
Utilisation de différents types de forêt résiduelle
après coupe en forêt boréale par trois espèces de sciuridés

Mathieu Côté
Jean Ferron
Martin-Hugues Saint-Laurent
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 de différents types de forêt résiduelle
après coupe en forêt boréale par trois espèces de sciuridés

Mathieu Côté M. Sc.
Jean Ferron Ph. D.
Martin-Hugues Saint-Laurent B. Sc.
Alain Caron Ph. D

Université du Québec à Rimouski

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

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

Rimouski, juin 2001

Pour plus de renseignements :

Normand Bertrand
Direction de l'environnement forestier
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Téléphone : (418) 627-8646 poste 4159
Courrier électronique : 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 : 2-550-38318-4
Code de diffusion : 2001-3079

Remerciements

Nous tenons à remercier M. François Potvin de la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ), ainsi que MM. Normand Bertrand et Claude Paquet, tous deux du ministère des Ressources naturelles (MRN), pour leur collaboration tout au long du projet. Nous ne pouvons passer sous silence l'excellent travail des biologistes et des techniciens qui ont participé à la prise de données : Eric Jaccard, Jérôme Théau, Stéphan Tessier, Cathy Bergeron, Jacynthe Bonneau, Stéphanie Boucher, Marie-Claude Rancourt et Sébastien Boisvert. Nous remercions aussi M. Richard Lafond pour sa collaboration à la documentation scientifique, ainsi que MM. Dominique Arsenault et André Desrochers pour leurs commentaires pertinents à propos d'une version provisoire du présent rapport. Nous voulons aussi remercier le personnel du ministère des Ressources naturelles du Québec et de la Société de la faune et des parcs du Québec pour sa participation aux inventaires hivernaux de pistage. Finalement, nous remercions le ministère des Ressources naturelles du Québec et la Société de la faune et des parcs du Québec pour leur soutien sur le plan financier et logistique, ainsi que le Fonds pour la formation de chercheurs et l'aide à la recherche (FCAR) pour le soutien financier accordé à l'auteur initial durant les deux premières années de l'étude.

Avertissement

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

Sommaire

Le travail consistait à évaluer de quelle manière l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), le grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*) et le tamia rayé (*Tamias striatus*) utilisent, à court terme, les différents types de forêt résiduelle après la récolte forestière dans la pessière noire du centre du Québec. Pour y parvenir, nous avons effectué six sessions de capture-marquage-recapture entre les mois de mai 1997 et août 1999. Au cours de chacune des trois années qu'a duré le projet, deux sessions d'échantillonnage ont été menées à terme, soit l'une au printemps et l'autre à l'été. Chaque période de capture s'échelonnait sur dix nuits consécutives. Trois différents types de forêt résiduelle ont été comparés : des séparateurs non riverains de 60 m de largeur (condition de site mésique), des séparateurs riverains de 60 m de largeur (comportant un cours d'eau permanent) et des blocs résiduels (de superficie variant entre 19 et 50 ha). Des secteurs de forêt non perturbés par les pratiques forestières (témoins) ont aussi été inventoriés. Les résultats indiquent que le grand polatouche et le tamia rayé sont présents, de façon sporadique, dans le secteur à l'étude tandis que l'écureuil roux est l'espèce qui y est la plus abondante. Bien que leur présence soit sporadique, le grand polatouche et le tamia rayé utilisent aussi bien la forêt résiduelle (bandes riveraines et non riveraines ; blocs résiduels) que les secteurs témoins. Pour sa part, l'écureuil roux est présent dans tous les types de forêt résiduelle et les densités d'individus ne varient pas significativement entre les types. De plus, en ce qui concerne l'écureuil roux, le recrutement juvénile, le taux de retour (survie), la fidélité au site, la masse corporelle et l'abondance de pistes en hiver ne varient pas significativement entre les types de forêt résiduelle. Par contre, l'abondance de débris d'alimentation (indice d'activité) dans les blocs et les témoins était plus forte que celle qui a été observée dans les séparateurs. Nous concluons que les populations d'écureuil roux semblent bien se maintenir à court terme dans les différents types de forêt résiduelle d'épinette noire après coupe. Le grand polatouche et le tamia semblent tolérer, à court terme, la présence de coupes forestières et ils utilisent les différents types de forêt résiduelle aussi bien que la forêt non perturbée.

Table des matières

1. Introduction et problématique	1
1.1 Aménagement forestier et faune	1
1.2 Effets des perturbations de l'habitat sur les sciuridés.....	1
1.3 Cadre du projet de recherche : utilisation de la forêt résiduelle par la faune	3
1.3.1 Mise en contexte.....	3
1.3.2 Secteur d'étude.....	6
2. Méthode suivie	9
2.1 Piégeage.....	9
2.2 Inventaire des débris d'alimentation.....	11
2.3 Pistage hivernal.....	11
2.4 Inventaire de la végétation.....	12
2.5 Analyses des données	13
3. Résultats	15
3.1 Abondance des trois espèces de sciuridés.....	15
3.2 Paramètres morphométriques, démographiques et comportementaux de l'écureuil roux	20
3.3 Indices d'abondance relatifs à l'écureuil roux.....	24
3.4 Lien entre les différents indices d'abondance de l'écureuil roux dans les séparateurs et les blocs.....	27
3.5 Effet de la distance du massif forestier.....	28
3.6 Corrélation entre les caractéristiques des sites de piégeage et les captures d'écureuil....	28
4. Discussion	31
4.1 Grand polatouche.....	31
4.2 Tamia rayé	34
4.3 Écureuil roux	35
5. Limites de la présente étude	41
5.1 Durée de l'étude et temps écoulé depuis la coupe	41
5.2 Traitements sylvicoles ultérieurs dans les séparateurs	41
5.3 Blocs équivalents par rapport aux blocs résiduels	42
5.4 Suivi télémétrique.....	42
5.5 Stratégie d'échantillonnage.....	43
6. Synthèse des résultats.....	45
Conclusion	47
Annexe 1 Abondance du grand polatouche (nombre de captures par 100 nuits-piège) par site échantillonné à différentes périodes. Les recaptures ne sont pas considérées	49

Annexe 2	Abondance du tamia rayé (nombre de captures par 100 nuits-piège) par site échantillonné à différentes périodes. Les recaptures ne sont pas considérées	50
Annexe 3	Densité des écureuils roux adultes (N/ha) par site échantillonné à différentes périodes	51
Annexe 4	Densité des écureuils roux jeunes (N/ha) par site échantillonné à différentes périodes	52
Annexe 5	Nombre total d'individus capturés par espèce de sciuridés par période d'échantillonnage	53
Annexe 6	Résultats de l'inventaire de la végétation par site	54
Bibliographie	57

Liste des tableaux

Tableau 1a	Sommaire des résultats des ANOVA à mesures répétées sur les paramètres démographiques des trois espèces de sciuridés étudiées.....	19
Tableau 1b	Sommaire des résultats des ANOVA sur les paramètres démographiques des trois espèces de sciuridés étudiées.....	20
Tableau 2	Masse moyenne des écureuils roux adultes dans les différents types de milieu par période de piégeage.....	22
Tableau 3	Taux de retour des écureuils roux adultes dans les différents types de milieu par période de piégeage.....	23
Tableau 4	Fidélité des écureuils roux adultes dans les différents types de milieu par période de piégeage.....	23
Tableau 5	Comparaison du rapport des sexes (mâles : 100 femelles) chez les écureuils roux adultes	24
Tableau 6	Matrice de corrélation de Spearman entre différents indices d'abondance pour l'écureuil roux	27

Liste des figures

Figure 1	Exploitation forestière par coupe totale avec l'approche des blocs-équivalents.....	5
Figure 2	Exploitation forestière par coupe totale avec l'approche des séparateurs de coupes.....	5
Figure 3	Emplacement du secteur à l'étude.....	7
Figure 4	Abondance du grand polatouche dans les différents types de milieu lors des différentes périodes de piégeage	15
Figure 5	Abondance du tamia rayé dans les différents types de milieu par période de piégeage.....	16
Figure 6	Densité d'écureuils roux adultes dans les différents types de milieu par période de piégeage.....	17
Figure 7	Densités de jeunes écureuils roux dans les différents types de milieu par période de piégeage.....	18
Figure 8	Abondance des débris d'alimentation simples dans les différents types de milieu au cours de l'été 1998.....	25
Figure 9	Abondance des débris d'alimentation accumulés dans les différents types de milieu au cours de l'été 1998	25
Figure 10	Abondance des pistes simples d'écureuils roux dans les types de forêt résiduelle en hiver.....	26
Figure 11	Abondance des pistes multiples dans les types de forêt résiduelle en hiver	27
Figure 12	Abondance des captures d'écureuils roux en fonction de la distance du lieu de capture dans les séparateurs par rapport au massif forestier	28

1. Introduction et problématique

1.1 Aménagement forestier et faune

Pendant longtemps, les exploitants ont pris en considération la forêt, uniquement pour les revenus qu'ils pouvaient tirer de la ressource ligneuse. Depuis déjà une quinzaine d'années, le concept d'aménagement intégré, d'abord connu sous le nom d'aménagement polyvalent, propose d'aménager la forêt non seulement pour la matière ligneuse qu'elle contient, mais aussi pour ses autres ressources, parmi lesquelles la faune (Elliot, 1982 ; Stone et Carleston, 1983 ; Bouchard et Potvin, 1984 ; Lafond, 1986).

À l'aube du nouveau millénaire, d'importants changements sont à prévoir dans la façon d'aménager les forêts québécoises. Le processus de certification environnementale amènera l'industrie forestière à faire valoir que l'aménagement forestier, dont sont issus ses produits de transformation, est fait de façon durable pour l'ensemble des ressources du milieu. Pour porter le « sceau vert », l'aménagement forestier devra devenir polyvalent et durable. Dans une telle optique, Kuusipalo et Kangas (1994) ont déjà mis au point une approche intégrant l'aménagement forestier et la biodiversité. Bien que tout semble en place pour l'aménagement polyvalent de nos forêts, il est essentiel de poursuivre l'amélioration de nos connaissances sur les écosystèmes forestiers et sur les conséquences des pratiques sylvicoles sur l'ensemble des composantes végétales et fauniques.

1.2 Effets des perturbations de l'habitat sur les sciuridés

En Amérique du Nord, peu d'études se sont attardées aux conséquences des pratiques forestières et à l'utilisation de la forêt résiduelle par les sciuridés tels que l'écureuil roux, le grand polatouche et le tamia rayé. Dans une des rares études sur ce sujet, Krull (1970) n'a trouvé aucun effet de la coupe partielle sur l'écureuil roux et le tamia rayé dans la forêt feuillue du sud de l'État de New York. Selon Wolff et Zasada (1975), l'écureuil roux quitte les zones coupées à blanc en Alaska pour utiliser la forêt résiduelle adjacente. En Abitibi, l'abondance de l'écureuil roux n'a pas été affectée significativement par la coupe. Un an après la coupe, il semble y avoir de légères conséquences sur le tamia rayé, alors que le grand polatouche n'a été capturé que de

façon sporadique dans l'aire d'étude, mais jamais dans des sites où des coupes ont été exercées (Génier et Bergeron, 1996). Pour sa part, Yahner (1980) a constaté que l'écureuil roux perd son comportement territorial dans un milieu agricole fragmenté. Bayne et Hobson (1998) ont remarqué que l'abondance d'écureuils roux et de grands polatouches dans des boisés agricoles est plus grande que celle qui a été observée dans la forêt intacte et les blocs de forêt résiduelle dans la forêt boréale mixte de l'Ouest canadien. Il existe aussi quelques études sur les effets de la fragmentation de l'habitat sur l'écureuil roux européen (*Sciurus vulgaris*). La difficulté pour l'écureuil roux européen de coloniser les îlots boisés isolés serait occasionnée par l'absence d'un bon système de corridors pour les déplacements (Van Apeldoorn *et al.* 1994 ; Celada *et al.* 1994). De plus, lorsque la colonisation est réalisée, les îlots isolés seraient des gouffres écologiques pour ces populations (Celada *et al.* 1994). La masse corporelle des individus (indicateur de la condition physique) est supérieure dans un bon habitat comparativement à un mauvais pour l'écureuil roux européen (Wauters et Dhondt, 1989). Patton *et al.* (1985) ont étudié les effets de la récolte forestière sur l'écureuil d'Abert (*Sciurus aberti kaibabensis*) et ont démontré que la conservation d'îlots d'arbres autour des sources de nourriture et d'eau pourrait être une bonne mesure de mitigation.

Néanmoins, il est difficile de généraliser les conclusions de ces études à l'écureuil roux nord américain en raison des différences comportementales entre les espèces, notamment en ce qui a trait à la territorialité (Smith, 1968) et à la taille plus petite des domaines vitaux de l'écureuil roux nord américain (Smith, 1968, Rusch et Reeder, 1978 ; Wauters et Dhondt, 1985 ; Patton *et al.* 1985).

La destruction et la fragmentation de l'habitat semblent être les principales causes du déclin de deux sous-espèces de grand polatouche (*G. sabrinus coloratus* et *G. sabrinus fucus*) dans la région appalachienne du nord-est des États-Unis (USFWS, 1990 ; Urban, 1988). De plus, les densités d'individus remarquées dans la forêt traitée par une coupe progressive seraient plus faibles que celles qui sont observées dans la forêt intacte (Waters et Zabel, 1995). Par ailleurs, la probabilité de présence d'écureuils volants européens (*Pteromys volans*) en Finlande décroît avec l'augmentation de milieux ouverts (coupes forestières) dans un rayon d'un kilomètre de son domaine vital (Mönkkönen *et al.* 1997). La présence de coupes forestières aurait des

conséquences négatives sur les populations de cette espèce à l'échelle locale (Mönkkönen *et al.* 1997).

En ce qui concerne le tamia, on observe que son comportement dans un habitat fragmenté est différent de celui qu'il adopte dans la forêt intacte. En effet, il passerait plus de temps aux aguets qu'il n'en réserve à la quête de nourriture, et ce, notamment parce qu'il doit surveiller la venue d'éventuels prédateurs (Mahan et Yahner, 1999 ; Otter, 1994). De plus, la survie du tamia serait moins élevée dans des portions de forêt résiduelle qu'elle peut l'être dans la forêt intacte (Nupp et Swihart, 1998). Pour leur part, Mahan et Yahner (1996) n'ont trouvé aucune différence dans les critères de sélection de terrier entre la forêt intacte et un habitat fragmenté par la coupe totale. Les critères de sélection sont identiques et comprennent la présence de souches, de débris ligneux au sol et une pente raide (Mahan et Yahner, 1996).

1.3 Cadre du projet de recherche : utilisation de la forêt résiduelle par la faune

1.3.1 Mise en contexte

Une étude à plusieurs volets a été entreprise au printemps 1997, pour faire suite aux nombreuses données montrant que plusieurs espèces fauniques deviennent dépendantes de la forêt résiduelle après coupe pour leur maintien à court terme dans une mosaïque de coupe à blanc (Potvin et Courtois, 1998). Le principal objectif de cette étude est de vérifier l'utilisation à court terme de différents types de forêt résiduelle par plusieurs espèces fauniques dans une mosaïque forestière coupée à blanc (Bertrand *et al.*, 1997). Les espèces visées par ce projet sont les passereaux, l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), le grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*), le tamia rayé (*Tamias striatus*), le tétras du Canada (*Falcipenis canadensis*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), le canard noir (*Anas rubripes*), le garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) et l'orignal (*Alces alces*).

Parmi ces espèces, l'écureuil roux, le grand polatouche et le tamia rayé font l'objet de la présente étude. Les deux premiers sciuridés sont des espèces arboricoles et forestières dont le milieu est généralement coniférien (Smith, 1968 ; Davis, 1969 ; Weigl, 1978 ; Ferron, 1981 ; Urban, 1988), tandis que le tamia est une espèce terrestre appartenant aux forêts mixtes et feuillues (Elliott, 1978). L'écureuil roux est inféodé à la forêt et est lié plus intimement à la forêt coniférienne

comme la pessière noire, d'où l'intérêt d'étudier sa manière d'utiliser la forêt résiduelle (Potvin, 1994). Si une espèce aussi polyvalente connaît des problèmes dans la forêt résiduelle, on pourrait croire que d'autres espèces plus sensibles auront, elles aussi, des difficultés à subsister dans un tel environnement. Le grand polatouche, lui aussi inféodé à la forêt coniférienne, semble être davantage sensible aux perturbations du milieu (USFWS, 1990 ; Urban, 1988). En forêt coniférienne, le tamia est une espèce marginale. L'ouverture créée par les coupes pourrait donc lui être bénéfique en favorisant la régénération des feuillus auxquels il est associé (Elliott, 1978). De plus, ces trois espèces font partie du régime alimentaire de plusieurs prédateurs et exercent une influence sur l'ensemble de la chaîne trophique (Stuart-Smith et Boutin, 1995 ; Rusch et Reeder, 1978 ; Raine, 1986 ; Poole et Graf, 1996 ; O'Donoghue et Boutin, 1995 ; Wells-Gosling, 1985 ; Snyder, 1982). Finalement, la rétention des espèces au sein de la forêt résiduelle vise à permettre une nouvelle colonisation des zones coupées une fois qu'elles seront redevenues convenables, ce qui constitue une étape importante du maintien de la biodiversité à l'échelle régionale.

