 1993) et chez le lapin de Nouvelle-Angleterre (Villafuerte *et al.*, 1997). Le problème que constitue la fragmentation de l'habitat pour la faune comporte, selon Andrén (1994), trois composantes : perte des habitats originels, réduction de la taille des plaques d'habitat et isolement des habitats résiduels. On s'attend à ce que les lièvres, dans les séparateurs, présentent un taux de survie inférieur à celui des lièvres disposant d'une superficie plus importante (blocs résiduels et témoins). Ainsi, il est possible que les lièvres, dans les séparateurs riverains et non riverains, à cause de la petite proportion du territoire occupé par la forêt après les coupes, doivent

se contenter d'habitats non optimaux et que leur condition physique s'en ressente, comme cela a été démontré chez des lapins (Villafuerte *et al.*, 1997). Gingras (1997) estime en effet que la récolte est réalisée sur une très importante proportion de la superficie forestière (82,9 %) lors des coupes avec séparateurs. Il se pourrait aussi que le patron de fuite des lièvres dans les bandes, soit compromis par la forme et l'étroitesse de ces structures et que l'efficacité des prédateurs en soit, quant à elle, accrue. Selon certains auteurs, près des bordures et dans les petites plaques d'habitat, les taux de prédation, de parasitisme et de compétition observés sont relativement élevés (Yahner, 1988 ; Paton, 1994 ; Andren, 1995 ; Bayne et Hobson, 1998).

Nous évaluerons aussi la taille des déplacements quotidiens des lièvres dans les différents types de forêt résiduelle. On s'attend à ce que ceux des lièvres dans les séparateurs riverains et non riverains soient plus grands que ceux des lièvres dans les blocs résiduels. Dans le cas des séparateurs rattachés à de la forêt continue, les lièvres s'y aventurant devraient se déplacer sur de plus grandes distances. On estime par contre que les lièvres, dans les séparateurs isolés, seront confinés à ces structures et que leurs déplacements quotidiens seront plus courts.

Cette étude vise également à évaluer la taille des domaines vitaux estivaux des lièvres capturés dans des séparateurs, et à les comparer à celle des lièvres provenant de blocs. Les domaines vitaux des lièvres qui sont confinés à un séparateur devraient être les plus restreints. D'autre part, les domaines vitaux des lièvres fréquentant des séparateurs rattachés à un massif forestier devraient être les plus étendus, étant donné que les lièvres devraient fréquenter alternativement la forêt résiduelle et le massif forestier. On s'attend enfin à ce que la superficie des domaines vitaux des lièvres dans les blocs résiduels soit inférieure à celle des structures où on les retrouve.

Par ailleurs, cette étude permettra de vérifier si, comme en Abitibi (Ferron *et al.*, 1998) les lièvres désertent les aires de coupe. Nous nous attendons à ce que les lièvres ne fréquentent que les superficies forestières et évitent de traverser les aires ouvertes par les coupes forestières. La réticence du lièvre à traverser des milieux ouverts a d'ailleurs été mise en évidence dans de nombreuses études (Brocke, 1975 ; Conroy *et al.*, 1979 ; Ferron et Ouellet, 1992 ; Ferron *et al.*, 1996).

3. Matériel et méthodes

3.1 Aire d'étude

Notre étude s'est déroulée en forêt boréale, près du village Saint-Thomas-Didyme, à 100 km au nord-ouest du Lac-Saint-Jean, dans la région du Lac-Saint-Jean, au Québec (Canada) (49°09'N 72°57'O) (Figure 1). Une proportion importante de l'aire d'étude avait subi des coupes forestières depuis 1994 (Figure 1). Cette étude s'est déroulée dans des peuplements de 55 à 100 ans (Bertrand *et al.*, 1998), qui, en majeure partie, proviennent de feux datant des années 1885-1900 ou de coupes forestières des années 1945 (Girard, 1999). Ils sont composés principalement d'épinette noire (*Picea mariana*), d'un peu de bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et de sapin baumier (*Abies balsamea*). La végétation du sous-bois est composée principalement d'éricacées, dominées massivement par le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia*) et le lédon du Groenland (*Ledum groenlandicum*), alors que le sol est généralement couvert de sphaigne (*Sphagnum* spp.). La température annuelle moyenne est de 1,0°C, et les précipitations annuelles sont de l'ordre de 866 mm, dont 264,3 cm sous forme de neige (Environnement Canada, 1993).

3.2 Méthodes d'échantillonnage

L'utilisation par le lièvre de trois types de forêt résiduelle a été étudiée et comparée. Ces différents types de forêt résiduelle étaient les séparateurs non riverains (SN), les séparateurs riverains (SR) et les blocs résiduels (BR : blocs forestiers de 19 à 50 hectares). Des sites d'échantillonnage ont aussi été disposés en forêt continue (>100 ha) pour nous servir de témoins (TE). Pour représenter chacun de ces types, cinq sites ont été choisis, sauf dans le cas des blocs où seulement trois répliques étaient disponibles pour la présente étude.

Au printemps 1997, 1998 et 1999, un inventaire du brout associé au décompte de crottins permettait de quantifier l'utilisation des différents types par le lièvre d'Amérique. La prise des données a eu lieu dans les mêmes parcelles d'un mètre de rayon, mesurées autour de poteaux permanents disposés dans les sites représentant les différents types de forêt résiduelle. Entre 15 et

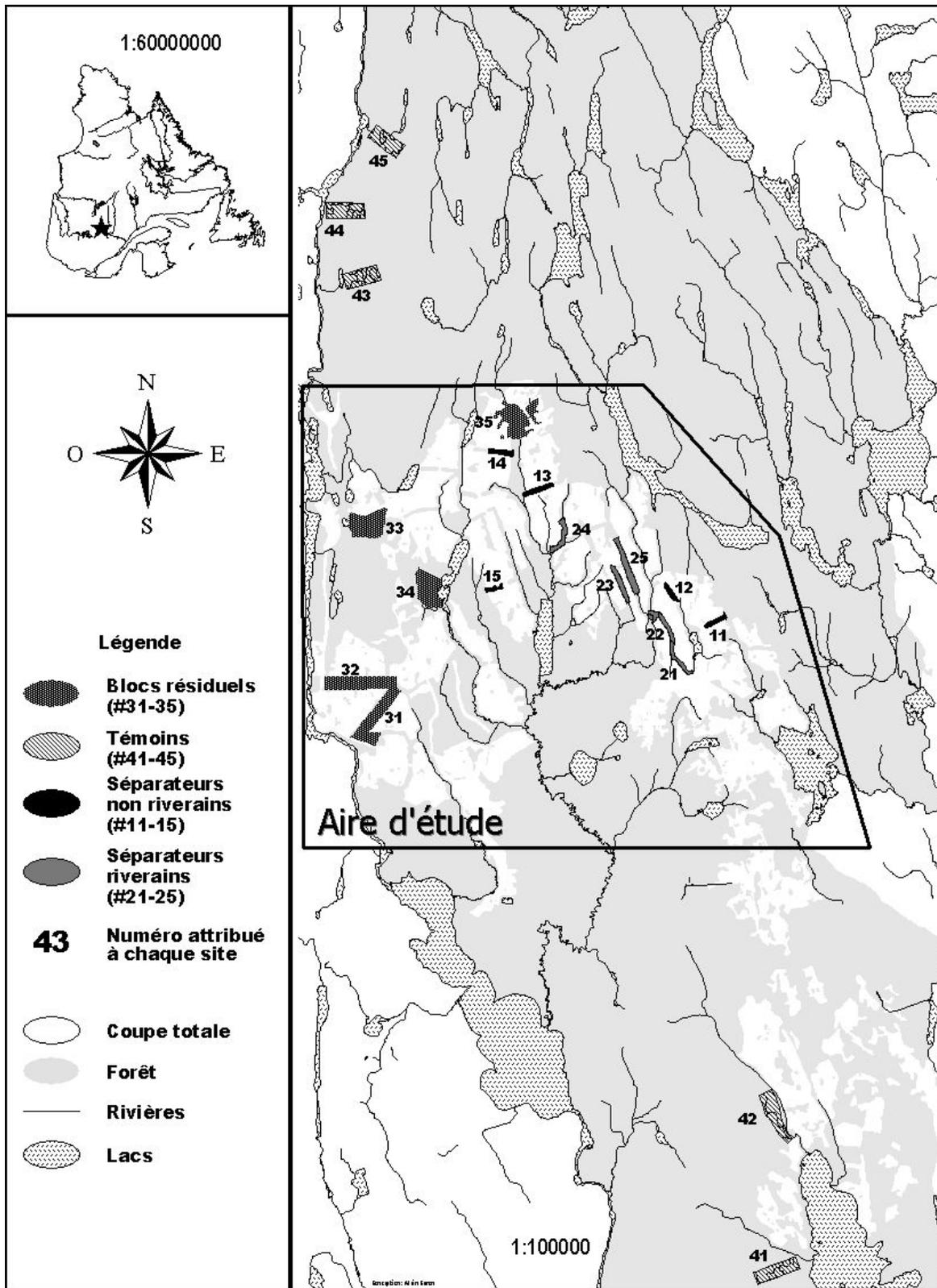


Figure 1 Localisation de l'aire d'étude

35 poteaux ont été disposés par site. Ils ont été distribués sur 3 à 7 virées ; celles-ci étaient distantes de 50 m sur les grilles des blocs résiduels et les témoins, alors qu'elles étaient espacées de 100 m dans les séparateurs riverains et non riverains qu'elles traversaient perpendiculairement à leur longueur. Les poteaux des virées étaient éloignés de 50 m les uns des autres dans les blocs et les témoins. Dans les séparateurs riverains et non riverains, de 60 m de largeur, 3 poteaux étaient disposés sur chaque virée, à une distance de 15 m les uns des autres : un au centre du séparateur et les deux autres à mi-chemin entre les bords et le centre du séparateur. Le dénombrement des crottins de lièvres était fait en prenant soin de les retirer au fur et à mesure, et il était effectué après la fonte des neiges, avant la croissance de la végétation (Adams, 1959 ; Wolff, 1980 ; Orr et Dodds, 1982 ; Pietz et Tester, 1983 ; Litvaitis *et al.*, 1985 ; Fuller et Heisey, 1986 ; Ferron et Ouellet, 1992 ; Ferron *et al.*, 1998). Il est possible que lors du premier décompte de crottins, en 1997, nous ayons inclus quelques crottins ayant plus d'un an. Cependant, le nombre de crottins était si faible à ce moment sur l'aire d'étude que ce biais nous semble négligeable.

L'inventaire des ramilles broutées par le lièvre a été réalisé sur les tiges ligneuses comprises entre 0 et 2 m (Parker, 1984 ; Potvin, 1995). Cet inventaire permet d'estimer l'utilisation hivernale relative par le lièvre, des différents secteurs traités, en tant que couverts d'alimentation hivernale, puisqu'il ne se nourrit durant cette période que de ramilles ligneuses, n'ayant alors plus accès à la végétation herbacée (Wolff, 1978). Nous avons inclus dans les essences végétales inventoriées les éricacées, comme le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia*) et le lédon du Groënland (*Ledum groenlandicum*), qui représentent une importante proportion des ramilles disponibles. Nous sommes cependant conscients que ces essences sont recouvertes de neige une partie de l'hiver et qu'elles ne sont alors plus disponibles. De plus, le dénombrement des ramilles sur les éricacées est beaucoup plus ardu à réaliser que sur les autres essences ligneuses, du fait de leur forte ramification.

Dans le but de comparer l'utilisation des aires de coupe avec celle des aires forestières, de 6 à 14 parcelles par site ont aussi été disposées dans les aires de coupe. Une de ces parcelles était disposée à chaque extrémité des virées précédemment décrites, à 15 mètres du bord de la forêt

constituant la bande ou le bloc. Seuls les sites témoins n'abritaient pas de telles parcelles de coupe puisque ces sites sont situés en forêt continue.

Deux types de mesures concernant la structure de la végétation ont également été recueillies, en 1997, à chacune des placettes servant au dénombrement des crottins et à l'inventaire du brout : la densité du couvert latéral et la densité du couvert arborescent. Le couvert latéral a été déterminé à l'aide d'une planche à profil de végétation de 2 m par 30 cm, grâce à laquelle on estime, dans chacune des quatre sections de 50 cm qui la composent, le pourcentage d'obstruction visuelle par la végétation, et ce, par tranche de 20 % (Wight, 1939 ; Ferron *et al.*, 1996). A chaque parcelle, deux lectures de densité du couvert latéral sont effectuées à 15 m de l'observateur (Nudds, 1977), perpendiculairement à l'axe de la virée et de part et d'autre de celle-ci, et une moyenne de ces lectures est calculée. Cette donnée est un indice de la qualité du site comme abri pour les lièvres contre les prédateurs terrestres. La densité du couvert arborescent, aussi appelé couvert vertical ou fermeture de la couronne, a aussi été estimée suivant le même principe, grâce à une méthode d'estimation visuelle du pourcentage d'obstruction par la végétation, d'un cadre de 50 cm de côté, maintenu à bout de bras au-dessus de la tête (Ferron, non publié). Cette donnée donne entre autres une indication de l'abri offert par le site contre les prédateurs aériens.

À cet inventaire de crottins et de brout s'est ajouté au printemps et à l'été 1998 un suivi télémétrique de lièvres vivant dans les forêts résiduelles. Dix-huit lièvres ont été marqués à l'aide de colliers émetteurs de marque *Holohill Systems*, dotés d'une option indiquant la mortalité. La localisation des animaux a été faite par radiotélémétrie, grâce à la méthode du homing (White et Garrott, 1990), c'est-à-dire en suivant l'augmentation de l'intensité du signal sonore jusqu'à ce que l'animal soit vu ou qu'il prenne la fuite. Le suivi a débuté immédiatement après le marquage, soit vers la mi-mai 1998, et s'est fait en moyenne cinq fois par semaine, jusqu'à la mi-août 1998. L'heure de la localisation des individus variait d'un jour à l'autre, entre l'aube et le crépuscule, pour permettre de couvrir des périodes d'activité et de repos, les lièvres étant, semble-t-il, plus actifs à l'aube, au crépuscule et pendant la nuit que durant le jour (Théau et Ferron, 2000). Les endroits de localisation des lièvres ont été transposés sur une carte en nous basant sur des points de repère physiques ou grâce à des coordonnées obtenues avec un GPS.

3.3 Méthodes d'analyse des résultats

Nous avons comparé, dans un premier temps, l'abondance des crottins présents dans chacun des secteurs (séparateurs non riverains, séparateurs riverains, blocs résiduels, témoins). Nous avons donc effectué une ANOVA hiérarchique à deux facteurs (type, site (type)) pour chacune des trois années d'échantillonnage. À cause d'un très grand nombre de valeurs nulles dans les données, les conditions d'application (normalité et homoscédasticité) d'une ANOVA n'ont pas pu être toujours remplies, aucune transformation ne permettant d'obtenir les conditions adéquates. Par conséquent, l'approche de Conover (1980), selon laquelle une ANOVA est appliquée aux données non transformées, puis sur les rangs de ces mêmes données, a été retenue. Dans le cas où les résultats des deux ANOVA étaient les mêmes, ceux de l'ANOVA paramétrique ont été retenus. Des ANOVA avec mesures répétées n'ont pu être effectuées, étant donné que le nombre de sites à l'étude différait entre les trois années d'échantillonnage.

Des analyses ont également été effectuées à partir des données sur la présence ou l'absence de crottins dans les parcelles. De telles analyses, comparant la fréquence des crottins qui est observée, ont déjà été utilisées par Rogowitz (1988) et MacCracken *et al.* (1988). Dans notre cas, nous avons déterminé la proportion de leur présence dans chaque site (nombre de parcelles où les crottins sont présents / nombre total de parcelles dans un site) et comparé ces valeurs entre les différents types de forêt résiduelle échantillonnés, à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis, suivi, dans le cas où une différence était significative, de tests de comparaison non paramétriques (Zar, 1984).

L'abondance des crottins a aussi été comparée entre les parcelles forestières et les parcelles de coupes (catégories), grâce à des ANOVA hiérarchiques à deux facteurs, suivies de l'approche de Conover (catégorie, type (catégorie)). Les proportions des parcelles avec crottins ont aussi été comparées entre les aires forestières et les aires de coupe à l'aide d'un test de Mann-Whitney.

Les analyses du brout ont permis, d'une part, de comparer le broutage présent dans les différents types de forêt résiduelle et, d'autre part, de comparer les aires de coupe aux aires forestières. Nous avons utilisé les mêmes tests que pour les données concernant l'abondance et l'incidence

des crottins. L'analyse détaillée du broût a, quant à elle, été réalisée en utilisant le protocole proposé par Potvin (1995).

La comparaison des données relatives à la densité des couverts arbustifs et arborescents selon les différents types de forêt résiduelle, soit les données d'obstruction latérale et verticale, a été effectuée grâce à une ANOVA hiérarchique à deux facteurs (type, site(type)), toujours en utilisant l'approche de Conover (1980).

L'analyse des données télémétriques avait pour objectif de comparer l'utilisation de l'espace par les lièvres capturés dans les séparateurs de coupes à celle faite par les lièvres capturés dans les blocs. Pour cette partie de l'analyse, nous ne disposions pas de secteurs témoins et nous avons regroupé les données des deux types de séparateurs (riverains et non riverains), en raison du faible nombre de lièvres capturés (n=18). Les données de localisation de 12 individus ont été retenues. Pour ces lièvres, un nombre variable de localisations avaient été enregistré (entre 14 et 65 localisations). Ainsi, six mâles et six femelles ont fait l'objet de l'analyse, dont trois de chaque sexe provenaient de chacun des deux types de forêt résiduelle. Les lièvres qui n'ont pas été retenus avaient été localisés moins de dix fois ; parmi ceux-ci, deux avaient rapidement grugé et perdu leur collier, et quatre étaient morts prématurément (deux par prédation et deux vraisemblablement des suites du stress imposé par la capture).

Nous avons fait le calcul des taux de survie estivale grâce à l'information recueillie sur 14 lièvres, en incluant, contrairement aux autres analyses, les données de tous les lièvres restés vivants avec leur collier ou retrouvés morts de cause naturelle. Ces calculs ont été faits à l'aide du logiciel MICROMORT (Heissey et Fuller, 1985) pour les lièvres dans les bandes, pour ceux dans les blocs et pour l'ensemble des lièvres. La comparaison des taux de survie a été faite par superposition des intervalles de confiance (95 %). Une estimation du taux de survie estivale des mâles et des femelles a aussi été réalisée, et les résultats ont été comparés de la même façon.

Nous avons estimé la fidélité des lièvres à leur site de capture comme suit : un lièvre a été considéré fidèle à son site de capture si moins de 5 % de ses localisations avaient eu lieu hors du séparateur ou du bloc où l'animal avait été capturé. Un test de chi-carré nous a permis de

comparer la proportion des lièvres fidèles à leur site de capture et de voir si les lièvres venant d'un type de forêt résiduelle étaient plus fidèles que leurs semblables provenant d'un autre type.

Par ailleurs, nous avons calculé un indice de l'étendue des déplacements quotidiens en considérant les localisations consécutives espacées d'au moins une journée et d'au plus 48 heures. Les distances entre les localisations consécutives ont été divisées par le nombre d'heures les séparant, puis ramenées sur une base de 24 heures. La comparaison des déplacements quotidiens des lièvres dans les bandes et dans les blocs a été faite grâce à une ANOVA hiérarchique avec mesures répétées (type, sexe, individu (type*sexe)). Nous avons également calculé et comparé, grâce à un test de *t*, le pourcentage des localisations quotidiennes des lièvres de chacun des deux groupes dont les déplacements dépassaient 330 m, dans le but de comparer ces résultats avec ceux d'autres études (O'Farrell, 1965 ; Ferron *et al.*, 1994).

Trois méthodes ont été retenues pour l'estimation de la taille des domaines vitaux, soit celle du polygone convexe (Mohr, 1947), celle des noyaux fixes (fixed kernel) avec un facteur de lissage (« smoothing factor » ; *h*) correspondant à la valeur de validation croisée des moindres carrés (« least square cross validation » ; Worton, 1989 ; Seaman et Powell, 1996), et celle de l'analyse par groupements (cluster analysis) (Kenward, 1993). Pour l'utilisation de la méthode du polygone convexe, étant donné sa sensibilité au nombre de localisations, nous n'avons considéré que les lièvres dont ce nombre était supérieur à 35, soit trois capturés dans les bandes et cinq dans les blocs. Il s'agit du nombre de localisations donnant lieu au plafonnement de la taille des domaines vitaux, estimée par la fonction de ré-échantillonnage (méthode du « bootstrap ») de l'extension « Animal movement » (Hooge et Eichenlaub, 1997) dans ArcView 3.0 (Environment System Research Institute Inc., 1997). Pour les calculs des domaines vitaux par la méthode de l'analyse par groupements et par celle des polygones convexes, le logiciel Range V (Kenward, 1993) a été utilisé, alors que le logiciel ArcView 3.0 (Environmental Systems Research Institute Inc., 1997), jumelé à l'extension « Animal movement program » (Hooge et Eichenlaub, 1997), a été choisi dans le cas de la méthode des noyaux fixes. Les estimations faites en considérant 95 %, 75 % et 50 % des localisations ont été retenues. Il s'agit des pourcentages le plus souvent utilisés pour exprimer la taille des domaines vitaux, ce qui permet la comparaison avec les données d'autres études (White et Garrott, 1990). Le domaine vital incluant 50 % des

localisations donne une idée de la superficie des zones d'utilisation intensive, alors que celui qui en inclut 95 % représente la superficie totale utilisée en faisant abstraction d'une ou de quelques localisations extrêmes. Les tailles des domaines vitaux des lièvres dans les bandes et dans les blocs ont été comparées grâce à des ANOVA à deux facteurs (type, sexe), sauf dans le cas de l'estimation par la méthode du polygone convexe, pour laquelle trop peu d'individus avaient été retenus. Dans ce dernier cas, la comparaison entre les types a eu lieu grâce à un test de Mann-Whitney.

Pour l'ensemble des tests statistiques utilisés, un seuil de 0,05 a été retenu. Des tests de puissance ont été effectués lorsque les tests statistiques paramétriques ne nous permettaient pas de détecter de différences significatives. Le logiciel Pass 6.0 (Hintze, 1996) a été utilisé pour les tests de puissance sur les tests de t et sur les tests de chi-carré, alors que le logiciel SAS 6.12 (SAS Institute Inc., 1996) a été utilisé pour les tests de puissance appliqués aux ANOVA hiérarchiques. Pour les analyses où la puissance statistique est faible ($\beta=0,20$, power < 0,80), une attention particulière doit être portée à l'interprétation des résultats, car une puissance insuffisante peut signifier deux choses importantes : soit que la taille de l'échantillon est trop petite pour détecter une différence significative, soit que la variabilité à l'intérieur de l'échantillon est beaucoup trop grande. Dans la présente étude, il semble que ce soit le dernier cas.

4. Résultats

La présente section traitera des résultats obtenus lors du suivi du lièvre d'Amérique, de 1997 à 1999, dans une mosaïque de coupes forestières avec différents types de forêt résiduelle. L'abondance et l'incidence du brout et des crottins seront d'abord analysées dans ces différents types de forêt résiduelle. Par la suite, ces mêmes indices de présence de lièvres seront comparés avec ceux observés dans les parcelles situées dans les coupes bordant les structures de forêt résiduelle. Le suivi télémétrique effectué en 1998 sera ensuite abordé afin d'établir, notamment, si les lièvres présents dans le secteur d'étude sont confinés ou non à l'intérieur d'un type de forêt résiduelle. Finalement, les analyses de la végétation, du couvert latéral et du broutage seront présentées dans l'optique de poser un diagnostic comparatif entre les différents types de forêt résiduelle à l'étude et de mettre en évidence l'utilisation qu'en fait le lièvre pour s'alimenter.

4.1 Indices de présence du lièvre dans les différents types de forêt résiduelle et dans les sites témoins

Le nombre de ramilles broutées a semblé plus constant dans les blocs résiduels (BR) et les témoins (TE) que dans les séparateurs non riverains (SN) et les séparateurs riverains (SR) (Figure 2). En effet, bien que l'erreur-type ait été sensiblement élevée, notamment dans les blocs, une certaine constance a été observée, entre 1997 et 1999, à l'intérieur de ces sites et des sites témoins, alors que la situation a paru plus aléatoire dans les séparateurs non riverains et riverains. Toutefois, aucune différence significative entre les types n'a pu être mise en évidence pour les années 1997 et 1999 (Tableau 1). Cependant, une différence significative a été observée en 1998 (Anova : $p = 0,03$; Bonferroni : $SN < BR$, $SN < TE$, $SR < TE$) entre les blocs résiduels et les séparateurs non riverains, entre les séparateurs non riverains et les témoins ainsi qu'entre les séparateurs riverains et les témoins. De plus, en ce qui concerne les années 1997 et 1999, des différences significatives ont été notées entre les sites pour chacun des types de forêt résiduelle (Tableau 1).

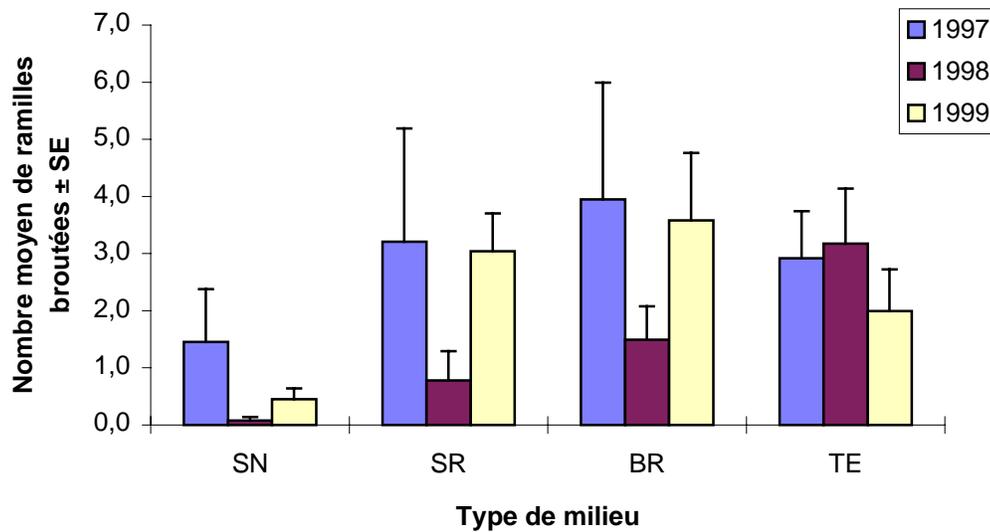


Figure 2 Nombre moyen de ramilles broutées par parcelle forestière pour chacun des types de forêt résiduelle (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel ; TE = témoin)

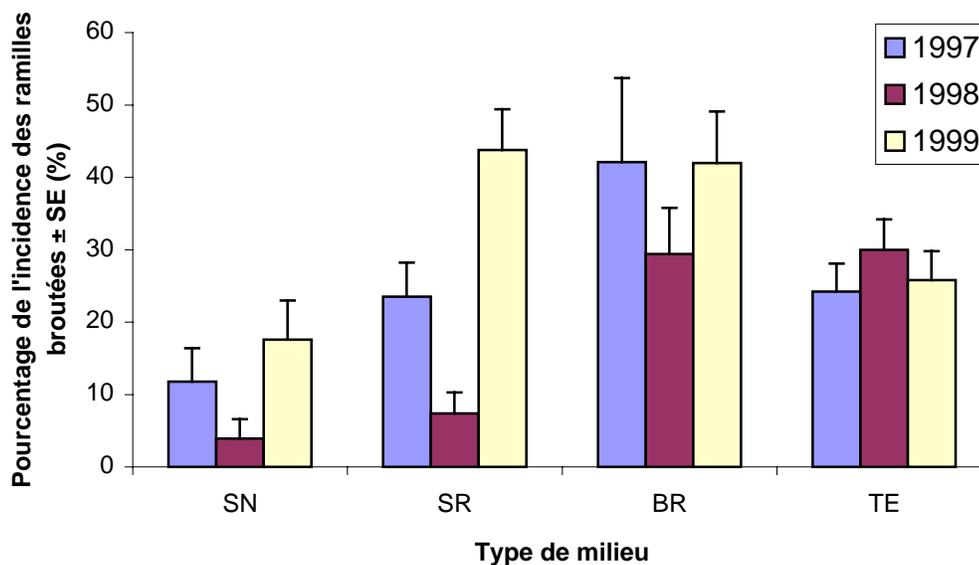


Figure 3 Pourcentage de l'incidence des ramilles broutées par parcelle forestière pour chacun des types de forêt résiduelle (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel ; TE = témoin)

Tableau 1 Résultats des analyses statistiques concernant le brout dans les parcelles localisées dans les différents types de forêt résiduelle

Données	Année	Test	N	Probabilité	Variable auxiliaire	Degré de liberté	Puissance
Abondance de brout	1997	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 1 TE : 5	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,77 Site (type) : < 0,001 <i>Non paramétrique :</i> Type : 0,52 Site (type) : < 0,001	F = 0,38 F = 3,50 F = 0,80 F = 3,43	3 12 3 12	0,278 -
	1998	ANOVA hiérarchique paramétrique puis un test de Bonferroni	SN : 5 SR : 5 BR : 3 TE : 5	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,03 Site (type) : 0,08 <i>Bonferroni :</i> SN < BR SN < TE SR < TE	F = 4,10 F = 1,59	3 14	- 0,871
	1999	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 3 TE : 5	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,14 Site (type) : < 0,001 <i>Non paramétrique :</i> Type : 0,22 Site (type) : < 0,001	F = 2,13 F = 2,92 F = 1,66 F = 3,62	3 14 3 14	- -
Incidence du brout	1997	Kruskal-Wallis	SN : 5 SR : 5 BR : 1 TE : 5	0,44	H = 2,71	3	
	1998	Kruskal-Wallis suivi d'un S.N.K.	SN : 5 SR : 5 BR : 3 TE : 5	< 0,001 SN < TE SR < TE	H = 13,17	3	
	1999	Kruskal-Wallis	SN : 5 SR : 5 BR : 3 TE : 5	0,12	H = 5,80	3	

SN : séparateur non riverain, SR : séparateur riverain, BR : bloc résiduel, TE : témoin

Comme le brout est relativement peu élevé, une autre façon de l'évaluer consiste à calculer la proportion de parcelles de chacun des sites présentant au moins un signe de broutage par le lièvre. Ainsi, l'incidence des ramilles broutées (Figure 3) démontre également la relative stabilité des blocs résiduels et des témoins, comparativement aux séparateurs non riverains et riverains.

Soulignons qu'on retrouve l'incidence du broût la plus élevée dans les séparateurs riverains en 1999 ; toutefois, le nombre de ramilles broûtées n'y est pas très élevé. D'un point de vue statistique, aucune différence significative n'a été observée entre les types de milieu pour les années 1997 et 1999, tandis que pour l'année 1998, un test de Kruskal-Wallis, suivi d'un test de comparaison multiple non paramétrique S.N.K., ont permis de mettre en évidence des différences significatives entre les deux types de séparateurs (riverains et non riverains) et les témoins ($p < 0,001$; $SN < TE$, $SR < TE$; Tableau 1).

Le deuxième indice utilisé pour déterminer les différences d'utilisation des divers types de forêt résiduelle et des témoins par le lièvre est l'abondance de crottins (Figure 4). Une fréquentation croissante est observée dans les blocs résiduels et dans les témoins, de 1997 à 1999. Toutefois, cette tendance n'est pas retrouvée dans les deux types de séparateurs, où les fluctuations sont plus marquées et plus aléatoires entre les trois années d'étude. Cependant, aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les types de milieu, et cela, pour chacune des années (Tableau 2). Une hétérogénéité marquée entre les différents sites d'un même type de milieu, associée au petit nombre de répliques utilisées, pourraient expliquer l'absence de différences significatives entre les types de milieu ainsi que la faible puissance observée pour les ANOVA hiérarchiques paramétriques.

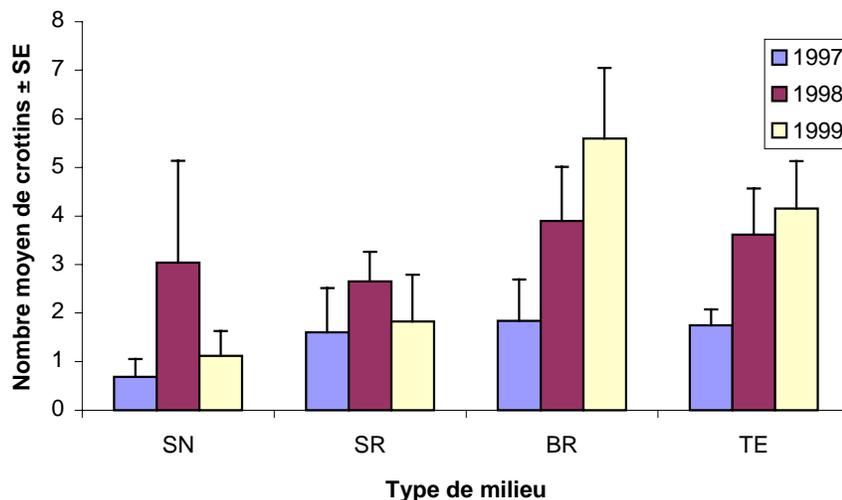


Figure 4 Nombre moyen de crottins par parcelle forestière pour chacun des types de forêt résiduelle (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel ; TE = témoin)

En raison du peu de crottins observés, nous avons, tout comme pour le brout, calculé l'incidence des parcelles présentant des crottins (Figure 5). Une tendance à l'augmentation, de 1997 à 1999, a été remarquée pour tous les type de forêt résiduelle, à l'exception des séparateurs riverains où l'incidence la plus élevée fut notée en 1998. De plus, l'incidence de la fréquentation a semblé plus élevée dans les blocs résiduels et les témoins, bien qu'aucune différence significative n'ait été observée, et ce, peu importe l'année considérée (Tableau 2). La variabilité entre les sites d'un même type de milieu, tout comme pour le nombre de crottins, fait en sorte que les tests statistiques utilisés ne sont pas assez puissants pour détecter des différences significatives entre les types de forêt résiduelle.

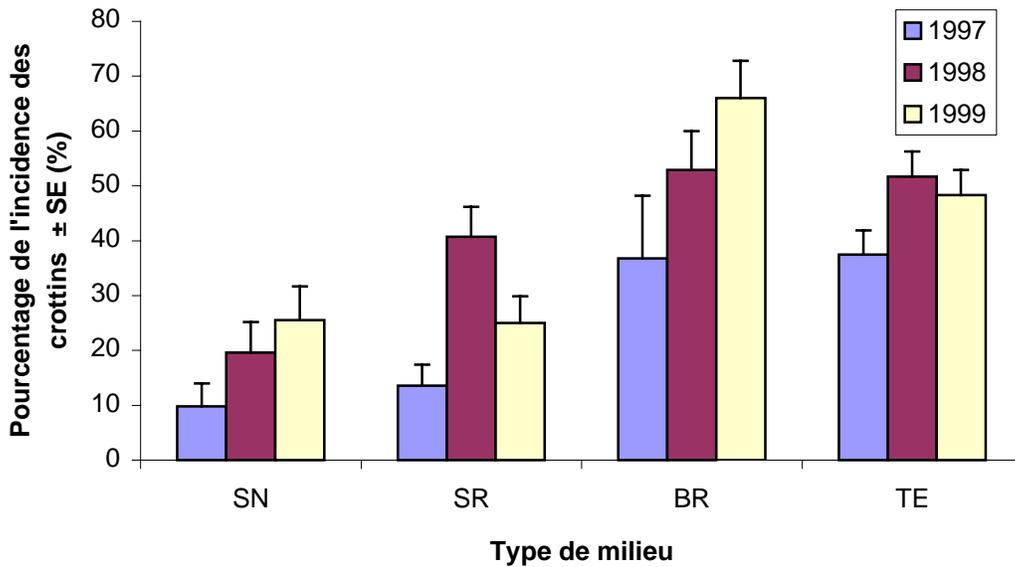


Figure 5 Pourcentage de l'incidence des crottins par parcelle forestière pour chacun des types de forêt résiduelle (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel ; TE = témoin)

Tableau 2 Résultats des analyses concernant les crottins dans les parcelles localisées dans les différents types de forêt résiduelle

Données	Année	Test	N	Probabilité	Variable auxiliaire	Degré de liberté	Puissance
Abondance de crottins	1997	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 1 TE : 5	<i>Paramétrique :</i> Type: 0,26 Site (type) : < 0,001 <i>Non paramétrique :</i> Type: 0,13 Site (type) : < 0,001	F = 1,51 F = 4,07 F = 2,33 F = 3,52	3 12 3 12	0,893 -
	1998	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 3 TE : 5	<i>Paramétrique :</i> Type: 0,65 Site : < 0,001 <i>Non paramétrique :</i> Type: 0,33 Site (type) : < 0,001	F = 0,56 F = 4,81 F = 1,26 F = 4,40	3 14 3 14	0,529 -
	1999	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 3 TE : 5	<i>Paramétrique :</i> Type: 0,18 Site (type) : < 0,001 <i>Non paramétrique :</i> Type: 0,12 Site (type) : < 0,001	F = 1,85 F = 5,41 F = 2,31 F = 5,01	3 14 3 14	0,987 -
Incidence des crottins	1997	Kruskal-Wallis	SN : 5 SR : 5 BR : 1 TE : 5	0,11	H = 5,95	3	
	1998	Kruskal-Wallis	SN : 5 SR : 5 BR : 3 TE : 5	0,23	H = 4,32	3	
	1999	Kruskal-Wallis	SN : 5 SR : 5 BR : 3 TE : 5	0,12	H = 5,77	3	

SN : séparateur non riverain ; SR : séparateur riverain ; BR : bloc résiduel ; TE : témoin.

L'hétérogénéité observée entre les sites homologues était notamment marquée dans les séparateurs. En effet, dans le séparateur non riverain # 11, tout comme dans le séparateur riverain # 21, une fréquentation beaucoup plus importante que dans les autres séparateurs de même type a été notée (Figure 6). Bien qu'on ait aussi observé de la variabilité dans les blocs résiduels et les témoins, elle y était beaucoup moins marquée (Figure 6).

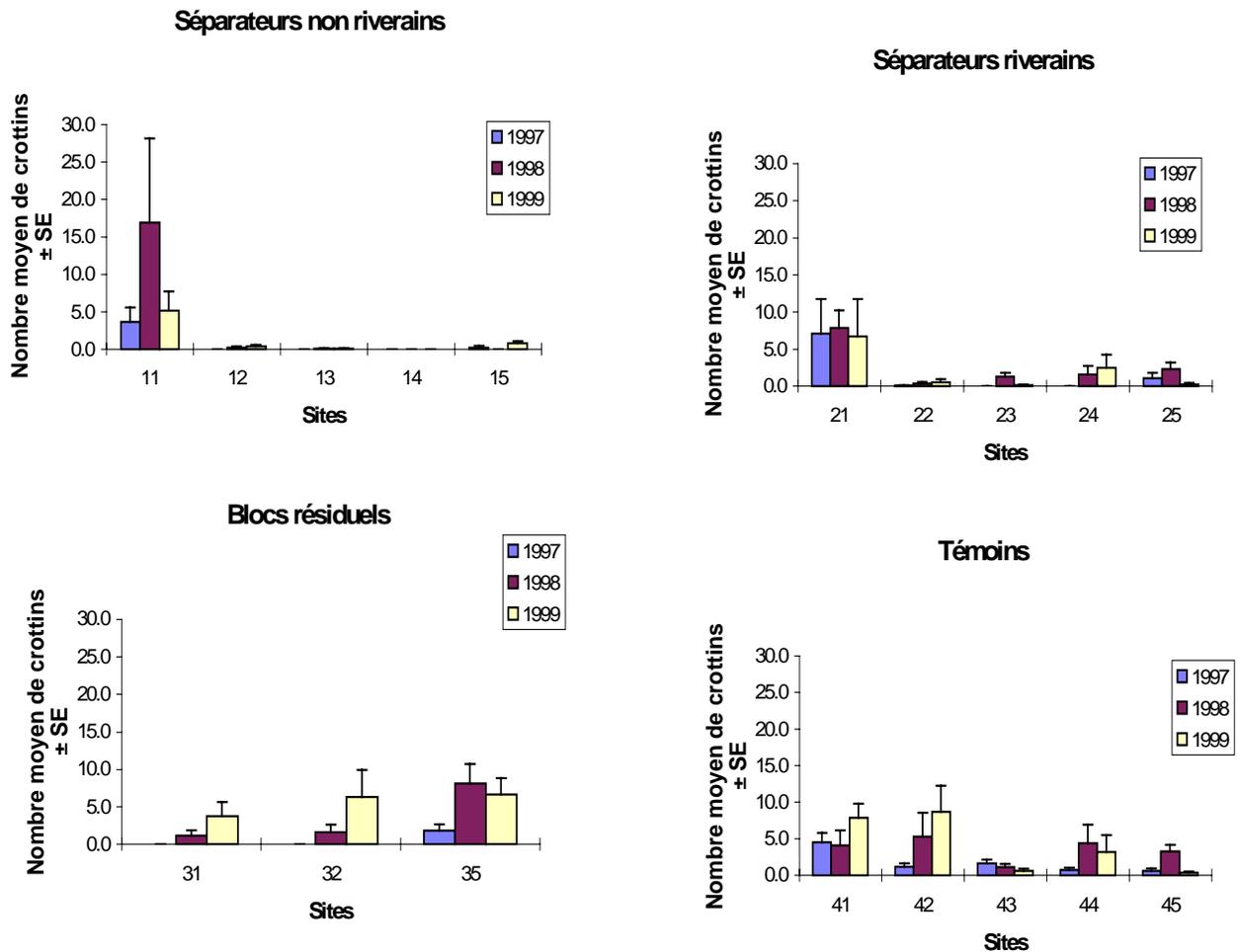


Figure 6 Variabilité du nombre moyen de crotchins entre les sites dans un même type de forêt résiduelle

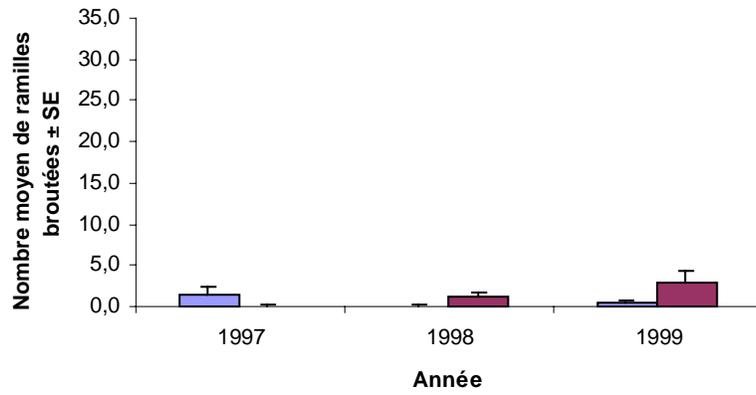
4.2 Comparaison des indices de présence du lièvre dans les différents types de forêt résiduelle et dans les coupes adjacentes

En ce qui concerne la comparaison entre les parcelles forestières et les parcelles de coupe, pour ce qui est du nombre moyen de ramilles broutées (Figure 7), on observe que l'intensité du broutage s'est accrue dans les parcelles de coupe par rapport aux parcelles forestières, entre 1997 et 1999, et ce, tant dans les séparateurs non riverains que riverains. Par contre, l'intensité du broutage est restée plus importante dans les parcelles forestières que dans les parcelles de coupe en bordure des blocs résiduels. De façon globale, on a enregistré que le broutage a augmenté

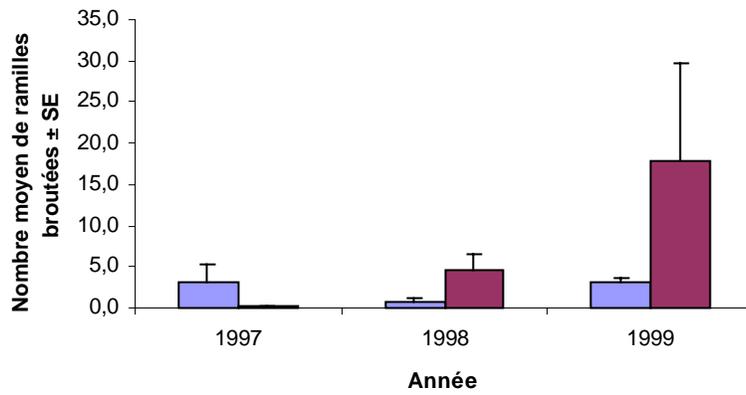
dans les parcelles de coupe, tous types confondus, depuis 1997 (Figure 7), probablement en raison d'une augmentation de la population de lièvres (Godbout, 1998). Au point de vue statistique, aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les types de forêt résiduelle; la faible puissance des tests statistiques, imputable au petit nombre de répliques utilisées, pourrait en être la cause (Tableau 3), tout comme la grande variabilité des données. Cependant, une différence significative a été mise en évidence entre les parcelles forestières et les parcelles de coupe, donc au niveau de la « catégorie » de parcelles, et ce, pour les deux premières des trois années d'étude, soit 1997 et 1998 (Tableau 3). En ce qui concerne l'année 1999, le manque de puissance de l'analyse statistique pourrait être responsable de l'absence de différence significative entre les deux catégories de parcelles ; cependant, cela pourrait également traduire une utilisation croissante des parterres de coupe en régénération.