Les résultats obtenus permettront de valider, en partie, le Règlement sur les normes d'intervention en forêt du domaine public (RNI) révisé en 1996 (Gouvernement du Québec, 1996). L'une des principales modifications apportées au RNI est la possibilité d'utiliser l'approche par blocs équivalents comme séparateurs de coupes (Figure 1). Ces blocs de forêt d'au moins trois mètres de hauteur sont de superficies égales ou supérieures à celle de la plus grande des coupes adjacentes. L'utilisation des séparateurs traditionnels est toujours permise et la largeur de ceux-ci varie de 60 à 100 m selon la superficie de l'aire déboisée contiguë (Figure 2). Un séparateur d'une largeur minimale de 100 m est laissé lorsque l'une des aires déboisées couvre une superficie de 100 à 150 ha. Si les deux aires déboisées sont inférieures à 100 ha, on laisse un séparateur d'une largeur minimale de 60 m (Gouvernement du Québec, 1994 ; Proulx et Walsh, 1991). Ces fragments de forêt résiduelle doivent être maintenus jusqu'à ce que la végétation des aires déboisées ait atteint 3 m de hauteur, puis il est prévu qu'ils soient récoltés entièrement à l'exception des séparateurs riverains. Les séparateurs et les blocs servent de démarcation entre les parterres de coupes et sont considérés comme des corridors de migration et de refuge pour la faune (Gouvernement du Québec, 1996).

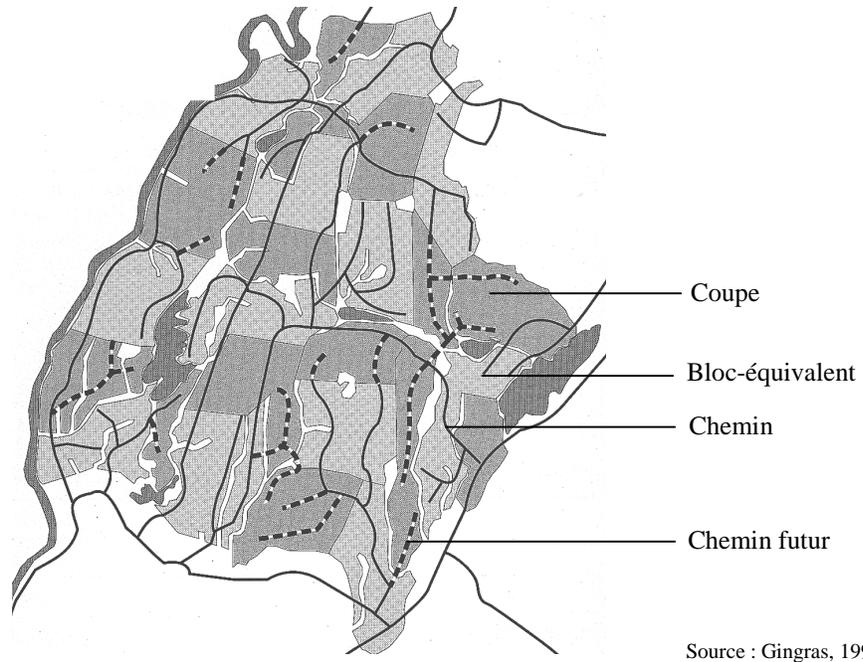


Figure 1 Exploitation forestière par coupe totale avec l'approche des blocs-équivalents

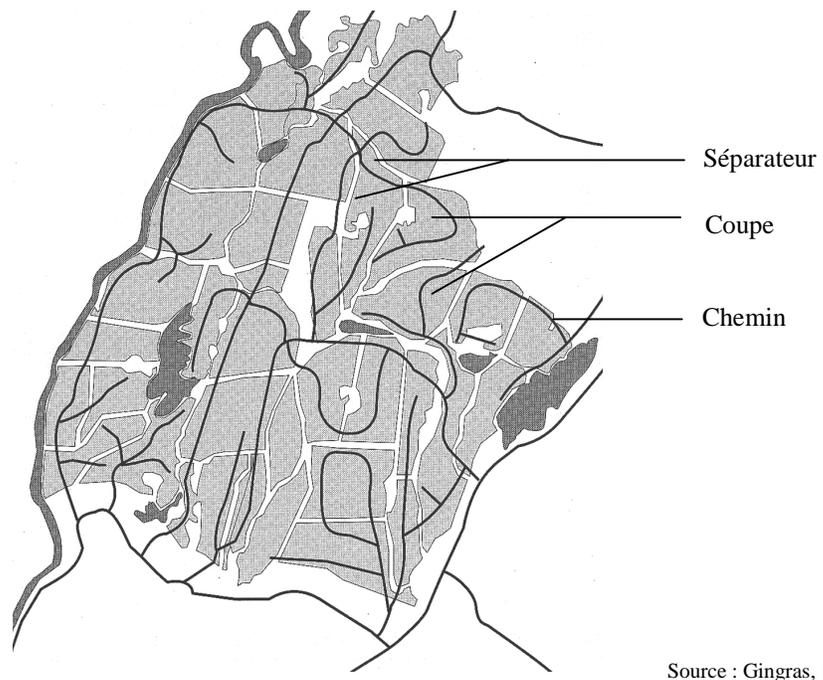


Figure 2 Exploitation forestière par coupe totale avec l'approche des séparateurs de coupes

1.3.2 Secteur à l'étude

Le secteur retenu pour cette étude se situe à une quarantaine de kilomètres au nord-ouest de Saint-Thomas-Didyme au Lac-Saint-Jean, au cœur de la forêt boréale québécoise (Figure 3). La zone choisie est une mosaïque de coupes et de forêts résiduelles dans la pessière noire. Dix séparateurs ont été retenus dans un territoire de 60 km², soit cinq séparateurs riverains (comportant un cours d'eau permanent [SR]) et cinq séparateurs non riverains (sans cours d'eau dans des conditions mésiques [SN]). À cela s'ajoutent cinq blocs résiduels (BR) qui ne sont pas des blocs équivalents tels que le RNI prescrit, puisqu'ils ne se comparent pas aux superficies déboisées adjacentes quant à leur surface. Leur superficie varie de 19 à 50 ha. Cinq blocs de forêt non perturbée par la coupe font aussi l'objet de l'étude et sont considérés comme témoins (TE). Les coupes faites en bordure des structures de forêt résiduelles l'ont été entre 1994 et 1998.

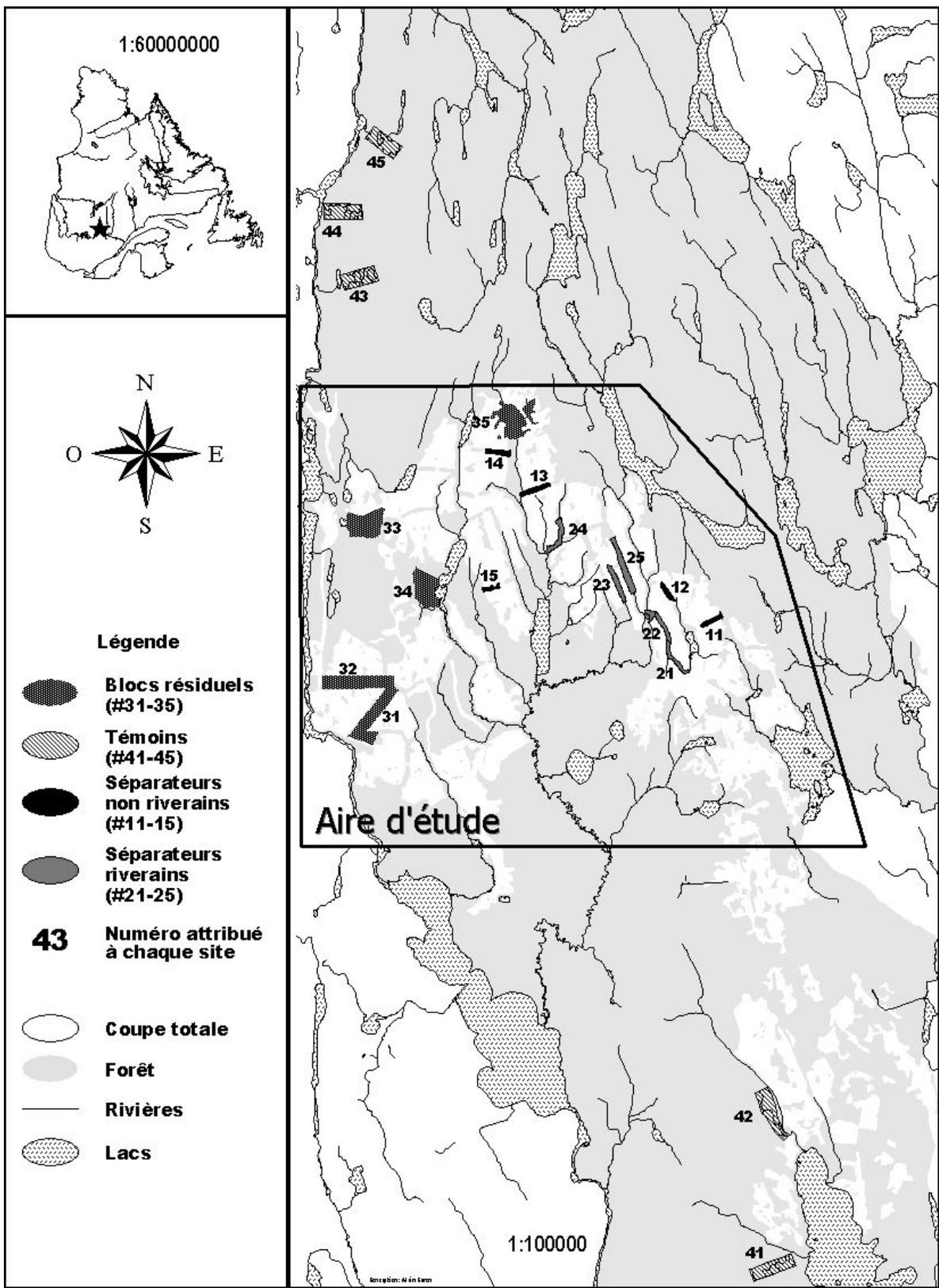


Figure 3 Emplacement du secteur à l'étude

2. Méthode suivie

2.1 Piégeage

Des données de capture-marquage-recapture (CMR) ont été récoltées entre les mois de mai 1997 et août 1999 lors de six périodes de piégeage d'une durée de dix jours consécutifs sur chacun des sites à l'étude : printemps 1997 (P97), du 12 mai au 15 juin ; été 1997 (E97), du 10 juillet au 12 août ; printemps 1998 (P98), du 18 mai au 10 juin ; été 1998 (E98), du 20 juillet au 10 août ; printemps 1999 (P99), du 18 mai au 8 juin ; et été 1999 (E99), du 20 juillet au 10 août. En 1997, 30 jours ont été nécessaires (une équipe de terrain) pour échantillonner tous les sites à chacune des périodes (printemps et été), alors qu'en 1998 et en 1999, la CMR a nécessité vingt jours à chacune des périodes (deux équipes de terrain). En 1997, cinq séparateurs non riverains (SN) de 60 m de largeur, cinq séparateurs riverains (SR) de 60 m de largeur et quatre zones boisées non perturbées par les pratiques forestières (témoins [TE]) ont été échantillonnés. La longueur des séparateurs variait entre 250 m et 800 m ; de plus, ils étaient tous rattachés à un massif forestier, sauf un séparateur non riverain qui était éloigné de 62 m du massif le plus près. En 1998, tous les sites échantillonnés l'année précédente ont été échantillonnés de nouveau et cinq blocs résiduels (BR) ont été ajoutés au dispositif. Tous les témoins étaient situés dans la forêt continue et étaient distants d'au moins un kilomètre. Les blocs résiduels n'ont pas été échantillonnés en 1997 parce qu'ils n'avaient pas été créés à ce moment-là (pas de coupes adjacentes). Des pièges pour capture vivante du modèle 201 de TomahawkTM (40 cm sur 13 cm sur 13 cm) ont été appâtés avec du beurre d'arachide et une pomme (pour éviter la déshydratation des animaux capturés), puis ils ont été et placés à équidistance de 50 m dans chacun des sites de chacun des types de milieu. Dans les blocs et les séparateurs, les pièges étaient distribués le long d'un transect situé au centre de la structure (entre six et dix pièges par site selon leur longueur). Une grille de quatre pièges sur quatre pièges a été installée dans chacun des témoins. Dans le but d'évaluer le biais éventuel causé par le plan d'échantillonnage (différence entre transects et grilles), un transect de piégeage a été ajouté, en 1998, au dispositif dans les quatre témoins. Les pièges étaient placés au sol et couverts de branches et de mousses, d'un sac de plastique et d'une autre couche de branches et de mousses afin de protéger les animaux capturés contre les conditions météorologiques défavorables. Ils étaient vérifiés deux fois par jour (entre 7 h et 11 h puis entre

15 h et 19 h) afin de réduire la mortalité causée par un séjour prolongé dans les pièges. Les individus capturés ont été marqués à l'aide de bagues numérotées de type MonelTM n° 1 installées sur chacune des oreilles. Le poids de chaque individu était mesuré avec une précision de 2,5 g avec une balance à ressort PesolaTM de 500 g. Le sexe des individus capturés a été déterminé à partir de la distance entre les orifices anal et génital (Layne, 1954).

Puisque le grand polatouche et le tamia rayé ont été capturés de façon irrégulière et sporadique, nous avons utilisé le nombre de captures (sans considérer les recaptures) par effort de piégeage afin d'obtenir un indice d'abondance relative entre les différents types de milieu (Bayne et Hobson, 1998 ; Génier et Bergeron, 1996). Les données relatives au grand polatouche sont présentées en nombre de captures par 100 nuits-piège puisque cette espèce était capturée uniquement la nuit (seule une capture s'est produite le jour et elle a été exclue des résultats). L'abondance du tamia rayé est donnée en nombre de captures par 100 jours-piège (24 heures de piégeage). Dans ce cas, le poids accordé à une capture notée lors du relevé matinal a été de 2/3 (16 heures de piégeage), alors que le poids accordé à une capture notée lors du relevé de fin de journée a été de 1/3 (8 heures de piégeage). Les pièges déclenchés, mais vides, et les pièges contenant d'autres espèces ou un animal déjà marqué ont été compilés comme un demi-intervalle de piégeage (Nelson et Clark, 1973). Quand un animal était capturé deux fois dans une même journée, une seule capture était compilée.

Pour l'écureuil roux, nous avons utilisé l'estimateur Jackknife de deuxième ordre (Burnham et Overton, 1978), tel que proposé par Rosenberg *et al.* (1995), pour estimer l'abondance à l'aide de données de CMR possédant beaucoup de variabilité. Un taux de retour a été utilisé comme indice de survie. Le poids des individus a été utilisé afin de discriminer les adultes (140 g et +) et les jeunes écureuils roux (Prescott et Richard, 1982). L'abondance de l'écureuil roux a été divisée par la superficie effective des pièges (30 m de chaque côté des transects ou autour des grilles, ce qui correspond à la moitié de la largeur des séparateurs). Le taux de retour est défini comme étant le taux de recapture entre les périodes de piégeage. Ce taux est obtenu en divisant le nombre d'individus capturés au cours de la période $x+1$ et qui avaient déjà été capturés au cours de la période x par le nombre total d'animaux capturés et vivants à la fin de la période x (Bookhout, 1994). Un indice de fidélité au site de capture a été calculé en divisant le nombre d'écureuils roux capturés au cours de la période x et recapturés au cours de la période $x+1$ par le

nombre d'individus capturés au cours de la période $x+1$. Cet indice vise à déterminer la proportion d'individus ayant résidé dans le même site entre les différentes sessions de piégeage. Il permet de voir s'il y a un changement d'individus dans les sites durant l'intervalle de temps entre les périodes de piégeage. Bien que cet indice ne soit pas classique, il devrait refléter adéquatement la stabilité des individus dans le milieu.

2.2 Inventaire des débris d'alimentation

Un site de « débris d'alimentation » résulte de l'accumulation d'écales de cônes consommés par l'écureuil roux. Au cours de l'été 1998, un inventaire de débris d'alimentation a été effectué dans tous les sites à l'étude afin d'obtenir un autre indice de l'abondance de l'écureuil roux (Smith 1968 ; Mattson et Reinhart, 1996). Un transect médian a été installé dans chacun des sites (sauf dans les témoins où les lignes des grilles de piégeage ont été utilisées) et de cinq à dix sections de 25 m de transect ont été échantillonnées (selon la longueur de la structure). Tous les débris d'alimentation situés à l'intérieur d'une bande de 2 m de largeur de part et d'autre du transect ont été notés et catégorisés dans deux classes : débris d'alimentation simples (site d'alimentation récent constitué des débris d'un ou de quelques cônes) et débris d'alimentation accumulés (amas des débris de plusieurs cônes dans le temps et formant un monticule). L'abondance des débris d'alimentation est présentée en nombre de débris d'alimentation par 25 m de transect.

2.3 Pistage hivernal

Trois sessions de pistage ont eu lieu entre les mois de décembre 1997 et de mars 1998 dans le but d'évaluer l'utilisation hivernale de la forêt résiduelle par la faune. Tous les séparateurs non riverains, tous les séparateurs riverains et deux blocs résiduels ont été échantillonnés. Les autres sites (trois blocs résiduels et cinq témoins) n'ont pas été échantillonnés à cause de contraintes d'accessibilité durant cette période. Des transects espacés de 50 m dans les séparateurs et de 100 m dans les blocs, installés perpendiculairement à la longueur du site, ont été parcourus après une période d'au moins deux nuits après une chute de neige d'au moins 5 cm ; de plus, les pistes à l'intérieur d'une bordure d'un mètre, de part et d'autre du transect, ont été notées. Pour l'écureuil roux, les pistes ont été divisées en deux catégories : pistes simples (un passage) et pistes multiples (plus d'un passage). Les résultats sont donnés en nombre de pistes observées par 100 m de transect.