Pour ce qui est de la comparaison entre les parcelles forestières et les parcelles de coupe en ce qui a trait à l'incidence du brout (Figure 8), on a noté que le broutage tendait à augmenter dans les parcelles de coupe avec le nombre d'années écoulées depuis la coupe, et ce, parallèlement au broutage dans les parcelles forestières. L'incidence du brout est demeurée plus importante dans les parcelles forestières que dans les parcelles de coupe en ce qui concerne les blocs résiduels, tandis que cette dominance s'est inversée avec les années dans les séparateurs non riverains et riverains (Figure 8). Au point de vue statistique, une différence significative entre les deux types de parcelles (forestières et de coupe) fut observée en 1997, mais pas en 1998 et en 1999 (Tableau 3).

Séparateurs non riverains



Séparateurs riverains



Blocs résiduels

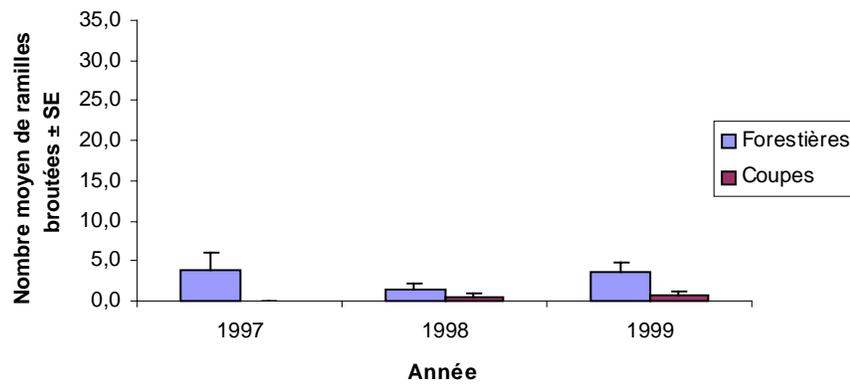
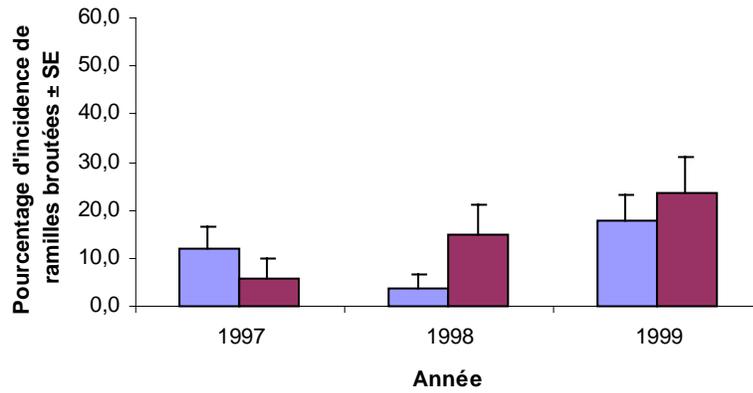
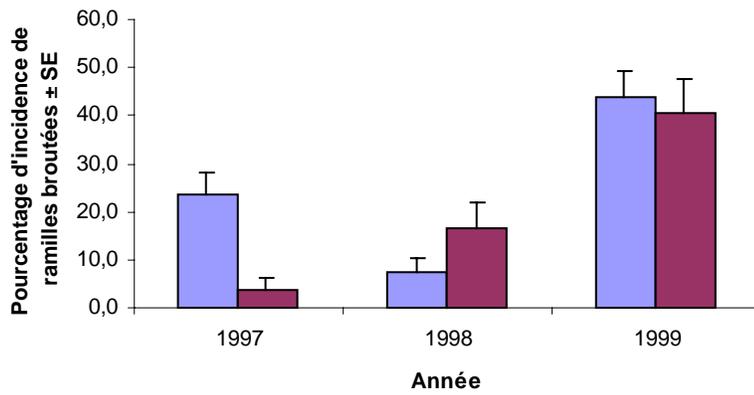


Figure 7 Nombre moyen de ramilles broutées pour chaque catégorie de parcelles dans les structures bordées d'aires de coupe

Séparateurs non riverains



Séparateurs riverains



Blocs résiduels

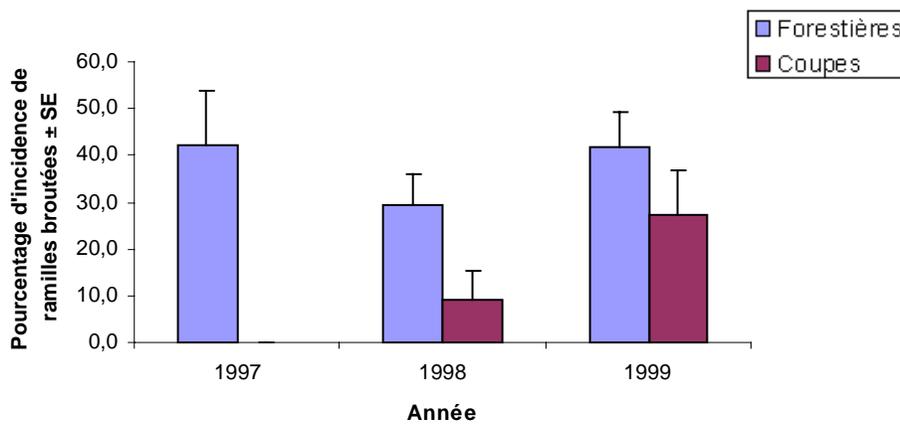


Figure 8 Pourcentage de l'incidence des ramilles broutées pour chaque catégorie de parcelles dans les structures bordées d'aires de coupe

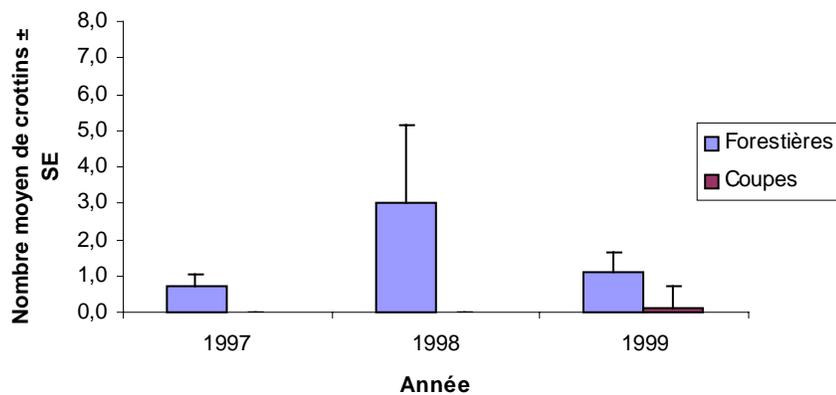
Tableau 3 Résultat des analyses statistiques concernant le brout en comparant les parcelles forestières et les parcelles de coupe

Données	Année	Test	N	Probabilité	Variable auxiliaire	Degré de liberté	Puissance
Abondance de brout	1997	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 1	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,88 Catégorie (type) : < 0,001	F = 0,14 F = 4,61	2 3	0,092 -
	<i>Non paramétrique :</i> Type : 0,83 Catégorie (type) : < 0,001			F = 0,19 F = 6,10	2 3		
	1998	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 3	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,79 Catégorie (type) : 0,01	F = 0,25 F = 3,62	2 3	0,110 -
	1999	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 3	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,13 Catégorie (type) : 0,18	F = 4,37 F = 1,62	2 3	0,496 0,424
Incidence du brout	1997	Mann-Whitney	C : 11 F : 11	0,01	U = 22,50	1	
	1998	Mann-Whitney	C : 13 F : 13	0,75	U = 90,50	1	
	1999	Mann-Whitney	C : 13 F : 13	0,66	U = 76,00	1	

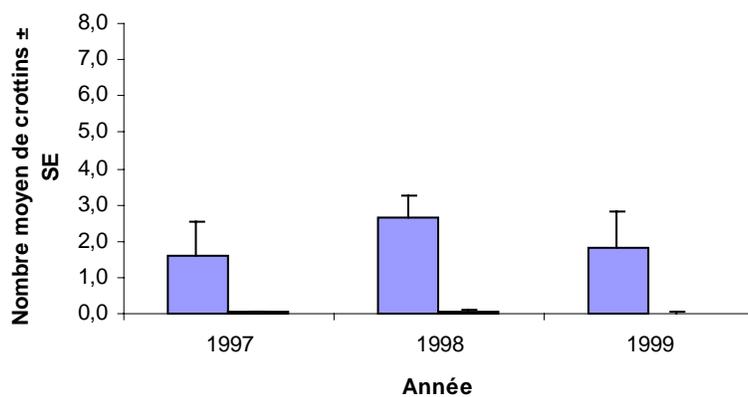
SN : séparateur non riverain ; SR : séparateur riverain ; BR : bloc résiduel ; C : coupe ; F : forêt.

L'analyse relative au nombre de crottins par parcelle pour les blocs résiduels, les séparateurs non riverains et les séparateurs riverains (Figure 9), démontre que la fréquentation a été plus importante dans les parcelles forestières que dans les parcelles de coupe, et ce, peu importe l'année. L'étude plus poussée de cet indice d'abondance laisse supposer que la fréquentation a augmenté dans les parcelles forestières des blocs résiduels au cours des trois années d'étude, tandis qu'elle a semblé davantage fluctuante dans les séparateurs non riverains et les séparateurs riverains. En regard des analyses statistiques réalisées, aucune différence significative n'a été observée entre les différents types, mais une très nette différence est apparue entre les catégories « forestière » et « de coupe » (Tableau 4).

Séparateurs non riviains



Séparateurs riviains



Blocs résiduels

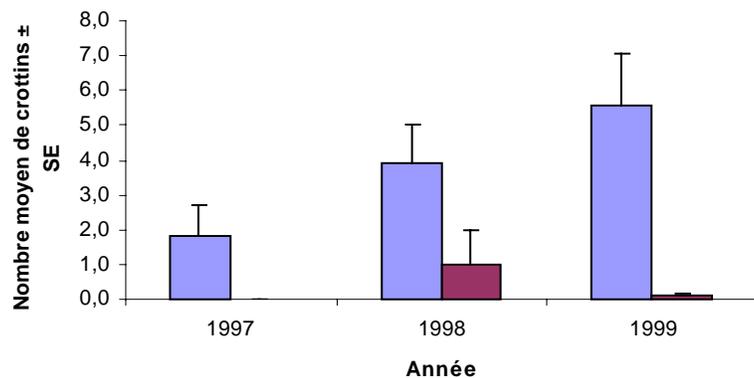
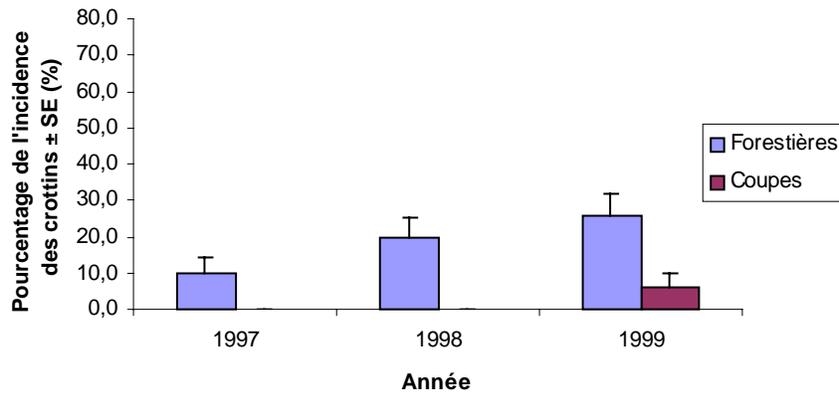
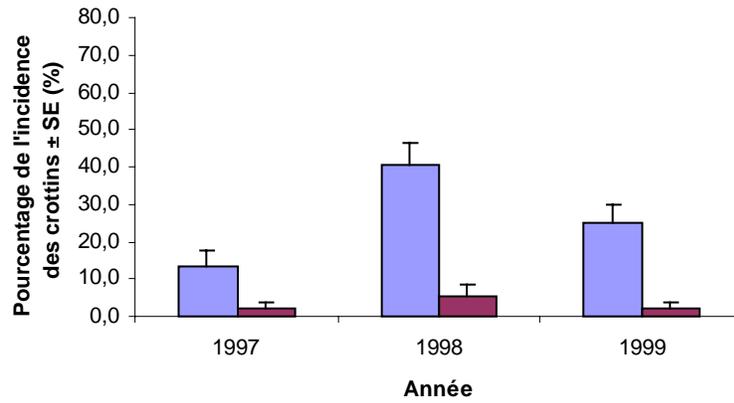


Figure 9 Nombre moyen de crotins pour chaque catégorie de parcelles dans les structures bordées d'aires de coupe

Séparateurs non riveains



Séparateurs riveains



Blocs résiduels

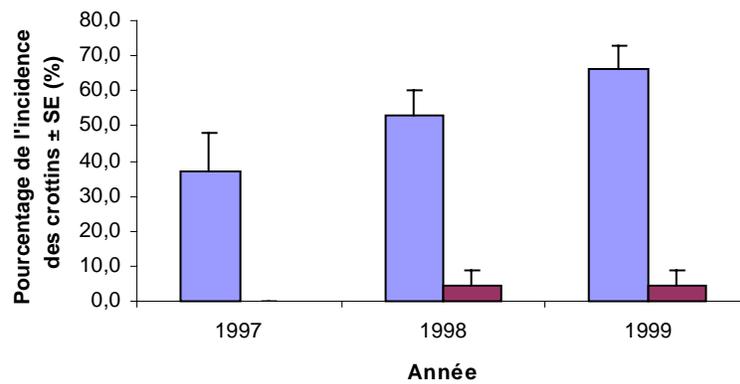


Figure 10 Pourcentage de l'incidence des crotchins pour chaque catégorie de parcelles dans les structures bordées d'aires de coupe

Tableau 4 Résultats des analyses statistiques concernant les crottins en comparant les parcelles forestières et les parcelles de coupe

Données	Année	Test	N	Probabilité	Variable auxiliaire	Degré de liberté	Puissance
Abondance de crottins	1997	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 1	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,96 Catégorie (type) : 0,05	F = 0,04 F = 2,61	2 3	0,057 -
				<i>Non paramétrique :</i> Type : 0,77 Catégorie: < 0,001	F = 0,29 F = 4,96	2 3	
	1998			Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 3	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,79 Catégorie (type) : < 0,001	F = 0,25 F = 12,18
	<i>Non paramétrique :</i> Type : 0,79 Catégorie (type) : < 0,001	F = 0,26 F = 18,35	2 3				
1999	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	SN : 5 SR : 5 BR : 3	<i>Paramétrique :</i> Type : 0,65 Catégorie (type) : < 0,001			F = 0,49 F = 15,05	2 3
			<i>Non paramétrique :</i> Type : 0,70 Catégorie (type) : < 0,001	F = 0,40 F = 20,34	2 3		
Incidence des crottins			1997	Mann-Whitney	C : 11 F : 11	0,02	U = 31,00
	1998	Mann-Whitney	C : 13 F : 13	< 0,001	U = 20,00	1	
	1999	Mann-Whitney	C : 13 F : 13	< 0,001	U = 19,50	1	

SN : séparateur non riverain ; SR : séparateur riverain ; BR : bloc résiduel ; C : coupe ; F : forêt.

Dans le même sens, l'incidence des parcelles présentant des crottins fut plus élevée dans les parcelles forestières que dans les parcelles de coupe, et ce, peu importe l'année ou le type de forêt résiduelle fréquenté (fig. 10). Toutefois, les blocs résiduels ont été davantage fréquentés par le lièvre que les séparateurs non riverains et les séparateurs riverains. De plus, dans ce type de milieu, l'utilisation des parcelles forestières et des parcelles de coupe a crû avec le nombre d'années écoulées depuis l'intervention forestière, ce qui n'est pas apparu aussi clairement dans les deux types de séparateurs. Finalement, il existe une différence statistique significative entre les parcelles forestières et les parcelles de coupe en regard de cet indice de présence du lièvre (forêt > coupe ; Tableau 4).

4.3 Suivi télémétrique

Le suivi télémétrique a révélé que les lièvres capturés dans les bandes forestières ne sont pas restés confinés à leur site de capture (Figure 11) et qu'ils avaient des domaines vitaux sensiblement plus grands que la superficie des séparateurs. On peut en effet estimer que la superficie offerte par les séparateurs variait entre 2 et 5 ha, alors que les domaines vitaux des lièvres fréquentant ces bandes étaient de l'ordre de 8 à 202 ha (PC 95 %).

La fidélité au site de capture des lièvres capturés dans des séparateurs ($n = 6$) ne s'est pas avérée significativement différente de celle des individus capturés dans les blocs ($n = 6$; $p = 0,08$; Tableau 5). Il est toutefois important de noter une tendance à l'effet que ces derniers ont été plus attachés à leur site de capture. En effet, sur les six lièvres capturés dans chacun des deux types de milieu, un sur six est resté confiné à son séparateur (Figure 11) alors que quatre sur six l'ont été dans les blocs (Figure 12).

Les déplacements quotidiens des lièvres se sont révélés très variables d'un jour à l'autre (0 à 2347 m) et entre les lièvres eux-mêmes. Les moyennes variaient entre 158 et 733 m selon les individus. L'ANOVA hiérarchique à trois facteurs, qui a servi à comparer l'ampleur des déplacements quotidiens, n'a révélé aucune différence significative entre ceux des six lièvres provenant des séparateurs (559,33 m) et ceux des six lièvres provenant des blocs (341,81 m) ($p = 0,26$; $n = 491$ déplacements, Tableau 5), ni entre les déplacements des lièvres des deux sexes ($p = 0,61$). Une différence entre l'ampleur des déplacements selon les individus a cependant pu être mise en évidence ($p < 0,01$). Le pourcentage des déplacements quotidiens supérieurs à 330 m n'a pas paru significativement différent lorsque considéré en fonction de la provenance des lièvres ($p = 0,07$). On note toutefois une tendance à l'effet qu'une plus grande proportion de grands déplacements ont été effectués par les lièvres venant des séparateurs par rapport à ceux venant des blocs (respectivement 42 % et 30 %).

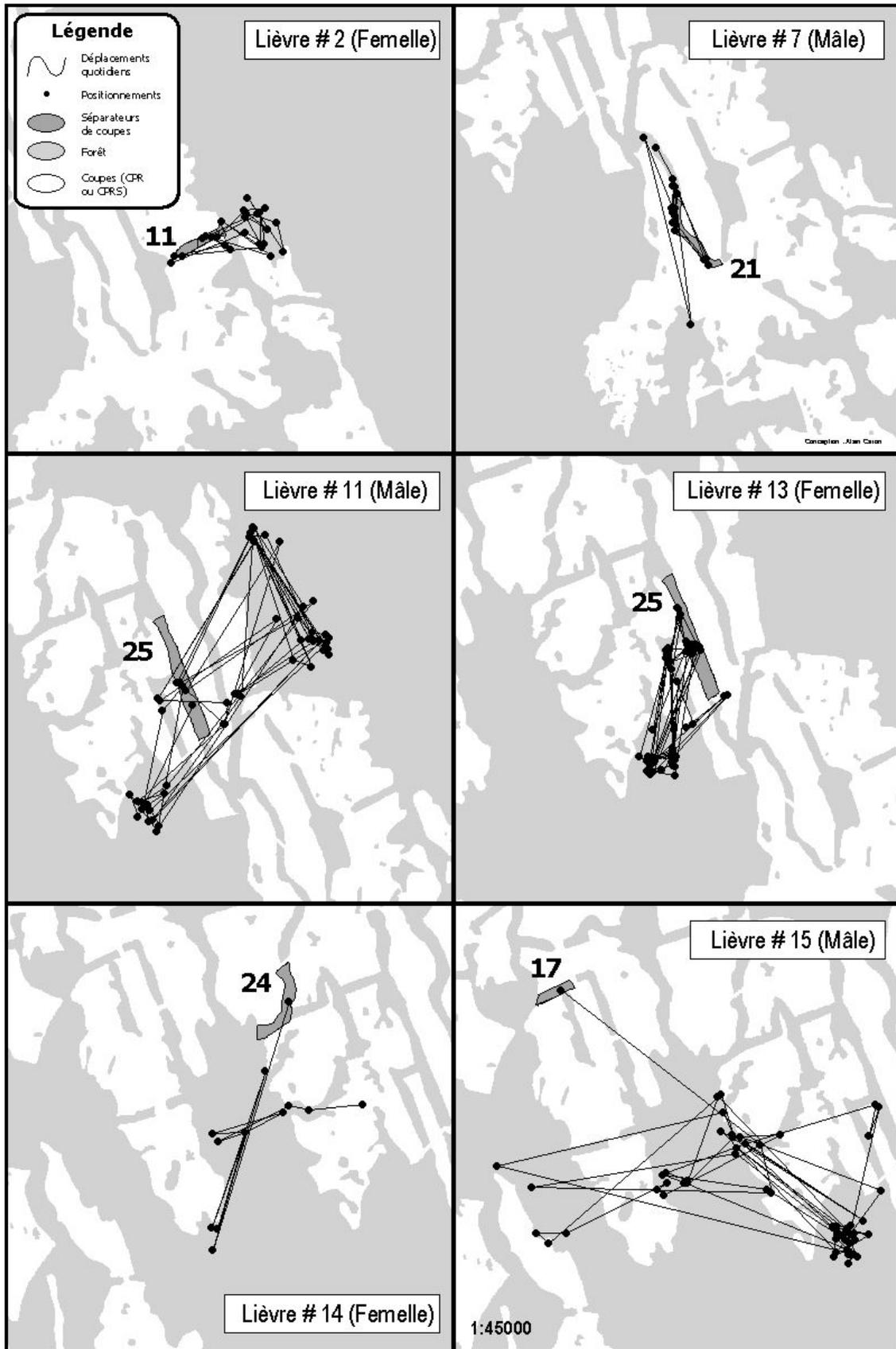


Figure 11 Localisation des lièvres dans les séparateurs riverains et non riverains

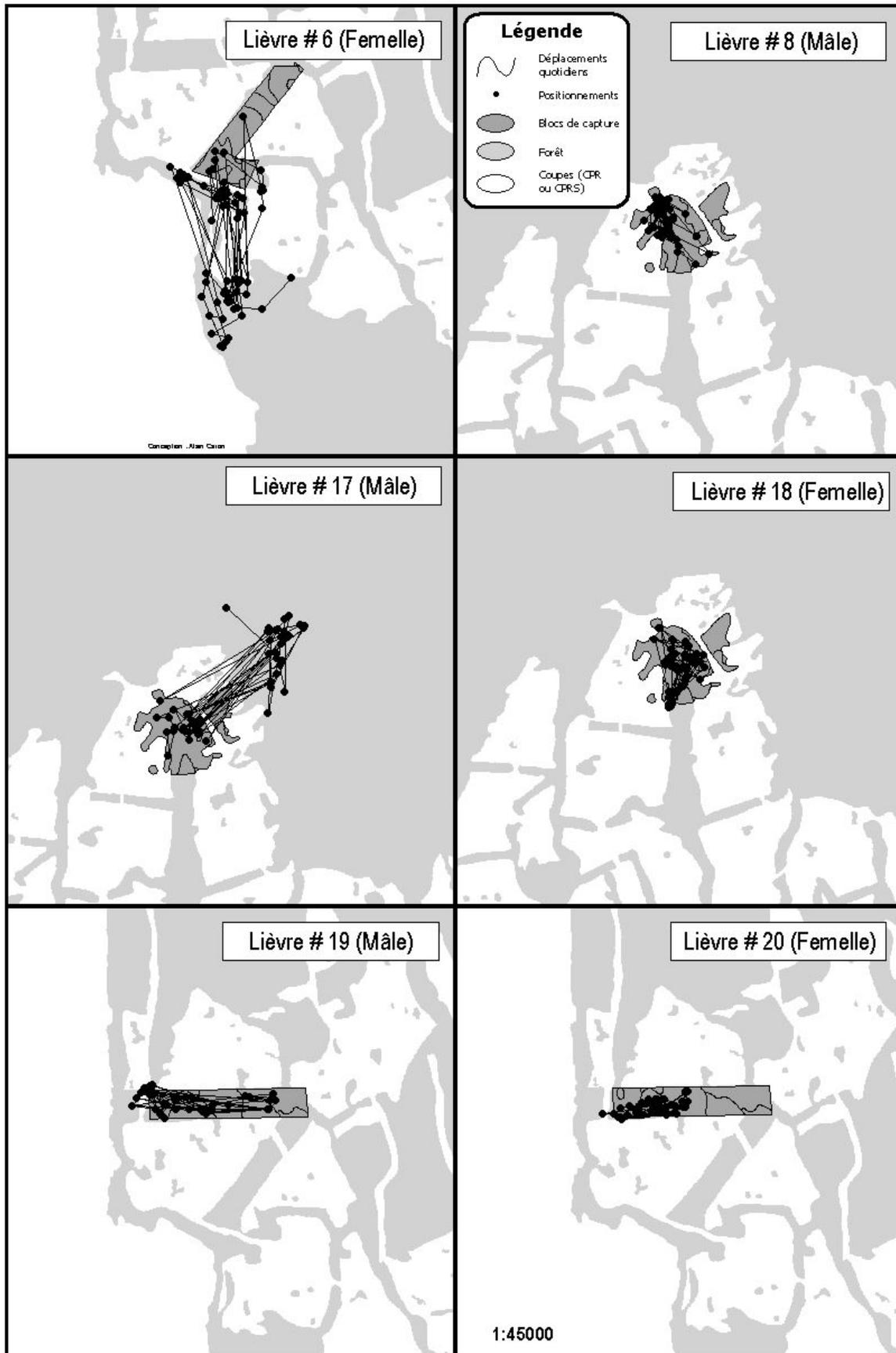


Figure 12 Localisation des lièvres dans les blocs résiduels

Les domaines vitaux estivaux des lièvres suivis s'étendaient sur des superficies variant de 7 à 202 ha, avec une moyenne de 126 ha pour les lièvres capturés dans les séparateurs et de 29 ha pour les lièvres capturés dans les blocs, lorsqu'ils étaient estimés par la méthode du polygone convexe à 95 %. La superficie moyenne des domaines vitaux, tous lièvres confondus, était de 61,4 ha. Les autres estimateurs utilisés, la méthode des noyaux fixes (95 %) et la méthode d'analyse par groupements (95 %), ont évalué les domaines vitaux des lièvres provenant des séparateurs comme étant plus étendus que ceux des individus provenant des blocs. Avec les trois méthodes, on a observé une différence presque significative ($p = 0,07$: Tableau 5) entre l'étendue des domaines vitaux des lièvres capturés dans les bandes et ceux capturés dans les blocs. Lorsqu'on évalue les domaines vitaux en ne retenant que 75 % et 50 % des repérages, ce qui a pour effet d'éliminer les repérages les plus périphériques et d'évaluer l'étendue des aires plus utilisées par le lièvre, on n'observe plus la tendance précédente, sauf pour la méthode des noyaux fixes à 75 % ($p = 0,10$) et à 50 % ($p = 0,07$) (Tableau 5). Aucune différence dans la superficie des domaines vitaux n'a pu être détectée entre les mâles et les femelles. Cependant, en raison de la grande variabilité des superficies des domaines vitaux des lièvres et du faible nombre de lièvres suivis, l'ensemble de ces tests se sont avérés peu puissants (Tableau 5).

Finalement, le taux de survie estivale des lièvres, estimé à partir des données de télémétrie, ne s'est pas révélé significativement différent entre les bandes et les blocs (respectivement 52 et 69 % : Tableau 5). Le taux de survie des mâles ne s'est pas non plus révélé significativement différent de celui des femelles (70 % vs 51 % : Tableau 5). Le taux de survie de l'ensemble des lièvres, sans égard à leur provenance ni à leur sexe, a été de 61 %.

Tableau 5 Comparaison des résultats découlant du suivi télémétrique des lièvres provenant des bandes et des blocs résiduels : taux de survie, fidélité au site de capture, déplacements quotidiens, domaines vitaux

Variable		Moyenne Séparateurs riverains et non riverains	Moyenne Blocs résiduels	Test statistique	N	Probabilité (p)	Variable auxiliaire	Degré de liberté	Puiss.	
Taux de survie ± intervalle de confiance 95%		25,05%<52,37<100%	40,18%<68,72%<100%	Comparaison des intervalles de confiance	12	-	-	-	-	
% des lièvres fidèles au site de capture ± intervalle de confiance 95%		13,72%<16,67<96,23%	0,00%<66,67%<66,76 %	Chi-carré	12	0,08	$\chi^2 = 3,09$	1	0,77	
Déplacements quotidiens (m) ± erreur type		559,33±2,69	341,81 ± 1,36	ANOVA hiérarchique à 3 facteurs	N = 12 m = 491	Type : 0,26 Sexe : 0,65 Type*sexe : 0,61 Ind. (Type*sexe) : <0,001	F=1,44 F=0,22 F=0,28 F=5,76	1 1 1 8	0,71 0,17 0,20 1,00	
% des déplacements quotidiens > 330 m ± erreur type		42,1% ± 5,1%	29,9 ± 6,8%	ANOVA à 2 facteurs	12	Type : 0,07 Sexe : 0,36 Ind. (Type*sexe) : 0,71	F=4,31 F=0,93 F=0,15	1 1 1	0,45 0,14 0,06	
Domaines vitaux (ha) ± erreur type	Polygone convexe	95%	125,55 ± 27,72	Mann-Whitney	9	0,07	U=2,00	7	-	
		75%	12,28 ± 4,95			27,71 ± 4,31	0,30	U=13,00	7	-
		50%	9,27 ± 4,53			16,33 ± 3,51	0,40	U=13,00	7	-
	Noyaux fixes (fixed kernel)	95%	112,08 ± 12,36	38,77 ± 5,54	ANOVA à 2 facteurs	12	Type : 0,07 Sexe : 0,92 Type*Sexes : 0,95	F=4,56 F=0,24 F=0,16	1 1 1	0,44 0,05 0,05
		75%	42,61 ± 4,86	18,17 ± 2,61			Type : 0,10 Sexe : 0,89 Type*Sexes : 0,77	F=3,40 F=0,02 F=0,09	1 1 1	0,37 0,05 0,06
		50%	16,64 ± 1,58	7,03 ± 1,04			Type : 0,07 Sexe : 0,92 Type*Sexe : 0,95	F=4,24 F=0,01 F=0,01	1 1 1	0,47 0,07 0,07
	Analyse par groupements (cluster analysis)	95%	28,62 ± 4,62	11,68 ± 1,47	ANOVA à 2 facteurs	12	Type : 0,07 Sexe : 0,64 Type*Sexe : 0,70	F=4,56 F=0,24 F=0,16	1 1 1	0,10 0,14 0,10
		75%	1,77 ± 0,21	2,64 ± 0,46			Type : 0,45 Sexe : 0,35 Type*Sexe : 0,45	F=0,55 F=0,46 F=0,28	1 1 1	0,09 0,11 0,18
		50%	0,41 ± 0,19	0,82 ± 0,19			Type : 0,34 Sexe : 0,48 Type*Sexe : 0,34	F=1,00 F=0,56 F=1,01	1 1 1	0,14 0,10 0,15

4.4 Analyse comparative de la végétation entre les différents types de forêt résiduelle et les sites témoins

4.4.1 Densité des couverts arbustifs et arborescents

L'analyse des données concernant la structure de la végétation a permis d'établir que le couvert latéral moyen de toutes les parcelles forestières échantillonnées confondues était de 63,3 %, le couvert moyen variant (entre les sites) de 47,5 % à 75,1 %. Les moyennes d'obstruction latérale des différents types de forêt résiduelle, présentées dans le tableau 6, indiquent que les bandes sèches et humides offraient un couvert arbustif significativement moins dense que les blocs et les sites témoins ($p < 0,001$). Le couvert arborescent (ou vertical) était de l'ordre de 50 % pour tous les types de milieu (Tableau 6) et aucune différence significative n'a été détectée entre les types ($p = 0,92$).

Tableau 6 Comparaison des résultats d'analyse de la structure de la végétation selon les différents types de forêt résiduelle (séparateurs non riviérains, séparateurs riviérains, blocs résiduels et témoins)

Variable	Moyenne ± écart type	Test statistique	Probabilité (p)	Variable auxiliaire	dl	P
Obstruction latérale (couvert latéral) ± erreur type	SN : 57,00 % ± 17,09 SR : 57,69 % ± 16,03 BR : 67,01 % ± 15,58 TE : 67,69 % ± 16,16	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	<i>Paramétrique :</i> Type : $p = 0,02$ Site (type) : $p = 0,01$ <i>Non paramétrique :</i> Type : $p < 0,02$ Site (type) : $p = 0,01$	F = 4,69 F = 2,10 F = 4,60 F = 2,18	3 14 3 14	- - - -
Couvert arborescent (couvert vertical) ± erreur type	SN : 48,04 % ± 3,28 SR : 50,74 % ± 2,59 BR : 49,60 % ± 2,99 TE : 51,00 % ± 2,10	Approche de Conover : ANOVA hiérarchique paramétrique puis non paramétrique	<i>Paramétrique :</i> Type : $p = 0,92$ Site (type) : $p = 0,03$ <i>Non paramétrique :</i> Type : $p = 0,50$ Site (type) : $p = 0,06$	F = 0,16 F = 1,89 F = 0,93 F = 0,06	3 14 3 14	0,09 0,93 - -

SN : séparateur non riviérain ; SR : séparateur riviérain ; BR : bloc résiduel ; TE : témoin ; dl : degrés de liberté ; P : puissance.

4.4.2 Inventaire du broutage

4.4.2.1 Aperçu global sans distinction des essences

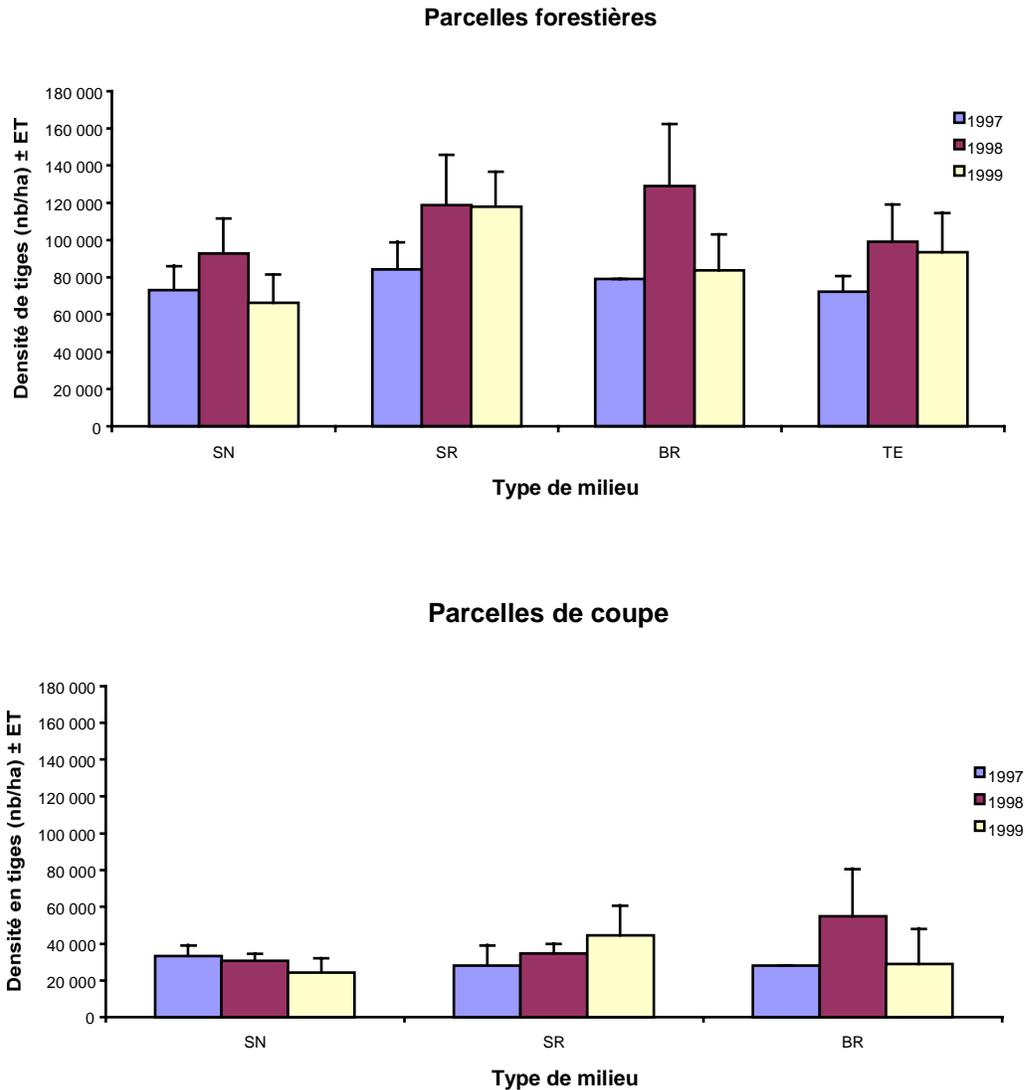


Figure 13 Densité des tiges dans les parcelles forestières et les parcelles de coupe (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel)

La densité des tiges arbustives retrouvées dans les parcelles forestières et dans les parcelles de coupe (Figure 13) variait dans un ordre de grandeur comparable entre les différents types de milieu, et ce, peu importe l'année (Tableaux 7 et 8). Toutefois, elle avait tendance à être plus élevée dans les parcelles forestières que dans les parcelles de coupe.

Dans le même sens, la densité des ramilles dans les parcelles forestières et dans les parcelles de coupe variait à l'intérieur d'un intervalle de valeurs comparables entre les années et entre les différents types de milieu, bien qu'elle ait été plus élevée, ici encore, dans les parcelles forestières que dans les parcelles de coupe (Figure 14 ; Tableaux 7 et 8).

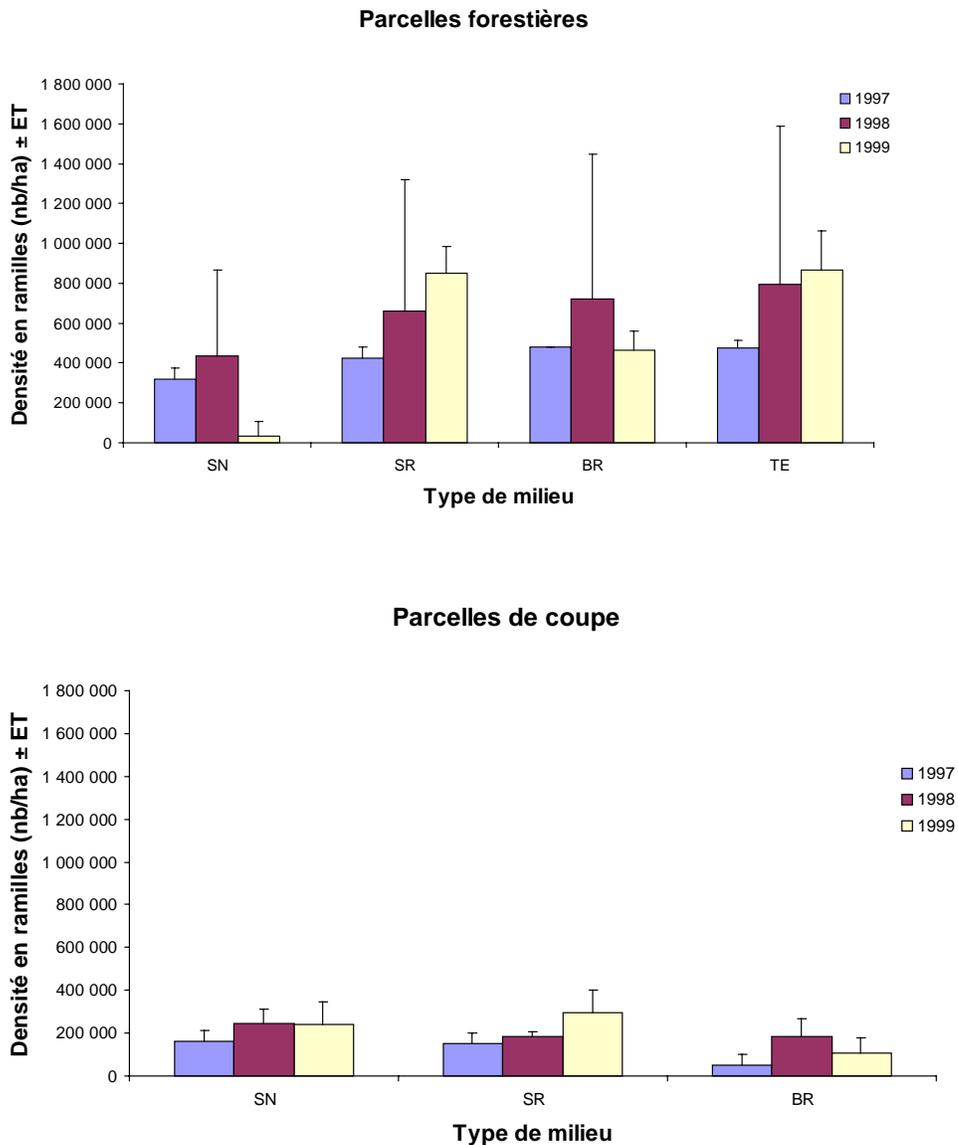


Figure 14 Densité des ramilles dans les parcelles forestières et les parcelles de coupe (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel)

Tableau 7 Production et utilisation du broût par type de forêt résiduelle dans les parcelles forestières

Type	Nombre de parcelles			Tiges/ha			Ramilles/ha			Tiges broutées (%)			Ramilles broutées (%)			Tiges mutilées (%)			Tiges tuées (%)		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
SN	51	51	51	74 896 ± 28 768	95 243 ± 41 965	68 780 ± 33 645	321 867 ± 126 306	434 462 ± 229 822	345 959 ± 166 486	3	<	1	1	<	<	<	<	<	0	0	<
SR	81	81	74	85 315 ± 32 190	121 036 ± 60 138	118 377 ± 41 826	422 881 ± 118 649	660 984 ± 162 711	845 715 ± 293 790	5	1	5	2	<	1	1	<	2	0	0	<
BR	19	51	50	28 1285 ± 0	126 388 ± 57 390	81 487 ± 33 443	1 180 595 ± 0	727 806 ± 161 072	466 069 ± 173 208	6	2	7	3	<	2	1	0	7	<	0	<
TE	12	12	12	72 336 ± 18 782	99 313 ± 44 087	93 318 ± 47 702	475 131 ± 83 028	793 944 ± 170 754	865 617 ± 435 950	4	5	4	2	1	<	1	0	4	<	0	<

N.B. : Les écarts-types présentés avec les densités en tiges et en ramilles pour les différents types ont été calculés à partir des densités en tiges et en ramilles dans les différents sites. SN : séparateur non riverain ; SR : séparateur riverain ; BR : bloc résiduel ; TE : témoin.

Tableau 8 Production et utilisation du broût par type de forêt résiduelle dans les parcelles de coupe

Type	Nombre de parcelles			Tiges/ha			Ramilles/ha			Tiges broutées (%)			Ramilles broutées (%)			Tiges mutilées (%)			Tiges tuées (%)		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
SN	34	34	34	34 640 ± 12 905	29 584 ± 8 083	26 963 ± 16 831	161 589 ± 46 012	223 379 ± 157 528	227 404 ± 244 195	2	5	15	1	2	3	2	1	3	<	0	0
SR	54	54	54	27 587 ± 24 133	33 894 ± 11 480	42 500 ± 36 146	148 604 ± 118	186 447 ± 58 061	289 426 ± 229 651	0	22	41	0	8	20	0	0	34	<	<	<
BR	6	22	22	28 117 ± 0	56 138 ± 44 699	30 674 ± 33 290	48 277 ± 0	190 263 ± 144 212	117 485 ± 124 809	0	2	8	0	<	2	0	0	8	0	0	<

N.B. : Les écarts-types présentés avec les densités en tiges et en ramilles pour les différents types ont été calculés à partir des densités en tiges et en ramilles dans les différents sites. SN : séparateur non riverain ; SR : séparateur riverain ; BR : bloc résiduel ; TE : témoin.