2.4 Inventaire de la végétation

Un inventaire de la végétation a été fait afin de caractériser les sites inventoriés (Annexe 6). Un relevé a été fait à chaque piège dans les séparateurs riverains et non riverains, et de façon aléatoire dans les blocs résiduels et les secteurs témoins. À chaque point d'inventaire, un poteau en bois était installé afin de localiser le centre de la parcelle. La végétation et les caractéristiques physiques des sites ont été relevées suivant les principales modalités de l'inventaire écologique décrit dans *Le point d'observation écologique* du ministère des Ressources naturelles (Saucier *et al.*, 1994). L'inventaire décrit ici est celui qui a été effectué dans les séparateurs, puisque c'est le seul qui a pu être utilisé pour les analyses, du fait qu'il est directement associé à un emplacement de piège. L'inventaire exécuté dans les autres sites est similaire, à la différence qu'il ne suivait pas un transect, ces structures n'étant pas nécessairement linéaires. Ainsi, nous n'avons utilisé que l'inventaire de végétation des séparateurs puisque nous visions à lier le succès de piégeage local aux paramètres de végétation locale ; les inventaires de végétation ne correspondaient aux sites de piégeage que dans les séparateurs.

Le nombre de tiges commerciales de chaque espèce (> 9 cm au diamètre à hauteur de poitrine [DHP]) dans la strate arborescente et leur DHP ont été relevés dans une parcelle à rayon variable (à l'aide d'un prisme de facteur 2, centré sur le poteau de bois) à chaque point d'inventaire (chaque site de piégeage). Le couvert arborescent a été évalué en dix endroits pour chaque station. Ces points de mesure étaient répartis de part et d'autre du centre de la parcelle et étaient espacés de 3 m. Un point de mesure était considéré sous couvert s'il était situé sous les branches d'un arbre. L'âge au DHP de l'arbre dominant ou codominant le plus près du centre de la parcelle a été déterminé en comptant les cernes annuels en laboratoire à partir d'une carotte prélevée à l'aide d'une sonde de Pressler. La hauteur de l'arbre ayant servi à la mesure d'âge a été évaluée à l'aide d'un clinomètre. Le nombre de tiges de chaque espèce dans la strate arbustive haute (de 1,5 à 4 m) et leur diamètre au DHP ont été mesurés dans une parcelle fixe de 25 m² centrée sur le poteau de bois. La mesure du couvert arbustif haut a été faite en utilisant la même méthode que celle qui a servi pour le couvert arborescent. Le couvert latéral a été estimé visuellement à l'aide d'une planche à profil vertical de 30 cm de largeur divisée en quatre sections de 50 cm de longueur selon la méthode décrite par Nudds (1977). Deux mesures ont été prises à chaque station. Chacune était effectuée à 15 m perpendiculairement de part et d'autre du

transect principal reliant les points d'inventaire, l'observateur se tenant au poteau de bois. Les chicots ont été dénombrés et leur état de décomposition a été évalué dans une bande de 5 m de part et d'autre sur toute la longueur des transects de 50 m entre les points d'inventaire de végétation. Les débris ligneux ont aussi été échantillonnés sur un transect de 30 m partant du centre de la parcelle. L'orientation de ce transect variait entre les points d'inventaire, le premier étant dans le sens du transect principal reliant les points d'inventaire et les subséquents pivotaient de 90° chaque fois. Le volume des débris (> 9 cm de diamètre) a été évalué en mesurant la distance sur laquelle la ligne du transect interceptait chaque débris et en mesurant le diamètre du débris au point d'interception perpendiculairement à l'axe de la tige (Van Wagner, 1968 ; De Vries, 1974). La pente moyenne (%) et son orientation ont aussi été déterminées. Finalement, le drainage de la station d'inventaire a été catégorisé en utilisant les normes en vigueur actuellement au ministère des Ressources naturelles du Québec (Saucier *et al.*, 1994). Le nombre de tiges de chaque strate pour chaque essence a été compilé en nombre de tiges par hectare. La surface terrière par hectare de chaque espèce présente dans la strate arborescente a aussi été calculée. Les chicots et les débris ligneux ont été évalués en nombre par hectare et en volume respectivement. Les arbustes sont présentés en nombre de tiges par hectare.

2.5 Analyses des données

Des analyses de variance (ANOVA) à mesures répétées ont été utilisées afin de comparer l'abondance du grand polatouche, l'abondance du tamia rayé, les densités de l'écureuil roux adulte et jeune, le taux de retour et la fidélité des écureuils roux adultes, le poids des écureuils roux adultes et les pistes parmi les différents types de milieu et entre ces derniers et les témoins. Le rapport des sexes des écureuils roux adultes a été comparé à l'aide d'un test de Chi-carré. Les différences d'abondance des débris d'alimentation ont été déterminées à l'aide d'une ANOVA hiérarchique à deux facteurs (site[type]). Pour l'abondance et le poids, deux ANOVA ont été effectuées : une première comparant tous les sites de tous les types de milieu échantillonnés en 1997, 1998 et 1999 (tous les séparateurs et quatre témoins), et une autre comparant les sites de tous les types de milieu échantillonnés en 1998 et 1999 seulement (tous les séparateurs, cinq blocs résiduels et cinq témoins). Toutes les données, – excepté celles du taux de retour, de la fidélité et des masses corporelles –, ont été transformées en $\log(x+1)$ avant les analyses, afin d'améliorer l'indépendance des résidus (Zar, 1984). D'ailleurs, la normalité et l'indépendance

des résidus ont été vérifiées après chaque ANOVA selon la méthode décrite par Underwood (1997). Dans le but d'évaluer si les différences non significatives étaient liées à un manque de puissance statistique, des mesures de puissance complètent la majorité des analyses. Pour les analyses où la puissance statistique est faible ($\beta = 0,20$, $\text{power} < 0,80$), une attention particulière doit être portée à l'interprétation des résultats. En effet, 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 qui prédomine. Quand des différences significatives ont été trouvées, des comparaisons multiples employant la moyenne marginale (plan non équilibré ou *least-square means*) ont été effectuées. Une corrélation de Spearman a été effectuée entre les caractéristiques des différentes stations d'inventaire et l'indice d'abondance des différentes espèces d'écureuil à chaque site de piégeage. Le nombre d'individus différents capturés en 1997 et en 1998 à chaque emplacement d'un piège a été divisé par le nombre total de captures à cet endroit, afin d'obtenir un indice d'abondance pondéré qui tient compte des différents individus capturés et du nombre total de captures. Une corrélation de Spearman a aussi été faite entre les différents indices d'abondance de l'écureuil roux : densités au printemps 1997, à l'été 1997, au printemps 1998 et à l'été 1998, abondance de débris d'alimentation simples, abondance de débris d'alimentation accumulés, pistes simples et pistes multiples.

L'indice d'abondance (nombre d'individus différents capturés/effort de capture) d'écureuil roux à chaque emplacement de piégeage a été analysé en fonction de la distance de la capture par rapport au massif forestier dans les sites linéaires (séparateurs non riverains et humides) à l'aide d'une régression linéaire pour 1997 et 1998. Tous les séparateurs, sauf un qui était isolé de 62 m, étaient rattachés à un massif plus ou moins imposant à une de leurs extrémités. Étant donné le petit nombre de sites étudiés, les séparateurs ont tous été regroupés, et ce, peu importe leur longueur, la grosseur du massif auquel ils étaient rattachés ou le nombre de points de rattachement. Toutes les analyses statistiques et les calculs de puissance statistique ont été faites à l'aide de la procédure GLM ou MIXED du logiciel SAS/STATS 6.12 (SAS Institute inc., SAS Campus Drive, Cary, NC, USA). Pour les analyses du rapport des sexes, la régression linéaire et les corrélations de Spearman, le logiciel SYSTAT 7.01 (Wilkinson, 1996) a été utilisé. Pour toutes les analyses, le seuil de signification a été fixé à 5 %.

3. Résultats

Dans la présente section, les densités d'écureuils roux adultes et juvéniles de même que les abondances relatives du tamia rayé et du grand polatouche sont d'abord présentées en fonction des divers types de milieu forestier résiduel. Par la suite, les résultats propres aux écureuils roux adultes sont traités, soit la masse corporelle, le taux de retour, la fidélité au site, le rapport des sexes et les indices d'abondance. Finalement, les résultats des analyses relatives aux paramètres végétaux et le succès de piégeage dans les sites sont présentés, de même que l'effet de la distance du lieu de capture par rapport au massif forestier. L'abondance relative à chacun des sites pour les quatre types de milieu est présentée par espèce dans les annexes 1 à 4.

3.1 Abondance des trois espèces de sciuridés

En ce qui concerne l'abondance du grand polatouche, de fortes fluctuations sont observées en fonction des divers types de milieu et de la période de piégeage (Figure 4 et Annexe 1). En effet, aucun type n'apparaît particulièrement défavorable à l'espèce et la seule tendance nette consiste en l'observation d'abondances plus élevées à l'été 1999 qu'aux printemps 1997 et 1998. D'un point de vue statistique, des différences significatives ont été trouvées entre les périodes de piégeage ainsi qu'entre les sites d'un même type (Tableau 1a). Par contre, aucune différence significative n'a été relevée entre les types.

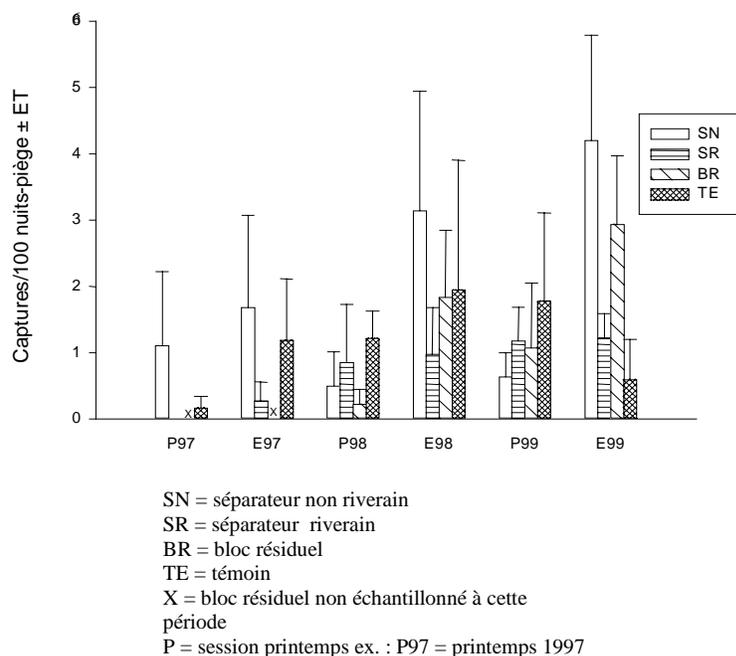


Figure 4 Abondance du grand polatouche dans les différents types de milieu lors des différentes périodes de piégeage

Pour ce qui est du *tamia rayé* (Figure 5, Annexe 2), les fluctuations d'abondance en regard des divers types de milieu et des différentes périodes de piégeage démontrent que les séparateurs non riverains tendent à soutenir davantage d'individus que les autres types, bien qu'aucune différence significative n'ait été notée à ce sujet (Tableau 1a). Outre la très faible utilisation des témoins, un fait intéressant à remarquer consiste dans l'absence de fréquentation des blocs résiduels, et ce, pour toutes les périodes de piégeage à l'exception de la période de l'été 1999. En regard des analyses statistiques qui ont été faites, les seules différences significatives observées font référence à la période de piégeage et au site, autant en considérant les blocs résiduels (1998-1999) dans les tests de comparaison qu'en les excluant (1997-1999) de ceux-ci (Tableau 1a). Ainsi, le *tamia* était plus abondant à l'été 1999 qu'il l'était aux printemps 1997 et 1999.

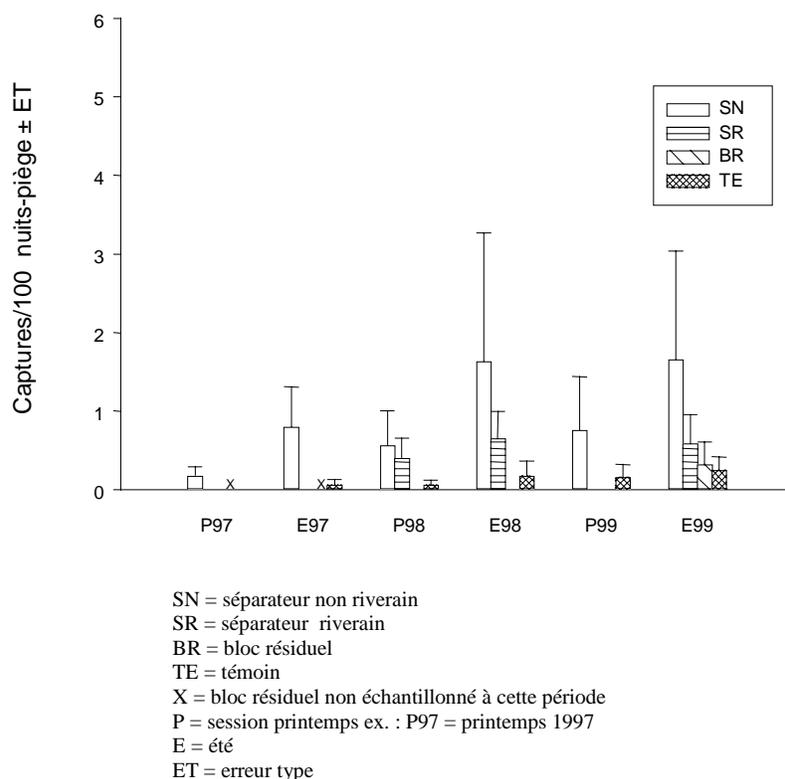
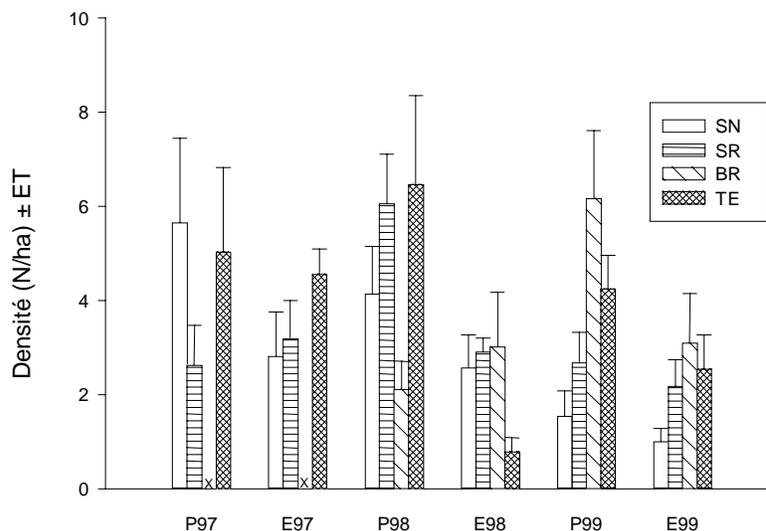


Figure 5 Abondance du *tamia rayé* dans les différents types de milieu par période de piégeage

Dans le cas de la densité d'écureuils roux adultes, les fluctuations observées sont relativement importantes, tant entre les types de milieu qu'entre les différentes périodes de piégeage (Figure 6, Annexe 3). Aucune différence significative n'apparaît entre les types (Tableau 1a). Les seules différences révélées par les tests de comparaison ont rapport aux périodes de piégeage et aux sites appartenant à un même type de milieu. Ainsi, les écureuils roux étaient plus abondants durant les

étés 1998 et 1999 et au printemps 1999 qu'ils l'étaient au printemps 1998. Ils étaient également plus abondants au printemps 1997 qu'ils l'étaient à l'été 1999 lorsque les blocs étaient exclus de l'analyse (1997-1999). De même, les densités étaient plus faibles durant les étés 1998 et 1999 qu'elles l'étaient au printemps 1998. À l'été 1999, comparativement au printemps 1999, elles étaient toujours plus faibles.

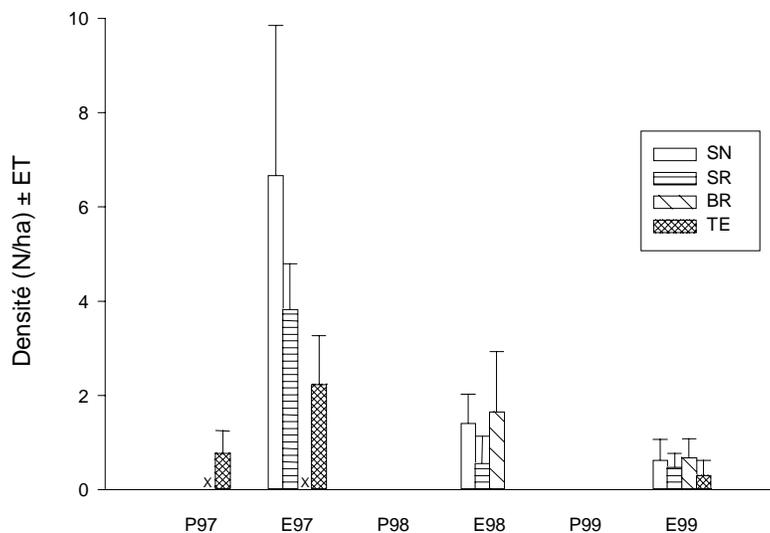


SN = séparateur non riverain
 SR = séparateur riverain
 BR = bloc résiduel
 TE = témoin
 X = bloc résiduel non échantillonné à cette période
 P = session printemps ex. : P97 = printemps 1997
 E = été
 ET = erreur type

Figure 6 Densité d'écureuils rouges adultes dans les différents types de milieu par période de piégeage

La densité d'écureuils rouges juvéniles fluctue également beaucoup en fonction des périodes de piégeage (Figure 7, Annexe 4). En effet, les densités sont plus élevées en été qu'elles le sont au printemps. De plus, un très petit nombre d'écureuil rouge juvéniles ont été capturés dans les témoins, comparativement aux autres types. En regard des analyses statistiques qui ont été faites, une différence significative a été notée entre les divers types de milieu lorsque les blocs résiduels sont exclus du test (1997-1999) et entre les périodes (Tableau 1a). Ainsi, les densités étaient plus élevées dans les séparateurs non riverains qu'elles l'étaient dans les témoins. Toutefois, en considérant les blocs résiduels (1998-1999), il ne subsiste plus que la différence significative entre les périodes de piégeage. Lorsque les blocs sont exclus de l'analyse (1997-1999), les densités à l'été 1997 sont plus élevées que durant toutes les autres périodes, alors qu'en incluant

les blocs (1998-1999), les densités aux printemps 1998 et 1999 sont plus faibles qu'elles l'étaient à l'été 1998.