En ce qui concerne le pourcentage de tiges broutées par le lièvre dans les parcelles forestières des différents types de milieu (Figure 15 ; Tableau 7), il apparaît que le broutage y a été relativement faible, la proportion de tiges broutées étant peu élevée. Toutefois, il a semblé plus important dans les blocs résiduels et dans les séparateurs riverains que dans les séparateurs non riverains, bien que pour aucun de ces types on n'ait remarqué la constance observée dans les secteurs témoins. Il semble également que l'impact du broutage, en ce qui concerne la proportion de tiges broutées, ait été relativement moindre en 1998 que durant les deux autres années d'étude, sauf dans le cas des sites témoins.

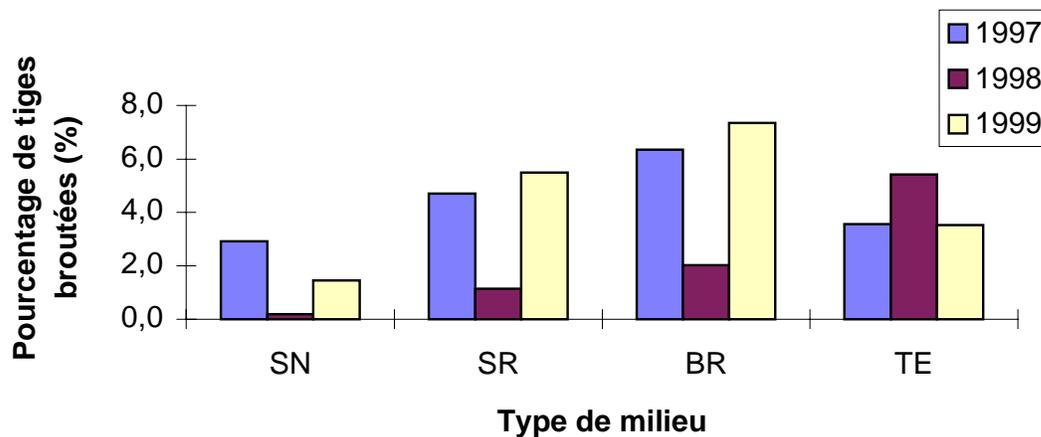


Figure 15 Pourcentage de tiges broutées dans les parcelles forestières selon les différents types de forêt résiduelle (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel ; TE = témoin)

Le pourcentage de ramilles broutées par le lièvre d'Amérique dans les parcelles forestières (Figure 16 ; Tableau 7) démontre que la proportion de tiges broutées a été relativement faible en comparaison de la disponibilité en tiges qu'offraient les différents types de milieu. Toutefois, cette proportion apparaît plus importante dans les blocs résiduels, dans les secteurs témoins et dans les séparateurs riverains que dans les séparateurs non riverains, bien que les différences n'apparaissent pas très nettement. De plus, d'importantes fluctuations sont observables en fonction des années, 1998 étant la période où le pourcentage de ramilles broutées a été le plus faible pour la majeure partie du territoire à l'étude.

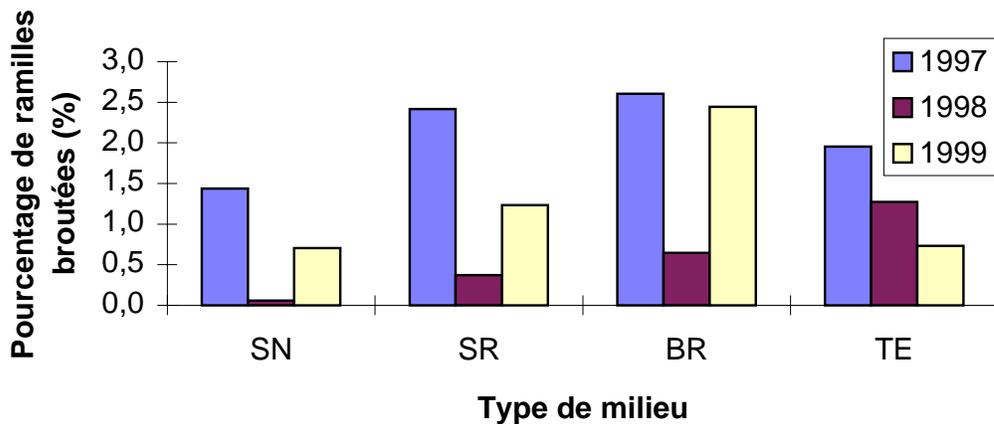


Figure 16 Pourcentage de ramilles broutées dans les parcelles forestières selon les différents types de forêt résiduelle (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel ; TE = témoin)

Pour ce qui est du pourcentage de tiges mutilées (c'est-à-dire dont plus de 50 % des ramilles ont été broutées) à la suite du broutage dans les parcelles forestières (fig. 17 ; Tableau 7), les blocs résiduels et les témoins en présentaient davantage que les séparateurs riverains et non riverains, en 1997 et en 1999, sauf en 1998, année où le broutage a été peu important sur l'ensemble du site à l'étude. De manière générale, l'incidence des tiges mutilées demeure relativement faible (< 8 %) pour l'ensemble de l'étude.

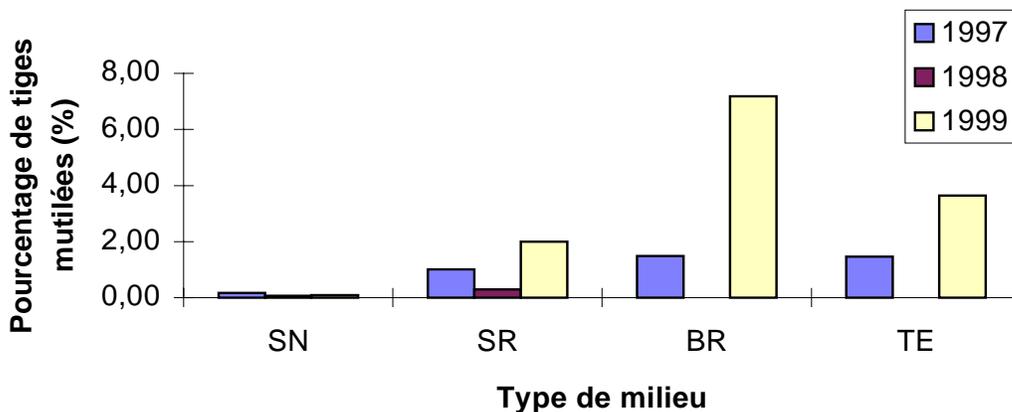


Figure 17 Pourcentage de tiges mutilées dans les parcelles forestières selon les différents types de forêt résiduelle (SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel ; TE = témoin)

La proportion de tiges tuées selon les différents types de milieu à l'étude (Figure 18 ; Tableau 7) démontre que le pourcentage de tiges tuées dans les parcelles forestières à la suite du broutage a été plus important dans les blocs résiduels et les secteurs témoins que dans les séparateurs riverains et non riverains. Cela témoigne d'une utilisation de la végétation légèrement plus intense pour ces deux types de forêt résiduelle, le pourcentage de tiges tuées demeurant toujours plus petit que 1 % dans l'ensemble des types à l'étude.

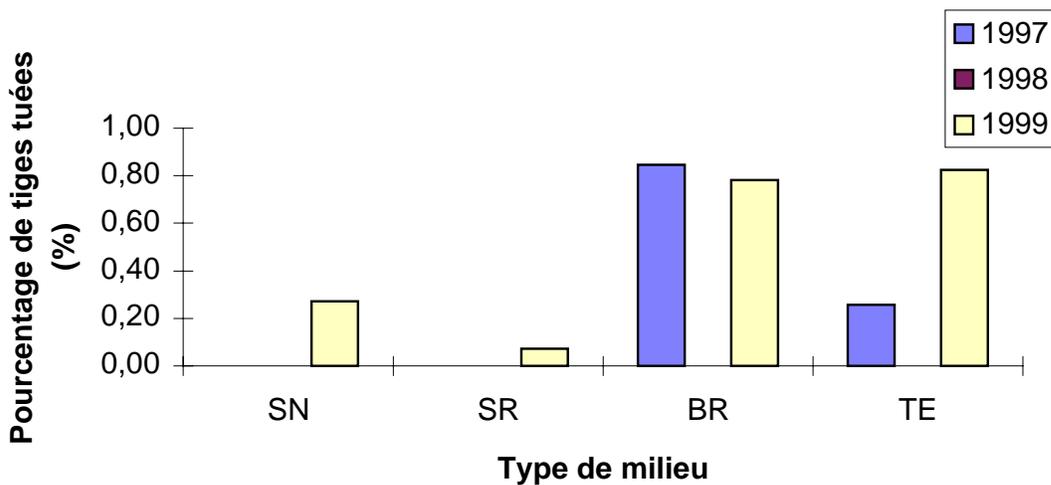


Figure 18 Pourcentage de tiges tuées dans les parcelles forestières selon les différents types de forêt résiduelle
(SN = séparateur non riverain ; SR = séparateur riverain ; BR = bloc résiduel ; TE = témoin)

Pour ce qui est des parcelles délimitées dans les coupes, on remarque que les proportions de tiges et de ramilles broutées ainsi que de tiges mutilées et tuées (Tableau 8) ont été plus élevées dans les coupes bordant les séparateurs riverains que dans les coupes bordant les séparateurs non riverains et les blocs résiduels. L'impact de la présence du lièvre serait donc plus intense dans les parcelles de coupe que dans les parcelles forestières, notamment autour des séparateurs. La présence d'une plus faible densité de tiges et de ramilles, associée à une plus grande proportion d'utilisation par le lièvre de la biomasse végétale disponible pourrait expliquer cette observation (Tableaux 7 et 8).

4.4.2.2 Inventaire du brout par essence dans les différents types de forêt résiduelle et les témoins

En ce qui concerne la production de ramilles (% des ramilles disponibles par essence par rapport à l'ensemble des ramilles disponibles) dans les parcelles forestières des différents types de milieu (Figure 19 ; Tableau 9), les essences dominantes étaient l'épinette noire (*Picea mariana*), le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia*), le lédon du Groënland (*Ledum groenlandicum*), le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le bleuet (*Vaccinium myrtilloides*). Toutefois, dans les sites témoins, le bleuet était moins abondant, tandis que l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*) était davantage présent dans les séparateurs riverains et dans les blocs résiduels.

Pour ce qui est de l'utilisation des ramilles par le lièvre d'Amérique dans les parcelles forestières (% des ramilles broutées par essence par rapport à l'ensemble des ramilles appartenant à cette essence) (Figure 20 ; Tableau 9), le bleuet est l'essence qui fut proportionnellement la plus broutée. Ce fait a été constaté pour les quatre types de milieu, bien que l'impact a semblé plus marqué dans les blocs résiduels et dans les secteurs témoins. Dans les séparateurs non riverains, le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et le kalmia à feuilles étroites ont eu une part importante de leurs ramilles broutées, auxquels s'est ajouté le sapin dans les séparateurs riverains. Pour ce qui est des blocs résiduels, les essences végétales proportionnellement les plus broutées furent le bouleau à papier et le bleuet, alors que dans les secteurs témoins, l'impact de la présence du lièvre ne s'est fait sentir que sur le bleuet.

Les résultats concernant l'importance du broutage par essence (Figure 21) démontrent que la majorité des essences végétales faisant partie du régime alimentaire du lièvre sur le territoire à l'étude étaient des éricacées ou des essences arborescentes. En effet, le bleuet, le kalmia à feuilles étroites, le lédon du Groënland et le bouleau à papier furent les quatre principales essences en importance dans son alimentation (Tableau 9). Considérés séparément, les résultats des types de forêt résiduelle différaient légèrement quant à la composition du régime alimentaire du lièvre. En effet, le kalmia à feuilles étroites et le bleuet ont constitué une part importante du régime alimentaire dans tous les types de milieu, mais le bouleau à papier et le lédon du Groënland se sont démarqués respectivement dans les séparateurs non riverains et dans les séparateurs riverains.

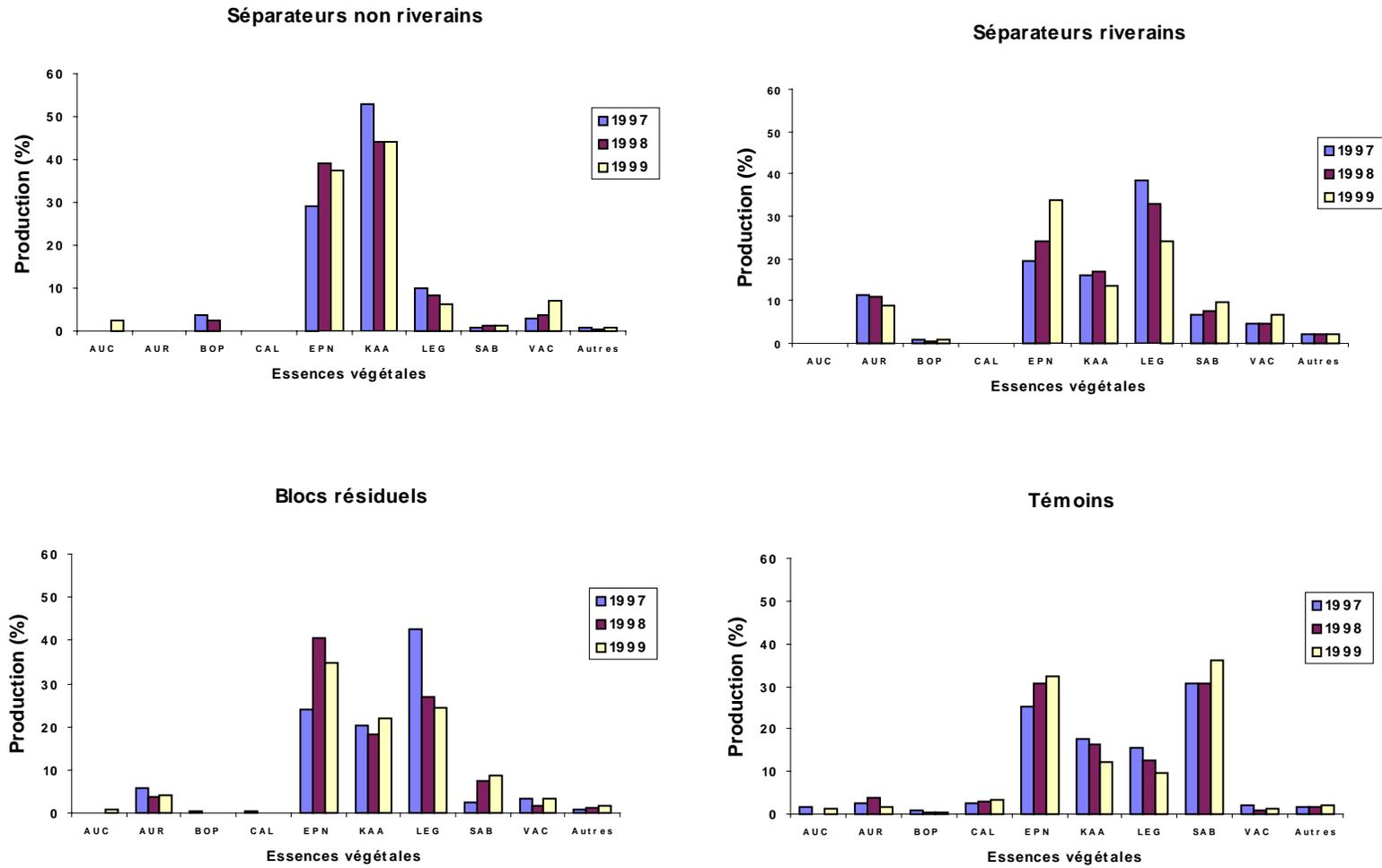


Figure 19 Production de ramilles dans les séparateurs non riverains, les séparateurs riverains, les blocs résiduels et les témoins (pourcentage des ramilles disponibles par essence par rapport à l'ensemble des ramilles disponibles). Voir l'annexe 1 pour la légende concernant les essences végétales

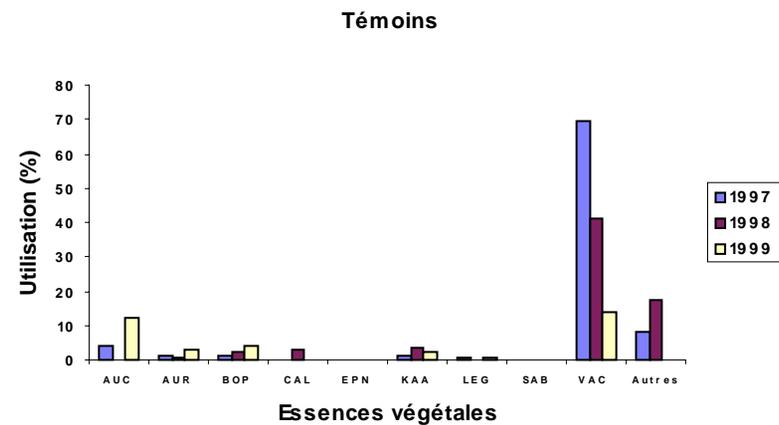
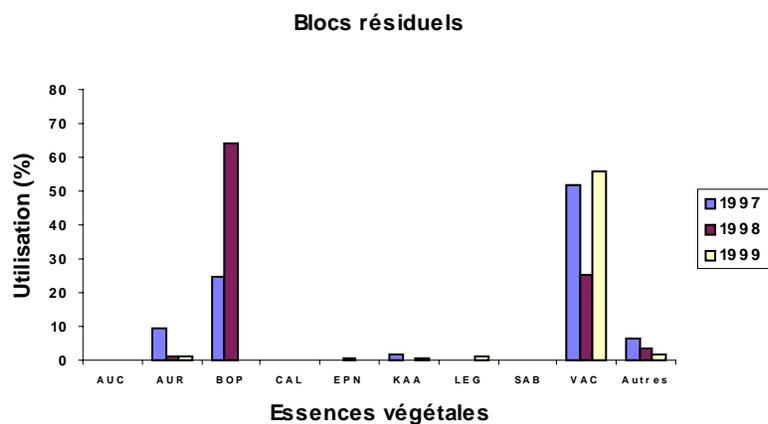
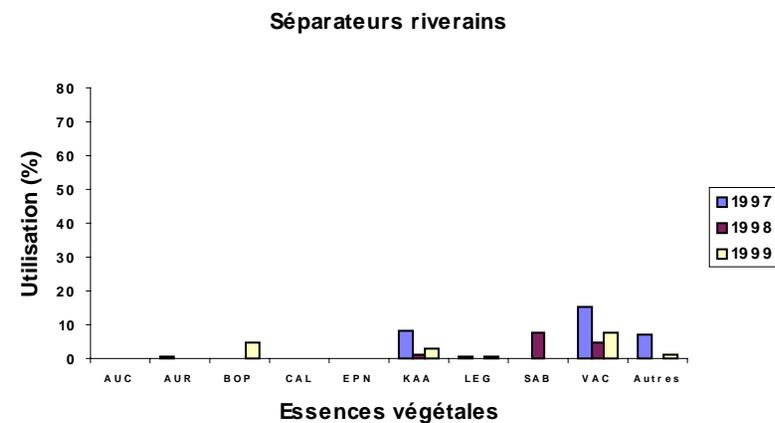
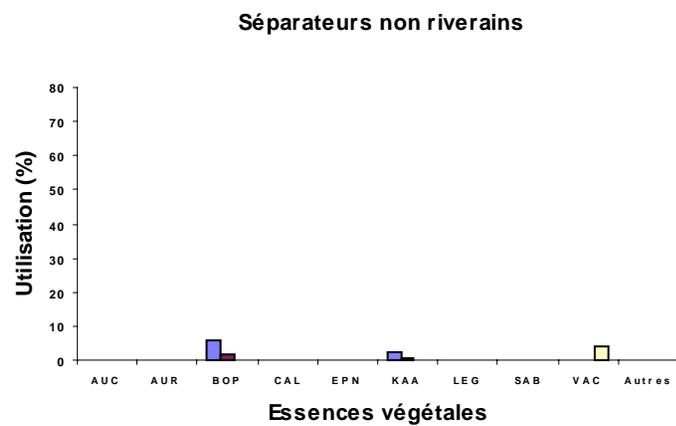


Figure 20 Utilisation des ramilles dans les séparateurs non riverains, les séparateurs riverains, les blocs résiduels et les témoins (pourcentage de ramilles broûtées par essence par rapport à l'ensemble des ramilles disponibles pour cette essence). Voir l'annexe 1 pour la légende concernant les essences végétales

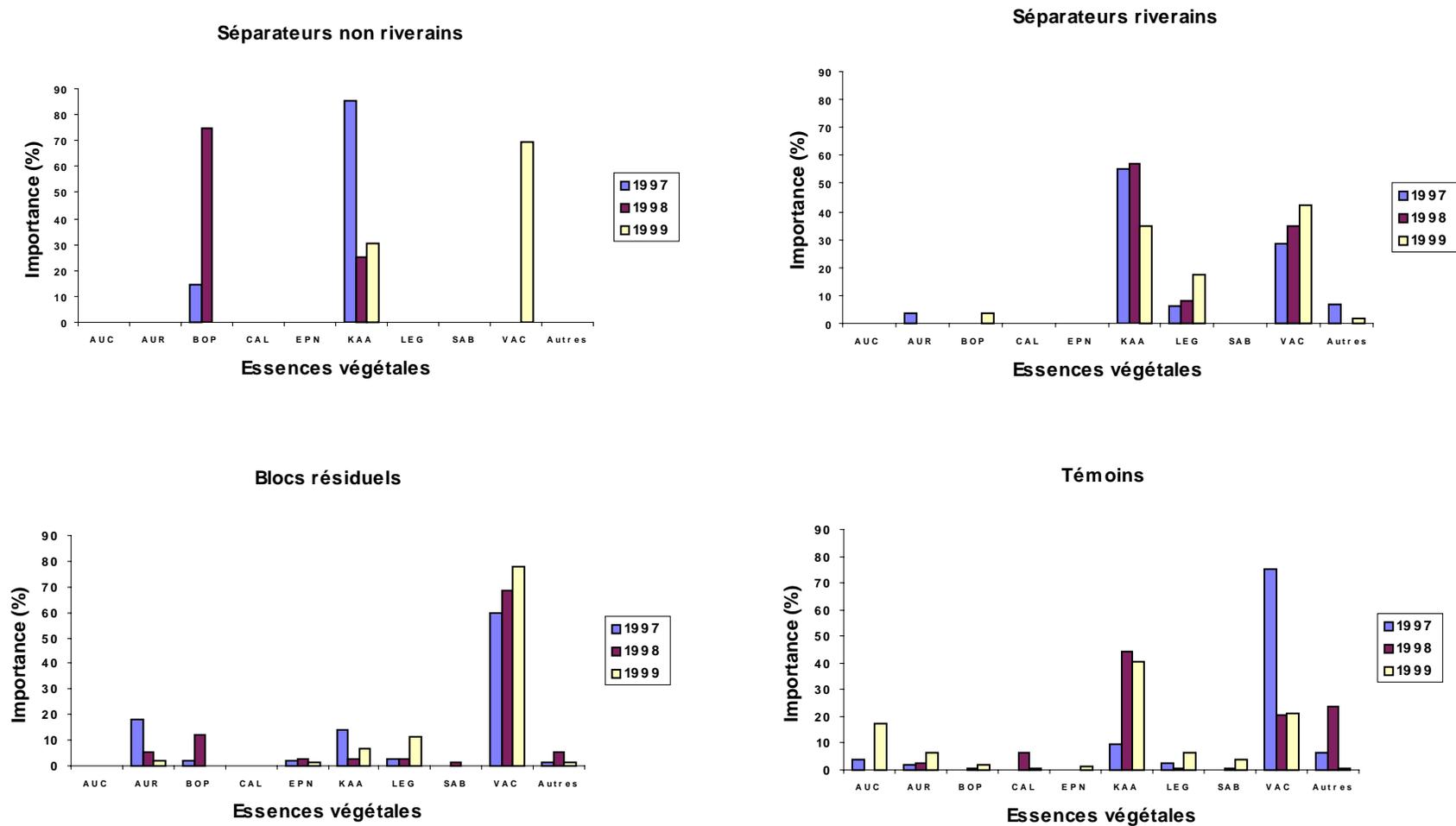


Figure 21 Importance des ramilles dans les séparateurs non riverains, les séparateurs riverains, les blocs résiduels et les témoins (pourcentage de ramilles broûtées par essence par rapport à l'ensemble des ramilles broûtées). Voir l'annexe 1 pour la légende concernant les essences végétales.

Tableau 9 Production, utilisation et importance du brout par essence dans les parcelles forestières

Type	Essence	Production (%)			Utilisation (%)			Importance (%)			Tiges mutilées (%)			Tiges tuées (%)		
		97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
SN	AUC	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	AUR	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	BOP	3,6	2,6	0,0	6,0	1,6	0,0	14,9	75,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	CAL	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	EPN	29,0	39,2	37,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	KAA	53,1	44,3	44,3	2,3	0,3	0,3	85,1	25,0	30,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
	LEG	10,1	8,4	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	SAB	0,7	1,1	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	VAC	2,8	3,8	6,9	0,0	0,0	4,2	0,0	0,0	69,6	0,0	2,2	1,9	0,0	0,0	3,7
	Autres	0,8	0,6	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SR	AUC	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	AUR	11,4	11,0	8,9	0,7	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	BOP	0,9	0,3	0,9	0,0	0,0	4,9	0,0	0,0	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	CAL	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	EPN	19,5	24,2	33,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	KAA	16,1	16,9	13,5	8,3	1,3	3,2	55,4	57,2	35,0	1,9	0,3	1,3	0,0	0,2	
	LEG	38,5	33,1	24,3	0,4	0,1	0,9	6,2	7,9	17,3	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	
	SAB	6,9	7,7	9,9	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	VAC	4,5	4,7	6,8	15,4	4,7	7,7	28,5	34,9	42,4	6,9	1,6	8,0	0,0	0,0	
	Autres	2,2	2,2	2,1	7,3	0,0	1,0	6,6	0,0	1,7	0,0	3,0	5,1	0,0	0,0	
BR	AUC	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
	AUR	5,9	3,6	4,3	9,2	1,0	1,0	18,1	5,3	1,7	0,0	0,0	5,0	0,0		
	BOP	0,2	0,1	0,0	25,0	64,3	0,0	1,9	11,9	0,0	33,3	0,0	0,0	0,0		
	CAL	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
	EPN	24,0	40,7	34,8	0,2	0,4	0,1	1,9	2,6	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0		
	KAA	20,5	18,1	21,8	2,0	0,1	0,8	13,8	2,6	6,7	0,3	0,0	1,1	0,4		
	LEG	42,6	27,0	24,5	0,2	0,1	1,2	2,9	2,6	11,7	0,0	0,0	1,9	0,0		
	SAB	2,4	7,6	8,6	0,0	0,1	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
	VAC	3,5	1,8	3,4	51,6	25,2	55,8	60,0	68,4	77,7	6,5	0,0	39,3	1,6		
	Autres	0,6	1,1	1,7	6,7	3,3	1,7	1,4	5,3	1,1	18,8	0,0	100	0,0		
TE	AUC	1,8	0,0	1,1	4,1	0,0	12,3	3,7	0,0	17,6	0,0	0,0	12,0	0,0		
	AUR	2,7	3,7	1,7	1,2	0,8	2,7	1,7	2,4	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0		
	BOP	0,6	0,5	0,4	0,9	2,1	3,9	0,3	0,8	2,1	5,3	0,0	20,0	10,5		
	CAL	2,4	3,1	3,3	0,0	2,7	0,2	0,0	6,6	0,8	0,0	0,0	0,3	0,0		
	EPN	25,1	30,7	32,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	1,3	0,0	0,0	1,6	0,0		
	KAA	17,8	16,2	12,3	1,0	3,5	2,4	9,4	44,1	40,6	0,5	0,1	1,3	0,0		
	LEG	15,5	12,5	9,9	0,4	0,1	0,5	2,9	0,5	6,3	0,1	0,0	0,5	0,0		
	SAB	30,5	30,8	36,1	0,0	0,0	0,1	0,3	0,8	3,8	0,0	0,7	0,0	0,0		
	VAC	2,1	0,6	1,1	69,3	41,4	14,0	75,4	20,7	20,1	29,6	5,6	25,8	1,4		
	Autres	1,5	1,8	2,0	8,0	17,1	0,2	6,3	23,9	0,4	10,5	0,8	0,0	2,6		

SN : séparateur non riverain ; SR : séparateur riverain ; BR : bloc résiduel ; TE : témoin.
(Voir annexe 1 pour la légende concernant les essences végétales.)

4.4.2.3 Inventaire du brout par essence dans les coupes bordant les différents types de forêt résiduelle

Pour ce qui est de la production en ramilles dans les parcelles de coupe, les principales essences répertoriées en bordure des deux types de séparateurs ont été l'épinette noire, le kalmia à feuilles étroites, le lédon du Groënland et le bleuet (Tableau 10). Cependant, dans les séparateurs non riverains, le sapin baumier s'ajoutait aux précédentes essences, tandis que dans les blocs résiduels, l'épinette noire, le kalmia à feuilles étroites et le lédon du Groënland constituaient les trois essences principalement disponibles pour le lièvre.

En ce qui concerne l'utilisation par le lièvre des essences végétales présentes dans les coupes connexes aux différents types de forêt résiduelle (Tableau 10), on a remarqué que le kalmia à feuilles étroites, le lédon du Groënland et le bleuet furent les trois essences principalement consommées dans les parterres de coupe. De plus, le bouleau à papier fut également utilisé dans les séparateurs riverains et non riverains à partir de 1999, en plus des deux éricacées mentionnées précédemment. De manière générale, l'impact du lièvre est apparu moindre dans les coupes à proximité des blocs résiduels que dans les coupes bordant les deux types de séparateurs, du moins en ce qui concerne le pourcentage d'utilisation des tiges présentes.

Finalement, en regard de l'importance des différentes essences inventoriées dans le régime alimentaire du lièvre dans les coupes bordant les sites de forêt résiduelle (Tableau 10), il appert que le kalmia à feuilles étroites et le bleuet ont été les essences les plus consommées par le lièvre. Le bouleau à papier fut aussi brouté dans les coupes bordant les séparateurs riverains et non riverains, mais il n'apparaît pas dans le régime alimentaire des lièvres qui fréquentaient les coupes à proximité des blocs résiduels.

Toutefois, pour ce qui est de l'importance et de l'utilisation des différentes essences végétales par le lièvre dans les parcelles de coupe, il faut garder à l'esprit que l'incidence du broutage y est relativement limité, surtout dans les sites de coupe adjacents aux blocs résiduels. Par conséquent, il est normal de voir les pourcentages d'utilisation et d'importance fluctuer de manière appréciable.

Tableau 10 Production, utilisation et importance du broût par essence dans les parcelles de coupe

Traite- ment	Essence	Production (%)			Utilisation (%)			Importance (%)			Tiges mutilées (%)			Tiges tuées (%)		
		97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
SN	AUC	0,0	14,0	14,7	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	5,2	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	0,0
	AUR	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	BOP	0,7	3,2	9,7	0,0	0,0	11,3	0,0	0,0	26,8	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	CAL	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	EPN	27,8	21,6	17,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	KAA	25,3	22,1	21,5	0,4	2,5	6,7	50,0	30,4	35,1	0,4	1,0	2,3	0,0	0,0	0,0
	LEG	23,5	6,0	5,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	SAB	0,0	18,2	14,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	VAC	20,6	9,7	9,2	0,5	9,7	7,3	50,0	69,6	16,5	5,6	3,0	3,8	0,0	0,0	0,0
	Autres	2,1	5,2	7,5	0,0	0,0	8,9	0,0	0,0	16,5	16,7	0,0	10,3	8,3	0,0	0,0
SR	AUC	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	AUR	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	BOP	0,5	1,1	2,4	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	CAL	0,1	0,5	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	EPN	52,2	46,8	53,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	KAA	22,4	16,4	13,7	0,9	39,4	32,3	55,6	80,0	18,0	0,0	0,0	9,6	0,8	0,3	1,0
	LEG	21,3	27,4	17,1	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
	SAB	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	VAC	1,8	4,1	8,0	2,3	39,8	100	11,1	20,0	81,2	0,0	0,0	31,0	0,0	0,0	0,0
	Autres	1,7	3,4	4,7	7,0	0,0	0,5	33,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BR	AUC	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	AUR	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	BOP	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	CAL	0,0	2,8	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	EPN	0,0	25,4	30,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	KAA	72,5	34,4	31,4	0,0	2,5	3,6	0,0	100	50,0	0,0	0,0	5,2	0,0	0,0	0,0
	LEG	20,9	23,6	22,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	SAB	6,6	8,3	8,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	VAC	0,0	5,2	3,2	0,0	0,0	36,0	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	23,5	0,0	0,0	5,9
	Autres	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100	0,0	0,0	0,0

SN : séparateur non riverain ; SR : séparateur riverain ; BR : bloc résiduel.
(Voir annexe 1 pour la légende concernant les essences végétales.)

5. Discussion

Ce qui ressort avant tout de l'analyse globale des résultats est le fait qu'il y a peu de différences significatives entre les divers types de forêt résiduelle et les sites témoins quant aux variables à l'étude. Le premier élément pouvant expliquer cette situation est le manque de puissance dans les analyses statistiques, imputable à la petite taille des échantillons. Même s'il eut été préférable d'utiliser un grand nombre de répliques par type de milieu, cette solution est peu réaliste. En effet, la logistique rattachée à un tel effort d'échantillonnage est beaucoup trop onéreuse et il est plus réaliste de sacrifier de la puissance statistique et de tenter d'établir si des tendances se dégagent.

De plus, une hétérogénéité marquée a été observée entre les différents sites d'un même type de forêt résiduelle (Figure 6), alors que des différences significatives entre ces sites ont été notées dans la majorité des analyses (Tableaux 1 à 4). Bien que reflétant la réalité « terrain » en ce qui a trait aux séparateurs de coupe et aux blocs résiduels, cette hétérogénéité a pu affecter certains résultats de même qu'estomper certaines différences significatives, ne laissant se dégager que des tendances. Dans certains cas, l'utilisation par les lièvres d'un site de préférence à un autre à l'intérieur de secteurs d'un même type de milieu, laisse supposer une utilisation plus intense de certains secteurs favorables, comme si la qualité de l'habitat prenait plus d'importance dans les milieux plus fragmentés.

Dans l'ensemble des sites, l'abondance relativement faible de broût et de crottins (Figures 2 à 5), suggère le fait que les densités de population de lièvres sont faibles sur tout le territoire étudié. Ceci s'explique, entre autres, par le fait que notre étude s'est déroulée lors d'un creux de cycle, plus précisément au début de la pente ascendante, suivant le creux du cycle d'abondance du lièvre dans la région du Lac-Saint-Jean (Godbout 1998). La maturité des forêts du territoire à l'étude, dont l'âge varie entre 55 et 100 ans (Bertrand *et al.*, 1998), peut aussi contribuer à expliquer qu'on trouve de faibles densités de lièvres, car dans de telles forêts, le couvert arbustif est limité. Ferron *et al.* (1994) suggèrent que la pessière noire de 50 à 120 ans, telle que rencontrée en Abitibi, ne serait pas un milieu propice à de grandes densités de population de lièvres, entre autres par sa nature équiennne, qui ne permet pas au lièvre de trouver à proximité abri et nourriture.

5.1 Indices de présence du lièvre

5.1.1 Dans les différents types de forêt résiduelle et dans les secteurs témoins

En ce qui concerne le brout, malgré le fait que peu de différences significatives soient ressorties des analyses statistiques (abondance de brout en 1998 : $p = 0,01$; incidence de brout en 1998 : $p = 0,00$), il appert que les blocs résiduels et les secteurs témoins montrent des résultats relativement comparables entre eux et sont plus utilisés que les séparateurs riverains et non riverains (Figures 2 et 3). De plus, une plus grande constance a été observée dans les sites de forêt résiduelle de plus grande superficie, en ce qui a trait à l'incidence des ramilles broutées.

Pour ce qui est de l'abondance et de l'incidence des crottins comme indice de présence de lièvres, aucune différence significative n'est apparue entre les types de milieu, au cours de notre étude. On a noté toutefois une tendance à l'effet que les blocs résiduels et les témoins seraient relativement comparables entre eux et seraient davantage fréquentés que les séparateurs riverains et non riverains (Figures 4 et 5). De plus, une augmentation graduelle a été remarquée dans les blocs et les témoins entre 1997 et 1999. Cet accroissement pourrait être relié, entre autres, à l'augmentation des densités de lièvres sur le territoire à l'étude, ce qui correspond au cycle démographique de l'espèce pour cette région (Godbout, 1998).

Il y a donc lieu de croire que les répartitions de coupe laissant des forêts résiduelles de plus grande superficie pourraient offrir un habitat plus stable, voire même plus favorable que les séparateurs conventionnels. Cela ne signifie pas que des parcelles d'habitat de qualité ne peuvent parfois se retrouver à l'intérieur des séparateurs de moindre superficie, comme ce fut le cas pour les structures #11 et #21 (Figure 6). Ces sites pourraient avoir été fréquentés préférentiellement par le lièvre en raison des importants chablis qui occupaient une grande proportion de terrain dans les séparateurs ou encore en raison de la forte densité des aulnaies (sites # 23 et # 25). En effet, ces types d'habitat fournissent un important couvert jusqu'à 2 mètres du sol, et procurent d'excellents abris pour le lièvre contre ses prédateurs. Les aulnaies denses se sont d'ailleurs révélées, lors des suivis télémétriques, les habitats de loin les plus fréquentés par les lièvres, y compris dans le reste de l'aire d'étude. Nos données de télémétrie ont révélé que certaines zones précises des séparateurs étaient visitées de façon répétée, parfois même par plusieurs lièvres

différents (Figure 11), alors que la fréquentation des blocs semblait plus diffuse (Figure 12). Ces observations vont dans le même sens que la précédente.

5.1.2 Dans les différents types de forêt résiduelle et dans les coupes adjacentes

Le fait que les parcelles situées dans les aires coupées bordant les forêts résiduelles aient été significativement moins fréquentées que les parcelles situées à l'intérieur même des structures de forêt résiduelle, du moins en ce qui a trait à l'abondance et à l'incidence de crottins (Figures 9 et 10), confirme les conclusions de Ferron *et al.* (1998), à savoir que les bûchés récents sont délaissés par les lièvres. Toutefois, il faut garder à l'esprit que les parcelles échantillonnées étaient situées à 15 mètres de la bordure de la forêt résiduelle ; l'interprétation des résultats relatifs aux parcelles de coupe ne peut donc pas être généralisée à l'ensemble du parterre de coupe. Malgré le peu de différences significatives obtenues lors des analyses statistiques (*type de milieu* : aucune différence ; *coupe vs forêt* : abondance de broit en 1997, $p = 0,00$ (forêt > coupe), et en 1998, $p = 0,01$ (forêt < coupe) ; incidence de broit en 1997, $p = 0,01$ (forêt > coupe)), il a été possible d'observer une tendance à l'effet que, selon ces indices, la fréquentation semble avoir augmenté dans les blocs résiduels avec les années. À l'inverse, les fluctuations ont paru plus importantes dans les séparateurs riverains et non riverains, ce qui pourrait traduire la présence d'un habitat plus stable, favorable et uniforme dans les blocs résiduels.

Ainsi, et en accord avec les conclusions de Ferron *et al.* (1998), non seulement les bûchés récents sont-ils délaissés par les lièvres, mais ces derniers ne semblent pas, sinon peu, s'y aventurer quelques années après les coupes.

Une telle réticence à traverser les milieux ouverts a été démontrée dans le cas de passereaux forestiers, par Desrochers *et al.* (sous presse). Dans le cas du lièvre, plusieurs études tendent à mettre en évidence qu'il évite de franchir de grandes distances en milieu ouvert (Brocke, 1975 ; Conroy *et al.*, 1979 ; Ferron et Ouellet, 1992). Nos données de télémétrie vont dans le même sens et nous permettent de conclure qu'il y a une très faible utilisation des aires de coupe, à tout le moins entre l'aube et le crépuscule.

Toutefois, Monthey (1986) a plutôt relevé que les aires de coupe étaient utilisées abondamment comme lieux d'alimentation parce que plus de brouet y était disponible, ce qui vient à l'encontre de nos observations relatives à l'abondance et à l'incidence des crottins ainsi qu'au suivi télémétrique. Ces observations ont cependant été réalisées sur des parterres de coupes datant de 1 à 15 ans, les plus fréquentés étant les plus anciens. Néanmoins, l'abondance et la fréquence des ramilles brouées par parcelle tendent à appuyer les observations de Monthey, suggérant que la fréquentation des parterres de coupe par le lièvre tend à augmenter au fur et à mesure que ceux-ci vieillissent. En effet, l'intensité de l'activité de brouet a augmenté dans les parcelles de coupe par rapport aux parcelles forestières, entre 1997 et 1999, bien que cette tendance est apparue moins nettement dans les blocs résiduels (Figures 7 et 8).

Ainsi, dans les séparateurs riverains et non riverains, l'abondance et la fréquence des ramilles brouées étaient équivalentes ou plus élevées dans les parterres de coupe qu'à l'intérieur de la forêt résiduelle attenante, alors que le contraire s'est produit dans les blocs résiduels. Cela pourrait traduire une carence relative en nourriture dans les séparateurs, comparativement aux blocs résiduels, les lièvres y étant davantage contraints à s'aventurer dans les parterres de coupe en régénération pour s'alimenter.

Globalement, l'augmentation du brouetage dans les parcelles de coupe pourrait donc s'expliquer par un attrait de plus en plus marqué pour les parterres de coupe en régénération, résultant d'une amélioration de la régénération dans ces milieux entre 1997 et 1999, ainsi que par une augmentation de la population de lièvres sur le territoire à l'étude, puisque nous sommes présentement dans la partie ascendante du cycle du lièvre (Godbout, 1998). Il faut également se rappeler que les données de crottins et de brouet ont été recueillies à 15 mètres de la bordure de la forêt résiduelle attenante, ce qui ne permet pas de les appliquer à l'ensemble du parterre de coupe.

Toutefois, la rareté des repérages télémétriques dans les aires de coupe (< 1 %) et l'importante proportion de lièvres retrouvés morts dans les bûchés apparaissent frappantes (4 lièvres morts sur 9) et indiquent une faible activité du lièvre dans l'ensemble des parterres de coupe. Ces observations laissent entrevoir que les coupes sont des milieux à haut risque de prédation pour

cette espèce. Il faut cependant rester prudent dans nos conclusions puisque certains des lièvres auraient pu être tués ailleurs et avoir été transportés par les prédateurs dans ces aires de coupe. Tous ces éléments mis ensemble laissent donc croire que la survie serait moins bonne pour les lièvres fréquentant les séparateurs que pour ceux vivant dans les blocs résiduels.

5.2 Suivi télémétrique et paramètres démographiques

5.2.1 Utilisation des bandes forestières comme corridors de déplacement

Un objectif de la présente étude était de déterminer si les lièvres utilisaient les bandes de façon temporaire, comme corridors de déplacement, ou de façon plus permanente, comme habitats, à tout le moins pendant l'été. Le lièvre est reconnu pour éviter les milieux ouverts et effectuer ses déplacements sous couvert, la plupart du temps (Brocke, 1975 ; Conroy *et al.*, 1979 ; Ferron et Ouellet, 1992). Dans notre étude, il est apparu que certains séparateurs de coupes étaient utilisés par les lièvres à des fins de déplacement entre des zones d'habitat utilisées intensivement. Ainsi, les lièvres #11 et #13 (Figure 11) utilisaient vraisemblablement le couvert de certains séparateurs pour effectuer leurs va-et-vient entre les différentes zones d'occupation intensive de leur domaine vital (concentration de repérages), plutôt que de traverser les coupes, tel que le suggèrent les lignes droites qui relient les localisations consécutives sur la figure 11. Les séparateurs de coupes, parce qu'ils peuvent faire fonction de corridors de déplacement, sont certainement très bénéfiques pour le lièvre dans un milieu perturbé par la coupe, puisqu'ils lui permettent d'avoir accès à une plus grande superficie forestière sans avoir à s'exposer en traversant des milieux ouverts.

Les séparateurs les plus fréquentés par les lièvres se sont, quant à eux, révélés comme faisant partie intégrante de leurs domaines vitaux respectifs. Ainsi le lièvre # 7 s'est contenté, durant toute la période du suivi estival, de deux séparateurs contigus (séparateurs riverains # 21 et # 22). Par ailleurs, certains secteurs des séparateurs riverains # 23 et # 25 se sont avérés des zones d'utilisation intenses pour les lièvres # 11 et # 13 (Figure 11). Par contre, d'autres séparateurs (# 24, # 12, # 14), situés à l'écart des massifs forestiers, ont été faiblement utilisés, tant comme couverts de déplacements que comme habitats, ce qui pourrait être relié au faible couvert latéral qui leur était associé (respectivement 61 %, 58 % et 49 %).