SN = séparateur non riverain
 SR = séparateur riverain
 BR = bloc résiduel
 TE = témoin
 X = bloc résiduel non échantillonné à cette période
 P = session printemps ex. : P97 = printemps 1997
 E = été
 ET = erreur type

Figure 7 Densité de jeunes écureuils roux dans les différents types de milieu par période de piégeage

Tableau 1a Sommaire des résultats des ANOVA à mesures répétées sur les paramètres démographiques des trois espèces de sciuridés étudiées

Espèce	Variable dépendante	Facteurs ¹	1997-1999				1998 - 1999			
			5 SN, 5 SR et 4 TE				5 SN, 5 SR, 5 BR et 4 TE			
			dl	F	P	Puissance ² ou différence ³	dl	F	p	Puissance ² ou différence ³
Grand polatouche	Abondance	Période	2	2,69	0,030	P97<E99	3	3,64	0,020	P98<E99
		Type	10	0,37	0,699	0,398	3	0,20	0,892	0,184
		Période*Type	11	1,55	0,147	0,436	9	1,54	0,163	0,487
		Site (type)	5	6,77	< 0,001	-	15	3,98	< 0,001	-
Tamia rayé	Abondance	Période	2	2,41	0,048	P97<E99	3	3,14	0,035	P99<E99
		Type	10	0,55	0,591	0,838	3	0,57	0,640	0,985
		Période*Type	11	0,65	0,766	0,187	9	0,77	0,643	0,245
		Site (type)	5	12,79	< 0,001	-	15	16,68	< 0,001	-
Écureuil roux	Densité des adultes	Période	2	7,29	< 0,001	E98,P99, E99<P98 ; E99<P97	3	10,19	< 0,001	E98, E99< P98 ; E99<P99
		Type	10	0,75	0,494	0,381	3	0,74	0,543	0,659
		Période*Type	11	2,76	0,008	- ⁴	9	5,18	< 0,001	- ⁴
		Site (type)	5	3,17	0,002	-	15	4,70	< 0,001	-
Écureuil roux	Densité des jeunes	Période	2	19,79	< 0,001	P97,P98, E98,P99, E99<E97	3	5,61	0,002	P98, P99<E98
		Type	10	5,06	0,028	TE<SN	3	1,82	0,188	0,241
		Période*Type	11	1,34	0,235	0,376	9	0,96	0,483	0,304
		Site (type)	5	0,26	0,990	0,135	15	0,61	0,848	0,323
Écureuil roux	Masse des adultes	Période	2	4,78	< 0,001	P97,E97< P98,E98	3	1,08	0,356	0,292
		Type	1	1,00	0,398	0,227	3	0,62	0,614	0,170
		Sexe	10	0,48	0,489	0,106	1	1,70	0,194	0,255
		Période*Type	5	0,46	0,884	0,176	9	0,67	0,724	0,252
		Période*sexe	11	1,53	0,179	0,536	3	0,49	0,690	0,149
		Site (type)	4	1,31	0,214	0,706	15	1,19	0,278	0,750
Écureuil roux	Taux de retour des adultes	Période	2	5,40	0,001	E98, H98- 99<E99 ; E98<E97	2	3,20	0,056	0,564
		Type	8	1,85	0,203	0,227	3	0,66	0,588	0,154
		Période*Type	11	2,84	0,013	- ⁴	6	3,04	0,021	- ⁴
		Site (type)	4	0,71	0,719	0,326	15	0,97	0,506	0,460
Écureuil roux	Fidélité des adultes	Période	2	3,51	0,015	P98,P99< E99	2	7,94	0,002	E98, P99<E99
		Type	8	0,19	0,833	0,063	3	0,84	0,492	0,238
		Période*Type	11	2,24	0,108	0,361	6	1,16	0,378	0,416
		Site (type)	15	1,31	0,263	0,613				

1. Période : correspond à la période d'inventaire ou de piégeage (2 périodes par an [printemps et été] pendant 3 ans)
Type: correspond aux différents types de forêt résiduelle étudiés (SN, SR, BR, TE)
Site : correspond aux différents réplicats dans un même type
2. Puissance statistique du test effectué
3. Sens de la différence du test de comparaisons multiples (Tukey)
4. Les périodes varient en fonction du type, mais aucun patron clair n'apparaît

Tableau 1b Sommaire des résultats des ANOVA sur les paramètres démographiques des trois espèces de sciuridés étudiées

Espèce	Variable dépendante	Facteurs	Dl	F	p	Puissance ¹ ou différence ²
Écureuil roux	Abondance des débris d'alimentation simples	Type	3	4,79	0,016	SR, SN<BR ; SN<TE
Écureuil roux	Abondance des débris d'alimentation accumulés	Type	3	2,88	0,071	0,567
Écureuil roux ⁴	Abondance des pistes simples	Période ⁵	2	44,88	< 0,001	De,Ja<Ma ; Ja<De
		Type	2	4,06	0,055	0,970
		Période*Type	4	0,80	0,525	0,256
		Site (type)	9	2,16	0,025	-
Écureuil roux ⁴	Abondance des pistes multiples	Période ⁵	2	4,39	0,013	De,Ja<Ma
		Type	2	2,41	0,145	0,974
		Période*Type	4	1,13	0,344	0,353
		Site (type)	9	3,75	< 0,001	-

1. Puissance = puissance statistique du test effectué
2. Différence = sens de la différence du test de comparaisons multiples (Tukey)
3. Les périodes varient en fonction du type, mais aucun patron clair n'apparaît
4. ANOVA à mesures répétées
5. Période : période d'inventaire ou de piégeage (De = inventaire du mois de décembre ; Ja = inventaire du mois de janvier ; Ma = inventaire du mois de mars)

3.2 Paramètres morphométriques, démographiques et comportementaux de l'écureuil roux

En ce qui concerne les fluctuations de la masse corporelle moyenne des écureuils roux adultes en fonction des types de milieu, il semble que ce paramètre morphométrique varie sensiblement en fonction de la période de piégeage (Tableau 2). En comparant les séparateurs riverains, les séparateurs non riverains et les témoins, on note une différence significative entre les périodes de collecte des données (Tableau 1a). Ainsi, en 1997, la masse corporelle des écureuils roux adultes était plus élevée qu'elle l'était en 1999 pour la période du printemps et celle de l'été. Toutefois, lorsque l'on considère les blocs résiduels dans l'analyse, cette différence significative disparaît et on n'observe aucune différence entre les types. Il n'y a également aucune différence liée au sexe et entre les sites d'un même type de milieu.

Au sujet du taux de retour des écureuils roux adultes, d'une période d'échantillonnage à l'autre (assimilable au taux de survie), on ne note aucune différence significative entre les divers types de milieu de même qu'entre les sites de même type (Tableau 3). Toutefois, la comparaison des

séparateurs riverains, des séparateurs non riverains et des témoins (1997-1999) révèle une différence significative entre les périodes de piégeage, tandis qu'une telle différence n'est pas observée lorsque les blocs résiduels sont inclus dans l'analyse (Tableau 1a). Ainsi, à l'été le taux de retour est significativement supérieur à celui de l'été 1998 et de l'hiver 1998-1999 ; à l'été 1997, il est également supérieur à celui de l'été 1998. Les périodes varient aussi en fonction du type de milieu, mais aucun patron clair n'apparaît.

En ce qui concerne la fidélité des écureuils roux adultes à leur site de capture, on observe des fluctuations importantes tant sur le plan des types de milieu que sur celui de la période de piégeage (Tableau 4). La seule différence significative qui se dégage a rapport à la période, et ce, peu importe que les blocs résiduels soient intégrés ou non aux analyses (Tableau 1a). Ainsi, lorsque les blocs sont exclus (1997-1999), la fidélité est supérieure, à l'été 1999, à celle qui avait cours aux printemps 1998 et 1999, alors qu'à l'été 1999, elle est supérieure à celle de l'été 1998 et du printemps 1999 quand les blocs sont inclus (1998-1999). La comparaison du rapport des sexes des écureuils roux adultes en fonction des divers types de milieu permet de démontrer un certain déséquilibre en faveur des mâles dans les blocs résiduels lorsque toutes les périodes d'échantillonnage sont confondues, alors qu'on observe le contraire dans les séparateurs riverains et non riverains ainsi que dans les témoins (Tableau 5). Aucune différence significative n'a pu être relevée entre les types. Toutefois, lorsque les différents types de milieu sont confondus et quand le rapport entre les sexes est analysé en fonction de la période de piégeage, ce rapport apparaît fortement déséquilibré en faveur des mâles aux printemps 1998 et 1999 comparativement aux sessions d'été respectives où ce paramètre redevient déséquilibré en faveur des femelles ; cette observation est significative sur le plan statistique.

Tableau 2 Masse moyenne des écureuils roux adultes dans les différents types de milieu par période de piégeage

Période	SN ¹	SR ²	BR ³	TE ⁴
	Masse moy. (±ET) ⁵	Masse moy. (±ET)	Masse moy. (±ET)	Masse moy. (±ET)
♀ P 1997	163,8 ±4,2	172,0 ±5,3	X ⁶	163,1 ±2,0
♀ É 1997	168,6 ±4,6	174,0 ±4,3	X	163,2 ±2,7
♀ P 1998	170,0 ±5,3	178,7 ±2,5	171,5 ±7,0	179,0 ±3,9
♀ É 1998	174,6 ±7,3	178,5 ±3,9	178,8 ±6,2	177,5 ±5,0
♀ P 1999	168,0 ±8,7	173,9 ±5,7	170,8 ±3,6	180,0 ±5,0
♀ É 1999	165,0 ±5,8	174,8 ±3,8	163,0 ±4,1	165,0 ±2,4
♂ P 1997	166,6 ±4,4	166,3 ±5,9	X	180,3 ±5,0
♂ É 1997	148,5 ±4,9	166,8 ±4,6	X	175,6 ±4,2
♂ P 1998	169,6 ±4,4	179,8 ±1,7	178,4 ±2,5	178,1 ±2,1
♂ É 1998	175,6 ±7,0	175,5 ±3,3	177,1 ±3,4	170,8 ±6,7
♂ P 1999	180,0 ±2,9	171,3 ±4,2	182,4 ±3,6	170,7 ±3,4
♂ É 1999	180,0 ±5,0	158,3 ±3,3	173,9 ±4,9	179,2 ±4,0

1. Séparateur non riverain
2. Séparateur riverain
3. Bloc résiduel
4. Témoin
5. ET : erreur type
6. X : pas échantillonné à cette période

Tableau 3 Taux de retour des écureuils roux adultes dans les différents types de milieu par période de piégeage

Période	SN ¹ (±ET) ⁵	SR ² (±ET)	BR ³ (±ET)	TE ⁴ (±ET)
É 1997	0,59	0,57	X ⁶	0,66
	±0,10	±0,44		±0,24
H 1997-1998	0,26	0,37	X	0,46
	±0,16	±0,21		±0,27
É 1998	0,41	0,13	0,52	0,16
	±0,26	±0,18	±0,22	±0,20
H 1998-1999	0,18	0,35	0,49	0,83
	±0,12	±0,05	±0,18	±0,17
É 1999	0,75	0,70	0,41	0,42
	±0,14	±0,08	±0,18	±0,11

1. Séparateur non riverain
2. Séparateur riverain
3. Bloc résiduel
4. Témoin
5. ET : erreur type
6. X : pas échantillonné à cette période

Tableau 4 Fidélité des écureuils roux adultes dans les différents types de milieu par période de piégeage

Période	SN ¹ (±ET) ⁵	SR ² (±ET)	BR ³ (±ET)	TE ⁴ (±ET)
É 1997	0,42	0,31	X ⁶	0,47
	±0,11	±0,16		±0,06
H 1997-1998	0,49	0,20	X	0,37
	±0,11	±0,06		±0,13
É 1998	0,23	0,60	0,24	0,75
	±0,13	±0,11	±0,09	±0,25
H 1998-1999	0,44	0,42	0,28	0,19
	±0,26	±0,04	±0,06	±0,05
É 1999	0,88	0,70	0,65	0,68
	±0,13	±0,12	±0,15	±0,39

1. Séparateur non riverain
2. Séparateur riverain
3. Bloc résiduel
4. Témoin
5. ET : erreur type
6. X : pas échantillonné à cette période

Tableau 5 Comparaison du rapport des sexes (mâles : 100 femelles) chez les écureuils roux adultes

Variable	Rapport des sexes
Habitats (périodes regroupées)	
Séparateurs non riverains	72:100
Séparateurs riverains	82:100
Blocs résiduels	123:100
Témoins	78:100
<i>Habitats (périodes regroupées) :</i>	
Périodes (habitats regroupés)	
Printemps 1997	46:100
Été 1997	48:100
Printemps 1998	145:100 ¹
Été 1998	81:100
Printemps 1999	127:100
Été 1999	62:100
<i>Périodes (habitats regroupés) :</i>	

1. Rapport significativement différent des autres ($p < 0,05$)

3.3 Indices d'abondance relatifs à l'écureuil roux

L'inventaire des débris d'alimentation comme indicateur d'abondance de l'écureuil roux a permis d'approfondir la compréhension au sujet de l'utilisation de l'habitat par ce sciuridé. À ce propos, l'abondance des débris d'alimentation simples (Figure 8) démontre une activité alimentaire dans les blocs résiduels qui est plus grande que celle qui a cours dans les séparateurs riverains et non riverains ; de plus, la différence est significative (Tableau 1b). Cette différence a aussi été observée entre les témoins et les séparateurs non riverains et une tendance non significative a aussi été observée entre les témoins et les séparateurs riverains, les témoins ayant un indice d'activité alimentaire plus élevé que celui qui existe dans les séparateurs. En ce qui concerne l'abondance des débris d'alimentation accumulés (Figure 9), il semble que les blocs résiduels et les témoins soient davantage utilisés que le sont les séparateurs riverains et non riverains, bien qu'aucune différence significative ne s'en dégage (Tableau 1b).

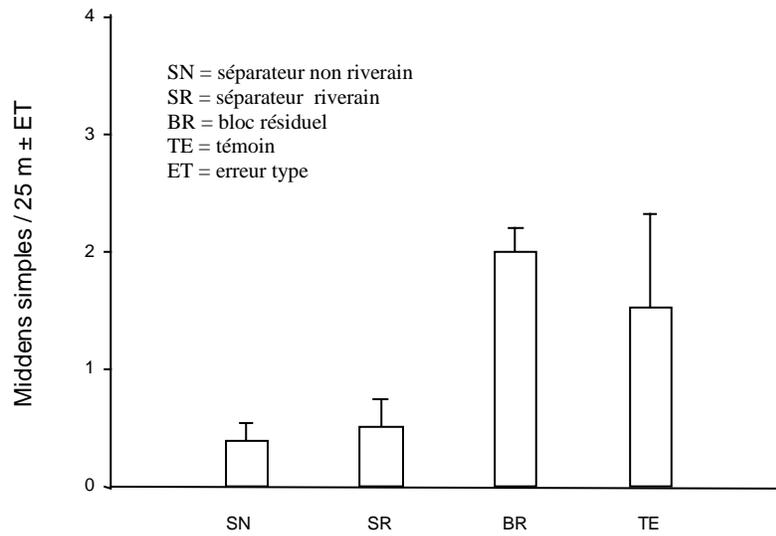


Figure 8 Abondance des débris d'alimentation simples dans les différents types de milieu au cours de l'été 1998

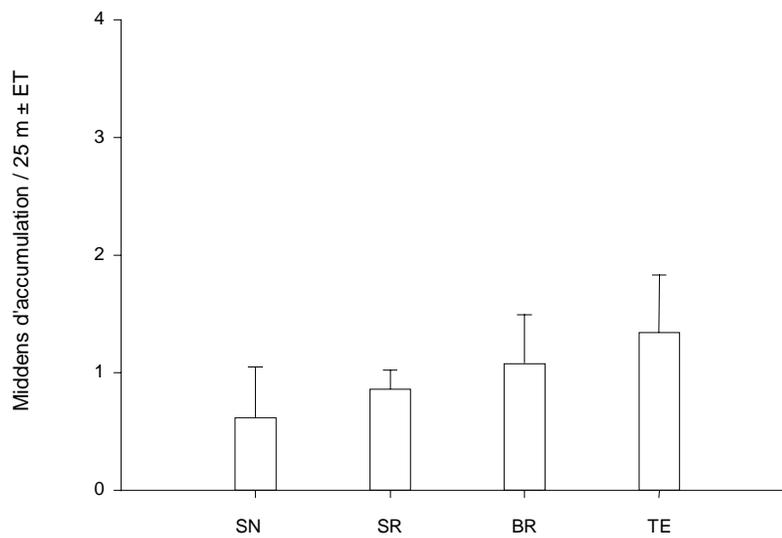


Figure 9 Abondance des débris d'alimentation accumulés dans les différents types de milieu au cours de l'été 1998

En ce qui a trait à l'abondance des pistes simples dans la neige laissées par les écureuils roux dans les différents types de milieu (Figure 10), aucune différence significative n'a été relevée entre les divers types. Il semble toutefois que les séparateurs non riverains soient davantage fréquentés que les séparateurs riverains et les blocs résiduels (Tableau 1b). Par contre, on observe toutefois des différences significatives entre les périodes de piégeage ainsi qu'entre les sites d'un même type. Au mois de mars, on a observé un nombre de pistes simples significativement plus élevé que le nombre relevé au mois de décembre et de janvier ; par ailleurs, il y en avait plus au mois de décembre qu'il y en avait au mois de janvier.

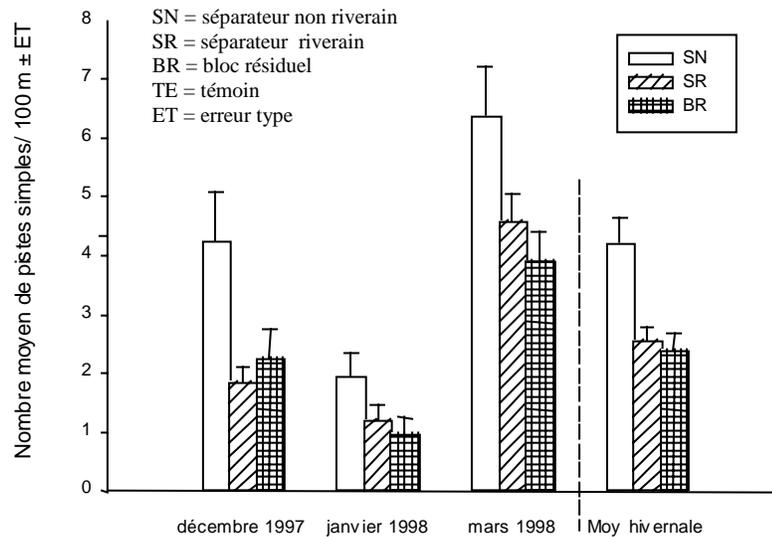


Figure 10 Abondance des pistes simples d'écureuils roux dans les types de forêt résiduelle en hiver

En ce qui concerne les réseaux de pistes multiples d'écureuils roux (Figure 11), on ne trouve également aucune différence significative entre les types. Les seules différences significatives observées l'ont été à propos des périodes de piégeage et des sites regroupés sous le même type de milieu (Tableau 1b). Ainsi au mois de mars l'abondance de réseaux de pistes est plus forte que celle qui a été observée au cours des mois de décembre et de janvier.

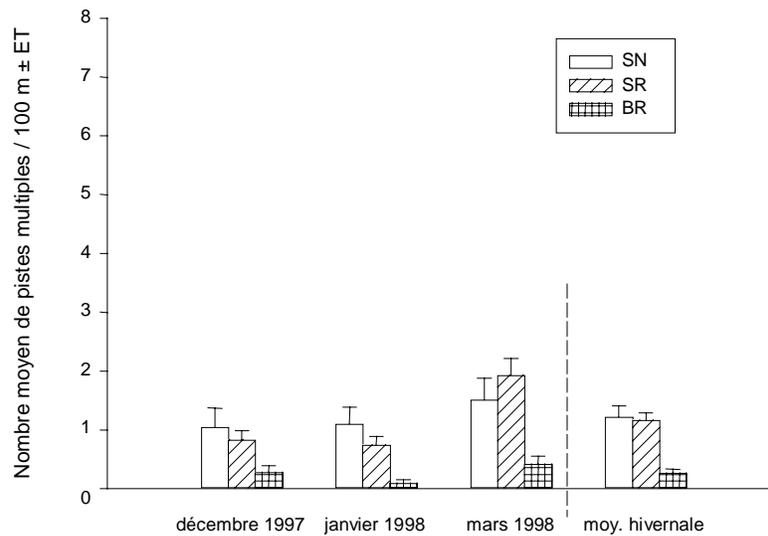


Figure 11 Abondance des pistes multiples dans les types de forêt résiduelle en hiver

3.4 Lien entre les différents indices d'abondance de l'écureuil roux dans les séparateurs et les blocs

Nous n'avons trouvé aucune corrélation entre les différents indices de présence de l'écureuil roux (Tableau 6). On prévoyait observer à l'été 1998 une relation entre les débris d'alimentation simples et les densités d'individus. En effet, les débris d'alimentation simples sont des indices récents d'utilisation et l'inventaire a été fait tout juste avant celui des densités d'individus, à l'été 1998.

Tableau 6 Matrice de corrélation de Spearman entre différents indices d'abondance pour l'écureuil roux¹

Indice d'abondance	Pistes	Débris d'alimentation		Densité			
		accumulés	simples	E98	P98	E97	P97
Pistes	1,000						
Débris d'alimentation accumulés	0,067	1,000					
Débris d'alimentation simples	0,225	0,292	1,000				
Densité E98	0,127	- 0,394	- 0,024	1,000			
Densité P98	0,091	0,297	0,043	- 0,030	1,000		
Densité E97	0,212	- 0,430	0,505	0,527	- 0,030	1,000	
Densité P97	0,576	0,103	- 0,347	0,115	0,164	- 0,103	1,000

1. n = 10 et $r_{\text{seuil}} = 0,648$

3.5 Effet de la distance du massif forestier

Aucune relation linéaire significative ($n=10$, $F= 1,08$, $p=0,33$) n'a pu être établie entre la distance du lieu de capture dans les séparateurs par rapport au massif forestier auquel ils sont rattachés et l'indice d'abondance des captures (nombre d'individus différents capturés/effort de piégeage) (Figure 12).

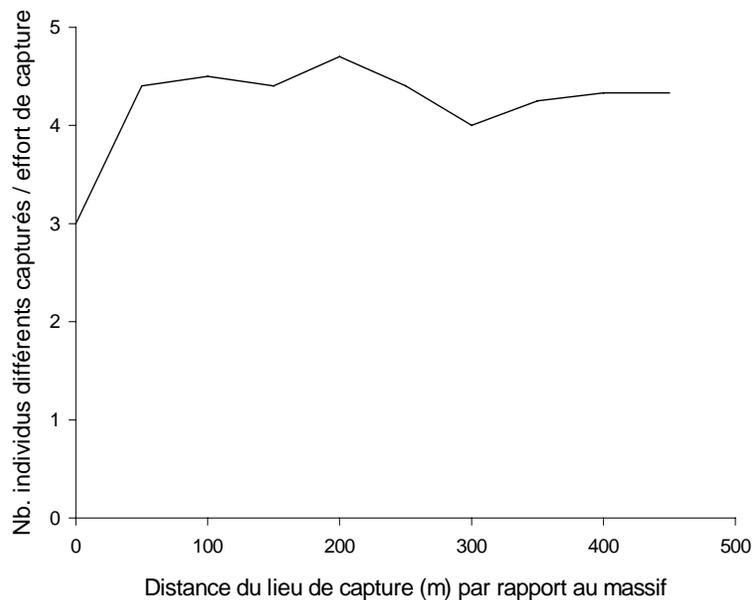


Figure 12 Abondance des captures d'écureuils roux en fonction de la distance du lieu de capture dans les séparateurs par rapport au massif forestier

3.6. Corrélation entre les caractéristiques des sites de piégeage et les captures d'écureuils

L'indice d'abondance de l'écureuil roux est corrélé très faiblement ($n=68$, $p<0,05$) avec la longueur ($r_s= 0,24$) et le pourcentage d'interception ($r_s= 0,23$) des débris ligneux au sol. Il est aussi corrélé très faiblement au nombre de tiges de pin gris ($r_s= -0,23$) dans la strate arbustive et l'obstruction latérale ($r_s= -0,23$) de cette strate.

Pour le grand polatouche, l'indice d'abondance est faiblement corrélé ($n=68$, $p<0,05$) avec le nombre de tiges ($r_s= 0,24$), la surface terrière ($r_s= 0,25$) du pin gris dans la strate arborescente et

le nombre de tiges d'épinette noire ($r_s = -0,24$) dans la même strate. Cet indice est faiblement corrélé avec le pourcentage de recouvrement des débris ligneux au sol ($r_s = 0,21$).

Enfin, l'indice d'abondance du tamia rayé est corrélé ($n=68$, $p<0,05$) avec la pente du lieu de capture ($r_s = 0,21$), le nombre de tiges de sapin ($r_s = 0,40$) et de peuplier faux-tremble ($r_s = 0,23$) dans la strate arbustive, l'obstruction latérale dans cette même strate ($r_s = 0,25$), le nombre de tiges et la surface terrière du mélèze ($r_s = 0,27$) et du bouleau à papier ($r_s = 0,35$) dans la strate arborescente et le volume de débris ligneux au sol ($r_s = 0,26$). Cet indice a aussi été corrélé avec le nombre de tiges d'épinette noire ($r_s = -0,29$) dans la strate arbustive, le nombre de tiges ($r_s = -0,25$) et la surface terrière du pin gris ($r_s = -0,21$) dans la strate arborescente, le couvert arborescent ($r_s = -0,33$), le volume ($r_s = -0,31$) et le nombre de chicots ($r_s = -0,31$).

4. Discussion

Une étude sur les effets à court terme que produit sur la faune la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) a été poursuivie entre 1990 et 1995 dans la pessière noire de l'Abitibi. La synthèse des résultats (Potvin et Courtois, 1998 ; Anonyme, 1996) indique que la plupart des espèces fauniques étudiées (lièvre, martre, gélinotte, tétras, orignal) quittent les parterres de coupes et que leur maintien, à court terme, dans une mosaïque où la coupe prédomine dépend de la forêt résiduelle. Dans notre étude, l'abondance des sciuridés ne diffère pas de manière significative entre les différents types de forêt résiduelle. L'écureuil roux, le grand polatouche et le tamia utilisent les différents types de forêt résiduelle. Le fait que nous ayons relevé peu de différences significatives est souvent relié à un manque de puissance statistique (Tableaux 1a et 1b) occasionné par un faible échantillon et par la grande variabilité entre les sites d'un même type. Cependant, les tendances générales trouvées en regard des différents paramètres étudiés suggèrent tout de même que les diverses structures de forêt résiduelle sont utilisées par les sciuridés.

4.1 Grand polatouche

Le grand polatouche est présent, sporadiquement, dans l'aire où portait notre étude. Sa présence a été notée dans tous les types de milieu et nous n'avons trouvé aucune différence significative relativement à l'abondance entre ces types, probablement en raison de la faible densité du grand polatouche. Son organisation sociale pourrait expliquer pourquoi lorsqu'un individu était capturé à un endroit, d'autres individus y étaient généralement capturés. En effet, plusieurs auteurs (Carey *et al.*, 1997 ; Weigl et Osgood, 1974 ; Maser *et al.*, 1981) ont rapporté la cohabitation d'individus, notamment au cours de l'hiver dans les nids. Des caractéristiques d'habitat recherchées par l'espèce pourraient aussi avoir contribué à ce modèle. La présence du grand polatouche a déjà été associée à des caractéristiques particulières d'habitat, telles que la présence de chicots et de débris ligneux, et à la complexité de la structure de la canopée, particulièrement dans les forêts anciennes (Carey *et al.*, 1999). Par ailleurs, les données de végétation provenant du secteur d'étude ont indiqué une faible corrélation positive entre le nombre de captures de grands polatouches en un lieu précis et l'abondance de débris ligneux à

cet endroit. Cette caractéristique peut être associée avec la décadence de peuplements surannés ou à des zones de chablis dans les séparateurs. En effet, plusieurs zones de chablis intenses ont été observées dans les séparateurs, créant ainsi des sites possédant une forte quantité de débris ligneux au sol, une caractéristique importante pour le grand polatouche dans sa sélection d'habitat. Bien que nous n'ayons observé qu'une présence sporadique de grands polatouches, nos résultats de piégeage (Figure 4) indiquent qu'ils sont plus abondants dans le secteur à l'étude que dans la forêt boréale mixte de l'Alberta (composée principalement de peupliers faux-trembles et d'épinettes blanches) (Bayne et Hobson, 1998) où l'abondance était inférieure à 0,25 captures par 100 nuits-piège dans la forêt continue et dans des blocs résiduels, alors qu'elle est supérieure à une capture par 100 nuits-piège dans la forêt continue et résiduelle (sauf durant le printemps 1997 dans les témoins et pendant l'été 1998 dans les blocs résiduels). Parce que notre étude a été poursuivie dans une forêt coniférienne (principalement composée d'épinettes noires), il est possible que les différences d'abondance observées entre les diverses études soient liées à la variation dans le couvert végétal, puisqu'il est reconnu que le grand polatouche préfère généralement la forêt résineuse (Urban, 1988 ; Ferron, 1981 ; Weigl, 1978).

En Finlande, la proportion d'habitats ouverts à l'échelle locale a un impact négatif sur la présence de l'écureuil volant européen (*Pteromys volans*) (Mönkkönen *et al.*, 1997). La probabilité de présence de cette espèce décroît avec l'augmentation de la présence d'habitats ouverts dans un rayon d'un kilomètre. Dans notre étude, le grand polatouche était présent dans les séparateurs de 60 m de largeur malgré le fait qu'il y avait des CPRS récentes de part et d'autre. À court terme du moins, il semble donc que le grand polatouche tolère la présence de cette perturbation à proximité de son domaine vital. De plus ce comportement appuie l'hypothèse selon laquelle le grand polatouche pourrait être une espèce plus généraliste (Ransome et Sullivan, 1997 ; Waters et Zabel, 1995 ; Rosenberg et Anthony, 1992) que spécialiste de forêts anciennes ou surannées, tel que suggéré par Carey (1989) et Witt (1992).

Une autre étude a démontré la présence d'un déclin dans la reproduction et la densité du petit polatouche (*Glaucomys volans*) après une coupe partielle dans la forêt coniférienne du sud des États-Unis. Les auteurs de l'étude en question ont insisté sur l'importance de préserver des corridors de forêt résiduelle dans les secteurs de récolte (Taulman *et al.*, 1998). Ces auteurs ont

aussi montré que le petit polatouche utilisait la forêt résiduelle peu de temps après la récolte forestière et ils ont souligné le rôle de ces structures dans la réduction de la sévérité des conséquences qui en découlent sur le petit polatouche. La présence de forêt résiduelle après coupe pourrait être un moyen de maintenir le grand polatouche localement à court terme et pourrait aussi permettre une nouvelle colonisation des zones déboisées, à moyen et à long terme.

Par ailleurs, l'augmentation de l'abondance à l'été 1999 par rapport aux printemps 1997 (sans les blocs dans l'analyse) et 1998 (comprenant les blocs dans l'analyse) dénote une tendance à l'augmentation du grand polatouche dans le secteur au cours des trois années de notre étude.

La présence de débris ligneux au sol est fortement corrélée avec l'abondance de champignons sporocarpes (Carey *et al.*, 1999), une source importante de nourriture pour le grand polatouche dans l'Ouest américain (Maser *et al.*, 1986). En conséquence, la présence de débris ligneux pourrait aussi être un indice de qualité de l'habitat dans l'est de son aire de répartition.

Dans l'aire qui a fait l'objet de notre étude, il semble que le grand polatouche soit davantage associé à la présence de pin gris qu'à celle de l'épinette noire. Cela est d'autant plus surprenant que, d'après nos observations, l'épinette noire est plus apte à supporter des communautés de lichens arboricoles que le pin gris. En hiver, les lichens arboricoles seraient une source importante de nourriture lorsque les champignons ne sont plus disponibles (Rosentreter *et al.*, 1997) et entreraient également dans la composition des nids (Hayward et Rosentreter, 1994). Cependant, les données n'indiquent pas l'utilisation hivernale des sites par le grand polatouche, puisque les pistes de polatouche sont difficiles à distinguer de celles de l'écureuil roux, à moins de noter un lieu d'atterrissage, ce qui n'a pas été observé. De plus, il est fort probable que le polatouche soit peu présent au sol l'hiver puisque sa nourriture (les lichens arboricoles) se trouve sur les arbres (Rosentreter *et al.*, 1997).

4.2 Tamia rayé

Le tamia rayé est une espèce généralement associée à la forêt feuillue et mixte ; il préfère cependant la forêt décidue (Elliott, 1978). La situation géographique du secteur à l'étude et la végétation coniférienne qui y est associée pourraient expliquer la faible abondance de l'espèce dans l'ensemble des types durant toutes les périodes de piégeage (mis à part un site particulier dans les séparateurs non riverains). L'ouverture créée par la CPRS pourrait accroître l'abondance du tamia à moyen terme (Ambrose, 1975 ; Lovejoy, 1975 ; Kirkland *et al.*, 1985), puisqu'il y a souvent présence d'essences feuillues au cours du processus de régénération en forêt boréale. Cependant, la régénération des parterres de coupes n'était pas dominée par les essences feuillues dans le secteur à l'étude.

Puisque le tamia se retrouve généralement dans la forêt feuillue (Elliott, 1978), il se pourrait qu'il préfère la présence des peupliers faux-trembles dans la strate arbustive et celle des bouleaux à papier dans la strate arborescente, comme le montrent nos résultats. L'obstruction latérale et le volume de débris ligneux au sol sont des caractéristiques associées à la complexité structurale de l'habitat qui peuvent offrir un meilleur couvert de protection à ce petit mammifère terrestre. Nos observations en ce qui concerne sa préférence pour un couvert arborescent ouvert et la forte obstruction latérale contredisent les observations de Bowers (1995) qui rapportent que le tamia était associé à un couvert arborescent fermé combiné à un couvert arbustif ouvert. La sélection de terriers par le tamia a déjà été associée positivement à la valeur de la pente (Mahan et Yahner, 1996). Nos résultats corroborent cette observation puisque nous avons un lien positif entre la pente et la présence de tamias (donc possiblement d'un terrier à proximité). Une pente plus abrupte produit généralement un sol mieux drainé pour la construction d'un terrier (Mahan et Yahner, 1996). Nous n'avons pu expliquer la corrélation positive de l'indice d'abondance de tamias avec le nombre de tiges de sapin dans la strate arbustive, le nombre de tiges et la surface terrière du mélèze dans la strate arborescente, et la corrélation négative avec le nombre de tiges d'épinette noire dans la strate arbustive, le nombre de tiges et la surface terrière du pin gris dans la strate arborescente et le nombre de chicots. Cependant, la préférence du tamia pour un habitat composé d'essences feuillues peut, en partie, expliquer les corrélations négatives avec l'abondance de certaines essences résineuses, bien que ces corrélations soient faibles.