Les données de télémétrie ont montré que les lièvres capturés dans les blocs résiduels #31, # 32 et # 35 avaient utilisés ces derniers comme habitat de base. En effet, ces blocs constituaient, selon les cas, la totalité ou une partie des zones d'utilisation intensive des domaines vitaux de ces lièvres (Figure 12).

5.2.2 Déplacements

Un de nos objectifs était d'évaluer et de comparer l'ampleur des déplacements quotidiens des lièvres dans les différents types de forêt résiduelle. L'ampleur des déplacements effectués est un paramètre important puisque, selon Sievert et Keith (1985), une augmentation du taux de déplacement des lièvres serait en corrélation inverse avec leur taux de survie. Ces auteurs suggèrent également que le taux de déplacement augmente vraisemblablement avec la fragmentation de l'habitat.

Dans la présente étude, aucune différence significative n'a été détectée concernant l'importance des déplacements quotidiens entre les lièvres fréquentant les séparateurs et ceux fréquentant les blocs. Par contre, on a observé une tendance à l'effet que de plus grands déplacements ont été enregistrés chez les lièvres capturés dans les séparateurs. Cette tendance pourrait s'expliquer par une plus grande fragmentation de l'habitat dans les zones présentant des séparateurs de coupes. Elle pourrait résulter en une mortalité plus importante de lièvres qui fréquentent ces lieux. En effet, le taux de survie des lièvres apparaît plus faible dans les séparateurs riverains et non riverains que dans les blocs résiduels (Tableau 5). L'absence de différences significatives peut être attribuée à la variabilité marquée dans l'amplitude des déplacements quotidiens, qui oscille entre 0 et plus de 2 km, ainsi qu'au petit nombre de lièvres suivis par télémétrie.

Les distances moyennes des déplacements quotidiens obtenues dans notre étude (559 m dans les bandes, 382 m dans les blocs) sont supérieures aux rares données rapportées dans la littérature publiée sur ce sujet. Ainsi, Ferron *et al.* (1994) mentionnent des distances moyennes de déplacement de 251 m et 338 m, respectivement avant et après les coupes. Ces différences tendent à confirmer l'hypothèse de Sievert et Keith (1985), à l'effet que la fragmentation de la

forêt augmente l'ampleur des déplacements quotidiens. Une étude en milieu non perturbé (O'Farrell, 1965) rapporte, quant à elle, un pourcentage très faible de grands déplacements, soit 5 % comparativement à 42 % et 30 % pour ce qui est de la présente étude, respectivement dans les séparateurs et dans les blocs résiduels, ce qui corrobore aussi l'hypothèse de Sievert et Keith (1985).

5.2.3 Domaines vitaux

En ce qui concerne l'évaluation et la comparaison de la taille des domaines vitaux des lièvres dans les forêts résiduelles, il appert que ceux observés chez les lièvres capturés dans les séparateurs, qu'ils soient ou non reliés à des massifs forestiers, se sont révélés être beaucoup plus grands que la superficie même de ces structures forestières résiduelles. Ces lièvres ne sont donc pas demeurés confinés au séparateur où ils ont été capturés. Les tendances sont également à l'effet que les domaines vitaux des lièvres fréquentant les séparateurs soient plus étendus que ceux des lièvres utilisant les blocs. L'importante connectivité des séparateurs riverains et non riverains est sans doute pour quelque chose dans l'étendue des domaines vitaux des lièvres à l'intérieur des structures résiduelles de ce type, puisque cette caractéristique permet aux lièvres de se déplacer dans un « réseau », sans avoir à traverser des milieux découverts.

Les domaines vitaux estivaux des lièvres suivis couvraient une superficie variant de 7 à 202 ha selon les cas (méthode PC 95 %, Tableau 5). Le domaine vital moyen de 61,4 ha, pour tous les lièvres confondus, est nettement supérieur aux tailles des domaines vitaux de lièvres rapportées dans la littérature, dont les plus grandes l'ont été par Ferron *et al.* (1994). Ces dernières observations avaient été faites directement après la coupe, durant l'été, en forêt boréale. La nature homogène et équienne de la forêt boréale expliquait, selon eux, les vastes superficies couvertes par les lièvres (17 ha avant la coupe et 27 ha après la coupe, selon la méthode du polygone convexe à 95 % ; Ferron *et al.*, 1998). Les superficies encore plus grandes, des domaines vitaux obtenues lors de notre étude, s'expliqueraient quant à elles par l'importante fragmentation de l'habitat du secteur d'étude, surtout dans le cas des lièvres provenant des séparateurs riverains et non riverains. Il faut toutefois être prudent puisque la méthode du polygone convexe inclut les aires de coupe qui, dans la réalité, sont évitées par les lièvres suivis par télémétrie.

Ces mêmes tendances, à l'effet que les domaines vitaux des lièvres capturés dans les séparateurs soient plus étendus que ceux des lièvres capturés dans les blocs (Figures 11 et 12), persistent lorsque les calculs sont effectués selon la méthode des noyaux fixes, incluant 95 % des localisations, et celle des analyses par groupements. D'ailleurs, ces méthodes tiennent compte des espaces inutilisés qui ont été inclus dans les domaines vitaux. Malgré cela, il est possible de noter une différence à l'effet que les lièvres dans les séparateurs (riverains ou non riverains) utilisent un espace plus grand que les lièvres dans les blocs résiduels.

Même si les superficies des zones d'utilisation intensive de leur habitat sont comparables, il demeure possible que les lièvres dans les séparateurs aient à faire face à des dangers plus importants que ceux dans les blocs, du fait que des aires de coupe s'intercalent dans leurs domaines vitaux. D'une part, les bordures et les petites plaques peuvent donner lieu à une augmentation du taux de prédation, de parasitisme et de compétition (Yahner, 1988 ; Paton, 1994 ; Andren, 1995 ; Bayne et Hobson, 1998), et d'autre part, les lièvres peuvent traverser à l'occasion des aires de coupe, ce qui les rend plus vulnérables à la prédation par les rapaces. Ceci va dans le même sens que la présente étude, les taux de survie les plus faibles étant observés dans les séparateurs riverains et non riverains (Tableau 5). Sievert et Keith (1985) suggèrent aussi l'idée que des animaux ayant des domaines vitaux plus vastes, dans des milieux hautement fragmentés, connaîtraient moins à fond leur environnement et se retrouveraient plus fréquemment exposés aux prédateurs que leurs congénères se trouvant dans des habitats plus continus.

5.2.4 Survie

Pour ce qui est de la survie estivale comparée des lièvres, entre les différents types de forêt résiduelle, nous n'avons observé aucune différence significative, bien qu'elle ait eu tendance à être supérieure pour les lièvres dans les blocs que pour ceux dans les séparateurs. Un plus grand nombre de lièvres marqués aurait pu permettre de mettre en évidence un taux de mortalité supérieur chez les lièvres provenant des structures de forêt résiduelle. Seivert et Keith (1985) ainsi que Keith (1990) avancent l'hypothèse que la fragmentation de l'habitat donne lieu à une

augmentation du taux de mortalité parce que les lièvres doivent se contenter de milieux moins adéquats à la suite des perturbations. C'est peut-être ce qui se passe dans les séparateurs, où le milieu est davantage morcelé que dans les blocs résiduels. Par contre, Brown et Litvaitis (1995) soulignent l'importance du rapport périmètre/surface qui, lorsque marqué, donnerait lieu à un taux de mortalité accru. Andrén et Angelstam (1988) expliquent, quant à eux, l'augmentation du taux de prédation par l'efficacité accrue des prédateurs, qui peuvent fouiller une parcelle forestière de façon plus exhaustive quand cette dernière est plus petite ou quand son rapport périmètre/surface est plus élevé. Addicott *et al.* (1987), de leur côté, soulèvent l'importance que revêtirait le rapport entre la surface d'un habitat non perturbé et celle du milieu perturbé avoisinant.

Les taux de survie observés lors de notre étude (Tableau 5), en ce qui concerne les lièvres dans les séparateurs (52 %) et ceux dans les blocs résiduels (69 %), sont inférieurs à ceux rapportés dans d'autres études, où ils varient de 75 à 85 % (Meslow et Keith, 1965 ; Dolbeer et Clark, 1975; Boutin *et al.*, 1985 ; Ferron *et al.*, 1994), une fois calculée sur 3 mois pour pouvoir être comparés aux nôtres. La seule de ces valeurs (75 %) qui concerne un taux de survie après une coupe forestière (Ferron *et al.*, 1994) est par ailleurs la plus basse et celle qui se rapproche le plus des résultats de notre étude. Les coupes ont cependant eu lieu, dans ce cas, sur des superficies plus petites ainsi que sur une proportion plus faible du territoire observé que dans la présente étude. Ces taux de survie en forêt perturbée corroborent l'hypothèse de Seivert et Keith (1985), à l'effet que la fragmentation réduirait la survie du lièvre. Ils suggèrent également qu'il existe une relation inversement proportionnelle entre le niveau de perturbation des milieux (proportion de superficie récoltée) et le taux de survie du lièvre.

5.3 Inventaires de la végétation

5.3.1 Comparaison entre les différents types de forêt résiduelle et les témoins

Concernant la quantité de brout disponible, l'analyse comparative de la densité des tiges dans les parcelles forestières et les parcelles de coupe a permis de démontrer que les parterres de coupe supportent des densités de tiges sensiblement plus faibles que les structures de forêt résiduelle (Figure 13). Toutefois, aucune différence n'est apparue entre les secteurs traités, la densité de

tiges étant comparable entre les deux types de séparateurs, les blocs résiduels et les témoins dans les parcelles forestières. De plus, les coupes étaient aussi comparables entre elles (Figure 13).

Pour ce qui est de la densité des ramilles, les mêmes conclusions se présentent, à savoir qu'elle était comparable dans les différents secteurs traités, du moins dans les parcelles forestières (Figure 14). De plus, on remarque qu'elle a augmenté de 1997 à 1999 dans la majorité des secteurs traités, tant dans les parcelles forestières que dans les parcelles de coupe, laissant supposer ainsi que la régénération est en train de s'établir. D'un autre côté, les parcelles forestières présentent des densités de ramilles supérieures aux parcelles de coupe. Cependant, en ne considérant que les parcelles de coupe, il est possible de remarquer que celles situées à proximité des blocs résiduels semblent présenter moins de ramilles que celles rattachées aux séparateurs riverains et non riverains. Cela pourrait s'expliquer par le fait que deux des trois blocs (#31 et #32) ont été créés en 1998. En ce sens, ces coupes sont plus jeunes d'un an que celles adjacentes aux deux types de séparateurs ; la régénération y est donc moins fortement établie.

Le couvert latéral moyen de toutes les parcelles forestières échantillonnées confondues a été évalué à 63,3 % (Tableau 6), ce qui se situe bien en deçà du seuil optimal de 85 % suggéré par Ferron et Ouellet (1992) ainsi que par Carreker (1985). Bien qu'il soit toujours supérieur au seuil minimal (40 %) de maintien du lièvre dans un écosystème (Carreker, 1985), il semble que la structure équiennne des peuplements forestiers matures, généralement rencontrés en forêt boréale, ne corresponde pas exactement aux besoins du lièvre en matière d'abri et d'habitat (Ferron *et al.*, 1994). De plus, il appert que les séparateurs riverains et non riverains présentent un couvert arbustif significativement moins dense que les blocs résiduels et les témoins. Cette différence vient appuyer la tendance voulant que les blocs résiduels constituent un habitat de meilleure qualité que les deux autres types de structure de forêt résiduelle.

En ce qui concerne le couvert arborescent, bien qu'aucune différence significative n'ait été notée entre les différents secteurs traités, une fermeture moyenne de 50 % correspond à un risque moyen associé à la prédation par voie aérienne. De plus, cette valeur moyenne est relativement élevée, mais elle se situe sous la limite de 60 % à partir de laquelle une diminution notable de la

densité de la population de lièvres est observable, en raison du faible développement de l'étage arbustif (Orr et Dodds, 1982).

Dans le but de déterminer l'impact du lièvre sur son milieu en tenant compte des essences consommées et en fonction de la disponibilité de la nourriture, une attention particulière a été portée aux proportions de tiges broutées, mutilées ou tuées à l'intérieur des différents types de forêt résiduelle. En analysant les pourcentages de tiges broutées (Figure 15 ; Tableau 7), on constate que l'activité de brout a été relativement faible dans les secteurs forestiers à l'étude, ce qui pourrait être relié à la faible abondance de lièvres sur le territoire (Godbout, 1998). Aucune zone de forêt résiduelle n'est comparable aux zones témoins, mais il semble que les blocs résiduels et les séparateurs riverains procurent davantage de brout que les séparateurs non riverains. Cette tendance laisse supposer que l'habitat serait de qualité supérieure à l'intérieur de ces premiers types de forêt résiduelle, ce qui inciterait le lièvre à s'y alimenter. Les mêmes tendances ont été observées en ce qui concerne les proportions de ramilles broutées dans les secteurs forestiers (Figure 16 ; tableau 7), bien qu'elles aient été moins prononcées dans le cas du pourcentage de tiges broutées.

En ce qui a trait aux proportions de tiges mutilées (définies ici comme le résultat d'un broutage de plus de 50 % des ramilles), on observe la même tendance que précédemment, à savoir que les secteurs témoins et les blocs résiduels présentaient davantage de tiges mutilées que les deux autres types de séparateurs (Figure 17 ; tableau 7), du moins pour l'année 1999. Même si ces proportions sont faibles, ce qui s'explique par une activité de brout relativement restreinte sur l'ensemble du territoire, ces résultats appuient l'hypothèse voulant que les blocs résiduels pourraient constituer des milieux plus favorables pour le lièvre, l'utilisation des ressources y paraissant plus importante.

Les proportions de tiges tuées (Figure 18 ; tableau 7) viennent également appuyer cette hypothèse. Les blocs résiduels et les secteurs témoins présentaient en effet davantage de tiges tuées que les séparateurs riverains et non riverains. Ici encore, les très faibles proportions de tiges tuées s'expliquent par l'activité de brout restreinte dans le secteur d'étude. Toutefois, cet indice, qui témoigne de l'utilisation passée de la végétation, est légèrement supérieur dans les secteurs

traités de plus grande superficie. Cependant, comme les blocs résiduels # 31 et # 32 ont été créés en 1998, les tiges tuées retrouvées dans les blocs et dans les coupes adjacentes l'ont été alors que la forêt n'était pas perturbée.

Pour ce qui est des mêmes indices de végétation appliqués aux coupes bordant les trois types de milieu de forêt résiduelle (Tableau 8), il appert que les coupes adjacentes aux séparateurs riverains sont davantage utilisées que celles bordant les blocs résiduels et les séparateurs non riverains. Cette observation peut s'expliquer de diverses façons. Tout d'abord, une importante concentration de brouet dans le parterre de coupe contigu au séparateur riverain # 24 a pu influencer fortement sur les proportions de tiges broutées, mutilées et tuées. Ceci est relié à l'hétérogénéité marquée des lieux à l'intérieur d'un même type de forêt résiduelle. Cette constatation pourrait également traduire une présence de lièvres plus importante près de ces endroits, ce qui est appuyé par l'abondance de brouet. Or, la quantité de crottins ainsi que les suivis télémétriques indiquent plutôt le contraire.

Il faut néanmoins garder à l'esprit que l'impact du lièvre est plus intense dans les parcelles de coupe que dans les parcelles forestières, en raison d'une plus faible densité de tiges et de ramilles, associée à une plus grande proportion de la biomasse végétale disponible utilisée par le lièvre. De plus, l'augmentation des proportions de ramilles broutées ainsi que de tiges broutées, mutilées et tuées, de 1997 à 1999, accentue la tendance voulant que les parterres des coupes soient de plus en plus fréquentés et utilisés à mesure que la régénération s'y rétablit.

5.3.2 Inventaire du brouet par essence dans les différents types de forêt résiduelle et les témoins

L'analyse de la production de ramilles dans les parcelles forestières des différents types de milieu démontre que les principales essences végétales retrouvées sur le territoire à l'étude, tous milieux confondus, sont l'épinette noire, le sapin baumier, le bleuet, le kalmia à feuilles étroites et le lédon du Groënland (Figure 19 ; Tableau 9). Outre les deux essences arborescentes, il est important de noter que les trois autres espèces sont des éricacées lesquelles, par conséquent, ne sont plus disponibles en hiver, l'épaisseur de la couche nivale étant trop importante. En effet, au cours des trois années de notre étude, nous avons observé que la neige recouvrait systématiquement les éricacées. Les chutes de neige annuelles totalisent en moyenne 2,6 mètres

(Environnement Canada, 1993) et il y a environ 1 m de neige au sol en février – mars. Ainsi, l'alimentation hivernale du lièvre est limitée aux ramilles d'épinette noire, de sapin baumier et des quelques rares feuillus en place, ce qui traduit une capacité de support du milieu relativement limitée en hiver.

D'autre part, l'impact de la présence du lièvre sur son milieu peut être quantifié par l'utilisation des ramilles (Figure 20 ; tableau 9). De ce point de vue, l'activité de broutage du lièvre apparaît davantage concentrée sur le bleuet et ce, tous milieux confondus. Dans les blocs résiduels, le bouleau à papier vient s'ajouter comme essence subissant un broutage marqué de la part du lièvre, et ce, malgré le très faible nombre de tiges disponibles. Outre ces deux essences, l'impact de la présence du lièvre se fait sentir sur plusieurs autres espèces dans les séparateurs riverains et non riverains. Ainsi s'ajoutent le kalmia à feuilles étroites et le sapin baumier, ce qui pourrait illustrer des carences en ce qui concerne la quantité de nourriture ou son accessibilité, obligeant le lièvre à diversifier son alimentation. En effet, le kalmia à feuilles étroites (Chapman et Feldhamer, 1982), le lédon du Groënland, le sapin baumier et l'épinette noire (Ferron *et al.*, 1996) sont des essences qui ne sont pas recherchées par le lièvre et dont l'utilisation ne sera faite qu'en cas de carence alimentaire, dans un milieu trop pauvre en essences arborescentes, arbustives et herbacées de qualité (peuplier, bouleau, saule, trèfle, prêles, graminées, etc.) (Ferron *et al.*, 1996).

L'importance relative des ramilles de différentes essences dans le régime alimentaire du lièvre (Figure 21 ; Tableau 9) indique que la majorité des essences consommées sont des éricacées. Ainsi, la nourriture du lièvre est principalement composée du bleuet dans les blocs résiduels, tandis que le kalmia à feuilles étroites vient s'ajouter à cette espèce dans les secteurs témoins. Ces deux espèces étant parmi les moins disponibles (Figure 19), cela pourrait, entre autres, expliquer les faibles densités de population de lièvres observées. En ce qui concerne les séparateurs riverains, la seule espèce qui s'ajoute aux deux précédentes dans la composition de l'alimentation du lièvre est le lédon du Groënland, tandis que le bouleau à papier vient quant à lui s'ajouter au bleuet et au kalmia à feuilles étroites dans les séparateurs non riverains. Pour ce qui est du bouleau à papier, il est important de noter qu'il s'agit d'une essence peu disponible dans les séparateurs non riverains. Il apparaît donc que l'alimentation du lièvre dans l'ensemble

du secteur à l'étude est basée sur des espèces qui ne sont habituellement pas recherchées par cette espèce. Ceci semble traduire une carence en nourriture de qualité pour le lièvre dans les différents milieux, ce qui pourrait venir expliquer les faibles densités mesurées.

5.3.3 Inventaire du brout par essence dans les coupes bordant les différents types de forêt résiduelle

En ce qui concerne les parterres de coupe, on y retrouve sensiblement la même situation que dans les forêts résiduelles attenantes. Ainsi, l'impact du broutage se fait surtout sentir sur les éricacées (Tableau 10). De plus, les quelques tiges arborescentes feuillues présentes sont recherchées, alors que les essences résineuses (épinette noire et sapin baumier) ne sont pratiquement pas utilisées (Tableau 10). En regard du régime alimentaire, on constate ainsi que l'alimentation du lièvre est davantage centrée sur les éricacées (bleuet, kalmia à feuilles étroites et lédon du Groënland) et sur les quelques tiges de bouleaux présentes. Aussi, et en plus forte proportion que dans les secteurs de forêt résiduelle, la majeure partie des ressources alimentaires du lièvre est inaccessible en hiver, l'épaisseur de la couche nivale (≈ 1 m en février – mars) rendant inaccessibles les éricacées et les plus petits arbres.

5.4 Rapports entre les différents indices

L'analyse de l'abondance et de l'incidence du crottin et du brout, de la structure de la végétation, de la disponibilité de la nourriture et de l'impact de la présence du lièvre sur celle-ci, ainsi que du suivi télémétrique, n'ont pas apporté de réponses statistiquement évidentes aux interrogations à la base de notre étude. Du fait que le nombre de répliques était limité et que l'hétérogénéité s'est avérée grande à l'intérieur des différents types de forêt résiduelle, il en est souvent résulté une absence de différences significatives. On note tout de même une série de tendances qui vont presque toutes dans le même sens, à savoir que les résultats observés dans les blocs résiduels se rapprochent davantage de ceux des témoins que ceux des deux types de séparateurs. Il y a donc tout lieu de croire qu'un dispositif de coupe par blocs résiduels représenterait une meilleure stratégie pour le lièvre, dans l'état actuel des connaissances relatives à cette espèce. Les données recueillies ne permettent toutefois de se prononcer que sur l'effet à court terme de ces divers types de forêt résiduelle.

6. Recommandations et implications en foresterie

À la lumière des indices utilisés dans cette étude, on peut avancer l'idée que la fréquentation des blocs résiduels s'avère plus profitable à court terme pour le lièvre que celle des séparateurs riverains et non riverains, et ce, bien que ces différences ne soient pas nettes au point de vue statistique. À cet effet, certains points doivent être considérés afin de nuancer les tendances observées dans la présente étude ainsi que leurs implications à l'intérieur du RNI.