4.3 Écureuil roux

Parmi les sciuridés, l'écureuil roux est de loin l'espèce la plus abondante dans l'aire à l'étude. Les densités d'adultes observées ne diffèrent pas significativement entre les types de milieu. En Alberta, Bayne et Hobson (1998) ont trouvé des densités d'écureuil roux qui étaient plus élevées dans des boisés de ferme (de 9 à 45 ha) qu'elles l'étaient dans des blocs résiduels (40 ha) après coupe. D'un autre côté, des études menées au sujet de l'écureuil roux européen (*S. vulgaris*) rapportent de faibles densités d'écureuils dans des boisés isolés ; ce phénomène pourrait être occasionné par la mauvaise connectivité (corridors) entre les boisés (Van Apeldorn *et al.*, 1994 ; Celada *et al.*, 1994). Dans l'aire à l'étude (Figure 3), cette connectivité entre les différents boisés résiduels était élevée. Seulement un séparateur non riverain était entièrement isolé et ce dernier n'était éloigné que de 62 m de la forêt adjacente. Nous pouvons donc considérer que la dispersion et le déplacement des écureuils roux étaient possibles entre les boisés résiduels et le massif forestier sans une augmentation des risques associés à la prédation en milieu ouvert.

Pour les densités d'adultes, nous avons observé des différences significatives entre les périodes. La tendance qui ressort est que les abondances sont plus fortes au printemps qu'elles le sont en été. Cela pourrait être attribuable au comportement reproducteur des mâles (Eisenberg, 1966). Ces derniers seraient alors en quête de femelles et se déplaceraient davantage dans les territoires d'autres individus.

En 1998 et en 1999, en ce qui a trait à la densité des jeunes écureuils roux, on n'a trouvé aucune différence significative entre les différents types de forêt résiduelle et les témoins, ce qui permet de supposer que la productivité est équivalente entre les types. Cependant, une différence significative a été notée entre les types sans les blocs (1997-1999). Ainsi, les témoins ont une abondance de jeunes qui est plus faible que celle des séparateurs non riverains. Cette situation pourrait être liée à la plus grande possibilité de dispersion en forêt continue, ce qui aurait pour effet de les rendre moins vulnérables à la capture dans ce type, bien que cette observation n'ait pas été constatée dans les séparateurs riverains. Pour les trois années, des différences dans les densités de jeunes ont été notées entre le printemps et l'été, ce qui correspond au cycle démographique de l'espèce. En effet, presque aucun jeune n'a été capturé au printemps ; la

majorité d'entre eux n'avait probablement pas encore quitté le nid. La sortie du nid et la dispersion des jeunes se produisent généralement à partir de la fin de juin ou du début de juillet dans l'État de New York et au sud du Québec (Layne, 1954 ; Prescott et Ferron, 1978 ; Ferron, 1980 ; 1984). Lors de l'analyse sans les blocs (1997-1999), il est ressorti que les densités de jeunes ont été plus fortes durant l'été 1997 que pendant toutes les autres périodes. Cependant, en incluant les blocs dans l'analyse (1998-1999), les densités observées à l'été 1998 sont apparues plus élevées que celles des printemps 1998 et 1999. On a également observé une très bonne année de reproduction en 1997. Elle pourrait être attribuable à une série de conditions favorables comme les conditions climatiques estivales appropriées pour la survie ou l'abondance de la ressource alimentaire dans le milieu. Les moins bons recrutements en 1998 et 1999 ne seraient pas attribuables à l'effet des types de milieu, puisque ces conditions ont aussi été observées dans les secteurs témoins. La forte année de recrutement observée en 1997, suivie d'une baisse marquée les deux années suivantes, serait donc davantage un phénomène régional qui n'est pas lié à l'effet du type.

La masse corporelle des écureuils roux est comparable dans tous les types de milieu, ce qui suggère que tous ces milieux sont de qualité comparable pour l'espèce. Wauters *et al.* (1996) et Wauters et Dhondt (1989) ont montré que la masse corporelle est un bon indicateur des conditions physiques, pour les deux sexes, de l'écureuil roux européen. Les écureuils résidant dans un « bon » habitat avaient une masse corporelle significativement plus élevée que ceux résidant dans un habitat « pauvre » (Wauters et Dhondt, 1989). Si cette observation s'applique pour *T. hudsonicus*, l'absence de différence significative en ce qui concerne la masse corporelle des écureuils roux dans les différents types de milieu suggérerait que ceux-ci procurent des habitats comparables pour cette espèce. Toutefois, nous avons observé que la masse corporelle était plus élevée en 1998 (printemps et été) qu'elle l'était en 1997, ce qui permet de supposer que la condition était meilleure en 1998. Cela pourrait être relié aux baisses de densités, par conséquent à l'augmentation de la ressource alimentaire disponible par individu.

Pour ce qui est de la fidélité au site, l'absence de différence significative entre les types de milieu nous porte à croire que la stabilité des individus est comparable dans tous les types, suggérant, du même coup, que la qualité d'habitat est comparable. Nous avons noté une fidélité

significativement plus forte durant l'été 1999 que pendant les printemps 1998 et 1999 sans les blocs dans l'analyse, et plus forte durant l'été 1999 que pendant le printemps 1999 et l'été 1998 avec les blocs. Ainsi, il se dégage une tendance à une fidélité plus élevée au cours de l'été 1999 sans que nous puissions expliquer biologiquement cette démarcation.

Pour toutes les périodes de piégeage, excepté celles qui ont eu lieu aux printemps 1998 et 1999, le rapport des sexes était déséquilibré en faveur des femelles (tous les types regroupés). Ce résultat paraît être en contradiction avec celui de Hurly (1986) qui, dans son étude, avait trouvé que le rapport des sexes était généralement déséquilibré en faveur des mâles, probablement à cause d'un taux de mortalité plus élevé dans le groupe des femelles. Dans notre étude, nous avons capturé un nombre plus élevé de mâles aux sessions printanières de piégeage seulement (1998 et 1999). Cela pourrait encore être attribuable au comportement reproducteur des mâles. Ces derniers seraient alors en quête de femelles et se déplaceraient davantage dans les territoires d'autres individus.

À l'heure actuelle, nous ne pouvons expliquer pourquoi nous observons une tendance au déséquilibre dans le rapport des sexes, lequel est en faveur des mâles dans les blocs (toutes périodes confondues).

Lorsqu'on se base sur la couleur violacée des écailles composant les cônes (Potvin, 1994), ces débris d'alimentation simples fournissent généralement un indice révélant que l'activité d'alimentation des écureuils roux est récente. Les données à ce sujet suggèrent que l'activité d'alimentation récente est plus élevée dans les blocs résiduels que ce qu'elle est dans les séparateurs riverains et non riverains et plus élevée dans les témoins que dans les séparateurs non riverains. Les débris d'alimentation accumulés sont, quant à eux, des indices que l'activité d'alimentation est à plus long terme. Rusch et Reeder (1978) ont démontré que les débris d'alimentation accumulés pouvaient persister pendant plusieurs générations d'individus occupant le territoire. Malgré l'absence de différences significatives dans l'abondance de ces débris d'alimentation, la tendance d'une abondance plus élevée dans les témoins et les blocs résiduels pourrait indiquer que l'utilisation de ces types est plus stable que l'utilisation des séparateurs.

La présence de débris ligneux au sol a déjà été associée aux caractéristiques de l'habitat de l'écureuil roux (Layne, 1954 ; Vahle et Patton, 1983). En forêt boréale où les cavités dans les arbres sont plus rares, les nids au sol sont plus fréquents (Fancy, 1980). Ainsi, la présence de débris ligneux pourrait jouer un rôle de couvert protecteur au moment des déplacements vers ces nids au sol. Cependant, nous ne pouvons pas expliquer pourquoi il y a une corrélation négative de la présence de l'écureuil roux avec le couvert latéral et le nombre de tiges de pin gris dans la strate arbustive. Il est probable que la faiblesse des corrélations explique un tel phénomène.

Les données de pistage hivernal de 1997 confirment l'utilisation des trois types de forêt résiduelle en hiver, et ce, à des niveaux qui paraissent comparables. En complément aux données de piégeage, ces données de pistage nous permettent de croire que l'écureuil roux réside dans les différents types de forêt résiduelle. Bien que des différences significatives aient été notées dans l'abondance entre les périodes d'inventaire, l'utilisation des trois types de forêt résiduelle se fait tout au long de l'hiver.

Nous n'avons trouvé aucun lien entre les différents indices d'abondance de l'écureuil roux dans les séparateurs et les blocs. Le nombre d'écureuils résidants a déjà été corrélé avec le nombre de sites de débris d'alimentation actifs (Smith, 1968 ; Vahle et Patton, 1983). Le nombre de sites actifs de débris d'alimentation serait donc un bon indicateur de l'abondance d'écureuils roux (Mattson et Reinhart, 1996). Il faut cependant noter que cette relation est valable pour les écureuils roux résidants. Or, les individus capturés n'étaient pas nécessairement résidants parce qu'ils pouvaient être en exploration ou en dispersion. De plus, comme les densités d'écureuils roux ont chuté entre le printemps et l'été 1998, cela pourrait avoir entraîné un biais en dénombrant des débris d'alimentation devenus récemment inactifs. Dempsey et Keppie (1993) ont mis en évidence une différence dans la constitution des amoncellements de débris d'alimentation par l'écureuil roux entre l'est et l'ouest du continent. En effet, dans l'Ouest, les individus concentrent leurs efforts d'amassage dans une grosse cache au centre de leur territoire, alors que dans l'Est, l'utilisation de plusieurs petites ou moyennes caches prédomine. Il est possible que, dans l'Est, la variabilité dans la grosseur et dans le nombre des amoncellements de débris d'alimentation actifs sur un territoire dépende des caractéristiques du site. Par exemple, un sol moins bien drainé pourrait être moins propice à la constitution d'amoncellements de débris

d'alimentation qu'un sol bien drainé. Une relation claire entre le nombre de débris d'alimentation et l'abondance de l'écureuil roux serait peut-être propre à l'ouest du continent, où un seul site d'accumulation est généralement constitué par territoire d'écureuil roux.

De plus, les indices de présence recueillis à différentes périodes ne sont peut-être pas corrélés parce qu'il y a des variations entre les périodes d'échantillonnage (printemps, été, hiver) et que l'utilisation de l'habitat peut être différente d'une saison à l'autre. Comme ces différents indices d'abondance ne peuvent être corrélés, il faudrait déterminer lequel est un meilleur indice de présence. Par ailleurs, la comparaison indice par indice entre les différents types de milieu n'a révélé aucune différence significative pour les écureuils roux, sauf pour les débris d'alimentation simples qui étaient plus fréquents dans les blocs et les témoins.

Pour ce qui est de l'effet de la distance du massif forestier, on aurait pu s'attendre à une relation claire entre l'éloignement du massif et la diminution de l'indice d'abondance de l'écureuil roux dans les structures linéaires (séparateurs). On prévoyait, en effet, une plus grande abondance d'écureuils roux à proximité des massifs forestiers et une diminution de celle-ci en s'éloignant du massif forestier si les écureuils n'avaient utilisé les séparateurs que de façon occasionnelle. Or, il semble que ces derniers utilisent les structures linéaires avec la même intensité sur toute leur longueur. Il est donc fort probable que les caractéristiques essentielles (nourriture, couvert) se retrouvent dans l'ensemble de chaque séparateur et que la distance par rapport au massif n'a pas d'importance pour l'écureuil roux.

5. Limites de la présente étude

5.1 Durée de l'étude et temps écoulé depuis la coupe

La présente étude visait à évaluer l'utilisation à court terme de la forêt résiduelle après la récolte forestière. Elle s'est échelonnée sur une très petite période comparativement à l'échelle d'une révolution forestière, soit une période de moins de cinq ans après coupe pour tous les types de forêt résiduelle. Les coupes adjacentes aux différents types de forêt résiduelle ont été effectuées entre 1994 et 1998. Comme on peut s'attendre à des fluctuations dans l'abondance des espèces fauniques à la suite d'une perturbation, les années de récolte devraient être identiques si l'on veut comparer l'effet de cette perturbation. Ainsi, ce phénomène pourrait faire augmenter l'hétérogénéité entre les sites d'un même type, ce qui peut avoir pour conséquence de masquer les différences entre ces derniers. Idéalement, les années de coupes adjacentes auraient dû être les mêmes.

Bien que certaines études aient considéré les effets à plus long terme de l'exploitation forestière sur la faune (Monthey et Soutiere, 1985 ; Stevenson et Major, 1982 ; Thompson, 1994 ; Martell, 1983), nous tenons à signaler qu'il existe un réel besoin pour d'autres études à long terme. Les études menées jusqu'à présent ont surtout porté un regard à court terme, c'est-à-dire moins de cinq ans après la perturbation (Potvin et Courtois, 1998 ; Monthey, 1984 ; Soutiere, 1979 ; Martell et Radvanyi, 1977). Afin d'étudier l'utilisation, à plus long terme, de la forêt résiduelle par la faune, une chronoséquence d'âges de coupe pourrait être utilisée. Bien qu'idéalement, un suivi des mêmes sites pourrait s'avérer plus robuste, un regard sur une chronoséquence pourrait être pertinent tout en étant plus facile à mettre en place. Cependant, la très grande variabilité entre les sites étudiés alors rend les conclusions plus délicates.

5.2 Traitements sylvicoles ultérieurs dans les séparateurs

Le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI) (Gouvernement du Québec, 1996) prévoit la possibilité de récolter des tiges dans les séparateurs lorsque ceux-ci ont 75 m de largeur, si les coupes adjacentes ont moins de 100 ha, ou 125 m lorsque les coupes adjacentes ont entre 100 et 150 ha. Cependant, le nombre de tiges ne doit pas

être abaissé à moins de 1 500 tiges commerciales vivantes par hectare (Gouvernement du Québec, 1996). Or, les séparateurs à l'étude avaient 60 m de largeur. Il n'est pas rare toutefois d'observer des séparateurs, particulièrement des séparateurs riverains, de plus de 60 m et de près de 75 m. Ces séparateurs seraient donc sujets à une éclaircie. L'effet d'une telle éclaircie modifie le couvert ; par conséquent, il influe sur l'utilisation que peut en faire par la faune. Ainsi, les résultats obtenus dans la présente étude ne sont applicables qu'aux séparateurs de 60 m non éclaircis et non aux séparateurs de plus grande largeur et aux séparateurs éclaircis.

Le RNI autorise aussi la récolte de la forêt résiduelle lorsque la végétation des parterres de coupe atteint 3 m de hauteur (Gouvernement du Québec, 1996). Il serait donc important de vérifier la pertinence de conserver plus longtemps cette forêt résiduelle, en s'assurant que les espèces qui y sont maintenues trouveront un habitat adéquat dans les peuplements en régénération de 3 m de hauteur, au moment de la récolte de la forêt résiduelle.

5.3 Blocs équivalents par rapport aux blocs résiduels

La présente étude avait pour objet d'évaluer l'utilisation de la forêt résiduelle selon deux approches permises par le RNI (Gouvernement du Québec, 1996) : les séparateurs et les blocs équivalents. Or, tel que nous l'avons mentionné plus tôt, les blocs à l'étude n'étaient pas équivalents à la plus grande des superficies déboisées adjacentes. Les blocs à l'étude étaient des blocs résiduels plutôt que des blocs équivalents. Avec les résultats obtenus, on ne peut donc pas tirer de conclusion sur la pertinence de l'approche par blocs équivalents. Cependant, puisque les divers paramètres analysés semblent généralement comparables entre les témoins, les séparateurs riverains, non riverains et les blocs résiduels, il y a lieu de croire que de véritables blocs équivalents ne seraient pas différents non plus.

5.4 Suivi télémétrique

Un volet télémétrie permettrait d'évaluer divers paramètres tels les domaines vitaux, la survie réelle et les déplacements des différentes espèces de sciuridés. Cela pourrait être particulièrement intéressant pour le grand polatouche, pour lequel peu de renseignements ont pu être recueillis ici. Génier et Bergeron (1996) abondent d'ailleurs dans le même sens puisqu'ils

avaient, eux aussi, capturé peu de grands polatouches dans la pessière noire de l'Abitibi. Le suivi télémétrique pourrait nous renseigner, notamment, sur une utilisation plus fine de l'habitat.

5.5 Stratégie d'échantillonnage

Une autre amélioration souhaitable pour l'étude serait de faire un échantillonnage qui tiendrait compte plus précisément de la phénologie de la reproduction. En effet, nous avons en effet observé une présence de jeunes dès la session d'échantillonnage du printemps 1997, alors que ce ne fut pas le cas en 1998 et 1999. Afin de pouvoir comparer rigoureusement les années entre elles, il faudrait que les sessions de piégeage se déroulent à la même étape du cycle annuel de l'histoire naturelle de l'espèce. On pourrait également établir un troisième échantillonnage à l'automne, une fois la dispersion des jeunes terminée.