6.1 Récolte des blocs résiduels

Tout d'abord, la section du RNI concernant les coupes par blocs équivalents prévoit la récolte des blocs résiduels de forêt à partir du moment où la régénération du secteur bûché aura atteint une hauteur de 3 m (gouvernement du Québec, 1996). Le lièvre, une espèce profitant du couvert dense offert par les forêts jeunes, pourrait vraisemblablement supporter mieux que plusieurs autres espèces une telle situation, où de nouvelles aires de coupe seraient juxtaposées à des aires de forêt relativement jeune (trois mètres de hauteur). Cependant, il y a lieu de craindre une dégénération de la situation durant l'hiver, alors que la neige réduit la hauteur de l'abri disponible. Ainsi, pour juger de la valeur de cette approche, il serait important avant de procéder à des coupes d'ajuster la hauteur minimale de la forêt en régénération qui permet de récupérer la forêt résiduelle adjacente, en fonction de l'épaisseur de la couche nivale moyenne locale. Ceci afin de s'assurer de maintenir un habitat hivernal procurant à la fois un abri adéquat et la nourriture nécessaire pour le lièvre (Ferron *et al.*, 1996). Il est vraisemblable de penser que la seconde coupe de la rotation devrait être différée de manière à attendre le renouvellement d'habitats fauniques intéressants, disponibles à l'année.

6.2 Récolte partielle dans les séparateurs

Il est également nécessaire de rappeler que la présente étude a été réalisée dans des séparateurs riverains et non riverains au sein desquels aucune récolte partielle n'a eu lieu. Or, si aucune machinerie n'est tolérée à l'intérieur des séparateurs, la récolte partielle manuelle est actuellement permise dans les séparateurs riverains et non riverains jusqu'à l'atteinte d'au moins 500 tiges par hectare. Cette pratique diminue de façon marquée la densité des couverts latéral et vertical, donnant lieu à un séparateur clairsemé à travers lequel on perçoit nettement un lac, un cours d'eau ou encore une coupe adjacente. Cette baisse du couvert implique nécessairement une

diminution importante de la qualité de l'habitat pour le lièvre, d'autant plus que selon notre étude, les séparateurs riverains et non riverains n'apparaissent pas comme les milieux de meilleure qualité. Conséquemment, cette récolte partielle pourrait accentuer davantage l'écart entre les séparateurs et les blocs résiduels, établissant dès lors les blocs comme le seul milieu de forêt résiduelle de qualité pour le lièvre. Pour connaître réellement les effets sur le lièvre des pratiques forestières mises en place par le RNI, il serait essentiel d'étudier ce qu'implique la récolte partielle des bandes de forêt résiduelle sur l'habitat du lièvre.

6.3 Aulnaies

Le suivi télémétrique a permis de constater une préférence des lièvres pour les aulnaies. Cette constatation est d'autant plus intéressante qu'il s'agit de milieux de peu d'intérêt pour les forestiers, et qui seront plus faciles à défendre pour la conservation, s'ils se confirment comme étant des habitats fauniques importants. De plus, les aulnaies se retrouvent régulièrement le long de cours d'eau aux abords desquels des forêts résiduelles sont maintenues. Or, une bonne partie de ces habitats sont déjà protégés par le RNI. Il ne faut cependant pas oublier la nécessité de maintenir un couvert arborescent plus haut, notamment pendant l'hiver. Par conséquent, les aulnaies ne sont pas les seules structures résiduelles à conserver. Lorsque le choix doit s'imposer entre une aulnaie et un habitat davantage « forestier », c'est au niveau de la mosaïque forestière dans son ensemble qu'il serait important d'étudier la question.

6.4 Chablis

Il reste à mieux étudier la préférence des lièvres pour les zones de chablis, qui semble avoir favorisé la présence de lièvres dans certains séparateurs. Elle pourrait cependant impliquer que le phénomène de chablis, qu'on associe facilement à une perte de matière ligneuse et à une perte d'habitat, et qui est fréquent dans les séparateurs forestiers (Darveau *et al.*, 1995), serait moins négatif pour le lièvre qu'on pourrait le croire. Les chablis pourraient en effet donner lieu à de bons habitats pour le lièvre. Si le phénomène s'avérait généralisé, il faudrait par conséquent éviter de faire la récolte des arbres tombés, qui se gaspillent dans les chablis, du moins dans les séparateurs riverains et non riverains. De plus, sachant que les espèces n'ont pas toutes les mêmes besoins en ce qui concerne leur habitat, un compromis devra être adopté dans le but de satisfaire ceux de l'ensemble de la faune locale.

Conclusion

Des différences significatives entre les divers types de milieux forestiers résiduels n'ont pu être mises en évidence en ce qui a trait à leur impact sur le lièvre d'Amérique, sauf dans le cas de l'abondance et de l'incidence du brout, qui se sont avérées plus importantes dans les secteurs témoins que dans les séparateurs riverains et non riverains, en 1998. Cette absence de différences est vraisemblablement due à la combinaison de plusieurs facteurs : grande hétérogénéité entre les sites d'un même type de milieu, nombre limité de répliques et faible densité de population des lièvres sur le territoire.

Dans l'ensemble, cependant, les tendances observées concordent pour indiquer que le lièvre utilise davantage les blocs et les témoins que les deux types de séparateurs. Parmi ces derniers, les séparateurs riverains semblent connaître une utilisation plus importante que ceux en milieu non riverain. Sur le plan de l'inventaire de la végétation, il apparaît que les types de milieu ne diffèrent pas quant à la densité de tiges et de ramilles, donc de nourriture potentielle pour le lièvre. Les principales essences disponibles, consommées et subissant l'impact du broutage du lièvre, sont des éricacées ainsi que quelques essences arborescentes utilisées à moindre échelle. Conséquemment, une part importante de la nourriture n'est plus disponible en hiver à cause de l'épaisseur de la couche nivale.

Les tendances révélées par les taux de survie, les déplacements quotidiens et l'ampleur des domaines vitaux laissent croire que les séparateurs riverains et non riverains sont des milieux plus risqués que ne le sont les blocs résiduels. Des conclusions fermes à cet effet ne peuvent toutefois être tirées, étant donné que les résultats ne sont pas statistiquement différents, probablement en raison du petit nombre de lièvres suivis.

La portée des interprétations relatives à cette étude est toutefois limitée, si l'on considère que les séparateurs riverains et non riverains n'ont pas fait l'objet d'une récolte forestière partielle. De plus, il serait nécessaire de considérer les conséquences sur la faune de la récolte future dans les séparateurs non riverains et les blocs résiduels, une fois que la végétation adjacente aura atteint une hauteur de trois mètres. Ce qui, toutefois, ne correspond pas nécessairement à une hauteur adéquate de couvert pour offrir un habitat de qualité au lièvre, surtout durant la période hivernale. Conséquemment, il sera essentiel de prendre en compte ces considérations fauniques dans le processus de synchronisation temporelle des interventions forestières.

Annexe 1 Codes utilisés lors des inventaires de broutage

AUC	<i>Alnus crispa</i>	Aulne crispé
AUR	<i>Alnus rugosa</i>	Aulne rugueux
BOP	<i>Betula papyrifera</i>	Bouleau à papier
CAL	<i>Cassandra calyculata</i>	Cassandre caniculée
EPN	<i>Picea mariana</i>	Épinette noire
KAA	<i>Kalmia augustifolia</i>	Kalmia à feuilles étroites
LEG	<i>Ledum groenlandicum</i>	Lédon du Groenland
SAB	<i>Abies balsamea</i>	Sapin baumier
VAC	<i>Vaccinium myrtilloïdes.</i>	Airelle fausse-Myrtille (bleuet)

Bibliographie

- ADAMS, L., 1959. « An Analysis of Population of Snowshoe Hares in Northwestern Montana », *Ecological Monograph*, vol. 29, p. 141-170.
- ADDICOTT, J.F., J.M. AHO, M.F. ANTHOLIN, M.D.P. PADILLA, J.S. RICHARDSON et D.A. SOLUK, 1987. « Ecological Neighborhoods : Scaling Environmental Patterns », *OIKOS*, vol. 49, p. 340-346.
- ANDRÉN, H., 1994. « Effects of Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat : A Review », *OIKOS*, vol. 71, p. 355-366.
- ANDRÉN, H., 1995. « Effects of Landscape Composition on Predation Rates at Habitat Edges », *Mosaic Landscape and Ecological Processes*, New York, Chapman and Hall, Édité par L. Hansson, L. Fahrig, et G. Merriam., p. 225-255.
- ANDRÉN, H. et P. ANGELSTAM, 1988. « Elevated Predation Rates as an Edge Effect in Habitat Islands: Experimental Evidence », *Ecology*, vol. 69, p. 544-547.
- BAYNE, E.M. et K.A. HOBSON, 1998. « The Effects of Habitat Fragmentation by Forestry and Agriculture on the Abundance of Small Mammals in the Southern Boreal Mixedwood Forest », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 76, p. 62-69.
- BERTRAND, N., C. PAQUET et F. POTVIN, 1998. « Cartographie forestière, configuration spatiale et relevés de végétation des structures étudiées : rapport d'étape », *Projet séparateurs de coupes : sommaire des résultats 1998 (2^e année de mesure)*, Bertrand, N. et F. Potvin (Eds), ministère des Ressources naturelles et Faune et Parcs Québec, 8 p.
- BOUTIN, S., C.J. KREBS, A.R.E. SINCLAIR et N.M. SMITH, 1985. « Proximal Causes of Losses in a Snowshoe Hare Population », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 64, p. 606-610.
- BROCKE, R.H., 1975. « Preliminary Guidelines for Managing Snowshoe Hare Habitat in the Adirondacks », *Trans. Northeast Fish and Wildlife Conference*, vol. 32, p. 46-66.
- BROWN, A.L. et J.A. LITVAITIS, 1995. « Habitat Features Associated with Predation of New England Cottontails: What Scale is Appropriated ? », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 73, p. 1005-1011.
- BUEHLER, D.A. et L.B. KEITH, 1982. « Snowshoe Hare Distribution and Habitat use in Wisconsin », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 96, p. 19-29.
- BULL, E.L., 1978. « Specialized Habitat Requirements of Birds : Snag Management, Old Groth, and Riparian Habitat », *Proc. Workshop on Nongame Bird Habitat Management in the Coniferous Forest of the Western U.S.*, R.M. DeGraff, ed., U.S. For. Ser. Tech. Rept. PNW-64, p. 74-82.

- CARREKER, R.G., 1985. « Habitat Sustainability Index Models : Snowshoe Hare », *Washington D.C US., Department of the interior, Fish and Wildlife Service, Biological Report*, 82 (10.101), 21 p.
- CHAPMAN, J.A. et G.A. FELDHAMER, 1982. « Wild Mammals of North America ; Biology, Management and Economics », Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 1147 p.
- CONROY, M.J., L.W. GYSEL, et G.R. DUDDERAR, 1979. « Habitat Components of Clear-cut Areas for Snowshoe Hares in Michigan », *Journal of Wildlife Management*, vol. 43, p. 680-690.
- CONOVER, W.J., 1980. « Practical Nonparametric Statistics », 2^e ed., New York, John Wiley. 493 p.
- COURTOIS, R. et F. POTVIN, 1994. « Résultats préliminaires sur l'impact à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre et ses utilisateurs en forêt boréale », Québec, ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche de Québec, Direction de la faune et de ses habitats, 75 p.
- DARVEAU, M., D. PIN, M. COURTEAU, L. BÉLANGER et J.-C. RUEL, 1995. « Expérimentation de différents modes de protection du milieu forestier riverain par des lisières boisées : rapport d'étape (6-7 ans après coupes) », Ste-Foy, Québec, Canada Université Laval, 20 p.
- DESROCHERS, A., S. HANNON, M. BÉLISLE et C. ST CLAIR, (en préparation). « Movement of Songbirds in Fragmented Forests : Can we "Scale up" from Behavior to Explain Occupancy Patterns in the Landscape ? », *Acta XXII Congressus Internationalis Ornithologici*, Durban, Afrique du Sud, University of Natal, N. Adams et R. Slotow (Eds.).
- DOLBEER, R.A. et W.R. CLARK, 1975. « Population Ecology of Snowshoe Hares in the Central Rocky Mountains », *Journal of Wildlife Management*, vol. 39, p. 535-549.
- ENVIRONMENTAL SYSTEM RESEARCH INSTITUTE INC., 1997. *ARCVIEW G.I.S. Program version 3.0a*, Redlands, California USA.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1993. « Normales Climatiques au Canada : Canadian Climate Normals 1961-90 », Québec, ministère de l'Environnement du Canada, Service de l'environnement atmosphérique, publication du Programme climatologique Canadien, 157 p.
- FERRON, J., R. COUTURE et Y. LEMAY, 1996. « Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune », Ste-Foy, Fondation de la Faune du Québec, 206 p.
- FERRON, J. et J.-P. OUELLET, 1992. « Daily Partitioning of Summer Habitat and Use of Space by the Snowshoe Hare in Southern Boreal Forest », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 70, p. 2178-2183.

- FERRON, J., F. POTVIN et C. DUSSAULT, 1994. « Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale », ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Service de la faune terrestre, 75 p.
- FERRON, J., F. POTVIN et C. DUSSAULT, 1998. « Short-Term Effects of Logging on Snowshoe Hares in the Boreal Forest », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 28, p. 1335-1343.
- FULLER, T.K. et D.M. HEISEY, 1986. « Density-related Changes in Winter Distribution of Snowshoe Hares in Northcentral Minnesota », *Journal of Wildlife Management*, vol. 50, p. 261-264.
- GINGRAS, J.-F., 1997. « La coupe rase avec blocs résiduels ou avec séparateurs de coupe : une analyse économique comparative », FERIC, FT-263, 8 p.
- GIRARD, C., 1999. « Comparaison de l'utilisation de différents types de structures de forêt résiduelle par le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*) », mémoire de maîtrise Université du Québec à Chicoutimi, 76 p.
- GODBOUT G., 1998. « Détermination de la présence d'un cycle de population du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec et des méthodes de suivi applicables à cette espèce », rapport de recherche de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 118 p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1994. « Loi sur les forêts », Éditeur officiel du Québec, 75 p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1996. « Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public », Éditeur officiel du Québec, 35 p.
- HEISEY, D.M. et T.K. FULLER, 1985. « Evaluation of Survival and Cause-specific Mortality Rates Using Telemetry Data », *Journal of Wildlife Management*, vol. 49, p. 664-668.
- HINTZE, J.L., 1996. *PASS release 6.0*, Kayville, Utah.
- HOOGE, P.N. et B. EICHENLAUB, 1997. « Animal movement extension to Arcview version 1.1 », Anchorage, AK, USA, Alaska Biological Science Center, US Geological Survey.
- KEITH, L.B., 1963. « Wildlife's Ten-Year Cycle », Madison, Wisconsin, University of Wisconsin Press.
- KEITH, L.B., 1990. « Dynamics of Snowshoe Hare Populations », *Current Mammalogy*, Plenum Press, H.H. New York, Genoways (Ed.), p. 119-195.
- KEITH, L.B., S.E.M. BLOOMER et T. WILLEBRAND, 1993. « Dynamics of a Snowshoe Hare Population in a Fragmented Habitat », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 71, p. 1385-1392.

- KENWARD, R., 1993. « Wildlife Radio Tagging : Equipment, Field Techniques and Data Analysis », Toronto, Academic Press, 222 p.
- KREBS, C.J., 1996. « Population Cycles Revisited », *Journal of Mammalogy*, vol. 77, p. 8-24
- LAFOND, R., 1996. « Impacts à court terme de différentes interventions sylvicoles sur l'habitat de quelques espèces animales », Rimouski, Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent, 70 p.
- LITVAITIS, J.A., J.A. SHERBURNE et J.A. BISSONETTE, 1985. « A Comparison of Methods Used to Examine Snowshoe Hare Habitat Use », *Journal of Wildlife Management*, vol. 49, p. 693-695.
- MACCRACKEN, J.G., W.D. STEIGERS, Jr. et P.V. MAYER, 1988. « Winter and Early Spring Habitat Used by Snowshoe Hares, *Lepus americanus*, in South-central Alaska », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 102, p. 25-30.
- MESLOW, E.C. et L.B. KEITH, 1965. « Demographic Parameters of a Snowshoe Hare Population », *Journal of Wildlife Management*, vol. 32, p. 812-834.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 2000. « Ressources et industrie forestières : portrait statistique », *Investir au Québec*, adresse URL : <http://www.infostat.gouv.qc.ca>.
- MONTHEY, R.W., 1984. « Effects of Timber Harvesting on Ungulates in Northern Maine », *Journal of Wildlife Management*, vol., 48, p. 279-285.
- MONTHEY, R.W. 1986. « Responses of the Snowshoe Hares, (*Lepus americanus*), to Timber Harvesting in Northern Maine », *Canadian Field Naturalist*, vol. 100, p. 568-570.
- MONTHEY, R.W. et E.C. SOUTIERE, 1985. « Responses of the Small Mammals to Forest Harvesting in Northern Maine », *Canadian Field Naturalist*, vol. 99, p. 13-18.
- MOHR, C.O., 1947. « Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals », *American Midland Naturalist*, vol. 37, p. 223-249.
- NAIMAN, R.J., H. DÉCAMPS et M. POLLACK, 1993. « The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity », *Ecological Applications*, vol. 3, p. 209-212.
- NUDDS, T.D., 1977. « Quantifying the Vegetative Structure of Wildlife Cover », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 5, p. 113-117.
- O'DONOGHUE, M., BOUTIN, D.L. MURRAY et C.J. KREBS, 1993. « Prey Switching and Habitat Selection by Lynx and Coyotes During a Snowshoe Hare Decline », Halifax, Int. Union Game Biol., 21st congress.
- O'FARRELL, T.P., 1965. « Home Range and Ecology of Snowshoe Hare in Interior Alaska », *Journal of Mammalogy*, vol. 46, p. 406-418.

- OAKLEY, A.L., J.A. COLLINS, L.B. EVERSON, D.A. HELLER, J.C. HOWERTON et R.E. VINCENT, 1985. « Riparian Zones and Fresh-water Wetlands », *Management of Wildlife and Fish Habitats in Forests of Western Oregon and Washington*, E. R. Brown, Tech. (Ed.), U.S. Dep. Agric. Publ. No. R6-F&WL-192-1985, p. 57- 80.
- ORR, C.D. et D.G. DODDS, 1982. « Snowshoe Hare Habitat Preferences in Nova Scotia Spruce-fir Forests », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 10, p. 147-150.
- PARKER, G.R., 1984. « Use of Spruce Plantations by Snowshoe Hare in New Brunswick », *The Forestry Chronicle*, vol. 60, p. 162-166.
- PATON, P.W.C., 1994. « The Effect of Edges on Avian Nest Success : How Strong is the Evidence ? », *Conservation Biology*, vol. 8, p. 17-26.
- PEITZ, P.J. et J.R. TESTER, 1983. « Habitat selection by Snowshoe Hares in North Central Minnesota », *Journal of Wildlife Management*, vol. 47, p. 686-696.
- POTVIN, F., 1995. « L'inventaire du broût : revue des méthodes et description des deux techniques », Québec, gouvernement du Québec, ministère Environnement et Faune, 70 p.
- ROGOWITZ, G.L., 1988. « Forage Quality and Use of Reforested Habitats Snowshoe Hares », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 66, p. 2080-2083.
- ROYAR, K.J., 1985. « Snowshoe Hare Model Habitat Management Guidelines in Vermont », *Model Habitat Management Guidelines for Deer, Bear, Hare, Grouse, Turkey, Woodcock and Non-game Wildlife*, Vermont Fish and Wildlife Department, Agency of Environmental Conservation, p. 6-13
- SAS INSTITUTE INC., 1996. *SAS program release 6.12*, Cary, North Carolina, USA.
- SEAMAN, D.E. et R.A. POWELL, 1996. « An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Ranges Analysis », *Ecology*, vol. 77, p. 2075-2085.
- SERVICE CANADIEN DES FORÊTS, 1996. « L'état des forêts au Canada : portrait statistique », *Ressources naturelles Canada*, adresse URL : <http://www.nrcan.gc.ca>, (page consultée le 27 janvier 1998).
- SIEVERT, P.R. et L.B. KEITH, 1985. « Survival of Snowshoe Hares at Geographic Range Boundary », *Journal Wildlife Management*, vol. 49, p. 854-866.
- SMALL, M.F. et W.N. JOHNSON, 1986. « Wildlife Management in Riparian Habitats », *Is Good Forestry Good Wildlife Management ?*, Maine Agric. Exp. Stn. Misc. Publ., J.A. Bissonnette (Ed.), p. 69-81.

- TELFER, E.S., 1974. « Logging as a Factor in Wildlife Ecology in the Boreal Forest », *The Forestry Chronicle*, vol. 64, p. 186-190.
- THÉAU, J. et J. FERRON, 2000. « Influence de paramètres climatiques sur le comportement du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) », *Can. J. Zool.*, vol. 78, p.1-11.
- THOMPSON, D.B. et J.R. WOEHR, 1979. « Influence of Habitats on Movements and Densities of Snowshoe Hares », *Trans. Northeast Fish and Wildlife Conference*, vol. 36, p. 1969-1975.
- THOMPSON, I.D., 1988. « Habitat Needs of Furbearers in Relation to Logging in Ontario », *The Forestry Chronicle*, vol. 64, p. 251-261.
- VILLAFUERTE, R., J.A. LITVAITIS et D.F. SMITH, 1997. « Physiological Responses by Lagomorphs to Resources Limitations Imposed by Habitat Fragmentation : Implications for Condition-sensitive predation », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 75, p. 148-151.
- WALSH, R., G. RHÉAUME et P.-M. MAROTTE, 1997. « Cahier des objectifs de protection du règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI) », ministère des Ressources Naturelles du Québec, 99 p.
- WHITE, G.C. et R.A. GARROTT, 1990. « Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data », San Diego, California, Academic Press, 383 p.
- WIGHT, H.M., 1939. « Field and Laboratory Techniques in Wildlife Management », Ann Arbor, University of Michigan Press, 107 p.
- WOLFE, M.L., N.V. DEBYLE, C.S. WINCHELL et T.R. MCCABE, 1982. « Snowshoe Hare Cover Relationships in Northern Utah », *Journal of Wildlife Management*, vol. 46, p. 662-670.
- WOLFF, J.O., 1978. « Food Habits of Snowshoe Hares in Interior Alaska », *Journal Wildlife Management*, vol. 42, p. 148-153.
- WOLFF, J.O., 1980. « The Role of Habitat Peachiness in the Population Dynamics of Snowshoe Hares », dans *Ecological Monographs*, vol. 50, p. 111-130.
- WORTON, B.J., 1989. « Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home Range Studies », *Ecology*, vol. 70, p. 164-168.
- YAHNER, R.H., 1988. « Changes in Wildlife Communities Near Edges », *Conservation Biology*, vol. 2, p. 333-339.
- ZAR, H., 1984. « Biostatistical Analysis », Englewood Cliffs, Prentice-Hall., 718 p.