6. Synthèse des résultats

Excepté en ce qui concerne les débris d'alimentation simples ($BR > SR$ et SN ; $TE' > SN$) et les densités de jeunes écureuils roux ($TE < SR$ et SN) (Tableau 1a et b), aucune différence significative entre les divers types de forêt résiduelle et les témoins n'a été observée aussi bien pour la densité et les paramètres de population de l'écureuil roux que pour l'abondance du grand polatouche et du tamia rayé. La très grande variabilité entre les différents sites d'un même type de milieu peut, en partie, expliquer ce phénomène (annexes 1 à 4). Compte tenu de cette variabilité, le nombre de réplicats (à savoir cinq sites par type de milieu) est trop faible pour observer une différence significative pour les faibles écarts entre les moyennes des types. Il aurait été préférable que le nombre de sites à l'étude et de périodes soit plus élevé. Par exemple, pour les densités d'écureuil roux adulte, nous avons échantillonné 14 sites à 4 reprises entre 1997 et 1998 ($n=56$), alors qu'au moins 1 000 parcelles-échantillons auraient été nécessaires pour obtenir une puissance permettant d'observer une différence entre les types de milieu, ce qui est irréaliste. En effet, la logistique rattachée à un tel effort d'échantillonnage est beaucoup trop onéreuse et, afin d'établir si des tendances se dégagent, il est plus réaliste de sacrifier de la puissance statistique.

La présente recherche confirme l'utilisation, à court terme, des différents types de forêt résiduelle par l'écureuil roux. Même si aucune mesure en ce sens n'a été prise, les observations faites sur le terrain portent à croire que l'écureuil utilise peu les parterres de coupe récents. Wolff et Zasada (1975) ont montré que l'écureuil roux quitte les parterres de coupe pour se localiser de nouveau dans la forêt résiduelle adjacente. Cependant, Génier et Bergeron (1996) affirment que la coupe avec protection de la régénération (CPRS) semble produire moins d'effets négatifs que la coupe à blanc traditionnelle, puisque les densités d'écureuil roux n'ont pas été réduits significativement dans les parterres de coupe par rapport aux densités qui existaient sur ces mêmes sites avant coupe. Il faut donc porter une attention particulière à la régénération laissée après une coupe. Dans certains peuplements denses, il est possible de laisser des tiges résiduelles non marchandes (DHP inférieur à 9 cm) d'une hauteur d'arbre qui peuvent fournir des caractéristiques d'habitat (couvert, nourriture, etc.) adéquates pour l'écureuil roux (coupe avec protection de la haute régénération). Si la régénération préétablie est peu abondante, peu de

végétation résiduelle sera laissée, ce qui rendra la coupe avec protection de la régénération comparable à une coupe à blanc traditionnelle, comme c'est le cas dans les parterres de coupe du secteur étudié. Il faut aussi porter une attention particulière au degré de fragmentation dans l'aire d'étude. Les types de forêt résiduelle de la présente étude ont un très fort taux de connectivité, alors que d'autres données, portant sur *S. vulgaris* (Wauters *et al.*, 1996), ont montré un fort isolement des sites et un haut degré de fragmentation. L'étude ne présente pas un habitat très fragmenté, ce qui constitue probablement un milieu moins stressant pour les sciuridés. Dans le cas de l'écureuil roux, une étude récente (Bayne et Hobson, 2000) démontre même que la fragmentation de la forêt en milieu agricole ne lui est pas particulièrement nuisible.

L'utilisation à court terme des divers types de forêt résiduelle a aussi été confirmée pour le grand polatouche et le tamia rayé. Bien que le grand polatouche semble peu abondant dans la pessière noire (présente étude ; Génier et Bergeron, 1996), il utilise la forêt résiduelle, même sous forme de séparateurs et il semble moins sensible aux perturbations en milieu boréal que dans le sud de son aire de répartition (USFWS, 1990 ; Urban, 1988). Quant au tamia rayé, son principal habitat se composant généralement de peuplements feuillus ou mixtes (Elliott, 1978), il n'est pas surprenant de le retrouver peu abondant dans la forêt résiduelle d'épinette noire qui se régénère en épinette noire.

Conclusion

La présente étude démontre que l'écureuil roux utilise, à court terme, les différents types de forêt résiduelle après coupe dans la pessière noire. De plus, les données de pistage hivernal, combinées avec celles de piégeage printanier et estival, indiquent que cette espèce utilise avec constances les trois types de forêt résiduelle (blocs résiduels, séparateurs riverains, séparateurs non riverains). Entre les types de forêt, la condition physique des individus (masse corporelle) semble équivalente. Quoique peu abondant, le grand polatouche était présent dans les séparateurs et les blocs. Peu abondant lui aussi, le tamia rayé était présent dans tous les types, mais rare dans les blocs résiduels.

Afin de bien évaluer l'efficacité des mosaïques de forêts résiduelles actuellement permises, d'autres données sur les populations de sciuridés sont nécessaires, du moins à moyen et à long terme. Le maintien de la diversité faunique dans la forêt résiduelle après la récolte forestière est un élément important dans la conservation régionale à long terme des espèces fauniques à petits domaines vitaux, telles que les sciuridés. En effet, les espèces maintenues dans la forêt résiduelle seront celles qui vont se disperser et coloniser les peuplements adjacents en régénération, lorsqu'ils redeviendront adéquats pour ces espèces.

Il faut aussi garder en tête que la coupe des boisés résiduels sera effectuée ultérieurement. En effet, la réglementation actuelle au Québec permet la récolte des blocs résiduels et des séparateurs lorsque la végétation adjacente, dans les parterres de coupes, atteint 3 m de hauteur. Il est alors primordial que les zones en régénération soient adéquates pour la faune, sans quoi tous les efforts de conservation auront été vains. Le tamia rayé peut bénéficier des jeunes peuplements ; l'écureuil roux, ubiquiste, pourra peut-être persister ; par contre, on peut se demander si le grand polatouche pourra s'y maintenir.

Annexe 1 Abondance du grand polatouche (nombre de captures¹ par 100 nuits-piège) par site échantillonné à différentes périodes

Site	Type	P97	E97	P98	E98	P99	E99
11	SN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,07
12	SN	0,00	0,00	0,00	1,49	1,07	1,51
13	SN	0,00	0,83	0,00	1,25	0,83	0,78
14	SN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	SN	1,88	2,10	1,26	2,38	0,00	2,35
21	SR	0,00	0,00	0,00	0,83	0,00	0,00
22	SR	0,00	0,00	0,00	0,00	1,39	0,85
23	SR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,78
24	SR	0,00	0,87	1,67	1,53	0,99	1,26
25	SR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76
31	BR	X ²	X	0,00	0,00	0,00	0,79
32	BR	X	X	0,00	1,86	0,00	2,04
33	BR	X	X	0,00	0,83	0,00	1,37
34	BR	X	X	0,75	1,25	1,86	1,57
35	BR	X	X	0,00	0,00	0,00	0,00
41	TE	0,00	0,64	0,97	0,00	0,00	0,00
42	TE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
43	TE	0,52	1,58	0,99	2,18	0,91	1,22
44	TE	0,00	0,00	0,95	0,00	0,56	0,00

1. Les recaptures ne sont pas considérées

2. X = site non échantillonné

SN : séparateur non riverain

SR : séparateur riverain

BR : bloc résiduel

TE : témoin

Annexe 2 Abondance du tamia rayé (nombre de captures par 100 nuits-piège) par site échantillonné à différentes périodes¹

Site	Type	P97	E97	P98	E98	P99	E99
11	SN	0,35	1,31	1,19	2,22	1,57	2,18
12	SN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40
13	SN	0,00	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00
14	SN	0,40	0,65	0,43	0,00	0,00	0,00
15	SN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
21	SR	0,00	0,00	0,62	0,80	0,00	0,61
22	SR	0,00	0,00	0,77	0,98	0,00	1,14
23	SR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24	SR	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00
25	SR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
31	BR	x ²	X	0,00	0,00	0,00	0,00
32	BR	X	X	0,00	0,00	0,00	0,00
33	BR	X	X	0,00	0,00	0,00	0,00
34	BR	X	X	0,00	0,00	0,00	0,96
35	BR	X	X	0,00	0,00	0,00	0,00
41	TE	0,00	0,00	0,22	0,55	0,50	0,54
42	TE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
43	TE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
44	TE	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00

1. Les recaptures ne sont pas considérées

2. X = site non échantillonné

SN : séparateur non riverain

SR : séparateur riverain

BR : bloc résiduel

TE : témoin

Annexe 3 Densité des écureuils roux adultes (N/ha) par site échantillonné à différentes périodes

Site	Type	P97	E97	P98	E98	P99	E99
11	SN	1,39	0,96	1,51	0,00	0,00	0,00
12	SN	1,10	1,39	1,21	1,63	0,70	0,70
13	SN	2,02	1,64	1,28	1,46	1,16	0,83
14	SN	2,57	0,00	2,19	1,29	1,50	1,01
15	SN	1,73	1,85	1,68	1,36	0,73	0,73
21	SR	1,77	1,33	2,23	1,45	1,33	0,87
22	SR	1,34	1,34	1,50	1,16	0,93	0,83
23	SR	1,02	0,50	1,55	1,23	0,83	1,16
24	SR	1,55	1,79	2,05	1,55	1,83	1,72
25	SR	0,00	1,75	2,20	1,40	1,29	0,93
31	BR	X ¹	X	1,55	1,96	2,52	0,66
32	BR	X	X	1,45	1,77	1,69	1,77
33	BR	X	X	0,66	1,45	2,08	1,55
34	BR	X	X	1,06	0,66	1,99	1,96
35	BR	X	X	0,63	0,00	1,02	0,00
41	TE	2,22	1,91	2,22	0,37	1,71	1,09
42	TE	2,20	1,80	2,44	0,37	1,71	1,66
43	TE	0,86	1,63	1,01	0,48	1,18	0,64
44	TE	1,27	1,47	1,87	0,98	1,89	1,40

1. x = site non échantillonné

SN : séparateur non riverain

SR : séparateur riverain

BR : bloc résiduel

TE : témoin

Annexe 4 Densité des écureuils roux jeunes (N/ha) par site échantillonné à différentes périodes

Site	Type	P97	E97	P98	E98	P99	E99
11	SN	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12	SN	0,00	1,75	0,00	1,10	0,00	0,00
13	SN	0,00	0,93	0,00	1,16	0,00	0,50
14	SN	0,00	1,21	0,00	1,37	0,00	0,00
15	SN	0,00	1,91	0,00	0,00	0,00	1,26
21	SR	0,00	1,81	0,00	0,00	0,00	0,66
22	SR	0,00	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00
23	SR	0,00	1,64	0,00	1,34	0,00	0,00
24	SR	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,93
25	SR	0,00	2,02	0,00	0,00	0,00	0,00
31	BR	X ¹	X	0,00	0,00	0,00	0,00
32	BR	X	X	0,00	3,01	0,00	0,87
33	BR	X	X	0,00	1,09	0,00	0,00
34	BR	X	X	0,00	0,00	0,00	1,12
35	BR	X	X	0,00	1,31	0,00	0,00
41	TE	0,00	1,74	0,00	0,00	0,00	0,80
42	TE	1,03	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00
43	TE	0,00	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00
44	TE	0,86	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00

1. X = site non échantillonné

SN : séparateur non riverain

SR : séparateur riverain

BR : bloc résiduel

TE : témoin

Annexe 5 Nombre total d'individus capturés par espèce de sciuridés par période d'échantillonnage

Espèce	P97	E97	P98	E98	P99	E99
Écureuil roux	97	149	157	171	75	61
Grand polatouche	4	11	12	30	17	36
Tamia rayé	0	6	11	21	6	10

Annexe 6 Résultats de l'inventaire de la végétation par site

Site	Séparateurs non riverains					Séparateurs riverains				
	11	12	13	14	15	21	22	23	24	25
Nbre Parcelles	8	7	10	9	6	12	12	11	10	16
Surface terrière (> 9cm)										
Total	20,8	28,0	35,8	34,4	21,0	36,5	32,3	24,9	29,4	23,4
Écart type	11,9	12,4	6,8	7,7	16,8	16,0	14,8	9,4	14,0	16,5
EPN	18,0	21,4	26,4	26,9	14,7	30,5	29,7	20,4	17,0	22,3
PIG	2,5	6,6	7,2	3,6	5,7	1,7	2,2	4,6	8,6	0,5
SAB	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	1,2	0,3	0,0	1,6	0,0
MEL	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,4
BOP	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
PET	0,3	0,0	1,2	3,6	0,7	0,2	0,0	0,0	2,2	0,3
Tiges arbres/ha (> 9cm)										
Total	1043	1537	1636	1558	988	1499	1236	1263	1033	1315
Écart type	617	861	425	368	905	659	773	501	602	967
EPN	978	1179	1180	1291	717	1298	1137	1120	626	1257
PIG	53	358	302	100	248	44	63	142	276	25
SAB	0	0	127	0	0	92	30	0	74	0
MEL	0	0	0	0	0	64	0	0	0	23
BOP	0	0	0	20	0	0	7	0	0	0
PET	12	0	26	148	23	2	0	0	58	11
Fermeture arbres (%)	44	60	62	57	43	53	54	61	59	46
Écart type	13	13	15	21	15	17	23	19	17	28
Hauteur arbres (m)	16,6	16,5	18,9	17,4	17,5	17,4	21,1	16,3	18,0	15,3
Écart type	3,6	3,1	2,9	2,4	4,0	5,0	1,9	2,7	2,6	3,3
Âge (ans)	89	77	87	82	90	99	89	84	88	80
Écart type		15	6	7	10	25	5	6	6	7
Chicots/ha	118	287	268	90	163	139	95	471	248	170
Écart type	60	94	214	49	65	90	43	423	160	42
Tiges arbustes/ha (1-9cm)										
Total	750	457	600	756	733	1067	200	1745	440	1775
Écart type	1236	586	573	1174	891	2056	362	3706	692	1887
EPN	600	400	480	711	267	600	67	1564	400	1700
PIG	0	0	0	0	0	0	0	182	0	0
SAB	50	0	120	0	0	433	100	0	40	75
MEL	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0
BOP	100	57	0	0	467	0	33	0	0	0
PET	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0
Fermeture arbustes (%)	4	17	16	13	13	18	18	38	39	33
Écart type	5	30	15	13	23	23	18	29	25	33
Obstruction latérale (%)	43	46	51	49	62	69	67	64	71	61
Écart type	14	17	14	23	25	18	18	19	13	23
Débris au sol (%)	8,2	4,4	3,7	3,4	12,1	3,6	8,7	2,7	4,2	2,6
Écart type	4,8	3,7	2,4	3,1	6,6	1,9	5,0	2,2	2,4	2,0
Débris au sol (M³)	91	22	20	23	103	39	61	16	33	13
Écart type	80	26	16	25	79	20	43	13	35	17

	Blocs résiduels					Témoins				
Site	31	32	33	34	35	41	42	43	44	45
Nbre Parcelles	15	16	13	15	12	13	18	16	16	15
Surface terrière (> 9cm)										
Total	31,7	35,1	41,7	32,9	13,0	21,2	17,6	23,4	35,5	26,8
Écart type	12,0	13,2	13,6	12,6	6,7	7,2	9,1	15,0	13,2	10,8
EPN	23,6	23,8	34,5	28,0	10,7	15,4	12,3	14,3	25,1	20,9
PIG	6,9	11,0	6,3	2,5	0,0	0,0	0,0	2,8	1,01	0,0
SAB	0,1	0,1	0,5	0,7	2,0	3,4	5,1	5,9	6,3	3,1
MEL	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOP	1,1	0,0	0,5	0,9	0,3	2,3	0,1	0,5	2,5	2,3
PET	0,0	0,3	0,0	0,8	0,0	0,2	0,0	0,0	0,6	0,4
Tiges arbres/ha (> 9cm)										
Total	1649	2031	2163	2005	984	1310	878	1362	1768	1149
Écart type	638	614	991	684	419	525	479	565	861	624
EPN	1348	1475	1787	1760	825	958	514	889	1326	825
PIG	241	539	326	90	0	0	0	107	41	0
SAB	1	8	16	32	146	243	362	345	277	168
MEL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BOP	58	0	34	53	12	107	2	21	108	127
PET	0	10	0	70	0	2	0	0	16	23
Fermeture arbres (%)	54	59	52	59	35	66	45	43	73	51
Écart type	23	15	16	18	21	22	24	26	27	16
Hauteur arbres (m)	13,1	14,8	16,3	12,7	10,4	13,8	14,2	12,7	16,2	18,7
Écart type	4,3	2,8	4,2	4,0	2,2	4,1	4,9	4,3	3,5	4,0
Âge (ans)	80	81	71	64	46	59	85	56	81	97
Écart type	4	12		27	18	30	53	28	18	30
Chicots/ha	153	172	305	133	16	166	68	109	181	153
Écart type	107	135	117	137	23	126	75	99	112	119
Tiges arbustes/ha (1-9cm)										
Total	1707	1500	892	2507	3133	2031	2333	3100	2525	1440
Écart type	2235	1576	1634	2349	2983	2010	2424	3274	3403	1929
EPN	1493	1475	462	2160	2767	1415	578	2600	950	720
PIG	27	25	0	27	0	0	711	0	125	0
SAB	187	0	338	0	367	369	1000	500	1250	640
MEL	0	0	0	0	0	31	0	0	0	0
BOP	0	0	92	240	0	215	44	0	175	53
PET	0	0	0	80	0	0	0	0	25	0
Fermeture arbustes (%)	9	8	8	15	13	30	32	11	29	23
Écart type	14	13	20	20	9	15	28	10	29	18
Obstruction latérale (%)	63	66	54	65	64	70	71	80	62	73
Écart type	18	16	14	27	19	18	19	10	21	19
Débris au sol (%)	2,8	2,1	5,9	3,0	0,4	1,1	4,1	2,1	3,9	4,1
Écart type	2,6	1,7	4,0	2,9	0,7	0,7	4,3	3,2	2,3	2,8
Débris au sol (M³)	23	11	31	30	3	8	29	19	25	36
Écart type	31	13	33	26	6	9	28	31	20	33

(Données compilées par Normand Bertrand)

Bibliographie

- AMBROSE, R.E., 1975. « The Effect of Small-Tract Clearcutting on Population of Birds and Small Mammals », Ph. D. thesis, University of Tennessee, 287 p.
- ANONYME, 1996. « Impacts à court terme de l'exploitation forestière sur la faune et ses utilisateurs », gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Résumé du colloque tenu à Rouyn le 28 mars 1996.
- 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 », *Can. J. Zool.*, vol. 76, p. 62-69.
- BAYNE, E.M. et K.A. HOBSON, 2000. « Relative Use of Contiguous and Fragmented Boreal Forest by Red Squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*) », *Can. J. Zool.*, vol. 78, p. 359-365.
- BERTRAND, N., F. POTVIN et R. COURTOIS, 1997. « Évaluation de l'utilisation par la faune des séparateurs de coupes après la récolte forestière faites selon deux scénarios », document du protocole préliminaire non publié, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, 11 p.
- BOOKHOUT, T.A., 1994. « Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats », Fifth Ed., Bethesda, Md., The Wildlife Society, 740 p.
- BOUCHARD, R. et F. POTVIN, 1984. « L'aménagement intégré de la faune et de la forêt du Québec », gouvernement du Québec, ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche, 56 p.
- BOWERS, M.A., 1995. « Use of Space and Habitats by the Eastern Chipmunk, *Tamias striatus* », *J. Mamm.*, 76(1), p. 12-21.
- BURNHAM, K.P. et W.S. OVERTON, 1978. « Estimation of the Size of a Closed Population when Capture Probabilities vary Among Animals », *Biometrika*, 65(3), p. 625-633.
- CAREY, A.B. 1989. « Wildlife Associated with Old-Growth Forest in the Pacific Northwest », *Natural Areas Journal*, vol. 9, p. 151-162.
- CAREY, A.B., T.M. WILSON, C.C. MAGUIRE et B.L. BISWELL, 1997. « Dens of Northern Flying Squirrels in the Pacific Northwest », *J. Wild. Manage.*, 61(3), p. 684-699.
- CAREY, A.B., J. KERSHNER, B. BISWELL et L. DOMINGUEZ DE TOLEDO, 1999. « Ecological Scale and Forest Development: Squirrels, Dietary Fungi, and Vascular Plants in Managed and Unmanaged Forests », *Wildl. Monogr.*, vol. 142, 71 p.
- CELADA, C., G. BOGLIANI, A. GARIBOLDI et A. MARACCI, 1994. « Occupancy of Isolated Woodlots by Red Squirrel *Sciurus vulgaris* L. », *Italy Conservation Biology*, vol. 69, p. 177-183.

- DAVIS, D.W., 1969. « The Behavior and Population Dynamics of the Red Squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) in Saskatchewan », Thèse de doctorat, Fayetteville, Arkansas, É.U., Université de l'Arkansas, 222 p.
- DEMPSEY, J.A. et D.M. KEPPIE, 1993. « Foraging Patterns of Eastern Red Squirrels », *J. Mamm.*, 74(4), p. 1007-1013.
- DE VRIES, P.G., 1974. « Multi-Stage Line Intersect Sampling », *Forest Science*, vol. 20, p. 129-133.
- EISENBERG, J.F., 1966. « The Social Organisation of Mammals », *Hand. Zool.*, vol. 39, p. 1-92.
- ELLIOT, C.A., 1982. « Integrating Forest and Wildlife Management on International Paper Company's Northern Experiment Forest », Master Thesis, University of Maine, 190 p.
- ELLIOTT, L., 1978. « Social Behavior and Foraging Ecology of the Eastern Chipmunk (*Tamias striatus*) in the Adirondack Mountains », *Smithsonian Contributions to Zoology*, vol. 265, p. 1-107.
- FANCY, S.G., 1980. « Nest-Tree Selection by Red Squirrels in a Boreal Forest », *Canadian Field-Naturalist*, 94(2), p. 198.
- FERRON, J., 1980. « Ontogénèse du comportement de l'Écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) », *Can. J. Zool.*, vol. 58, p. 1090-1099.
- FERRON, J., 1981. « Comparative Ontogeny of the Behavior in Four Species of Squirrels (*Sciuridae*) », *Z. Tierpsychol.*, vol. 55, p. 193-216.
- FERRON, J., 1984. « Behavioral Ontogeny Analysis of Sciurid Rodents, with Emphasis on the Social Behavior of Ground Squirrels in the Biology of Ground-Dwelling Squirrels », *Annual Cycles, Behavioral Ecology and Sociality*, University of Nebraska Press, p. 24-42.
- GÉNIER, A. et J.-M. BERGERON, 1996. « Impact à court terme de la coupe à blanc avec régénération sur les petits mammifères en forêt boréale », gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 127 p.
- GINGRAS, J.-F., 1997. « La coupe rase avec blocs résiduels ou avec séparateurs de coupe : une analyse économique comparative », FERIC, FT-263, 8 p.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 1994. « Loi sur les forêts », Éditeur officiel du Québec, 75 p.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 1996. « Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public », Éditeur officiel du Québec, 35 p.
- HAYWARD, G.D. et R. ROSENTERER, 1994. « Lichens as Nesting Material for Flying Squirrels in the Northern Rocky Mountains », *J. Mamm.*, 75(3), p. 663-673.
- HURLY, T.A., 1986. « Male-Biased Adult Sex Ratios in a Red Squirrel Population », *Can. J. Zool.*, vol. 66, p. 1284-1286.
- KIRKLAND, G.L.Jr., T.R. JOHNSON Jr. et P. STEBLEIN, 1985. « Small Mammal Exploitation of a Forest-Clearcut Interface », *Actas Therio*, vol. 30, p. 211-218.

- KRULL, J.N., 1970. « Response of Chipmunks and Red Squirrels to Commercial Clearcut Logging », *New-York Fish and Game Journal*, 17(1), p. 58-59.
- KUUSIPALO, J. et J. KANGAS, 1994. « Managing Biodiversity in a Forestry Environment », *Conservation Biology*, 8(2), p. 450-460.
- LAFOND, R., 1986. « Aménagement polyvalent du territoire », Mont-Royal (Québec), Modulo éditeur, 138 p.
- LAYNE, J.N., 1954. « The Biology of Red Squirrel, *Tamiasciurus hudsonicus loquax* (Bangs), in Central New York », *Ecological Monographs*, 24(3), p. 227-268.
- LOVEJOY, D.A., 1975. « The Effect of Logging on Small Mammal Populations in New England Northern Hardwoods », *Univ. Conn. Occas. Pap. Biol. Sci. Ser.*, vol. 2, p. 269-291.
- MAHAN, C.G. et R.H. YAHNER, 1996. « Effects of Forest Fragmentation on Burrow-Site Selection by the Eastern Chipmunk (*Tamias striatus*) », *Am. Midl. Nat.*, vol. 136, p. 352-357.
- MAHAN, C.G. et R.H. YAHNER, 1999. « Effects of Forest Fragmentation on Behaviour Patterns in the Eastern Chipmunk (*Tamias striatus*) », *Can. J. Zool.*, vol. 77, p. 1991-1997.
- MARTELL, A.M., 1983. « Changes in Small Mammal Communities after Logging in North-Central Ontario », *Can. J. Zool.*, vol. 61, p. 970-980.
- MARTELL, A.M. et A. RADVANYI, 1977. « Changes in Small Mammal Populations after Clearcutting of Northern Ontario Black Spruce Forest », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 91, p. 41-46.
- MASER, C., R. ANDERSON et E.L. BULL, 1981. « Aggregation and Sex Segregation in Northern Flying Squirrels in Northeastern Oregon, an Observation », *Murrelet*, vol. 62, p. 54-55.
- MASER, C., Z. MASER, J.W. WITT et G. HUNT, 1986. « The Northern Flying Squirrel : a Mycophagist in Southwestern Oregon », *Can. J. Zool.*, vol. 64, p. 2086-2089.
- MATTSON, D.J. et D.P. REINHART, 1996. « Indicators of Red Squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) Abundance in the White Bark Pine Zone », *Great Basin Naturalist*, vol. 56, p. 272-275.
- MÖNKKÖNEN, M., P. REUNANEN, A. NIKULA, J. INKERÖINEN et J. FORSMAN, 1997. « Landscape Characteristics Associated with the Occurrence of the Flying Squirrel *Pteromys volans* in Old-Growth Forests of Northern Finland », *Ecography*, vol. 20, p. 634-642.
- MONTHNEY, R.W., 1984. « Effects of Timber Harvesting on Ungulates in Northern Maine », *J. Wildl. Manage.*, 48(1), p. 279-285.
- MONTHNEY, R.W. et E.C. SOUTIERE, 1985. « Response of Small Mammals to Forest Harvesting in Northern Maine », *Canadian Field-Naturalist*, 99(1), p. 13-18.
- NELSON, L.JR. et F.W. CLARK, 1973. « Correction for Sprung Traps in Catch/Effort Calculations of Trapping Results », *J. Mamm.*, 54(1), p. 295-298.
- NUDDS, T.D., 1977. « Quantifying the Vegetative Structure of Wildlife Cover », *Wild. Soc. Bull.*, 5(3), p. 113-117.

- NUPP, T.E. et R.K. SWIHART, 1998. « Effects of Forest Fragmentation on Population Attributes of White-Footed Mice and Eastern Chipmunks », *J. Mamm.* 79(4), p. 1234-1243.
- O'DONOGHUE, M. et S. BOUTIN, 1995. « Does Reproductive Synchrony Affect Juvenile Survival Rates of Northern Mammals ? », *Oikos*, vol. 74, p. 115-121.
- OTTER, K., 1994. « The Impact of Potential Predation Upon the Foraging Behaviour of Eastern Chipmunk », *Can. J. Zool.*, vol. 72, p. 1858-1861.
- PATTON, D.R., R.L. WADLEIGH et H.G. HUDAK, 1985. « The Effect of Timber Harvesting on the Kaibab Squirrel », *J. Wild. Manage.*, 49(1), p. 14-19.
- POOLE, K. G. et R.P. GRAF, 1996. « Winter Diet of Marten During a Snowshoe Hare Decline », *Can. J. Zool.*, vol. 74, p. 456-466.
- POTVIN, F. et R. COURTOIS, 1998. « Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre : synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier », Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 91 p.
- POTVIN, J., 1994. « Importance de la prédation des cônes de l'épinette noire (*Picea mariana*) par l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) », Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi. 110 p.
- PRESCOTT, J. et J. FERRON, 1978. « Breeding and Behaviour Development of the American Red Squirrel, *Tamiasciurus hudsonicus*, in Captivity », *International Zoo Yearbook*, vol. 18, p. 125-130.
- PRESCOTT, J. et P. RICHARD, 1982. « Mammifères du Québec et de l'est du Canada », Tome 1, Éditions France-Amérique, 199 p.
- PROULX, A. et R. WALSH, 1991. « Modalités d'intervention en milieu forestier », ministère des Ressources naturelles, Les Publications du Québec, 81 p.
- RAINE, R.M., 1986. « Winter Food Habits and Foraging Behaviour of Fisher (*Martes pennanti*) and Martens (*Martes americana*) in Southern Manitoba », *Can. J. Zool.*, vol. 65, p. 745-747.
- RANSOME, D.B. et T.P. SULLIVAN, 1997. « Food Limitation and Habitat Preference of *Glaucomys sabrinus* and *Tamiasciurus hudsonicus* », *J. Mamm.*, 78(2), p. 538-549.
- ROSENBERG, D.K. et R.G. ANTHONY, 1992. « Characteristics of Northern Flying Squirrel Populations in Young Second- and Old-Growth Forests in Western Oregon », *Can. J. Zool.*, vol. 70, p. 161-166.
- ROSENBERG, D.K., W.S. OVERTON et R.G. ANTHONY, 1995. « Estimation of Animal Abundance when Capture Probabilities are Low and Heterogeneous », *J. Wild. Manage.*, 59(2), p. 252-261.
- ROSENRETER, R., G.D. HAYWARD et M. WICKLOW-HOWARD, 1997. « Northern Flying Squirrel Seasonal Food Habits in the Interior Conifer Forest of Central Idaho, USA », *Northwest Science*, 71(2), p. 99-101.

- RUSCH, D.A. et W. REEDER, 1978. « Population Ecology of Alberta Red Squirrels », *Ecology*, vol. 59, p. 400-420.
- SAUCIER, J.-P., J.-P. BERGER, H. D'AVIGNON et P. RACINE, 1994. « Le point d'observation écologique », gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers, Service des inventaires forestiers, 116 p.
- SMITH, C.C., 1968. « The Adaptive Nature of Social Organisation in the Genus of Tree Squirrels *Tamiasciurus* », *Ecological Monographs*, vol. 38, p. 31-63.
- SNYDER, D.P., 1982. « *Tamias striatus* », *Mammalian Species*, vol. 168, p. 1-8.
- SOUTIERE, E.C., 1979. « Effects of Timber Harvesting on Marten in Maine », *J. Wild. Manage.*, 43(4), p. 850-860.
- STEVENSON, J.D. et J.T. MAJOR, 1982. « Marten use of Habitat in a Commercially Clear-Cut Forest », *J. Wild. Manage.*, 46(1), p. 175-182.
- STONE, C. et D. CARLESTON, 1983. « Wildlife Habitat Considerations in Forest Operations », Oregon Dept. of Forestry et Oregon Dept. of Fish & Wildlife, 26 p.
- STUART-SMITH, A.K. et S. BOUTIN, 1995. « Predation on Red Squirrels During a Snowshoe Hare Decline », *Can. J. Zool.*, vol. 73, p. 713-722.
- TAULMAN, J.F., G.S. KIMBERLY et R.E. THILL, 1998. « Demographic and Behavioural Responses of Southern Flying Squirrels to Experimental Logging in Arkansas », *Ecological Applications*, 8(4), p. 1144-1155.
- THOMPSON, I.D., 1994. « Marten Populations in Uncut and Logged Boreal Forests in Ontario », *J. Wild. Manage.*, 58(2), p. 272-280.
- UNDERWOOD, A.J., 1997. « Experiments in Ecology. : Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance », Cambridge University Press, 504 p.
- URBAN, V.K., 1988. « Home Range, Habitat Utilization, and Activity of the Endangered Northern Flying Squirrel », Master thesis, West Virginia University, 69 p.
- USFWS, 1990. « Appalachian Northern Flying Squirrels (*Glaucomys sabrinus fucus* and *G. sabrinus coloratus*) Recovery Plan », Gen.Tech.Rep., 62 p.
- VAHLE, J.R. et D.R. PATTON, 1983. « Red Squirrel Cover Requirements in Arizona Mixed Conifer Forests », *J. For.*, vol. 81, p. 14-15.
- VAN APELDOORN, R.C., C. CELADA et W. NIEUWENHUIZEN, 1994. « Distribution and Dynamics of the Red Squirrel (*Sciurus vulgaris* L.) in a Landscape with Fragmented Habitat », *Landscape Ecology*, 9(3), p. 227-235.
- VAN WAGNER, C.E., 1968. « The Line Intersect Method in Forest Fuel Sampling », *Forest Science*, vol. 14, p. 20-26.

- WATERS, J.R. et C.J. ZABEL, 1995. « Northern Flying Squirrel Densities in Fir Forests of Northeastern California », *J. Wild. Manage.*, 59(4), p. 858-865.
- WAUTERS, L.A. et A.A. DHONDT, 1985. « Population Dynamics and Social Behaviour of Red Squirrel Populations in Different Habitats », *Proc. Congr. Int. Union Game Biol.*, n^o. 17, p. 311-318.
- WAUTERS, L.A. et A.A. DHONDT, 1989. « Variation in Length and Body Weight of Red Squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Two Different Habitats », *J. Zool. Lond.*, vol. 217, p. 93-106.
- WAUTERS, L.A., A.A. DHONDT, H. KNOTHE et D.T. PARKIN, 1996. « Fluctuating Asymmetry and Body Size as Indicators of Stress in Red Squirrel Populations in Woodland Fragments », *J. Applied Ecology*, vol. 33, p. 735-740.
- WEIGL, P.D., 1978. « Interspecific Interactions and the Distribution of the Flying Squirrels, *Glaucomys volans* and *G. sabrinus* », *Am. Midl. Nat.*, dans 100(1), p. 83-96.
- WEIGL, P.D. et D.W. OSGOOD, 1974. « Study of the Northern Flying Squirrel *Glaucomys sabrinus* by Temperature Telemetry », *Am. Midl. Nat.*, vol. 92, p. 482-486.
- WELLS-GOSLING, N., 1985. « Flying Squirrels, Gliders in the Dark », Washington, DC., Smithsonian Institution Press, 129 p.
- WILKINSON, L., 1996. « Systat 7.0 for Windows » *Statistics*, 751 p.
- WITT, J.W., 1992. « Home Range and Density Estimates for the Northern Flying Squirrel, *Glaucomys sabrinus*, in Western Oregon », *J. Mamm.*, vol. 73, p. 921-929.
- WOLFF, J.O. et J.C. ZASADA, 1975. « Red Squirrel Response to Clearcut and Shelterwood Systems in Interior Alaska », USDA Forest Service Research Note, PNW-255.
- YAHNER, R.H., 1980. « Burrow System Use by Red Squirrels », *American Midland Naturalist*, vol. 103, p. 409-411.
- ZAR, J.H., 1984. « Biostatistical Analysis », 2nd Ed, Englewood Cliffs, N.J., Prentice-Hall, 718 p.